



MIDDLE POMERANIAN SCIENTIFIC SOCIETY  
OF THE ENVIRONMENT PROTECTION  
ŚRODKOWO-POMORSKIE TOWARZYSTWO NAUKOWE  
OCHRONY ŚRODOWISKA

---

**Annual Set**  
**The Environment Protection**  
**Volume 20. Year 2018**

Part 2

**Rocznik**  
**Ochrona Środowiska**  
**Tom 20. Rok 2018**

Część 2

---

**Koszalin, Poland 2018**



# **Selection of a Container Storage Strategy at the Rail-road Intermodal Terminal as a Function of Minimization of the Energy Expenditure of Transshipment Devices and CO<sub>2</sub> Emissions**

*Roland Jachimowski<sup>\*</sup>, Emilian Szczepański<sup>\*</sup>, Michał Kłodawski<sup>\*</sup>,  
Katarzyna Markowska<sup>\*\*</sup>, Janusz Dąbrowski<sup>\*\*\*</sup>*

*<sup>\*</sup>Warsaw University of Technology,*

*<sup>\*\*</sup>Silesian University of Technology,*

*<sup>\*\*\*</sup>Koszalin University of Technology*

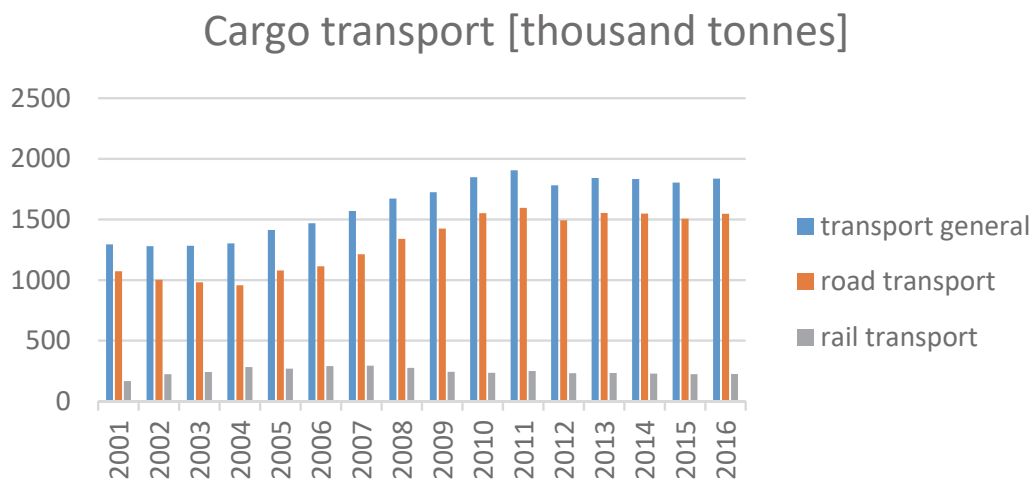
## **1. Transport and the environment**

The quality of the natural environment, including atmospheric air, is an important factor affecting society and, hence, economic development. Identification of the causes of increased emissions is an important aspect of activities in many areas of the economy. This is due to the great emphasis on ecological forms of business running. The work to improve the quality of atmospheric air is a very important topic and is part of the European Commission's activities for actions taken in relation to environmental protection (Ambroziak et al. 2014, Jacyna et al. 2014).

One of the areas of interest of the European Commission in the field of air quality improvement are measures leading to the sustainable transport development. This development is based on such a division of transport tasks between different modes of transport, so that on the one hand there is no difficulty in access to a given mode of transport, and on the other hand, that there are no congestion and excessive pollution of the environment (Jacyna-Gołda et al. 2017).

The majority of environment pollutants are generated by road transport. In Poland, as much as 84% of the cargo is transported by road. For comparison, only 12% of cargo are transported by rail. 3% of cargo included in the government statistics are transported by pipeline transport, and the remaining 1% is transported by sea and inland waterway transport (Central Statistical Office 2016). Such large disproportions in terms of mass of transported cargo by road result mainly from the high availability of the road transport network and the possibility of carrying out door to door transport. Also a wide range of road transport means for transporting various types of cargo as well as the highest availability in time compared to other modes of transport results in their widespread use (Świdorski et al. 2018).

The share of road transport in the total weight of transported cargo is systematically growing, as shown in Fig. 1.



**Fig. 1.** Share of road and rail transport in the mass of transported cargo in Poland in 2001-2016

**Rys. 1.** Udział transport drogowego i kolejowego w masie przewożonych ładunków w Polsce w latach 2001-2016

Predetermined for long-distance rail transport, in reality transports cargo on average distance of only 228 km. Also surprising is the average distance on which cargo are transported by road, calculated in 2016 at 196 km (Central Statistical Office 2016). Such a large and still increasing share of road transport implies undesirable effects, including air pollution from trucks' combustion engines. Therefore, the idea of sustainable

transport development focuses mainly on the limitation of cargo transport by road transport towards rail, inland waterway and sea transport and multimodal solutions, as well as increasing the importance of public transport, including the increase in the share of rail vehicles in passenger transport (Jacyna-Golda et al. 2014, Jacyna et al. 2014).

As part of the policy of sustainable transport development, in order to preserve the balance between various modes of transport and reduce the negative environmental effects of transport, the European Union has taken a number of actions regarding supporting the development of intermodal transport, which is understood as the carriage of cargo using more than one type of transport and only one loading unit, e.g. container or swap body, on the entire transport route, without transshipment of the goods themselves.

These activities are described in detail in the **White Paper on Transport**, where a plan to create a single European transport area was presented with a view of reducing emissions in the transport sector by 60% by 2050. In addition, the **Operational Program Infrastructure and Environment 2014-2020** presents objectives focused at: developing sustainable and environmentally friendly transport, improving access to the European transport network. In turn, the **EU 2020 Strategy for smart and sustainable development conducive to social inclusion** assumes supporting economies that use resources more efficiently and are more environmentally friendly.

Intermodal transport is thus considered to be a tool that will be used on a large scale to significantly reduce the emission of harmful exhaust compounds mainly from road transport means.

Therefore, the article presents the issue of limiting the emission of harmful exhaust compounds from the point of view of the intermodal terminal operator and the transshipment loading devices powered by various engines. The strategy of containers storage in the storage yard was analyzed, while also examining the distance covered by the transshipment device and the time of carrying out the containers handling. The results obtained in a variant approach made it possible to estimate the amount of transshipment devices energy expenditure and the associated CO<sub>2</sub> emissions. The conclusions contain recommendations for the container storage at the rail-road intermodal terminal.

## 2. Intermodal terminals as tools for implementation of sustainable development policy

Moving the mass of transported cargo from road transport to rail transport is closely related to the dynamic development of containerization observed since the 1980s. This is due to the growing exchange of goods in international trade and the need to look for cheap, fast and reliable forms of transport. Therefore, the possibility of transporting cargo in one loading unit offered by intermodal transport along the entire transport route using any of the transport modes is desired by trade partners.

The growing turnover of containers is a challenge for means of transport and container handling points (intermodal terminals).

According to the definition adopted by the European Conference of Ministers of Transport, ECMT), the United Nations Economic Commission for Europe (UNECE) and the Organization for Economic Community and Development (OECD), the terminal is an area for storage of intermodal loading units, which is equipped with transshipment equipment for intermodal loading units handling (ECMT).

Intermodal terminals can be divided into rail-road and marine terminals. In the first case we deal with terminals located on the railway network with access to road infrastructure. In the second case, however, these are terminals located in seaports and are part of the port. Marine intermodal terminals, due to their functions in the intermodal transport, have access to both, rail and road transport infrastructure, and in some cases, inland waterway infrastructure (Jakubowski 1978). In addition, such terminals are equipped with own warehouse facilities, which enable the provision of services related to the consolidation of general cargo in containers (Izdebski et al. 2018).

Intermodal transshipment terminals play an important role in rail-road transport, performing the following functions:

- transshipment of intermodal loading units in various transition relationships through the terminal. Transshipments depending on the loading units service technology can be carried out both directly and indirectly with operational storage,
- operational and rotational storage of intermodal loading units,
- logistic support of the transport chain (sorting of intermodal loading units, quality control, customs and border clearance),
- providing additional services (current maintenance, repair and cleaning of intermodal loading units).

In Poland, the network of intermodal terminals is one of the densest in the European Union. The average density per area of the country is about 1 terminal per ten thousand km<sup>2</sup>. In 2016, 35 active terminals were located in Poland:

- 7 marine intermodal terminals,
- 28 rail-road intermodal terminals.

Unfortunately, the quality of their infrastructure does not go beyond the network density of intermodal terminals. In addition to the insufficient length of rail loading tracks, the problem is with the handling equipment. Only few terminals are equipped with gantry cranes, allowing the maximum use of the cargo space and characterized by a short cycle of transshipment operations. Taking into account the number of currently operating intermodal terminals, the data included in Table 1 show their modest equipment. Detailed characteristics of transshipment equipment used in intermodal terminals are presented in work (Jacyna et al. 2017, Pyza et al. 2017).

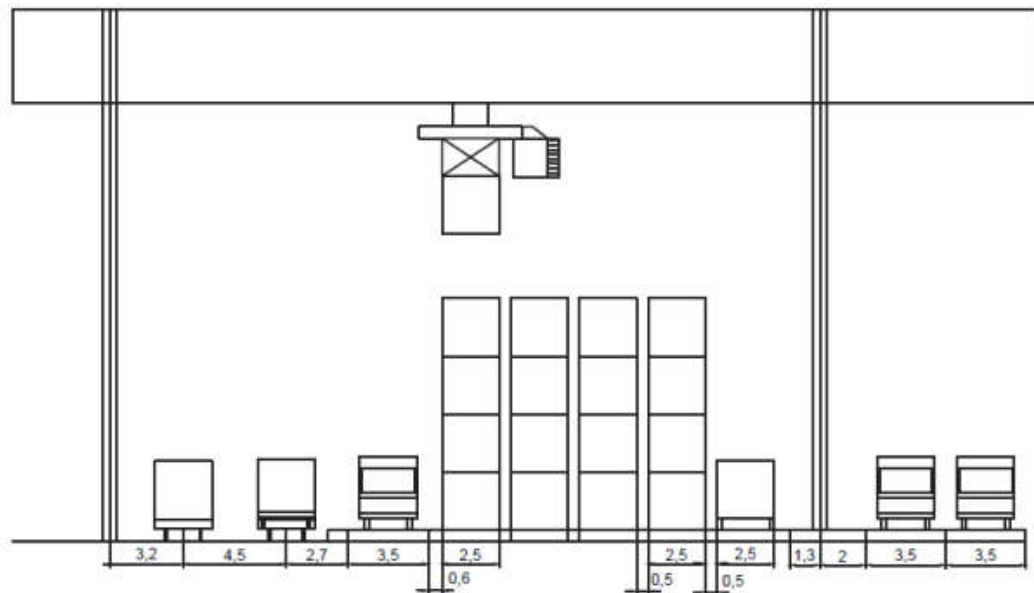
**Table 1.** Equipment of the rail-road intermodal terminals in Poland

**Tabela 1.** Wyposażenie terminali intermodalnych kolejowo-drogowych w Polsce

Equioment type	Numer of items
RMG gantry cranes	8
RTG gantry cranes	10
Reachstacker	30
Forklift tucks	6
Terminal tractors	13

The transshipment equipment mentioned in table 1, apart from the scope of container handling, also differ in their mode of power supply. In rail-road intermodal terminals, gantry cranes are powered by electricity. Other types of power supply of RTG cranes are based on a combustion engine, often acting as a power generator. Container trucks are powered only by internal combustion engines. The factors determining the use of a given transshipment equipment in an intermodal terminal are essentially the volume of turnover and the purchase cost of the equipment

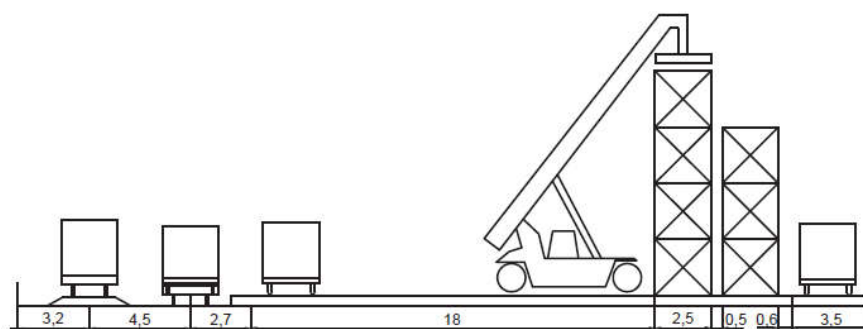
(Jacyna-Gołda et al. 2017). In large intermodal terminals, it is necessary to use gantry cranes, which in addition to significant container stacking capabilities also have the option of servicing a storage yard consisting of several rows of containers. In the case of gantry cranes, the width of the storage yard depends on the clearance between the crane supports. An exemplary cross-section of the crane operating space is shown in Fig. 2.



**Fig. 2.** Gantry crane operating space

**Rys. 2.** Przestrzeń operacyjna suwnicy bramowej

For reachstackers, the width of the storage yard will be limited to 2-3 rows of containers. The cross-section of the reachstacker operating space is shown in Fig. 3.



**Fig. 3.** Reachstacker operating space

**Rys. 3.** Przestrzeń operacyjna reachstrackera

### **3. Container storage technology in the rail-road terminal**

In the rail-road intermodal terminal, after the train arrives, the wagons with containers are unloaded. The containers are transshipped directly to the road transport vehicles, or in the case of the road vehicles absence, to the storage yard. Thus, either direct or indirect loading operations are performed.

Due to the fact that containers at the storage yard are stacked one on top of the other, it is necessary to plan their arrangement taking into account their gross weight (heavier container should not be stored on a lighter container) stability (40' container cannot be stacked on two 20' containers and vice versa), expected date of container's departure (in order to avoid moving containers on the yard trying to get a given container from under another one).

The information of the container storage location in the storage yard is one of the factors determining the speed processes that are implemented in the intermodal terminal, which indirectly influences the success in the field of customer service. This essentially affects the duration of rail cars loading / unloading operations, which in this case does not depend only on the handling equipment efficiency. At this point, a very important issue is to plan the place of containers storage after unloading process in order to quickly load them at a later date. This issue is further complicated by the containers stacking. The time of loading operations directly affects the time that train stays in the terminal.

The distribution of containers in the rail-road terminal storage yard has not been studied in the literature so far. The interest of scientists in this topic usually focuses on the distribution of containers in the storage yard of a marine intermodal terminal. In this area, many literature have been published. Articles regarding the containers storage can be divided into four categories:

1. Individual container distribution.
2. Distribution of groups of container.
3. Comparisons of container storage strategy.
4. Container distribution taking into account other processes in the storage area.



The distribution of individual containers on the storage yard is generally carried out in two stages (Guldogan 2010, Park et al. 2011, Chen et al. 2012). First, the container is allocated to the selected storage block and then to the selected location in the given block. This is due to the fact that in marine intermodal terminals the storage yard is divided into blocks. In rail-road terminals, there are blocks, but their division is usually resulting from different types of containers stored in these blocks. In addition, in rail-road terminals, these blocks usually constitute one large block operated by the main transshipment device.

The distribution of container groups on the yard was undertaken in the works (Nishimura et al. 2009, Huang et al. 2011, Woo et al. 2011). The allocation of container groups to the blocks usually results from the ship berthing place. In (Nishimura et al. 2009), the authors minimize the weighted total time of container handling, depending on the unloading times as well as container transport times from the berth to the storage yard. Similarly in (Huang et al. 2011) authors are using the simulated annealing algorithm to check the possible permutations of the distribution of container groups in the block. A new approach to determining the distribution of container groups is proposed in paper (Woo et al. 2011). The authors have developed 4 rules of containers storage in the storage yard assuming that:

- a fixed number of storage places is reserved for each container group,
- the containers storage time is constant. The number of free spaces in the storage yard must correspond to the number of arriving containers,
- empty storage spaces are reserved in proportion to the arrival speed of containers of different groups. Thus, the number of storage places for a given container group is determined by multiplying the average container arrival rate of a given group by a fixed value,
- empty storage spaces are reserved in proportion to the square roots of the number of containers arrived at the respective groups. The number of storage places for a group of containers is determined by multiplying the square root of the average speed of arrival of containers of a given group by a fixed value.

A part of the literature regarding the containers storage is devoted to the comparison of the storage strategies. Essentially, these strategies concern the random containers storage or according to specific categories

resulting from technical parameters of containers, dates of their departure from the storage yard or their destination for the transport of selected types of cargo. An example of such a comparison between random strategy and strategy by category using simulation tools is presented in paper (Dekker et al. 2006).

The classification of container storage strategies on the storage yard was made in (Saanen et al. 2007). In turn, comparisons of these strategies were made in (Ku et al. 2010). The compared strategies are presented as follows:

- Dedicated – Not dedicated. The dedicated strategy assumes that containers dedicated for different ships cannot be stored in the same storage block. The „not dedicated” strategy is opposite to that, so within a given storage block different (in terms of destination) containers can be stored.
- Consolidated – Dispersed. The consolidated strategy groups the containers for a given ship within the storage block into clusters. Dispersed strategy does not assume such grouping. The containers are mixed up.
- Housekeeping – Immediate storage. In the housekeeping strategy, the containers in the storage block are placed temporarily. In the meantime, before the planned departure, the container is moved to the another area of a given block or to another block, in order to accelerate its later loading onto the means of external transport. In the strategy of immediate storage, the container after delivery to the storage block remains in a given place until its departure.
- Storage optimization – Handling (loading) optimization. In the storage optimization, the container is placed in a block in order to maximize the efficiency of the storage space utilization. In the handling optimization strategy, the container is placed in a storage block in order to enable its later loading in a shorter time.

The above-mentioned strategies were investigated in papers (Bruzzzone et al. 1998, Petering et al. 2006, Saanen et al. 2007, Stahlbock et al. 2008, Zhang et al. 2003, Kim et al. 2006). Literature analysis of the above strategies has shown that there is a lot of space devoted to the problem of housekeeping container storage. This is due to the specific requirements of sea carriers, which within the contracts with intermodal terminals reserve the preferred storage locations for their containers, in order to minimize their vessels unloading / loading time.

The part of the literature regarding container storage at the intermodal terminal captures this problem comprehensively in connection with terminal transport processes. For example, in (Lee et al. 2006) the authors consider the issue of container storage from the point of view the total number of crane cycles minimization. On the other hand, in the works (Murty et al. 2005, Murty et al. 2005) the authors developed decision support systems in which the problem of container storage was connected to the problem of container transport in the terminal, the allocation of gantry cranes for containers handling as well as the road vehicles arrival scheduling.

The similar approach was presented in paper (Laik et al. 2008). Using the simulation approach as well as the consolidated strategy, the problem of container storage and crane scheduling from the point of view of minimization of storage and handling costs were considered.

Combinations of container storage problems with the problem of their transport from the quay to the storage yard were made in (Lee et al. 2012).

#### **4. Problem description**

In this article, the authors consider the problem of the containers distribution in the storage yard. We focus on various strategies for the containers distribution in the storage yard, depending on the arrangement of containers on the train. It was proposed to analyze the distance traveled by the loading device (crane) during the loading operations in the wagon-yard relation depending on whether the containers are placed on the yard relative to their size or container's owner with different container distribution strategies on the rail cars.

A review of the literature in the field of container storage at marine terminal suggests, that only the optimization algorithms used there can be also used in rail-road terminals. This is obviously due to the specificity of the rail-road intermodal terminal. In principle, only strategies such as: dedicated and consolidated after taking into account certain modifications allow their use in the rail-road terminal. These modifications concern the division of the containers storage yard into areas of containers of individual sizes or, alternatively, dividing the storage yard into the areas where the containers of sea or rail carriers are stored. The consolidated and dedicated strategy in its pure form would indicate the

need to place containers intended for a given train in one place (area) of the storage yard. However, due to the considerable length of the intermodal train, preparation of containers intended for a given intermodal train in one area will generate unnecessary extended distances that a loading device must overcome in order to deliver a container for a car located even several hundred meters away from the temporary container storage area. In fact, in small rail-road intermodal terminals with relatively small containers flow (eg terminals serving one intermodal train per day), this practice is followed. In the case of such a small workload, the terminal can afford this type of practice, which is inappropriate from an economic point of view.

Regarding the above, the article presents an analysis of the strategies for the distribution of import containers in the storage yard, while taking into account their distribution on the train. The container storage distribution strategies analyzed in this paper are:

- a) containers distribution in the storage yard by their size,
- b) containers distribution in the storage yard by their owners (sea or rail carriers).

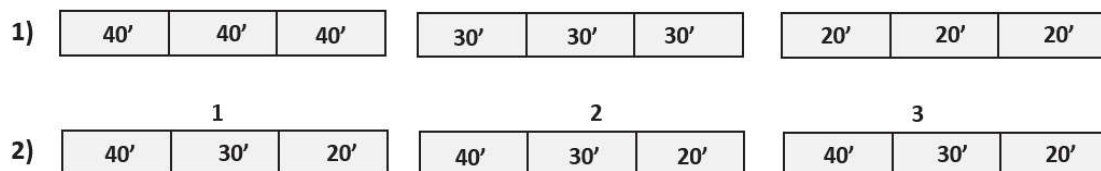
In addition to the distribution of containers on the storage yard, we also analyzed the distribution of these containers on the train and its impact on the distance traveled by the loading device depending on the strategy. The strategies of containers distribution on a train generally assume:

- a) random distribution of containers on the train,
- b) distribution of containers on the train according to their owners (sea or rail carriers).

As a result, in the article we proposed the following variants of the containers distribution on the yard:

1. Distribution by container size. Starting from the head of the train, containers 40', 30' and finally 20' are placed in the yard.
2. Distribution according to container owners and containers size at the same time. Starting from the head of the train, the containers of the owner 1, 2 and 3 are placed. In addition, the containers of individual owners are set in the order 40', 30' and 20'.

The above variants of the containers distribution on the yard are schematically shown in Fig. 4 ((1) – variant number, 20' – container size, 1, 2, 3 – container owner number). The storage yard in these variants has been divided into areas where the containers are generally stored by their size or by owner and size.



**Fig. 4.** Containers storage variants

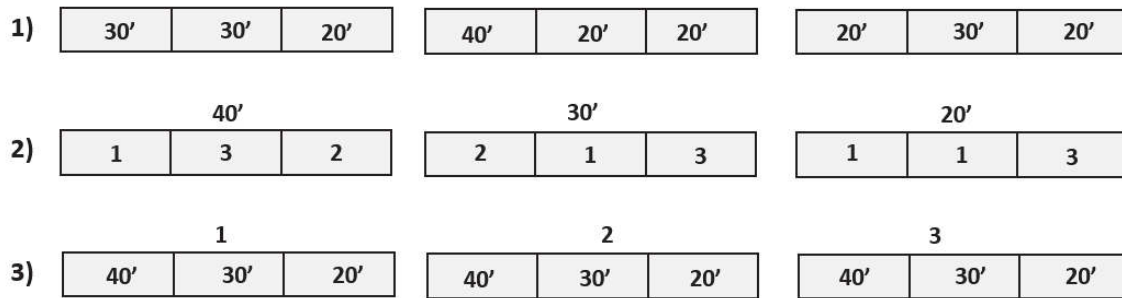
**Rys. 4.** Warianty przechowywania kontenerów

The variants of containers distribution on train are presented as follows:

1. Random containers distribution.
2. Distribution of containers according to their size with random assignment of container owners. From the head of the train containers 40', then 30' and finally 20' are placed on the cars. In addition, distribution of containers of individual owners within containers of a given size is random.
3. Distribution of containers according to their owners and size. Starting from the head of the train, the containers belonging to the owner 1, 2 and 3 are placed. In addition, the containers of individual owners are set by their decreasing size (first the 40' containers of the owner 1, then 30' a 20' containers of the owner 1).

The above variants of containers distribution on the train are shown in Fig. 5 ((2) – variant number, 20' – container size, 1, 2, 3 – container owner number). The train was divided into parts in which the containers were distributed randomly, by size or by their owner.

Considering the problem of the distance covered by the loading device (gantry crane), the above three variants of container distribution on the train were analyzed together with two variants of the containers distribution on the storage yard. As a result, 5 variants were obtained, which were analyzed using a simulation tool. These variants are summarized in the Table 2.



**Fig. 5.** Variants of containers distribution on train

**Rys. 5.** Warianty rozmieszczenia kontenerów w pociągu

For the purposes of the research, a simulation model of containers transshipment process from the train to the storage yard was developed. The model was built in FlexSim environment. It is a software that allows for intuitive mapping and optimization of any transport processes, regardless of their scale. Thanks to the extensive library of 3D objects, it is possible to reproduce the analyzed process (eg the movement of a container through an intermodal terminal). In addition, the ability to visualize the process allows for even more accurate mapping and analysis.

**Table 2.** Variants numbers of containers distribution on the train and on the storage yard

**Tabela 2.** Warianty rozmieszczenia kontenerów na pociągu i placu składowym

	Variant				
	1	2	3	4	5
Number of a variant of containers distribution on train	1	2	3	2	3
Number of a variant of containers distribution on storage yard	1	1	1	2	2

To conduct analyzes, the following assumptions were necessary:

- Containers ISO 1A, 1B and 1C were the subject of the research.
- Containers belong to 3 different owners.
- The number of containers by their size and owners is presented in Table 3.

- The trains consists of 30 cars. Every car is 19,9 m long and has 3 TEU capacity.
- Containers were stored in one layer in the first row of the storage block.
- The distance between the rail cars and the storage yard was 6 m.
- Konecranes RTG gantry crane was used as a loading device. This choice was dictated by the quite common use of this type of gantry at rail-road intermodal terminals. Its technical parameters relevant to the covered distance are shown in Table 4.
- Rail cars are unloaded starting from the first car at the head of in the train according to the FIFO strategy.
- Unloading was carried out by a single gantry crane powered by electricity.
- The average time of container capture was 15 s.
- The average time of container release was 25 s.

**Table 3.** Number of containers by their size and owners

**Tabela 3.** Liczba pojemników według wielkości i właścicieli

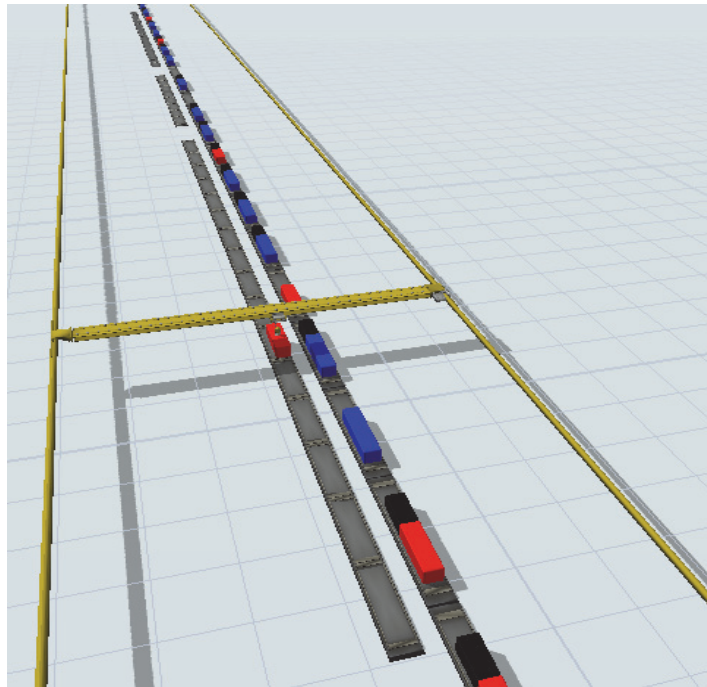
Container type	Owner number			Total
	1	2	3	
1C	8	8	8	24
1B	3	3	2	8
1A	6	5	5	16
Total				48

**Table 4.** Konecranes RTG crane technical parameters

**Tabela 4.** Parametry techniczne żurawia typu Konecranes RTG

Parameter	Value m/s
Lifting/ lowering speed	0,43
Trolley speed	1,16
Gantry speed	2,16

Schematically, a fragment of the constructed simulation model is shown in Fig. 6.



**Fig. 6.** A fragment of the simulation model prepared in the FlexSim tool

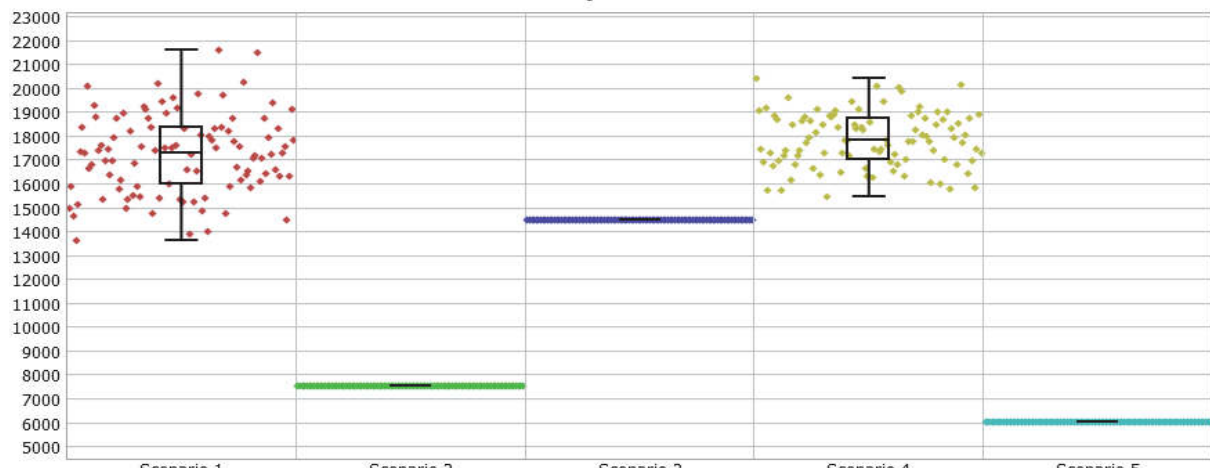
**Rys. 6.** Fragment modelu symulacyjnego przygotowanego w narzędziu FlexSim

## 5. Results

Due to the random distribution of containers on rail cars in some variants, computational experiments were performed for 100 random samples. The results of the obtained calculations are shown in Fig. 7. The minimum value of the distance covered by the loading device (6025 m) was obtained for variant 5. The analysis of the results indicates that the variants, where the random distribution of containers on the cars was allowed, turned out to be worse than the others from the point of view of the distance covered by the loading device (crane).

In addition to the distance traveled by the device, the times of carrying out loading operations in individual variants were also calculated (see Table 5). These times were used to calculate the energy expenditure of the loading device. Based on the data from the crane manufacturer (CONECRANES Catalog), it was assumed that, when the crane's loading capacity is fully utilized, its hourly electricity consumption is 99 kWh. Therefore, the energy expenditure related to container loading in individual variants is presented in Table 5.





**Fig. 7.** Experiments results with the use of the FlexSim tool (distances in meters)

**Rys. 7.** Wyniki eksperymentów w programie FlexSim (odległość w metrach)

In addition to supplying RTG cranes with electricity from an intermodal terminal electricity network, manufacturers also offer more mobile solutions using an internal combustion engine. These types of gantries are usually used in storage yards in marine intermodal terminals, where cranes often change their working area (in this case, permanent connection of the crane with an electric cable would be troublesome). The mobile solutions of the RTG cranes include the use of only an internal combustion engine or a hybrid engine for powering the crane. From the point of view of crane operating costs, as well as the negative impact of harmful exhaust compounds on the natural environment, the use of this type of power supply is uneconomical and not ecological. In order to present differences in energy expenditure for different types of crane power supply, their comparison for the model considered in the article was made in table 6. Based on the manufacturer's data, the hourly fuel consumption was assumed in a crane powered by a hybrid and combustion engine, respectively 19 and 26 liters.

**Table 5.** Konecranes RTG energy expenditure in a given variant**Tabela 5.** Wydatek energetyczny Konecranes RTG w danym wariacie

	Variant				
	1	2	3	4	5
Containers loading time [s]	9901	6444	9684	12410	5755
Energy consumption [kWh]	272,278	177,21	266,31	341,275	158,2625

**Table 6.** Konecranes RTG energy expenditure**Tabela 6.** Wydatki energetyczne Konecranes RTG

	Variant				
	1	2	3	4	5
Containers loading time [s]	9901	6444	9684	12410	5755
Electric crane (electricity consumption [kWh])	272,28	177,21	266,31	341,28	158,26
Hybrid crane (diesel consumption [liters])	52,26	34,01	51,11	65,50	30,37
Diesel crane (diesel consumption [liters])	71,51	46,54	69,94	89,63	41,56

Based on the energy consumption, the costs of particular types of cranes use were calculated assuming that: the price of 1 kWh of electricity is PLN 0.55, and the cost of 1L diesel is PLN 4.8. The results of the calculations are summarized in Table 7.

**Table 7.** Konecranes RTG power supply costs**Tabela 7.** Koszty zasilania Konecranes RTG

	Variant				
	1	2	3	4	5
Containers loading time [s]	9901	6444	9684	12410	5755
Electric crane (electricity consumption [PLN])	149,75	97,47	146,47	187,70	87,04
Hybrid crane (diesel consumption [PLN])	250,83	163,25	245,33	314,39	145,79
Diesel crane (diesel consumption [PLN])	343,23	223,39	335,71	430,21	199,51

Based on the above table it is clear that the cost of using of crane powered by an internal combustion engine is more than twice as high as in the case of a crane powered from electricity network. In addition to the high cost of operation, this type of equipment also emits significant amounts of carbon dioxide into the atmosphere. For the purpose of calculation of the CO<sub>2</sub> emission generated by the gantry cranes in the analyzed model, it was assumed that (Geerlings et al. 2011):

- 1L of diesel generates 2.65 kg of CO<sub>2</sub>,
- production of 1 kWh of electricity by a power plant is related to the generation of 0.52 kg of CO<sub>2</sub> into the atmosphere.

The calculations were carried out for gantry cranes powered by electric energy and those equipped with a combustion and hybrid engine. The results of calculations are summarized in Table 8.

**Table 8.** Konecranes RTG CO<sub>2</sub> emission

**Tabela 8.** Emisja CO<sub>2</sub> Konecranes RTG

	Variant				
	1	2	3	4	5
CO <sub>2</sub> emission form the electric crane [kg]	141,58	92,15	138,48	177,46	82,30
CO <sub>2</sub> emission form the hybrid crane [kg]	133,77	87,07	130,84	167,67	77,76
CO <sub>2</sub> emission form the diesel crane [kg]	183,06	119,14	179,05	229,45	106,40

The results presented in the above table interpreted from the point of view of the negative impact of transport on the environment minimization show that the hybrid crane seems to be the most environmentally friendly. Taking into account the CO<sub>2</sub> emissions generated by power plants producing electricity, the use of gantry cranes powered only by an electric motor is not as environmentally friendly as it might seem. Nevertheless, from the point of view of the intermodal terminal owner the electric gantry crane will be most desirable mainly due to the significantly lower operating costs of the device resulting from the electricity consumption.

## 6. Summary

The research carried out in the article using a simulation model in the FlexSim environment and their results indicate the need for a structured planning of the distribution of containers on the storage yard and on the train. The values of the distance traveled by the loading device in particular variants differ significantly depending on whether the distribution of containers on the train was planned or not. Variants allowing the random distribution of containers on the train were much worse than those where the distribution was planned, while planning the distribution of containers on the terminal yard. The time of containers handling in random variants was almost twice as long as the time obtained in the best variant. Only variant 3 proved to be comparable with the best results for random variants. Based on the calculations, it was found that distribution of containers on the yard and on the train with respect to their owners and size is reasonable. At the same time, testing of CO<sub>2</sub> emissions of the loading device indicated that from the point of view of CO<sub>2</sub> minimization it is better to use cranes powered by a hybrid engine.

## References

- Ambroziak, T., Pyza D., Merkisz-Guranowska, A., Jachimowski R. (2014). *Ocena wpływu transportu drogowego na degradację środowiska przy różnej strukturze pojazdów*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa.
- Bruzzone, A., Signorile, R. (1998). Simulation and genetic algorithms for ship planning and shipyard layout. *Simulation*, 71(2), 74-83.
- Central statistical office (2016) – *Transport results of operations*.
- Chen, L., Lu, Z. (2012). The storage location assignment problem for outbound containers in a maritime terminal. *International Journal of Production Economics*, 135(1), 73-80.
- CONECRANES Catalog available at [www.konecranes.com](http://www.konecranes.com)
- Dekker, R., Voogd, P., Van, Asperen, E. (2006). Advanced methods for container stacking. *OR Spectrum*, 28, 563-586.
- Europejska Konferencja Ministrów Transportu ECMT*
- Geerlings, H., Duin, R. (2011). A new method for assessing CO<sub>2</sub>-emissions from container terminals: a promising approach applied in Rotterdam, *Journal of Cleaner Production*, 19(6-7).
- Guldogan, E. (2010). Simulation-based analysis for hierarchical storage assignment policies in a container terminal. *Simulation*, 87(6), 523-537.

- Huang, J., Ren, Z. (2011). Research on SA-based addressing model of slot in container terminal. *Applied Mechanics and Materials*, 97-98, 985-989.
- Izdebski, M., Jacyna-Gołda, I., Wasiak, M., Jachimowski, R., Kłodawski, M., Pyza D., Żak, J. (2018). The application of the genetic algorithm to multi-criteria warehouses location problems on the logistics network. *Transport*, 33(3), 741-750.
- Jacyna, M., Jachimowski, R., Pyza D. (2017). *Transport Intermodalny. Projektowanie terminali przeładunkowych*. PWN, Warszawa.
- Jacyna, M., Merkisz, J. (2014). Proecological approach to modelling traffic organization in national transport system. *Archives of Transport*, 30(3), 31-41.
- Jacyna, M., Wasiak, M., Lewczuk, K., Kłodawski, M. (2014). Simulation model of transport system of Poland as a tool for developing sustainable transport. *Archives of Transport*, 31(3), 23-35.
- Jacyna-Gołda, I., Żak, J., Gołębiowski, P. (2014). Models of traffic flow distribution for various scenarios of the development of proecological transport system. *Archives of Transport*, 33(1), 17-28.
- Jacyna-Gołda, I., Lewczuk, K. (2017). The method of estimating dependability of supply chain elements on the base of technical and organizational redundancy of process. *Maintenance and Reliability*, 19(3), 382-392.
- Jacyna-Gołda, I., Gołębiowski, P., Izdebski, M., Kłodawski, M., Szczepański, E. (2017). The evaluation of the sustainable transport system development with the scenario analyses procedure. *Journal of Vibroengineering*, 19(7), 5627-5638.
- Jakubowski, L. (1978). *Punkty kontenerowe w transporcie lądowym*. Wydawnictwo Komunikacji i Łączności, Warszawa.
- Kim, K.H., Kim, H.B. (2006). The optimal sizing of the storage space and handling facilities for import containers. *Transportation Research Part B*, 36B, 821-835.
- Ku, L.P., Lee, L.H., Chew, E.P., Tan, K.C. (2010). An optimization framework for yard planning in a container terminal: Case with automated rail-mounted gantry cranes. *OR Spectrum*, 32(3), 519-542.
- Laik, N., Hadjiconstantinou, E. (2008). Container assignment and gantry crane deployment in a container terminal: A case study. *Maritime Economics & Logistics*, 10, 90-107.
- Lee, D.H., Jin, J.G., Chen, J.H. (2012). Schedule template design and storage allocation for cyclically visiting feeders in container transshipment hubs. *Transportation Research Record*, 2273, 87-95.
- Lee, L.H., Lee, E.P., Chew, E.P., Tan, K.C., TAN, Han, Y. (2006). An optimization model for storage yard management in transshipment hubs. *OR Spectrum* 2006, 28(4), 539-561.

- Murty, K.G., Wan, Y.W., Liu, J., Tseng, M.M., Leung, E., Lai, K.K., Chiu, W.C. (2005). Hong Kong International Terminals gains elastic capacity using a dataintensive decision-support system. *Interfaces*, 35(1), 61-75.
- Murty, K.G., Liu, J., Wan, Y.W., Linn, R. (2005). A decision support system for operations in a container terminal. *Decision Support Systems*, 39, 309-332.
- Nishimura, E., Imai A., Janssens, G.K., Papadimitriou, S. (2009). Container storage and transshipment marine terminals. *Transportation Research Part E*, 45, 771-786.
- Park, T., Choe, R., Kim, Y.H., Ryu, K.R. (2011). Dynamic adjustment of container stacking policy in an automated container terminal. *International Journal of Production Economics*, 133, 385-392.
- Petering, M.E., Murty, K.G. (2006). Simulation analysis of algorithms for container storage and yard crane scheduling at a container terminal. In: *Proceedings of the second international intelligent logistics systems conference*, Brisbane, Australia, 19.1-19.15.
- Pyza, D., Jachimowski, R., Jacyna-Gołda, I., Lewczuk, K. (2017). Performance of equipment and means of internal transport and efficiency of implementation of warehouse processes. *Procedia Engineering*, 187, 706-711.
- Saenen, Y.A., Dekker, R. (2007) Intelligent stacking as way out of congested yards? part 1. *Port Technol Int*, 31, 87-92.
- Sanen, Y.A., Dekker, R. (2007). Intelligent stacking as way out of congested yards? part 2. *Port Technol Int 2007*, 32, 80-85.
- Stahlbock, R., Voß, S. (2008). Operations research at container terminal: a literature update. *OR Spectrum 2008*, 30, 1-52.
- Świdorski, A., Jóźwiak, A., Jachimowski, R. (2018). Eksploatacyjne miary jakości pojazdów w zastosowaniu do oceny usług transportowych z wykorzystaniem sztucznych sieci neuronowych. *Eksploatacja i Niezawodność - Maintenance and Reliability*, 2, 292-299.
- Woo, Y. J., Kim, K.H. (2011). Estimating the space requirement of outbound container inventories in port container terminals. *International Journal of Production Economics*, 133, 293-301.
- Zhang, C., Liu, J., Wan, Y.W., Murty, K.G., Linn, R. (2003). Storage space allocation in container terminals. *Transportation Research Part B*, 37B, 883-903.

## **Dobór strategii składowania kontenerów w lądowym terminalu intermodalnym w funkcji minimalizacji wydatku energetycznego urządzeń przeładunkowych i emisji CO<sub>2</sub>**

### **Streszczenie**

W artykule przedstawiono problematykę składowania kontenerów na placu składowym w lądowym terminalu intermodalnym i związaną z tym emisją szkodliwych związków spalin do atmosfery. Zagadnienie to rozważano z punktu widzenia dystansu pokonywanego przez urządzenia ładunkowe, czasu trwania prac ładunkowych oraz wynikającego z tego wydatku energetycznego i emisją CO<sub>2</sub>. Przeprowadzone badania podyktowane były dotychczasową niewielką liczbą publikacji na temat badania rozmieszczenia kontenerów na placach składowych w lądowych, kolejowo-drogowych terminala intermodalnych. Zdecydowana większość literatury poświęcona jest w tym zakresie morskim terminalom intermodalnym, których charakterystyka pracy różni się od tej w terminalach lądowych. Wskazano także na istotność tego problemu wynikającą z rosnących obrotów kontenerów przewożonych transportem kolejowym. Systematyczny wzrost tych przewozów i wyczerpywanie się zdolności obsługowych terminali intermodalnych powoduje konieczność usprawniania zachodzących tam procesów. Możliwość usprawniania tych procesów oprócz zastosowania narzędzi komputerowych realizowana jest także dzięki wykorzystaniu nowoczesnych urządzeń przeładunkowych. Urządzenia te w zależności od obszaru ich działania i zakresu ich zastosowania wykorzystują różne rodzaje zasilania, które w większym, bądź mniejszym stopniu wpływają na zanieczyszczenia środowiska. W przypadku rozważanych w niniejszym artykule suwnic jezdniowych, zasilanie to pochodzić może zarówno z silników spalinowych, hybrydowych jak i silników elektrycznych. Stąd też z punktu widzenia minimalizacji wielkości emisji szkodliwych związków spalin do atmosfery w artykule podjęto także problematykę wyboru urządzenia do realizacji zadań przeładunkowych.

Na potrzeby badań szczegółowo przedstawiono procesy obsługi kontenera w lądowym terminalu intermodalnym. Dokonano przeglądu literatury w zakresie metod i strategii składowania kontenerów. Rozważane procesy przeładunku kontenerów w relacji wagon-plac składowy zamodelowano w środowisku symulacyjnym FlexSim. Zbudowany model symulacyjny posłużył do opracowania 5 wariantów rozmieszczenia kontenerów na placu w funkcji ich rozmieszczenia na pociągu. Badania rozmieszczenia kontenerów na placu składowym wykonywano zarówno dla losowego jak i ustalonego rozmieszczenie kon-

tenerów na pociągu. W przypadku losowego rozmieszczenia kontenerów na pociągu próby wykonywano dla 100 powtórzeń.

Na podstawie badań symulacyjnych określono dystans pokonywany przez urządzenie przeładunkowe (suwnicę RTG) oraz czas realizacji prac ładunkowych w poszczególnych wariantach. Wykorzystując podawane przez producenta suwnic dane o wielkości zużywanej przez suwnicę energii obliczono jej wydatek energetyczny w poszczególnych wariantach dla różnych sposobów zasilania (silnik spalinowy, hybrydowy, elektryczny).

Uzyskane wyniki pozwoliły na wybór najlepszej spośród rozważanych, strategii składowania kontenerów na placu przy uwzględnieniu wielkości emitowanego przez urządzenia przeładunkowe CO<sub>2</sub> do atmosfery.

## **Abstract**

The article presents the problem of containers storage on a storage yard in an rail-road intermodal land and the emission of harmful exhaust gases into the atmosphere. This issue was considered from the point of view of the distance traveled by transshipment devices, the duration of loading work and the resulting energy expenditure and CO<sub>2</sub> emissions. The research was dictated by the current limited number of publications in the area of the distribution of containers on storage yards in rail-road intermodal terminals. The vast majority of the literature is devoted in this field to marine intermodal terminals, which operating characteristics are different from inland terminals. The importance of this problem resulting from the growing turnover of containers transported by rail transport was also pointed out. The systematic increase of this type of transport and the depletion of the intermodal services' operating capability makes it necessary to improve the processes taking place in the storage area. The possibility of improving these processes in addition to the use of computer tools is also realized through the use of modern transshipment devices. Depending on the area of their operation and the scope of their application, these devices use various types of power supply, which affect environmental pollution. In the case of gantry cranes considered in this article, their power supply may come from both combustion engines, hybrids and electric engines. Therefore, from the point of view of minimization of harmful exhaust gases emissions into the atmosphere, in the article, the problem of choosing the device for carrying out transshipment tasks was also taken up.

For the purposes of the research, the processes of container handling in the rail-road intermodal terminal have been presented in detail. A review of literature in the field of container storage methods and strategies was carried out. The considered container reloading processes in the wagon-yard relation were modeled in the FlexSim simulation environment. The constructed simula-



tion model was used to develop 5 variants of the distribution of containers on the storage yard as a function of their location on the train. Container deployments on the storage yard were carried out for both random and fixed distribution of containers on the train. In the case of a random arrangement of containers on the train, the tests were carried out for 100 replications.

On the basis of simulation tests, the distance covered by the transshipment device (RTG crane) and the time of carrying out the loading tasks in particular variants were determined. Using the crane data provided by the crane manufacturer, the energy expenditure was calculated in individual variants for different power supply methods (combustion engine, hybrid, electric engine).

The obtained results allowed the selection of the best strategy for containers storage, taking into account the amount of CO<sub>2</sub> emitted to the atmosphere by transshipment devices.

**Słowa kluczowe:**

Transport intermodalny, terminal intermodalny kolejowo-drogowy, strategie składowania kontenerów, emisja CO<sub>2</sub>, analiza symulacyjna, FlexSim

**Keywords:**

Intermodal transport, rail-road intermodal terminal, containers storage strategies, CO<sub>2</sub> emission, simulation analysis, FlexSim



## **Thermal Impacts of Vertical Greenery Systems in the Conditions of Lower Silesia**

*Daniel Skarżyński, Grzegorz Pęczkowski,  
Anna Pływaczyk, Katarzyna Szawernoga  
Wrocław University of Environmental and Life Sciences*

### **1. Introduction**

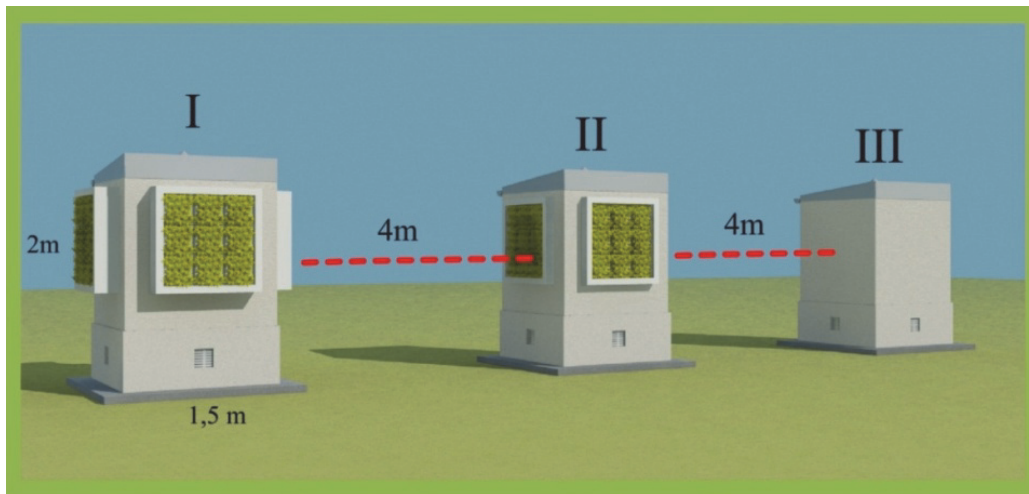
Dense urban development, widening of the roadway and designing underground installations make it impossible to plant trees and other street greenery. The decreasing amount of greenery affects, inter alia, the quality of the environment. In urban areas, green walls are one of the alternatives to conventional forms of greenery and are consistent with the generally understood principles of sustainability (Pawłowski 2011, Wong et al. 2009). In the world literature, we find information about architectural assumptions with the use of organic architecture. The concept of vertical gardens is relatively new on the world stage urban ecology. In Europe, it only appeared in the early years the eighties of the twentieth century. Currently, it is gaining more and more popularity. Until now, the substitute for such assumptions was creepers – ivy Common (*Hedera helix*) and ivy Boston (*Parthenocissus tricuspidata*).

They pay attention mainly to the aesthetic values and ecological properties, especially to the possibility of regulation of the temperature inside and around the building (Pérez et al. 2011). It was found that during the summer the temperature decrease around the green walls can reach even from 2 to 11°C, while in the winter the structure of the vertical garden protects the buildings elevation against the impact of wind power, reducing energy consumption for heating. Numerous studies have shown a positive effect of greenery on the microclimate and temperature

cooling processes (Alexandri & Jones 2008, Bas & Baskaran 2003, Cuce 2017, Holm 1989, Hopkins & Goodwin 2011, McPherson 1994, Mazzali et al. 2013, Papadakis et al. 2001, Peck et al. 1999, Price et al. 2015, Santamouris 2001, Safikhani 2014, Serra et al. 2017). Currently, there are few studies on the functioning of plant wall systems in local climatic conditions of Poland taking into account the construction of plant panels, the type of substrate and its humidity, and the degree of coverage of the wall surface by vegetation (Pęczkowski 2017). In order to determine the thermal properties of green walls in the local climatic conditions of Wrocław, in 2009-2014 at the Institute of Environmental Protection and Development of the University of Environmental and Life Sciences in Wrocław, research on experimental models of selected modular plant walls were carried out.

## 2. Characteristics of the facility, scope and methodology

The research facility located in the eastern part of Wrocław consists of free-standing experimental models made in the form of wooden structures with dimensions: length 1.5 m, width 1.5 m and height 2.0 m. On the walls of models with an area of 1 m<sup>2</sup> the plant panels were placed. Each façade has been equipped with 9 panels with dimensions of 33x33 cm. The panels were installed on a wooden frame 2 cm from the construction of the experimental model (Fig. 1, Fig. 2). The examined models differed in construction (Tab. 1), and their elevations were located in relation to the directions of the world. A total of 60 species of plants representing shrubs, perennials and grasses have been planted in the plant panels. The set of plant panels on experimental models was equipped with an automatic drip irrigation system. In the system, water was pumped to the top of the plant wall, and then after hydrating, excess water was collected for reuse in the lower reservoirs. The total water dose for each façade was 3.6 l day<sup>-1</sup>.



**Fig. 1.** Experimental models of modular plant walls (retention model I, economic II and reference III)

**Rys. 1.** Modele doświadczalne modułowych roślinnych ścian (model retencyjny I, ekonomiczny II i referencyjny III)



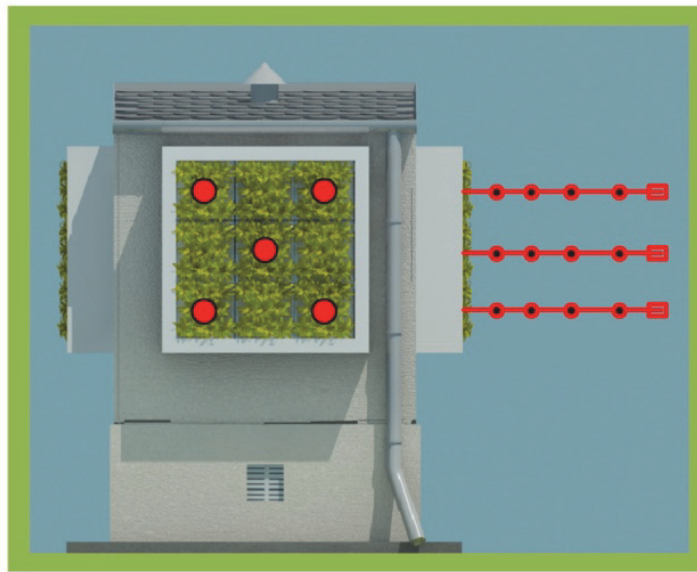
**Fig. 2.** Real experimental models, retention and economic

**Rys. 2.** Rzeczywiste modele eksperymentalne, retencyjny i ekonomiczny

**Table 1.** The thickness of vegetative medium with plants on experimental models**Tabela 1.** Miąższość podłoża wegetacyjnego z roślinami na modelach doświadczalnych

Green wall system		Thickness (cm)		
Experimental model	Type of vegetative medium	Substrate	Plants	Total
Retention model (I)	Soil substrate	15	15	30
Economic model (II)	Geotextile	5	15	20
Reference model (III)	Wall without plants	–	–	–

Measurements of the spatial temperature distribution were made using the innovative probe system developed in 2007 for the needs of temperature distribution tests (Wiśniewski et al. 2008). The probes were equipped with Maxim Integrated – Dallas DS18B20 sensor set with programmable resolution enabling measurement with an accuracy of 0.1°C. Communication of sensors with datalogger was carried out using a 1-wire bus. The individual sensors were installed in aluminum tubes with a special construction ensuring precise temperature measurement. In contrast to the standard measurement methods, the probes enable to measure the temperature distribution in the profile of plant walls in 5-9 points placed in a line near the wall (Fig. 3). The measurement was carried out in several layers: inside the object, on the surface of the wall, inside the substrate and the infiltration mat, inside the leaves and in front of the plant surface. On the reference wall only the surface and the façade temperature was measured. The recording was performed in a time interval of 1 minute. The daily temperature distribution was analyzed with regard to the southern, northern, eastern and western exposition of experimental models. In the tests, the analysis of the temperature distribution in the winter season was omitted due to the spot icing of the used temperature probes. The warmest days from the research period 2009-2012 were selected for the analysis of the daily temperature distribution.



**Fig. 3.** Layout of temperature probes on individual facades of experimental models

**Rys. 3.** Rozmieszczenie sond temperaturowych na poszczególnych elewacjach modeli doświadczalnych

### 3. Results and discussion

Analysis of the temperature distribution within 24 hours on the tested experimental models showed that in the night hours the temperature of the walls and the ambient temperature were similar. During the day, the highest temperature occurred at the southern exposure of the reference model (III) without plants from 12.00-18.00. It exceeded the average air temperature (Fig. 4). On both models with plant panels, significantly lower temperatures were recorded on all façades during the day compared to the air temperature. Experiment has shown that the interaction of plant surfaces, the substrate and the operation of the sun's rays is complex, resulting in different results in terms of reducing the surface temperature of the walls during the day and night. Assessing the formation of thermal relations in the analyzed period of research, it was found that the exposure has a significant impact on the temperature distribution throughout the day. The best cooling properties of plant walls were obtained at the southern exposure, and the lowest at the northern exposure. On the planted experimental models less temperature fluctuations are observed compared to the reference model without plants. At night time,

the surface temperature of exposed façades is smaller than behind the plant panels, indicating faster cooling of the façade without plants (Fig. 4). The highest thermal stability was recorded on the retention model (I) with soil substrate at the northern exposure, with the difference in extreme temperatures of 3.2°C. However, the largest difference in extreme temperatures of 5.3°C was recorded at the southern exposure with the value for the reference model (III) equal to 20.8°C (Tab. 2). The resulting maximum difference in the surface temperatures during the day between the experimental models is significant, reaching the highest value of 16.0°C at the eastern exposure between the retention model (I) and the reference model (III) (Tab. 3).

**Table 2.** Extreme temperatures ( $T_{max}$  and  $T_{min}$  [°C]) on the test surfaces of the retention (I), economic (II) and reference (III) models in the summer half

**Tabela 2.** Temperatury ekstremalne ( $T_{max}$  i  $T_{min}$  [°C]) na badanych powierzchniach modelu retencyjnego (I), ekonomicznego (II) i referencyjnego (III) w półroczu letnim

Surface	Exposition					
	S			N		
	$T_{max}$ [°C]	$T_{min}$ [°C]	$T_{max}-T_{min}$ [°C]	$T_{max}$ [°C]	$T_{min}$ [°C]	$T_{max}-T_{min}$ [°C]
$T_{ex}(I)$	22.2	16.9	5.3	21.4	18.3	3.2
$T_{ex}(II)$	24.2	16.1	8.1	26.5	15.2	11.2
$T_{ex}(III)$	34.9	14.1	20.8	28.2	14.3	14.0
	E			W		
$T_{ex}(I)$	21.4	17.6	3.8	21.2	17.1	4.1
$T_{ex}(II)$	25.0	15.8	9.2	24.8	15.5	9.3
$T_{ex}(III)$	33.7	14.3	19.4	33.3	14.0	19.3

$T_{ex}(I)$ ,  $T_{ex}(II)$ ,  $T_{ex}(III)$  – extreme surface temperature (maximum and minimum) on retention (I), economic (II), and reference model (III)

$T_{ex}(I)$ ,  $T_{ex}(II)$ ,  $T_{ex}(III)$  – ekstremalne temperatury powierzchni ścian (maksymalne i minimalne) na modelu retencyjnym (I), ekonomicznym (II) i referencyjnym (III)

**Table 3.** Maximum temperature differences between studied retention (I) and economic (II) models compared with the reference (III) model during the 24th day of the summer half

**Tabela 3.** Maksymalne różnice temperatur pomiędzy badanymi powierzchniami modelu retencyjnego (I) i ekonomicznego (II) względem modelu referencyjnego (III) w ciągu doby w półroczu letnim

Maximum temperature differences per day [°C]	Exposition			
	S	N	E	W
$T_{mx}(III-I)$	13.8	8.7	16.0	12.4
$T_{mx}(III-II)$	11.7	5.9	10.9	8.6

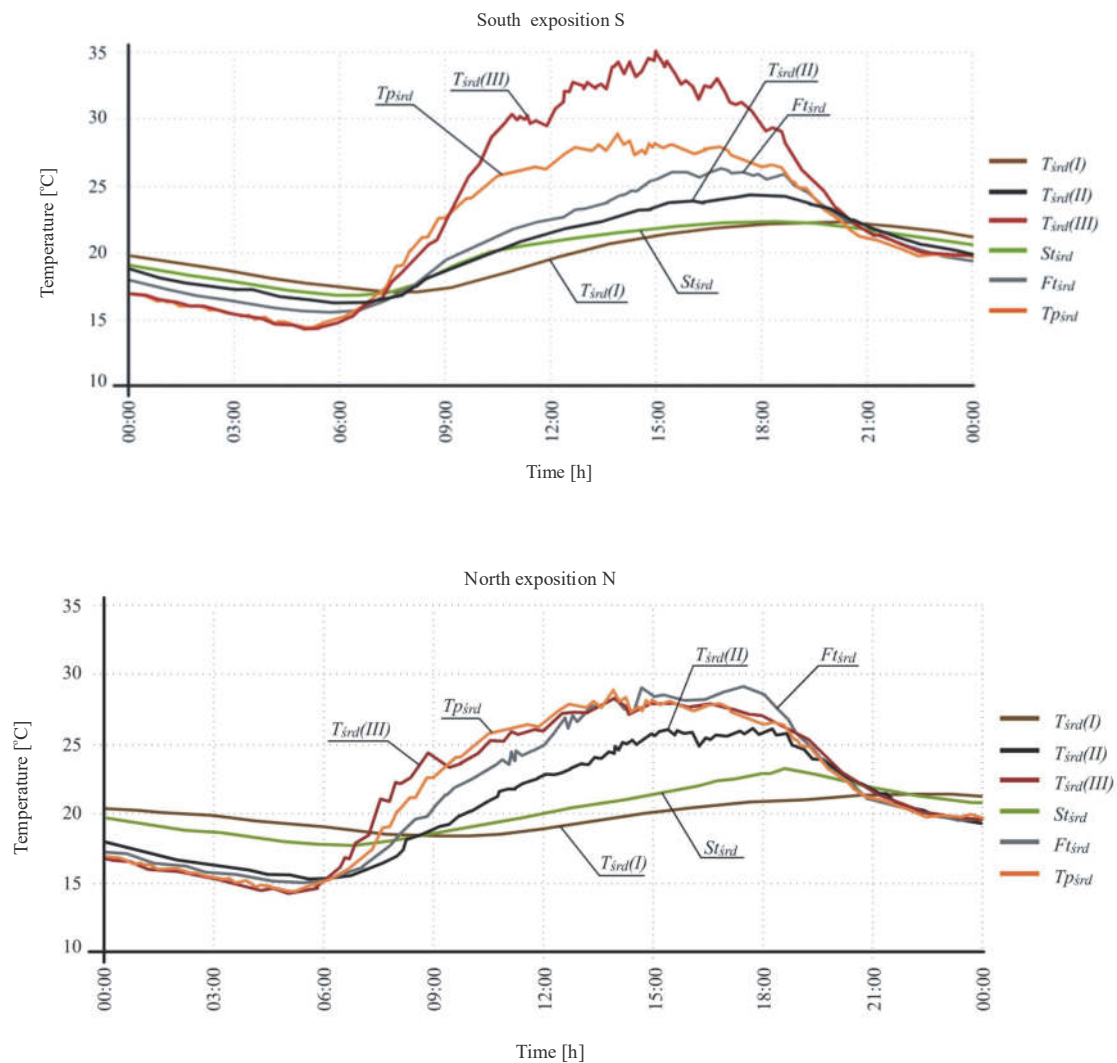
$T_{mx}(III-I)$  – maximum temperature difference between the exposed elevation of the reference model (III) and the elevation temperature behind the plant panels with the soil substrate retention model (I) per day,

$T_{mx}(III-II)$  – maximum temperature difference between the exposed elevation of the reference model (III) and the elevation temperature behind the plant panels with the hydroponic felt of the economic model (II).

$T_{mx}(III-I)$  – maksymalna różnica temperatur pomiędzy odsłoniętą elewacją modelu referencyjnego (III), a temperaturą na elewacji za panelami roślinnymi z substratem glebowym modelu retencyjnego (I) w ciągu doby

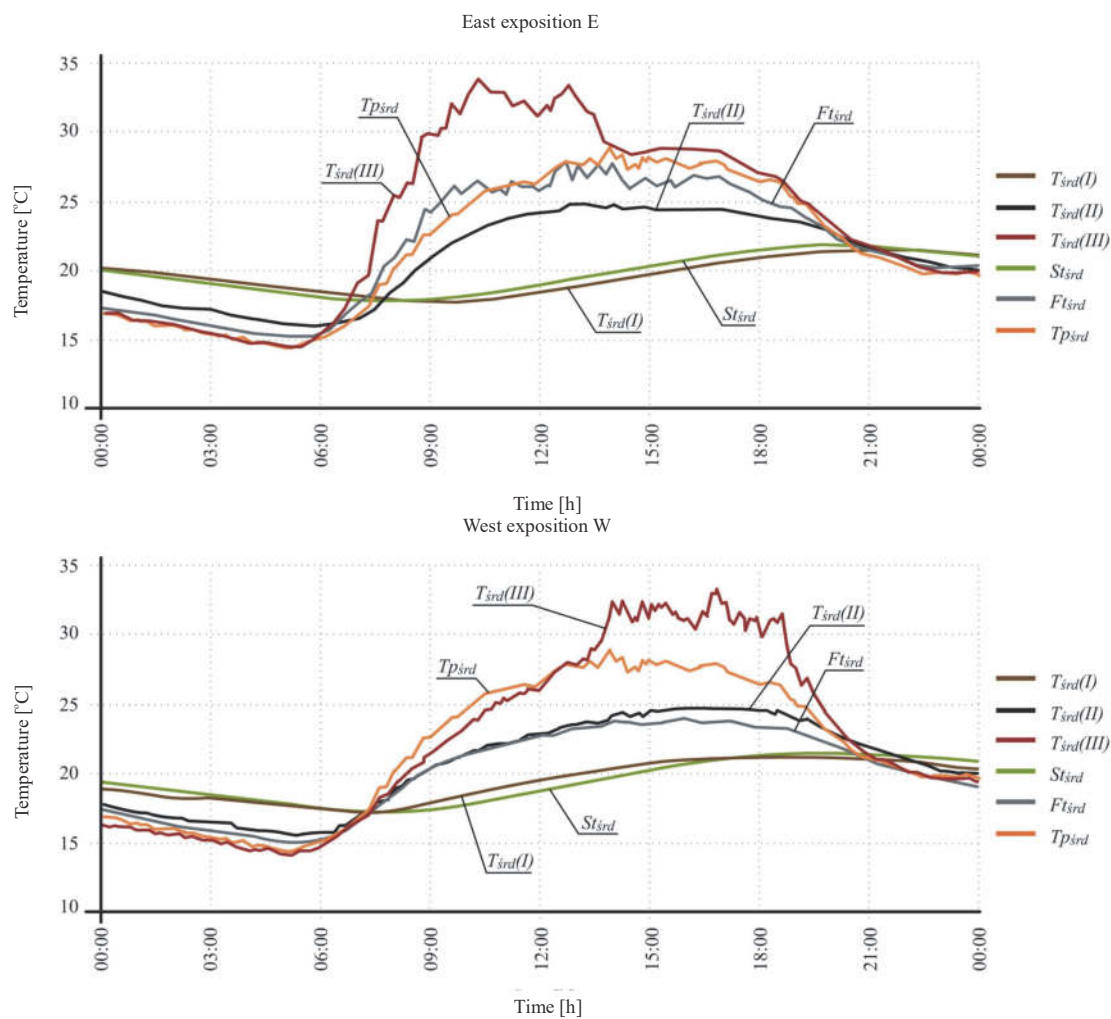
$T_{mx}(III-II)$  – maksymalna różnica temperatur pomiędzy odsłoniętą elewacją modelu referencyjnego (III), a temperaturą na elewacji za panelami roślinnymi z filcem hydroponicznym modelu ekonomicznego (II) w ciągu doby





**Fig. 4.** Daytime distribution of average temperatures on the elevation surface of the  $T_{srd}(I)$  retention model,  $T_{srd}(II)$ , reference model  $T_{srd}(III)$ , and  $St_{srd}$  substrate and  $Ft_{srd}$  bottom mats on S, N, E, W show against the mean air temperature  $Tp_{srd}$  Based on warm days during the 2009-2012 study period

**Rys. 4.** Rozkład dobowy średnich temperatur na powierzchni elewacji modelu retencyjnego  $T_{srd}(I)$ , modelu ekonomicznego  $T_{srd}(II)$ , modelu referencyjnego  $T_{srd}(III)$  oraz substratu  $St_{srd}$  i maty podsiąkowej  $Ft_{srd}$  na wystawach S, N, E, W na tle średniej temperatury powietrza  $Tp_{srd}$  otrzymanych na podstawie wybranych ciepłych dni w okresie badań 2009-2012



**Fig. 4.** cont.  
**Rys. 4.** cd.

Comparison of the surface temperature differences between the retention model (I) and the economic model (II), as well as the reference model (III) allows to determine the insulation efficiency of the plant wall system. For this purpose, the insulation efficiency index used to determine heat losses was modified. It is a modification of determining the efficiency of a thermal machine based on the Carnot Cycle, defined as the ratio of mechanical work done by the system to the collected net heat. The insulation efficiency index is expressed in the ratio of reducing the heat loss due to insolation of the facility to heat losses of the uninsulated object (Berge & Johansson 2012, Szczeniowski 1964, Strzeszewski 2005):

$$\eta = \frac{Q_1 - Q_2}{Q_1} \cdot 100 [\%] \quad (1)$$

where:

$\eta$  – insulation efficiency [%]

$Q_1$  – unit heat loss of the insulated facility

$Q_2$  – unit heat loss of the uninsulated facility

The evaluation of the insulation efficiency of plant wall systems was determined on the basis of the ratio of average and maximum temperature differences obtained on individual façades of experimental models. According to the Carnot Cycle principle, in the experiment the difference between the elevation temperature of the reference model (III), and the elevation temperature of the model with the installation of the vegetal wall is equal to the value of work done by the system (plant panel), a modified index of insulating efficiency of vegetal walls was calculated using the following formulas:

$$R_{av}(I) = \frac{T_{av}(III) - T_{av}(II)}{T_{av}(III)} \cdot 100 [\%] \quad (2)$$

$$R_{av}(II) = \frac{T_{av}(III) - T_{av}(II)}{T_{av}(III)} \cdot 100 [\%] \quad (3)$$

where:

$R_{av}(I)$ ,  $R_{av}(II)$  – average insulation efficiency index on the retention (I) and economic model (II) relative to the reference model (III)

$T_{av}(I)$ ,  $T_{av}(II)$ ,  $T_{av}(III)$  – average elevation temperature on the retention (I), economic (II) and reference model (III)

$$R_{ex}(I) = \frac{T_{ex}(III - I)}{T_{ex}(III)} \cdot 100 [\%] \quad (4)$$

$$R_{ex}(II) = \frac{T_{ex}(III - II)}{T_{ex}(III)} \cdot 100 [\%] \quad (5)$$

where:

$R_{ex}(I)$ ,  $R_{ex}(II)$  – maximum insulation efficiency index on the façade on the retention (I) and economic (II) model relative to the reference model (III)

$T_{ex}(III-I)$ ,  $T_{ex}(III-II)$  – maximum temperature difference on the façade on the retention (I) and economic (II) model relative to the reference model (III)

$T_{ex}(III)$  – maximum façade temperature on the reference model (III)

Analysis of the insulating efficiency of plant walls showed that in the local climatic conditions of Lower Silesia the best insulating properties were obtained by plant panels with soil substrate on the retention model (I). The greatest reduction of the average surface temperature was obtained at the most effective efficiency at the eastern exposure and it reached 17% (Tab. 4). Panels with the subsurface irrigation mat showed lower insulation efficiency with the largest average reduction of 13% at the southern exposure. In addition, the analysis of the maximum reduction of temperature against the values on the walls of the reference model (III) showed the possibility of the temperature increase limitation within the range of 21-47% depending on the exposure and the applied plant wall system (Tab. 4). The obtained results indicate the possibility of the plant wall systems use in modeling the thermal efficiency of building façades. However, the differences in the temperature reduction on individual façades indicate potential thermal insulation possibilities with the use of plant panels, especially at the southern and eastern exposure.

The difference in the efficiency of plant wall systems in cooling the façade surface results from several factors such as the type and thickness of the substrate, the design of plant panels, substrate moisture as well as the degree of shading and surface coverage by vegetation. In the plant wall system, the interactions between leaf surface, coverage, plastic variability and microclimatic parameters are complex, which significantly affects cooling efficiency during the day. During the research, changes in distribution patterns and temperature reduction were also observed in relation to the quality of greening, especially in places where the leaves died or withered. This dependence indicates the need to ensure proper coverage of the plant wall system with healthy plants in order to obtain effective thermal efficiency. In order to obtain the best effects and benefits resulting from installation of the plant wall, it is therefore necessary to properly select plant species for the system and local climatic conditions.

**Table 4.** Rate of average insulation efficiency [%] and maximum insulation efficiency  $R_{ex}$  [%] on the surface of the individual facades of the retention model (I) and economic (II) relative to the reference model (III)

**Tabela 4.** Wskaźnik średniej sprawności izolacyjnej  $R_{sr}$  [%] i maksymalnej sprawności izolacyjnej  $R_{ex}$  [%] na powierzchni poszczególnych elewacji modelu retencyjnym (I) i ekonomicznym (II) względem modelu referencyjnego (III)

Exposition	Average temperature on the surface of the wall [°C]			Indicator of average insulation efficiency [%]	
	$T_{sr}(I)$	$T_{sr}(II)$	$T_{sr}(III)$	$R_{sr}(I)$	$R_{sr}(II)$
S	19.7	20.2	23.3	15	13
N	19.8	20.5	21.9	10	6
E	19.5	20.8	23.5	17	11
W	19.4	20.6	22.4	13	8
Exposition	Extreme temperatures on the surface of the wall [°C]			Indicator of maximum insulation efficiency [%]	
	$T_{ex}(III-I)$	$T_{ex}(III-II)$	$T_{ex}(III)$	$R_{ex}(I)$	$R_{ex}(II)$
S	13.8	11.7	34.9	40	34
N	8.7	5.9	28.2	31	21
E	16.0	10.8	33.7	47	32
W	12.4	8.6	33.3	37	26

Vertical gardens are primarily aesthetic values and ecological properties that have a significant impact in compact urban development. Such solutions affect the enhancement of biodiversity in agglomerations (Francis & Lorimer 2011) and biofiltration effects of atmospheric air (Franco-Salas et al. 2012). The results obtained so far in relation to façade cooling have shown that plants can affect the temperature inside and around the building due to natural shading, and in the case of external walls they reduce thermal conductivity improving energy efficiency of buildings, as well as protection against UV radiation which usually causes gradual deterioration of construction materials properties (Maslauskas 2015). In addition, reducing the fluctuation of daytime temperatures can

significantly affect the processes of premature aging of building materials exposed to thermal stresses. An equally important phenomenon which should not be underestimated is the effect of the urban heat island which significantly affects the environment, well-being of people and housing conditions. Research carried out on the green wall of Seville University for four types of substrates (among others on the basis of coconut fiber and geotextile), monitoring of the temperature, humidity, plant growth and water consumption showed a reduction of temperature by 4°C, and at selected very warm periods up to 6°C (Fernandez et al. 2012). Plant moisture has a particular impact on the cooling processes in their environment. The change in temperature may occur through the mechanism of absorbing some of the energy by plants and the isolation provided by among others the substrate and thereby increasing humidity (Perez et al. 2011, Hunter et al. 2014). Green walls are a passive energy saving system (Susorova et al. 2013) because the plant layer can improve thermal resistance (Mazzali et al. 2013). Mazzali and other studies have shown that the incoming heat flux through the reference wall was higher than in the case of surface with plants. It may also be important to properly select the distribution of plants and species, which will have a major impact on reducing the energy demand for cooling (Meier 2010). In the literature on the subject, there are also opinions that the general benefits of green wall thermics compared to a properly designed traditional construction may be small, and therefore, before implementing such systems, a full assessment of the potential benefits should be carried out. It should also be emphasized that the selection and quality of plant species (Marternsson et al. 2014) and additional lighting of green areas depending on the exposure (Egea et al. 2014) as well as the insulation, properties and durability of construction materials (Perini et al. 2013) are still an important insufficiently recognized problems.

The results obtained in the experiment on the retention (I) and economic (II) model indicate the potential benefits of insulation of building façades using plant wall systems. The maximum reduction of 16.0°C on the façade surface is significant and can lead to savings in energy consumption for lowering the indoor temperature. In order to verify and confirm the obtained results, further experiments should be carried out on actual building elevations. This will allow for a more precise specification of the thermal efficiency range of the tested systems. In addition,

many factors such as the dimensions of plant panels, the use of different construction materials, the type of soil substrate, system thickness, substrate moisture and the choice of plant species can have a significant impact on the thermal performance.

#### 4. Conclusions

1. The obtained results indicate that the wall exposure has a significant impact on the value of the elevation temperature reduction. Temperature reduction is most visible at the southern exposures, indicating the benefits of reducing the temperature on these façades by installing a plant wall.
2. Installation of the plant wall allows to reduce temperature fluctuations within 24 hours on the elevation surface, thus contributing to the durability of the materials used for the construction and coverage of the façade of the building.
3. It was found that the vegetal wall with the substrate has better insulating properties and allows to reduce the maximum surface temperature depending on the exposure from 8.7°C to 16.0°C. On the model with the subsurface irrigation mat, lower values were obtained with a reduction of 5.9°C to 11.7°C depending on the façade.
4. The best insulating properties were obtained for panels with substrate with medium and maximum insulation efficiency of 17 and 47% respectively at the eastern exposure and 15 and 40% at the southern exposure. This indicates the possibility of using plant wall systems in modeling the thermal efficiency of building façades.

#### References

- Alexandri, E., Jones, P. (2008). Temperature decreases in an urban canyon due to green walls and green roofs in diverse climates. *Building and Environment*. 43(4). 480-493.
- Berge, A., Johansson, P. (2012). *Literature review of high performance thermal insulation*. Report in *Building Physics*. Chalmers University of Technology.
- Bass, B., Baskaran B. (2003). *Evaluating rooftop and vertical gardens as an adaptation strategy for urban areas*. Institute for Research and Construction. NRCC-46737. Project no. A020, CCAF Report B1046. Ottawa. Canada: National Research Council.

- Cuce, E. (2017). Thermal regulation impact of green walls: An experimental and numerical investigation. *Applied Energy*, 194, 247-254. 8p.
- Egea, G., Perez-Urrestarazu, L., Gonzalez-Perez, J., Franco-Salas, A., Fernandez-Canero, R. (2014). Lighting Systems Evaluation for Indoor Living Walls. *Urban Forestry & Urban Greening* 13(3), 475-483.
- Fernandez-Canero, R., Perez-Urrestarazu, L., Franco-Salas, A. (2012). Assessment of the Cooling Potential of an Indoor Living Wall Using Different Substrates in a Warm Climate. *Indoor and Built Environment* 21(5), 642-650.
- Francis, R.A., Lorimer J. (2011). Urban Reconciliation Ecology: The Potential of Living Roofs and Walls. *Journal of Environmental Management*, 92, 1429-1437.
- Franco-Salas, A., Fernandez-Canero, R., Perez-Urrestarazu, L., Valera, D.L. (2012). Wind Tunnel Analysis of Artificial Substrates Used in Active Living Walls for Indoor Environment Conditioning in Mediterranean Buildings. *Building and Environment*, 51, 370-378.
- Holm, D. (1989). Thermal improvement by means of leaf cover on external walls – a simulation model. *Energy and Buildings*, 14(1), 19-30.
- Hopkins, G., Goodwin, Ch. (2011). *Green roof and walls*. Living architecture. USA, 1- 287.
- Hunter, A.M., Williams, N.S., Rayner, J.P., Aye, L., Hes, D., Livesley, S.J. (2014). Quantifying the Thermal Performance of Green Facades: A Critical Review. *Ecological Engineering*, 63, 102-113.
- Maslauskas, T. (2015). *Green Walls. The vertical Planting system*. Via University Collego Denmark, 49.
- Mazzali, U., Peron, F., Romagnoni, P., Pulselli, R.M., Bastianoni, S. (2013). Experimental investigation on the energy performance of living walls in temperate climate. *Building and Environment*, 64, 57-66.
- Martensson, L.M., Wuolo, A., Fransson, A.M., Emilsson, T. (2014). Plant Performance in Living Wall Systems in the Scandinavian Climate. *Ecological Engineering*, 71, 610-614.
- McPherson, E.G. (1994). *Preserving and restoring urban biodiversity: cooling urban heat islands with sustainable landscapes*. In: Platt RH, Rowntree RA. Muick PC. The ecological city. Amherst. US. University of Massachusetts Press. 151-72.
- Meier, K. (2010). Strategic Landscaping and Air-conditioning Savings: A Literature Review. *Energy and Buildings*, 15-16, 479-486.
- Papadakis, G., Tsamis, P., Kyritsis, S. (2001). An experimental investigation of the effect of shading with plants for solar control of buildings. *Energy and Buildings*, 33(8), 831-836.



- Pawłowski L. (2011). Role of Environmental Monitoring in Implementation of Sustainable Development. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 13, 333-346.
- Peck, S.W., Callaghan, C., Bass, B., Kuhn, M.E. (1999). *Research report: greenbacks from green roofs: forging a new industry in Canada*, Ottawa, Canada: Canadian Mortgage and Housing Corporation (CMHC).
- Pęczkowski, G. (2017). Walory mikroklimatyczne zielonych ścian na podstawie badań w strefie Dolnego Śląska. *Wiadomości Melior. i Łąk*, 1, 10-16.
- Pérez, G., Rincón, L., Vila, A., González, J.M., Cabeza, L.F. (2011). Green vertical systems for buildings as passive systems for energy savings. *Applied Energy*, 88(12), 4854-4859.
- Perini, K., Ottele, M., Haas, E.M., Raiteri, R. (2013). Vertical Greening Systems, a Process Tree for Green Facades and Living Walls, *Urban Ecosystems*, 16, 265-277.
- Price, A., Jones, E., Jefferson, F. (2015). Vertical Greenery Systems as a Strategy in Urban Heat Island Mitigation. *Water, Air & Soil Pollution*, 226(8), 1-11.
- Safikhani, T., Abdullah, A., Aminatuzuhariah, M., Ossen, D., Baharvand, M. (2014). Thermal Impacts of Vertical Greenery Systems. *Environmental & Climate Technologies*, 14, 5-11.
- Santamouris, M. (2001). *Energy and climate in the urban built environment*, London. UK: James and James Publishers, 410.
- Serra, V., Bianco, L., Candelari, E., Giordano, R., Montacchini, E., Tedesco, S., Larcher, F., Schiavi, A. (2017). A novel vertical greenery module system for building envelopes: The results and outcomes of a multidisciplinary research project. *Energy & Buildings*, 146, 333-352.
- Strzeszewski, M. (2005). Straty ciepła od pary przewodów C.O. prowadzonych w posadzce. *Air & Heat*.
- Susorova, I., Angulo, M., Bahrami, P., Stephens, B. (2013). A Model of Vegetated Exterior Facades for Evaluation of Wall Thermal Performance. *Building and Environment*, 67, 1-13.
- Szczeniowski Sz. (1964). *Fizyka doświadczalna cz. II. Ciepło i Fizyka Drobinowa*. PWN Warszawa.
- Wiśniewski, K., Teterycz, H., Żyromski, A., Siemaszko, W. (2008). Mikroprocesorowy miernik rozkładu temperatury w profilu gleby. *Elektronika*, 6, 270-272.
- Wong, N. H., Chen, Y. (2009). *Tropical Urban heat islands. Climate, building and greenery*. New York.

## Termika pionowych systemów roślinnych w warunkach Dolnego Śląska

### Streszczenie

Kształtowanie się stosunków termicznych w systemach roślinnych ścian oceniono na podstawie badań terenowych prowadzonych w latach 2009-2012, na obiekcie doświadczalnym zlokalizowanym we Wrocławiu. Autorskie modele doświadczalne wykonano w formie wolnostojących konstrukcji – domków drewnianych o wymiarach 1,5 x 1,5 x 2,0 m oraz paneli roślinnych o powierzchni 1 m<sup>2</sup>. W pracy porównano model retencyjny z substratem i ekonomiczny z matą podsiąkową względem modelu referencyjnego bez roślinności. Analiza rozkładu temperatur w ciągu doby w okresie półrocza letniego na wystawach modelu retencyjnego, ekonomicznego i referencyjnego wykazała, że w godzinach nocnych temperatura ścian i otoczenia była zbliżona. W ciągu dnia najwyższa temperatura występowała na wystawie południowej na modelu referencyjnym bez roślin, przewyższając średnią temperaturę powietrza. Na obydwu modelach z panelami roślinnymi odnotowano znacznie niższe temperatury na wszystkich elewacjach w ciągu dnia w porównaniu z temperaturą powietrza oraz temperaturami na modelu referencyjnym. W zależności od wystawy modelu średnia redukcja temperatury na powierzchni ściany modelu z substratem w ciągu dnia wyniosła 2,1-4,0°C, a maksymalna 8,7-16,0°C. Na konstrukcji z matą podsiąkową uzyskano wynik redukcji średniej temperatury na powierzchni ściany w przedziale 1,4-3,1°C i maksymalnej w ciągu dnia wynoszącej 5,9-11,7°C. Porównanie sprawności izolacyjnej roślinnych ścian wykazało, że w lokalnych warunkach klimatycznych Wrocławia najlepsze właściwości izolacyjne uzyskały panele roślinne z substratem. Analiza maksymalnej redukcji temperatur w modelach z roślinnością oraz powierzchnią kontrolną wykazała możliwość ograniczenia temperatur w granicach 21-47% w zależności od wystawy i zastosowanego systemu.

### Abstract

The formation of thermal relations in the systems of the plant walls was assessed on the basis of field studies conducted in 2009-2012 at an experimental facility located in Wrocław. The original experimental models were made in the form of free-standing structures - wooden houses with dimensions of 1.5 x 1.5 x 2.0 m and plant panels with an area of 1 m<sup>2</sup>. The work compared the retention model with the substrate and the economic one with the subsurface irrigation mat to the reference model without vegetation. Analysis of the temperature distribution during 24 hours in the summer half-year at exposures of the retention model, economic

model and reference model showed that during the night hours the temperature of the walls and surroundings was similar. During the day, the highest temperature occurred at the southern exposure on the reference model without plants, surpassing the average air temperature. On both models with plant panels, significantly lower temperatures were recorded on all facades during the day compared to the air temperature and temperatures on the reference model. Depending on the model's exposure, the average temperature reduction on the wall surface of the model with substrate during the day was 2.1-4.0°C, and the maximum 8.7-17.0°C. On the construction with the subsurface irrigation mat, obtained the result of reduction of the average temperature on the wall surface in the range of 1.4-3.1°C and the maximum during the day of 5.9-11.7°C. Comparison of the insulating efficiency of plant walls showed that in the local climatic conditions in Wrocław the best insulating properties were obtained by plant panels with a substrate. The analysis of maximum temperature reduction in models with vegetation and the control surface showed the possibility of the temperature limitation within 21-47% depending on the exposure and the type of applied system.

**Słowa kluczowe:**

roślinne ściany, sprawność izolacyjna, redukcja temperatury, wydajność systemów roślinnych

**Keywords:**

green walls, insulation efficiency, temperature reduction, efficiency of plant systems



# **Decision Problems in Developing Proecological Transport System**

*Marianna Jacyna<sup>\*</sup>, Mariusz Wasiak<sup>\*</sup>, Konrad Lewczuk<sup>\*</sup>,  
Norbert Chamier-Gliszczyński<sup>\*\*</sup>, Tomasz Dąbrowski<sup>\*\*</sup>*  
*<sup>\*</sup>Warsaw University of Technology*  
*<sup>\*\*</sup>Koszalin University of Technology*

## **1. Introduction**

Transport plays an important role for societies, economies and businesses. The functioning of these spheres of human activity is impossible without efficient and reliable transport systems for people and freights. At the same time, according to many studies, transport is one of the most significant sources of multifactorial environmental pollution, negatively affecting the health and lives of people and almost all elements of the ecosystems. The negative impact of transport, at the current level of its development, on the natural environment is related to (Merkisz et al. 2014):

- greenhouse gas emissions influencing climate change,
- emissions of air pollutants that adversely affect human health and natural environment,
- consuming valuable natural areas and cutting their continuity (fragmentation) with newly built technical infrastructure, contributing to the loss of biodiversity or anxiety of animals trapped in their locations,
- noise emission threatening human health,
- emission of water and soil pollution,
- emission of vibrations adversely affecting building substances and human health,
- traffic incidents,
- production of vehicles, exploitation materials and construction materials involving natural resources and human work.

In spite of actions constantly undertaken in designing, planning and organization, aimed at reducing the negative effects of transport (see Gołębiowski et al. 2013, Jachimowski et al. 2013), the continuous increase in transport volumes offsets desired proecological effects by increased transport work of both freight and passenger transport. Research (IOŚ 2011, Merkisz et al. 2014) show that road transport has the largest share in the overall emission of harmful compounds and noise to the environment (Jacyna et al. 2017). The continuing advantage of the road transport makes difficult achieving so much needed changes in the field of environmental protection. Switching between the modes will solve the problem until the right infrastructure is created and organized. Also, the European Commission pays particular attention to the need for sustainable development of environmentally friendly transport. Directive 2004/107/EC provides the framework for the control of ambient concentrations of air pollution in the EU. It also provides control of emissions from vehicles, improving fuel quality and promoting and integrating environmental protection requirements into the transport and energy sector.

Considering the above, it can be concluded that transport satisfying human needs is a "necessary evil" so the trade-off between social and economic development and natural environment protection needs new arguments on the environment side. In the consistency it is justified to search for new technical and organizational solutions for transport to limit its negative impact on the environment. In addition, due to the current economic conditions and forecasted growth, it is justified to develop legislative solutions affecting the attitude of transport service providers and transport users.

Simulation models seems to be the right tools to support the planning and developing proecological solutions in transport, but modelling the development of large and complex proecological transport systems is a multi-faceted issue including (Jacyna & Wasiak 2014, Jacyna et al. 2014b):

- the needs and preferences of transport services purchasers,
- the sensitivity to changes in the transport system of clients,
- technical potential of transport service providers, including the possibility and willingness of implementing environmentally friendly solutions,
- the condition of transport infrastructure and vehicles of different modes, as well as investment opportunities and needs in this respect,

- solutions in the field of traffic organization in individual regions,
- transport policy including ecological conditions of transport system development,
- negative impact of transport on the natural environment and quality of life (including health) and the possibility of its reduction.

Planning of the development of national transport systems with regard to the proecological aspects of different nature is usually referred as *shaping a sustainable transport system* (Ambroziak et al. 2013, Chiqueto & Mackett 1995, Colvile et al. 2001, Gołębiowski et al. 2013, Jacyna & Wasiak 2014, Jacyna et al. 2014a, Jacyna-Gołda et al. 2014, Vaitiekūnas & Banaitytė 2007). Therefore, shaping a sustainable transport system is associated not only with the implementation of operational objectives of the transport policy, but also with ecological goals concerning, among others, air, soil and water pollution, noise or vibrations emitted by means of transport and good of animals.

Considering the above, the main decision-making problems of shaping a pro-ecological transport system can be listed (Jacyna et al 2014a, Jacyna et al. 2015, Korzhenevych et al. 2014):

- selection of mechanisms for internalizing external costs that effectively affect the behaviour of transport services purchasers,
- creation of zero emission zones or low emission zones in urban agglomerations,
- introduction of emission limits for different classes of harmful compounds,
- introduction of low-emission means of transport and planning point emission sources (power plants),
- improvement of traffic flows.

Regardless of the type of decision problem in developing pro-ecological transport system, the key issue remains the modelling of the impact of transport activity on the natural environment.

## 2. EMITRANSYS simulation model

### 2.1. General characteristics

One of the tools supporting conceptualizing and shaping proecological transport system is the simulation model EMITRANSYS developed by the research team from the Faculty of Transport, Warsaw University of Technology in cooperation with Poznan University of Technology in Poland. The model covers territory of Poland as a whole and enables research on the national transport system in macro-perspective, including road and rail modes, which are decisive in servicing land passenger and freight flows. The characteristic feature of the model is the possibility to include emissions of harmful compounds of exhaust gas from various road spark- and self-ignited vehicles. Emission characteristics were obtained by testing in real road conditions.

Pollution emission testing is a complex process and requires specialized tools. There are different methods of conducting tests, but the most general classification divides them into laboratory and in real condition tests (Franco et al. 2013, Jehlik 2008). Proposed simulation model includes the results of tests of the emissivity of road transport carried out in real conditions. Series of tests allowed to identify functional dependencies between the emissions of harmful exhaust compounds and the traffic parameters like speed and type of vehicles (capacity, EURO emission standard, type of fuel).

The EMITRANSYS model was implemented in the VISUM modelling environment, which additionally enables conducting many (standard for this tool) analysis of the impact of transport on the natural environment, including (Jacyna & Wasiak 2014):

- emission of air pollutants in accordance with the HBEFA method (The Handbook Emission Factors for Road Transport),
- noise emission in accordance with the RLS-90 method (guidelines of the Federal Minister for Transport regarding noise reduction for roads),

or taking into account other original models regarding the impact of transport on the environment.

The EMITRANSYS model consists of transport network, private and public transport modes as well as demand for passenger travel and demand for freight transport.

## **2.2. Model of transport network**

Model of transport network is the fundamental element of EMITRANSYS model. At this moment road transport has the largest share in freight transport (about 83%) and passenger transport (about 66%) in Polish transport market. Rail transport takes the second place in this respect (about 13% share in freight transport and about 32% share in passenger transport) (GUS [Central Statistical Office of Poland] 2014). In line with this fact developed model includes information on the actual course of national and provincial roads, railway lines as well as basic characteristics of their sections. In order to build the model of transport network in EMITRANSYS, it was necessary to map the nodal and line infrastructure of road and railway modes as well as the availability of individual types and means of transport for system users (Figure 1). The model consists of:

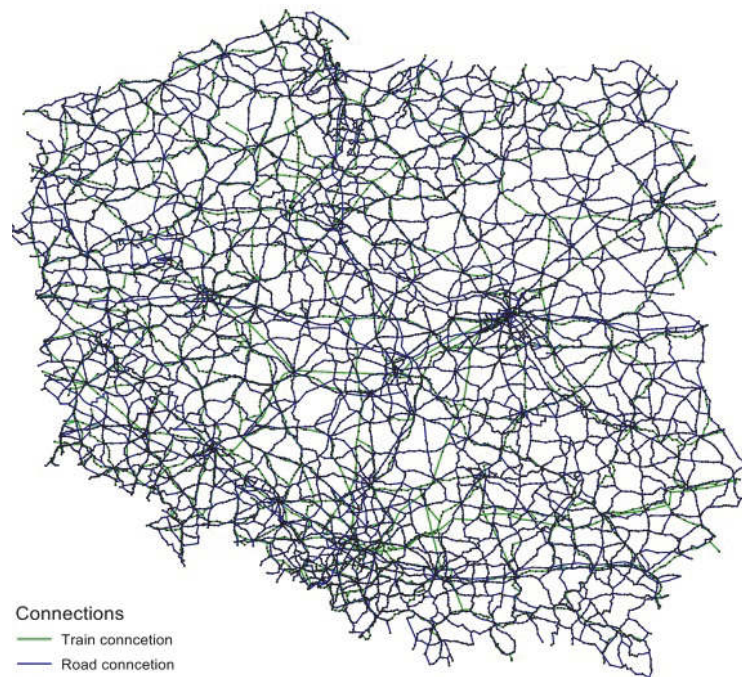
- road and rail road sections,
- nodes representing ends or beginnings of segments, or connecting elements,
- nodes mapping essential elements of network (eg places where the characteristics of road change, places where traffic appears and disappears or is transformed),
- transport regions as well as public transportation nodes and stops,
- connections linking transport regions to the transport network and indicating nodes in which traffic flow units appear and disappear,
- turn relations defining possible directions of movement of traffic units of different types in particular transport nodes,
- public transport sections and lines with timetables.

Data inputted into EMITRANSYS model included road routes broken down into sections and nodes, chainage and length of sections, speed limits, load capacity, number of carriageways and lanes, technical road classes, types and parameters of vehicles admitted for traffic, directions of winds and the presence of sound-absorbing screens. In addition, for the purposes of calibrating the traffic model, results of the General Traffic Measurement (Jacyna & Wasiak 2014) were taken into account including: average daily traffic (ADT) and nominal hourly traffic volumes. Subsequently, sections of the railway network were characterized



by: railway line class, number of tracks, electrification, maximum speed for passenger and freight traffic, maximum permissible axle load for the locomotive, wagon and electric traction unit, track gauge, destination (passenger, freight, mixed traffic), traffic protection (type of rail traffic control devices), track node capacity, track group capacity.

In addition to the parameterization of the road and rail network, the model implements data on bus timetables for over-distances public transport and data on train timetables.



**Fig. 1.** Map of the transport network of Poland [Model EMITRANSYS in PTV Visum]

**Rys. 1.** Sieć transportowa w Polsce [Model EMITRANSYS w PTV Visum]

### 2.3. Representation of vehicles

The means of road transport for the carriage of passengers are divided into: mopeds and motorcycles ( $st = 1$ ), passenger cars ( $st = 2$ ), minibuses with 6 to 9 seats ( $st = 3$ ) and buses with 16 to 45 seats ( $st = 4$ ) and with more than 45 seats ( $st = 5$ ). Vehicles for cargo transport include trucks with a wide range of capacities, ranging from delivery vans with a permissible gross weight (PGW) of 3.5 tonnes to heavy duty vehicles with a PGW up to 24 tonnes ( $st = 6, \dots, st_d$ ).

In case of passenger rail transport, passenger carriages are classified according to the length of the wagon and class of compartments for travelers to those with a number of seats from 54 to 88. Carriers are pulled by electric and diesel locomotives or are organized into electric traction units. On other hand cargo is transported by wagons with a capacity of 20 to 65 tons were ( $st = st_d + 1, \dots, ST$ ), depending on the transport form and the susceptibility of natural loads as well as the load class of the railway line.

Due to the different impact of particular transport means on the environment, the model additionally takes into account structure of transport means due to:

- type of engine and fuel: engines powered by gasoline, ON diesel oil, LPG propane-butane liquid gas, CNG compressed natural gas and a hybrid engines,  $RS = \{1, 2, 3, 4, 5\}$
- European emission standard EURO,  $NE = \{0, 1, 2, 3, 4, 5, 6\}$ .

The model also includes functional relationships describing the emission levels of the following types of harmful substances:

- carbon oxide CO,  $s = 1$ ,
- hydrocarbons HC,  $s = 2$ ,
- nitric oxide NO,  $s = 3$ ,
- nitrogen dioxide NO<sub>2</sub>,  $s = 4$ ,
- particle matters PM,  $s = 5$ ,
- carbon dioxide CO<sub>2</sub>,  $s = 6$ .

The unit emission factors for listed harmful substances were set on the basis of extensive research in real traffic conditions with on-board test equipment for different road segments, vehicle speeds and loads and engine heating characteristics. Emission characteristics were developed at Poznan University of Technology (Merkisz et al. (2014) [0]).

## 2.4. Demand model

The demand model for EMITRANSYS covers demand for passenger travels and freight transport between the areas of the network.

The traffic volume in transport network results from the demand for transport services. It is expressed in the amount of goods and number of passengers that in the given period are subjected to deliberate move-

ment. Taking into account the structure of transport means and their average occupancy rates, traffic volume is converted into the number of vehicles of particular types used for carriage. Therefore, the nature of transport tasks in EMITRANSYS simulation model is determined by: the type of transport (cargo or passenger), features or requirements of the transport subject, transport relations, as well as the type of vehicle.

Because the tool was developed in PTV Visum environment, freight transport was modelled in characteristic for this environment way – as s.c. *private transport* (timetables are not required). The segments of demand for freight transport are related to NST 2007 classification (Table 1).

**Table 1.** Relations between transport systems and segments of demand in freight transport in the EMITRANSYS

**Tabela 1.** Relacje uwzględniające popyt na poszczególne formy transportu towarowego w EMITRANSYS

System of transport	Mode	Demand segment	Demand matrix
Private transport	Freight transport: cargo trains, Freight transport: Trucks and lorries	Products of agriculture, hunting, forestry and fishing	ŁaRR
		Hard coal and lignite, oil and natural gas	ŁaWR
		Metal ores and other mining and quarrying products	ŁaRM
		Food products, beverages and tobacco products	ŁaPS
		Textiles and clothing, leather and leather products	ŁaWW
		Wood and paper, cork, paper and straw products	ŁaDP
		Coke, briquettes and refined petroleum products	ŁaKB
		Chemicals, synthetic fibers, rubber and plastic products	ŁaCS
		Products from other non-metallic raw materials	ŁaNm
		Metals, metal products without machinery and equipment	ŁaMW
		Machines, devices, electrical and electronic equipment	ŁaMU
		Transport equipment	ŁaST
		Furniture, other finished products	ŁaMP
Secondary raw materials, municipal waste	ŁaSW		

Source: Jachimowski et al. (2013)

Because the cargos can be carried out both by road and rail, the model mapped the possibility of trans-shipments between these modes. Specified places (existing road-railway transshipment infrastructure) are

adapted to pass the freight traffic (tons) from the road network to the railway network and vice versa.

Passenger transport has been modelled as private transport (for passenger cars) and public transport (inter-regional bus and train connections). Public transport requires specified timetables and communication lines. The model firstly distributes demand to communication lines and next pass the resulted traffic into networks. A passenger demand in the model was segmented according to travel motivations characteristics for transport feasibility studies (Table 2).

**Table 2.** Relations between transport systems and segments of demand in passenger transport in the EMITRANSYS model

**Tabela 2.** Relacje uwzględniające popyt na poszczególne formy transportu pasażerskiego w EMITRANSYS

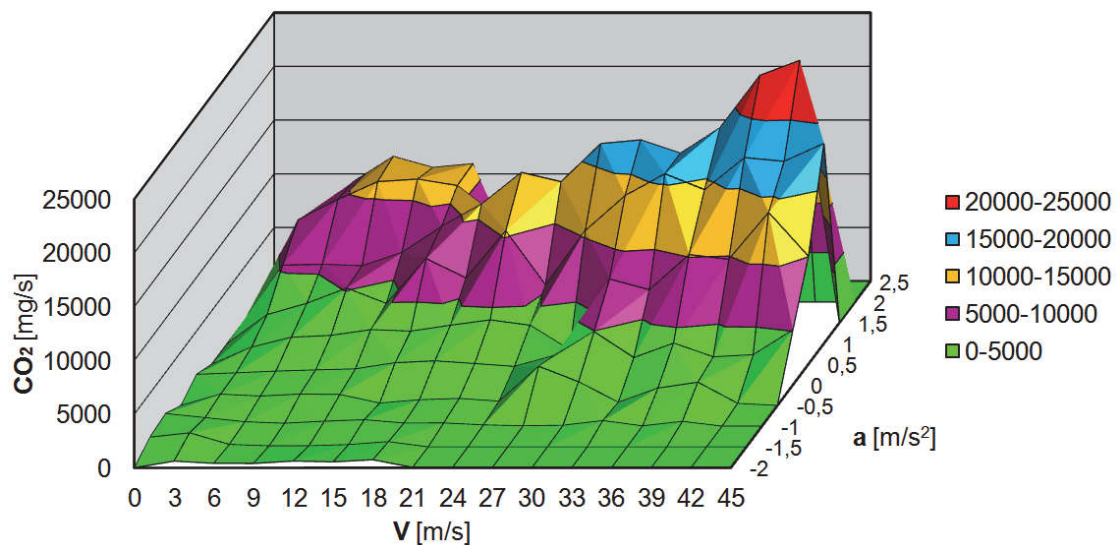
System of transport	Mode		Demand segment	Demand matrix
Private transport	Passenger transport: cars		Traveling to work and school	PrPS
			Business purposes	PrBI
			Other purposes	PrIN
Public transport	Passenger transport: – EC, IC trains – IR trains – Regional trains (R) – Buses	Collective transport of people	Traveling to work and school	PuPS
			Business purposes	PuBI
			Other purposes	PuIN

Source: Jachimowski et al. (2013)

### 2.5. Selected criteria for distribution the traffic and assessment of the environmental impact of transport

For the purpose of distributing the traffic resulting from demand for transport to the transport network in PTV Visum, it is necessary to specify the distribution criteria. The criterion function is used to determine the resistance against the traffic motion in sections and nodes of transport network, turn relations and regions connections. Resistance can be equated with the distance travelled, time of movement and the cost of movement. For the sought-after distribution of traffic value of the resistance function in the transport network reaches the extreme (maximum or minimum) value.

EMITRANSYS uses emission of selected pollutants to the environment and the resulting external costs and/or noise emission as criteria for traffic distribution. The emission characteristics measured in real conditions were implemented as functional relations, in which the intensity of harmful compounds emission by types of vehicles depends on traffic velocity. Results of exemplary measurement tests are presented in Fig. 2 in the form of graph of changes in CO<sub>2</sub> emission intensity as a function of vehicle speed and acceleration



**Fig. 2.** CO<sub>2</sub> emissions as a function of instantaneous speed and acceleration of the vehicle (Jacyna et al. 2014a)

**Rys. 2.** Emisja CO<sub>2</sub> w zależności od prędkości i przyspieszenia pojazdu

The emission of noxious exhaust gases depends on the type of vehicle, its technical and ecological characteristics, age, condition and driving patterns. In addition, emission level depends on the traffic velocity resulting from traffic intensity and technical condition of infrastructure. Therefore, the formula for emission levels of harmful exhaust gases take into account cofactors depending on the section on which vehicles move and speed. In this perspective, the formula takes the following form (Jacyna et al., 2014):

$$\begin{aligned}
& \forall s \in \mathbf{S} \quad \forall k \in \mathbf{K} \quad ES(s, k) = \\
& = 3600 \cdot 10^{-6} \cdot \sum_{(a,b) \in \mathbf{E}} \sum_{p \in \mathbf{P}^{ab}} \sum_{st \in \mathbf{ST}(k)} \sum_{ne \in \mathbf{NE}} \sum_{rs \in \mathbf{RS}} xp(p, a, b, st, ne, rs) \cdot \quad (\text{kg}) \quad (1) \\
& \cdot \sum_{(i,i') \in \mathbf{LE}: st \in \mathbf{ST}(i, i') \wedge p \in \mathbf{P}_{ij}^{ab}} \frac{l(i, i')}{v(i, i')} \cdot em(s, st, ne, rs, i, i')
\end{aligned}$$

where:

$ES(s, k)$  – total emission of harmful component of exhaust gas through the  $k$ -th transport subsystem (in kg);  
 $xp(p, a, b, st, ne, rs)$  – number of  $s$ -th type vehicles moving on  $p$ -th road in relation  $(a, b)$ , which meet  $ne$ -th emission standard and are equipped with an engine of  $rs$ -th type (in vehicles),  
 $l(i, i')$  – length of section  $(i, i')$  of transport network (in km),  
 $v(i, i')$  – traffic flow velocity on section  $(i, i')$  (in km/h),  
 $em(s, st, ne, rs, i, i')$  – unit emission of  $s$ -th harmful compound identified for  $st$ -th vehicle equipped with  $rs$ -th type of engine that meets  $ne$ -th emission standard and moves on section  $(i, i')$  of transport network determined per unit of distance (in mg/s/vehicle).

Including the dependence of emissions levels on the distance of transport (the shortest trips generate the largest unit emission), the emission is reformulated as follows:

$$\begin{aligned}
& \forall s \in \mathbf{S} \quad \forall k \in \mathbf{K} \quad ES(s, k) = \\
& = 3600 \cdot 10^{-6} \cdot \sum_{(a,b) \in \mathbf{E}} \sum_{p \in \mathbf{P}^{ab}} \sum_{st \in \mathbf{ST}(k)} \sum_{ne \in \mathbf{NE}} \sum_{rs \in \mathbf{RS}} xp(p, a, b, st, ne, rs) \cdot \quad (\text{kg}) \quad (2) \\
& \cdot \sum_{(i,i') \in \mathbf{LE}: st \in \mathbf{ST}(i, i') \wedge p \in \mathbf{P}_{ij}^{ab}} em(s, st, ne, rs, i, i') \frac{l(i, i')}{v(i, i')} \psi(s, st, ne, rs, p, a, b)
\end{aligned}$$

where:

$\psi(s, st, ne, rs, p, a, b)$  – the influence of distance on unit volume of emission of  $s$ -th compound identified for vehicle of  $st$ -th type with  $rs$ -th type of engine meeting  $ne$ -th standard of emission and traveling in  $(a, b)$  relation on the  $p$ -th route,  
 other symbols as in formula (1).

Formulas (1) or (2) combined with the volume of transport carried out by all transport subsystems allow to determine the rate of emission efficiency of transport work:

$$\forall s \in \mathcal{S} \quad \forall k \in \mathcal{K} \quad \varepsilon(s, k) = \frac{\sum_{rt \in \mathcal{RT}} q(rt, k) \cdot L(rt, k)}{ES(s, k)} \quad (\text{tkm/kg, paskm/kg}) \quad (3)$$

where:

$\varepsilon(s, k)$  – emission efficiency of transport work performed by  $k$ -th transport subsystem in respect of  $s$ -th compound (in tkm/t, paskm/t),

$q(rt, k)$  – the volume of transport carried out by  $k$ -th transport subsystem by  $rt$ -th type of transport (in tones or passengers),

$L(rt, k)$  – average transport distance under the  $k$ -th transport subsystem for  $rt$ -th transport type (in km),

other symbols as in formula (1).

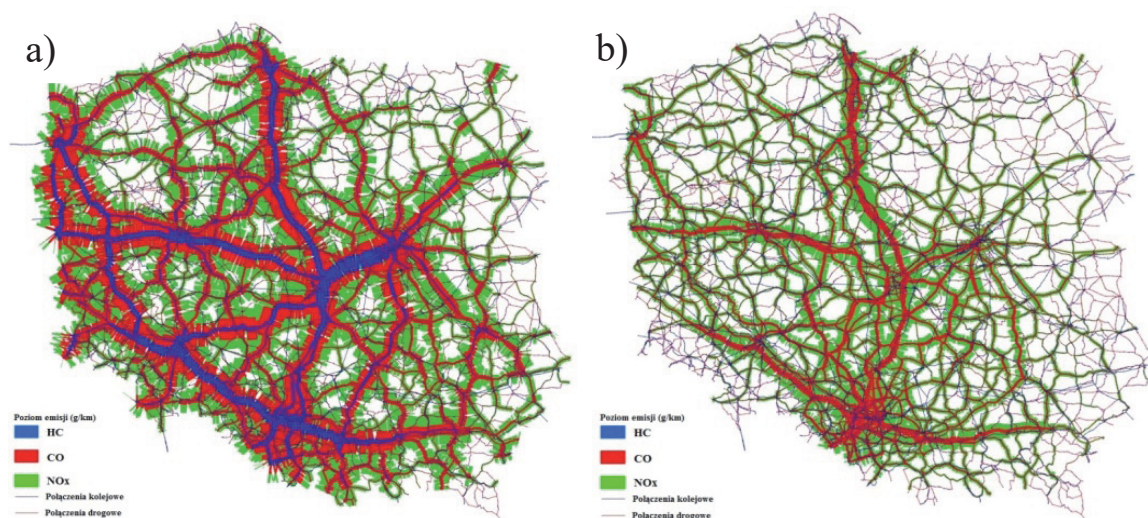
### 3. An example of a model application

EMITRANSYS has been used for finding the emissions volumes from passenger and freight transport in Poland in respect of carbon oxides (CO), nitrogen oxides (NO<sub>x</sub>) and hydrocarbons (HC). The time of transport was assumed as a criterion for traffic distribution to the transport network of Poland. Research was based on demand and structure of vehicles from 2015 as well as the demand and structure of vehicles according to forecasts for 2025. Due to the available data to calibrate the model, 2015 was considered as a base year.

Analyses included passenger cars (private vehicles), buses, delivery trucks and lorries and rail transport vehicles (used for passenger and cargo traffic distribution, but omitted in estimation of harmful compounds emission due to the different nature of energy production). On account of different emissivity from vehicles of various types data on the structure of vehicles in terms of emission standards (Euro 0 – Euro 6) and type of fuel were included. In this way, data on the emission of harmful exhaust gases from road vehicles used to transport cargo and passengers in the Polish transport system were obtained.

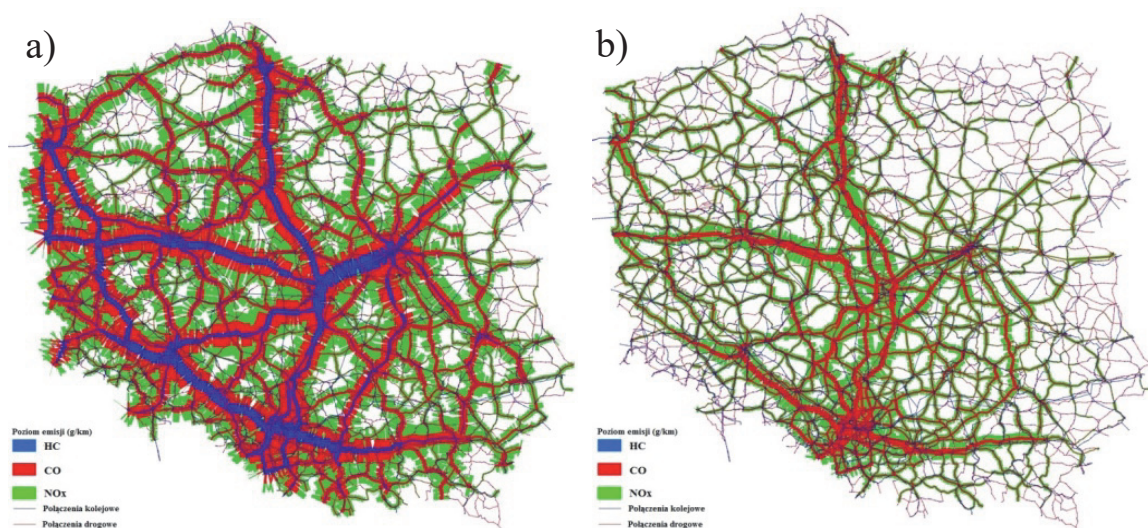
Functional relationships integrated in EMITRANSYS model enabled estimation of CO, NO<sub>x</sub> and HC emission volumes by particular vehicle types, with a given emission standard and with a specific engine

type. After decomposing passenger and cargo streams onto transport network segments, the emission level of harmful exhaust compounds was estimated on particular sections of road network in Poland. Results obtained for 2015 and 2025 are shown in Figures 3-4.



**Fig. 3.** The volume of emissions of subsequent compounds in 2015 by: a) passenger transport, b) freight transport [Model EMITRANSYS]

**Rys. 3.** Poziom emisja substancji szkodliwych w 2015 roku generowanych przez: a) transport pasażerski, b) transport towarowy



**Fig. 4.** The volume of emissions of subsequent compounds in 2025 by: a) passenger transport, b) freight transport [Model EMITRANSYS]

**Rys. 4.** Poziom emisja substancji szkodliwych w 2025 roku generowanych przez: a) transport pasażerski, b) transport towarowy



The projected increase in transport system emissivity for selected exhaust gas compounds in 2025 is presented in Table 3. These changes were estimated on the base of emissions expressed in g/km in relation to the base year 2015.

**Table 3.** Changes in emission of harmful exhaust gases from road transport in 2025 in relation to 2015

**Tabela 3.** Poziom emisji substancji szkodliwych w 2025 w odniesieniu do 2015

Exhaust gas compound	Increase in emissions compared to 2015
CO	29.277%
HC	26.062%
NO <sub>x</sub>	27.405%

Obtained results indicate an increase in emissions of all harmful compounds from investigated transport system in 2025. This is due to the forecasted increase in demand for transport services, with assumed positive (pro-ecological), but not significant change in the structure of vehicles (emission standards) at once.

Importantly, the structure of vehicle stock adopted in studies did not assumed plausible introduction of future emission standards and significant development of zero-emission vehicle market (electric and hybrid drive). The last included standard was EURO 6 staying in force from 2014. It becomes clear that implementation of these changes is indispensable so that forecasted development of individual motorization and collective transport as well as freight transport was not coming along with the significantly increase of air pollution by road transport.

## 4. Conclusion

Due to some shortages in transport infrastructure development, and law issues, still a lot of potential is in the area of pro-ecological improvement of national transport system in Poland. As a consequence, apart from searching for low-emission drives, it is necessary to research the impact of construction and modernization of transport infrastructure elements as well as organizational changes in transport (including legislative solutions) on emissivity of harmful exhaust. One of the important conditions for the reliability of these researches is mapping the emissivity

of harmful exhaust gas compounds, so that it is close to the real situation noted on the road under operating conditions.

The EMITRANSYS simulation model described in the paper is an attempt to answer the questions posed by transport decision makers that deal with pro-ecological solutions. Both the mathematical model and its implementation in PTV VISUM are tools supporting decisions on the development of a pro-ecological transport system at the operational and strategic level. These decisions may concern, modernization of infrastructure, traffic reorganization or legislative constraints. Thanks to the implementation of a model, the simulative assessment of the impact of development decisions and legislative conditions on the pollution of the environment is possible. It takes also into account functional dependencies between technical and organizational consequences of these decisions and the level of emission of harmful exhaust gases.

At the same time, taking into account expected changes in the generic structure of vehicle stock in terms of their importance in meeting current and forecasted transport needs, the developed model enables identification of expected impact of road transport on the environment for various scenarios of the development of the transport system. It can be also used to identification noise issues – especially in smaller scale and support city logistics in steering traffic in city condition.

## References

- Ambroziak, T., Gołębiowski, P., Pyza, D., Jacyna-Gołda, I., Merkiś-Guranońska, A. (2013). Identification and Analysis of Parameters for the Areas of the Highest Harmful Exhaust Emissions in the Model EMITRANSYS. *Journal of KONES*, 20(3), 9-20.
- Chiqueto, S., Mackett, R. (1995). Modelling the effects of transport policies on air pollution. *The Science of The Total Environment*, 169, 265-271.
- Colvile, R.N., Hutchinson, E.J., Mindell, J.S., Warrena, R.F. (2001). The transport sector as a source of air pollution. *Atmospheric Environment*, 35(9), 1537-1565.
- Franco, V., Kousoulidou, M., Muntean, M., Ntziachristos, L., Hausberger, S., Dilara, P. (2013). Road vehicle emission factors development: a review. *Atmospheric Environment*, 70, 84-97.
- Gołębiowski, P., Jachimowski, R., Lewczuk, K., Szczepański, E., Wasiak, M. (2013). Uwarunkowania prawne kształtowania proekologicznego systemu transportowego, *Prace Naukowe Politechniki Warszawskiej. Transport*, 97, 135-145.

- GUS. (2014). *Transport – wyniki działalności w 2013 r.* Warszawa: GUS.
- IOŚ (2011). *Zanieczyszczenie powietrza w Polsce w 2009 roku na tle wieloletnia.* Warszawa: Inspekcja Ochrony Środowiska [powietrze.gios.gov.pl]
- Jachimowski, R., Kłodawski, M., Lewczuk, K., Szczepański, E., Wasiak, M. (2013). Implementation of the model of proecological transport system. *Journal of KONES*, 20(4), 129-139.
- Jacyna, M., Lewczuk, K., Szczepański, E., Gołębiowski, P., Jachimowski, R., Kłodawski, M., Pyza, D., Sivets, O., Wasiak, M., Żak, J., Jacyna-Gołda, I. (2015). *Effectiveness of national transport system according to costs of emission of pollutants*, W: Nowakowski, T. Et al. (ed.), *Safety and Reliability: Methodology and Applications*, 559-567.
- Jacyna, M., Wasiak, M. (red.). (2014). *Simulation model to support designing a sustainable national transport system.* Warszawa: Index Copernicus International.
- Jacyna, M., Wasiak, M., Jacyna-Gołda, I., Pyza, D., Merkisz-Guranowska, A., Merkisz, J., Lewczuk, K., Żak, J., Pielecha, J. (2014a). *A holistic approach to modelling of the ecological domestic transport system.* Conference Materials XVIII Congreso Panamericano de Ingeniería de Tránsito, Transporte y Logística (PANAM).
- Jacyna, M., Wasiak, M., Lewczuk, K., Karoń, G. (2017). Noise and environmental pollution from transport: decisive problems in developing ecologically efficient transport systems. *Journal of Vibroengineering (JVE)*, 19(7), 5639-5655.
- Jacyna, M., Wasiak, M., Lewczuk, K., Kłodawski, M. (2014b). Simulation model of transport system of Poland as a tool for developing sustainable transport. *Archives of Transport*, 31(3), 23-35.
- Jacyna-Gołda, I., Żak J., Gołębiowski, P. (2014). Models of traffic Flow distribution for scenarios of the development of proecological transport system. *Archives of Transport*, 32(4), 17-28.
- Jehlik, H. (2008). *Challenge X 2008 – hybrid powered vehicle on-road emissions findings and optimization techniques: a 4 year summary.* Sensors 5th Annual SUN (SEMTECH User Network) Conference.
- Korzhenevych, A., Dehnen, N., Bröcker, J., Holtkamp M., Meier H., Gibson G., Varma, A., Cox, V. *Update of the Handbook on External Costs of Transport. Final Report. Report for the European Commission.* DG MOVE Ricardo-AEA/R/ ED57769 Issue Number 1, Jan 2014.
- Merkisz, J. (2014). Combustion engines development and real driving emissions. *Journal of KONES*, 21(2), 209-219.

Merkisz, J., Jacyna, M., Merkisz-Guranowska, A., Pielecha, J. (2014). The parameters of passenger cars engine in terms of real drive emission test. *Archives of Transport*, 32(4), 43-50.

Vaitiekūnas, P., Banaitytė, R. (2007). Modeling of motor transport exhaust pollutant dispersion. *Journal of Environmental Engineering and Landscape*, 15(1), 39-46.

## **Problemy decyzyjne kształtowania proekologicznego systemu transportowego**

### **Streszczenie**

Systemy transportowe mają kluczowe znaczenie dla funkcjonowania gospodarki oraz rozwoju społeczeństwa. Ze względu na stały wzrost skali przewozów, krytyczny stał się także sposób oddziaływania transportu na środowisko naturalne oraz zdrowie człowieka. Aspekty proekologiczne są więc niezbędnymi czynnikami projektowymi, które mają swoje odzwierciedlenie w konstrukcji pojazdów i infrastruktury transportowej, a także w mechanizmach planowania, organizacji i regulacji prawnej przewozów.

Szczególnie istotne jest zanieczyszczenie środowiska wynikające z wykorzystania mobilnych źródeł emisji szkodliwych związków spalin takich jak samochody ciężarowe i pasażerskie z silnikami spalinowymi wszystkich rodzajów, a także środki transportu kolejowego oraz innych gałęzi transportu. Zanieczyszczenie wynikające z wykorzystania silników spalinowych przekłada się na emisję szkodliwych składników spalin, a w szczególności tlenku węgla CO, węglowodorów HC, tlenku azotu NO, dwutlenku azotu, NO<sub>2</sub>, cząstek stałych o różnych rozmiarach PM<sub>x</sub> i dwutlenku węgla CO<sub>2</sub>. Do tego dochodzi hałas i wibracje, zanieczyszczenie gleby i wód oraz fragmentacja środowiska.

Zmniejszanie tych negatywnych czynników przy jednoczesnym wzroście wielkości przewozów pasażerskich oraz towarowych wymaga opracowania nowych rodzajów środków transportu i metod organizacji transportu, które są przedmiotem tego artykułu.

W artykule podjęto tematykę proekologicznego kształtowania systemów transportowych kolejowo-drogowych realizujących przewozy pasażerskie oraz przewozy towarowe w skali kraju. Przedstawiono podstawowe czynniki wpływające na rozwój systemu transportowego i jego wpływu na środowisko, omówiono ich wpływ oraz sposoby modelowania.

Przedstawiono autorski model EMITRANSYS zbudowany w środowisku PTV VISUM, służący do modelowania działania i rozwoju systemów transportowych w dużej skali z uwzględnieniem emisji szkodliwych związków

spalin oraz hałasu. Omówiono cechy narzędzia i możliwość jego wykorzystania. Następnie przedstawiono składowe modelu: model sieci transportowej (drogowej i kolejowej) wraz z charakterystyką odcinków sieci i punktów węzłowych umożliwiających zmianę rodzaju transportu (komodalność) oraz rejonów, model popytu na przewozy towarowe oraz model popytu na przewozy pasażerskie. Model popytu na przewozy towarowe został przygotowany w oparciu o klasyfikację NST ładunków, zaś model popytu na przewozy pasażerskie został oparty oparto o typowe dla studiów wykonalności w transporcie podziały motywacji podróży.

Sieć transportowa kolejowa i drogowa działają równolegle i obciążane są tymi samymi potokami ruchu. Decyzja o wyborze rodzaju transportu oraz drogi w sieci (rozłożenie potoku ruchu) jest symulowana w PTV VISUM zgodnie z zadaniem kryterium. W tym przypadku kryterium wielkości emisji przy jednoczesnej realizacji zadanych zadań przewozowych.

Następnie omówiono tabor realizujący przewozy w transporcie drogowym pasażerskim i towarowym oraz w transporcie kolejowym wraz z rodzajami silników, stosowanej paliwa i norm emisji EURO. Na tej podstawie omówiono formalny model matematyczny minimalizujący emisję szkodliwych związków spalin w funkcji rozłożenia potoku ruchu na sieć. Do kalibracji modelu wykorzystano wyniki Generalnego Pomiaru Ruchu (2015), aproksymowane na rok 2020.

Artykuł kończy się analizą przypadku dla sieci transportowej Polski oraz wnioskami.

## Abstract

Transport systems are of key importance for functioning of the economy and development of society. Due to the constant increase in transport volumes, the impact of transport on the natural environment and human health has also become critical. The pro-ecological aspects are therefore indispensable design factors that reflected in the construction of vehicles and transport infrastructure as well as in the planning, organization and legal regulation of transport.

The environmental pollution resulting from mobile sources of harmful compounds of exhaust gases such as trucks and passenger cars with combustion engines of all kinds, as well as means of railway transport and other modes of transport are of particular importance. The pollution resulting from internal combustion engines use translates into the emission of harmful exhaust components, in particular carbon monoxide CO, hydrocarbons HC, nitrogen oxide NO, nitrogen dioxide, NO<sub>2</sub>, particulates of various sizes PM<sub>x</sub> and carbon dioxide CO<sub>2</sub>. Additionally, the noise and vibration, soil and water pollution, and environmental fragmentation must be considered.

Reducing these negative factors while increasing the volume of passenger and freight transport requires development of new types of vehicles and methods of organization, which are the subject of this paper.

The paper discusses pro-ecological shaping of rail and road transport systems for passenger and freight transport in the scale of country. The basic factors influencing the development of transport system, their impact on the environment and way of modelling are discussed.

The original model EMITRANSYS developed in the PTV VISUM environment was presented. The model is used for modeling of operation and development of large-scale transport systems with regard to emission of harmful exhaust compounds and noise. The features of the tool and application possibilities are discussed. Next, the components of the model are presented: model of transport network (road and rail) along with the characteristics of network sections and nodal points enabling changing the type of transport (commodality) and regions, the demand model for freight transport and demand model for passenger transport. The demand model for freight transport was based on the NST classification of loads, and the demand model for passenger transport was based on the divisions of travel motivation typical for transport feasibility studies.

The railway and road transport network operate in parallel and are loaded with the same traffic flows. The decision about choosing the type of transport and the route in the network (distribution of the traffic flow) is simulated in PTV VISUM according to the given criterion. In this case, the criterion is the emission volume and simultaneous implementation of the set transport tasks.

Then, the rolling stock in passenger and freight road transport and rail transport, the types of engines, fuel used and EURO emission standards were discussed. On this basis, a formal mathematical model that minimizes the emission of harmful exhaust compounds as a function of the distribution of traffic flow to the network is discussed. The results of the General Movement Measurement (2015), approximated for 2020, were used to calibrate the model.

The article ends with an analysis of the case for the transport network of Poland and conclusions.

**Słowa kluczowe:**

Model EMITRANSYS, system transportowy, transport a środowisko, symulacja, emisja szkodliwych związków spalin

**Keywords:**

EMITRANSYS model, transport system, transport and environment, simulation, emission of harmful exhaust compounds



## **The Effect of Biofuels on Colony Formation of CHO-9 Cells**

*Jolanta Skowroń*

*Central Institute for Labour Protection*

*– National Research Institute in Warsaw*

### **1. Introduction**

The biofuels are an interesting alternative by being a cleaner source of fuel energy. In Europe the requirement of 10% bio-component content in fuels (Directive 2015/1513/EU) will come into force until 2020. A review of literature showed that there are few toxicological, cytotoxicity and mutagenicity studies on the effects of biofuels in biological systems. According to Cavalcante et al. (2014) the cytotoxicity of water solution of biofuels is presumably related with soluble compounds originating from biofuels, such as dispersed droplets of fatty acid esters, alcohol residues (methanol or ethanol, depending on the production route), or due to the presence of elements from the raw material, the production process, or substances formed during the storage of biofuels. Identification of the composition of 75% solution of tested biofuels in a medium was carried out using gas chromatography techniques coupled with mass spectrometric detection. In the biofuel BP II from waste animals fats the highest concentrations of fatty acid esters were determined (unpublished data). Based on the results of the IC<sub>50</sub> levels, among the analysed biofuels, the one produced from frying vegetable oils (BP III) was the most toxic on the human epithelial skin cell line A431, followed by those produced from waste animals fats (BP II), rapeseed oil (BP IV) and rapeseed expired oil (BP I) in both test: NRU – a test used to assess cell membranes integrity and MTT – a test which determines the metabolic activ-

ity of mitochondria. The higher cytotoxicity of biofuel III may be due to the contamination present in the raw material (Skowroń et al. 2015).

The clonogenic assay has been used in a variety of studies with many different cell types to detect cells that retained the capacity for producing a large number of progeny after treatments or that can cause reproductive death as a result of damage to chromosomes, apoptosis, etc. (Brown, Attardi 2005). The Chinese hamster ovary cells (CHO-9) are regarded as an appropriate model for investigating the cytotoxic effect of xenobiotics and were more sensitivity for studying these effect of cadmium compounds than human lung cancer cells A549 (Zapór 2014). In this study, the clonogenic assay is used to assess the effects of exposure to four biofuels on colony formation of CHO-9 cells.

## **2. Materials and methods**

### **2.1. Cell cultures and treatment**

The line of Chinese hamster ovary cells CHO-9 was kindly provided by the Institute of Biochemistry and Biophysics of the Polish Academy of Sciences in Warsaw, Poland. The CHO-9 cells were cultured as a monolayer in F-10 (Ham) medium supplemented with 7% FBS and 1% antibiotic-antimycotic (1 ml/100 ml medium) in sterile tissue culture flasks (Nunc, USA) and maintained at 37°C under the humidified atmosphere of 95% air and 5% CO<sub>2</sub> (pH 7.2-7.4). The cells were subcultured twice a week. Before the experiment, cell suspension was prepared and cell viability was assessed with the trypan blue exclusion assay (Tennat 1964).

### **2.2. Preparation of tested biofuels**

Tested biofuels: I, II and III have been produced in the laboratory, based on generally used by agricultural producers of technology for the production of biofuels, low-temperature transesterification (Frąckowiak 2002). Biofuel IV was prepared in a factory producing biofuels from crude rapeseed oil. The tested biofuels were insoluble in water. According to the method described by Chou (2003), for the aromatic hydrocarbons which are components of aviation fuels and therefore insoluble in water, the 15 ml of tested biofuels were shaken with 5 ml culture medium in sterile flasks of 50 ml for 18 h at room temperature with a rotational



speed of 400 rpm. Then, after centrifugation, a layer of the resulting emulsion was drained and about 4 ml of the clear medium was obtained. It was assumed that it would be a solution of saturated fatty acid esters. The media was then further serially diluted, assuming 75% solution of the test biofuel in the medium as 100% in order to obtain a range of concentrations to determine the concentration-effect. The highest concentrations of the test solutions of the biofuels were strongly cytotoxic to CHO-9 cells that did not form colonies (Table 1).

**Table 1.** The range of concentrations of tested biofuels in media used in clonogenic assay on Chinese hamster ovary CHO-9 cells in the preliminary study

**Tabela 1.** Zakres stężeń badanych biopaliw w mediach komórkowych stosowanych w teście tworzenia kolonii na komórkach jajnika chomika chińskiego CHO-9 (badania wstępne)

	Tested biofuel			
The clonogenic assay	Biofuel I from rapeseed expired oil Concentration [%]	Biofuel II from waste animals fats Concentration [%]	Biofuel III from frying vegetable oils Concentration [%]	Biofuel IV from rapeseed oil Concentration [%]
Chinese hamster ovary cells CHO-9	0.188-3	0.188-0.75	0.188-1.5	0.375-6

### 2.3. Clonogenic assay

The clonogenic assay, also called colony formation assay or colony forming efficiency assay, is based on the ability of a single cell to grow into a colony. The procedure for the clonogenic assay was adopted from Puck and Markus (1956) and Franken et al. (2006) and cells were treated after plating. A colony being defined to consist as at least 50 clones of one cell (which corresponds to 6 mitotic divisions). Exponentially growing cells were harvested and seeded in sterile Petri dish 60 x 15 mm (21 cm<sup>2</sup>) (Iwaki Cell Biology, Japan) at a density of

500 cells/dish together with tested biofuels. Each dish finally contained 5 ml of cell culture medium with biofuels in appropriate concentrations at least in three replicates for each treatment. Cells were exposed to biofuels over the time period they needed to form colonies, that is 7 days. After this period, particle solutions were removed, cells were washed with phosphate buffered saline (PBS), fixed (ethanol), stained (0.4% Giemza), and colonies were counted. The average plating efficiencies of cells were 56%. To calculate the survival fraction we used a formula, described as follows (Nikzad, Hashemi 2014):

$$PE = (\text{the number of colonies counted/the number of cells}) \cdot 100 \quad (1)$$

where, PE is the plate efficiency.

The surviving fraction (SF) is determined by dividing the PE of the treated cells by the PE of the controls, and then multiplying by 100:

$$SF = (\text{PE of treated sample/PE of control}) \cdot 100 \quad (2)$$

#### **2.4. Statistics**

At least three independent experiments were conducted for biofuels. Test results were expressed as percentage of the unexposed control  $\pm$  standard deviation (SD). Control values were set as 100%. Differences between samples and the control were evaluated using t-test. Results were considered statistically significantly different at  $p < 0.05$ .

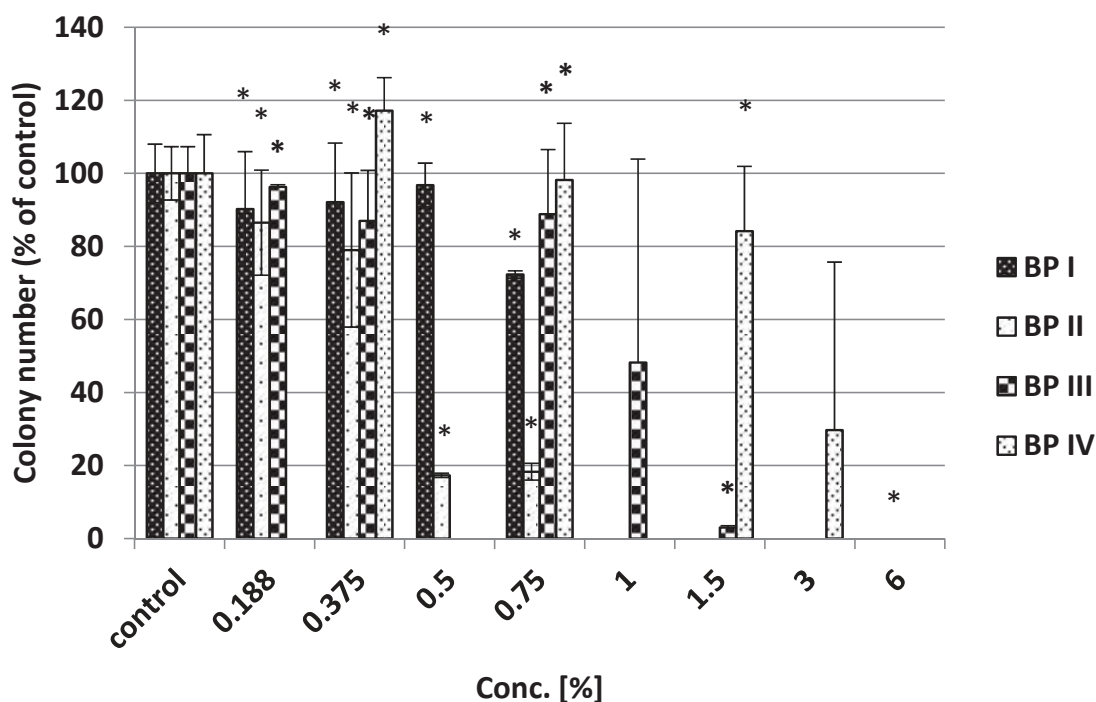
### **3. Results and discussion**

As shown in Fig. 1, after a 7-day exposure of CHO-9 cells to biofuel I, colony numbers were reduced in all tested concentration ( $p < 0.05$ ) to around 9.75%, 7.9%, 3.2% and 27.7% compared to control, respectively. The exposure of CHO-9 cells to biofuel II from animal fats for 7 days in the same concentration as biofuel I, resulted in the colony numbers reduced by: 13.5%; 21%; 82.7% and 81.7% respectively, compared to control. Biofuels III reduced the formation of CHO-9 colonies in all concentrations, but significant differences existed for the following concentrations: 0.188%; 0.375%; 0.75% and 1.5%. The colony numbers were reduced by: 3.7%; 13%; 11.2% and 97%, respectively. For a 1% solution of biofuel III, the number of CHO-9 colonies created was reduced by

51.8% relative to control but not statistically significant (large differences in the t-Student test, high SD value). For a 0.5% concentration of BP III, the ability to form colonies by CHO-9 cells was not assessed, because at a lower concentration, i.e. 0.375% and higher, i.e. 0.75%, the colony-forming capacity was at the same level. Biofuel IV derived from crude rapeseed oil reduced the colony number of CHO-9 cell at higher concentrations than other tested biofuels. At a concentration of 3% the result was statistically insignificant (large differences in the t-Student test, high SD value). At a concentration of 0.375%, a statistically significant increase in the ability of CHO-9 cells to colony formation was observed. It can be explained by the formation by some cells of large colonies that survived the exposure and maintained the ability to multiply indefinitely (Munshi et al. 2005). This can also be explained by the phenomenon of hormesis (Calabrese & Baldwin 2001). Mild to moderate exposure shifts cells to an adaptive state because the homeostatic control is operating. Higher exposure moves cells to a stressed state because the limit of homeostatic control is reached. Cells in adaptive or stressed state can still return to normal, unstressed state after removal of the stressor. However, very high doses of stressors are likely to drive cells irreversibly to a toxic state, where apoptosis or necrosis occurs (Zhang et al. 2008). At the highest concentration of biofuel IV, i.e. 6% CHO-9 cells did not form colonies.

Colony test results showed that the ability of CHO-9 cells to form colonies and the degree of inhibition were depended on the type and concentration of the biofuel. The strongest action in reducing CHO-9 cell proliferation capacity was demonstrated by biofuel II in solutions of 0.5% or 0.75% and biofuel III in 1.5% solution. Biofuel IV impacted on the ability of the CHO-9 cells to colony forming in higher concentration than others.

The ability of cells to form colonies has been widely used to screen xenobiotics for potential toxic activity (Franken et al. 2006). Only mitotically viable cells are capable of producing clones and therefore colonies. As a result, the number of colonies formed after or during treatment indicates cell viability as these cells are able to stay attached to the culture vessel surface and are able to undergo a certain amount of cell divisions. The clonogenic assay offers the possibility of long-term toxicity assessment at a sub-lethal level.



**Fig. 1.** Effects of biofuels exposure to colony formation of Chinese hamster ovary cells (CHO-9) cells. Bars showing colony number as determined following 7 days exposures to biofuel obtained of: rapeseed expired oil (BP I), waste animal fats (BP II), frying vegetable oils (BP III), and rapeseed oil (BP IV). Results are expressed as percent of control mean  $\pm$  SD of three independent experiments. Asterisk (\*) denotes a significant difference from the control ( $p \geq 0.05$ )

**Rys. 1.** Wpływ badanych biopaliw na zdolność tworzenia kolonii przez komórki jajnika chomika chińskiego CHO-9. Każdy punkt reprezentuje średnią i odchylenie standardowe ( $\pm$  SD) z 3 niezależnych eksperymentów po 7 dniowym narażeniu na: przeterminowany olej rzepakowy (BP I), tłuszcz zwierzęcy (BP II), posmażalny olej roślinny (BP III) oraz surowy olej rzepakowy (BP IV). Gwiazdka (\*) oznacza różnice statystycznie istotne w stosunku do komórek nienarażanych na badane biopaliwa ( $p < 0,05$ )

In this study, it was possible to show differences in cytotoxicity between four types of biofuels after 7 days of exposure. Biofuel II from animal fats, which has the highest concentrations of fatty acid esters, was more reactive compared to others. Biofuel III produced from frying vegetable oils was the most toxic on A431 skin cells and the study also showed that it was more toxic to proliferation of CHO-9 cells than biofuel I or IV. The preliminary report does not provide any explanation for

this effect, but the result may nevertheless be interesting for future studies on genotoxicity of biofuels.

Bünger et al. (2007) demonstrates very strong mutagenicity of Diesel engine particles extracts and condensates from combustion of rapeseed oil and preheated rapeseed oil in the *Salmonella typhimurium*/mammalian microsome assay. The authors conclude that the strong increase of mutagenicity using rapeseed oil as diesel fuel compared to the reference Diesel fuel and other fuels causes deep concern for future usage of this biologic resource as a replacement of the established diesel fuels.

*This paper has been based on the results of a research task carried out within the scope of the fourth stage of the National Programme “Improvement of safety and working conditions” partly supported in the years 2017-2019 – within the scope of research and development – by the Ministry of Science and Higher Education/National Centre for Research and Development. The Central Institute for Labour Protection – National Research Institute is the Programme’s main coordinator.*

*We would like to thank Professor Wojciech Golimowski from the Institute of Technology and Life Sciences, Poznań, Poland, for his help in producing the tested biofuels.*

## References

- Brown, J.M., Attardi, L.D. (2005). The role of apoptosis in cancer development and treatment response. *Nat. Rev. Cancer*, 5, 231-237.
- Bünger, J., Krahl, J., Munack, A., Ruschel, Y., Schröder, O., Emmert, B., Westphal, G., Müller, M., Hallier, E., Brüning, T. (2007). Strong mutagenic effects of diesel engine emissions using vegetable oil as fuel. *Arch Toxicol.*, 81(8), 599-603.
- Calabrese, E.J., & Baldwin, L.A. (2001). Hormesis: a generalizable and unifying hypothesis. *Crit. Rev. Toxicol.*, 31(4/5), 353-425.
- Cavalcante, D.G.S.M., da Silva, N.D.G., Marcarini, J.C., Mantovani, M.S., Marin-Morales, M.A., Martinez, C.B.R. (2014). Cytotoxic, biochemical and genotoxic effects of biodiesel produced by different routes on ZFL cell line. *Toxicology in Vitro*, 28(6), 1117-1125.
- Chou, C.C., Riviere, J. E., Monteiro-Riviere, N.A. (2003). The cytotoxicity of jet fuel aromatic hydrocarbons and dose-related interleukin-8 release from human epidermal keratinocytes. *Arch Toxicol.*, 77, 384-391.

- Directive (EU) 2015/1513 of the European Parliament and of the Council of 9 September 2015 amending Directive 98/70/EC relating to the quality of petrol and diesel fuels and amending Directive 2009/28/EC on the promotion of the use of energy from renewable sources (OJ L 239, 15.9.2015, p. 1).
- Franken, N., Rodermond, H. M., Stap, J., Haverman, J., van Bree, Ch. (2006). Clonogenic assay of cells in vitro. *Nature Protocols*, 1(5), 2315-2319.
- Frąckowiak, P. (2002) Testing of esterification process of rape oil for tractor fuel in the prototype production plants of 400 dm<sup>3</sup> output (Badania procesu estryfikacji oleju rzepakowego na paliwo ciągnikowe w prototypowych wytwórniach o wydajności 400 litrów na dobę). *Journal of Research and Applications In Agricultural Engineering*, 47(1), 67-73.
- Nikzad, S., Hashemi, B. (2014). MTT assay instead of the clonogenic assay in measuring the response of cells to ionizing radiation. *Journal of Radiobiology*, 1(1,3-8), doi: 10.15171/jrb.2014.02 <http://www.jradiobiol.com>.
- Munshi, A., Hobbs, M., Meyn, R.E. (2005) Clonogenic cell survival assay From: *Methods in Molecular Medicine, vol. 110: Chemosensitivity: Vol. 1: In Vitro Assays* Edited by: R. D. Blumenthal © Humana Press Inc., Totowa, NJ, 2005. <http://www.springer.com/978-1-58829-345-9>.
- Puck, T.T., Markus, P.I. (1956) Action of X-rays on mammalian cells. *J. Exp. Med.*, 103, 653-666.
- Skowroń, J., Zapór, L., Miranowicz-Dzierżawska, K. (2015). Cytotoxicity of biofuels produced by esterification of waste materials: vegetable oils or animal fats on A431 skin cells. *Toxicology Letters*, 238(2S), 345. <http://dx.doi.org/10.1016/j.toxlet.2015.08.985>.
- Tennat, J. A. (1964). Evaluation of trypan blue technique for determination of cell viability. *Transplantation*, 285-692.
- Zapór, L. (2014). Evaluation of the Toxic Potency of Selected Cadmium Compounds on A549 and CHO-9 Cells. *International Journal of Occupational Safety and Ergonomics*, 20(4), 573-581, doi: 10.1080/10803548.2014.11077080.
- Zhang, Q., Pi, J., Woods, C.G., Jarabek, A.M., Clewell, H.J., Andresen, M.E. (2008) Hormesis and adaptive cellular control systems. *Dose-Response*, 6, 196-208. doi: 10.2203/dose-response.07-028.Zhang

## Wpływ biopaliw na tworzenie kolonii przez komórki CHO-9

### Streszczenie

Oceniano wpływ czterech biopaliw otrzymanych w reakcji transestryfikacji tłuszczów odpadowych: przeterminowanego oleju rzepakowego (BP I), tłuszczu zwierzęcego (BP II), posmażalniczego oleju roślinnego (BP III) oraz surowego oleju rzepakowego (BP IV) na zdolność komórek jajnika chomika chińskiego (CHO-9) do procesów odnowy i prawidłowego namnażania się (test klonogeny). Badane biopaliwa hamowały zdolność komórek jajnika chomika chińskiego CHO-9 do tworzenia kolonii, a stopień zahamowania zależał od rodzaju oraz stężenia badanego biopaliwa. Najsilniejsze działanie ograniczające zdolność komórek CHO-9 do proliferacji wykazywało biopaliwo II otrzymane z tłuszczu zwierzęcego oraz biopaliwo III otrzymane z posmażalniczego oleju roślinnego. Najslabiej na zdolność tworzenia kolonii komórek CHO-9 działało biopaliwo IV otrzymane z surowego oleju rzepakowego. Wyniki sugerują, że biopaliwa mogą odgrywać rolę w mechanizmie molekularnym związanym z proliferacją komórek i odpowiedziami immunologicznymi, co powinno zostać potwierdzone w przyszłych badaniach genotoksyczności biopaliw.

### Abstract

The four types of biofuels obtained by methanol transesterification of: rapeseed expired oil (BP I), waste animal fats (BP II), frying vegetable oils (BP III), and rapeseed oil (BP IV) were studied on the Chinese hamster ovary (CHO-9) cells using the clonogenic assay. Colony test results showed that tested biofuels inhibited the ability of CHO-9 cells to form colonies, depending on the type and concentration of the biofuel being tested. The strongest action in reducing CHO-9 cell proliferation capacity was demonstrated by biofuel II and biofuel III. Biofuel IV had the least effect on the ability of the CHO-9 cells to colonize. The results suggest that biofuels might play a role in molecular mechanisms associated with cellular proliferation and immune responses, that should be confirmed in the future studies on genotoxicity of biofuels.

### Słowa kluczowe:

biopaliwa, test tworzenia kolonii, komórki jajnika chomika chińskiego (CHO-9), in vitro

### Keywords:

biofuels, clonogenic assay, Chinese hamster ovary (CHO-9) cells, in vitro



## **3D Simulation of Chlorine Dispersion in Rrural Area**

*Andrzej Polanczyk, Zdzislaw Salamonowicz,  
Malgorzata Majder-Lopatka, Anna Dmochowska,  
Wojciech Jarosz, Rafał Matuszkiewicz, Radosław Makowski  
The Main School of Fire Service in Warsaw*

### **1. Introduction**

Prediction of dispersion of hazardous substances resulting from accidental leakage in environment is essential for analysis of risk and emergency response (Dong et al. 2017, Piecuch & Piecuch 2013). After release into the atmosphere, chlorine cloud may cause serious injury to human health (Li et al. 2015). Dense gases tend to accumulate at ground level or human breath level (Scargiali et al. 2011, Siddiqui et al. 2012). The presence of hazardous gases in such areas multiplies the negative effects (Pontiggia et al. 2010).

So far, different approaches are applied to prevent the effects chlorine cloud dispersion (Lovreglio et al. 2016). To assist decisions and planning of emergency response in case of release of dangerous gases computational techniques are applied (Hannaa et al. 2009). Reliable numerical description of multiphase processes, i.e. dispersion still represents one of the most challenging applications (Markiewicz 2012). It is often an iterative process that requires a multiple modeling to understand different aspects of analyzed problems (He et al. 2017). There are different approaches such as 2D or 3D numerical description of dispersion processes (Andreinia et al. 2016, Ganta et al. 2014). However, reliable numerical model includes calculation of gas transport not only in horizontal plain (Thoman et al. 2006) but it also includes 3D movement (Labovský & Jelemenský 2010). Moreover, as different character of flow is considered in dispersion process, different turbulence models are ap-



plied (Hongna et al. 2015, Ming-Liang et al. 2010, Tominaga & Stathopoulos 2009).

Various numerical tools are applied for description of dispersion process i.e. PHAST software (Wang et al. 2017), ALOHA software (Thoman et al. 2006), ANSYS software (Polanczyk et al. 2013, Salamonowicz et al. 2015). Development of numerical algorithms has enabled the computational fluid dynamics (CFD) models to be used extensively in indoor dispersion studies (Dong et al. 2017). Numerical methods based on computational fluid dynamics (CFD) may facilitate the precise investigation of the hazardous substances dispersion (Meroney 2012). Therefore, the aim of the study was to prepare a transient CFD model describing the phenomena of chlorine dispersion in a dynamic setup including different environmental factors.

## 2. Materials and methods

Emergency chlorine ejection into atmosphere was prepared using the following boundary conditions: free ejection of chlorine into open space ( $T = 25^{\circ}\text{C}$  and  $P = 101325 \text{ Pa}$ ); the total amount of ejected chlorine was equal to 1.8 kg. The properties of analyzed gases were as follow: air ( $\rho = 1.23 \text{ kg/m}^3$ ,  $\eta = 1.79 \cdot 10^{-5} \text{ kg/(m s)}$ ), chlorine ( $\rho = 2.95 \text{ kg/m}^3$ ,  $\eta = 1.33 \cdot 10^{-5} \text{ kg/(m s)}$ ) (Steven R. Hanna et al. 2009).

Two approaches of chlorine concentration estimation were analyzed: first – horizontal (2D) simulation (eq.1) (Aloha software) (Sun et al. 2013, Thoman et al. 2005, Tsenga et al. 2012) and the second – horizontal and vertical (3D) simultaneous simulation (ANSYS software) (Polanczyk et al. 2013, Wawrzyniak et al. 2012a, Wawrzyniak et al. 2012b).

### 2.1. 2D approach of dispersion

2D approach was analyzed with the use of Aloha software. Mathematical domain was described with rectangle (length = 500 m, width = 200 m) (Fig. 1a). Chlorine ejection was described with the circular hole (diameter = 0.1 m) placed 100 m from wind inlet to the domain. Following boundary conditions were applied: velocity inlet (circular surface), outlet (remaining lines). Reconstruction of dispersion in real conditions required usage of Pasquill stability classes (Krügera & Emmanuel 2013). Each time constant humidity ( $\varphi = 50\%$ ) was considered.

$$C = \frac{M}{(2\pi)^{3/2}\sigma_x\sigma_y\sigma_z} \left[ \exp\left(-\frac{(x-ut)^2}{2\sigma_x^2} - \frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \right] \left[ \exp\frac{-(z-H)^2}{2\sigma_z^2} + \exp\frac{-(z+H)^2}{2\sigma_z^2} \right]$$

$$X(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z u} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2\right] \left\{ \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z-H}{\sigma_z}\right)^2\right] + \left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z+H}{\sigma_z}\right)\right] \right\} \quad (1)$$

where:

$X(x,y,z)$  – atmospheric concentration for chemical releases, [mg/m<sup>3</sup>],

$Q$  – source term release rate for chemical releases, [mg/s],

$x$  – downwind distance (relative to source location), [m],

$y$  – crosswind distance (relative to plume centerline), [m],

$z$  – vertical axis distance (relative to ground), [m],

$H$  – effective release height (relative to ground), [m],

$y$  – crosswind distance (relative to plume centerline), [m],

$\sigma_y$  – horizontal dispersion coefficient (function of  $x$ ), representing the standard deviation of the concentration distribution in the crosswind axis direction, [m],

$\sigma_z$  – vertical dispersion coefficient (function of  $x$ ), representing the standard deviation of the concentration distribution in the vertical axis direction, [m],

$u$  – average wind speed, [m/s].

## 2.2. 3D approach of dispersion

In the second step 3D dispersion of gas mixture (including height) was prepared with the use of Ansys-Fluent 18 software. For 3d simulation Reynolds Averaged Navier-Stokes equations (eq. 2-4) were applied (Ganta et al. 2014, Ziemska-Stolarska et al. 2015).

$$\rho \left( \frac{\partial v_x}{\partial t} + v_x \frac{\partial v_x}{\partial x} + v_y \frac{\partial v_x}{\partial y} + v_z \frac{\partial v_x}{\partial z} \right) = \rho g_x - \frac{\partial p}{\partial x} +$$

$$\frac{\partial}{\partial x} \left( (\mu + \mu_t) \left( 2 \frac{\partial v_x}{\partial x} \right) \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( (\mu + \mu_t) \left( \frac{\partial v_z}{\partial y} + \frac{\partial v_y}{\partial x} \right) \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( (\mu + \mu_t) \left( \frac{\partial v_x}{\partial z} + \frac{\partial v_z}{\partial x} \right) \right) \quad (2)$$

$$\rho \left( \frac{\partial v_y}{\partial t} + v_x \frac{\partial v_y}{\partial x} + v_y \frac{\partial v_y}{\partial y} + v_z \frac{\partial v_y}{\partial z} \right) = \rho g_y - \frac{\partial p}{\partial y} +$$

$$\frac{\partial}{\partial x} \left( (\mu + \mu_t) \left( \frac{\partial v_y}{\partial x} + \frac{\partial v_x}{\partial y} \right) \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( (\mu + \mu_t) \left( 2 \frac{\partial v_y}{\partial y} \right) \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( (\mu + \mu_t) \left( \frac{\partial v_y}{\partial z} + \frac{\partial v_z}{\partial y} \right) \right) \quad (3)$$

$$\rho \left( \frac{\partial v_z}{\partial t} + v_x \frac{\partial v_z}{\partial x} + v_y \frac{\partial v_z}{\partial y} + v_z \frac{\partial v_z}{\partial z} \right) = \rho g_z - \frac{\partial p}{\partial z} +$$

$$\frac{\partial}{\partial x} \left( (\mu + \mu_t) \left( \frac{\partial v_z}{\partial x} + \frac{\partial v_x}{\partial z} \right) \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( (\mu + \mu_t) \left( \frac{\partial v_z}{\partial y} + \frac{\partial v_y}{\partial z} \right) \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( (\mu + \mu_t) \left( \frac{\partial v_z}{\partial z} \right) \right) \quad (4)$$

where:

$v_x, v_y, v_z$  – velocity components for x, y, z directions, [m/s],

$t$  – time [s],

$g$  – acceleration in x, y, z direction, [m<sup>2</sup>/s],

$\mu$  – fluid viscosity, [Pa s],

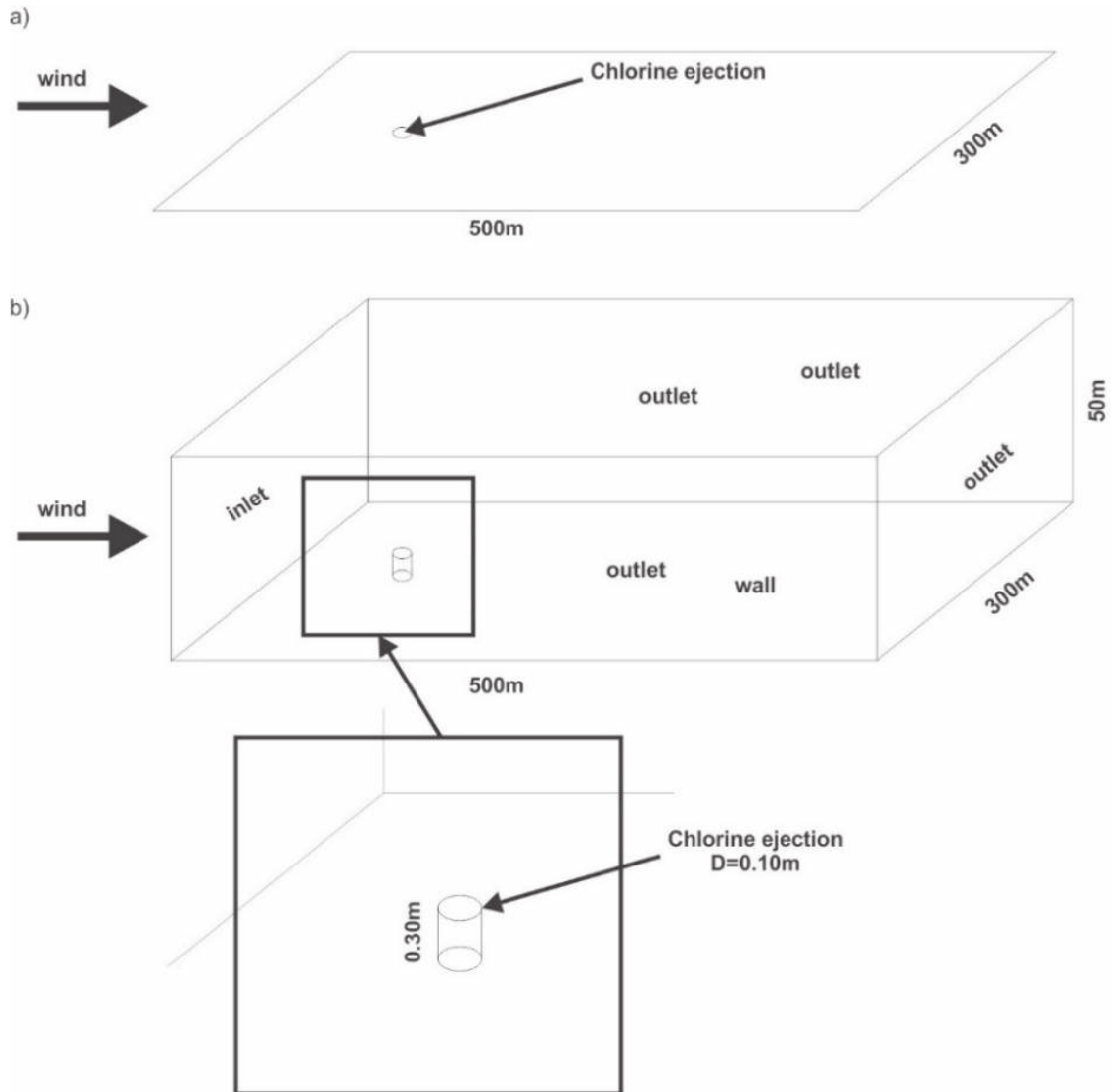
$\rho$  – fluid density, [kg/m<sup>3</sup>],

$\mu_t$  – turbulent viscosity, [Pa s].

First, 3D geometry of prism was prepared with the use of a pre-processor (length = 500 m, width = 200 m, height = 50 m) (Fig. 1b). In the lower part of analyzed domain, cylindrical geometry representing chlorine ejection was located (0.3 m above the ground with diameter = 0.1 m). Next, digital grid composed of tetrahedrons with boundary layer was created. After mesh independent tests the number of numerical grid elements was established at approximately 900 000, with boundary layer composed of 10 layers. To simulate chlorine ejection into atmosphere a multiphase approach was considered. As previously described the volume of Fluid model (VOF) in Ansys-Fluent was applied (He et al. 2017).

Flow of two phases, air and chlorine, was assumed. The following boundary conditions were used: mass flow inlet (one surface), wall (one surface – as a ground), pressure outlet (three surfaces) and velocity inlet (one surface). At the inlet do the geometry, near the source of chlorine ejection, velocity inlet boundary representing flowing air was applied. Velocity profile was experimentally set (Table 1) and configured as a function of height  $u(h)$  (eq. 5).

Chlorine was applied with the use of mass flow inlet boundary equal to 1.8 kg/h. At the outlets pressure outlet boundary condition was applied. Finally ground was described with wall boundary with roughness, pretended appearance of buildings. Moreover, 1 hour of dispersion was assumed. According to the Reynolds number turbulent flow, described with the  $k$ - $\varepsilon$  model, was established.



**Fig. 1.** Mathematical domain for: a) 2D dispersion, b) 3D dispersion.

**Rys. 1.** Matematyczna domena obliczeniowa dla: a) dwuwymiarowej dyspersji, b) trójwymiarowej dyspersji.

**Table 1.** Maximal air velocity for different stability class at the 10 m height.  
**Tabela 1.** Maksymalne wartości prędkości wiatru dla różnych klas stabilności na wysokości 10 m.

Stability classes [-]	Air velocity at the height 10 m [m/s]	P [-]
A	2	0.109
B	3	0.112
C	4	0.120
D	5	0.142
E	3	0.203
F	2	0.253

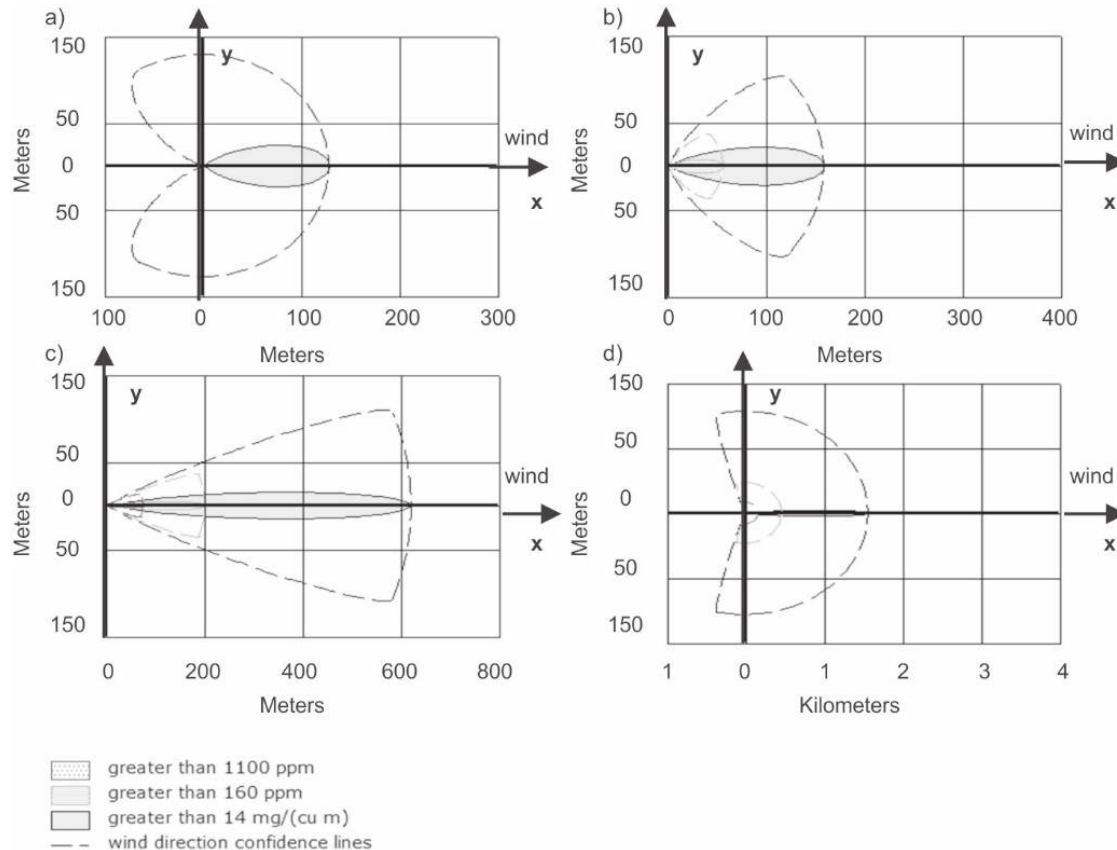
### 3. Results

Two approaches for chlorine dispersion process were analyzed. It was observed that for horizontal chlorine distribution increasing wind velocity lead to longer and narrower chlorine cloud (Fig. 2). For the case when wind velocity was increased from 2-3 m/s (A-B stability classes) width of chlorine cloud was about 50 m and cloud length was increased from 120 m (2 m/s) to 150 m (3 m/s). Meanwhile, when velocity was decreasing from 3-2 m/s (E-F stability class), cloud became longer and narrower to about 25-20 m, and the length of chloride cloud was increased from 610 m (3 m/s) to 1300 m (2 m/s).

To include height parameter for chlorine distribution 3D model was analyzed. As the default values for turbulent model  $k-\varepsilon$  of flow was applied and two stability classes (A and B) (Fig. 3c and Fig. 3d) were simulated. Additionally, chlorine dispersion without wind was analyzed (Fig. 3a and Fig. 3b).

Analysis of chlorine distribution indicated that the highest concentration was in the axis of chlorine ejection. Moreover, when wind was neglected circular profile of chlorine was observed (Fig. 3a and Fig. 3b). Quantitative analysis of chlorine distribution indicated a decrease in volume fraction in function of height (from approximately 0.033 for 10.5 m to 0.0005 for 13.5 m). While with wind condition the model presented changes of chlorine profile shape which had the same direction as wind (Fig. 3c and Fig. 3d). Similarly to the case without wind a decrease in chlorine concentration in the function of height was observed. For the velocity 2 m/s (A stability class) the range of chlorine volume fraction

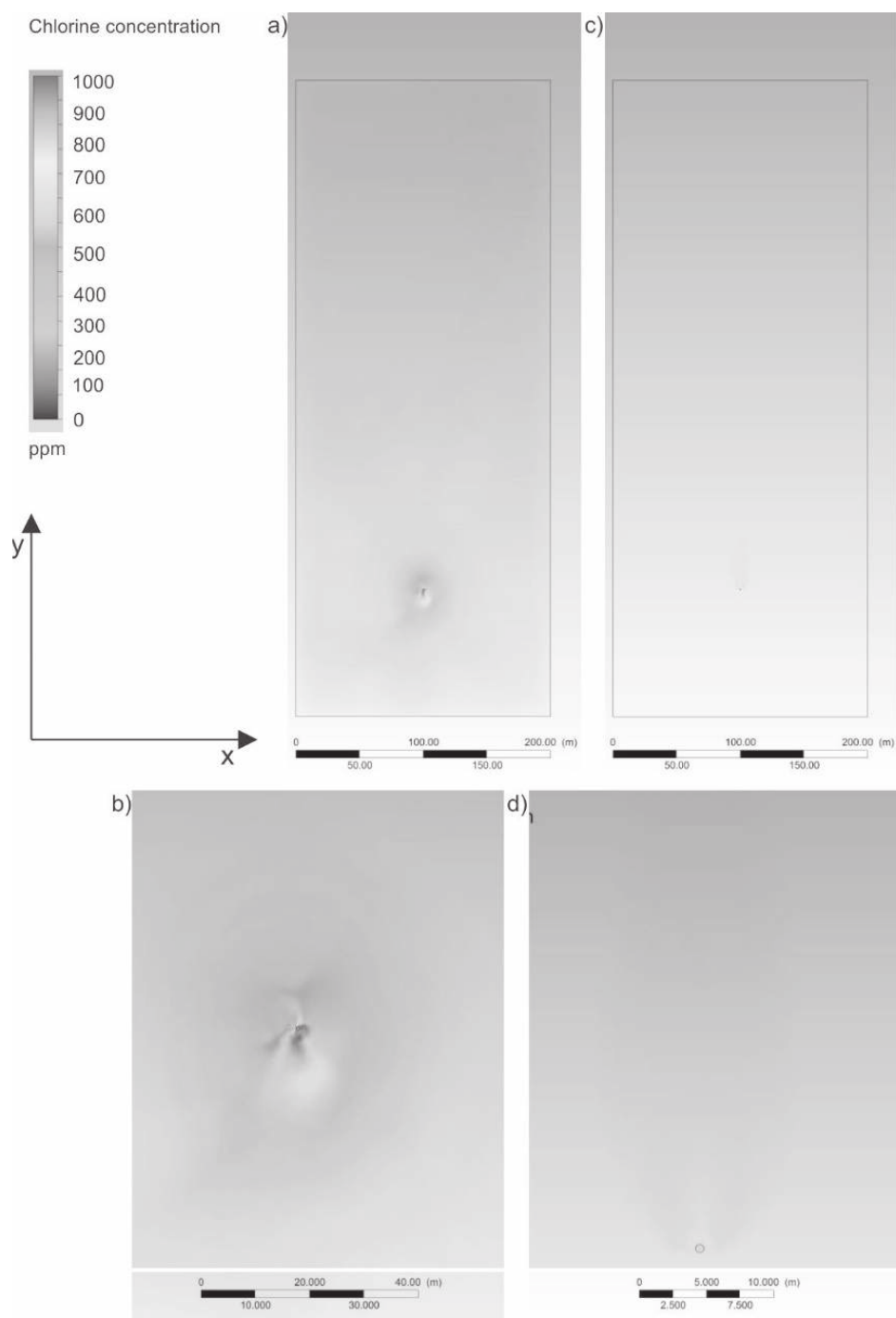
was 0.025-0.0001, while for the velocity 3 m/s (B stability class) the range of chlorine volume fraction was 0.019-0.0005.



**Fig. 2.** An example of horizontal distribution of chlorine for: a) wind velocity 2 m/s (A class), b) wind velocity 3 m/s (B class), c) wind velocity 3 m/s (E class), d) wind velocity 2 m/s (F class).

**Fig. 2.** Przykład poziomej dystrybucji chloru dla: a) prędkości wiatru 2 m/s (klasa stabilności A), b) prędkości wiatru 3 m/s (klasa stabilności B), c) prędkości wiatru 3 m/s (klasa stabilności E), d) prędkości wiatru 2 m/s (klasa stabilności F).

Comparison of windless approach with velocity equal to 2 m/s indicated approximately 25% decrease of chlorine volume fraction for wind case. While, comparison of both cases at the level of 11 m indicated approximately 5% difference. Finally, for the height 13.5 m about 95% decrease of chlorine fraction (0.0001) compare to 10.5 m height was observed. Furthermore, for all analyzed cases maximal chlorine concentration was noticed in a distance of about 20-50 m from the source of chlorine dispersion in direction of wind movement.



**Fig. 3.** An example of chlorine distribution for: a-b) chlorine dispersion without wind (a – top view, b – zoomed top view); c-d) chlorine dispersion including wind (2 m/s) (c – top view, d – zoomed top view)

**Rys. 3.** Przykład dystrybucji chloru dla: a-b) rozprzestrzeniania chloru bez uwzględnienia wiatru (a – widok z góry, b – powiększenie widoku z góry), c-d) rozprzestrzeniania chloru z uwzględnieniem wiatru (a – widok z góry, b – powiększenie widoku z góry)

## 4. Discussion

In this research, the effects of the environmental situations, like different wind intensity, with the release and spread of chlorine in the indoor space were presented. The numerical analysis of dispersion produced both horizontal and vertical distribution of chlorine in analyzed mathematical domain. Similar to our study, Labovsky et al. investigated CFD model of chlorine dispersion however in urban environments. They found that the CFD approach determines the variation of properties, velocity, and concentration along the flow streamlines, which enhances the effectivity of this approach in the presence of obstructions, and in handling a complex terrain (Labovsky & Jelemensky 2013).

In our study we assumed turbulent character of flow, therefore, standard  $k-\varepsilon$  model was applied to describe its properties. It was in line with Xing et al. who observed that the results from the standard  $k-\varepsilon$  model were in acceptable agreement with the experimental data for the gas dispersion process (Xing et al. 2013). Contrary to this Sklavounos et al. found that the standard  $k-\varepsilon$  model overestimate maximal concentration of heavy gas (Sklavounos & Rigas 2004). Nevertheless, our study indicated that this turbulent model may be used in simulation of chlorine dispersion.

To reconstruct a realistic conditions of wind appearance, a velocity profile at the inlet to the mathematical domain was applied. It was in line with Mack et al. who investigated  $\text{CO}_2$  dispersion where experimentally measured inlet profile of wind was applied (Mack & Spruijt 2014). Moreover, it was observed that wind indicated chlorine cloud movement. Similarly, Safakar et al. who investigated chlorine dispersion, observed the effect of various temperatures and wind on spreading the dense gases. Moreover, they noticed that above the ground level the chlorine concentration increased slowly (Safakar et al. 2016). While, Hanna et al. reported that near the source, the obstacles tend to slow down the dense gas cloud and may constrain it causing an increase in concentration (Hanna et al. 2009).

## 5. Conclusions

2D model allowed prediction of polluted cloud in horizontal direction, while 3D model allowed description of horizontal and vertical distribution of chlorine. It was observed that with increase of Pasquill



stability class the area of chlorine dispersion had similar character for horizontal model as well as for 3D model.

Comparison of constant and dynamic setup indicated high impact of wind. For the windless case circular profile of chlorine concentration around dispersion source was observed. While, for the wind application the main chlorine concentration moved ahead the source of dispersion. Analysis of chlorine concentration in function of height resulted in decrease of chlorine appearance in upper level of mathematical domain. While, analysis of chlorine concentration in function of wind intensity indicated extension of chlorine cloud with decrease of concentration.

## References

- Andreinia, A., Bianchinia, C., Puggelli, S., Demoulin, F.X. (2016). Development of a turbulent liquid flux model for Eulerian–Eulerian multiphase flow simulations. *International Journal of Multiphase Flow*, 81, 88-103.
- Dong, L., Zuo., H., Hu, L., Yang, B., Li, L., Wu, L. (2017). Simulation of heavy gas dispersion in a large indoor space using CFD model. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries*, 46, 1-12.
- Ganta, S. E., Narasimhamurthy, V. D., Skjoldb, T., Jamoise, D.C.P. (2014). Evaluation of multi-phase atmospheric dispersion models for application to Carbon Capture and Storage. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries*, 32, 286-298.
- Hanna, S. R., Hansen, O. R., Ichard, M., Strimaitis, D. (2009). CFD model simulation of dispersion from chlorine railcar releases in industrial and urban areas. *Atmospheric Environment*, 43(2), 262-270.
- He, B., Jiang, X.-S., Yang, G.-R., Xu, J.-N. (2017). A numerical simulation study on the formation and dispersion of flammable vapor cloud in underground confined space. *Process Safety and Environmental Protection*, 107, 1-11.
- Hongna, Z., Takehiko Y., Kunugi, T. (2015). Turbulence modulation of the upward turbulent bubbly flow in vertical ducts. *Nuclear Engineering and Technology*, 47(5), 513-522.
- Krügera, E., Emmanuel, R. (2013). Accounting for atmospheric stability conditions in urban heat island studies: The case of Glasgow, UK. *Landscape and Urban Planning*, 117, 112-121.
- Labovsky, J., Jelemensky, L. (2013). CFD-based atmospheric dispersion modeling in real urban environments. *Chemical Papers*, 67(12).
- Labovský, J., Jelemenský, L. (2010). CFD simulations of ammonia dispersion using “dynamic” boundary conditions. *Process Safety and Environmental Protection*, 88(4), 243-252.

- Li, Y., Chen, D., Cheng, S., Xu, T., Huang, Q., Guo, X., Ma, X., Yang, N., Liu, X. (2015). An improved model for heavy gas dispersion using time-varying wind data: mathematical basis, physical assumptions, and case studies. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries*, 36, 20-29.
- Lovreglio, R., Ronchi, E., Maragkos, G., Beji, T., Merci, B. (2016). A dynamic approach for the impact of a toxic gas dispersion hazard considering human behaviour and dispersion modelling. *Journal of hazardous materials*, 318, 758-771.
- Mack, M., Spruijt, M.P.N. (2014). CFD dispersion investigation of CO<sub>2</sub> worst case scenarios including terrain and release effects. *Energy Procedia*, 51, 363-372.
- Markiewicz, M. (2012). A review of mathematical models for the atmospheric dispersion of heavy gases. *A Classic. Models. Ecol. Chem. Eng.*, 19(3), 297-314.
- Meroney, R.N. (2012). CFD modeling of dense gas cloud dispersion over irregular terrain. *J. Wind Eng. Ind. Aerod.* 104-106, 500-508.
- Ming-Liang, Z., Lib, C.W., Shen, Y.-M. (2010). A 3D non-linear k-ε turbulent model for prediction of flow and mass transport in channel with vegetation. *Applied Mathematical Modelling*, 34(4), 1021-1031.
- Piecuch, I., Piecuch, T. (2013). Environmental Education and Its Social Effects. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 15(1), 192-212.
- Polanczyk, A., Wawrzyniak, P., Zbicinski, I. (2013). CFD analysis of dust explosion relief system in the counter-current industrial spray drying tower. *Drying Technology*, 31(8), 881-890.
- Pontiggia, M., Derudi, M., Alba, M., Scaioni, M., Rota, R. (2010). Hazardous gas releases in urban areas: assessment of consequences through CFD modelling. *Journal of hazardous materials*, 176(1-3), 589-96.
- Safakar, M., Syafii, S., Yunus, R. (2016). CFD Analysis of Indoor Chlorine Gas Dispersion Storage: Temperatures, Wind Velocities and Ventilation Effects Studies. *Asean Journal Of Chemical Engineering*, 16(1).
- Salamonowicz, Z., Kotowski, M., Polka, M., Barnat, W. (2015). Numerical simulation of dust explosion in the spherical 20l vessel. Bulletin of the Polish Academy of Sciences. *Technical Sciences*, 63(1), 289-293.
- Scargiali, F., Grisafi, F., Busciglio, A., Brucato, A. (2011). Modeling and simulation of dense cloud dispersion in urban areas by means of computational fluid dynamics. *Journal of hazardous materials*, 197, 285-293.
- Siddiqui, M., Jayanti, S., Swaminathan, T. (2012). CFD analysis of dense gas dispersion in indoor environment for risk assessment and risk mitigation. *Journal of hazardous materials*, 209-210, 177-85.
- Sklavounos, S., Rigas, F. (2004). Validation of turbulence models in heavy gas dispersion over obstacles. *Journal of hazardous materials*, 108(1-2), 9-20.

- Sun, B., Utikara, R.P., Pareeka, V.K., Guob, K. (2013). Computational fluid dynamics analysis of liquefied natural gas dispersion for risk assessment strategies. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries*, 26(1), 117-128.
- Thoman, D.C., Davis, M.W., O'Kula, K.R. (2005). *A Comparison of EPIcode and ALOHA Calculations for Pool Evaporation and Chemical Atmospheric Transport and Dispersion*. Washington Safety Management Solutions LLC, 1-15.
- Thoman, D.C., O'Kula, K.R., Laul, J.C., Davis, M.W., Knecht, K.D. (2006). Comparison of ALOHA and EPIcode for Safety Analysis Applications. *Journal of Chemical Health and Safety*, 13(6), 20-33.
- Tominaga, Y., Stathopoulos, T. (2009). Numerical simulation of dispersion around an isolated cubic building: comparison of various types of k- $\epsilon$  models. *Atmospheric Environment*, 43(20), 3200-3210.
- Tseng, J.M., Su, T.S., Kuo, C.Y. (2012). Consequence Evaluation of Toxic Chemical Releases by ALOHA. *Procedia Engineering*, 45, 384-389.
- Wang, K., Liu, Z., Qian, X., Huang, P. (2017). Long-term consequence and vulnerability assessment of thermal radiation hazard from LNG explosive fireball in open space based on full-scale experiment and PHAST. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries*, 46, 13-22.
- Wawrzyniak, P., Podyma, M., Zbicinski, I., Bartczak, Z., Polanczyk, A., Rabaeva, J. (2012a). Model of Heat and Mass Transfer in an Industrial Counter-Current Spray-Drying Tower. *Drying Technology*, 30(11-12), 1274-1282.
- Wawrzyniak, P., Polanczyk, A., Zbicinski, I., Jaskulski, M., Podyma, M., Rabaeva, J. (2012b). Modeling of Dust Explosion in the Industrial Spray Dryer. *Drying Technology*, 30(15), 1720-1729.
- Xing, J., Liu, Z., Huang, P., Feng, C., Zhou, Y., Zhang, D., Wang, F. (2013). Experimental and numerical study of the dispersion of carbon dioxide plume. *Journal of hazardous materials*, 256-257, 40-48.
- Zieminska-Stolarska, A., Polanczyk, A., Zbicinski, I. (2015). 3-D CFD simulations of hydrodynamics in the Sulejow dam reservoir. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 63(4), 334-341.

## Symulacja 3D dyspersji chloru w terenie wiejskim

### Abstract

Prediction of hazardous substances dispersion resulting from accidental leakage in environment is essential for risk analysis and emergency response. Different numerical tools are applied for description of dispersion process. Development of numerical algorithms has enabled the computational fluid dynam-

ics (CFD) models to be used extensively in indoor dispersion studies. Numerical methods based on computational fluid dynamics (CFD) may facilitate the precise investigation of the hazardous substances dispersion. Therefore, the aim of the study was to prepare a transient CFD model describing the phenomena of chlorine dispersion in a dynamic setup including different environmental factors. Reliable computational description of dispersion process still represents one of the most challenging applications. Therefore, we aimed to prepare a transient 2D and 3D numerical models of chlorine dispersion from a ground source in a dynamic setup. For 2D simulation a Degadis model was used, while for 3D approach a multiphase Volume of Fluid model (VOF) was applied. For both analyzed cases area of investigation was equal to  $0.1 \text{ km}^2$ . Furthermore, for 3D simulations height was equal to 50 m. For the reconstruction of atmospheric conditions Pasquill stability classes and one-direction wind were applied. Analysis of chlorine concentration in function of wind intensity indicated extension of chlorine cloud with decrease of concentration. Moreover, comparison of constant and dynamic setup indicated high impact of wind. In case of windless conditions circular profile of chlorine concentration around dispersion source was noticed. Wind directed the chloride cloud which dispersed accordingly to the wind direction. As expected chloride concentration decreased with altitude. 2D model allowed prediction of polluted cloud in horizontal direction, while 3D model allowed description of horizontal and vertical distribution of chlorine. It was observed that with increase of Pasquill stability class the area of chlorine dispersion had similar character for horizontal model as well as for horizontal and vertical model (3D). For the windless case circular profile of chlorine concentration around dispersion source was observed. Additionally, for the wind application the main chlorine concentration moved ahead the source of dispersion. Analysis of chlorine concentration in function of height resulted in decrease of chlorine appearance in upper level of mathematical domain.

## Streszczenie

Predykcja dyspersji substancji niebezpiecznych z przypadkowych wycieków jest niezbędna w analizie ryzyka. W tym celu do opisu procesu dyspersji stosowane są różne numeryczne narzędzia. Rozwój matematycznych algorytmów umożliwia stosowanie m.in. techniki CFD na szeroką skalę. Tym samym celem niniejszej pracy było opracowanie dwuwymiarowego i trójwymiarowego modelu opisującego zjawisko dyspersji chloru z naziemnego źródła. Dla dwuwymiarowego podejścia zastosowano model Degadisa. Natomiast dla trójwymiarowego podejścia wielofazowy model VOF. Dla obu przypadków powierzchnia analizowanego obszaru wynosiła  $0.1 \text{ km}^2$ . Co więcej, dla trójwymiarowego podejścia wysokość analizowanej domeny obliczeniowej wynosiła

50 m. W celu rekonstrukcji parametrów atmosferycznych uwzględniono klasy stabilności Pasquilla oraz wpływ wiatru. Dwuwymiarowy model umożliwił analizę procesu dyspersji w płaszczyźnie poziomej, podczas gdy model trójwymiarowy umożliwił analizę zarówno w płaszczyźnie poziomej jak i pionowej. Analiza obu modeli wskazuje, iż wzrost intensywności wiatru wydłuża zasięg chmury chloru, z jednoczesnym spadkiem jego stężenia. Co więcej, w przypadku nieuwzględnienia przepływu wiatru obserwowano kołowy profil stężenia chloru dookoła źródła dyspersji. Natomiast przepływający wiatr powodował zmniejszenie koncentracji chloru wraz z wysokością. Również zaobserwowano, iż uwzględnienie klas stabilności Pasquilla miało porównywalny efekt w przypadku podejścia dwuwymiarowego i trójwymiarowego. Uwzględnienie wiatru powodowało przemieszczenie maksymalnej wartości stężenia chloru z nad źródła dyspersji. Co więcej, analiza stężenia chloru w funkcji wysokości wskazuje na zmniejszenie zawartości chloru w górnej części domeny matematycznej.

**Słowa kluczowe:**

dyspersja chloru, CFD, model dyspersji gazu ciężkiego, przepływ turbulentny, model awaryjnej odpowiedzi

**Keywords:**

chlorine dispersion, CFD, dense gas dispersion models, turbulent flow, emergency response model



## **Changes of the *Phragmitetea* Class Vegetation in the Bystra Valley, Eastern Poland**

*Mariusz Kulik, Andrzej Bochniak, Ryszard Baryła,  
Marianna Warda, Teresa Wylupek  
University of Life Sciences in Lublin*

### **1. Introduction**

The river valleys are an integral feature of agricultural landscape. They are characterized by varied habitat conditions both in terms of soil fertility and water content, which is reflected in the diversity of meadow plant communities occurring there. The persistence of plant communities depends on human activity, particularly the manner and intensity of management (Baryła & Urban 1999, Grzegorzczak & Grabowski 2010, Kryszak et al. 2006, Kulik et al. 2017, Shushpannikova 2014). On the other hand, the abandonment and disrupted moisture levels in habitats lead to changes in the species composition of grassland and the range of plant communities (Czyż et al. 2013, Kozłowska & Burs 2013, Kulik 2014, Myśliwy & Bosiacka 2009, Nekrošienė & Skuodienė 2012). A high variation of habitat condition can be observed mainly in river valleys, particularly in upland areas. These conditions are influenced by the geomorphology and relief of the catchment which, alongside climatic factors, determine the occurrence of floods to a considerable extent (Ziemnicki & Pałys 1963). River valleys in upland areas are deeply incised in the surrounding plateau tops, and the relief of their bottoms is determined by natural fluvial processes. Such habitats very frequently feature plant communities from the *Phragmitetea* class, of no fodder value (except for *Phalaridetum arundinaceae*), but of high environmental value because they provide a habitat for many water and marsh birds (Grzelak 2004, Grzelak et al. 2015, Jonsson & Malmqvist 2000, Riis &

Biggs 2003). Thanks to the dominance of one species, the plant communities of this class show the highest resistance to anthropogenic pressure (Kryszak et al. 2006). One of the areas with diverse plant communities of the *Phragmitetea* class is the valley of the Bystra river, a right-hand tributary of the Vistula in Eastern Poland (Reder et al. 2010).

The aim of the study was to (1) analyse the vegetation changes of the *Phragmitetea* class in the valley of the Bystra river in Eastern Poland after a period of 41 years, (2) identify the direction of plant communities succession, and to (3) analyse the vegetation changes based on Ellenberg's indicators.

## 2. Material and methods

### 2.1. The study area

The Bystra river (Eastern Poland) starts in Czesławice (vicinity of Nałęczów) and flows from the east to the west, emptying into the Vistula at Bochothnica (downstream from Kazimierz Dolny). It is fed by several, unnamed streams, the largest of which is the Czerka river. The mouths of these streams and the numerous springs (particularly in the Czerka river valley) form pools of stagnant water where rush communities of the *Phragmitetea* class occur. The Bystra catchment, covering about 299 km<sup>2</sup>, encompasses the eastern part of the Kazimierz Plateau composed of Cretaceous rocks covered by post-glacial materials of varying thickness, overlain by a loess layer. A large network of gullies dissecting both sides of the valley is a characteristic feature of the catchment (Jahn 1956, Ziernicki & Pałys 1977).

### 2.2. Field study

The studies were conducted in the years 1973 and 2014 in the valley of the Bystra river, on grasslands of an area of approx. 30 ha belonging to farmers from the following localities: Nałęczów (2.5 ha), Łąki (2.7 ha), Wąwolnica (4.9 ha), Marcunki (3.0 ha), Rogalów (2.3 ha), Zawada (1.6 ha), Bartłomiejowice (3.3 ha), Chmielnik (0.9 ha), Góra (1.1 ha), Szczuczki (1.4 ha), Łubki (2.4 ha) and Nowy Gaj (3.6). Rush meadows form a mosaic with hay and wet meadows from *Molinio-Arrhenatheretea* class. Most of them are currently mowed. 44 phytosociological relevés were performed in 1973 (unpublished data made by Baryła) and 41 in 2014 according to the Braun-Blanquet (1964) method. All relevés pre-

sented in this study were assigned to plant communities of the *Phragmitetea* class. In 2014, several mosaic meadows were observed and relevés were made for the most distinct patches covering a minimum of 25 m<sup>2</sup>; the patches were marked with letters (a, b, c). The floristic diversity after a period of 41 years was identified based on the phytosociological structure and mean number of species calculated based on the number of species in the particular relevés of the phytocoenoses under study. Phytosociological taxonomy was based on Matuszkiewicz (2008), and the species names were provided according to Mirek et al. (2002).

### **2.3. Data analysis**

The pragmaTax program (Cortex Nova, Bydgoszcz, Poland) was used to carry out the numerical classification for all relevés based on the quantitative share of the species. The WPGMA (Weighted Pair Group Method of Arithmetic averages) was used. A comparison of the dendrogram obtained in the classification made it possible to include groups of relevés of *Phragmitetea* class at alpha scale 0.4, similar in terms of community species composition.

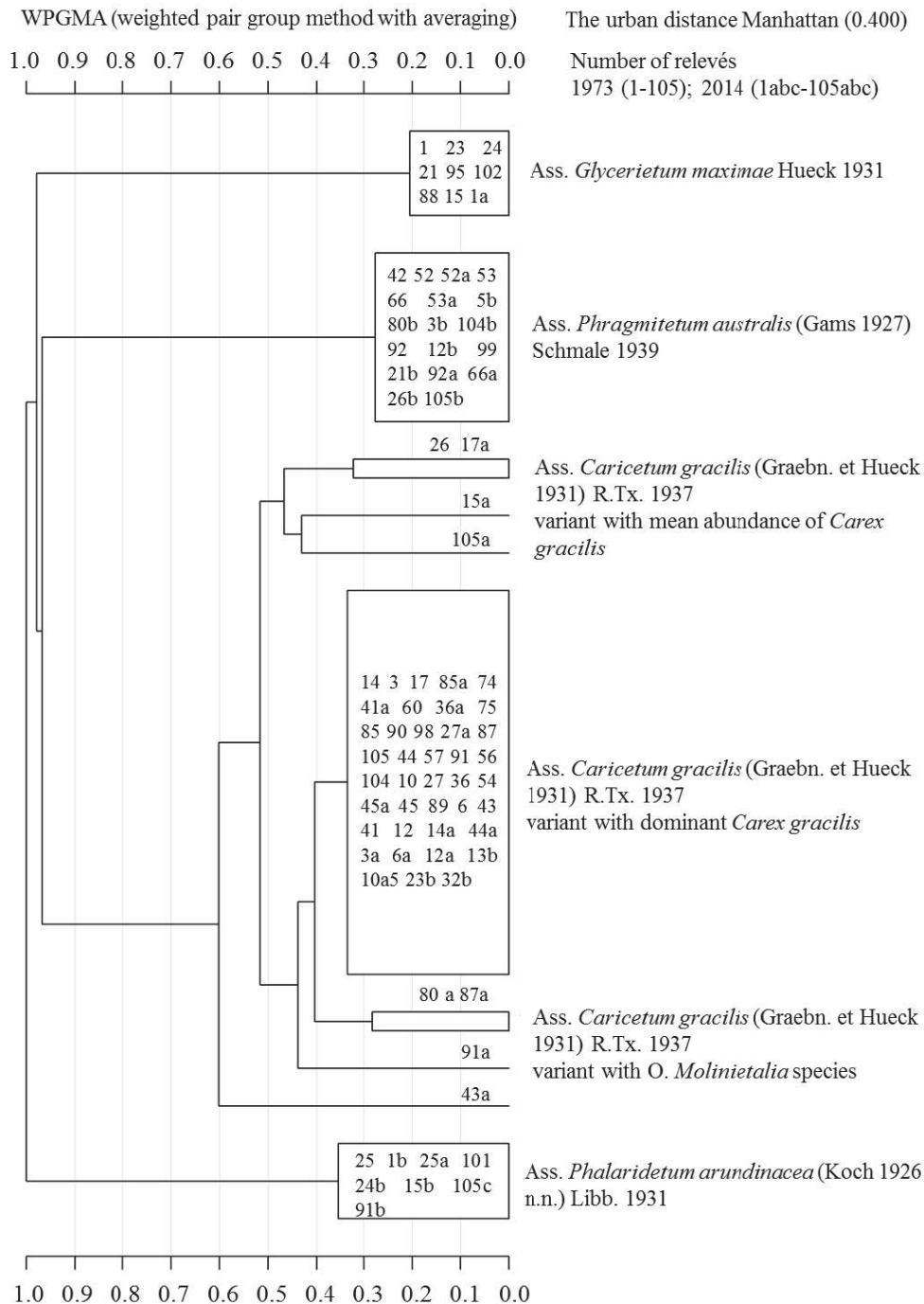
Directions of changes in plant communities were assessed on the basis of the number of relevés taken in both periods. Changes of the climatic (L – light, T – temperature, K – continentality) and edaphic (F – moisture, R – reaction, N – nitrogen content) conditions were assessed using cover-abundance of species and ecological indicator values by Ellenberg et al. (1992). The multidimensional Principal Component Analysis (PCA) was used to identify patterns occurring in the dataset. PCA helped to determine which indices result in the greatest variability in the communities, and facilitated the visualisation of changes that occurred in the particular years of the investigation. Due to the search of mutual dependencies between indicators, the PCA was based on a correlation matrix. The software used to carry out the analysis was StatSoft Statistica v. 13.1.

## **3. Results and discussion**

The following associations of the *Phragmitetea* class, distinguished based on phytosociological classification, were predominant according to the number of patches in the Bystra river valley: *Caricetum gracilis* (Graebn. et Hueck 1931) R.Tx. 1937, *Phragmitetum australis* (Gams 1927) Schmale 1939, *Glycerietum maximae* Hueck 1931 and



*Phalaridetum arundinaceae* (Koch 1926 n.n.) Libb. 1931. The numerical classification of phytosociological relevés showed a high similarity of the plant associations distinguished (Fig. 1).



**Fig. 1.** Classification of the rush communities  
**Rys. 1.** Klasyfikacja zbiorowisk szuwarowych

These associations were characterised by the dominant of the characteristic species and small number of other species forming the community (Table 1). Other rush communities occupied small areas or occurred very rarely, hence there were not included in this study. *Caricetum gracilis* was the most frequently occurring association, represented by the greatest number of patches (57%). Typical variant with the dominance of *Carex gracilis*, variant with a lower abundance by this species and variant with characteristic species of the *Molinietalia* order and *Molinio-Arrhenatheretea* class were distinguished (Fig. 1). The following were among the most frequently occurring species from this class: *Caltha palustris*, *Myosotis palustris*, *Trifolium hybridum*, *Equisetum palustre*, *Lychnis flos-cuculi*, *Poa trivialis*, *Poa pratensis*, *Agrostis gigantea*, *Ranunculus acris* and *Ranunculus repens*.

**Table 1.** Changes of the number of characteristic species  
**Tabela 1.** Zmiany liczby gatunków charakterystycznych

Community Year		Syntaxonomy categories					Mean
		<i>Mag</i>	<i>Phr</i>	<i>Cal</i>	<i>Mol</i>	<i>Mol-Arr</i>	
		Range of species number in relevés					
<i>Gly max</i>	1973	1-3	1-4	1-3	0-1	0-3	9
	2014	1-2	1-2	3-3	2-5	0-5	14
<i>Phr aus</i>	1973	0-4	1-4	0-3	0-2	1-3	9
	2014	0-4	1-2	0-3	1-4	0-3	8
<i>Car gra</i>	1973	1-4	0-3	2-4	0-5	4-12	16
	2014	1-6	0-3	0-4	0-6	0-9	14
<i>Pha aru</i>	1973	2-3	0-2	2-2	0-2	0-1	9
	2014	1-2	0-1	1-3	0-5	0-4	10

*Gly max* – *Glycerietum maximae*; *Phr aus* – *Phragmitetum australis*; *Car gra* – *Caricetum gracilis*; *Pha aru* – *Phalaridetum arundinaceae*; *Mag* – ChAll. *Magnocari-cion*; *Phr* – ChCl. *Phragmitetea*; *Cal* – ChAll. *Calthion*; *Mol* – ChO. *Molinietalia*; *Mol-Arr* – ChCl. *Molinio-Arrhenatheretea*

The numerous occurrences of the characteristic species of the *Calthion* alliance and *Molinietalia* order as well as the *Molinio-*

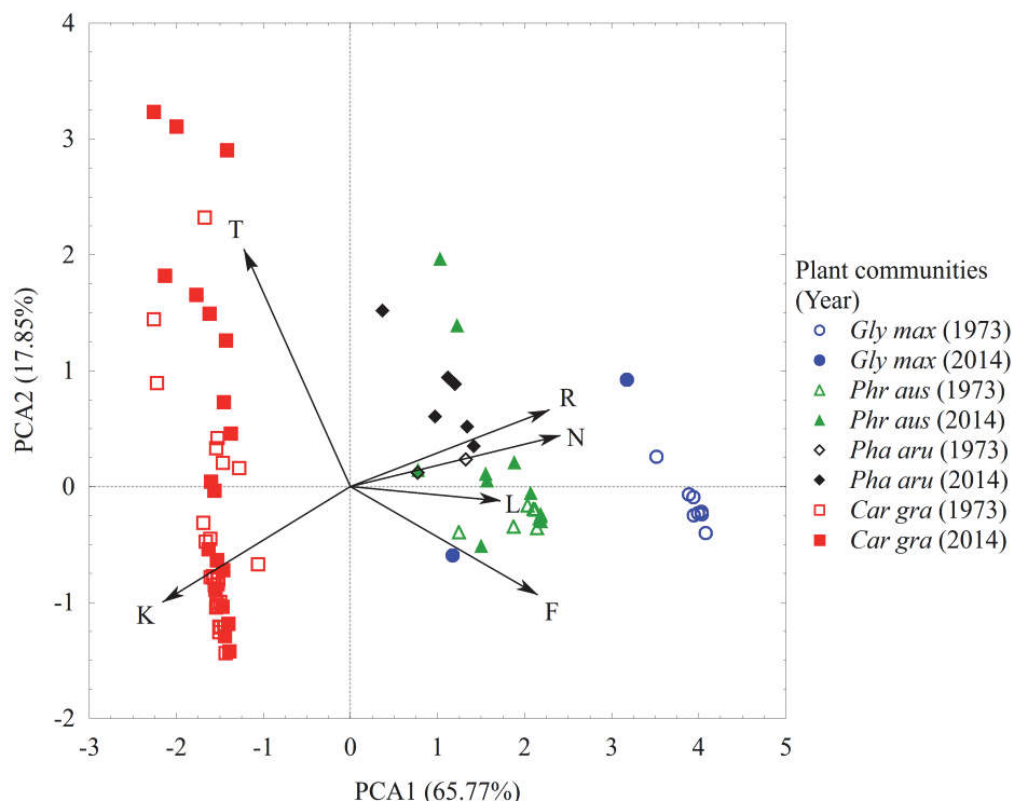
*Arrhenatheretea* class in the *Caricetum gracilis* phytocoenoses is confirmed by the results of other studies (Baryła 1964, 1970, Fijałkowski 1966, Wyłupek 2005, Kryszak et al. 2005, Warda & Stamirowska-Krzaczek 2009). The gradual drying of wetland habitats, combined with cutting utilisation, can lead to their transition to grass communities (Denisiuk 1980, Kryszak et al. 2005).

The *Caricetum gracilis* phytocoenoses occupied the area of a flood terrace with varying moisture levels. After the thaw in the spring and after abundant rainfall in the summer, the water stagnated on the surface of the terrace for a long time. On the other hand, dry periods characterised by lower groundwater levels enabled the cutting of rush meadows, which leads to increased floristic diversity and inhibits the changes in the species composition towards the dominance of one rush species. Thanks to the dominance of one species, the plant communities of the *Phragmitetea* class show the highest resistance to anthropogenic pressure (Kryszak et al. 2006).

Another plant community was *Phragmitetum australis*, where *Phragmites australis* was predominant. The reed rushes were characterised by the lowest floristic diversity (Table 1). Among other species, the following were recorded most frequently: *Poa trivialis* and *Lycopus europaeus* and, in the second period, *Cirsium rivulare*, *Equisetum palustre*, *Lysimachia vulgaris* and *Symphytum officinale*. It is an association typical of humid and wet habitats, and its range and persistence in the Bystra valley was linked with the lack of cutting management.

Much fewer patches represented the *Glycerietum maximae* association with smaller floristic diversity (Table 1). They were characterised by the dominance of *Glyceria maxima* and small share of other species, mainly *Phalaris arundinacea*, *Caltha palustris*, *Myosotis palustris* and *Scirpus sylvaticus*. The phytocoenoses of association occurred in small, neglected water reservoirs and small flooded areas within the tributaries of streams. These habitats were characterised by high moisture levels and a layer of alluvial sediments transported by flood waters. The *Phalaridetum arundinaceae* association was also represented by a small number of patches. A community with the dominant *Phalaris arundinacea* grew on narrow plots along some stretches of the river or occurred in the form of small patches forming a mosaic with other plant communities.

In the study, changes in the vegetation cover in connection with Ellenberg indices were also analysed. The Principal Components Analysis showed that the first axis explains about 66% variability in all dataset. The nitrogen (N), soil acidity (R), moisture (F) and light (L) indices had the positive impact on the first axis while the continentality (K) and temperature index (T) had the negative impact.

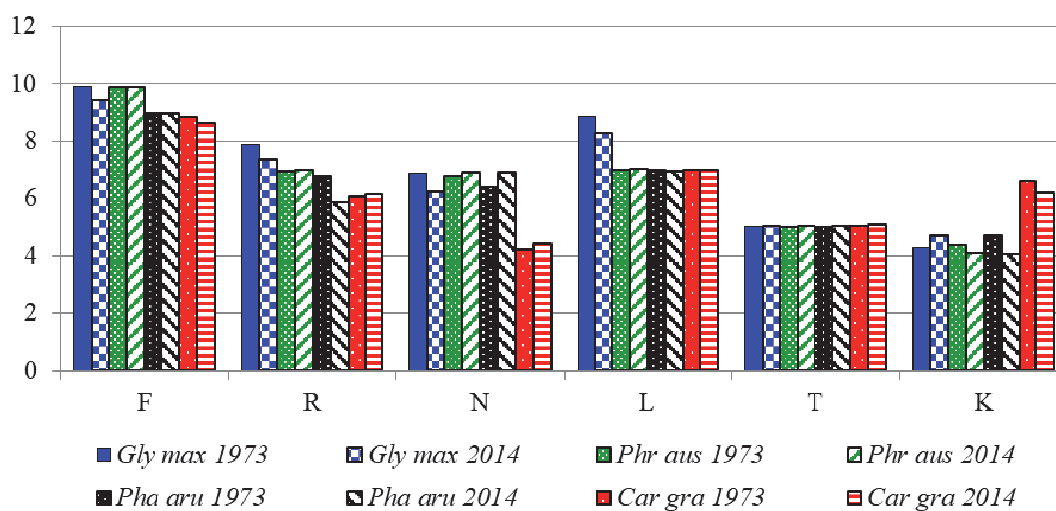


**Fig. 2.** Ordination diagram of relevés of rush communities (*Gly max* – *Glycerietum maximae*; *Phr aus* – *Phragmitetum australis*; *Car gra* – *Caricetum gracilis*; *Pha aru* – *Phalaridetum arundinaceae*) relative to the Ellenberg indices (F – soil moisture, R – acidity, N – trophism, L – light, T – temperature, K – continentality)

**Rys. 2.** Diagram ordynacyjny zdjęć zbiorowisk szuwarowych (*Gly max* – *Glycerietum maximae*; *Phr aus* – *Phragmitetum australis*; *Car gra* – *Caricetum gracilis*; *Pha aru* – *Phalaridetum arundinaceae*) w stosunku do wskaźników Ellenberga (F – wilgotność gleby, R – kwasowość, N – trofizm, L – światło, T – temperatura, K – kontynentalizm)

The second axis, which explains about 18% general variability, is the most positively correlated with temperature (T) and the most negatively with continentality (K) and moisture (F) indices.

Figure 2 shows a clear separation of phytosociological relevés of *Caricetum gracilis* from other communities. The *Phalaridetum arundinaceae* and *Phragmitetum australis* associations are similarly linked with the first axis, with the former community predominantly occurring in more humid habitats. *Phalaridetum arundinaceae* tends to prefer warmer conditions. The third distinguishable group consists of *Glycerietum maximae* with exception of one point. The vegetation cover of the analysed plant communities is stable, which is confirmed by the similar areas covered by phytosociological relevés made in 1973 and 2014. The *Glycerietum maximae* association is an exception where one point is slightly shifted towards the centre of the coordinate system so its value is smaller (Fig. 2).



**Fig. 3.** Changes of Ellenberg's indicators mean values of rush communities (explanations like in Fig. 2)

**Rys. 3.** Zmiany średnich wartości wskaźników Ellenberga zbiorowisk suwarowych (objaśnienia jak na rysunku 2)

The values of the indices according to Ellenberg et al. (1992) confirm that these are rush communities sharing similar habitat and climate requirements. The largest differences concerned the lowest nitrogen content in the *Caricetum gracilis* association, the highest light index for

*Glycerietum maximae* and continentality index for *C. gracilis* as well as a higher moisture index for *P. australis* and *G. maximae*. A comparison of 1973 and 2014 does not show considerable changes in the index values. Lower values were usually observed, particularly with regard to habitat indices but it was not a rule (Fig. 3). Similar values of edaphic indices for communities under study are provided by Warda & Stamirowska-Krzaczek (2009) for the Wieprz valley. Lower values of the moisture indices were recorded, which could result from lower precipitation volumes in recent years, limiting the occurrence of flooding with flood water in the Bystra valley.

Studies conducted in 2014 confirmed the occurrence of the same plant associations as in 1973 even though some changes did occur and the communities had a more pronounced mosaic, often transitional, character. Similarly to 1973, the *Caricetum gracilis* association was predominant in 2014: 60% of its patches were preserved in the original shape. In some systematically cut patches, a greater abundance of species from the *Molinietalia* order was observed (Fig. 1). The other patches transformed into communities of the *Alnion glutinosae* alliance (17%) with the predominant *Alnus glutinosa*, or *Phragmitetum australis* reed rush (15%; Table 2). In both cases, the changes resulted from the abandonment. In the former case, the patches were located closer to the river and had a high share of *Alnus glutinosa* and species from the genus *Salix*. In the latter case, the patches bordered with reed rushes; it must be stressed that *Phragmites australis* is an expansive species, particularly when not cut (Kamiński 2004, Kryszak et al. 2006, Kulik 2014, Stypiński & Grobelna 2000, Warda & Stamirowska-Krzaczek 2009). Some patches transformed into *Phalaridetum arundinaceae* rushes (4%). In 2014, there were more patches from the *Phalaridetum arundinaceae* association (Fig. 1), which also inhabited areas where *Glycerietum maximae* formerly occurred. The persistence of this association and its range depend on the systematic flooding in river valleys (Czyż et al. 2012, Wyłupek et al. 2015). Limited flooding accompanied by the delivery of sediments and periodic drying was conducive to the development of *Phalaridetum arundinaceae*, with the participation of species from the *Molinio-Arrhenatheretea* class (Table 1-2).

The reed rushes where 67% of the patches survived in unchanged form also showed a high level of stability. A smaller part of the drying,

systematically cut habitats morphed into wet meadows representing the *Molinio-Arrhenatheretea* class (16.5%) while the patches located near the river changed into communities with the predominance of the common alder due to the lack of cutting. The process of secondary succession was also observed in the case of the *Phalaridetum arundinaceae* association (50% of the patches) and *Glycerietum maximae* (25%; Table 2). Under conditions of discontinued management of the rushes, they morph into forest communities over a longer period (Denisiuk 1980).

**Table 2.** Directions of changes of the *Phragmitetea* class communities

**Tabela 2.** Kierunki zmian zbiorowisk klasy *Phragmitetea*

Patches of communities in particular years (based on number of relevés)	
1973	2014
Ass. <i>Glycerietum maximae</i> (100%)	Ass. <i>Glycerietum maximae</i> (25%) Ass. <i>Phalaridetum arundinaceae</i> (25%) GrAss. <i>Alnion glutinosae</i> (25%) Ass. <i>Caricetum gracilis</i> (12.5%) Ass. <i>Phragmitetum australis</i> (12.5%)
Ass. <i>Phragmitetum australis</i> (100%)	Ass. <i>Phragmitetum australis</i> (67%) Cl. <i>Molinio-Arrhenatheretea</i> (16.5%) GrAss. <i>Alnion glutinosae</i> (16.5%)
Ass. <i>Caricetum gracilis</i> (100%)	Ass. <i>Caricetum gracilis</i> (60%) GrAss. <i>Alnion glutinosae</i> (17%) Ass. <i>Phragmitetum australis</i> (15%) Cl. <i>Molinio-Arrhenatheretea</i> (4%) Ass. <i>Phalaridetum arundinaceae</i> (4%)
Ass. <i>Phalaridetum arundinaceae</i> (100%)	Ass. <i>Phalaridetum arundinaceae</i> (25%) GrAss. <i>Alnion glutinosae</i> (50%) Cl. <i>Molinio-Arrhenatheretea</i> (25%)

The changes of plant communities from the *Phragmitetea* class were caused by habitat changes that influenced the occurrence of characteristic species. In the period analysed (1973-2014), a reduced floristic diversity was observed in the *Caricetum gracilis* association (on average 16 species in 1973 and 14 in 2014) and *Phragmitetum australis* association (9 and 8 respectively) and increased diversity for *Phalaridetum arundinaceae* (9 and 10 respectively) and *Glycerietum maximae* (9 and

14 respectively). In 1973, a greater share of species of the *Molinio-Arrhenatheretea* class, particularly the *Calthion* alliance, was observed in the *Caricetum gracilis* association (Table 1). The reduced number of species, particularly low one such as *Caltha palustris*, *Myosotis palustris*, *Trifolium hybridum*, or *Lychnis flos-cuculi*, was mostly caused by the abandonment, which led to the dominance of one characteristic species. Under conditions of management cessation, primary succession and return to floristically poor typical sedge communities occurs (Denisiuk 1980). On the other hand, there was an increased frequency of tall species such as *Cirsium rivulare*, *Filipendula ulmaria*, *Deschampsia caespitosa*, or *Lysimachia vulgaris*, which can indicate the usage extensification or abandonment (Grzywna & Urban 2008, Kostrakiewicz-Gierałt 2014, Kryszak et al. 2006). Similar tendencies were observed in the case of reed rushes where reduced diversity was caused by the disappearance of low species such as *Eleocharis palustris*, or *Rorippa amphibia*, characteristic of the *Phragmitetea* class (Table 1). This is confirmed by the results of other studies (Kamiński 2004, Kryszak et al. 2006, Kulik 2018).

An increase in floristic diversity in the other two associations was mainly linked with the greater number of characteristic species of the *Molinio-Arrhenatheretea* class (Table 1) and resulted from systematic cutting, which enables better growth and development of low species in particular (Kulik et al. 2017). However, when systematically cut, the *Phalaridetum arundinaceae* patches can have a much greater number of species (Szydłowska 2010, Wyłupek et al. 2015). Investigations conducted at the same sites (complexes) in different periods enable a more precise determination of the rate of changes in the species composition and the directions of the succession of communities depending on the changing habitat conditions or human activity (Dzwonko 2007).

The rushes from the *Phragmitetea* class were characterised by the dominance of a characteristic species, which is manifested in a smaller floristic diversity but, at the same time, a greater resistance of these communities to anthropogenic pressure (Kryszak et al. 2006). The plant communities of this class are usually of low fodder value but of high significance for the preservation of biodiversity, particularly as habitats for water and marsh birds (Grzelak 2004, Grzelak et al. 2015, Jonsson & Malmqvist 2000, Riis & Biggs 2003).



## 4. Conclusions

The *Caricetum gracilis* association (57% of the patches) was the dominant plant community from the *Phragmitetea* class in the valley of the Bystra river in 1973 and 2014. The other communities were *Phragmitetum australis*, *Glycerietum maximae* and *Phalaridetum arundinaceae*.

The plant communities from the *Phragmitetea* class reed communities were exposed to small anthropopressure so most of the patches of the analysed associations in the Bystra valley survived in unchanged form for 41 years.

Most changes in the vegetation cover of the rush communities resulted from the abandonment, which first leads to reduced floristic diversity manifested in the dominance of characteristic species and disappearance of low plants. In the second stage, secondary succession can occur, manifested in a greater abundance of shrubs and trees, which was observed after 41 years in the Bystra valley as communities of the *Alnion glutinosae* alliance.

Other changes in the plant communities occurred as a result of changes in habitat conditions (lower values of Ellenberg's indices) and systematic management, which led to the more frequent occurrence of species from the *Molinio-Arrhenatheretea* class.

## References

- Baryła, R. & Urban, D. (1999). Directions in grass community changes due to reduction and renunciation the agricultural performance following the example of Poleski National Park meadows. *Folia Universitatis Agriculturae Stetinensis*, 197, *Agricultura* (75), 25-29.
- Baryła, R. (1964). Zbiorowiska roślinne w dolinie rzeki Żółkiewki. *Annales UMCS sec. E*, 19, 229-262.
- Baryła, R. (1970). Zbiorowiska roślinne w dolinie rzeki Giełczwi i Radomirki. *Annales UMCS sec. E*, 25, 167-186.
- Braun-Blanquet, J. (1964). *Plant sociology. The study of plant communities*. Ed. 3. Wien-New York: Springer Publishing, 865.
- Czyż, H., Kitzak, T., Sarnowski A. (2012). Walory florystyczne, użytkowe i przyrodnicze użytków zielonych na terasie zalewowym doliny Warty. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 14, 329-336.

- Czyż, H., Malinowski, R., Kitczak, T., Przybyszewski, A. (2013). Charakterystyka chemiczna gleb i szaty roślinnej użytków zielonych w dolinie ujścia Warty. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 15, 694-713.
- Denisiuk, Z. (1980). Łąki turzycowe Wielkopolski (klasa *Phragmitetea*). *Studia Naturae*, A 20, 1-140.
- Dzwonko, Z. (2007). *Przewodnik do badań fitosocjologicznych*. Kraków: Wydawnictwo Instytutu Botaniki UJ, 304.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., Paulißen, D. (1992). Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica*, 18, 258.
- Fijałkowski, D. (1966). Zbiorowiska roślinne lewobrzeżnej doliny Bugu w granicach województwa lubelskiego. *Annales UMCS sec. C*, 21, 247-312.
- Grzegorzczak, S. & Grabowski, K. (2010). Wpływ zaniechania rolniczego użytkowania obiektu Bezledy na zmiany w ich składzie gatunkowym. *Łąkarstwo w Polsce*, 13, 57-63.
- Grzelak, M. (2004). Zróżnicowanie fitosocjologiczne szuwaru mozgowego *Phalaridetum arundinaceae* (Koch 1926 n.n.) Libb. 1931 na tle warunków siedliskowych w wybranych dolinach rzecznych Wielkopolski. *Roczniki AR Poznań Rozprawy Naukowe*, 354, 138.
- Grzelak, M., Gawęł, E., Murawski, M., Runowski, S., Kniola, A. (2015). Charakterystyka przyrodniczo-użytkowa zbiorowisk ze związku *Phragmition* i *Magnocaricion* w dolinie Noteci Bystrej. *Fragmenta Agronomica*, 32(3), 24-31.
- Grzywna, A. & Urban, D. (2008). Zróżnicowanie florystyczne i fitosocjologiczne zbiorowisk szuwarowych dolin Ochoży i Bobrówki. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 8(1), 109-116.
- Jahn, A. (1956). *Wyżyna Lubelska. Rzeźba i czwartorzęd*. Warszawa: Prace Geograficzne IG PAN, 7, 453.
- Jonsson, M. & Malmqvist, B. (2000). Ecosystem process rate increases with animal species richness: evidence from leaf-eating, aquatic insects. *Oikos*, 89, 519-523.
- Kamiński, J. (2004). Wpływ wykaszania na zmiany w zbiorowisku łąki turzycowej zarastającej trzciną. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 4(1), 471-477.
- Kostrakiewicz-Gierałt, K. (2014). Are *Deschampsia caespitosa* (L.) Beauv. tussocks safe sites for seedling recruitment in the succession of wet meadows. *Polish Journal Ecology*, 62(4), 707-721.
- Kozłowska, T. & Burs, W. (2013). Transformation of meadow communities due to the changes in soil moisture of meadow habitats. *Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering*, 58(4), 7-11.

- Kryszak, A., Kryszak, J., Grynia, M. (2005). Floristic diversity of flooded meadows. *Grassland Science in Europe*, 10, 264-267.
- Kryszak, A., Kryszak, J., Grynia, M. (2006). Zróżnicowanie geomorfologiczne terenów zalewanych doliny Warty a występowanie zbiorowisk łąkowo-szuwarowych. *Annales UMCS sec. E*, 61, 285-292.
- Kulik, M. (2014). Changes of biodiversity and species composition of Molinia meadow depending on use method. *Polish Journal of Environmental Studies*, 23(3), 773-782.
- Kulik, M. (2018). *Ocena zmian w zbiorowiskach łąkowych w aspekcie zachowania siedlisk pobagiennych*. Rozprawy Naukowe, Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie, 392, 105.
- Kulik, M., Baryła, R., Urban, D., Grzywaczewski, G., Bochniak, A., Różycki, A., Tokarz, E. (2017). Vegetation and Birds Species Changes in Meadow Habitats in Polesie National Park, Eastern Poland. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 19, 211-229.
- Matuszkiewicz, W. (2008). *Przewodnik do oznaczania zbiorowiska roślinnych Polski*. Warszawa: Wydawnictwo PWN, 536.
- Mirek, Z., Piękoś-Mirkowa, H., Zając, A., Zając, M. (2002). *Flowering plants and pteridophytes of Poland a checklist*. Kraków: Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, 442.
- Myśliwy, M. & Bosiacka, B. (2009). Disappearance of *Molinio-Arrhenatheretea* meadows diagnostic species in the Upper Płonia river valley (NW Poland). *Polish Journal of Environmental Studies*, 18(3), 513-519.
- Nekrošienė, R. & Skuodienė, R. (2012). Changes in floristic composition of meadow phytocenoses, as landscape stability indicators, in protected areas in Western Lithuania. *Polish Journal of Environmental Studies*, 21(3), 703-711.
- Reder, J., Superson, J., Król, T. (2010). Etapy rozwoju osadnictwa zachodniej części Płaskowyżu Nałęczowskiego i ich zapis w osadach dna doliny Bystrzej. *Annales Universitatis Pedagogicae Cracoviensis* 93, Studia Geographica I, 126-136.
- Riis, T. & Biggs, B.J.F. (2003). Hydrologic and hydraulic control of macrophyte establishment and performance in streams. *Limnology and Oceanography*, 4(8), 1488-1497.
- Shushpannikova, G. (2014). Formation and degradation of meadows under the impact of hay harvesting and grazing in the Vychegda and Pechora floodplains. *Russian Journal of Ecology*, 45(1), 33-37.
- Stypiński, P. & Grobelna, D. (2000). Directions of succession of plant communities on the degraded and taken out from utilisation former grassland. *Łąkarstwo w Polsce*, 3, 151-157.

- Szydłowska, J. (2010). Charakterystyka florystyczna runi oraz ocena fitoindykacyjna warunków siedliskowych wybranych łąk śródleśnych. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 12, 299-312.
- Warda, M., Stamirowska-Krzaczek, E. (2009). Fitoindykacyjna ocena siedlisk występowania zbiorowisk trawiastych z klasy *Phragmitetea*. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 542(2), 569-576.
- Wyłupek, T. (2005). Waloryzacja fitocenoz szuwarowych i łąkowych nadmiernie uwilgotnionych siedlisk doliny Wieprza w Roztoczańskim Parku Narodowym. *Łąkarstwo w Polsce*, 8, 215-226.
- Wyłupek, T., Ziemińska-Smyk, M., Czarnecki, Z. (2015). Floristic diversity and agricultural value of *Phalaridetum arundinaceae* (Koch 1926 n.n.) Lib. 1931 in the selected river valleys of the Zamość region. *Acta Agrobotanica*, 68(2), 109-113.
- Ziemiński, S. & Pałys, S. (1963). Erozja a stosunki wodne doliny rzeki Bystrej. *Annales UMCS sec. E*, 18, 73-95.
- Ziemiński, S. & Pałys, S. (1977). Erozja wodna w dolinie rzeki Bystrej. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 193, 43-71.

## **Zmiany roślinności z klasy *Phragmitetea* w dolinie Bystrej, wschodnia Polska**

### **Streszczenie**

Celem badań była ocena zmian roślinności z klasy *Phragmitetea* w dolinie rzeki Bystrej we wschodniej Polsce po 41 latach, kierunków sukcesji w zbiorowiskach roślinnych oraz analiza zmian na podstawie średnich wartości liczb Ellenberga obliczonych dla poszczególnych zbiorowisk szuwarowych. Badania zostały przeprowadzone w latach 1973 i 2014 w dolinie rzeki Bystrej, na trwałych użytkach zielonych o powierzchni około 30 ha, należących do rolników z następujących miejscowości: Nałęczów (2,5 ha), Łąki (2,7 ha), Wąwolnica (4,9 ha), Marczki (3,0 ha), Rogalów (2,3 ha), Zawada (1,6 ha), Bartłomiejowice (3,3 ha), Chmielnik (0,9 ha), Góra (1,1 ha), Szczuczki (1,4 ha), Łubki (2,4 ha) i Nowy Gaj (3,6). Rzeka Bystra wypływa w Czesławicach i płynie z kierunku wschodniego na zachód, wpadając do Wisły w Bochojnicy. Zasilana jest kilkoma strumieniami, z których największy to rzeka Czerka. Ujścia tych cieków oraz liczne źródła tworzą rozlewiska, w których występują zbiorowiska szuwarowe z klasy *Phragmitetea*. Metodą Braun-Blanqueta (1964) wykonano 44 zdjęcia fitosocjologiczne w 1973 roku i 41 – w 2014. Zmienność florystyczną w okresie 41 lat określono na podstawie struktury fitosocjologicznej i średniej liczby gatunków występujących w poszczególnych zdjęciach ba-

danej fitocenozy. Zmiany warunków klimatycznych (L – światło, T – temperatura, K – kontynentalizm) i edaficznych (F – wilgotność, R – kwasowość, N – zawartość azotu) oceniono posługując się ekologicznymi liczbami wskaźnikowymi Ellenberga i in. (1992). Dominującym zbiorowiskiem roślinnym z klasy *Phragmitetea* w dolinie rzeki Bystrej w latach 1973 i 2014 był zespół *Caricetum gracilis* (57% płatów). Do pozostałych zbiorowisk należały *Phragmitetum australis*, *Glycerietum maximae* i *Phalaridetum arundinaceae*. Zbiorowiska roślinne z klasy *Phragmitetea* charakteryzują się dużą odpornością na antropopresję, ponieważ większość płatów analizowanych zespołów w dolinie Bystrej przetrwało w niezmienionej formie przez 41 lat. Większość zmian szaty roślinnej zbiorowisk szuwarowych spowodowana była zaniechaniem użytkowania, które w pierwszej kolejności prowadzi do zmniejszenia różnorodności florystycznej, przejawiającej się dominacją gatunku charakterystycznego i ustępowaniem niskich roślin. W kolejnym etapie może nastąpić sukcesja wtórna, której wyrazem jest większy udział krzewów i drzew, co zaobserwowano po 41 latach w dolinie Bystrej w postaci zbiorowisk związku *Alnion glutinosae*. Pozostałe przekształcenia zbiorowisk roślinnych nastąpiły w wyniku zmian warunków siedliskowych (zmniejszenie wartości wskaźników Ellenberga) oraz systematycznego użytkowania, co wpłynęło na częstsze występowanie gatunków z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*.

## Abstract

The aim of the study was to analyse the vegetation changes of the *Phragmitetea* class in the valley of the Bystra river in Eastern Poland after a period of 41 years, identify the direction of plant communities succession, and to analysis of changes based on the average values of Ellenberg's indicators calculated for particular reed communities. The studies were conducted in the years 1973 and 2014 in the valley of the Bystra river, on grasslands of an area of approx. 30 ha belonging to farmers from the following localities: Naęczów (2.5 ha), Łąki (2.7 ha), Wąwolnica (4.9 ha), Mareczki (3.0 ha), Rogalów (2.3 ha), Zawada (1.6 ha), Bartłomiejowice (3.3 ha), Chmielnik (0.9 ha), Góra (1.1 ha), Szczuczki (1.4 ha), Łubki (2.4 ha) and Nowy Gaj (3.6). The Bystra river (Eastern Poland) starts in Czesławice and flows from the east to the west, emptying into the Vistula at Bochońnica. It is fed by several streams, the largest of which is the Czerka river. The mouths of these streams and the numerous springs form pools of stagnant water where rush communities of the *Phragmitetea* class occur. 44 phytosociological relevés were performed in 1973 and 41 in 2014 according to the Braun-Blanquet (1964) method. The floristic diversity after a period of 41 years was identified based on the phytosociological structure and mean number of species in the particular relevés of the phytocoe-

noses under study. Changes of the climatic (L – light, T – temperature, K – continentality) and edaphic (F – moisture, R – reaction, N – nitrogen content) conditions were assessed using ecological indicator values by Ellenberg et al. (1992). The *Caricetum gracilis* association (57% of the patches) was the dominant plant community from the *Phragmitetea* class in the valley of the Bystra river in 1973 and 2014. The other communities included *Phragmitetum australis*, *Glycerietum maximae* and *Phalaridetum arundinaceae*. The plant communities from the *Phragmitetea* class are characterised by a high resistance to anthropogenic pressure because most of the patches of the analysed associations in the Bystra valley survived in unchanged form for 41 years. Most changes in the vegetation cover of the rush communities resulted from the abandonment, which first leads to reduced floristic diversity manifested in the dominance of characteristic species and disappearance of low plants. In the second stage, secondary succession can occur, manifested in a greater abundance of shrubs and trees, which was observed after 41 years in the Bystra valley in the form of communities of the *Alnion glutinosae* alliance. Other changes in the plant communities occurred as a result of changes in habitat conditions (lower values of Ellenberg's indices) and systematic utilisation, which led to the more frequent occurrence of species from the *Molinio-Arrhenatheretea* class.

**Słowa kluczowe:**

wskaźniki Ellenberga, zbiorowiska szuwarowe, przekształcenia roślinności

**Keywords:**

Ellenberg's indicators, rush communities, vegetation transformation



# **Badania hałasu w otoczeniu mostów kolejowych blachownicowych o różnych rodzajach konstrukcji**

*Lucjan Janas*  
*Politechnika Rzeszowska*

## **1. Wprowadzenie**

Hałas w otoczeniu linii kolejowych zależy m.in. od rodzaju i prędkości przejeżdżających pociągów, od ich długości, częstotliwości przejazdów, od chropowatości powierzchni kół i szyn oraz sztywności toru. Niektóre z wymienionych czynników występują losowo i mogą jedynie sporadycznie powodować emisję hałasu.

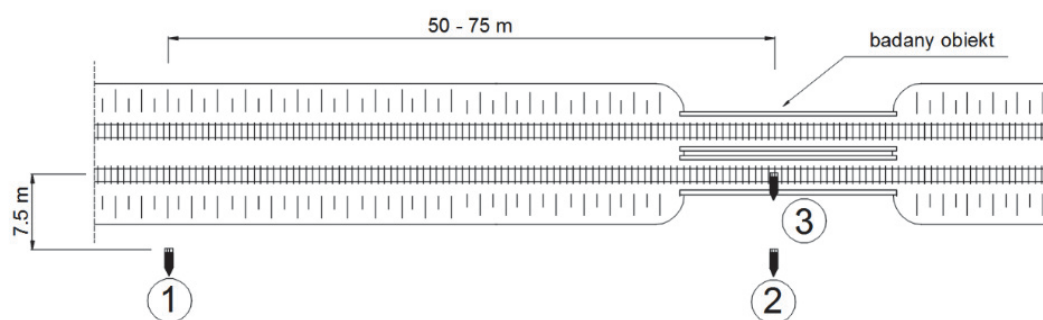
Hałas w otoczeniu mostów kolejowych może być większy nawet o 15-20 dB od hałasu w otoczeniu linii kolejowych poza mostami (Harrison i in. 2000, Thompson 2009, Li i in. 2015, Janas 2017). Największe zagrożenie dla środowiska stanowią obiekty stalowe bez podsypki oraz te, na których nie zastosowano wibroizolacji (Wang i in. 2008, Janas i Łakota 2005). Współcześnie budowane mosty stalowe z torem ułożonym na podsypce również mogą wpływać na pogorszenie klimatu akustycznego. Także mosty betonowe, z betonu sprężonego czy zespolone stalowo-betonowe mogą powodować zagrożenie dla środowiska – świadczą o tym np. publikacje (Li i Wu 2012, Liu i in. 2014). Problem hałasu w otoczeniu mostów kolejowych został zasygnalizowany w Eurokodzie 3 (*PN-EN 1993-2:2010*), gdzie w rozdziale dotyczącym stanów granicznych użyteczności zapisano ogólnie, że należy ograniczać częstotliwości drgań własnych konstrukcji m.in. po to, aby ograniczyć nadmierną emisję hałasu. W normie tej zapisano ponadto, że „*Wszelkie wymagania dotyczące emisji hałasu można podać w ustaleniach projektowych*”. Hałas mostów kolejowych został także poruszony w dokumencie Międzynarodowego Związku Kolei *UIC 717R (2010) Recommendations for the design of bridges to*

*satisfy track requirements and reduce noise emissions*, gdzie przedstawiono ogólne zalecenia do projektowania cichych mostów.

W niniejszym artykule przedstawiono wyniki własnych pomiarów i analiz hałasu w otoczeniu dwóch stalowych, blachownicowych mostów kolejowych. Pierwszy z obiektów to konstrukcja z torem ułożonym na ruszcie podłużnicowo-poprzecznicowym, drugi ma tor oparty na podsypce z tłucznią ułożonej na stalowej płycie ortotropowej. Oba rodzaje mostów reprezentują najczęściej występujące w kraju typy konstrukcji pomostu.

## 2. Metodyka badań i aparatura pomiarowa

W celu ustalenia wpływu obiektów mostowych na hałas przeprowadzono jednoczesne pomiary ciśnienia akustycznego w otoczeniu linii kolejowej, w odległości 50-75 m od mostu (pp. 1 – punkt pomiarowy nr 1) i bezpośrednio obok mostu (pp. 2). Lokalizację punktów pomiarowych przedstawiono na rysunku 1. W obu przypadkach mikrofon umieszczono w odległości 7,5 m od osi toru i 1,5 m nad poziomem główki szyny. Dodatkowo, w tym samym czasie mierzono hałas pod mostem, 1,5 m nad poziomem terenu (pp. 3).



**Rys. 1.** Schemat rozmieszczenia punktów pomiarowych: 1 – mikrofon obok toru poza mostem (referencyjny), 2 – mikrofon obok mostu, 3 – mikrofon pod mostem

**Fig. 1.** Scheme of measurement points: 1 – microphone beside the track, away from the bridge (reference), 2 – microphone beside the bridge, 3 – microphone under the bridge

W czasie pomiarów stosowano zestaw mikrofonów BruelKjaer typ 4961, osłony przeciwwietrzne, moduł pomiarowy BiK 3050-A-060 oraz oprogramowanie Pulse Reflex. Przed pomiarami i po ich zakończeniu tor



pomiarowy sprawdzono za pomocą wzorca akustycznego klasy 1, typ 4231. Niepewność pomiarów typu B dla poziomu ufności 95% oszacowano na 1,1 dB. Zjawiska akustyczne rejestrowano w czasie przejazdów pociągów osobowych w tym dalekobieżnych, regionalnych, szynobusów oraz pociągów towarowych. Prędkości przejazdów określano poprzez pomiar czasu przemieszczania się pojazdów na ustalonym odcinku. Pomiarzy prowadzono w temperaturze 5-25°C, przy wilgotności powietrza 50-70% i prędkości wiatru nieprzekraczającej 5 m/s. Warunki pogodowe monitorowano przenośną stacją pogodową. Badano obiekty, których lokalizacja gwarantowała brak źródeł hałasu, które nie były przedmiotem badań. Na przykład zrezygnowano z pomiarów w otoczeniu wiaduktów kolejowych nad drogami kołowymi gdzie występował hałas drogowy.

### 3. Wyniki pomiarów hałasu i ich analiza

#### 3.1. Most blachownicowy z pomostem otwartym

Pierwszy z analizowanych obiektów to most blachownicowy jednoprzęsłowy, swobodnie podparty o rozpiętości 24,15 m (rys. 2). Konstrukcją pomostu jest ruszt poprzecznicowo-podłużnicowy – jest to tzw. pomost otwarty. Szyny zostały zamocowane do drewnianych mostownic przytwierdzeniem typu K przez podkładki PM-60 i przekładki podszytowe typu PKW. Mostownice oparto na stalowych podłużnicach (rys. 3). Obiekt był w dobrym stanie technicznym. Przed, w czasie i bezpośrednio po badaniach nie zaobserwowano źródeł hałasu poza źródłami pochodzącymi od ruchu kolejowego.

a)



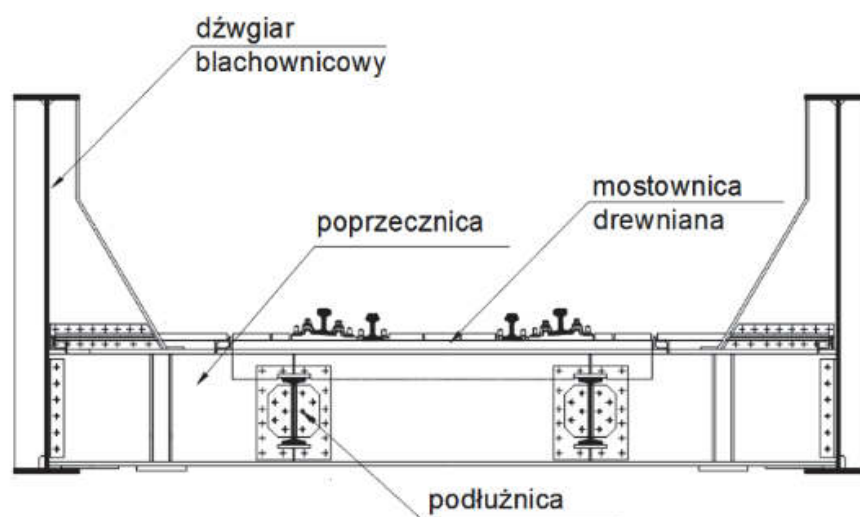
b)



**Rys. 2.** Widok mostu z boku (a) i od spodu (b)

**Fig. 2.** The view of the bridge from the side (a) and from the bottom (b)

Zjawiska akustyczne zarejestrowano w czasie przejazdów pociągów osobowych i towarowych – wybrane wyniki pomiarów zamieszczono w tabeli 1. Hałas obok mostu sięgał nawet 89,2 dB(A) a pod mostem, w kilku zarejestrowanych przypadkach, przekraczał 100 dB(A).



**Rys. 3.** Przekrój poprzeczny mostu blachownicowego z pomostem otwartym  
**Fig. 3.** The cross-section of the plate girder bridge with open deck

**Tabela. 1.** Wyniki pomiarów hałasu – konstrukcja z pomostem otwartym  
**Table 1.** Results of noise measurement – object with open deck

Lp.	Rodzaj pociągu	Prędkość [km/h]	Poziom dźwięku A w [dB]		
			obok toru (pp. 1*)	obok mostu (pp. 2)	pod mostem (pp. 3)
1	osobowy – regionalny	50	80,3	83,8	96,2
2	osobowy – dalekobieżny	60	83,8	87,4	99,9
3	osobowy – szynobus	50	74,8	78,1	90,5
4	osobowy – dalekobieżny	70	84,7	89,2	102,0
5	towarowy	50	84,3	88,9	100,7
6	towarowy	40	79,6	88,6	101,3

\*rozmieszczenie punktów pomiarowych zgodnie z rysunkiem 1

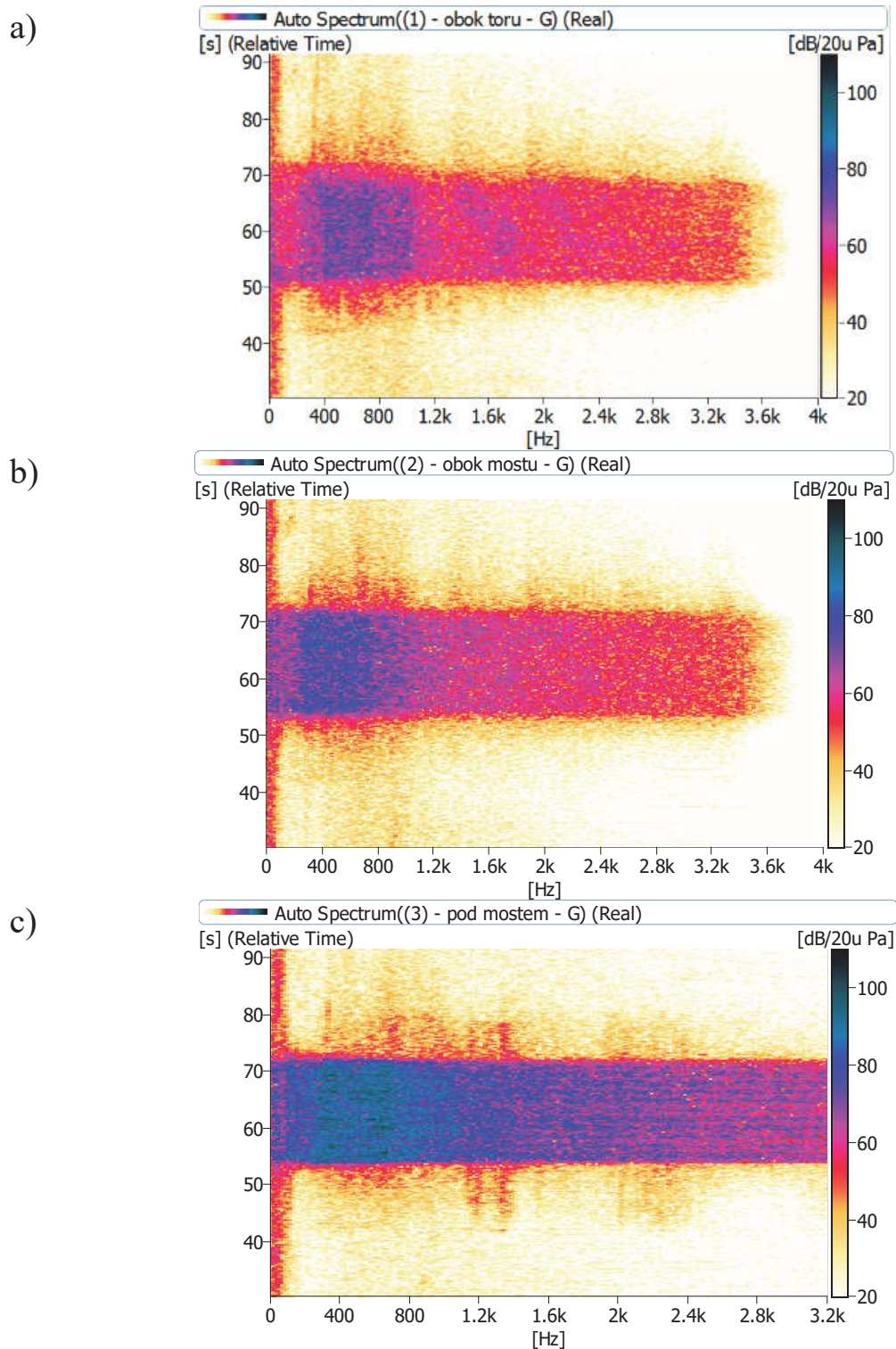
Wartości poziomu hałasu obok mostu w czasie przejazdów pociągów były o około 3,5 do 9,0 dB większe od poziomu hałasu obok toru poza mostem, pod mostem były większe nawet o około 20 dB. Wartość poziomu hałasu zależała przede wszystkim od rodzaju pociągu i jego stanu technicznego.

Oprócz porównania wartości poziomów dźwięku A przeprowadzono analizę ciśnienia akustycznego w funkcji częstotliwości. Przykładowe spektrogramy otrzymane na podstawie analizy sygnałów zarejestrowanych w czasie przejazdu pociągu osobowego dalekobieżnego z prędkością 60 km/h przedstawiono na rysunku 4.

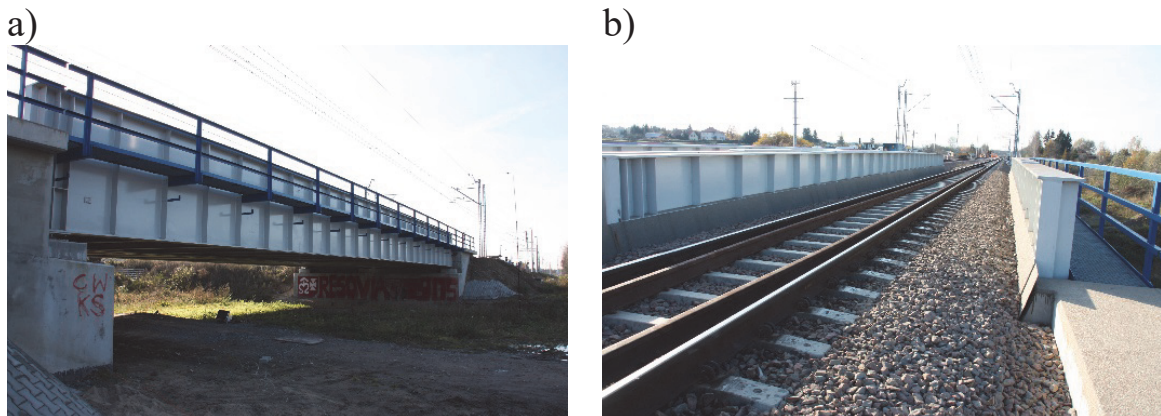
Można zauważyć, że wzrost poziomu ciśnienia akustycznego obok mostu następuje w zakresie od około 200 do 800 Hz, natomiast pod mostem praktycznie w całym rozpatrywanym zakresie częstotliwości, przy czym największy wzrost poziomu zaobserwowano w zakresie od około 200 Hz do 1,2 kHz. Główną przyczyną hałasu w otoczeniu tego typu mostów jest rozprzestrzenianie się dźwięków powstających na styku kół z szynami przez pomost o konstrukcji otwartej (Janas 2015). Dźwięki te, na odcinkach toru ułożonego na podsypce, są częściowo pochłaniane przez tłuczeń. Na mostach z rusztem podłużnicowo-poprzecznym pochłanianie nie występuje.

### **3.2. Most blachownicowy z torem ułożonym na podsypce**

Kolejny badany obiekt to most blachownicowy, swobodnie podparty o rozpiętości przęsła 31,68 m, z torem ułożonym na podsypce z tłucznia (rys. 5). Dźwigary blachownicowe o wysokość 2,47 m są połączone poprzecznicami i uźebrowaną, ortotropową stalową płytą, tworzącą koryto balastowe. Podsypka z tłucznia o grubości 0,35 m została umieszczona w korycie balastowym - przekrój poprzeczny mostu przedstawiono na rysunku 6. Szyny zostały zamocowane do podkładów strunobetonowych PS-94M przytwierdzeniami typu SB-3. Most był w dobrym stanie technicznym. Podobnie jak w przypadku pierwszego z analizowanych obiektów w czasie badań nie zaobserwowano źródeł hałasu, poza źródłami pochodzącymi od ruchu kolejowego.

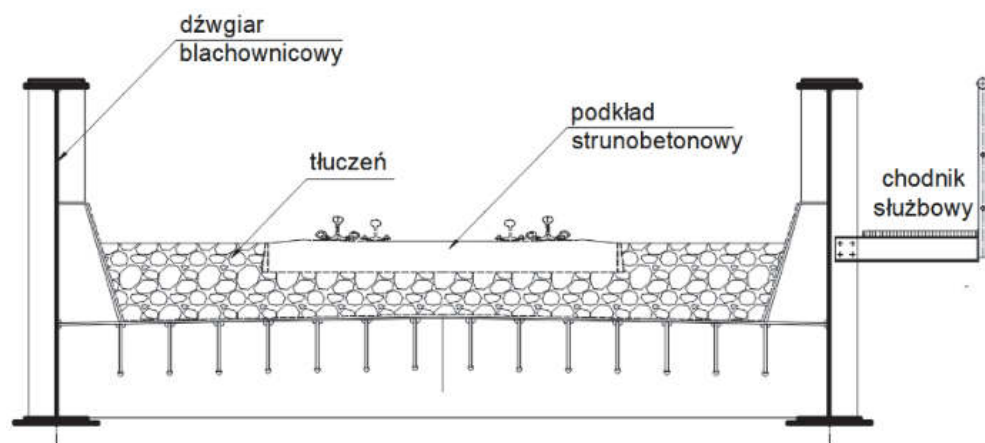


**Rys. 4.** Spektrogramy poziomu ciśnienia akustycznego w otoczeniu mostu z pomostem otwartym: a) obok toru, b) obok mostu, c) pod mostem  
**Fig. 4.** Spectrogram of sound pressure level in the vicinity of the object with open deck: a) beside the track, b) beside the bridge, c) under the bridge



**Rys. 5.** Widok mostu z boku (a) i widok toru na moście (b)  
**Fig. 5.** The view of the bridge from the side (a) and view of the track on the bridge (b)

W tabeli 2 zestawiono wyniki pomiarów wykonanych w czasie przejazdów pociągów osobowych i towarowych. Hałas obok mostu nie różnił się znacznie od hałasu w punkcie referencyjnym, tj. obok toru poza mostem. W większości przypadków był nawet nieco mniejszy (tabela 2, wiersze 1-5), co wynika z faktu, że dźwięki powstające na styku kół z szynami były częściowo pochłaniane przez podsypkę a pełnościenne dźwigary blachownicowe pełniły rolę niskich ekranów akustycznych. Hałas pod mostem był większy o około 5 do 6 dB od hałasu obok toru, co było spowodowane drganiami płyty ortotropowej.



**Rys. 6.** Przekrój poprzeczny mostu blachownicowego z torem na podsypce  
**Fig. 6.** The cross-section of the plate girder bridge with ballast

**Tabela 2.** Wyniki pomiarów hałasu – most z torem ułożonym na podsypce  
**Table 2.** Results of noise measurement - object with ballast

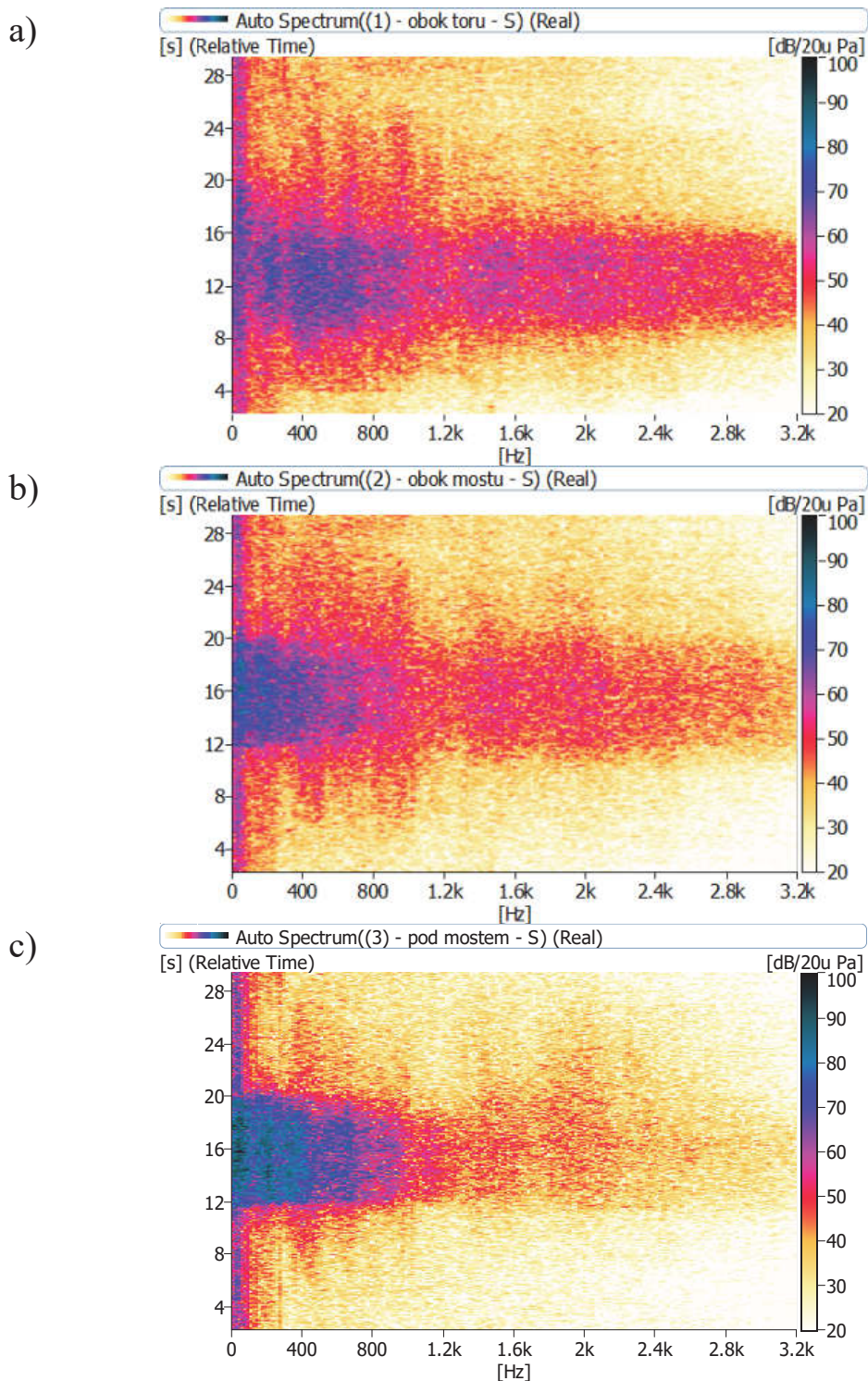
Lp.	Rodzaj pociągu	Prędkość przejazdu [km/h]	Poziom dźwięku A w [dB]		
			obok toru (pp. 1*)	obok mostu (pp. 2)	pod mostem (pp. 3)
1	osobowy – regionalny	80	76,9	75,9	84,7
2	osobowy – dalekobieżny	60	80,8	76,7	85,6
3	osobowy – szynobus	80	76,8	75,5	80,8
4	towarowy	35	74,1	73,0	79,8
5	towarowy	50	81,7	81,3	87,4
6	towarowy	40	73,6	74,3	80,9

\*rozmişczenie punktów pomiarowych przedstawiono na rysunku 1

Na rysunku 7 przedstawiono charakterystyczne spektrogramy poziomu ciśnienia akustycznego otrzymane na podstawie analizy sygnałów zarejestrowanych w czasie przejazdu pociągu osobowego dalekobieżnego z prędkością 60 km/h.

Analizując spektrogramy można zauważyć, że wartości poziomu ciśnienia akustycznego obok mostu są bliskie lub nieco mniejsze od wartości obok toru poza mostem w całym zakresie częstotliwości.

Poziom ciśnienia akustycznego pod mostem jest w niskich zakresach częstotliwości (do około 400 Hz) znacznie większy od poziomu obok toru poza mostem. W przypadku analizowanego obiektu hałas pod mostem nie powoduje zagrożenia dla środowiska, ponieważ konstrukcja znajduje się stosunkowo nisko nad terenem, a dźwięki są tłumione przez podłoże i nie rozprzestrzeniają się. Należy jednak zwrócić uwagę na fakt, że pomost stalowy ortotropowy z podsypką, zastosowany np. w estakadzie na wysokich podporach może być uciążliwy dla otoczenia.



**Rys. 7.** Most z torem ułożonym na podsypce – spektrogramy poziomu ciśnienia akustycznego: a) obok toru, b) obok mostu, c) pod mostem  
**Fig. 7.** Object with ballast – spectrograms of sound pressure level: a) beside the track, b) beside the bridge, c) under the bridge

## 4. Podsumowanie i wnioski

Mosty blachownicowe mogą stanowić uciążliwość a nawet zagrożenie dla środowiska ponieważ hałas w ich otoczeniu może być znacząco większy od hałasu w otoczeniu linii kolejowych poza tymi mostami.

W otoczeniu obiektów z pomostami otwartymi problemy akustyczne pojawiają na skutek swobodnego rozprzestrzeniania się dźwięków powstających na styku kół z szynami poprzez ruszt podłużnicowo-poprzecznicowy. Częściową redukcję niepożądanych zjawisk można uzyskać przez odizolowanie toru od konstrukcji nośnej i zastosowanie poziomych ekranów wypełniających ruszt pomostu. Obiekty z torem ułożonym na podsypce mogą stanowić zagrożenie dla środowiska wówczas, gdy będą usytuowane na wysokich podporach, ponieważ niepożądane dźwięki pojawiają się pod spodem konstrukcji. Emisję hałasu w tego rodzaju mostach można zmniejszyć przez zastosowanie sprężystych podkładek podszytowych lub mat wibroizolacyjnych pod podsypką. Z porównania analizowanych konstrukcji wynika, że chcąc projektować ciche mosty należy stosować przede wszystkim rozwiązania z torem ułożonym na podsypce.

Analiza mostów kolejowych pod kątem emisji hałasu powinna być dzisiaj standardowym elementem procesu przygotowania i projektowania inwestycji. Jeśli ten aspekt zostanie pominięty, to budowa lub modernizacja obiektu mostowego może zakończyć się pogorszeniem klimatu akustycznego w pobliżu linii kolejowej, uciążliwością i protestami okolicznych mieszkańców.

## Literatura

- Harrison, M. F., Thompson, D. J., Jones, C. J. C. (2000). The calculation of noise from railway viaducts and bridges, *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part F: Journal of Rail and Rapid Transit*. 214(3), 125-134.
- Janas, L. (2017). Akustyczna specyfika stalowych mostów kolejowych. *Przeгляд komunikacyjny*, 72(9), 22-25.
- Janas, L., Łakota, W. (2005). Analiza możliwości ograniczenia hałasu w otoczeniu wiaduktu i linii kolejowej. *Drogi i Mosty*, 2, 71-90.
- Janas, L. (2015). Badania wibroakustyczne mostu blachowniczego. *Zeszyty Naukowe SITK RP, Oddział w Krakowie*, 2(106), 47-60.



- Li, Z. G., Wu, T. X. (2012). Estimation of vibration power flow to and sound radiation from railway concrete viaduct due to vehicle/track interaction. *Noise and Vibration Mitigation for Transport Systems. NNFM 118*, 175-183.
- Li, X., Liu, Q., Pei, S., Song, L., Zhang, X. (2015). Structure-borne noise of railway composite bridge: Numerical simulation and experimental validation. *Journal of Sound and Vibration*, 353, 378-394.
- Liu, Q., Li, X., Zhang, X., Zhang, Z. (2014). Structure-born noise study of composite steel bridge on high-speed railway. *Proceedings of the 9<sup>th</sup> International Conference on Structural Dynamic, Eurodyn, Porto, Portugal*, 1189-1194.
- PN-EN 1993-2 (2010). *Eurokod 3, Projektowanie konstrukcji stalowych, Część 2: Mosty stalowe*. Warszawa PKN
- Thompson, D. (2009). *Railway noise and vibration*. Elsevier.
- UIC 717R (2010). *Recommendations for the design of bridges to satisfy track requirements and reduce noise emissions*. 2<sup>nd</sup> edition.
- Wang, A., Bewes, O. G., Cox, S. J., Jones, C. J. C (2008). Measurement and Modelling of Noise from the Arsta Bridge in Stockholm. *Noise and Vibration Mitigation, NNFM, 99*, 172-178.

## **The Noise Analysis in the Vicinity of Rail Plate Girder Bridges with Different Types of Construction**

### **Abstract**

The article discusses the results of noise tests in the vicinity of two railway bridges. One of them is a structure with a track placed on a string-cross-beam grate, the next has an orthotropic deck and track laid on ballast. Both types of constructions represent the most common types decks of steel bridges in the country, whereas the construction with ballast and orthotropic plate can be considered as a new type of solution. In order to determine the impact of bridges on noise, simultaneous measurements of acoustic pressure in the vicinity of the railway line were carried out, at a distance of approx. 50-75 m from the bridge and directly next to the bridge. In both cases the microphone was placed at a distance of 7.5 m from the track axis and 1.5 m above the level of the rail head. Additionally, at the same time noise was measured under the bridge, 1.5 m above ground level.

In the case of an object with an open deck, the noise next to the structure was 3.5 to 9 dB higher than noise next to the track off the bridge. The noise under the construction was even bigger by about 20 dB. The level of sound pressure next to the bridge increased mainly in the range from approx. 200 to 800 Hz, and

under the bridge practically in the entire considered frequency range, with the highest increase observed in the range from about 200 Hz to 1.2 kHz.

In the case of a bridge with a track on the ballast, the noise in the vicinity of the bridge does not differ significantly from the noise next to the track off the bridge. The noise next to the bridge is in some cases even slightly smaller, which results from the damping of sounds generated at the interface between the wheels and the rails through plate girders. The noise under the bridge is larger by 5 to 6 dB than noise next to the track, which is caused by vibrations of the bridge deck. Analyzing the characteristic spectrograms of the sound pressure level it was found that the sound level values next to the bridge are close to or slightly smaller than the values beside the off-bridge track in the entire frequency range. The sound pressure level under the bridge is in the low frequency range (up to about 400 Hz) much higher than the level next to the off-bridge track.

The conducted research shows that the plate girder bridges can be a nuisance and even a threat to the environment because the noise in their surroundings can be significantly greater than the noise around the railway lines beyond these bridges. The comparison of the analyzed bridges shows that when designing quiet bridges, first of all, the track on the ballast should be used.

## **Streszczenie**

W artykule omówiono wyniki własnych badań hałasu w otoczeniu dwóch blachownicowych, stalowych mostów kolejowych. Pierwszy z nich to konstrukcja z torem ułożonym na ruszcie podłużnicowo-poprzecznicy, drugi ma tor oparty na podsypce ułożonej na stalowej płycie ortotropowej. Oba rodzaje konstrukcji reprezentują najczęściej występujące typy pomostów w mostach kolejowych, stalowych. W celu ustalenia wpływu obiektów mostowych na hałas przeprowadzono jednoczesne pomiary ciśnienia akustycznego w otoczeniu linii kolejowej, w odległości 50-75 m od mostu i bezpośrednio obok mostu. W obu przypadkach mikrofony umieszczono w odległości 7,5 m od osi toru i 1,5 m nad poziomem główki szyny. Dodatkowo, w tym samym czasie mierzono hałas pod mostem, 1,5 m nad poziomem terenu.

W przypadku obiektu z pomostem otwartym hałas obok konstrukcji był o 3,5 do 9,0 dB większy od hałasu obok toru poza mostem. Hałas pod konstrukcją był większy nawet o około 20 dB. Poziom ciśnienia akustycznego obok mostu wzrastał głównie w zakresie od około 200 do 800 Hz, natomiast pod mostem praktycznie w całym rozpatrywanym zakresie częstotliwości, przy czym największy wzrost zaobserwowano w zakresie od około 200 Hz do 1,2 kHz. W przypadku mostu z torem na podsypce hałas w jego otoczeniu nie różni się znacznie od hałasu w otoczeniu toru poza mostem. Hałas obok mostu jest niektórych przypadkach nawet nieco mniejszy, co wynika z tłumienia dźwięków powstających na

styku kół z szynami przez dźwigary blachownicowe. Hałas pod mostem jest większy o 5 do 6 dB od hałasu obok toru, co jest spowodowane głównie nadmiernymi drganiami płyty pomostu. Analizując charakterystyczne spektrogramy poziomu ciśnienia akustycznego stwierdzono, że wartości poziomu dźwięku obok konstrukcji są bliskie lub nieco mniejsze od wartości obok toru poza mostem w całym zakresie częstotliwości. Poziom ciśnienia akustycznego pod mostem jest w niskich zakresach częstotliwości (do około 400 Hz) znacznie większy od poziomu obok toru poza mostem.

W przeprowadzonych badaniach wynika, że mosty blachownicowe mogą stanowić uciążliwość a nawet zagrożenie dla środowiska ponieważ hałas w ich otoczeniu może być znacząco większy od hałasu w otoczeniu linii kolejowych poza tymi mostami. Z porównania analizowanych mostów wynika, że chcąc projektować ciche mosty należy przede wszystkim stosować konstrukcje z torem ułożonym na podsypce.

**Słowa kluczowe:**

kolej, mosty blachownicowe, hałas

**Keywords:**

railway, palate girder bridges, noise



## **Zawartość metali ciężkich w wodach opadowych spływających z dachów o różnych pokryciach**

*Jakub Sikora, Marcin Niemiec, Anna Szelaq-Sikora, Maciej Kuboń  
Uniwersytet Rolniczy, Kraków*

### **1. Wstęp**

Urbanizacja i uprzemysłowienie jest jedną z najważniejszych przyczyn przekształcania stosunków wodnych. Zabudowa mieszkalna i infrastruktura towarzysząca wiąże się z odwadnianiem gruntów i utwardzaniem znacznych powierzchni. Prowadzi to do degradacji wód podziemnych, zmniejszenia wodnej retencji dolinowej oraz zwiększenia strat wody przez parowanie. W warunkach ciągłego zmniejszania się zasobów wody, należy poszukiwać metod racjonalizacji jej wykorzystania na wszystkich poziomach działalności człowieka. Wprowadzanie obiegów zamkniętych w przemyśle oraz efektywnej fertygacji w produkcji rolniczej stanowi strategiczny element zarządzania zasobami wodnymi, zgodny z ideą zrównoważonego rozwoju. Jednym z najważniejszych działań związanych z ochroną zasobów wodnych i przeciwdziałającym negatywnym skutkom antropopresji jest ograniczanie odpływu wody z obszaru zlewni (Bressy i in. 2014, Szelaq-Sikora i in. 2016, Zawieja 2013). Narzędziem ograniczającym deficyty wody jest mała retencja, która polega na wykorzystywaniu naturalnych lub sztucznych elementów środowiska w celu zatrzymywania wody opadowej w miejscu powstawania opadu. Na terenach zurbanizowanych o dużej powierzchni utwardzonej naturalne możliwości retencyjne związane z retencją gleby, są ograniczone. Woda opadowa spływająca z ulic, chodników oraz dachów, jest bardzo szybko odprowadzana kanalizacją deszczową co generuje zagrożenie powodziowe. Z drugiej strony obszary o dużym udziale powierzchni utwardzonej są mniej wrażliwe na przedłużające się okresy suszy. Zbie-

ranie i magazynowanie wody deszczowej z terenów miast jest korzystne z punktu widzenia ograniczania skutków nawalnych deszczy oraz okresów suszy. Ponadto zbiorniki gromadzące wody opadowe mogą być cennymi przyrodniczo siedliskami, wpływając na zwiększenie bioróżnorodności ekosystemów miast (Wiśniowska-Kielian i in. 2013). W wielu miejscach taka organizacja zarządzania wodami opadowymi jest jednak problematyczna ze względu na brak odpowiednich zbiorników w których można gromadzić wodę. Problemem, który może pojawić się w sytuacji zbierania wykorzystywania wód opadowych z terenów utwardzonych jest ich jakość. Mogą one zawierać ilości zanieczyszczeń wywierające negatywny wpływ na środowisko (Niemiec 2015, Ociepa i in. 2015, Pokrývková 2016). Wśród najczęściej wskazywanych problemów związanych z jakością wód spływających z dachów są metale ciężkie WWA oraz skażenia mikrobiologiczne (Ahmed i in. 2008). Z tego względu od kilku lat obserwuje się coraz większe zainteresowanie możliwością lokalnej retencji wody zbieranej dachów. Taka woda może być gromadzona w niewielkich zbiornikach i wykorzystywana do celów sanitarnych nawadniania upraw, mycia lub przeznaczana do pojenia zwierząt gospodarskich (Mendez i in 2011). Takie praktyki są od dawna z powodzeniem stosowane na obszarach o okresowym deficycie wody (Hajani & Rahman 2014). Decyzja o sposobie wykorzystania wody deszczowej zbieranej z dachów powinna być jednak poprzedzona gruntownymi badaniami mającymi na celu określenie jakości wody spływającej z dachów. Skład chemiczny takich wód zależy od wielu czynników, takich jak rodzaj pokrycia, stan skorodowania powierzchni spływu, odczynu wody deszczowej, warunków klimatycznych oraz zanieczyszczenia powietrza w całym okresie roku hydrologicznego (Mendez i in. 2011, Gwenzi i in. 2015, Steward i in. 2016). Simmons i in. (2011) oraz Niemiec (2012) stwierdzili znaczne różnice zawartości pierwiastków spływających z dachów o różnych pokryciach. W wielu rejonach świata, woda zbierana z dachów, w warunkach kryzysowych jest przeznaczana na cele spożywcze dlatego też zakres prowadzonych badań związanych z jakością wody na etapie zbierania z dachów oraz jej przechowywania, powinien być szerszy na co zwracają uwagę Gwenzi i in. (2015) oraz Steward i in. (2016).

Celem pracy było określenie zawartości metali ciężkich wód spływających z dachów domów z różnym pokryciem na tle ich zawartości w wodzie deszczowej.

## 2. Materiał i metody

W ramach realizacji założonego celu, pobrano wodę do badań w lipcu i sierpniu 2016 roku z 42 dachów z budynków domów jednorodzinnych lub zabudowań gospodarczych oraz obiektów sakralnych zlokalizowanych na terenie gminy Zakliczyn nad Dunajcem Pleśna oraz Wojnicz, zlokalizowanych w powiecie tarnowskim w województwie małopolskim. Badany teren znajduje się w obszarach o małej antropopresji aby w jak największym stopniu uchwycić wpływ pokrycia dachowego na zmianę chemizmu wody deszczowej. Do badań wybrano budynki pokryte: dachówką cementową, dachówką ceramiczną, materiałem bitumicznym, blachą galwanizowaną cynkiem, blachą powlekaną oraz pokryte eternitem falistym. Wybrane dachy zbudowane były pod kątem około 45° i pokrywały budynki domów jednorodzinnych lub budynków gospodarczych oraz obiektów sakralnych w przypadku dachów z blachy miedzianej. Jako tło wykorzystano wodę deszczową zbieraną bezpośrednio do naczyń polietylenowych w dwóch losowo wybranych miejscach. Wodę zbierano w okresie deszczowym, po długotrwałych deszczach aby wyeliminować wpływ warstwy skorodowanej oraz pyłów osiadłych na dachu na chemizm wody. Mendez i in. (2011) podają, że zawartość metali w wodzie spływającej z dachów zmienia się nawet o kilkaset procent w trakcie trwania opadu. Zebraną wodę sączo oraz utrwalono za pomocą kwasu azotowego (V) przez dodanie do wody kwasu w ilości 2 cm<sup>3</sup> na każde 100 cm<sup>3</sup> wody. W laboratorium zagęszczono próbki czterdziestokrotnie przez odparowanie a następnie oznaczano zawartość badanych pierwiastków metodą spektrometrii emisji atomowej w indykatywnie wzbudzonej plazmie argonowej na aparacie Opima 6700 DV Firmy Perkin Elmer. Długości fali wykorzystane w analizie a także parametry jakości metod analitycznych zostały przedstawione w tabeli 1.

**Tabela 1.** Parametry wykorzystanej metody analitycznej  
**Table 1.** Parameters of the applied analytical method

	Cd	Cr	Cu	Fe
Długość fali (nm)	228,802	267,707	327,393	238,204
Limit detekcji ( $\mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$ )	0,068	0,178	0,243	0,115
	Mn	Ni	Pb	Zn
Długość fali (nm)	257,608	231,604	220,353	206,200
Limit detekcji ( $\mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$ )	0,035	0,263	1,050	0,148

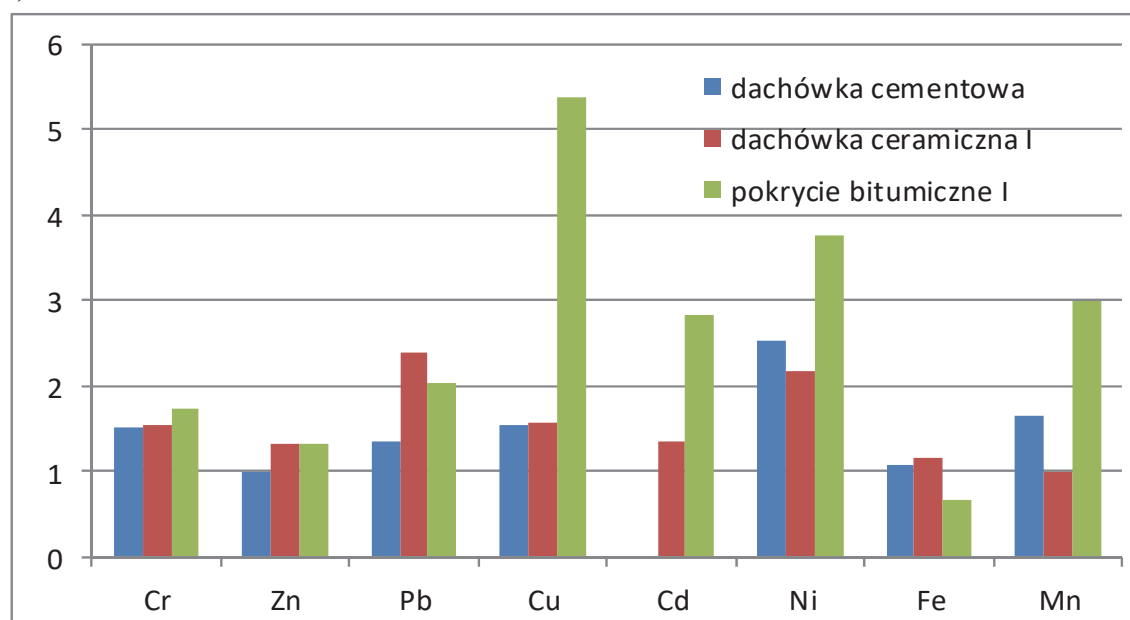
### 3. Wyniki i dyskusja

Średnia wartość pH wody deszczowej wynosiła 5,73 i jest to typowy odczyn dla opadów atmosferycznych terenów o małej antropopresji. Przy takim odczynie nie stwierdza się wpływu zakwaszających zanieczyszczeń powietrza ani alkalicznych pyłów. Zmiana odczynu wody spływającej z dachu związana jest z wypłukiwaniem alkalicznych jonów z powierzchni dachu. Istotną statystycznie zmianę odczynu wody stwierdzono w przypadku wody z dachu z dachówki cementowej, eternitu i blachy miedzianej. Średnie wartości pH tych wód wynosiły odpowiednio 7,54; 6,88 i 6,68. Odczyn pozostałych próbek kształtował się na niższym poziomie i nie wykazano istotnych statystycznie różnic w stosunku do wody deszczowej (tabela 2). Farreny i in. (2011) stwierdzili podobne zależności odczynu i rodzaju pokrycia dachowego. Autorzy ci stwierdzili wyższe pH w wodzie z dachów o pokryciu betonowym o jedną jednostkę w porównaniu do dachów pokrytych dachówką ceramiczną czy blachą. Podobnie Mendez i in. (2011) zaobserwowali, że woda deszczowa spływająca z dachu pokrytego blachą cechowała się odczynem 6,5, natomiast spływające z dachówek wartość ta wynosiła powyżej 7,5. Odczyn wody jest ważnym parametrem jakości wody z punktu widzenia jej wykorzystania.

Cynk jest metalem powszechnie występującym w środowisku. Wody spływające z terenów antropogenicznie przekształconych z reguły zawierają podwyższone ilości tego metalu. Woda spływająca z dachu pokrytego eternitem falistym zawierała  $75,13 \mu\text{g Zn}\cdot\text{dm}^{-3}$  (tabela 2) i stanowiło to około 60% ilości cynku stwierdzonego w wodzie deszczowej. Zmniejszenie ilości cynku w wodzie najprawdopodobniej było spowodowane zmianą odczynu wody w spływającej po powierzchni eternitu.

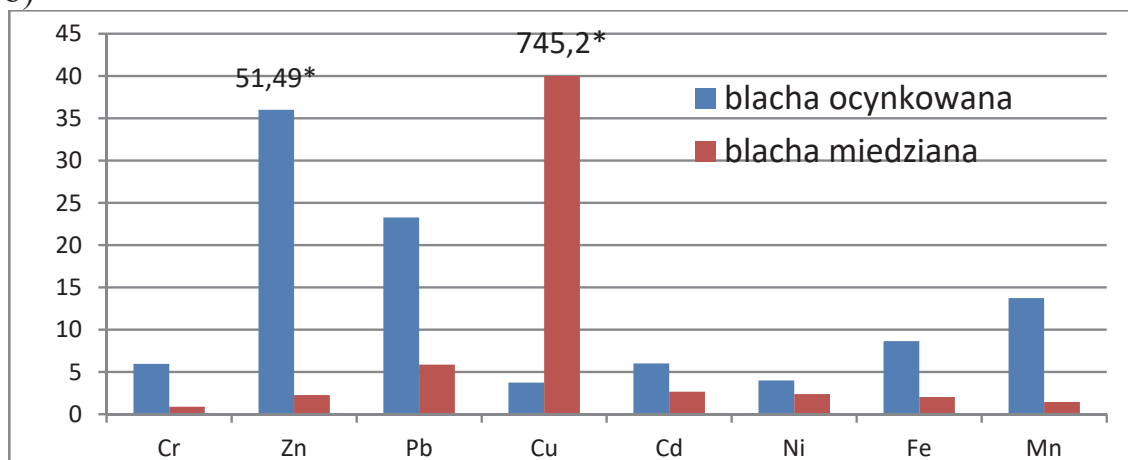
Na taką zależność zwracają uwagę Niemiec (2012) oraz Mendez i in. (2011). Średnie ilości tego pierwiastka w wodzie spływającej z dachów pokrytych dachówką cementową nie różniło się od ilości tego pierwiastka stwierdzonej a wodzie deszczowej. Największe ilości cynku na poziomie  $5754 \mu\text{g Zn}\cdot\text{dm}^{-3}$  zaobserwowano w wodzie z dachu pokrytego blachą ocynkowaną (tabela. 2). Stwierdzone ilości cynku w tych próbkach były prawie trzykrotnie wyższe od krytycznych zawartości tego pierwiastka w ściekach odprowadzanych do wód lub ziemi (Rozporządzenie 2014). W wyniku spływu wody z dachów pokrytych blachą miedzianą oraz blachą powlekaną zawierały około trzykrotnie więcej cynku w porównaniu ze stwierdzoną ilością tego pierwiastka w wodzie deszczowej. Wartość współczynnika wzbogacenia wody w cynk w przypadku dachów z pokryciem blachą galwanizowaną wynosił 51,4926 (rysunek 1). Tobiszewski i in. (2010) podają zawartości tego pierwiastka w wodzie z dachów pokrytych blachą galwanizowaną cynkiem z terenu Gdańska na poziomie  $9600 \mu\text{g Zn}\cdot\text{dm}^{-3}$ . Z kolei Mendez i in. (2011) stwierdzili zawartości tego metalu w wodzie spływającej z dachów pokrytych blachą galwanizowaną glinem i cynkiem na poziomie poniżej  $300 \mu\text{g Zn}\cdot\text{dm}^{-3}$ .

a)



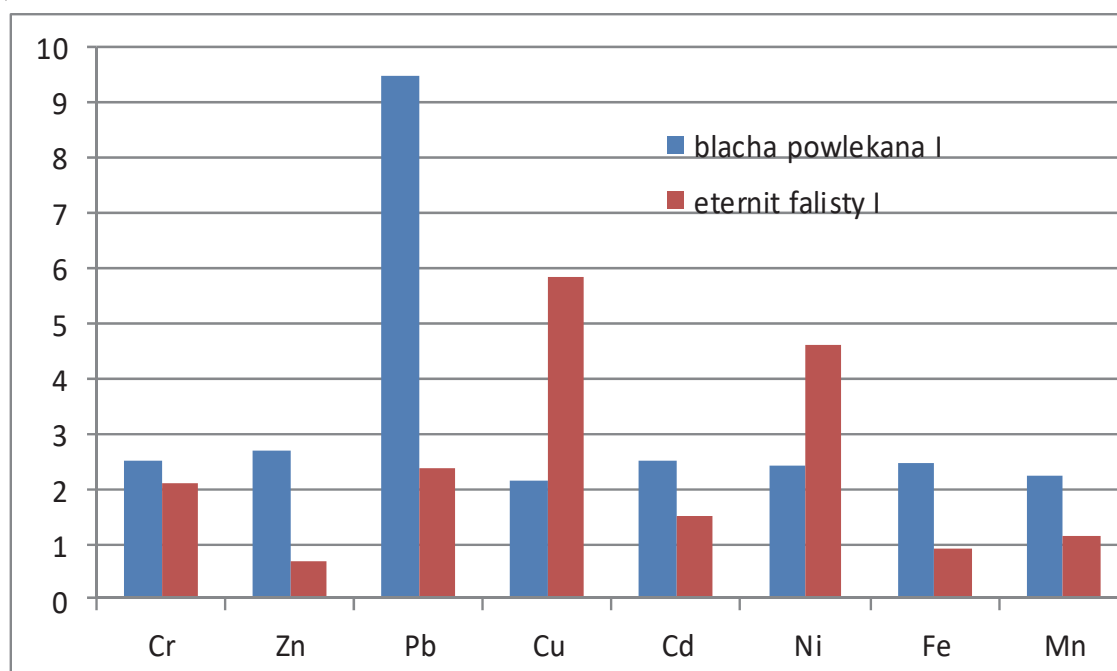


b)



\* zamieszczono skraje górne wartości współczynnika wzbogacenia wody w przypadku pokrycia blachą ocynkowaną oraz miedzianą

c)



**Rys. 1.** Współczynnik wzbogacenia wody w zależności od pokrycia dachowego (a,b,c)

**Fig. 1.** Coefficient of water enrichment in relations to roof type

**Tabela 2.** Średnia zawartość pierwiastków w wodzie spływających z dachów \***Table 2.** Average element content in water flowing down from roofs

	pH	Cr	Zn	Pb	Cu	Cd	Ni	Fe	Mn
	(μg·dm <sup>-3</sup> )								
dachówka cementowa	7,54c	1,360b	111,6b	1,450a	4,988b	ślady	1,206b	126,1a	19,67
±	0,92	0,245	25,92	0,361	0,203	-	0,161	30,55	6,977
dachówka ceramiczna	6,27ab	1,383b	148,7c	2,567b	5,092b	0,067	1,042b	133,8a	11,68a
±	0,64	0,113	26,90	0,166	0,445	0,014a	0,095	24,71	3,217
pokrycie bitumiczne	6,11ab	1,550b	148,8c	2,175b	17,46c	0,142	1,800c	77,23a	35,55c
±	0,88	0,164	27,58	0,180	3,448	0,014a	0,087	29,84	4,858
blacha ocynkowana	5,45a	5,363d	5754f	25,01e	12,14c	0,300	1,913c	1009c	163,6d
±	0,56	0,014	1378	2,029	2,380	0,054b	0,400	332,6	4,377
blacha miedziana	6,68b	0,800a	254,9d	6,317c	2422d	0,133c	1,142b	236,9b	17,41b
±	0,41	0,066	8,38	0,058	263,2	0,029	0,095	8,01	3,152

**Tabela 2. cd.**  
**Table 2. cont.**

	pH	Cr	Zn	Pb	Cu	Cd	Ni	Fe	Mn
	(µg·dm <sup>-3</sup> )								
blacha powlekana	5,52a	2,250c	300,7e	10,20d	6,883b	0,125c	1,158b	286,7b	26,48b
±	0,62	0,025	37,52	1,791	0,350	0,000	0,101	40,32	5,223
eternit falisty	6,88b	1,875c	75,13a	2,558b	18,99c	0,075b	2,200c	105,7a	13,42a
±	0,75	0,025	20,38	0,383	11,05	0,025	0,499	18,02	4,292
woda deszczowa tło	5,73a	0,913a	111,8b	1,075a	3,250a	0,050b	0,479a	116,8a	11,91a
±	0,22	0,035	14,14	0,035	0,707	0,000	0,005	8,839	0,230

\*Różne litery przy wartościach średnich oznaczają różnice statystycznie istotne pomiędzy próbkami z poszczególnych rodzajów dachów poziomie istotności  $p = 0,05$ ,  
a,b,c,d – literami oznaczono grupy jednorodne.

Rodzaj materiału, z jakiego jest wykonany dach może w znacznym stopniu kształtować chemizm wody co przekłada się na możliwości jej wykorzystania. Stwierdzona w badaniach własnych średnia zawartość miedzi w wodzie spływającej z dachów pokrytych blachą miedzianą wynosiła  $2422 \mu\text{g Cu}\cdot\text{dm}^{-3}$  (tabela 2), natomiast współczynnik wzbogacenia wody deszczowej w ten pierwiastek wynosił 745,2 (rysunek 1). W przypadku pozostałych dachów wartości współczynnika wzbogacenia wody w miedź wahały się w zakresie od 1,33 do prawie 6 dla eternitu falistego. Tobiszewski i in. (2010) stwierdzili bardzo wysokie zawartości miedzi w wodzie z dachów pokrytych blachą ocynkowaną z terenu Gdańska, na poziomie około  $600 \mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$ . Podobne do uzyskanych w badaniach własnych wyniki uzyskali Zhang i in. (2014), którzy w warunkach doświadczalnych stwierdzili ilości miedzi w wodzie spływającej z pokrycia bitumicznego i ceramicznego na poziomie do  $10 \mu\text{g Cu}\cdot\text{dm}^{-3}$ . Z kolei Mendez i in. 2011 wykryli miedź w spływach z dachu z gontu drewnianego na poziomie około  $400 \mu\text{g Cu}\cdot\text{dm}^{-3}$ . Najmniejszy współczynnik wzbogacenia stwierdzono w przypadku dachów pokrytych dachówką i blachą powlekaną. Stwierdzone ilości miedzi w wodzie z dachów pokrytych blachą z tego pierwiastka są bardzo wysokie i mogą stwarzać zagrożenie dla naturalnych ekosystemów. Naturalne zawartości tego pierwiastka w wodach słodkich wynoszą około  $1 \mu\text{g Cu}\cdot\text{dm}^{-3}$  (Kabata-Pendias i Pendias, 1999), natomiast ilość tego pierwiastka powyżej  $35 \mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$  może być szkodliwe dla życia biologicznego. W przypadku wykorzystania takiej wody do zasilania oczek wodnych może dojść do zatrucia ryb (Niemiec i Wiśniowska-Kielian, 2013). Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska (Rozporządzenie, 2014) najwyższa dopuszczalna zawartość miedzi w ściekach odprowadzanych do wód lub ziemi, wynosi  $500 \mu\text{g Cu}\cdot\text{dm}^{-3}$ . W wodzie spływającej z dachu pokrytego blachą miedzianą zaobserwowano prawie pięciokrotne przekroczenie tej wartości.

Żelazo i mangan są pierwiastkami który z reguły występują w dużych ilościach w spływach z terenów utwardzonych, pomimo słabej ich rozpuszczalności w wodzie. Żelazo stanowi największą część masy blach stosowanych w pokryciach dachów, ponadto zarówno budynki jak i elementy konstrukcyjne wykonane są z tego pierwiastka. Zawartość żelaza i manganu w wodzie deszczowej w niniejszych badaniach wynosiła odpowiednio 8,839 i  $11,91 \mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$  (tabela 2). W przypadku dachów pokrytych blachą ocynkowaną, miedzianą i powlekaną, stwierdzono wzbo-

gacenie wody w żelazo w wyniku spływu na poziomie odpowiednio 8,642; 2,454 i 2,028 (rysunek 1). Największym, na poziomie 13,73, współczynnikiem wzbogacenia w mangan cechowała się woda z dachu blachą ocynkowaną (rysunek 1). Ponad dwukrotnie więcej manganu w porównaniu do jego ilości w wodzie deszczowej, zawierała woda z dachów bitumicznych i pokrytych blachą powlekaną (rysunek 1). W pozostałych przypadkach nie stwierdzono statystycznie istotnego wpływu rodzaju pokrycia na zawartość żelaza i manganu w wodzie. Stwierdzone w badanej wodzie ilości tych pierwiastków nie są wysokie i nie stwarzają zagrożenia dla organizmów żywych.

Ołów i kadm są zaliczane do pierwiastków toksycznych, których roli fizjologicznej dotychczas nie odkryto. Z kolei nikiel i chrom należą do pierwiastków potencjalnie toksycznych, których toksyczne oddziaływanie na organizmy żywe uzależnione jest od ich ilości w środowisku. Metale te występują powszechnie w środowisku, dlatego też zwykle stwierdza się ich większe zawartości w spływach z terenów antropogenicznie (Niemiec i Wiśniowska-Kielian, 2011). W wodach występują w małych ilościach ze względu na jego silne sorbowanie przez materię organiczną oraz cząstki mineralne. Zawartości tych pierwiastków w wodzie deszczowej są niskie i nie wskazują na antropogeniczne wzbogacenie (Kabata-Pendias i Pendias, 1999). Nie stanowią składnika materiałów pokryć dachów wykorzystanych w badaniach. Największe wartości współczynnika wzbogacenia wody w te metale stwierdzono w przypadku blachy ocynkowanej. W wodzie spływającej z tych dachów, ilość ołowiu była ponad 23 razy większa, chromu i kadmu prawie 6 razy większa, natomiast niklu prawie 4 razy większa w porównaniu do wody deszczowej (rysunek 1). W przypadku blachy powlekanej wartość współczynnika wzbogacenia wody w ołów wynosiła powyżej 9, natomiast w przypadku pozostałych pierwiastków wartość ta kształtowała się na poziomie około 2 (rysunek 1). W wodzie z dachów pokrytych materiałem bitumicznym stwierdzono nieznacznie więcej ołowiu w porównaniu z wodą deszczową. Inne wyniki prezentują Tobiszewski i in. (2010), którzy podają zawartości ołowiu w wodzie z dachów bitumicznych na poziomie  $88 \mu\text{g Pb}\cdot\text{dm}^{-3}$ . Woda spływająca z dachu bitumicznego zawierała ponad pięć razy więcej miedzi i prawie cztery razy więcej niklu w porównaniu do wody deszczowej (rysunek 1). W przypadku dachów pokrytych eternitem falistym stwierdzono współczynnik wzbogacenia wody w nikiel na

poziomie około 4,5. Stwierdzone zawartości kadmu, ołowiu, niklu i chromu, zarówno w wodzie deszczowej jak i w wodach spływających z dachów nie były wysokie i nie przekraczają dopuszczalnych ich zawartości w wodach pitnych, pomimo dużych współczynników wzbogacenia wody deszczowej we wskazanych wyżej przypadkach. Metale ciężkie są z reguły ługowane z powierzchni dachów przez wody deszczowe, na co zwracają uwagę Oluwasola i in. (2014). Mendez i in. 2011 stwierdzili zawartości ołowiu w wodzie z dachów na poziomie kilku  $\mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$ , natomiast ilość żelaza w tych wodach kształtowała się na poziomie około  $400 \mu\text{g Fe}\cdot\text{dm}^{-3}$ . Autorzy ci, nie stwierdzili znaczących różnic w ilości tego pierwiastka w wodzie w zależności od rodzaju pokrycia dachowego, natomiast podkreślają, że w pierwszej fazie opadów stężenia tych pierwiastków mogą być kilkukrotnie większe.

Przedstawione wyniki badań własnych oraz dane literaturowe wskazują, na potencjalne zagrożenie nadmiernej akumulacji pierwiastków śladowych w wodach spływających z dachów. Dotyczy to szczególnie pokryć dachowych wykonanych z blach galwanizowanych oraz blach miedzianych. W przypadku odprowadzania tych wód do środowiska, następuje rozcieńczenie zawartych w wodzie zanieczyszczeń, dlatego też nie obserwuje się toksykologicznych skutków w środowisku (Scholtz 2016). Jednakże konieczność racjonalizacji gospodarowania zasobami wodnymi, wymusza wprowadzanie metod ograniczania spływu powierzchniowego z terenu zlewni oraz wykorzystania wód opadowych, które z racji sposobu zagospodarowania zlewni nie mogą podlegać naturalnej retencji. Systemy zbierania i magazynowania wód spływających z dachów są powszechnie stosowane w wielu krajach. Liderami w tym zakresie są Niemcy, Dania, Indie, Japonia i Australia (Albrechtsen 2002). Krajowe organy ustawodawcze wielu z tych państw tworzą przepisy, wymagając, aby wszystkie nowe budynki posiadały system zbierania wody oraz włączenie systemów zbierania wód opadowych do celów sanitarnych i zastosowań zewnętrznych. W krajach ubogich w zasoby wodne, wody z dachów często wykorzystuje się w celach pitnych jak na przykład w Australii czy Nowej Zelandii (Shirey i in. 2008). Ważne jest zatem aby monitorować jakość wody zbieranej z powierzchni utwardzonych ze względu na parametry fizykochemiczne, chemiczne i biologiczne. Wyniki monitoringu powinny stanowić dane wejściowe procesu decyzyjnego odnośnie sposobu wykorzystania tych wód lub zastosowania określonych

metod ich uzdatniania (Oluwasola i in. 2014, Scholtz 2016). Aby stworzyć możliwość oceny przydatności wody zbieranej z dachu, na podstawie informacji o rodzaju materiału z którego jest wytworzony, należy kontynuować badania związane z wpływem rodzaju materiału z którego zbudowany jest dach oraz innych czynników na kształtowanie się chemizmu wód deszczowych.

#### 4. Wnioski

1. Zawartości badanych pierwiastków śladowych w wodzie deszczowej nie były wysokie i nie wskazywały na antropogeniczne wzbogacenie. Właściwości chemiczne wody deszczowej spływającej po powierzchni dachów ulegały zmianom to znaczy zwiększała się w nich zawartość metali ciężkich.
2. Woda spływająca z dachów pokrytych blachą ocynkowaną zawierała trzykrotnie więcej cynku niż wynosi dopuszczalna zawartość tego pierwiastka w ściekach odprowadzanych do wód lub ziemi.
3. Woda spływająca z dachów pokrytych blachą miedzianą zawierała pięciokrotnie więcej miedzi niż wynosi dopuszczalna zawartość tego pierwiastka w ściekach odprowadzanych do wód lub ziemi.
4. Najmniejsze zmiany zawartości badanych pierwiastków w wodzie deszczowej stwierdzono w przypadku dachów pokrytych dachówką ceramiczną, oraz cementową.
5. Przy projektowaniu systemu recyklingu wody deszczowej należy brać pod uwagę rodzaj pokrycia, z którego woda będzie zbierana.

#### Literatura

- Ahmed, W., Huygens, F., Goonetilleke, A., Gardner, T. (2008). Real-time PCR detection of pathogenic microorganisms in roof-harvested rainwater in southeast Queensland, Australia. *Applied and Environmental Microbiology*, 74(17), 5490-5496.
- Albrechtsen, H.J. (2002). Microbiological investigations of rainwater and graywater collected for toilet flushing, *Water Sci. Technol.*, 46(6-7), 311-316.
- Bressy, A., Gromaire, M.Ch., Lorgeoux, C., Saad, M., Leroy, F., Chebbo, G. (2014). Efficiency of source control systems for reducing runoff pollutant loads: Feedback on experimental catchments within Paris conurbation. *Water Research*, 57, 234-246. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2014.03.040>.

- Farreny, R., Morales-Pinzon, T., Guisasola, A., Taya, C., Rieradevall, J., Gabarrell, X. (2011). Roof selection for rainwater harvesting: Quantity and quality assessments in Spain. *Water Res.* 45, 3245-3254.
- Gwenzi, W., Dunjanab, N., Pisab, Ch., Taurob, T., Nyamadzawoa, G. (2015). Water quality and public health risks associated with roof rainwater harvesting systems for potable supply: Review and perspectives. *Sustainability of Water Quality and Ecology*, 6, 107-118, <http://dx.doi.org/10.1016/j.swaqe.2015.01.006>.
- Hajani, E., Rahman, A. (2014). Rainwater utilization from roof catchments in arid regions: A case study for Australia. *Journal of Arid Environments*, 111, 35-41. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2014.07.007>
- Kabata-Pendias, A., 1 Pendias, H. (1999). *Biogeochemia pierwiastków śladowych*. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa, 352.
- Lee, J.Y., Bak, G., Han, M., (2012). Quality of roof-harvested rainwater – Comparison of different roofing materials. *Environmental Pollution*, 162, 422-429, <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.12.005>.
- Niemiec, M., 1 Wiśniowska-Kielian, B. (2011). Assessment of heavy metals pollution of rainwaters flowing down the road No. 4 taken from retention reservoirs. *Ecol. Chem. Eng.*, 18(2), 235-240.
- Niemiec, M. (2012). Zawartość wapnia, magnezu, sodu, fosforu i potasu w wodzie spływającej z dachów o różnych pokryciach. *Proceedings of ECO-pole*, 6(2), 763-767.
- Niemiec, M., 1 Wiśniowska-Kielian, B. (2013). Accumulation of copper in selected elements of a food chain in a pond ecosystem. *Journal of Elementology*, 18(3), 425-436.
- Niemiec, M. (2015). The content of lead, cadmium and mercury in sediments from rainwater reservoirs situated along the national Road 4. *Chemistry-Didactics-Ecology-Metrology* 20, 1-2, 75-83. DOI 10.1515/cdem-2015-0008.
- Mendez, C.B., Klenzendorf, J.B., Afshar, B.R., Simmons, M.T., Barrett, M.E., Kinney, K.A., Kirisits, M.J. (2011). The effect of roofing material on the quality of harvested rainwater. *Water Res.* 45(5), 2049-59. doi: 10.1016/j.watres.2010.12.015. Epub 2010 Dec 22.
- Ociepa, E., Mrowiec, M., Deska, I., Okoniewska, E. 2015. (2015). Pokrywa śnieżna jako ośrodek depozycji zanieczyszczeń. *Annual Set The Environment Protection. Rocznik Ochrona Środowiska*, 17, 560-575.
- Oluwasola, E.I., Ogunbusola, E. M. Famurewa, J.A.V. (2014). Rain Water from Different Roofings in Osogbo, South West Nigeria. *International Journal of Environmental Science and Development*, 5(6), 547-550.



- Pokrývková, J., Lackóová, L., Fуска, J., Tátošová, L., Policht-Latawicz, A. (2016). The Impact of Air Pollution on Rainwater Quality. *Annual Set The Environment Protection. Rocznik Ochrona Środowiska*, 18(1), 303-321.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 18 listopada 2014 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego Dz.U. 2014 poz. 1800.
- Simmons, G., Hope, V., Lewis, G., Whitmore, J., Gao, W. (2011). Contamination of potable roof-collected rainwater in Auckland, New Zealand. *Water Res.*, 35, 1518-1524. doi: 10.1016/S0043-1354(00)00420-6.
- Stewart, C., Kim, N.D., Johnston, D.M., Nayerloo, M. (2016). Health Hazards Associated with Consumption of Roof-Collected Rainwater in Urban Areas in Emergency Situations. *Int J Environ Res Public Health*, 13(10) pii: E101. doi: 10.3390/ijerph13101012.
- Scholz, M. (2016). *Wetland Systems to Control Roof Runoff*. Wetlands for Water Pollution Control (Second Edition), 191-207. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-444-63607-2.00023-X>.
- Shirley, E., Clark, P.E., Steele, K.A., Spicher, J., Siu, C.Y.S., Lalor, M.M., Pitt, R., Jason, T. Kirby, J.T. (2008). Roofing Materials' Contributions to Storm-Water Runoff Pollution. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 134(5), 638-645.
- Szelaż-Sikora, A. Niemiec, M., Sikora, J. (2016). Assessment of the content of magnesium, potassium, phosphorus and calcium in water and algae from the Black Sea in selected bays near Sevastopol. *Journal of Elementology*, 21(3). 915-26
- Tobiszewski, M., Polkowska, Ż., Konieczka, P., Namieśnik, J. (2010). Roofing Materials as Pollution Emitters Concentration Changes during Runoff. *Polish J. of Environ. Stud.*, 19(5). 1019-1028.
- Wiśniowska-Kielian, B., Niemiec, M., Arasimowicz, M. 2013. Przydrożne zbiorniki ścieków opadowych jako element ochrony jakości wód. *Inżynieria Ekologiczna*, 34, 62-75.
- Zawieja, I. (2016). Characteristics of Excess Sludge Subjected to Disintegration. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 18, 124-136.
- Zhang, Q., Wang, X., Hou P., Wan, W., Li R., Ren, Y., Ouyang, Z. (2014). Quality and seasonal variation of rainwater harvested from concrete, asphalt, ceramic tile and green roofs in Chongqing, China. *Journal of Environmental Management*, 132, 178-187.

## The Content of Heavy Metals in Rainwater Flowing from Roofs with Different Coatings

### Abstract

The objective of the paper was to determine the chemical composition of water flowing down from different types of roofs of houses in comparison to their content in rainwater. The research covered 42 roofs of single-family houses, inventory buildings or sacral facilities. Rainwater collected in six randomly selected sites on the investigated area was used for research. The research was carried out in the areas with low anthropoppression. Various types of roofs occurring in the investigated area were used in the study: cement tile, ceramic tile, bituminous roof, galvanized sheet metal, copper sheet metal, eternit. The content of Cr, Zn, Pb, Cu, Cd, Ni, Fe, and Mn was calculated in the investigated water samples. Additionally pH of water was determined. The results show that the water flowing down from roofs included more investigated elements than rainwater. The average coefficient of enrichment in iron of water flowing down from the galvanized sheet metal roof was 8 and the average amount of zinc flowing down from the roof was more than forty times higher than in comparison to rainwater, and of lead over twenty times higher. The content of manganese in water falling down from galvanized sheet metal roofs was almost thirteen times higher in comparison to rainwater. In case of water from copper roofs the admissible content of copper in sewage introduced to surface water or ground was exceeded. Zinc content was exceeded in case of water from galvanized sheet metal roofs. In case of the remaining samples, no inadmissible amounts were reported. Water from roofs covered with cement tile, eternit and copper sheet metal had higher pH content in comparison to rainwater. In the remaining cases no statistically significant differences were reported.

### Streszczenie

Celem pracy było określenie zawartości metali ciężkich wód spływających z dachów domów z różnym pokryciem na tle ich zawartości w wodzie deszczowej. Badaniami objęto 42 dachy domów jednorodzinnych, budynków inwentarskich lub obiektów sakralnych. Jako tło do badań użyto wody opadowej zebranej w sześciu losowo wybranych miejscach na terenie obszaru badań. Badania przeprowadzono na terenach o niskiej antropopresji. W badaniach wykorzystano najczęściej wykorzystywane rodzaje pokryć dachowych na badanym terenie: dachówka cementowa, dachówka ceramiczna, pokrycie bitumiczne, blacha ocynkowana, blacha miedziana oraz także eternit. W badanych próbkach wód oznaczono zawartość Cr, Zn, Pb, Cu, Cd, Ni, Fe, i Mn. Dodatkowo ozna-

czono pH wody. Wyniki przeprowadzonych badań wskazują, że woda spływająca z badanych dachów generalnie zawierała większe ilości analizowanych pierwiastków w porównaniu z wodą deszczową. Średni współczynnik wzbogacenia wody w żelazo spływającej w dachu pokrytego blachą ocynkowaną wynosił ponad 8 natomiast średnia ilość cynku spływająca z tych dachów była ponad 40 razy większa w porównaniu z wodą deszczową a ołowiu ponad 20 razy większa. Zawartość manganu w wodzie spływającej z dachów pokrytych blachą ocynkowaną była ponad 13 razy większa w porównaniu z tłem jaki stanowiła woda deszczowa. W przypadku wody spływającej z dachów miedzianych stwierdzono przekroczenie zawartości dopuszczalnych miedzi określonej przepisami dla ścieków wprowadzanych do wód powierzchniowych lub ziemi. W wodzie spływającej z dachów pokrytych blachą ocynkowaną stwierdzono przekroczenie dopuszczalnych zawartości cynku. W przypadku pozostałych próbek nie stwierdzono przekroczenia krytycznych zawartości dla ścieków odprowadzanych do wód lub ziemi. Spływy z dachów: z dachówki cementowej, eternitu falistego oraz blachy miedzianej odznaczały się większą wartością pH w porównaniu do wody deszczowej. W pozostałych przypadkach nie stwierdzono różnic istotnych statystycznie.

**Słowa kluczowe:**

pokrycia dachowe, spływy z dachów, pierwiastki śladowe, ścieki

**Keywords:**

roofs, water from roofs, trace elements, sewage



# **Analiza wielkości emisji spalin z silnika o zapłonie samoczynnym z wykorzystaniem symulacji komputerowej**

*Karol Tucki, Remigiusz Mruk, Anna Bączyk,  
Katarzyna Botwińska, Klaudia Woźniak  
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego, Warszawa*

## **1. Wprowadzenie**

Ochrona czystości powietrza oraz działania związane z redukcją emisji gazów cieplarnianych z transportu są priorytetowe w polityce klimatyczno-energetycznej organów Unii Europejskiej. Niezależnie od wprowadzanych udoskonaleń w pojazdach i przemyśle motoryzacyjnym, transport ciągle negatywnie wpływa na jakość powietrza. Emisje substancji takich jak dwutlenek węgla, tlenku węgla oraz substancji szkodliwych w postaci cząstek stałych, tlenków azotu, węglowodorów aromatycznych z sektora transportu są obecnie znacznie większe niż w 1990 r. (Działania UE 2017, Motowidlak 2015, TERM 2015). Dlatego też, co pewien czas wprowadzane są coraz bardziej rygorystyczne limity emisji spalin z pojazdów silnikowych (Bielaczyc i in. 2015). Normy ulegają zmianie i podane w nich wartości graniczne są zmniejszane (tabela 1), tak, aby mobilizować koncerny samochodowe do szukania nowych, lepszych rozwiązań technologicznych, które będą stanowić mniejsze obciążenie dla środowiska. Obecnie zaostrzenie przepisów dotyczących zmniejszenia emisji związków toksycznych w spalinach silnikowych, zużycia paliwa oraz emisji gazów cieplarnianych jest głównym czynnikiem sterującym kierunkiem rozwoju konstrukcji pojazdów samochodowych (Bielaczyc i in. 2015).

**Table 1.** Acceptable values of individual exhaust components in Euro standards (compression ignition, car category: M)

**Tabela 1.** Dopuszczalne wartości poszczególnych składników spalin określone w normach Euro (dla silników wysokoprężnych, kategoria M)

Norma	CO [g/km]	PM [g/km]	NO <sub>x</sub> + THC [g/km]
EURO-1	3,16	0,14	0,70
EURO-2	1,00	0,08	0,56
EURO-3	0,64	0,05	0,30
EURO-4	0,50	0,009	0,23
EURO-5	0,50	0,005	0,70
EURO-6	0,50	0,0045	0,56

Źródło: Rozporządzenie (WE) nr 715/2007 – homologacja typu lekkich pojazdów pasażerskich i użytkowych w odniesieniu do emisji zanieczyszczeń (Euro 5 i Euro 6) oraz w sprawie dostępu do informacji dotyczących naprawy i utrzymania pojazdów

By badać emisje zanieczyszczeń, pochodzących z transportu, już w latach 90 XX w. wprowadzono test New European Driving Cycle (NEDC). Polega on na pomiarach emisji spalin i zużycia paliwa podczas testu samochodu w warunkach laboratoryjnych, ale jednocześnie zbliżonych do warunków naturalnych. Pojazd jest umieszczany na specjalnej hamowni podwoziowej, umożliwiającej pracę pojazdu pod zadaniem obciążeniem. Podczas testu następuje rozpędzanie pojazdu, hamowanie, a także symulowane postoje zgodnie z harmonogramem procedury testowej. Wyniki pozwalają określić średnie zużycie paliwa, średnią emisję dwutlenku węgla oraz substancji szkodliwych.

W celu przeprowadzenia jeszcze skuteczniejszych pomiarów emisji i zwiększenia wiarygodności w tym zakresie powstał test WLTP (World Harmonized Light Vehicle Test Procedure). Podczas badań uwzględniono więcej czynników wpływających na wielkość emisji, takich jak średnia temperatura otoczenia, w jakiej pracuje samochód (13°C), wyposażenie oraz konfiguracji wersji silnikowych i przekładni (Tsokolis i in. 2016, Pielecha i in. 2016, Marotta i in. 2015, Pavlovic i in. 2018b). Cykl WLTC różni się od testu NEDC zarówno czasem trwania, jak i charakterem cyklu jezdny. Czas trwania badania wynosi 30 minut, podczas których auto przemierza ok. 23 km. Przez około 13% czasu trwania testu WLTP samochód jest zatrzymany (Fuć i in. 2015, Ciuffo i Fontaras 2017, Yang i in. 2015).

W 2017 roku weszła w życie regulacja Global Technical Regulation No. 15., która jest bardziej odpowiednim terminem dla rozwoju i planowanych wdrożeń w dziedzinie badań emisji m.in. zanieczyszczeń gazowych i cząstek stałych. Główny cel legislacyjny tego aktu jest związany ze zmniejszeniem dopuszczalnych wartości emisji CO<sub>2</sub> i zużycia paliwa przez pojazdy (UNECE 2014, Bielaczyc i Woodburn 2014).

Określanie rzeczywistej emisji zanieczyszczeń z pojazdów zostało wprowadzone w wyniku starań o zmniejszenie rozbieżności między wynikami badań laboratoryjnych a wynikami badań drogowych (Siedlecki i in. 2017, Degraeuwe i Weiss 2017, Pavlovic i in. 2018a). Urządzenia do pomiarów emisji w warunkach rzeczywistych są już powszechnie dostępne. Jest to wymóg prawny, obowiązujący w całej UE. Wiąże się to z potrzebą dalszych badań dotyczących precyzyjnego określenia zależności między emisją rzeczywistą, pochodzącą z pojazdów w warunkach drogowych, a emisją wyznaczaną w warunkach laboratoryjnych (Bielaczyc i Woodburn 2014, Wójcik i in. 2017, Hooftman i in. 2018).

Jak wykazały organy kontrolne Unii Europejskiej (Działania UE 2017) transport drogowy nadal pozostaje właściwe bezkonkurencyjny w zakresie przewozu towarów. Zwiększająca się liczba aut osobowych na drogach świadczy z kolei o popularyzacji transportu indywidualnego, zarówno w obszarze prywatnym, jak i komercyjnym. Jednym z założeń unijnych pakietów energetyczno – klimatycznych jest zwiększanie procentowego udziału odnawialnych źródeł energii, w tym biopaliw i biokomponentów w poszczególnych rynkach paliwowych. Poza tym, w kilku krajach europejskich (Bułgaria, Portugalia, Polska)<sup>1</sup> stwierdzono nieosiągnięcie krajowych celów pośrednich dotyczących biopaliw. Zasadne wydają się więc badania pod kątem emisyjności poszczególnych paliw w obszarze transportu.

## 2. Metodyka

Celem niniejszej pracy było określenie i porównanie wartości wyemitowanych składników spalin takich, jak: dwutlenek węgla, cząstki

---

<sup>1</sup> „Unijne i krajowe cele dotyczące produkcji i stosowania biopaliw w okresie 2008-2012” (w j. bułgarskim)

„Kontrola dotycząca produkcji i stosowania domieszek biopaliw” (w j. portugalskim)

„Stosowanie biopaliw i biokomponentów w transporcie” (w j. polskim)

stałe, para wodna, całkowita zawartość węglowodorów dla dwóch testów jezdnych NEDC oraz WLTP, uwzględniając dodatkowo system start/stop. Do przeprowadzenia badania wybrano samochód osobowy Fiat Panda z silnikiem 1.3 MultiJet z 2008 r. (tabela 2). Posiada on 4-cylindrowy silnik rzędowy o objętości skokowej 1248 cm<sup>3</sup>. Moc maksymalna wynosi 70 KM, a maksymalny moment obrotowy układu napędowego wynosi 145 Nm. Zbiornik paliwa mieści 35 litrów. Według producenta zużycie paliwa w cyklu miejskim wynosi 5,2 dm<sup>3</sup>/100 km a w cyklu pozamiejskim 3,6 dm<sup>3</sup>/100 km. Silnik jest połączony ze skrzynią manualną, co pozwala na przyspieszenie 0-100 km/h w około 13 sekund. Maksymalna prędkość Fiata Pandy wynosi 165 km/h. Paliwami zasilającymi badany silnik były olej napędowy i FAME (tabela 3).

**Tabela 2.** Podstawowe dane techniczne silnika Fiat 1.3 Multijet wykorzystanego w symulacji

**Table 2.** Basic technical data of the Fiat 1.3 Multijet engine used in the simulation

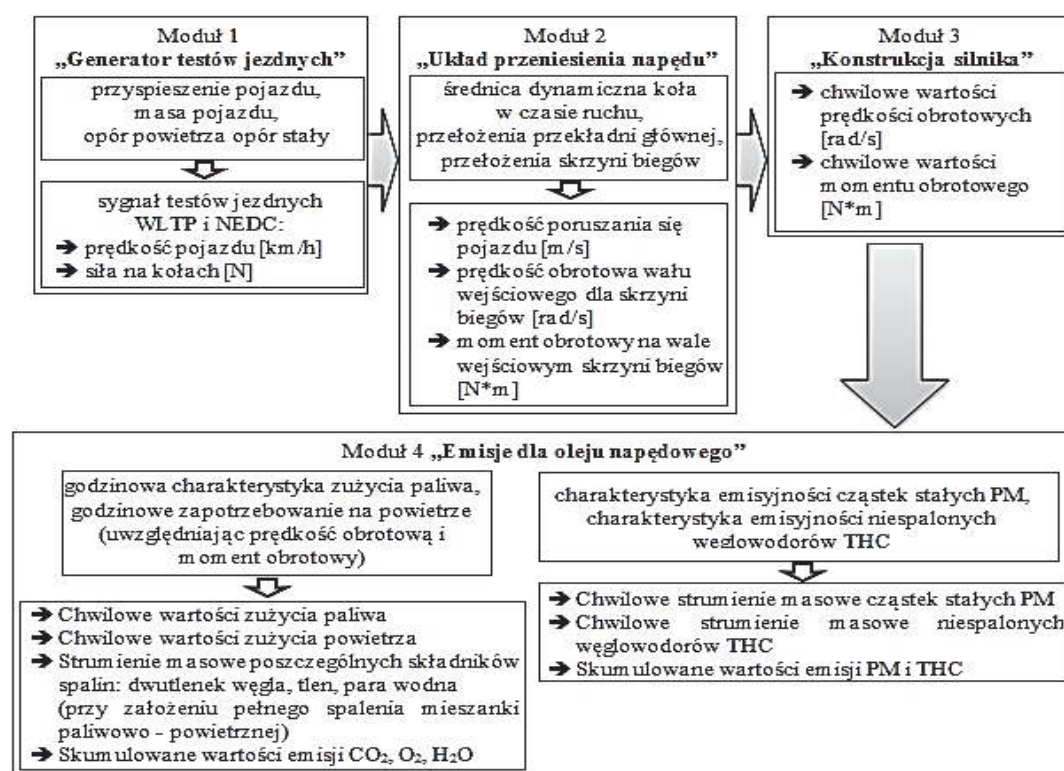
Parametr	Jednostka	Wartość
Układ cylindrów	–	rzędowy
Liczba cylindrów	–	4
Typ wtrysku	–	bezpośredni Common Rail
Kolejność pracy cylindrów	–	1 – 3 – 4 – 2
Stopień sprężania	–	17,6
Średnica cylindra	mm	69,6
Skok tłoka	mm	82
Objętość skokowa silnika	cm <sup>3</sup>	1251
Moc maksymalna	kW	66
Prędkość obrotowa silnika przy mocy maksymalnej	obr/min	4000
Maksymalny moment obrotowy silnika	N·m	200
Prędkość obrotowa silnika przy maksymalnym momencie obrotowym	obr/min	1750
Prędkość obrotowa biegu jałowego	obr/min	850±20
Norma emisji spalin	–	EURO-4

Źródło: opracowanie własne na podstawie katalogu Fiat Panda 2014

**Tabela 3.** Podstawowe właściwości zastosowanych paliw  
**Table 3.** Main characteristics of the used fuels

Parametr	Olej napędowy	FAME
Zawartość węgla [%]	86,5	78,0
Zawartość wodoru [%]	13,4	12,0
Zawartość tlenu [%]	0,0	10,0
Wartość opałowa [MJ/kg]	44,0	37,0
Zapotrzebowanie na powietrze [g/g]	14,5	12,5

Źródło: opracowanie własne na podstawie (Gwardiak 2011)



Źródło: opracowanie własne

**Rys. 1.** Schemat modelu symulacyjnego na podstawie którego wyliczono wartości masowe składników spalin

**Fig. 1.** Diagram of simulation model on the basis of which the mass exhaust values were calculated

Narzędziem do pozyskania wartości poszczególnych składników spalin był program Scilab, w którym została przeprowadzona symulacja



pracy silnika o zapłonie samoczynnym. Jest to darmowy pakiet naukowy, który powstał głównie do przeprowadzania badań matematycznych. Program umożliwia pracę w wielu dziedzinach na przykład takich jak: przetwarzanie sygnałów, statystykę, algebrę liniową, macierze, a także graficzne przedstawianie wyników na wykresach, grafach i animacjach 2D i 3D. Jego istotnym elementem jest edytor Xcos, który służy do budowania modeli i systemów mechanicznych (Scilab Enterprises 2017). Schemat bloku obliczeniowego emisyjności wybranego silnika, wyznaczonej zgodnie z testami jezdnyimi WLTP i NEDC dla wybranych zanieczyszczeń w przypadku zasilania olejem napędowym przedstawia rysunek 1.

Na podstawie chwilowych wartości prędkości obrotowej, momentu obrotowego silnika i charakterystyk emisji cząstek stałych oraz niespalonych węglowodorów (obliczonych wcześniej) przez wybrany silnik zasilany olejem napędowym/FAME, blok symulacyjny wykonuje obliczenia chwilowych wartości natężenia emisji cząstek stałych  $E_{pm}$  [g/s] oraz całkowitej zawartości węglowodorów  $E_{thc}$  [g/s] na podstawie zależności:

$$E_{pm} = f_{pm}(\omega_{si}, M_{si}) \left[ \frac{g}{s} \right] \quad (1)$$

gdzie:

$f_{pm}$  – funkcja emisji cząstek stałych przez dla oleju napędowego w zależności od prędkości obrotowej i momentu obrotowego [g/s],

$\omega_{si}$  – prędkość kątowna silnika [rad/s],

$M_{si}$  – moment obrotowy silnika [N·m]).

$$E_{thc} = f_{thc}(\omega_s, M_s) \cdot g_{thc} \cdot Q_{spal} / g_{spal} \left[ \frac{g}{s} \right] \quad (2)$$

gdzie:

$f_{thc}$  – funkcja emisji przez silnik niespalonych węglowodorów dla oleju napędowego w zależności od prędkości obrotowej i momentu obrotowego [% obj.],

$g_{spal}$  – gęstość spalin w warunkach normalnych [g/dm<sup>3</sup>],

$Q_{spal}$  – natężenie przepływu spalin [g/s],

$g_{thc}$  – gęstość tlenku węgla w warunkach normalnych [g/dm<sup>3</sup>].

Następnie, za pomocą modelu, na podstawie wyliczonych wartości chwilowych, wyliczono wartości emisji cząstek stałych oraz węglowodorów:

$$m_{PM} = \int_0^t pm(t) dt \text{ [g]} \quad (3)$$

$$m_{THC} = \int_0^t thc(t) dt \text{ [g]} \quad (4)$$

gdzie:

$pm$  – natężenie emisji cząstek stałych [g/s],

$thc$  – natężenie sumy węglowodorów [g/s],

$t$  – czas symulacji [s].

### 3. Wyniki badań i dyskusja

Opracowana symulacja emisyjności wybranego silnika ZS dla ruchu pojazdu w testach jezdnych WLTP oraz NEDC pozwoliła na przeprowadzenie eksperymentu symulacyjnego z wykorzystaniem układu start/stop oraz jego braku a także przy zasilaniu silnika olejem napędowym oraz FAME. Przedstawiono wyniki pracy symulacji w postaci przebiegów śledzonych wielkości w czasie oraz zestawienie parametrów przy założonej zmienności parametrów wejściowych symulacji.

#### 3.1. Wyniki symulacji dla testu WLTP – układ start/stop wyłączony

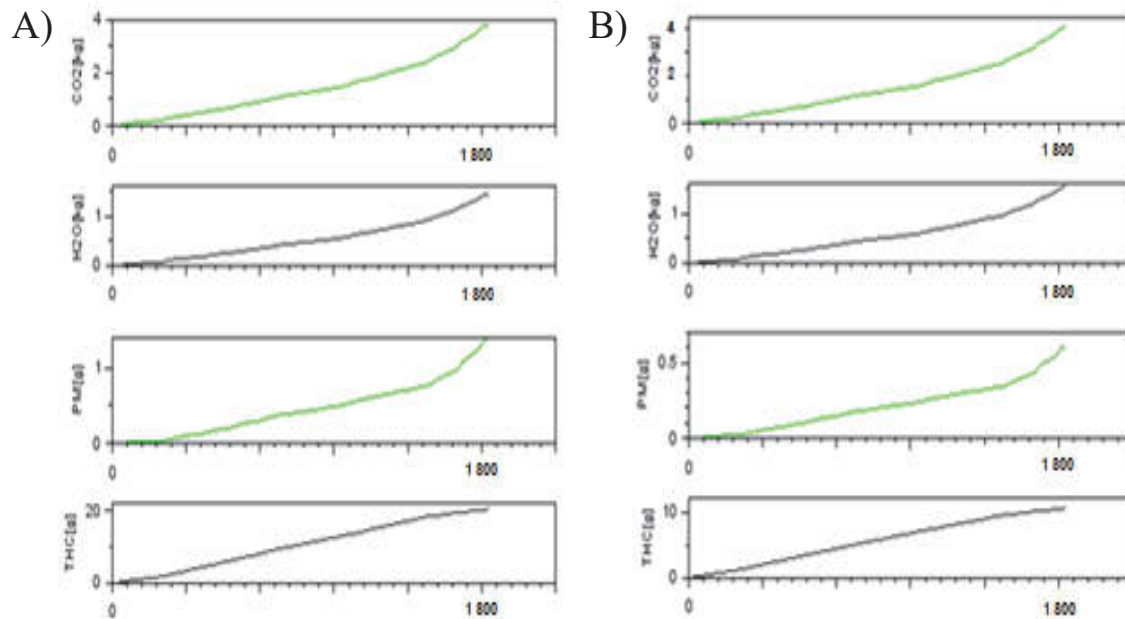
Poniżej (rys. 2) przedstawiono wyniki symulacji wybranego silnika dla testu WLTP przy wyłączonym układzie start/stop oraz zasilanego A) olejem napędowym oraz B) FAME w postaci emisji dwutlenku węgla, pary wodnej, cząstek stałych i węglowodorów.

Przebiegi krzywych badanych paliw są bardzo podobne, jednak podczas głębszej analizy wartości widoczne są różnice – w przypadku spalania FAME, emisje CO<sub>2</sub>, PM i THC są o połowę mniejsze. W przypadku pary wodnej podczas spalania oleju napędowego masa w czasie 2500 sekund osiąga wartość końcową 1,4 kg (0,56 g/s), zaś w przypadku estrów jest to 1,6 kg (0,64 g/s).

#### 3.2. Wyniki symulacji dla testu WLTP (RCG)

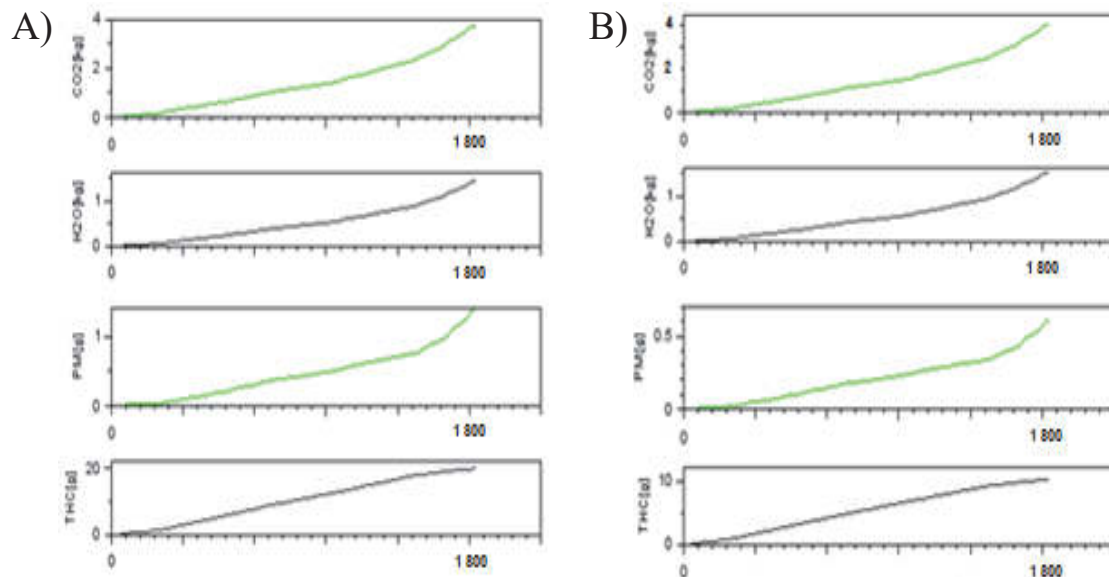
– układ start/stop włączony

Na rysunku 3 przedstawiono wyniki symulacji dla testu WLTP przy włączonym układzie start/stop zasilanego A) olejem napędowym oraz B) FAME w postaci przebiegów chwilowych. W tym przypadku wartości dotyczące całkowitych emisji są zbliżone do wartości testu przy wyłączonym układzie.



Źródło: opracowanie własne

**Rys. 2.** Wyniki pracy bloku symulacyjnego odpowiadających za symulację silnika – test WLTP; układ start/stop wyłączony (por. oznaczenia w tekście)  
**Fig. 2.** Results of engine simulation block operation – WLTP test; start/stop system off (see text markings)

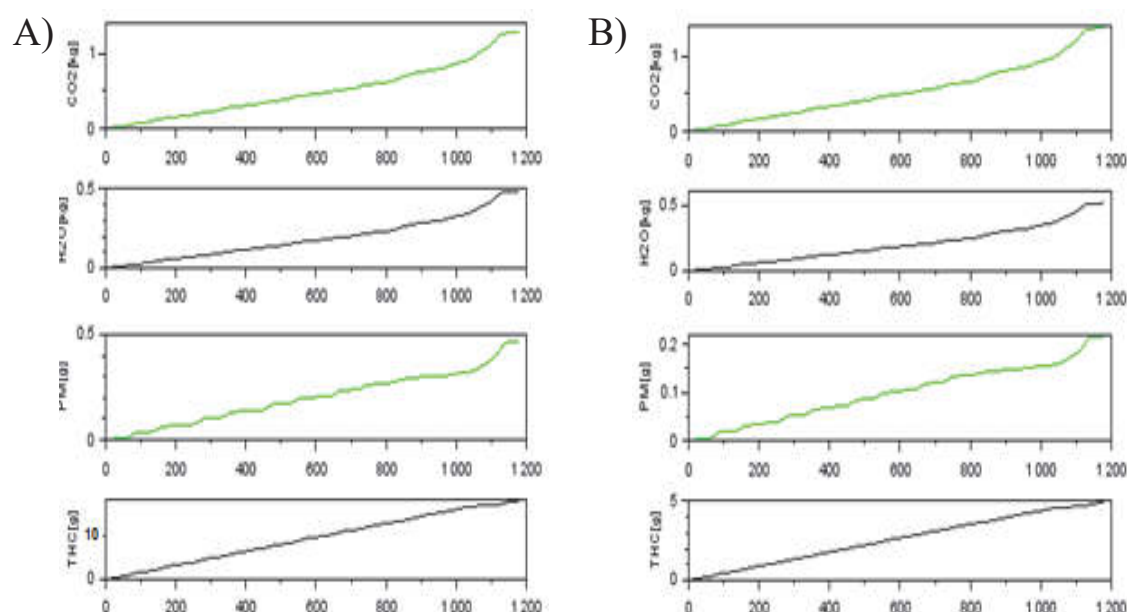


Źródło: opracowanie własne

**Rys. 3.** Wyniki pracy bloku symulacyjnego odpowiadających za symulację silnika – test WLTP; układ start/stop włączony (por. oznaczenia w tekście)  
**Fig. 3.** Results of engine simulation block operation – WLTP test; start/stop system on (see text markings)

### 3.3. Wyniki symulacji dla testu NEDC – układ start/stop wyłączony

Poniżej, na rysunku 4, przedstawiono wyniki dla symulacji wykonanej testem NEDC, przy wyłączonym układzie start/stop. Na wykresach można zaobserwować wyniki zbliżone do rezultatów pochodzących z testu WLTP, jednakże wyraźnie zaznacza się różnica emisji cząstek stałych – w przypadku spalania FAME maksymalna wartość osiąga jedynie 0,2 g, gdy przy spalaniu oleju napędowego jest to 0,5 g.



Źródło: opracowanie własne

**Rys. 4.** Wyniki pracy bloku symulacyjnego odpowiadających za symulację silnika – test NEDC; układ start/stop wyłączony (por. oznaczenia w tekście)  
**Fig. 4.** Results of engine simulation block operation – NEDC test; start/stop system off (see text markings)

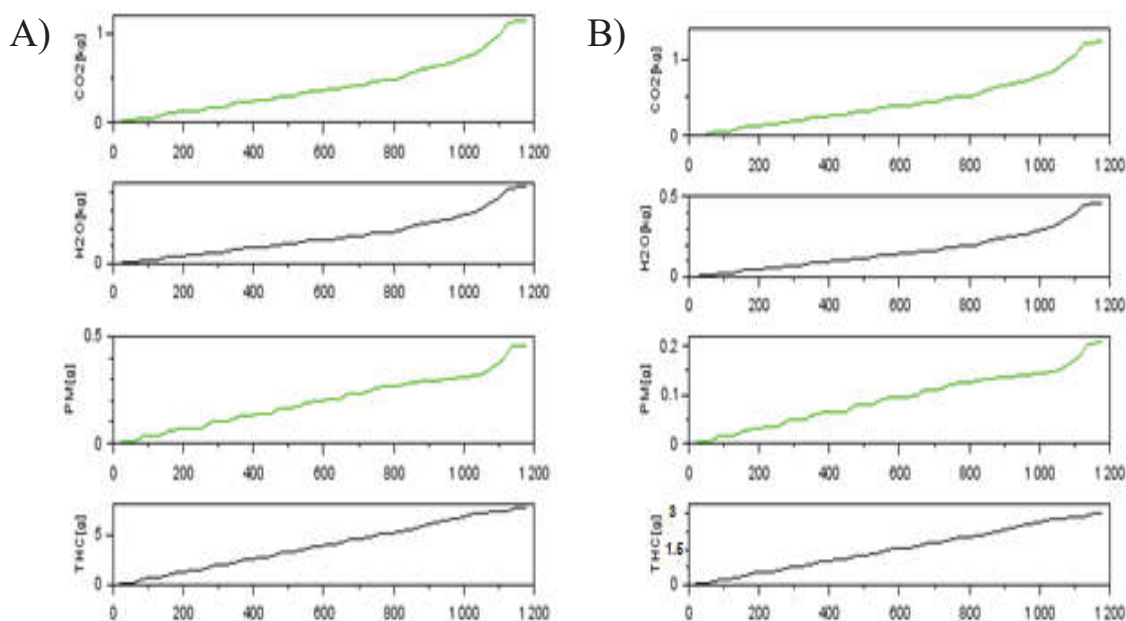
### 3.4. Wyniki symulacji dla testu NEDC – układ start/stop włączony

W ostatnim przypadku (rys. 5) symulacji wykonanej testem NEDC, przy włączonym układzie start/stop widzimy układ niemal identyczny, jak w poprzednim badaniu. Krzywe układają się w zbliżony sposób, co oznacza, że wartości emisji również osiągają podobne wartości.

### 3.5. Zestawienie wyników

Symulacja testów jezdnych umożliwiła wprowadzenie modyfikacji warunków pracy z uwzględnieniem włączenia/wyłączenia układu start stop, oraz zastosowania różnych paliw: olej napędowy/FAME. W tabeli 3

przedstawiono końcowe wartości mas poszczególnych składników spalin takich, jak: dwutlenek węgla, cząstki stałe i całkowita zawartość węglowodorów dla przeprowadzanych symulacji z uwzględnieniem wyboru testu jezdnego WLTP albo NEDC, włączonym albo wyłączonym układem start/stop oraz zasilaniem przez paliwa olej napędowy albo FAME.



Źródło: opracowanie własne

**Rys. 5.** Wyniki pracy bloku symulacyjnego odpowiadających za symulację silnika – test NEDC; układ start/stop włączony (por. oznaczenia w tekście)

**Fig. 5.** Results of engine simulation block operation – NEDC test; start/stop system on (see text markings)

W zestawieniu wyników badania można zauważyć różnicę między spalaniem oleju napędowego i FAME. Wyniki emisji poszczególnych składników spalin z testu WLTP są dwu-, trzykrotnie większe od tych, uzyskanych według testu NEDC. Należy jednak pamiętać, że podczas testu WLTP, pojazd pokonuje ponad trzy razy dłuższy dystans, w dłuższym czasie, niemal bez postojów, co przyczynia się do jego większej dokładności i większych wartości ogółem (Tsiakmakis i in. 2017a, Fontaras i in. 2017, Tsiakmakis i in. 2017b, Pavlovic i in. 2016). W celu uwierzytelnienia wyników, w dalszej części przeliczono uzyskane wyemitowanego dwutlenku węgla i cząstek stałych w odniesieniu do przebytego dystansu.

**Tabela 3.** Zestawienie wyników uzyskanych z przeprowadzanych symulacji  
**Table 3.** Summary of the results from the simulations

Droga w teście [km]	11,03				34,68			
Zastosowany test jezdny	NEDC	NEDC	NEDC	NEDC	WLTP	WLTP	WLTP	WLTP
Układ start/stop	OFF	OFF	ON	ON	OFF	OFF	ON	ON
Zastosowane paliwo	ON	FAME	ON	FAME	ON	FAME	ON	FAME
Emisja dwutlenku węgla CO <sub>2</sub> [kg]	1,29	1,38	1,14	1,22	3,81	4,08	3,76	4,03
Emisja pary wodnej H <sub>2</sub> O [kg]	0,49	0,52	0,43	0,46	1,44	1,53	1,42	1,51
Emisja cząstek stałych PM [g]	0,46	0,22	0,46	0,21	1,39	0,60	1,39	0,60
Emisja całkowitej ilości węglowodorów THC [g]	8,98	4,95	7,76	4,02	20,7	10,6	20,3	10,3

Źródło: opracowanie własne

Wyniki badań są dość niespodziewane, ponieważ okazuje się, że spalanie biodiesla (FAME) niekoniecznie oznacza mniejszą zawartość poszczególnych substancji (tab. 3), jak można wnioskować na podstawie dostępnej literatury (Knefel i in. 2015, Kruczyński i in. 2016). Podczas spalania estrów, zawartość masowa dwutlenku węgla i pary wodnej była większa niż podczas spalania oleju napędowego, zarówno w przypadku testu NEDC, jak i WLTP (wzrost o 7% w przypadku CO<sub>2</sub> i 6% w przypadku H<sub>2</sub>O). Sytuacja odwrotna ma miejsce w przypadku cząstek stałych oraz całkowitej zawartości węglowodorów. Podczas spalania biodiesla emisje PM i THC były prawie dwukrotnie niższe, bez względu na zastosowany test.

Efekt zastosowania układu start/stop na wszystkie badane substancje jest większy w teście NEDC, głównie z powodu dłuższego okresu pracy na biegu jałowym, w porównaniu do testu WLTP (Dimaratos i in. 2016). Na podstawie pomiarów wyznaczono efektywność zastosowanego systemu. Skutkowało on obniżeniem zawartości poszczególnych składników w spalinach:

- CO<sub>2</sub> o 15% w przypadku testu NEDC i o 5% w przypadku testu WLTP (bez względu na zastosowane paliwo),
- H<sub>2</sub>O o 6% w przypadku testu NEDC i o 2% w przypadku testu WLTP (bez względu na zastosowane paliwo),
- THC o 122% w przypadku testu NEDC przy spalaniu oleju napędowego i 93% w przypadku FAME i 40% w przypadku testu WLTP przy spalaniu oleju napędowego i 30% w wypadku estrów metylowych.

Porównując otrzymane wyniki z obecnie obowiązującą normą EURO-6, dla której wartością graniczną dla PM jest 0,0045 g/km (Regulation no 715/2007), można zauważyć że emisja cząstek stałych w każdym badanym przypadku przekracza normę (tab. 4). Norma graniczna emisji CO<sub>2</sub> dla nowych samochodów osobowych w badanej przez nas kategorii (M1) obecnie wynosi 130 g CO<sub>2</sub>/km. Ten poziom zostanie zmniejszony do 95 g CO<sub>2</sub>/km od 2020 r. Na podstawie uzyskanych wyników widać, iż wartość emisji dwutlenku węgla nie przekroczyła normy w żadnym przypadku. Po 2020 roku, kiedy limit zawartości tej substancji w spalinach zostanie zmniejszony, wartość ta zostanie przekroczona. Wyniki te uwzględniają pokonany dystans i wartości emisji CO<sub>2</sub> i PM w obu testach są do siebie zbliżone.

**Table 4.** CO<sub>2</sub> and PM emissions**Tabela 4.** Emisja CO<sub>2</sub> oraz cząstek stałych PM

Zastosowany test jezdny	NEDC				WLTP			
Układ start/stop	OFF	OFF	ON	ON	OFF	OFF	ON	ON
Zastosowane paliwo	ON	FAME	ON	FAME	ON	FAME	ON	FAME
Emisja cząstek stałych PM [g/km]	0,042	0,020	0,042	0,019	0,040	0,017	0,040	0,017
Emisja dwutlenku węgla CO <sub>2</sub> [g/km]	116,9	125,1	103,4	110,6	109,9	117,7	108,4	116,2
Przekroczenie względem wartości prognozowanej w 2020 roku [%]	23,1	31,7	8,8	16,4	15,7	23,9	14,1	22,3

Źródło: opracowanie własne



## 4. Podsumowanie

W związku z coraz bardziej restrykcyjnymi normami emisji toksycznych składników spalin, rośnie potrzeba badań nad konstrukcjami i regulacjami silników, a także nad aparaturą pomiarową. Badania te są ważne z punktu widzenia nauki i przemysłu. Analizy te wpływają na rozwój regulacji prawnych i rozwój motoryzacji.

Na podstawie przeprowadzonych badań można stwierdzić, że:

1. Opracowany model umożliwia wykonanie symulacji pracy pojazdu zgodnie z procedurą testową NEDC oraz WLTP i uzyskanie wartości emisji poszczególnych substancji.
2. Wyniki symulacji wskazują, że obecność systemu start/stop wpływa na zmniejszenie końcowej masy wybranych składników spalin.
3. Wyniki emisji badanych substancji odzwierciedlają fakt, iż zawartość poszczególnych substancji wyemitowanych podczas procedur testowych była około 3 razy wyższa dla testu WLTP.
4. Emisje dwutlenku węgla według obecnie obowiązujących norm (EURO-6) nie są przekraczane, jednak w kontekście zaostrzenia poziomu do 95 g CO<sub>2</sub>/km w 2020 r. mogą wystąpić znaczne trudnienia w jej przestrzeganiu, a wyniki osiągnięte na badanym poziomie wykroczą poza dopuszczalny limit.
5. Emisje cząstek stałych PM w badanych przypadkach przekraczały normę EURO-6 w zakresie 8-31%. Są to znaczne przekroczenia dopuszczalnych wartości, a przepisy legislacyjne będą w przyszłości coraz bardziej restrykcyjne.
6. Badania emisyjności spalin obecnie i w przyszłości będą bazować głównie na metodach kontroli rzeczywistej emisji składników szkodliwych w rzeczywistych warunkach eksploatacji.

## Literatura

- Ambrozik, A., Kurczyński, D., Łagowski, P., Warianek, M. (2016). The toxicity of combustion gas from the Fiat 1.3 Multijet engine operating following the load characteristics and fed with rape oil esters. *Proceedings of the Institute of Vehicles*, 1(105), 23-36.
- Bielaczyc, P., Woodburn, J. (2014). *Trends in automotive emissions. Fuels, lubricants, legislation and test methods – present and future* [in:] The 4<sup>th</sup> International Exhaust Emissions Symposium. 22-23 May 2014. BOSMAL. Bielsko-Biała (Poland).

- Bielaczyc, P., Szczotka, A., Pajdowski, P., Woodburn, J. (2015). The potential of current European light duty LPG-fuelled vehicles to meet Euro 6 requirement. *Combustion Engines*, 162(3), 874-880.
- Ciuffo, B., Fontaras, G. (2017). Models and scientific tools for regulatory purposes: the case of CO<sub>2</sub> emissions from light duty vehicles in Europe. *Energy Policy*, 109, 76-91.
- Chłopek, Z., Biedrzycki, J., Lasocki, J., Wójcik, P. (2015). Badania korelacyjne emisji zanieczyszczeń i zużycia paliwa w testach homologacyjnych. *TTS Technika Transportu Szynowego*, 22(12), 268-271.
- Degraeuwe, B., Weiss, M. (2017). Does the New European Driving Cycle (NEDC) really fail to capture the NO<sub>x</sub> emissions of diesel cars in Europe? *Environmental Pollution*, 222, 234-241.
- Dimaratos, A., Tsokolis, D., Fontaras, G., Tsiakmakis, S., Ciuffo, B., Samaras, Z. (2016). Comparative evaluation of the effect of various technologies on light-duty vehicle CO<sub>2</sub> emissions over NEDC and WLTP. *Transportation Research Procedia*, 14, 3169-3178.
- Działania UE w dziedzinie energii i zmiany klimatu. Przegląd horyzontalny. Europejski Trybunał Obrachunkowy. Luksemburg: Urząd Publikacji Unii Europejskiej, 2017.
- Fontaras, G., Ciuffo, B., Zacharof, N., Tsiakmakis, S., Marotta, A., Pavlovic, J., Anagnostopoulos, K. (2017). The difference between reported and real-world CO<sub>2</sub> emissions: how much improvement can we expect by WLTP introduction? *Transportation Research Procedia*, 25, 3933-3943. World Conference on Transport Research – WCTR 2016 Shanghai 2016.
- Fuć, P., Lijewski, P., Ziółkowski, A., Siedlecki, M. (2015). Trends in the type-approval regulations in terms of exhaust gas emissions for vehicles of category PC and LDV. *Combustion Engines*, 163(3), 417-424.
- Global Technical Regulation No. 15 (Worldwide harmonized Light vehicles Test Procedure) accessed online: [https://www.unece.org/trans/main/wp29/wp29wgs/wp29gen/wp29glob\\_registry.html](https://www.unece.org/trans/main/wp29/wp29wgs/wp29gen/wp29glob_registry.html).
- Gwardiak, H., Różycki, K., Ruskarska, M., Tylus, J., Walisiewicz-Niedbalska, W. (2011). Ocena estrów metylowych kwasów tłuszczowych (FAME) uzyskanych z wybranych surowców. *Rośliny Oleiste – Oilseed Crops*, 32(1), 137-147.
- Hoofman, N., Messagie, M., Van Mierlo, J., Coosemans, T. (2018). A review of the European passenger car regulations – Real driving emissions vs local air quality. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 86, 1-21.
- Knefel, T., Nowakowski, J., Suchecki, A., Brzozowski, K. (2015). The impact of FAME in diesel fuel on the emission harmful exhaust components of compression ignition engine. *Combustion Engines*, 162(3), 827-833.

- Kruczyński, S., Orliński, S., Gis, M. (2016). Wpływ zastosowania dodatku etanolu do mieszaniny oleju napędowego z estrem FAME na ekonomiczne i ekologiczne wskaźniki pracy silnika PERKINS-1104C-44. *Transport Samochodowy*, 2, 95-110.
- Marotta, A., Pavlovic, J., Ciuffo, B., Serra, S., Fontaras, G. (2015). Gaseous Emissions from Light-Duty Vehicles: Moving from NEDC to the New WLTP Test Procedure. *Environmental Science & Technology*, 49(14), 8315-8322.
- Mazanek, A. (2014). Przegląd metod badań silnikowych i eksploatacyjnych z uwzględnieniem aktualnie obowiązujących i przyszłych wymagań jakościowych stawianych paliwom silnikowym. *Nafta-Gaz*, 70(8), 534-540.
- Motowidlak, U. (2015). Rola transport miejskiego w realizacji celów gospodarki niskoemisyjnej. *Studia Ekonomiczne. Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Ekonomicznego w Katowicach*, 249, 172-184.
- Pavlovic, J., Marotta, A., Ciuffo, B. (2016). CO<sub>2</sub> emissions and energy demands of vehicles tested under the NEDC and the new WLTP type approval test procedures. *Applied Energy*, 177, 661-670.
- Pavlovic, J., Anagnostopoulos, K., Clairetee, M., Arcidiacono, V., Fontaras, G., Rujas, I.P., Morales, V.V., Ciuffo, B. (2018a). Dealing with the Gap between Type-Approval and In-Use Light Duty Vehicles Fuel Consumption and CO<sub>2</sub> Emissions: Present Situation and Future Perspective. *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board*, 1-10.
- Pavlovic, J., Ciuffo, B., Fontaras, G., Valverde, V., Marotta, A. (2018b). How much difference in type-approval CO<sub>2</sub> emissions from passenger cars in Europe can be expected from changing to the new test procedure (NEDC vs. WLTP)? *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 111, 136-147.
- Pielecha, J., Merkisz, J., Markowski, J., Jasiński R., Magdziak, A. (2016). Wybrane zagadnienia dotyczące drogowych testów emisyjnych. *Autobusy*, 12/2016, 1297-1303.
- Regulation (Ec) No 715/2007 of The European Parliament and of the Council of 20 June 2007 on type approval of motor vehicles with respect to emissions from light passenger and commercial vehicles (Euro 5 and Euro 6) and on access to vehicle repair and maintenance information.
- Scilab Enterprises. 2017. online: <https://scilab.io/> [date of access: 23.03.2018].
- Setlak, R., Fice, M. (2011). Wpływ układu start&stop w napędzie mild hybrid na zmniejszenie zużycia paliwa w testach NEDC. *Zeszyty Problemowe – Maszyny Elektryczne*, 90, 151-156.
- TERM 2015: Transport indicators tracking progress towards environmental targets in Europe. EEA Report 7/2015.

- Tsiakmakis, S., Fontaras, G., Anagnostopoulos, K., Ciuffo, B., Pavlovic, J., Marotta, A. (2017a). A simulation based approach for quantifying CO<sub>2</sub> emissions of light duty vehicle fleets. A case study on WLTP introduction. *Transportation Research Procedia* 25, 3898-3908. World Conference on Transport Research – WCTR 2016 Shanghai 2016.
- Tsiakmakis, S., Fontaras, G., Ciuffo, B., Samaras, Z. (2017). A simulation-based methodology for quantifying European passenger car fleet CO<sub>2</sub> emissions. *Applied Energy*, 199, 447-465.
- Tsokolis, D., Tsiakmakis, S., Dimaratos, A., Fontaras, G., Pisitikopoulos, P., Ciuffo, B., Samaras, Z. (2016). Fuel consumption and CO<sub>2</sub> emissions of passenger cars over the New Worldwide Harmonized Test Protocol. *Applied Energy*, 179, 1152-1165.
- Wójcik, W., Adikanova, S., Malgazhdarov, Y.A., Nabenovich, M.M., Myrzagalieva, A.B., Temirbekov, N.M., Junisbekov, M., Pawłowski, L. (2017). Probabilistyczne i statystyczne modelowanie rozprzestrzeniania się w atmosferze szkodliwych zanieczyszczeń z pojazdów silnikowych. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 19, 795-808.
- Yang, L., Franco, V., Mock, P., Kolke, R., Zhang, S., Wu, Y., German, J. (2015). Experimental assessment of NO<sub>x</sub> emissions from 73 euro 6 diesel passenger cars. *Environmental Science and Technology*, 49(24), 14409-14415.

## **Analysis of the Exhaust Gas Emission Level from a Diesel Engine with Using Computer Simulation**

### **Abstract**

The emissivity simulations of solid and unburned particles on the example of 1.3 Multijet compression-ignition engine in the Fiat Panda passenger car were presented in the study. The results of the obtained mass contents were analysed in relation to tests, fuels and the activity of the start/stop system in the vehicle. The tests were carried out for two types of supply: diesel oil and fatty acid methyl esters. Using the Scilab programme, a simulation model was developed for the performance of the final tests: WLTP and NEDC. They were performed for each fuel with the enabled and disabled start-stop system. The results of the simulations were presented in the form of diagrams generated by the Xcos programme.

## Streszczenie

W pracy przedstawiono symulacje emisyjności cząstek stałych i całkowitej zawartości węglowodorów na przykładzie silnika o zapłonie samoczynnym 1.3 Multijet w samochodzie osobowym Fiat Panda. Analizie poddano wyniki pozyskanych zawartości masowych w odniesieniu do testów, paliw oraz aktywności układu start/stop w pojeździe. Próby zostały wykonane dla dwóch typów zasilania: olejem napędowym oraz estrami metylowymi kwasów tłuszczowych. Wykorzystując środowisko Scilab opracowano model symulacyjny, pozwalający na wykonanie ostatecznych testów: WLTP oraz NEDC. Zostały one przeprowadzone dla każdego z paliw z włączonym i włączonym układem start-stop. Efekty symulacji zostały przedstawione w formie wykresów wygenerowanych z programu Xcos.

### Słowa kluczowe:

emisyjność, NEDC, WLTP

### Keywords:

emission, NEDC, WLTP



## **Badania możliwości wykorzystania popiołów lotnych z termicznego przekształcania osadów ściekowych do produkcji betonów zwykłych**

*Gabriela Rutkowska, Joanna Fronczyk, Piotr Wichowski*  
*Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego, Warszawa*

### **1. Wprowadzenie**

W Polsce według danych GUS (GUS 2017) w oczyszczalniach ścieków komunalnych w 2016 roku wytworzono 568.3 tys. Mg s.m. osadów ściekowych. W Krajowym Planie Gospodarki Odpadami (KPGO 2022) przewiduje się, że każdego roku ich ilość będzie wzrastała o około 2-3%. Jest to efekt dynamicznej rozbudowy w Polsce sieci kanalizacyjnej i zwiększenia ilości ścieków komunalnych dostarczanych do oczyszczalni ścieków. Zgodnie z Ustawą o odpadach z 14 grudnia 2012 roku, powstające w oczyszczalniach osady ściekowe powinny być zagospodarowane w sposób przyjazny dla środowiska. Jedną z metod utylizacji osadów jest ich termiczne przekształcanie. Produktem ubocznym prowadzenia tego procesu jest znacząca ilość popiołu, który należy zagospodarować zgodnie z hierarchią sposobów postępowania z odpadami. W Polsce wzrosła ilość komunalnych osadów ściekowych przekształcanych termicznie (dane GUS, 2000 r. – 34.1 tys. suchej masy, 2010 r. – 66.4 tys. suchej masy, a w 2015r. – 165.4 tys. suchej masy). Jedną z możliwości zagospodarowania powstających popiołów jest ich wykorzystanie do produkcji materiałów konstrukcyjnych, jakim jest beton zwykły (Rutkowska i in., 2016). Rozwiązanie takie daje korzyści ekologiczne oraz ekonomiczne. Popiół lotny pochodzący z termicznego przekształcania osadów ściekowych jest odpadem o kodzie 19 01 14 (EU/2014/955), więc jest składnikiem znacząco tańszym niż klinkier portlandzki stoso-

wany do produkcji cementu portlandzkiego. Ponadto, proces produkcji klinkieru wiąże się z wysoką emisją dwutlenku węgla (szacuje się, że na 1 kg wyprodukowanego klinkieru przypada emisja 1 kg CO<sub>2</sub>) oraz dużym zużyciem energii, ponieważ w technologii produkcji cementu klinkier jest prażony w temperaturze 1450°C (Markiv i in. 2016). Wprowadzone przez Unię Europejską ograniczenia emisji dwutlenku węgla (Kępyś i in. 2013) zachęcają do badań nad materiałami nowej generacji zawierającymi mniejsze ilości klinkieru. Użycie ich w technologii betonu wpływa również na oszczędność paliw kopalnych i naturalnych surowców oraz na zanieczyszczenia środowiska (Deja i in. 2012, Yadav 2014, Wichowski 2017). Zgodnie z obowiązującymi w Polsce przepisami (Dz.U. 2016 poz.108), które w zakresie swej regulacji wdrażają dyrektywę Parlamentu Europejskiego i Rady (EU/2010/75), powstające popioły ze spalania osadów ściekowych po spełnieniu określonych wymogów mogą być wykorzystane do sporządzania mieszanek betonowych na potrzeby budownictwa, z wyłączeniem budynków przeznaczonych do stałego przebywania ludzi lub zwierząt oraz do produkcji lub magazynowania żywności. Dotychczasowe badania wskazują, że zastosowanie popiołów z termicznego przekształcania osadów ściekowych pozwala na uzyskanie porównywalnych właściwości w stosunku do betonu wytworzonego na bazie popiołów lotnych ze spalania lub współspalania węgla (Fontes 2004, Yusr 2012, Rutkowska i in. 2017).

Głównym celem przeprowadzonych badań była ocena możliwości wykorzystania popiołów lotnych z termicznego przekształcania osadów ściekowych do produkcji betonu. Wykonano analizę porównawczą właściwości mieszanki betonowej i stwardniałego betonu zawierającego popioły lotne z termicznego przekształcania osadów ściekowych oraz popioły lotne krzemionkowe i wapienne, obecnie szeroko stosowane w technologii produkcji betonu.

## **2. Metodyka badawcza**

Procedury projektowe oraz badawcze zostały oparte na wytycznych zawartych w aktualnie obowiązujących, krajowych normach budowlanych. Badania zostały wykonane w Laboratorium Budowlanym Katedry Inżynierii Budowlanej oraz Pracowni Procesów Fizycznych w Budownictwie Centrum Wodnego Wydziału Budownictwa i Inżynierii

Środowiska SGGW w Warszawie. Próbkę betonową do badań zaprojektowano jako beton zwykły zgodnie z PN-EN-206+A1: 2016-12. W celu przeprowadzenia badań zaprojektowano mieszankę betonową klasy C20/25 o konsystencji F1 – konsystencja wilgotna. We wszystkich próbkach zachowano stały skład granulometryczny kruszywa drobnego dobranego metodą analizy sitowej oraz kruszywa grubego dobranego metodą kolejnych przybliżeń – iteracji (tabela 1). Skład mieszanki zaprojektowano wykorzystując metodę trzech równań wg Bukowskiego. Do przygotowania próbek betonowych wykorzystano kruszywo normalne o uziarnieniu 0,125-16 mm, cement portlandzki CEMI 32,5 R oraz dodatki. Jako dodatki mineralne do mieszanki betonowej zastosowano popiół lotny pochodzący z fluidalnego spalania komunalnych osadów ściekowych w oczyszczalni ścieków „Czajka” w Warszawie oraz, jako materiały porównawcze, konwencjonalny popiół lotny krzemionkowy pochodzący ze spalania węgla kamiennego w elektrociepłowni Siekierki w Warszawie i popiół wapienny ze spalania węgla brunatnego w elektrowni Bełchatów. Popioły lotne pochodzące ze współspalania węgla spełniały wymagania określone w PN-EN 450-1+A1:2012. W celu porównania właściwości betonów zwykłych wytwarzanych w tradycyjny sposób oraz betonów zawierających w swoim składzie Uboczne Produkty Spalania (UPS) w postaci popiołów lotnych – krzemionkowy, wapienny oraz z termicznego przekształcania komunalnych osadów ściekowych przygotowano cztery rodzaje próbek betonów:

1. beton bez żadnych dodatków – BZ,
2. beton z dodatkiem krzemionkowego popiołu lotnego – P I,
3. beton z dodatkiem wapiennego popiołu lotnego – P II,
4. beton z dodatkiem popiołu lotnego z termicznego przekształcania komunalnych osadów ściekowych – P III.

W poszczególnych próbkach z dodatkiem popiołów lotnych zastępowano 5%, 10%, 15%, 20%, 30% określonej masy cementu popiołem lotnym. Dla przyjętych założeń projektowania mieszanki betonowej betonu zwykłego przy użyciu metody trzech równań ustalono recepturę mieszanki betonowej na 1 m<sup>3</sup> (tabela 2).



**Tabela 1.** Zawartość procentowa kruszywa dobranego metodą iteracji  
**Table 1.** Percentage contain of the aggregates selected by iterations

Fracja	Procentowy stosunek zmieszania frakcji (piasku i żwiru)			Skład ziarnowy	
	I etap	II etap	III etap	Piasku	Żwiru
0,0-0,125			30	1,31	0,39
0,0125-0,25				11,52	3,46
0,025-0,50				48,93	14,68
0,50-1,0				32,36	9,71
1,0-2,0				5,88	1,76
2,0-4,0		30	70		21,00
4,0-8,0	40	70			19,60
8,0-16,0	60				29,40

**Tabela 2.** Proporcje mieszanki betonowej według wagi  
**Table 2.** Concrete mix proportions by weight

	Składniki mieszanki betonowej (kg/m <sup>3</sup> )			
	Woda	Kruszywo	Cement	Popiół lotny
Beton bez dodatków	174,73	1817,25	426,33	–
Beton z dodatkiem 5% popiołu	174,73	1817,25	405,01	21,32
Beton z dodatkiem 10% popiołu	174,73	1817,25	383,70	42,63
Beton z dodatkiem 15% popiołu	174,73	1817,25	362,38	63,95
Beton z dodatkiem 20% popiołu	174,73	1817,25	341,06	85,27
Beton z dodatkiem 30% popiołu	174,73	1817,25	298,43	127,90

Konsystencja mieszanek betonowych została zbadana metodą stożka opadowego zgodnie z PN-EN 12350-2:2011, gęstość zgodnie z PN-EN 12350-6:2011 oraz zawartość powietrza metodą ciśnieniową zgodnie z PN-EN 12350-7:2011. Do badania wytrzymałości na ściskanie użyto próbek o wymiarach 100x100x100 mm. Badania przeprowadzono zgodnie z wytycznymi zawartymi w PN-EN 12390-3:2011 w maszynie wytrzymałościowej hydraulicznej H011 Matest. Próbkę poddano badaniom po upływie 28 i 56 dniowego okresu pielęgnacji betonu. Do badania wytrzymałości na rozciąganie przy zginaniu użyto próbek o wymia-

rach 100x100x500 mm. Badanie wykonano zgodnie z PN-EN 12390-5:2011. Do badania wytrzymałości na rozciąganie przez rozłupywanie użyto próbek o wymiarach 150x150x150 mm (rys. 1a). Doświadczenie przeprowadzono zgodnie z wytycznymi zawartymi w PN-EN 12390-6:2011. Głębokość penetracji wody przeprowadzono na próbkach o wymiarach 150x150x150 mm (rys. 1b), zgodnie z normą PN-88/B-06250 oraz PN-EN 12390-8:2011.

a)



b)



**Rys. 1.** Badanie betonu: a – wytrzymałość na rozciąganie przy rozłupywaniu, b – głębokość penetracji wody pod ciśnieniem

**Fig. 1.** Concrete testing: a – tensile strength by splitting, b – water penetration height under pressure

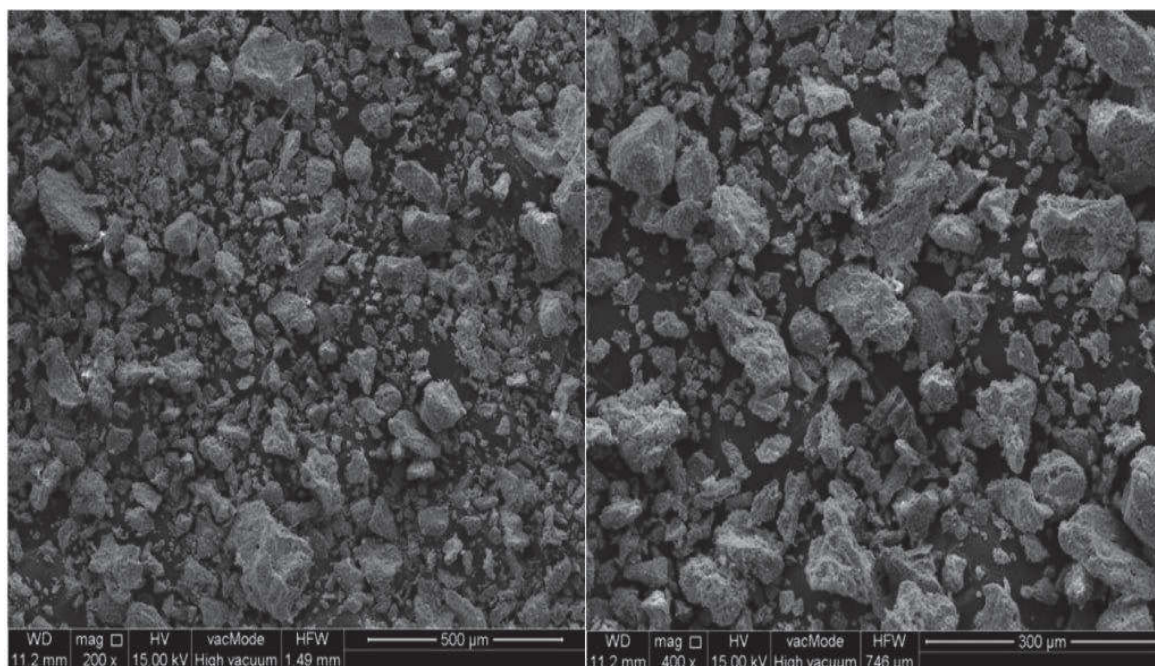
W celu rozpoznania morfologii i składu chemicznego w mikroobszarze głównych składników popiołów lotnych z termicznego przekształcania osadów ściekowych przeprowadzono badania za pomocą mikroskopu skaningowego SEM Quanta 250 FEG firmy FEI wyposażonego w system analizy składu chemicznego oparty na dyspersji energii promieniowania rentgenowskiego – EDS (ang. Energy Dispersive X-Ray Spectroscopy) firmy EDAX.

### 3. Właściwości popiołu i mieszanki betonowej

#### 3.1. Popiół lotny

Rysunek 2 przedstawia mikrofotografie ze skaningowego mikroskopu elektronowego popiołu lotnego ze spalania osadów ściekowych. Badania wykazały, że analizowany materiał charakteryzuje się obecnością

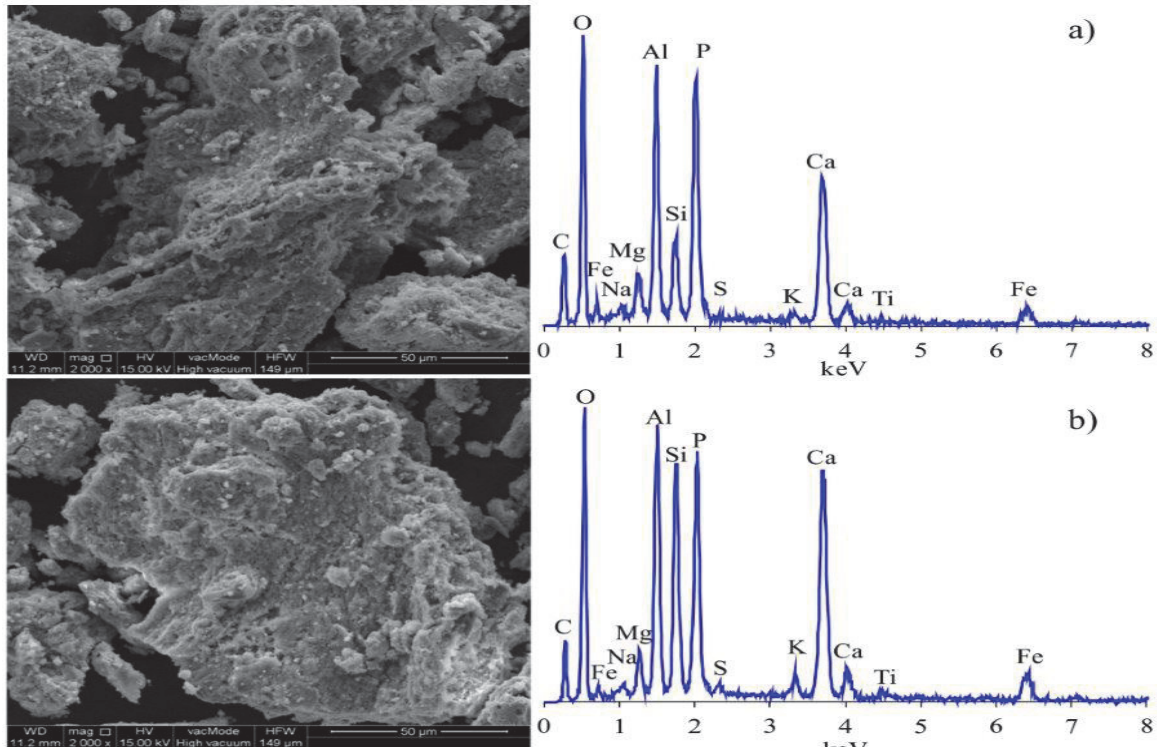
nieregularnych ziaren o silnie rozwiniętej powierzchni wskazującej na dużą porowatość materiału. Analizy chemiczne w mikroobszarze (SEM-EDS) wykazały zróżnicowanie składu pierwiastkowego. W składzie chemicznym próbek dominowały krzem, glin, fosfor, wapń i tlen, natomiast pozostałe składniki (Na, Mg, C, K, Fe, S i Ti) występowały w mniejszych ilościach (rys. 3).



**Rys. 2.** SEM popiołu z termicznego przekształcania osadów ściekowych  
**Fig. 2.** SEM images of fly ash from sewage sludge combustion

Popioły krzemionkowe charakteryzują się wysoką zawartością tlenków glinu i krzemionki, natomiast popioły wapienne i z termicznego przekształcania osadów ściekowych wysoką zawartością tlenków glinu, wapnia oraz krzemionki. Na podstawie badań własnych popiołów z osadów ściekowych zaobserwowano około dwukrotnie niższą sumę zawartości dwutlenku krzemu ( $\text{SiO}_2$  – 17,8%), tlenku glinu ( $\text{Al}_2\text{O}_3$  – 11,1%) i tlenku żelaza ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$  – 6,5%) w stosunku do popiołów konwencjonalnych. Ilość ta nie spełnia wymagań zawartych w normie PN-EN 450-1:2012 (Szarek i Wojtkowska 2018). Jednak norma ta dotyczy popiołów lotnych krzemionkowych uzyskiwanych podczas spalania węgla lub współspalania węgla z odpadami. Podobne uregulowania nie zostały zaproponowane dla popiołów pochodzących ze spalania komunalnych osadów ściekowych (Milik 2016). Dodatkowo, w popiołach niekonwencjo-

nalnych zanotowano mniejszą stratę prażenia (0,5) oraz większą zawartość fosforanów (18,153%) niż w popiołach tradycyjnych.



**Rys. 3.** Zdjęcia SEM badanego popiołu wraz z analizą EDS

**Fig. 3.** SEM images of FAMSS along with EDS analysis

### 3.2. Mieszanka betonowa

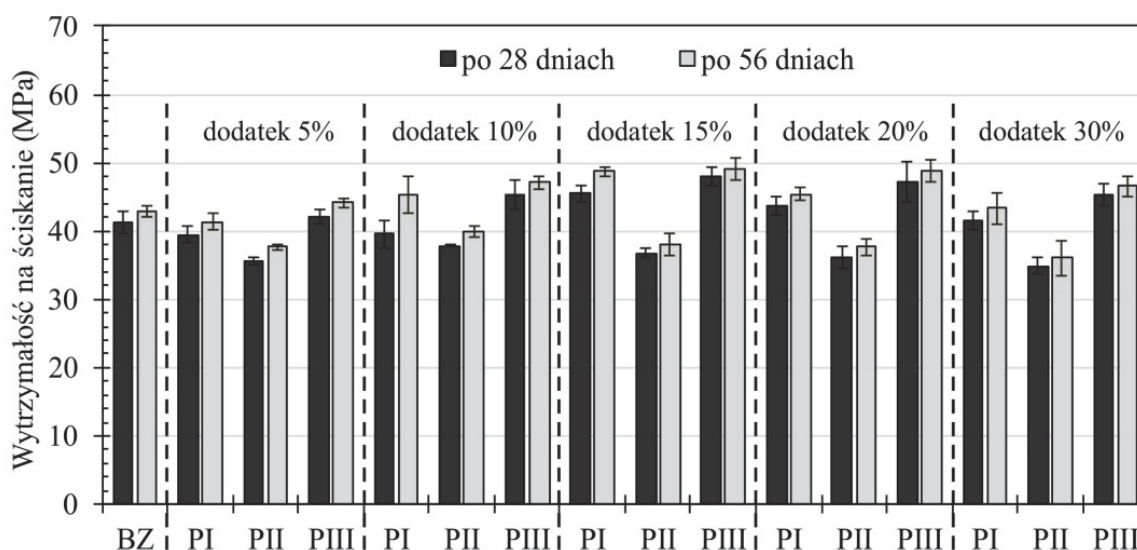
Na podstawie przeprowadzonych badań konsystencji mieszanki betonowej metodą opadu stożka dla wszystkich próbek uzyskano konsystencję wilgotną. Wyższe zawartości powietrza zanotowano w mieszankach PI i PII, natomiast niższe dla próbek PIII. Jednak dla klasy ekspozycji XO norma PN-EN 206+A1:2016-12 nie precyzuje wymagań maksymalnej i minimalnej zawartości powietrza dla betonu. Analogicznie jak dla betonów zwykłych ( $2000\text{--}2600\text{ kg/m}^3$ ) gęstość mieszanki betonowej mieściła się w granicach od  $2350$  do  $2387\text{ kg/m}^3$ . Jak wynika z przeprowadzonych badań Monzo (2003) częściowe zastąpienie cementu popiołem lotnym ze spalania osadów ściekowych powoduje zmniejszenie urabialności mieszanki betonowej i nie zagraża bezpieczeństwu środowiska naturalnego. Związane jest to z dużą wodozadržnością cząstek oraz nieregularną budową samych ziaren popiołu. Ponadto, analiza procesu hydra-

tacji popiołu z osadu wykazała, że zastępując popiołem 20% masy mineralnych składników wykorzystywanych do produkcji cementu można uzyskać spoiwo spełniające wymagania stawiane cementom powszechnego użytku (Lin 2005).

## 4. Właściwości mechaniczne betonu

### 4.1. Wytrzymałość na ściskanie

Wyniki pomiarów średniej wytrzymałości na ściskanie próbek betonowych przy zmiennym dodatku popiołu lotnego z zaznaczonym odchyleniem standardowym pokazano na rysunku 4.

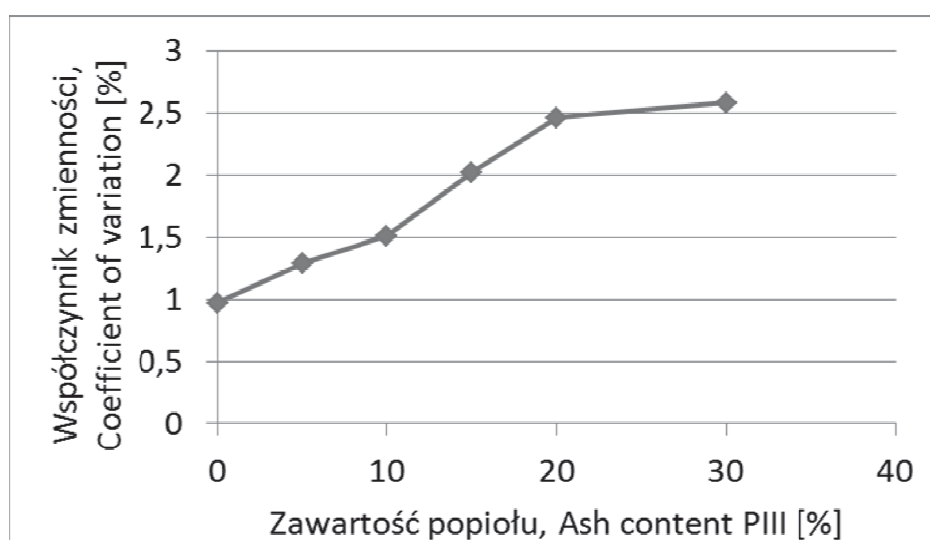


**Rys. 4.** Wytrzymałości na ściskanie po 28, 56 dniach dojrzewania

**Fig. 4.** Compressive strength after 28 and 56 days of curing

Największą wytrzymałość na ściskanie po 28 dniach dojrzewania (47,9 MPa) uzyskały próbki betonu, w których cement wymieniono w ilości 15% na popiół lotny z termicznego przekształcania osadów ściekowych (PIII 15%). Natomiast najmniejszą wytrzymałość na ściskanie równą 34,9 MPa zaobserwowano dla próbek, w których cement wymieniono na popiół wapienny w ilości 30%. (PII 30%). W porównaniu do betonu referencyjnego wytrzymałość betonu PIII 15% zwiększyła się o 16,0%, natomiast wytrzymałość betonu PII 30% zmniejszyła się o 15,5%. Największą wytrzymałość na ściskanie po 56 dniach (podobnie jak po 28 dniach) uzyskał beton z popiołem z termicznego przekształcania osadów ściekowych (PIII 15%), natomiast najmniejszą beton z popio-

łem wapiennym (PII 30%). Wymiana cementu na popiół z osadów wpłynęła na wzrost wytrzymałości na ściskanie w porównaniu do betonu referencyjnego. Produkty termicznego przetwarzania osadów ściekowych wykazują pewną analogię do tradycyjnych dodatków mineralnych stosowanych w technologii kompozytów cementowych (popiół lotny węglowy, pył krzemionkowy, mielony granulowany żużel wielkopiecowy). Analogia ta dotyczy przede wszystkim składu i właściwości pucolanowych tych materiałów. Warto podkreślić, że popiół pochodzący ze spalania osadów ściekowych jest bogaty w związki fosforu. Przypuszcza się zatem, że powolne narastanie wytrzymałości betonów zawierających popiół ze współspalania może być spowodowane obecnością jonów fosforanowych, które opóźniają proces hydratacji cementu (Kosior-Kazberuk 2011).



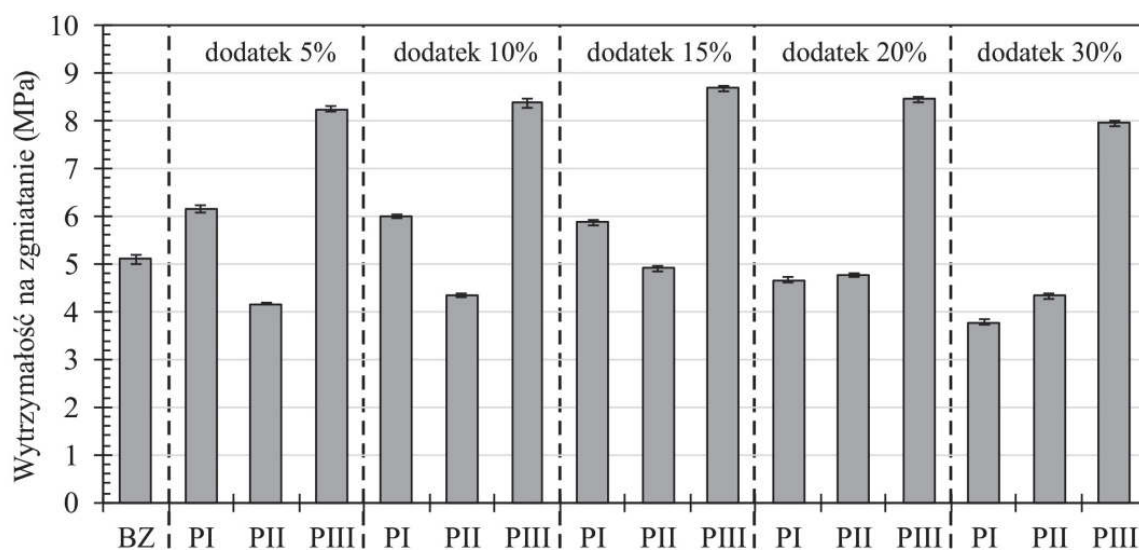
**Rys. 5.** Zależność współczynnika zmienności od zawartości popiołu

**Fig. 5.** Dependence of the coefficient of variation on ash content

Wyniki badań wytrzymałości betonów na ściskanie po 28 i 56 dniach dojrzewania wykazały małe współczynniki zmienności wynoszące poniżej 3% dla wszystkich badanych próbek. Na rysunku 5 przedstawiono przykładowo zależność pomiędzy wartościami współczynnika zmienności i ilością popiołu w betonie.

#### 4.2. Wytrzymałość na rozciąganie przy zginaniu

Na rysunku 6 przedstawiono wyniki pomiarów średniej wytrzymałości na rozciąganie przy zginaniu próbek betonowych przy zmiennym dodatku popiołu lotnego.



**Rys. 6.** Wytrzymałości na rozciąganie przy zginaniu po 28 dniach dojrzewania  
**Fig. 6.** Tensile strength by bending after 28 days of curing

Najmniejszą wytrzymałość na rozciąganie przy zginaniu po 28 dniach dojrzewania, równą 3,7 MPa, uzyskały próbki betonu, w których cement wymieniono w ilości 30% na popiół krzemionkowy (PI 30%). Największą wytrzymałość na rozciąganie przy zginaniu równą 8,7 MPa charakteryzowały się próbki, w których cement wymieniono na popiół z termicznego przekształcania osadów ściekowych w ilości 15%. (PIII 15%). W stosunku do betonu porównawczego wzrost wytrzymałości betonu PIII 15% wynosił 68,6%, natomiast zmniejszenie wytrzymałości na rozciąganie przy zginaniu betonu PI 30% wynosiło 72,5%. Ponadto zauważono, że najmniejszą wytrzymałość na rozciąganie przy zginaniu uzyskał beton z popiołem wapiennym, a największą beton z popiołem z termicznego przekształcania. Podczas badania wytrzymałości na rozciąganie przy zginaniu zaobserwowano również niewielkie wartości współczynników zmienności nieprzekraczające 6%. Zastąpienie do 30% cementu popiołem nie wpływa negatywnie na wytrzymałość na rozciąganie przy zginaniu. Jak podaje Monzo (2003), stosowanie dodatkowych zabiegów, takich jak mielenie popiołu na mokro przed wprowadzeniem do zaprawy czy dojrzewanie próbek w podwyższonej temperaturze, umożliwia zwiększenie zawartość popiołu do 30% masy spoiwa.

### 4.3. Wytrzymałość na rozciąganie przy rozłupywaniu

W tabeli 3 przedstawiono wyniki wytrzymałości na rozciąganie przy rozłupywaniu próbek betonowych o wymiarach 150x150x150 mm. Badania przeprowadzono po 28 dniach dojrzewania próbek.

**Tabela 3.** Średnia wytrzymałości na rozciąganie przy rozłupywaniu  
**Table 3.** The average tensile strength by splitting

Rodzaj betonu	Średnia wytrzymałości na rozciąganie przy rozłupywaniu przy różnych zawartościach popiołu lotnego [MPa]					
	0%	5%	10%	15%	20%	30%
BZ	11,3	-	-	-	-	-
PI	-	7,2	8,9	8,7	8,6	8,4
PII	-	6,5	8,3	7,9	7,8	7,2
PIII	-	2,4	2,9	3,2	4,4	5,1

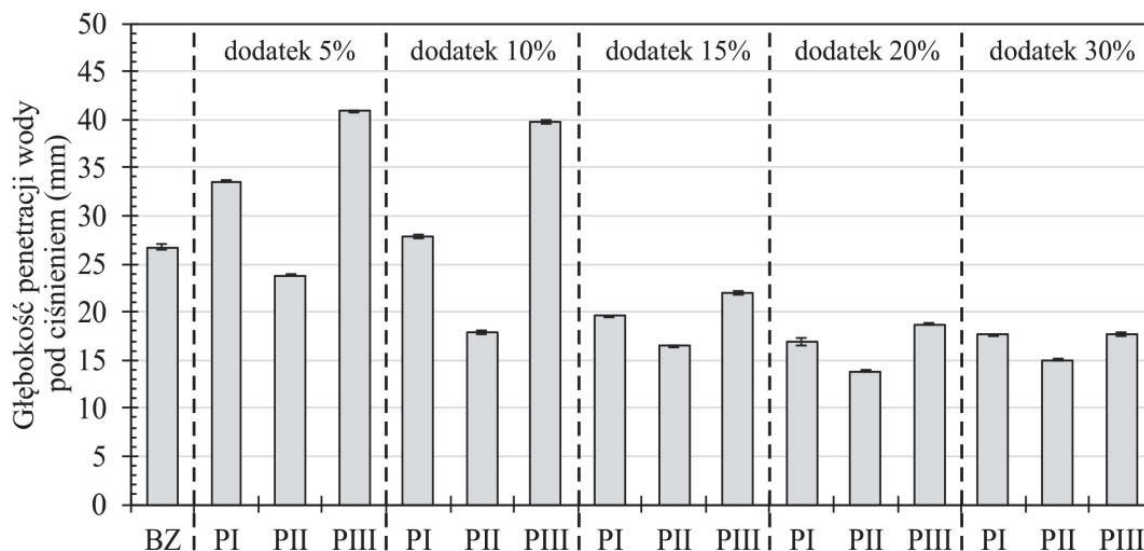
Największą wartość wytrzymałości na rozciąganie przy rozłupywaniu, równą 11,3 MPa, osiągnięto dla próbek bez dodatków popiołów. Wartości wytrzymałości próbek z dodatkiem popiołów kształtowały się w zakresie od 2,4 do 8,9 MPa. Próbki z 5% zawartością popiołu krzemionkowego charakteryzowały się średnią wartością tej wytrzymałości równą 7,2 MPa, natomiast próbki betonu z 10% zawartością popiołu 8,9 MPa. Dla próbek z 30% zawartością popiołów krzemionkowych określono średnią wartość tego parametru równą 8,4 MPa. Dodatkowo badania wykazały, że wytrzymałość na rozciąganie przy rozłupywaniu betonów z dodatkiem popiołu wapiennego była mniejsza niż dla betonów z dodatkiem popiołów krzemionkowych. Beton, w którym wykorzystano popiół z termicznego przekształcania osadów ściekowych uzyskał najmniejsze wartości wytrzymałości na rozciąganie przy rozłupywaniu w porównaniu do pozostałych rodzajów betonów. Należy jednak zaznaczyć, że parametr ten zwiększał się wraz ze wzrostem procentowego udziału dodatku w mieszance. Wyniki badań wytrzymałości na rozciąganie przy rozłupywaniu mają współczynniki zmienności wynoszące poniżej 8%.

### 4.4. Głębokość penetracji wody pod ciśnieniem

Na rysunku 7 przedstawiono wyniki średniej głębokości penetracji wody pod ciśnieniem w betonie niemodyfikowanym i w betonach z róż-



nymi zawartościami popiołów krzemionkowego, wapiennego i z osadów ściekowych.



**Rys. 7.** Wyniki głębokości penetracji wody pod ciśnieniem

**Fig. 7.** The results of water penetration height under pressure

Największą głębokość penetracji wody pod ciśnieniem równą 40,8 mm otrzymano dla betonu z dodatkiem popiołu z termicznego przekształcania osadów ściekowych. Najmniejszą wartością (13,9 mm) charakteryzowały się betony z 20% zawartością popiołu wapiennego. Dla wszystkich rodzajów wykorzystanych popiołów lotnych zaobserwowano zmniejszającą się głębokość penetracji wody pod ciśnieniem wraz ze wzrostem udziału procentowego dodatku. Według niemieckiej normy DIN 1048-5:1991-06 beton określa się jako wodoszczelny, gdy maksymalna głębokość penetracji wody pod ciśnieniem dla badanych próbek mierzona na przelomach jest mniejsza niż 30 mm dla betonów znajdujących się w środowisku silnie korozyjnym lub mniejsza niż 50 mm dla pozostałych betonów.

## 5. Wnioski

Na podstawie przeprowadzonych badań betonów zwykłych i betonów zwykłych zawierających dodatek popiołów lotnych pochodzących z termicznego przekształcania osadów ściekowych wykazano pozytywny wpływ wykorzystanych popiołów na właściwości betonów. Uzyskane wyniki pozwalają na wyciągnięcie następujących wniosków szczegółowych:

1. Popioły lotne pochodzące ze spalania osadów ściekowych stosowane jako dodatek wpływają pozytywnie na właściwości techniczne betonu. W pewnym zakresie mogą być również stosowane, jako zamiennik cementu. W przyszłości może to przyczynić się do szerszego ich zastosowania w budownictwie oraz do zmniejszenia produkcji cementu, co prowadzi do zmniejszenia emisji CO<sub>2</sub>.
2. Beton zawierający w swoim składzie popioły lotne z termicznego przekształcania osadów ściekowych charakteryzował się porównywalną wytrzymałością na ściskanie do betonu zawierającego popioły lotne krzemionkowe oraz większą od wytrzymałości betonów referencyjnego i zawierającego popioły lotne wapienne. Zawartość popiołów lotnych z komunalnych osadów ściekowych do 15% skutkowała wzrostem wytrzymałości na ściskanie w stosunku do betonu referencyjnego. Zwiększenie udziału tego popiołu powyżej 15% spowodowało nieznaczny spadek wartości tego parametru, jednak wytrzymałość na ściskanie była nadal większa od wartości uzyskanej dla próby bez popiołu.
3. Beton z dodatkiem popiołu z termicznego przekształcania osadów ściekowych wpływa pozytywnie na wzrost wytrzymałości na zginanie natomiast negatywnie na wytrzymałość na rozciąganie przy rozłupywaniu i wodoszczelność betonów.
4. Skład chemiczny popiołów z termicznego przekształcania osadów ściekowych w porównaniu do popiołów krzemionkowych i wapiennych jest odmienny. Brak jest jednak przepisów dotyczących chemicznych i fizycznych właściwości popiołów uzyskanych ze spalania osadów ściekowych limitujących możliwość ich wykorzystania w technologii betonu.

## Literatura

- Deja, J., Antosiak, B. (2012). Degree of progress of the fly ash reaction in alkali-activated fly-ash binders. *Cement Wapno Beton* 17(79), 67-76.
- Dz.U. 2016 poz. 108 – Rozporządzenie Ministra Rozwoju z dnia 21 stycznia 2016 r. w sprawie wymagań dotyczących prowadzenia procesu termicznego przekształcania odpadów oraz sposobów postępowania z odpadami powstałymi w wyniku tego procesu.
- EU/2010/75 – Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2010/75/UE z dnia 24 listopada 2010 r., w sprawie emisji przemysłowych – IED, (zintegrowane zapobieganie zanieczyszczeniom i ich kontrola).

- EU/2014/955 – Decyzja Komisji z dnia 18 grudnia 2014 r. zmieniająca decyzję 2000/532/WE w sprawie wykazu odpadów zgodnie z dyrektywą Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/98/WE
- Kępys, W., Pomykała, R., Pietrzyk, J. (2013). Właściwości popiołów lotnych z termicznego przekształcania komunalnych osadów ściekowych. *Journal of the Polish Mineral Engineering Society*, 14(1), 11-18.
- Kosior-Kazberuk, M. (2011). Nowe dodatki mineralne do betonu. *Budownictwo i Inżynieria Środowiska*, 2, 47-55.
- Kosior-Kazberuk, M., Karwowska, J. (2011). Wybrane problemy zagospodarowania popiołów pochodzących ze spalania osadów ściekowych w technologii materiałów cementowych. *Inżynieria Ekologiczna*, 25, 110-123.
- Lin, K. L., Lin, Ch.Y. (2005). Hydration characteristics of waste sludge ash utilized as raw cement material. *Cement and Concrete Research*, 35, 1999-2007.
- Markiv, T., Sobol, K., Franus, M., Franus, W. (2016). Mechanical and durability properties of concretes incorporating natural zeolite. *Archives of Civil and Mechanical Engineering*. 16, 554-562.
- Milik, J., Pasela, R., Szymczak, M., Chalamoński, M. (2016). Ocena składu fizyczno-chemicznego osadów ściekowych pochodzących z komunalnej oczyszczalni ścieków, *Rocznik Ochrona Środowiska*, 18, 579-590.
- Monzó, J., Paya, J., Borrachero, M.V., Girbes, I. (2003). Reuse of sewage sludge ashes (SSA) in cement mixtures: the effect of SSA on the workability of cement mortars. *Waste Management*, 23(4), 373-381.
- Ochrona Środowiska (2017). Informacje i Opracowania Statystyczne. Główny Urząd Statystyczny. Warszawa.
- Pietrzak, A. (2014). Proekologiczne technologie w budownictwie na przykładzie „zielonego betonu”. *Budownictwo z zoptymalizowanym potencjale energetycznym*. 1(13). 86-93.
- PN-EN 12390-3:2011 Badania betonu – Część 3: Wytrzymałość na ściskanie próbek do badań.
- PN-EN 12390-5:2011 Badanie betonu – Część 5: Wytrzymałość na zginanie próbek do badań.
- PN-EN 12390-6:2011 Badanie betonu – Część 6: Wytrzymałość na rozciąganie przy rozłupywaniu próbek do betonu.
- PN-EN 12390-8:2011 Badanie betonu – Część 8: Głębokość penetracji wody pod ciśnieniem.
- PN-EN 12350-2:2011: Badania mieszanki betonowej – Część 2: Badanie konsystencji metodą opadu stożka.
- PN-EN 12350-6:2011 Badania mieszanki betonowej – Część 6: Gęstość
- PN-EN 12350-7:2011 Badania mieszanki betonowej – Część 7: Badanie zawartości powietrza – Metody ciśnieniowe

- PN-EN 206+A1:2016-12 Beton. Część 1: Wymagania. właściwości. produkcja i zgodność
- PN-EN 450-1:2012 Popiół lotny do betonu. Część 1: Definicje. specyfikacje i kryteria zgodności.
- PN-88/B-06250: Beton Zwykły.
- Rutkowska, G., Wichowski, P., Świgoń, K., Sobieski, P. (2017). Badanie właściwości betonów z dodatkiem popiołów lotnych pochodzących z termicznej obróbki osadów ściekowych. *Cement Wapno Beton*, 2, 113-119.
- Rutkowska, G., Wiśniewski, K., Chalecki, M., Górecka, M., Miłosek, M. (2016). Influence of fly-ashes on properties of ordinary concretes. *Annals of Warsaw University of Life Sciences – SGGW. Land Reclamation* 48(1), 79-94.
- Szarek, Ł., Wojtkowska, M. (2018). Properties of fly ash from thermal treatment of municipal sewage sludge in terms of EN 450-1. *Archives of Environmental Protection*, 44(1), 63-69.
- Uchwała nr 88 Rady Ministrów z dnia 1 lipca 2016 r. w sprawie Krajowego planu gospodarki odpadami 2022.
- Ustawa z dnia 14 grudnia 2012r. o odpadach (Dz.U. Nr 62 poz. 628 z późn. zm.)
- Wichowski, P., Rutkowska, G., Nowak, P. (2017). Wymywanie wybranych metali ciężkich z betonów zawierających popiół z termicznego przekształcania osadów ściekowych. *Acta Sci. Pol. Architectura*, 16(1), 43-51.
- Yadav, S., Agnihotri, S., Gupta, S., Tripathi, R. K. (2014). Incorporation of STP Sludge and Fly ash in Brick Manufacturing: An attempt to save the Environment. *International Journal of Advancements in Research & Technology*. 3(5), 138-144.
- Yusur, R. O., Noor, Z. Z., Din, M. D. F. M. D., Abba, A. H. (2012). Use of sewage sludge ash (SSA) in the production of cement and concrete-a review. *International Journal of Global Environmental Issues*. 12(2). 214-228.

## **Research on the Possibility of Using Fly Ashes from Combustion of Municipal Sewage Sludge on Properties of Ordinary Concretes**

### **Abstract**

Application of fly ash from combustion of municipal sewage sludge (FAMSS) in the concrete technology implements assumptions concerning the waste management adopted by the European Union. The study concerned the influence of partial replacement of the Portland cement by the ash on strength parameters of concrete in comparison to the reference concrete and concretes

containing conventional admixtures (siliceous and calcareous fly ashes). The article presents the results of investigations on selected properties (consistency, water absorption, compressive strength and tensile strength after 28 and 56 days of curing, penetration depth) of ordinary concretes and concretes containing fly ash (calcareous and siliceous ash) from combustion of municipal sewage sludge. To make up the samples, the Portland cement CEM I 32,5 R and natural aggregate with graining of 0-16 mm were used. The concrete with siliceous and siliceous admixture was made in five lots to which the ash was added in the quantity of 5%, 10% 15%, 20% and 30% of the cement weight. The investigations have shown that the concretes containing fly ash from combustion of municipal sewage sludge have better strength parameters.

### **Streszczenie**

Wykorzystanie popiołów lotnych z termicznego przekształcania osadów ściekowych w technologii betonu realizuje założenia gospodarki odpadami proponowane w Unii Europejskiej. W pracy przedstawiono wyniki badań wpływu częściowego zastąpienia tym materiałem cementu portlandzkiego na parametry wytrzymałościowe betonów w porównaniu do betonu referencyjnego oraz do betonów zawierających w swoim składzie konwencjonalne dodatki (krzemionkowe i wapienne popioły lotne). W artykule przedstawiono wyniki badań wybranych właściwości (konsystencji, wytrzymałości na ściskanie, wytrzymałość na rozciąganie po 28 i 56 dniach dojrzewania, głębokości penetracji wody pod ciśnieniem) betonów zwykłych i betonów zawierających popioły lotne w ich składzie. Do wykonania próbek użyto cementu portlandzkiego CEM I 32,5 R i kruszywa naturalnego o uziarnieniu 0-16 mm. Beton z dodatkami został wykonany w pięciu partiach, w których popiół został dodany w ilości 5%, 10%, 15%, 20%, 30% masy cementu. Badania wykazały, poprawę parametrów wytrzymałościowych betonów zawierające popioły lotne z termicznego przekształcania osadów ściekowych.

### **Słowa kluczowe:**

dodatki do betonu, popiół lotny, wytrzymałość betonów

### **Keywords:**

concrete additives, fly ashes, strength of concretes



## **Modelowanie układu zwierciadła wody programem HEC-RAS w przepławce stopnia wodnego Skórka na rzece Głomii**

*Mateusz Hämmerring, Natalia Walczak, Piotr Stachowski*  
*Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*

### **1. Wprowadzenie**

Budowa poprzecznego przegrodzenia rzeki powoduje wiele pozytywnych jak i negatywnych skutków, dzieląc obszar przed budowlą na górne stanowisko, a poniżej budowli na dolne stanowisko. Taki podział umożliwia wykorzystanie gromadzonej wody w górnym stanowisku do np.: nawodnień lub w wyniku powstania różnicy wysokości zwierciadła wody (spadu) do produkcji energii elektrycznej (Walczak i in. 2016). Z drugiej strony ogranicza możliwości migracji organizmów wodnych w górę rzeki. W związku z tym buduje się przepławki dla ryb, które umożliwiają pokonanie piętrzenia (Pelicice i in. 2015).

W kontekście możliwości wykorzystania przez ryby urządzeń ułatwiających ich migrację ważne jest sprawdzenie warunków hydraulicznych jakie w nich panują. Badaniom można poddać różne parametry takie jak głębokość wody w komorach przepławki, prędkości przepływu wody w szczelinach i komorach, rozproszenie energii wody i inne. Kasperek i Wiatkowski (2010) ocenili funkcjonowanie przepławki na zbiorniku Michalice na podstawie parametrów hydraulicznych i konstrukcyjnych. Uzyskane w czasie pomiarów terenowych wyniki posłużyły do analizy porównawczej z wytycznymi, jakim powinny odpowiadać prawidłowo i skutecznie działające przejścia dla ryb. Badacze uznali, że głównymi przyczynami wpływającymi na złe funkcjonowanie przepławki są m.in. za małe głębokości wody na wejściu do przepławki od dolnej wody

oraz w komorach, a także za niskie jej zasilanie lub jej brak. Jest to bardzo ważne w okresie wędrówek oraz tarła ryb.

Tymiński i Kałuża (2013) przeprowadzili badania laboratoryjne przepławki, która swoją konstrukcją zbliżona jest do kanału obejściowego, który wyglądem przypomina potok górski lub porośnięty roślinnością mały ciek nizinny. Wykorzystana do budowy roślinność oraz żwir, kamienie i głazy oprócz redukcji prędkości przepływu, daje możliwość harmonijnego wkomponowania w naturalne otoczenie. Na podstawie badania modelowego dla 3 wariantów przepławki o różnej kombinacji rozmieszczenia w niej roślin (trzciny) i kamieni, Tyminiński i Kałuża uznali, że lepszym rozwiązaniem okazało się seminaturalne przejście dla ryb. Badaniami terenowymi przepławki seminaturalnej zlokalizowanej w obrębie stopnia wodnego Skórka na rzece Głomii zajmowali się Hämmerling i in. (2017). Badacze stwierdzili, że na jej optymalną pracę wpływ ma wiele czynników m.in.: okres wegetacyjny roślinność oraz rozwój makrofitów w dnie komór przepławki.

Radecki-Pawlik i in. (2017) przedstawili wyniki badań rozkładów prędkości i sił w postaci naprężeń stycznych działających w wielokomorowej przepławce dla ryb na potoku Wierchomlanka (prawy dopływ Popradu) zlokalizowanego w polskich Karpatach. Jest to potok o wysoko energetycznych i nagłych wezbraniach, często w jego korycie transportujący materiał denny. Badania wskazały, że centralne położenie przepławki w stosunku do korpusu budowli hydrotechnicznej jest najlepsze.

Ważną kwestią są próby wykorzystania modeli numerycznych do analiz warunków hydraulicznych panujących w przepławkach dla ryb i ich wpływu na migrujące gatunki (Daneshvar i in. 2017). Książek i in. (2011) przedstawili wyniki modelowania numerycznego przepławki (w formie obejścia budowli naśladowującej naturalny strumień oraz z funkcją kanału tarłowego), którą przebadali w warunkach laboratoryjnych dla różnych wariantów obliczeniowych (przy przepływie spokojnym, normalnym i rwącym). Na tej podstawie stwierdzili, że obecność elementów habitatowych sprzyja zróżnicowaniu warunków siedliskowych ze względu na zmienne prędkości przepływu, napełnienia oraz naprężenia styczne na dnie przepławki.

Duguay i in. (2017) porównali wyniki obliczeń warunków przepływu wody pomiędzy dwoma modelami inter-Foam i FLOW-3D w przepławce typu komorowego i stwierdzili, że wyniki maksymalnych

prędkości oraz układu zwierciadła wody są do siebie bardzo zbliżone. Fuentes-Pérez i in. (2016) przeprowadzili symulacje układów zwierciadła wody w przepławce typu komorowego.

Fuentes-Pérez i in. (2017) przedstawili w swojej publikacji zastosowanie modeli 1D i 3D do modelowania parametrów hydraulicznych przepływu wody w przepławce szczelinowej. Na podstawie przedstawionych analiz wyników dla wielu konfiguracji przepławki szczelinowej Bombač i in. (2014) stwierdzili, że wprowadzenie nawet niewielkich zmian w jej geometrii może spowodować, że będzie ona miała bardziej przyjazną charakterystykę przepływu w komorach dla ryb. Generalnie za przyjazny rybom przepływ uznać można taki, jaki jest bezpieczny dla nich.

Puertas i in. (2012), zaproponowali metodologię oceny sprawności działania różnych przepławek szczelinowych z wykorzystaniem analizy prędkości i głębokości wody. Analiza wyników otrzymanych z badań terenowych oraz modelowania numerycznego przeprowadzonych przez Bermúdez i in. (2010) sugeruje, że długość komory jest głównym parametrem geometrycznym wpływającym na charakterystykę przepływu w przepławce. Zarówno szerokość szczeliny oraz szerokość komory mają mniejszy wpływ na charakterystykę przepływu wody (Bermúdez i in. 2010).

Jednym z podstawowych parametrów określających prawidłowe funkcjonowanie przepławki są głębokości w komorach oraz różnice pomiędzy rzędnymi zwierciadła wody w poszczególnych komorach. W pracy przeprowadzono badania związane z próbą kalibracji modelu hydrodynamicznego wykorzystanego w przepławce składającej się z części technicznej i seminaturalnej. Na podstawie symulacji autorzy zauważyli, że przepływ wody w przepławce jest trudnym i wieloaspektowym problemem, którego modelowanie wymaga wnikliwej analizy wielu współczynników wynikających m. in. ze skomplikowanej geometrii budowli.

## 2. Metodyka

Analizowany obiekt to stopień wodny Skórka. Usytuowany w km 11+132 rzeki Głomii. Znajduje się on w województwie wielkopolskim, w powiecie złotowskim, w gminie Krajenka, we wsi Skórka (rys. 1).

Stopień składa się z 3 przeszłowego jazu, przepławki dla ryb oraz elektrowni wodnej zlokalizowanej na kanale derywacyjnym. Analizowana przepławka jest połączeniem konstrukcji technicznej (3 komory)



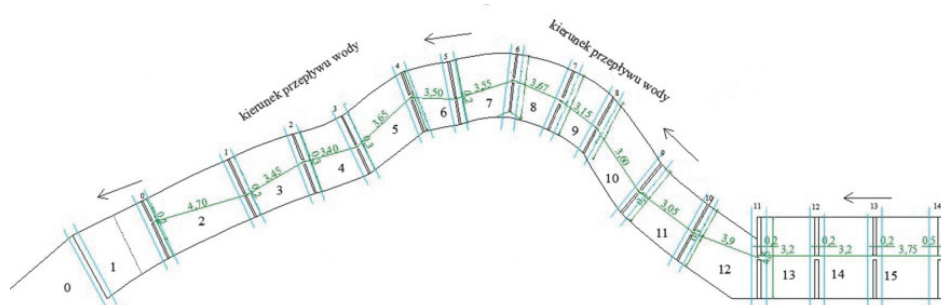
i seminaturalnej (11 komór) (Franczak, 2009). Długość przepławki wynosi 39 m. Każda komora przepławki charakteryzowała się niewielkimi zmianami geometrycznymi stałych elementów, które nie wpływały znacznie na zmiany współczynnika szorstkości. Spadek dna na części seminaturalnej wynosi 0,024, a w części technicznej 0,039.



**Rys. 1.** Stopień wodny Skórka (1 – przepławka, 2 – jaz)

**Fig. 1.** Skórka barrage (1 – fish pass, 2 – weir)

Do badań modelowych przepławki wykorzystano program HEC-RAS (wersja 5.0.3), który umożliwia obliczenia parametrów przepływu wody w ruchu ustalonym i nieustalonym, ruchu rumowiska oraz jakości wody (Brunner, 2016). W pierwszym etapie na podstawie projektu modernizacji stopnia wodnego Skórka oraz badań terenowych przeprowadzonych w latach 2015 i 2016 przygotowano dane geometryczne, które zostały zaimplementowane do modelu matematycznego (rys. 2) przepławki dla ryb. Pomiędzy komorami zlokalizowane są przegrody, które zaimplementowano do programu jako przegrodzenia o grubości 0,1 m. Kolejno wprowadzono przegrody ze szczelinami o szerokościach 0,2 m, 0,3 m, 0,35 m i 0,4 m. Komory przepławki opisano 32 przekrojami poprzecznymi. Pomiędzy komorami zlokalizowane są drewniane przegrody, które zaimplementowano do programu jako przegrodzenia o szerokości 0,1 m, zgodnie z wymiarami terenowymi. W następnej kolejności wprowadzono w przegrodach szczeliny.



**Rys. 2.** Schemat przepławki z przekrojami tworzącymi geometrię przepławki w modelu programu HEC-RAS (Skowrońska, 2017)

**Fig. 2.** Scheme of fish pass with cross sections which is used in HEC-RAS program

Założonymi warunkami brzegowymi do przeprowadzanych symulacji była rzędna zwierciadła wody na wylocie z przepławki równa 77,259 m n.p.m. oraz przepływ równy  $0,081 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ . Rzędna zwierciadła wody ustalono na podstawie niwelacji układu zwierciadła wody. Natężenie przepływu wody w przepławce określono analitycznie ze wzoru ciągłości  $Q = V \cdot A$ , gdzie  $A$  jest polem powierzchni przekroju szczeliny wypełnionej wodą i wynosi  $0,080 \text{ m}^2$ , zaś  $V$  to prędkość średnia wyznaczona ze wzoru Torricellego:

$$v_{max} = \varphi \sqrt{2g\Delta h} \quad (1)$$

gdzie:

$\varphi$  – współczynnik prędkości równy 0,8,

$g$  – przyspieszenie ziemskie [ $\text{m} \cdot \text{s}^{-2}$ ],

$\Delta h$  – średnia różnica poziomów wody między komorami.

Wartość współczynnika prędkość zależy głównie od kształtu wlotowej krawędzi progu. Dla kształtu prostokątnego przyjmowana jest wartość  $\varphi = 0,85$ , a dla zaokrąglonej krawędzi  $\varphi = 0,92$  (Lewandowski, 2006). W przypadku progu o dużej szorstkości, który występuje w analizowanej przepławce  $\varphi = 0,80$ . W symulacjach, za  $\Delta h$  przyjęto stałą wartość 0,80 m wynikającą z uśrednionych różnic zwierciadeł wody między poszczególnymi komorami części seminaturalnej. Uproszczenie to wynika z większego wpływu szorstkości przepławki seminaturalnej w porównaniu z częścią techniczną.

Wartość współczynnika wydatku dla każdej szczeliny obliczono wykorzystując następujące równanie:

$$Q = C \cdot A \cdot \sqrt{2g\Delta H} \quad (2)$$

gdzie:

$Q$  – natężenie przepływu [ $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ],

$C$  – współczynnik wydatku [-],

$A$  – pole powierzchni przepływu wody w szczelinie [ $\text{m}^2$ ]

$\Delta H$  – różnica rzędnych linii energii w sąsiednich komorach, w przekrojach powyżej i poniżej przegrody [m]

Program HEC-RAS uwzględnia w obliczeniach równanie Bernoulliego. Określa ono zmiany energii w kolejnych przekrojach badanego modelu. Równanie to przedstawia się następująco:

$$Z_1 + H_1 + \frac{\alpha_1 v_1^2}{2g} = Z_2 + H_2 + \frac{\alpha_2 v_2^2}{2g} + h_s \quad (3)$$

gdzie:

$Z_1, Z_2$  – wysokość kanału mierzona od poziomu porównawczego [m],

$H_1, H_2$  – głębokość wody w cieku [m],

$\alpha_1, \alpha_2$  – współczynnik Saint – Venanta [-],

$v_1, v_2$  – prędkości średnie [ $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ ],

$g$  – przyspieszenie ziemskie [ $\text{m} \cdot \text{s}^{-2}$ ],

$h_s$  – straty energii [m],

$i$  – spadek dna [-].

Do weryfikacji otrzymanych wyników wykorzystano średnie różnice rzędnych zwierciadeł wody uzyskanych w programie i pomierzonych w terenie. Bezwzględne różnice pomiędzy rzędnymi zwierciadeł wody były wartościami wyjściowymi do określenia tych średnich.

Drugim parametrem weryfikującym otrzymane wyniki rzędnych zwierciadła wody przy wykorzystaniu programu HEC-RAS był współczynnik korelacji liniowej  $R$ , który uwzględnia związek rzędnych pomierzonych i obliczonych.

Symulacje układu zwierciadła wody w programie HEC-RAS zostały przeprowadzone dla różnych wariantów, oznaczonych skrótem (S1, S2 itd.). Zmianie podlegały wykorzystane funkcje jak i ich parametry. Na

podstawie znanych różnic zwierciadła wody między komorami, geometrii szczelin oraz natężeniu przepływu wody z równania (2) wyznaczono współczynnik wydatku dla każdej przegrody osobno. Wartości współczynnika wydatku wynosiły  $C = 0,46-0,59$  (część techniczna),  $C = 0,27-0,84$  (część seminaturalna). Określone w ten sposób współczynniki wydatku były wykorzystywane w kolejnych symulacjach sprawdzających wpływ różnych parametrów na uzyskiwane układy zwierciadła wody. W symulacjach S1, S2, S3 sprawdzano wpływ zmiany współczynników szorstkości dna i brzegów. Współczynniki szorstkości wyznaczono na podstawie tabelic Ven Te Chowa (Sobota, 2003). Współczynniki w poszczególnych symulacjach przyjęto w następujący sposób: symulacja S1 w części betonowej  $n = 0,010 \text{ m}^{-1/3} \cdot \text{s}$  (jak dla kanału otwartego ubezpieczonego o czystej powierzchni cementowej – minimalna wartość), dla części seminaturalnej  $n = 0,025 \text{ m}^{-1/3} \cdot \text{s}$  (jak dla kanału otwartego ubezpieczonego kamieniem łamanym na zaprawie cementowej – średnia wartość), symulacja S2  $n = 0,015 \text{ m}^{-1/3} \cdot \text{s}$  w części technicznej (jak dla kanału otwartego ubezpieczonego o powierzchni wygładzonej packą – średnia wartość),  $n = 0,030 \text{ m}^{-1/3} \cdot \text{s}$  (jak dla kanału otwartego ubezpieczonego maksymalna wartość dla kamieniem łamanym na zaprawie cementowej – maksymalna wartość), symulacja S3 dla części technicznej  $n = 0,020 \text{ m}^{-1/3} \cdot \text{s}$  (jak dla kanału otwartego ubezpieczonego o niewygładzonej powierzchni betonowej – maksymalna wartość) dla części seminaturalnej  $n = 0,035 \text{ m}^{-1/3} \cdot \text{s}$  (jak dla kanału otwartego ubezpieczonego murem z kamienia łamanego bez zaprawy – maksymalna wartość). Funkcja programu *i* nie była włączona, a współczynniki *Contraction* i *Expansion* wynosiły odpowiednio 0.1 i 0.3 (wariant o łagodnej zmianie geometrii przekroju).

W symulacjach oznaczonych S4 i S5 sprawdzono wpływ zastosowanie *Ineffective flow areas* na otrzymane rzędne zwierciadła wody (S4 – włączona funkcja od góry dla wszystkich przegród, S5 – włączona funkcja od góry i od dołu wszystkich przegród). Współczynniki *Contraction* i *Expansion* wynosiły odpowiednio 0.1 i 0.3, a współczynniki wydatku dla każdej przegrody policzone zostały ze wzoru (2). Przeprowadzone analizy porównane zostały z jedną z symulacji S1, S2, S3, wybraną na podstawie najkorzystniejszego współczynnika korelacji.

W symulacjach oznaczonych S6 i S7 sprawdzano wpływ zwiększenia współczynników *Contraction* i *Expansion* na zmiany obliczonego układu zwierciadła wody w przepławce dla ryb. Dla S6 założono typową

zmianę parametrów geometrycznych przekroju równą 0,3 (*Contraction*) i 0,5 (*Expansion*), zaś dla S7 założono nagłą zmianę parametrów przekroju poprzecznego czyli współczynniki wynosiły 0,6 (*Contraction*) i 0,8 (*Expansion*). Współczynniki wydatku dla każdej przegrody policzone zostały ze wzoru (2). W symulacjach założono najkorzystniejszy pod względem współczynnik korelacji współczynnik szorstkości oraz włączenie lub nie *Ineffective flow areas*.

W symulacjach oznaczonych S8, S9, S10 sprawdzano wpływ zmian współczynników wydatku na otrzymane wyniki. Modyfikacja współczynników polegała na dodaniu lub odjęciu stałych wartości, które wynosiły 0,1 lub 0,12. Pozostały współczynniki i funkcje programu (współczynnik szorstkości, współczynniki *Contraction* i *Expansion*, *Ineffective flow areas*) zostały przyjęte zgodnie z najlepszym współczynnikiem korelacji liniowej.

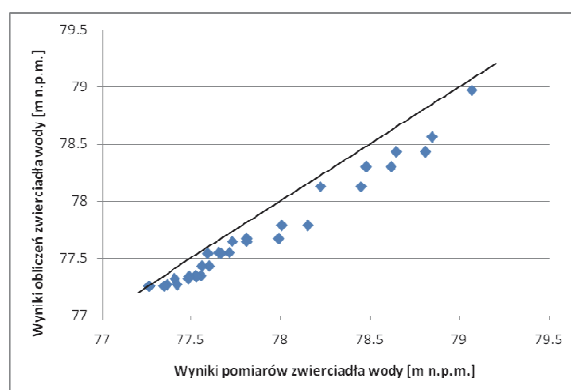
W symulacji S11 z uwagi na duży spadek dna przepławki w części technicznej dokonano podziału współczynników wydatku na część seminaturalną i techniczną. Podział ten polegał na tym że dla części seminaturalnej zostawiono współczynnik z najlepszej według współczynnika korelacji S8, S9 lub S10, a dla części technicznej zmniejszono o kolejne 0,08.

### 3. Wyniki

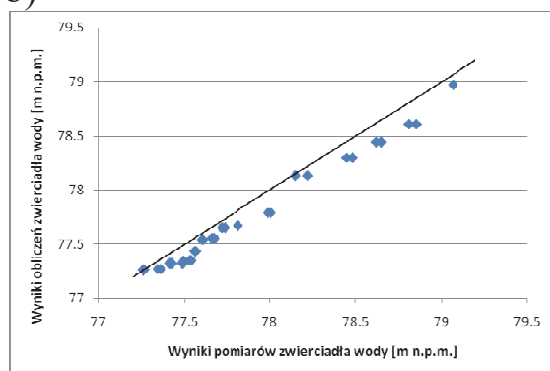
W pierwszym etapie identyfikacji wykonano obliczenia dla modelu (S1, S2, S3) bez wykorzystania dodatkowych funkcji programu zmieniając jedynie współczynnik szorstkości. Na rysunku 3 przedstawiono porównanie wartości pomierzonych i policzonych układu zwierciadła wody w przepławce dla ryb. Oprócz zbioru punktów na rysunku zaznaczono prostą pełnej zgodności, która jest dwusieczną prezentowanej ćwiartki układu współrzędnych.

Analiza uśrednionych różnic pomiędzy pomierzonym, a obliczonym układem zwierciadła wody wskazała, że najmniejszą wartość uzyskano dla S2 (0,133 m) a największa dla S1 (0,182 m). Współczynnik korelacji wyniósł dla S1  $R = 0,986$ , S2  $R = 0,994$ , S3  $R = 0,993$ . Dlatego do dalszych obliczeń przyjęto założone wartości współczynnika szorstkości dla symulacji S2.

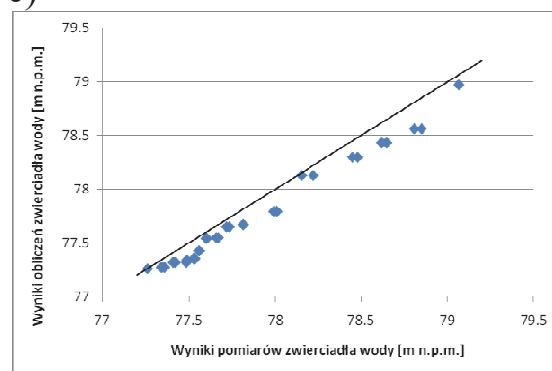
a)



b)



c)



**Rys. 3.** Porównanie wartości rzędnych układu zwierciadła wody pomierzonych i policzonych wraz z prostą pełnej zgodności dla symulacji a) S1, b) S2, c) S3

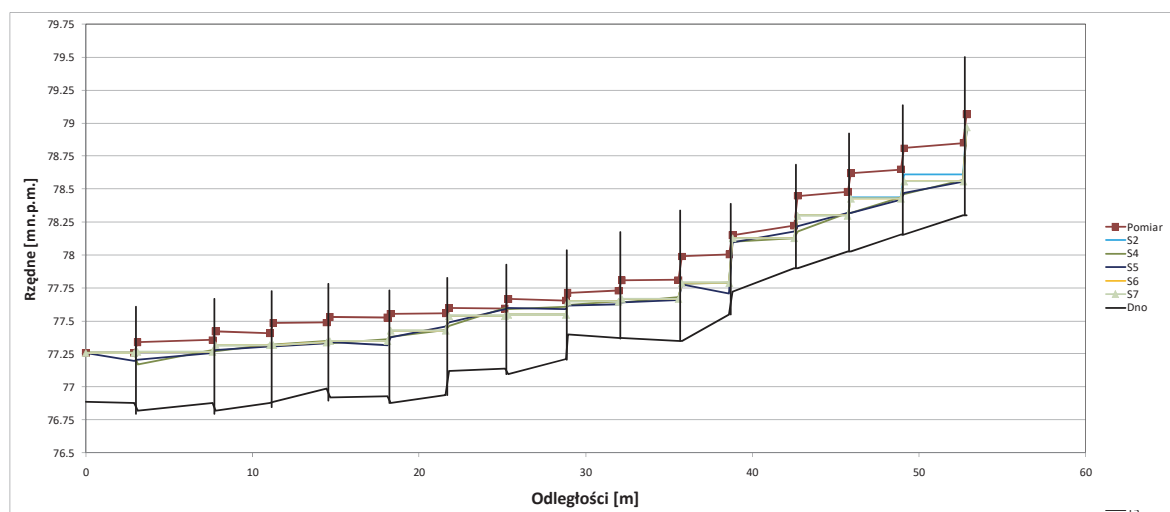
**Fig. 3.** Competitions of water flow elevation measurement and calculation with straight line full compliance for simulation a) S1, b) S2, c) S3

W kolejnym etapie badań sprawdzono wpływ zastosowania funkcji *Ineffective flow areas* zgodnie z założeniami S4 i S5. Współczynniki szorstkości i wydatku dla S4 i S5 były takie same jak dla S2. Wyniki układu zwierciadła wody otrzymane w symulacjach porównano z wynikami pomiarów terenowych (rys. 4). W porównaniach uwzględniono również wyniki S2 ponieważ dla tych obliczeń nie uwzględniano funkcji *Ineffective flow areas*.

Analizując, otrzymane wyniki, średnie różnice między uzyskanymi w programie, a pomierzonymi w terenie wartościami zwierciadeł wody wynoszą dla symulacji S2 0,133 m, S4 0,155 m i S5 0,157 m. Określono również współczynnik korelacji dla poszczególnych obliczeń, które wynosiły odpowiednio dla S2  $R = 0.994$ , S4  $R = 0.989$ , S5

$R = 0.988$ . Za najbardziej korzystną i dającą wyniki najbardziej zbliżone do warunków panujących w terenie uznano symulację S2.

Następnie wykonano obliczenia z wykorzystaniem zmiany współczynników *Contractions i Expansion*. Na rysunku 4 przedstawiono porównanie wartości rzędnych układu zwierciadła wody pomierzonych i policzonych dla S4 i S5 przy zmianie parametru *Ineffective flow areas* oraz dla S6 i S7 przy zmianie wartości współczynników *Contractions i Expansion*. Pozostałe parametry i współczynniki w modelu hydrodynamicznym zostały przyjęte jak dla S2.



**Rys. 4.** Pomierzone i policzone poziomy zwierciadła wody w przepławce dla ryb  
**Fig. 4.** Measurements and calculations water flow elevation in fish pass

Zwiększenie współczynników *Expansion i Contraction* spowodowało pogorszenie uzyskiwanych wyników, a średnie różnice dla symulacji nr 6 i 7 wynosiły odpowiednio 0,137 i 0,137 m. Natomiast analizując współczynnik korelacji stwierdzono, że najbardziej korzystna wartość osiągnięto dla S6 i wynosiła ona  $R = 0,993$ , dla S7 wartość  $R = 0,993$ . Najmniejsza średnia różnica pomiędzy zwierciadłami wody została uzyskana dla wartości współczynników *Contractions i Expansion* założonych S2 czyli dla łagodnej zmiany geometrii przekroju.

## 4. Dyskusja

Dokładne określenie współczynników wydatku jest niezbędne dla prawidłowego ustalenia różnic poziomów zwierciadła wody między komorami. Fuentes-Pérez i in. (2017) twierdzą że czynnikami które wpływają na jego wartość są wymiary, kształt i grubość przegrody, a Marriner i in. (2016) dodał do tych czynników głębokość wody, prędkość i natężenie przepływu.

Rajaratnam i in. (1986) twierdzi, że dla przepławek o regularnych, powtarzających się kształtach współczynnik wydatku powinien wynosić od 0,6-0,8. Marriner i in. (2016) uzyskał w zależności od charakterystyki komór wartości współczynnika wydatku 0,87-0,95. Zgodnie z badaniami Rajaratnam i in. (1992), stwierdził, że dla przepławki o zmiennej geometrii współczynnik wydatku  $C$  zmienia się 0,3-1,0 co jest z jednym wyjątkiem zgodne z wartościami uzyskanymi ze wzoru (2).

Z uwagi na skomplikowaną charakterystykę geometryczną przepławki w kolejnym kroku obliczeniowym sprawdzono wpływ zmian współczynnika wydatku na otrzymane wyniki układu zwierciadła wody. Sprawdzano wpływ zwiększenia i zmniejszenia współczynników wydatku. W S8 dodano 0,1 do współczynników wydatku w S9 odjęto 0,1 od  $C$ , a w S10, odjęto 0,12 od  $C$ .

Wartość średniej różnicy pomiędzy pomierzonymi, a policzonymi poziomami zwierciadła wody dla S8 wynosi 0,169 m, a współczynnik korelacji  $R = 0,991$ , dla S9 0,083 m, a  $R = 0,995$ , dla S10 0,070 m, a  $R = 0,995$ .

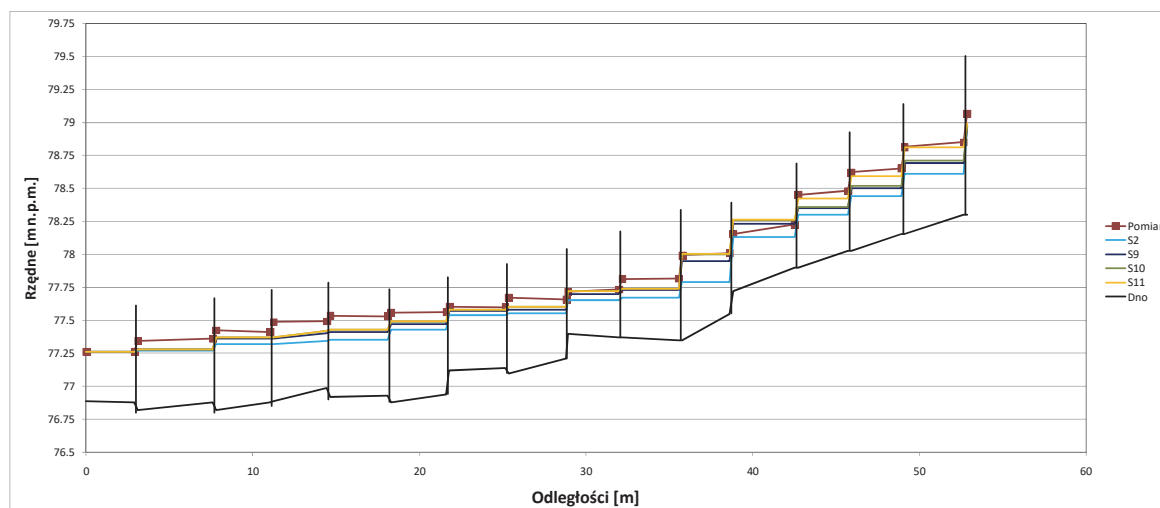
Według Wang i in. (2010), który przeprowadził badania w przepławce szczelinowej wraz ze wzrostem spadku dna współczynnik wydatku się zmniejsza. W przeprowadzonych przez tego autora badaniach współczynnik wydatku zmieniał się 0,67-0,9. Również Li i in. (2017) twierdzi, że spadek podłużny dna jest parametrem niezbędnym do określenia poziomu wody w komorach przepławki.

Z uwagi duże różnice w spadkach dna analizowanej przepławki, między częścią techniczną i seminaturalną przeprowadzono dalszą analizę polegającą na sprawdzeniu wpływu zmniejszenia współczynnika wydatku w części technicznej na obliczony układ zwierciadła wody. Zmienne wartości współczynników wydatku zostały policzone jako S11. Średnia wartość różnicy pomiędzy rzędnymi pomierzonymi i policzonymi wynosi 0,054 m, współczynnik korelacji  $R = 0,996$ . Jako najlepiej



odwzorowującą warunki terenowe symulacją można uznać konfigurację parametrów modelu matematycznego zawartego w S11.

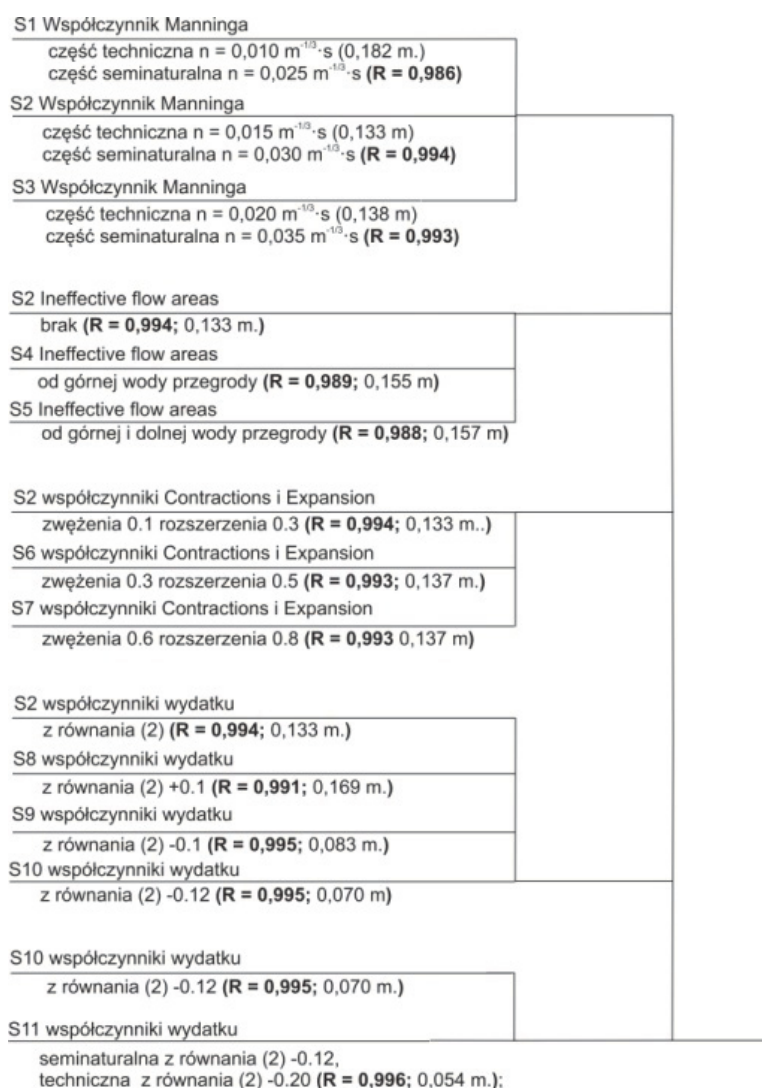
Na rysunku 5 przedstawiono pomierzone w terenie i policzone w symulacjach 2, 9, 10 i 11 układy zwierciadła wody.



**Rys. 5.** Pomierzone i policzone poziomy zwierciadła wody w przepławce dla ryb  
**Fig. 5.** Measurements and calculations water flow elevation in fish pass

Na rysunku 6 przedstawiono drzewo z kolejnymi etapami weryfikacji poszczególnych parametrów modelu matematycznego.

Niedokładności w uzyskiwanych wynikach są spowodowane skomplikowaną oraz niejednorodną geometrią przepławki. Co mogą potwierdzić badania Bombač i in. (2017), który stwierdził, że nawet niewielkie przesunięcie poprzeczne szczeliny o 0,2 m w osi przegrody, może powodować zmiany w natężeniu przepływu rzędu 8% do 16% oraz zmiany w maksymalnej prędkości od 11% do 15%. Na podstawie analizy drzewa przedstawiającego kolejne etapy weryfikacji poszczególnych parametrów modelu matematycznego stwierdzono, że największy wpływ na uzyskiwane wyniki poziomów zwierciadła wody miały zmiany współczynników szorstkości wg Manninga oraz współczynniki wydatku.



**Rys. 6.** Drzewo z kolejnymi etapami weryfikacji poszczególnych parametrów modelu matematycznego i współczynnikami korelacji oraz uśrednionych różnic zwierciadeł wody

**Fig. 6.** Tree with successive stages of verification of individual parameters of the mathematical model and correlation coefficients and the average differences in water surface

## 5. Podsumowanie

W artykule przeanalizowano możliwości modelowania przepływu wody w przepławce z wykorzystaniem programu jednowymiarowego HEC-RAS. Obiektem badań był stopień Skórka na rzece Głomii, na którym zlokalizowana jest przepławka seminaturalna połączona z techniczną. W pracy przeanalizowano wpływ zmian różnych parametrów

i współczynników modelu matematycznego na układ zwierciadła wody w poszczególnych komorach. Do weryfikacji założonego celu wykorzystano średnią różnicę pomiędzy pomierzonym i policzonym układem zwierciadła wody oraz współczynnik korelacji  $R$ .

1. Analiza zmian współczynników szorstkości wykazała, że najkorzystniejsze wyniki uzyskano dla symulacji S2  $R = 0,994$ .
2. Analiza wpływu zastosowania pola *Inneffective flow area* wykazała, że najlepsze wyniki uzyskano w przypadku nie zastosowania omawianej funkcji (S2). Wartość współczynnika korelacji liniowej wynosiła dla symulacji S2  $R = 0,994$ .
3. Zwiększenie współczynników *Expansion i Contraction* nie spowodowało poprawy wartości współczynnika korelacji liniowej.
4. Poprawne określenie współczynników wydatku miało największy wpływ na dokładność uzyskiwanych wyników. Współczynnik wydatku został policzony dla każdej przegrody osobno. W wyniku szczegółowej analizy literatury zmniejszono współczynniki wydatku o stałą wartość, w symulacjach S9 i S10. Najkorzystniejsze wyniki pod względem współczynnika korelacji uzyskano dla S10 ( $R = 0,995$ ). W dalszych analizach (S11) dla części seminaturalnej pozostawiono współczynnik  $C$  jak dla S10, natomiast dla części technicznej z uwagi na jej duży spadek dna zmniejszono o kolejne 0,08 w stosunku do S10. Uzyskana średnia różnica pomiędzy pomierzonymi i policzonymi poziomami zwierciadła wody dla S11 wyniosła 0,054 m, a współczynnik korelacji wyniósł  $R = 0,996$ . Poprawiło do wyniku w stosunku do S10 o 0,016 m.

Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdzono, że niewielkie zmiany w geometrii przepławki mogą powodować zmiany w warunkach przepływu wody, a zastosowanie modelu jednowymiarowego umożliwia uzyskanie podstawowych danych niezbędnych do analiz warunków pracy przepławki. Przygotowany model można wykorzystać w obliczeniach warunków pracy przepławki dla różnych przepływów wody oraz poziomów zwierciadła wodny na dolnym stanowisku. Analizy takie umożliwią policzenie parametrów określających czy przepławka pracuje poprawnie.

## Literatura

- Bermúdez, M., Puertas, J., Cea, L., Pena, L., & Balairón, L. (2010). Influence of pool geometry on the biological efficiency of vertical slot fishways. *Ecological Engineering*, 36(10), 1355-1364.
- Bombač, M., Novak, G., Rodič, P., & Četina, M. (2014). Numerical and physical model study of a vertical slot fishway. *Journal of Hydrology and Hydropromechanics*, 62(2), 150-159.
- Bombač, M., Četina, M., & Novak, G. (2017). Study on flow characteristics in vertical slot fishways regarding slot layout optimization. *Ecological Engineering*, 107, 126-136.
- Brunner, G. W. (2016). *HEC-RAS river analysis system: User's manual*. US Army Corps of Engineers, Institute for Water Resources, Hydrologic Engineering Center.
- Daneshvar, F., Nejadhashemi, A. P., Woznicki, S. A., & Herman, M. R. (2017). Applications of computational fluid dynamics in fish and habitat studies. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 17(1), 53-62.
- Duguay, J. M., Lacey, R. W. J., & Gaucher, J. (2017). A case study of a pool and weir fishway modeled with OpenFOAM and FLOW-3D. *Ecological Engineering*, 103, 31-42.
- Fuentes-Pérez, J. F., Sanz-Ronda, F. J., de Azagra, A. M., & García-Vega, A. (2016). Non-uniform hydraulic behavior of pool-weir fishways: a tool to optimize its design and performance. *Ecological Engineering*, 86, 5-12.
- Franczak D. (2009). *Projekt zagospodarowania terenu, Odbudowa jazu Skórka, gm. Krajenka, pow. Złotowski*. Hydro Projekt Sp. z o.o. Poznań,
- Fuentes-Pérez, J. F., García-Vega, A., Sanz-Ronda, F. J., & de Azagra Paredes, A. M. (2017). Villemonte's approach: a general method for modeling uniform and non-uniform performance in stepped fishways. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, (418), 23.
- Hämmerling, M., Kałuża, T., Walczak, N. (2017). Hydraulic conditions of water flow in seminatural fish pass, A case study of the Skórka barrage on the Głomia river. *Acta Sci. Pol., Formatio Circumiectus*, 16(2), 85-96.
- Kasperek, R., Wiatkowski, M. (2008). Terenowe badania funkcjonowania przepławki dla ryb na zbiorniku Michalice. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 10, 613-622.
- Książek, L., Strużyński, A., Leja, M., Pilch, E. (2011). Modelowanie fizyczne i numeryczne przepływu wody w przepławce biologicznej. *Acta Scientiarum Polonorum*, 10(4), 17-30.
- Lewandowski, J.B. (2006). *Mechanika płynów*, Wydawnictwo Akademi Rolniczej im. Augusta Cieszkowskiego w Poznaniu, Poznań

- Li, G., Sun, S., Liu, H., Zheng, T., & Zhang, C. (2017). Water profiles in vertical slot fishways without central baffle. *International Journal of Heat and Technology*, 35(1), 191-195.
- Marriner, B. A., Baki, A. B., Zhu, D. Z., Cooke, S. J., & Katopodis, C. (2016). The hydraulics of a vertical slot fishway: a case study on the multi-species Vianney-Legendre fishway in Quebec, Canada. *Ecological Engineering*, 90, 190-202.
- Pelicice, F. M., Pompeu, P. S., & Agostinho, A. A. (2015). Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish and Fisheries*, 16(4), 697-715.
- Puertas, J., Cea, L., Bermúdez, M., Pena, L., Rodríguez, Á., Rabuñal, J. R., ... & Aramburu, E. (2012). Computer application for the analysis and design of vertical slot fishways in accordance with the requirements of the target species. *Ecological Engineering*, 48, 51-60.
- Radecki-Pawlik, A., Plesiński, K., Radecki-Pawlik, B. (2017). Rozkład prędkości oraz naprężeń stycznych w komorach przepławki typu wielkokomorowego. *Acta. Sci. Pol., Formatio Circumiectus*, 16(1), 149-159.
- Rajaratnam, N., Van der Vinne, G., Katopodis, C., 1986. Hydraulics of vertical slot fishways. *J. Hydraul. Eng.*, 112, 909-927.
- Rajaratnam, N., Katopodis, C., Paccagnan, R., 1992. Field studies of fishways in Alberta. *Can. J. Civ. Eng.* 19, 627-638.
- Skowrońska, W. (2017). *Analiza warunków hydraulicznych przepływu wody przez przepławkę na stopniu Skórka na rzece Głomii*. praca magisterska, maszynopis, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
- Sobota, j. (2003). *Hydraulika i mechanika płynów*. Wydawnictwo Akademii Rolniczej we Wrocławiu, Wrocław
- Tymiński, T., Kałuża, T. (2013). Effect of vegetation on flow conditions in the “nature-like” fishways. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 15(1), 348-360.
- Walczak, N., Walczak, Z., Hämmerling, M., Sychała, M., & Niec, J. (2016). Head losses in small hydropower plant trash racks (SHP). *Acta. Sci. Pol., Formatio Circumiectus*, 15(4), 369-382.
- Wang, R. W., David, L., & Larinier, M. (2010). Contribution of experimental fluid mechanics to the design of vertical slot fish passes. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, (396), 02.

## Modeling of the Water Level Elevation Using the HEC-RAS Program in a Fish Pass of the Skórka Barrage on the Głomia River

### Abstract

The analysis of hydraulic parameters of water flow in the fish pass is very important due to the requirements and possibilities of fish migration in the context of overcoming of height difference of levels. The article identifies and verifies the parameters of the HEC - RAS mathematical model using the results of field measurements made in 2015 on the Skórka river on the Głomia river. The analyzes included checking the impact of using the *Ineffective flow area*, the coefficient of *Expansion i Contraction*, and the discharge coefficient on the obtained results of the water flow elevation. In the first step, the effect of changing roughness coefficients on the received water levels was checked. Checking the possibility to use the *Ineffective flow area* function consisted of enabling it from the above (simulation S4) and from the above and bottom (simulation S5). Based on the value of correlation coefficients, it was found that the closest field measurements are values obtained by simulation S2. In the next stage, the effect of changes in the *Expansion i Contraction* factor values was checked. It was found that the sudden change in the cross-section parameters (simulation S7) compared to the standard values of the coefficients allowed to obtain not more closely to 1 values of the correlation coefficient. In the next stage, the influence of the discharge coefficient on the obtained results of the water flow elevation was checked. Based on the analysis, it was found that the greatest impact on the results was obtained using the discharge coefficient.

### Streszczenie

Analiza parametrów hydraulicznych przepływu wody w przepławce jest bardzo ważna z uwagi na wymagania i możliwości migracji ryb w kontekście pokonywania piętrzenia. W artykule przeprowadzono identyfikację i weryfikację parametrów modelu matematycznego HEC-RAS z wykorzystaniem wyników pomiarów terenowych wykonanych w 2015 roku na stopniu wodny Skórka na rzece Głomii. Analizy obejmowały sprawdzenie wpływu wykorzystania *Ineffective flow area*, współczynnika *Expansion i Contraction* oraz współczynnika wydatku przelewu na otrzymywane wyniki układu zwierciadła wody. W pierwszym kroku sprawdzono wpływ zmiany współczynników szorstkości na otrzymywane układy zwierciadła wody. Sprawdzanie możliwości wykorzystania funkcji *Ineffective flow area* polegało na włączeniu jej od góry (symula-

cja S4) oraz od góry i od dołu (symulacja S5). Na podstawie wartości współczynników korelacji stwierdzono, że najbliższa pomiarom terenowym są wartości uzyskane symulacją S2. W kolejnym etapie sprawdzano wpływ zmian wartości współczynnika *Expansion i Contraction*. Stwierdzono, że nagła zmiana parametrów przekroju poprzecznego (symulacja S7) w porównaniu ze standardowymi wartościami współczynników nie pozwoliła uzyskać bardziej zbliżonych do 1 wartości współczynnika korelacji. W kolejnym etapie sprawdzano wpływ współczynnika wydatku na otrzymane wyniki układu zwierciadła wody. Na podstawie analiz stwierdzono, że największy wpływ na wyniki uzyskano z wykorzystaniem współczynnika wydatku.

**Słowa kluczowe:**

przepławka dla ryb, modelowanie matematyczne,  
hydrauliczne warunki przepływu wody

**Keywords:**

fish pass, mathematical modelling, hydraulic condition of water flow



## **Czynniki mikrobiologiczne na terenie wybranych krajowych portów lotniczych**

*Agata Stobnicka, Małgorzata Gołofit-Szymczak, Rafał Górny*  
*Centralny Instytut Ochrony Pracy*  
*– Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa*

### **1. Wstęp**

W ostatnich latach popularność podróży lotniczych stale rośnie, a polskie porty lotnicze obsłużyły w 2016 roku blisko 34 mln pasażerów (wg danych Urzędu Lotnictwa Cywilnego). Coraz więcej osób wybiera podróż samolotem jako najszybszy i najbezpieczniejszy środek transportu. Do takiego wyboru zachęcają także atrakcyjne ceny biletów. Oprócz niewątpliwych zalet, jak rozwinięta sieć praktycznie bezkolizyjnych połączeń, szybkość czy duże bezpieczeństwo, transport lotniczy ma także swoje wady. Jedną z nich jest możliwość rozprzestrzeniania się tą drogą chorób zakaźnych, co jak pokazują epidemie XXI wieku stanowi istotne i realne zagrożenie. Pasażerowie przemieszczający się pomiędzy różnymi krajami i kontynentami mogą być bowiem objawowymi lub bezobjawowymi nosicielami różnych chorób, co pociąga za sobą możliwość swobodnego przemieszczania się szkodliwych czynników chorobotwórczych na duże odległości (Wilson 2003). Teren portu lotniczego, gdzie odbywa się obsługa ruchu pasażerskiego jest obszarem o występującym okresowo dużym skupieniu ludzi, a najnowsze badania wskazują, że powierzchnie na terenie lotnisk mogą być głównym źródłem rozprzestrzeniania się na świecie antybiotykoopornych szczepów drobnoustrojów (Schaumburg i in. 2016).



W piśmiennictwie przedmiotu brak jest danych dotyczących charakterystyki czynników mikrobiologicznych występujących na terenie polskich portów lotniczych, stąd też konieczne było podjęcie badań w tym zakresie. Celem pracy była ilościowa i jakościowa ocena zanieczyszczenia mikrobiologicznego powietrza i powierzchni na lotniskach wytypowanych na terenie Polski.

## **2. Metodyka badań**

### **2.1. Pobieranie próbek bioaerozoli**

Badania zostały przeprowadzone w okresie od kwietnia do października na terenie 3 krajowych terminali lotniczych, z których każdy obsługuje rocznie powyżej 2 mln pasażerów. Do przeprowadzenia badań czystości mikrobiologicznej powietrza w każdym z badanych portów lotniczych wyznaczono 4 punkty pomiarowe: punkt informacyjny w hali głównej (1), punkt odprawy biletowo-bagażowej (2), punkt kontroli bezpieczeństwa (3) oraz punkt przy taśmie bagażowej w hali przylotów (4). Jednocześnie z próbkami aspirowanymi na lotniskach, pobierano próbki powietrza zewnętrznego (tzw. tło zewnętrzne) w celu oceny stopnia migracji atmosferycznych zanieczyszczeń mikrobiologicznych do wnętrza badanych obiektów.

Pobieranie próbek powietrza przeprowadzone zostało stacjonarnie, metodą wolumetryczną zgodnie z normą PN-EN 13098 „Powietrze na stanowiskach pracy – Wytyczne dotyczące pomiaru mikroorganizmów i endotoksyn zawieszonych w powietrzu”. Próbki powietrza pobierano impaktorem MAS (model 100, Merck, Darmstadt, Niemcy). Każdorazowo przed pomiarem głowica impaktora poddawana była czyszczeniu i dezynfekcji polegającej na myciu alkoholem izopropylowym w myjce ultradźwiękowej (model Sonic 5, Polsonic, Warszawa). Każdorazowo impaktor ustawiano na badanym stanowisku pomiarowym na wysokości strefy oddechowej człowieka. Prędkość przepływu strugi powietrza podczas pobierania próbki wynosiła każdorazowo 100 L/min. W badaniach aerozolu bakteryjnego i grzybowego zastosowano 1-minutowy czas aspiracji próbki. Powierzchnię wychwytu w impaktorze stanowiła standardowa szalka Petriego o średnicy 90 mm wypełniona odpowiednim podłożem mikrobiologicznym: tj. agarem tryptozowo-sojowym (Tryptcase Soy Agar – TSA, bioMérieux, Marcy l’Etoile, Francja) z 5% dodatkiem

odwłóknionej krwi baraniej dla bakterii oraz agarem słodowym (Malt Extract Agar; Merck) dla grzybów. Warunki inkubacji pobranych próbek przedstawiały się następująco: dla bakterii – 1 dzień (37°C) + 3 dni (22°C) + 3 dni (4°C), a dla grzybów – 4 dni (30°C) + 4 dni (22°C). Wszystkie próbki inkubowano w warunkach tlenowych. Przedłużona inkubacja próbek w kierunku bakterii miała na celu umożliwienie wzrostu szczepom wolnorosnącym w niższym zakresie temperatur (Dutkiewicz 1978, Macher 1999, Jensen i Schafer 1998). Po inkubacji, zliczeniu kolonii oraz uwzględnieniu objętości próbki wyznaczano stężenie mikroorganizmów w jednostkach tworzących kolonie w 1 m<sup>3</sup> powietrza [jtk/m<sup>3</sup>]. Otrzymany wynik przeliczano w oparciu o tablicę konwersyjną dołączoną do impaktora według wzoru:

$$P_r = N[1/N + 1/(N-1) + 1/(N-2) + \dots + 1/(N-r+1)] \quad (1)$$

gdzie:

$P_r$  – ostateczny wynik po korekcie (rzeczywiste stężenie drobnoustrojów),

$N$  – liczba otworów w głowicy,

$r$  – wynik odczytu z płytki.

## 2.2. Pobieranie próbek wymazów

Do badań wytypowano następujące powierzchnie: blaty (a), taśmy bagażowe (b) i poręcze (c) w punkcie odprawy bagażowo-biletowej; blaty (d), taśmy bagażowe (e), pojemniki na bagaże (f) oraz rolki do przesuwania bagażu (g) w punkcie kontroli bezpieczeństwa; taśmy bagażowe w hali przylotów (h) oraz blaty (i) i poręcze (j) w punkcie informacyjnym w hali głównej. Próbki wymazów powierzchniowych pobierano sterylną wymazówką zwilżoną solą fizjologiczną z wykorzystaniem jednorazowego sterylnego szablonu o powierzchni 100 cm<sup>2</sup> (MEUS S.R.L., Piove Di Sacco, Włochy). Następnie wymazówkę umieszczano w probówce z podłożem transportowym Amies (MEUS S.R.L.), utrzymującym pobrane drobnoustroje przy życiu do czasu ich przywiezienia do laboratorium. Analiza próbki z wymazu powierzchniowego polegała na ekstrakcji zebranego materiału w roztworze soli fizjologicznej poprzez wytrząsanie próbek 600 obr/min przez 30 min w wytrząsarce. Z tak uzyskanej zawiesiny wykonywano 3 kolejne 10-krotne rozcieńczenia, które następnie wysiewano w objętości 0,1 cm<sup>3</sup> na wcześniej przygotowane podłoża mikrobiologiczne, tj. agar tryptozowo-sojowy (Trypcase Soy Agar –

TSA, bioMérieux, Marcy l’Etoile, Francja) z 5% dodatkiem odwłóknionej krwi baraniej dla bakterii oraz agar słodowy (Malt Extract Agar; Merck) dla grzybów. Warunki inkubacji były analogiczne jak dla próbek bioaerozoli. Po inkubacji, zliczeniu kolonii oraz uwzględnieniu badanej powierzchni, wyznaczano stężenie mikroorganizmów w jednostkach tworzących kolonie na 1 cm<sup>2</sup> powierzchni [jtk/cm<sup>2</sup>]. Stężenie mikroorganizmów na badanych powierzchniach ( $C_w$ ) obliczano według wzoru:

$$C_w = (N \times V_1 \times D) / (A \times V_2) \quad (2)$$

gdzie:

$N$  – średnia liczba wyrosłych kolonii na podłożu [jtk],

$V_1$  – objętość roztworu użytego do ekstrakcji [cm<sup>3</sup>],

$D$  – wskaźnik rozcieńczenia,  $A$  – wielkość badanej powierzchni [cm<sup>2</sup>],

$V_2$  – objętość próbki wysiewanej na podłoże [cm<sup>3</sup>].

### 2.3. Identyfikacja wyizolowanych mikroorganizmów

Po wyznaczeniu stężeń mikroorganizmów w powietrzu i na powierzchniach przeprowadzono ich identyfikację w oparciu o analizę makroskopową kolonii i mikroskopową cech morfologicznych komórek, uzupełnioną w przypadku bakterii i drożdży o analizę ich cech biochemicznych (Holt i in. 1994). W analizie cech biochemicznych bakterii wykorzystano szeregi biochemiczne API (analytical profile index) (Staph, Strep, Coryne, CHB+CH, E, NE, NH, A, Campy) połączone z komputerowym systemem analizy APIweb (bioMérieux SA), pozwalające na ocenę zdolności bakterii do enzymatycznego rozkładu organicznych substratów. Przed wyborem testu API przeprowadzono testy wstępne, takie jak barwienie komórek bakteryjnych metodą Grama, test na katalazę, test na oksydazę oraz ocenę typu hemolizy, na podstawie których wybierano odpowiedni rodzaj testu biochemicznego. Wyniki reakcji biochemicznych testów API, skojarzone z wynikami analizy makro- i mikroskopowej oraz analizy cech fizjologicznych, posłużyły do ostatecznej identyfikacji badanych szczepów. Jakościową analizę grzybów przeprowadzono z wykorzystaniem kluczy do oznaczania grzybów pleśniowych i drożdży (Barnet & Payne 1986, Domsch i in. 1995, Fischer i Cook 1998, Pitt 2000, Klich 2002, Samson i in. 2004, Krzyściak i in. 2011, St-Germain i Summerbell 2011). Do identyfikacji cech biochemicznych drożdży wykorzystano test API C AUX (bioMérieux SA).

## 2.4. Pomiary wilgotności względnej i temperatury

Na każdym z wyznaczonych stanowisk pomiarowych przeprowadzono pomiar wilgotności względnej i temperatury powietrza za pomocą termohigrometru (model Omniport 20, prod. E+E Electronic GmbH, Austria).

## 2.4. Analiza statystyczna

Uzyskane dane pomiarowe opracowano statystycznie w oparciu o test Kruskala-Wallis'a oraz analizę korelacji Spearman'a z wykorzystaniem pakietu „STATISTICA data analysis software system”, wersja 7.1. (StatSoft, Inc., Tulsa, OK, 2006), przyjmując za znamienne statystycznie wartości  $p < 0,05$ .

## 3. Wyniki i dyskusja

Średnie stężenia aerozoli bakteryjnego i grzybowego na lotniskach przedstawiono w tabeli 1. Na terenie terminali najwyższe średnie stężenie bakterii odnotowano w hali głównej ( $800 \text{ jtk/m}^3$ ), natomiast najwyższe średnie stężenie grzybów w hali przylotów ( $250 \text{ jtk/m}^3$ ). Test Kruskala-Wallis'a nie wykazał jednak statystycznie istotnych różnic w poziomach średnich stężeń mikroorganizmów w powietrzu pomiędzy poszczególnymi stanowiskami pomiarowymi na terenie badanych terminali. Porównanie wyników pomiarów dla badanych stanowisk oraz dla tła zewnętrznego wykazało, że średnie stężenia aerozolu bakteryjnego na lotniskach były znacząco wyższe ( $p < 0,01$ ) od stężeń tła zewnętrznego, natomiast stężenia aerozolu grzybowego były znacząco niższe ( $p < 0,01$ ).

Interpretacja wyników badań ilościowych bioaerozoli na lotniskach jest utrudniona ze względu na brak powszechnie uznanych wartości normatywnych czy referencyjnych. Oznaczenie stopnia mikrobiologicznego zanieczyszczenia powietrza, które wyrażane jest liczbą jednostek tworzących kolonie (jtk) w  $1 \text{ m}^3$  powietrza, stosuje się obecnie jako najlepszą i najczęściej używaną miarę określającą narażenie na szkodliwe czynniki biologiczne. W ocenie higienicznej badanych obiektów wykorzystano propozycje dopuszczalnych stężeń mikroorganizmów w powietrzu dla pomieszczeń mieszkalnych, czyli w środowisku, w którym człowiek spędza większość swojego czasu w ciągu życia, zaproponowane przez Zespół Ekspertów ds. Czynników Biologicznych (ZECB) Międzyresortowej Ko-

misji ds. Najwyższych Dopuszczalnych Stężeń i Natężeń Czynn timerów Szkodliwych dla Zdrowia w Środowisku Pracy. Propozycje te określają m.in. wartości dopuszczalne stężeń mikroorganizmów w powietrzu w oparciu o wyniki pomiarów wolumetrycznych bioaerozoli (Augustyńska i Pośniak 2014). W odniesieniu do powietrza zewnętrznego, w ocenie ilościowej czynników mikrobiologicznych w 2011 r. ZECB przyjął założenie, że stężenie poszczególnych składników bioaerozoli w powietrzu atmosferycznym nie powinno przekraczać wartości dopuszczalnych proponowanych dla powietrza w pomieszczeniach (Górny i in. 2011). Zgodnie z powyższymi zalecanymi wartościami referencyjnymi, na stanowiskach pomiarowych oraz w tle zewnętrznym nie stwierdzono przekroczenia dopuszczalnych stężeń mikroorganizmów w powietrzu.

**Tabela 1.** Stężenia bakterii i grzybów w powietrzu [jtk/m<sup>3</sup>] na stanowiskach pracy obsługi naziemnej ruchu lotniczego i w tle zewnętrznym (powietrze atmosferyczne)

**Table 1.** Concentrations of bacteria and fungi [CFU/m<sup>3</sup>] in the air at the check-in staff work environment and in the outside background (atmospheric air)

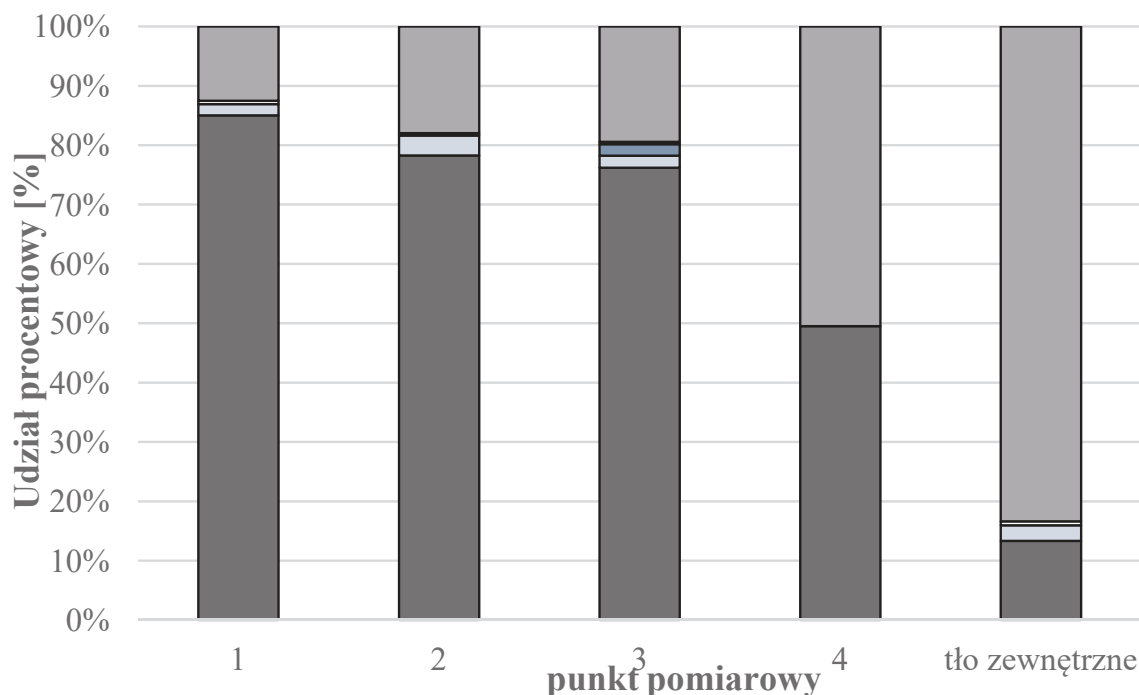
Stanowisko pomiarowe <sup>*)</sup>	Stężenie bakterii		Stężenie grzybów	
	mediana	zakres	mediana	zakres
1	800	500-2520	150	50-310
2	670	430-2950	100	80-530
3	620	510-1860	60	20-820
4	245	150-340	250	240-260
tło zewnętrzne	125	20-450	815	140-1440

<sup>\*)</sup> Objasnienia: 1 – punkt informacyjny w hali głównej, 2 – punkt odprawy biletowo-bagażowej, 3 – punkt kontroli bezpieczeństwa, 4 – punkt przy taśmie bagażowej w hali przylotów

Wszystkie pobrane próbki powietrza poddano również analizie jakościowej. Udziały procentowe poszczególnych grup mikroorganizmów w stosunku do całości mikrobioty wyizolowanej z próbek powietrza pobranych na badanych stanowiskach pracy przedstawiono na rysunku 1. W bioaerozolach dominowały ziarniaki Gram-dodatnie oraz grzyby, które stanowiły odpowiednio do 85,0% oraz do 83,4% całości wyizolowanej

mikrobioty. Kolejną grupą mikroorganizmów pod względem częstości izolacji były: laseczki Gram-dodatnie wytwarzające przetrwalniki (do 3,4%), nieprzetrwalnikujące pałeczki Gram-dodatnie (do 1,4%), mezofilne promieniowce (do 0,7%) i pałeczki Gram-ujemne (do 0,4%).

Wyniki analizy taksonomicznej mikroorganizmów wyizolowanych z powietrza na badanych stanowiskach pomiarowych przedstawiono w tabeli 2. W badanych próbkach zidentyfikowano 17 gatunków bakterii należących do 7 rodzajów oraz 14 gatunków grzybów należących do 10 rodzajów. Wśród zidentyfikowanych szczepów bakterii najczęściej izolowano Gram-dodatnie ziarenkowce z rodzaju *Micrococcus*, *Kocuria* i *Staphylococcus*. Mikroorganizmy należące do tych rodzajów były obecne na wszystkich stanowiskach pomiarowych. Rodzaj *Staphylococcus* reprezentowany był przez 5 gatunków, natomiast *Kocuria* i *Micrococcus* odpowiednio przez 4 i 2 gatunki. Szczepy należące do powyższych rodzajów zwykle wchodzi w skład naturalnej mikrobioty człowieka, ale mogą również powszechnie występować w środowisku zewnętrznym. Niemniej jednak należący do grupy 2. zagrożenia *Staphylococcus aureus*, obecny w hali głównej, może być przyczyną zakażeń ropnych skóry, tkanek podskórnych oraz tkanek miękkich, jak również zakażeń układowych. Należy również zaznaczyć, że pozostałe szczepy z rodzaju *Staphylococcus* mogą być niebezpieczne dla osób z obniżoną odpornością i powodować różnego rodzaju zakażenia (m.in. wsierdza, układu moczowego, skóry). Niekorzystne skutki zdrowotne u ludzi, w postaci zakażeń skóry i tkanki podskórnej, mogą wywoływać również mezofilne promieniowce z rodzaju *Streptomyces* zaliczane do grupy 2. zagrożenia, których obecność stwierdzono w punkcie kontroli bezpieczeństwa. Pozostałe bakterie Gram-dodatnie, a więc pałeczki nieprzetrwalnikujące z rodzaju *Microbacterium* oraz przetrwalnikujące laseczki *Bacillus* są bakteriami powszechnie występującymi w środowisku (głównie w glebie i na roślinach), które mogą przedostawać się do pomieszczeń poprzez instalację wentylacyjną, jak również mogą być przenoszone przez człowieka na powierzchni ubrań czy bagażu. W punkcie kontroli bezpieczeństwa stwierdzono również obecność pałeczek Gram-ujemnych z gatunku *Pseudomonas fluorescens*. Gatunek ten wchodzi w skład naturalnej mikrobioty środowiska, jednak u osób z obniżoną odpornością mogą powodować m.in. zakażenia dróg oddechowych i moczowych, zapalenie opon mózgowo-rdzeniowych, jak również przyczyniać się do powstawania zakażeń ropnych skóry.



**Rys. 1.** Udziały procentowe grup mikroorganizmów w stosunku do całości mikrobioty wyizolowanej z próbek powietrza pobranych na badanych stanowiskach pracy. Kolory w kolumnach oznaczają odpowiednio: ■ ziarniaki Gram-dodatnie, □ laseczki Gram-dodatnie wytwarzające przetrwalniki, □ mezofilne promieniowce, ■ pałeczki Gram-ujemne, ■ grzyby. Kolejne liczby oznaczają: 1 – punkt informacyjny w hali głównej, 2 – punkt odprawy biletowo-bagażowej, 3 – punkt kontroli bezpieczeństwa, 4 – punkt przy taśmie bagażowej w hali przylotów

**Fig. 1.** Percentage of microorganisms group in relations to the whole microbiota isolated from air samples collected at airports:

■ Gram-positive cocci, □ Gram-positive bacilli, □ mesophilic actinomycetes, ■ Gram-negative rods, ■ fungi. The numbers mean: 1 – information office in the main hall, 2 – check-in area, 3 – security check area, 4 – arrivals hall

Mikrobiota grzybowa na badanych stanowiskach została zdominowana przez grzyby pleśniowe, niemniej jednak na wszystkich stanowiskach pomiarowych stwierdzono także obecność grzybów drożdżoidalnych z gatunku *Geotrichum candidum*. Wśród pleśni dominowały rodzaje: *Acremonium*, *Cladosporium*, *Penicilium* i *Scopulariopsis*. Zidentyfikowane grzyby wchodzi w skład naturalnej mikrobioty powietrza i w obserwowanych stężeniach nie stanowią zagrożenia dla osób z prawidłowo funkcjonującym układem odpornościowym. Niemniej jednak, grzyby ple-

śniowe występując w powietrzu nawet w niewielkiej ilości, mogą stać się przyczyną wielu niekorzystnych skutków zdrowotnych, np. chorób o podłożu alergicznym, astmy oskrzelowej, AZPP, alergii skórnych czy podrażnień.

**Tabela 2.** Rodzaje i gatunki bakterii i grzybów zidentyfikowane w powietrzu na terenie portów lotniczych

**Table 2.** Genera and species of bacteria and fungi identified in air at the airports

Wyizolowane mikroorganizmy		Stanowisko pomiarowe <sup>a)</sup>				
		1	2	3	4	tło
Bakterie	Ziarniaki Gram-dodatnie					
	<i>Staphylococcus hominis</i>	×	×			
	<i>Staphylococcus lentus</i>		×			×
	<i>Staphylococcus aureus</i> *	×				
	<i>Staphylococcus sciuri</i>	×		×		
	<i>Staphylococcus spp.</i> **	×	×	×		×
	<i>Kocuria kristinae</i>	×		×		
	<i>Kocuria rosea</i>	×	×	×		
	<i>Kocuria varians</i>	×	×			
	<i>Kocuria spp.</i>	×	×	×		×
	<i>Micrococcus luteus</i>		×			
	<i>Micrococcus spp.</i>	×	×	×	×	×
	Laseczki Gram-dodatnie					
	<i>Bacillus pumilus</i>		×	×		×
	<i>Bacillus sphaericus</i>		×			
	<i>Bacillus licheniformis</i>	×	×	×		×
	<i>Bacillus coagulans</i>	×	×	×		
	Pałeczki Gram-dodatnie nieprzetrwalnikujące					
	<i>Microbacterium spp.</i>			×		
	Mezofilne promieniowce					
<i>Streptomyces spp.</i> *	×		×		×	
Pałeczki Gram-ujemne						
<i>Pseudomonas fluorescens</i>		×	×			



Tabela 2. cd.

Table 2. cont.

Wyizolowane mikroorganizmy		Stanowisko pomiarowe <sup>a)</sup>				
		1	2	3	4	tło
Grzyby	Grzyby pleśniowe					
	<i>Acremonium</i> spp.	×	×	×	×	
	<i>Alternaria</i> spp.		×	×		×
	<i>Cladosporium</i> spp.	×	×	×	×	×
	<i>Chrysosporium</i> spp.	×				
	<i>Fusarium culmorum</i>		×			
	<i>Penicillium commune</i>			×		
	<i>Penicillium purpurogenum</i>		×			×
	<i>Penicillium solitum</i>		×			
	<i>Penicillium variable</i>		×	×		×
	<i>Penicillium</i> spp.**	×		×	×	×
	<i>Scopulariopsis</i> spp.	×	×	×	×	
	<i>Syncephalastrum racemosum</i>		×			
	<i>Ulocladium</i> spp.	×		×		×
	Drożdże					
<i>Geotrichum candidum</i>	×	×	×	×		

<sup>a)</sup> Objasnienia: 1 – punkt informacyjny w hali głównej, 2 – punkt odprawy bileto-towo-bagażowej, 3 – punkt kontroli bezpieczeństwa, 4 – punkt przy taśmie багаżowej w hali przylotów

„\*” – szczepy zakwalifikowane do grupy 2. zagrożenia wg rozporządzenia Ministra Zdrowia z dnia 22.04.05. Dz. U. nr 81, poz. 716 ze zm.

„\*\*” – niektóre szczepy z tego rodzaju są zakwalifikowane do grupy 2. zagrożenia wg rozporządzenia Ministra Zdrowia z dnia 22.04.05. Dz. U. nr 81, poz. 716 ze zm.

Średnie stężenia bakterii i grzybów na badanych powierzchniach przedstawiono w tabeli 3. Najbardziej zanieczyszczonymi powierzchniami, pod kątem obecności zarówno bakterii (169 jtk/cm<sup>2</sup>), jak i grzybów (16 jtk/cm<sup>2</sup>) były taśmy багаżowe w punkcie kontroli bezpieczeństwa (stanowisko e). Brak jest obecnie powszechnie ustalonych wartości normatywnych odnoszących się do stopnia zanieczyszczenia powierzchni wewnątrz użytkowych. W piśmiennictwie przedmiotu istnieją normatywy

higieniczne określające stopnie czystości pomieszczeń tzw. czystych w działaniu, według rozporządzenia Ministra Zdrowia w sprawie wymagań dobrej praktyki wytwarzania (Dz.U. 2002, nr 224, poz. 1882) oraz pomieszczeń w zakładach przetwórstwa spożywczego (np. PN-A-82055-19). Niemniej jednak uwzględniając te normatywy należy pamiętać, że ze względu na charakter pomieszczeń, dla których są one proponowane, narzucają one bardzo wysokie wymagania co do jakości mikrobiologicznej powierzchni i jako takie mogą w odniesieniu do badanych powierzchni na stanowiskach pomiarowych stanowić jedynie orientacyjny punkt odniesienia. Dodatkowo, w piśmiennictwie przedmiotu istnieją również propozycje normatywów higienicznych określających stan higieniczny powierzchni pomieszczeń mieszkalnych oraz użyteczności publicznej zanieczyszczonych zarodnikami grzybów (Kemp i Neumeister-Kemp 2010) Biorąc pod uwagę wszystkie powyższe normatywy lub ich propozycje można stwierdzić, iż badane powierzchnie charakteryzują się wysokim zanieczyszczeniem mikrobiologicznym.

**Tabela 3.** Stężenia bakterii i grzybów w próbkach wymazów powierzchniowych [jtk/cm<sup>2</sup>]

**Table 3.** Results of quantitative and qualitative analysis of surface samples [CFU/cm<sup>2</sup>] (averages, ranges and standard deviations)

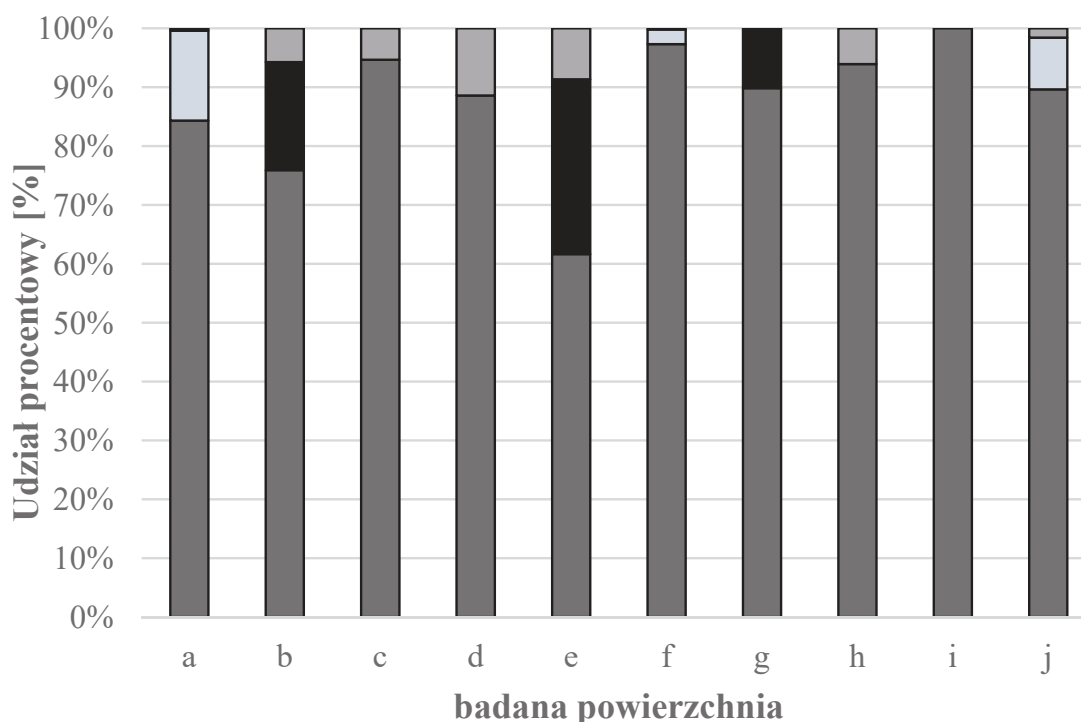
Stanowisko pomiarowe*)	Liczba bakterii		Liczba grzybów	
	Mediana	Zakres	Mediana	Zakres
a	24,3	17,6-29	0,1	0-0,38
b	91,8	87,5-96	5,6	0-11,2
c	23	5,4-40,8	1,3	0,9-1,7
d	1,6	1,4-1,8	0,2	0,1-0,2
e	169	164-174	16	15,7-16,2
f	49,9	49,8-50	0,1	0-0,3
g	11,3	11,1-11,5	0	0
h	58,8	15,6-102	3,8	0-7,6
i	37,6	36,9-38,2	0	0
j	24,5	23,3-25,9	0,4	0,1-0,8

\*) Objasnienia: a – blaty w punkcie odprawy bagażowo-biletowej, b – taśmy bagażowe w punkcie odprawy bagażowo-biletowej, c – poręcze w punkcie odprawy bagażowo-biletowej; d – blaty w punkcie kontroli bezpieczeństwa, e – taśmy бага-

żowe w punkcie kontroli bezpieczeństwa, f – pojemniki na bagaże w punkcie kontroli bezpieczeństwa, g – rolki do przesuwania bagażu w punkcie kontroli bezpieczeństwa; h – taśmy bagażowe w hali przylotów, i – blaty w punkcie informacyjnym w hali głównej, j – poręcze w punkcie informacyjnym w hali głównej

Wymazy powierzchniowe poddano również analizie jakościowej. Udziały procentowe poszczególnych grup mikroorganizmów w stosunku do całości mikrobioty wyizolowanej z próbek wymazów przedstawiono na rysunku 2. Dominującą grupą mikroorganizmów na badanych powierzchniach były bakterie, które stanowiły od 88,6% do 100% całości mikrobioty. Wśród nich najczęściej izolowaną grupą były ziarniaki Gram-dodatnie (61,5-100%). Kolejnymi pod względem częstości izolacji były: pałeczki Gram-ujemne (do 29,6%) oraz laseczki Gram-dodatnie wytwarzające przetrwalniki (do 15,3%). Na badanych powierzchniach nie stwierdzono obecności nieprzetrwalnikujących pałeczek Gram-dodatnich oraz mezofilnych promieniowców. Wśród badanych powierzchni, pod względem największej liczby bakterii Gram-ujemnych, odznaczały się taśma bagażowa i rolki do przesuwania bagażu w strefie kontroli bezpieczeństwa (stanowiska e oraz g) oraz taśma bagażowa na stanowisku odprawy bagażowo-biletowej (stanowisko b).

Wyniki analizy taksonomicznej mikroorganizmów wyizolowanych z powierzchni przedstawiono w tabeli 4. W badanych próbkach zidentyfikowano 23 gatunki bakterii należące do 8 rodzajów oraz 15 gatunków grzybów należących do 12 rodzajów. Wśród bakterii najczęściej izolowane były, podobnie jak w przypadku próbek powietrza, ziarniaki Gram-dodatnie z rodzaju *Micrococcus* i *Staphylococcus*, które były obecne na wszystkich stanowiskach pomiarowych. Rodzaj *Staphylococcus* reprezentowany był przez 8 gatunków, a *Micrococcus* przez 1 gatunek. Szczepy należące do powyższych rodzajów stanowią naturalną mikrobiotę człowieka, jak również mogą powszechnie występować w środowisku zewnętrznym. Niemniej jednak, należący do grupy 2. zagrożenia *Staphylococcus aureus*, obecny na powierzchni taśm bagażowych w strefie kontroli może powodować ropne zakażenia skóry, tkanek podskórnych, tkanek miękkich oraz zakażeń układowych. Należy również zaznaczyć, iż pozostałe szczepy z rodzaju *Staphylococcus* mogą być niebezpieczne dla osób z obniżoną odpornością i powodować różnego rodzaju choroby zakaźne.



**Rys. 2.** Udziały procentowe grup mikroorganizmów w stosunku do całości mikrobioty wyizolowanej z wymazów powierzchniowych pobranych na terenie portów lotniczych. Kolory w kolumnach oznaczają odpowiednio: ■ ziarniaki Gram-dodatnie, □ laseczki Gram-dodatnie wytwarzające przetrwalniki, ■ pałeczki Gram-ujemne, ■ grzyby. Kolejne litery oznaczają: a – blaty w punkcie odprawy bagażowo-biletowej, b – taśmy bagażowe w punkcie odprawy bagażowo-biletowej, c – poręcze w punkcie odprawy bagażowo-biletowej; d – blaty w punkcie kontroli bezpieczeństwa, e – taśmy bagażowe w punkcie kontroli bezpieczeństwa, f – pojemniki na bagaże w punkcie kontroli bezpieczeństwa, g – rolki do przesuwania bagażu w punkcie kontroli bezpieczeństwa; h – taśmy bagażowe w hali przylotów, i – blaty w punkcie informacyjnym w hali głównej, j – poręcze w punkcie informacyjnym w hali głównej

**Fig. 2.** Percentage of microorganisms group in relations to the whole microbiota isolated from surface samples collected at airports:

■ Gram-positive cocci, □ Gram-positive bacilli, ■ Gram-negative rods, ■ fungi. Letters mean: a – countertops in check-in area, b – luggage tapes in check-in area, c – handrails in check-in area, d – countertops in security check area, e – luggage tapes in security check area, f – luggage containers in security check area, g – luggage rollers in security check area, h – luggage tapes in arrivals hall, i – countertops in information office in the main hall, j – handrails in information office in the main hall



Tabela 4. cd.  
Table 4. cont.

Wyizolowane mikroorganizmy		Miejsce pobrania wymazu <sup>a)</sup>									
		a	b	c	d	e	f	g	h	i	j
Grzyby	Grzyby pleśniowe										
	<i>Acremonium</i> spp.				×						
	<i>Alternaria</i> spp.					×					
	<i>Byssochlamys</i> spp.			×							
	<i>Cladosporium</i> spp.					×					
	<i>Penicillium commune</i>					×					
	<i>Penicillium chrysogenum</i>										×
	<i>Penicillium</i> spp. *					×					×
	<i>Rhizopus oryzae</i>										×
	<i>Scopulariopsis</i> spp.			×							
	<i>Sporobolomyces salmonicolor</i>										×
	Drożdże										
	<i>Cryptococcus laurentii</i>	×		×							×
	<i>Trichosporon asahii</i>		×			×			×		
	<i>Candida pelliculosa</i>			×							
	<i>Rhodotorula mucilaginosa</i>			×							
<i>Rhodotorula</i> spp.			×							×	

a) a – blaty w punkcie odprawy bagażowo-biletowej, b – taśmy bagażowe w punkcie odprawy bagażowo-biletowej, c – poręcze w punkcie odprawy bagażowo-biletowej; d – blaty w punkcie kontroli bezpieczeństwa, e – taśmy bagażowe w punkcie kontroli bezpieczeństwa, f – pojemniki na bagaże w punkcie kontroli bezpieczeństwa, g – rolki do przesuwania bagażu w punkcie kontroli bezpieczeństwa; h – taśmy bagażowe w hali przylotów, i – blaty w punkcie informacyjnym w hali głównej, j – poręcze w punkcie informacyjnym w hali głównej

„\*” – mikroorganizmy zakwalifikowane do grupy 2. zagrożenia wg rozporządzenia Ministra Zdrowia z dnia 22.04.05. Dz. U. nr 81, poz. 716 ze zm.

„\*\*” – niektóre szczepy z tego rodzaju są zakwalifikowane do grupy 2. zagrożenia wg rozporządzenia Ministra Zdrowia z dnia 22.04.05. Dz. U. nr 81, poz. 716 ze zm.

Pałeczki Gram-ujemne, które występowały na powierzchni taśmy bagażowej (stanowisko r) i rolek do przesuwania bagażu (stanowisko g) w strefie kontroli bezpieczeństwa oraz taśmy bagażowej na stanowisku odprawy bagażowo-biletowej (stanowisko b) zostały najprawdopodobniej przeniesione z bagażem pasażerów, który w trakcie transportu styka się z glebą, ponieważ zidentyfikowane szczepy bakterii Gram-ujemnych, tj. *Pantoea* spp., *Sphingomonas paucimobilis* i *Rhizobium radiobacter* są typowymi bakteriami pochodzenia glebowego i roślinnego.

W piśmiennictwie przedmiotu brakuje danych dotyczących zanieczyszczenia powietrza i powierzchni na terenie obiektów obsługujących pasażerów ruchu lotniczego. Na terenie badanych terminali stężenia aerozolu bakteryjnego wynosiły od 125 jtk/m<sup>3</sup> do 800 jtk/m<sup>3</sup>. Dybwad i wsp. (2012) podają, że zanieczyszczeniem tego samego rzędu wielkości (średnia 403 jtk/m<sup>3</sup>) charakteryzują się badane przez autorów stacje metra. W przypadku powierzchni, zanieczyszczenie bakteriami wahało się od 1,6 do 169 jtk/cm<sup>2</sup>, a dla grzybów od 0 do 16 jtk/cm<sup>2</sup>. Otrzymane wyniki wskazują na wyższe zanieczyszczenie mikrobiologiczne powierzchni na terenie terminalu lotniska, niż powierzchni w innych obiektach użyteczności publicznej związanych z transportem – takich jak autobusy, metro i stacje metra, opublikowane przez Otter i French (2009), gdzie 95% badanych powierzchni charakteryzowało się średnimi zanieczyszczeniem mikrobiologicznym na poziomie 12 jtk/cm<sup>2</sup>. W badanych próbkach powietrza i wymazów dominowały ziarniaki Gram-dodatnie z rodzaju *Micrococcus*, *Kocuria* i *Staphylococcus*. Gram-dodatnie ziarniaki były także najczęściej izolowaną grupą bakterii w powietrzu na wspomnianych stacjach metra (Dybwad i wsp. 2012). Wśród pleśni dominowały rodzaje: *Acremonium*, *Alternaria*, *Cladosporium*, *Penicillium* i *Scopulariopsis*. Otrzymane wyniki potwierdzają dane opublikowane przez McKernan i in. (2007) według których dominującą grupą grzybów w powietrzu na terenie portów lotniczych stanowią przede wszystkim rodzaje *Cladosporium* i *Penicillium*. Nieliczne dane potwierdzają obecność na terenie terminali lotniczych szkodliwych czynników mikrobiologicznych, mogących stać się przyczyną zakażeń u ludzi. Wysokie stężenia bakterii i grzybów obserwowane są szczególnie w trakcie wzmożonego ruchu podróźnych, a wśród zidentyfikowanych mikroorganizmów obecne są zazwyczaj bakterie Gram-dodatnie z rodzajów *Streptococcus*, *Staphylococcus*, *Corynebacterium*, *Propionibacterium*, *Kocuria*, *Bacil-*

lus, *Rhodococcus*, *Micrococcus*, *Microbacterium*, bakterie Gram-ujemne z rodzajów *Flavobacterium*, *Methylobacterium*, *Pseudomonas* sp. non-aeruginosa, *Stenotrophomonas maltophilia* i *Shewanella putrefaciens* oraz grzyby z rodzajów *Acremonium*, *Alternaria*, *Aspergillus* (w tym gatunki *Aspergillus flavus* i *Aspergillus fumigatus*), *Botrytis*, *Cladosporium*, *Eurotium*, *Fusarium*, *Mucor*, *Oidiodendron*, *Paecilomyces variotii*, *Penicillium*, *Rhizopus*, *Rhodotorula*, *Scopulariopsis*, *Sporobolomyces*, *Stachybotrys*, *Syncephalastrum* i *Ulocladium* (McManus i Kelley 2005; McKernan i in. 2008; McKernan i in. 2007).

Na wyznaczonych stanowiskach pomiarowych zmierzono temperaturę i wilgotność względną powietrza. Temperatura powietrza wahała się od 20,1°C do 25,7°C, natomiast wilgotność od 25,7% do 57,2%. Na podstawie wyników korelacji Spearman'a stwierdzono, że temperatura powietrza oraz wilgotność względna powietrza nie determinowała w sposób znaczący wielkości obserwowanych stężeń bioaerozoli – brak istotnych korelacji pomiędzy parametrami mikroklimatu, a stężeniami badanych bioaerozoli ( $p > 0,05$ ).

#### 4. Podsumowanie i wnioski

Otrzymane wyniki badań wskazują, że stężenia bakterii i grzybów w powietrzu na terenie terminali lotniczych były niskie, natomiast powierzchnie charakteryzowały się wysokim zanieczyszczeniem mikrobiologicznym. W bioaerozolach oraz powierzchniach na lotniskach mogą występować potencjalnie chorobotwórcze bakterie i grzyby należące do grupy 2. zagrożenia. Bezpośredni kontakt z tymi drobnoustrojami, szczególnie u osób z obniżoną odpornością organizmu może spowodować niekorzystne skutki zdrowotne, w postaci m.in. zakażeń czy reakcji alergicznych. Jednocześnie należy pamiętać, że grzyby pleśniowe występując w powietrzu nawet w niskich stężeniach mogą być przyczyną wielu niekorzystnych skutków zdrowotnych, w tym chorób o podłożu alergicznym, astmy oskrzelowej, alergicznego zapalenia pęcherzyków płucnych, alergii skórnych czy podrażnień.



## Literatura

- Augustyńska, D., Pośniak, M. (2014). *Międzyresortowa Komisja ds. Najwyższych Dopuszczalnych Stężeń i Natężeń Czynników Szkodliwych dla Zdrowia w Środowisku Pracy – Czynniki szkodliwe w środowisku pracy - Wartości dopuszczalne*. Warszawa: CIOP PIB.
- Barnett, J., Payne, R.W. (1986). *Yeast: Characteristic and identification*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Domsch, K.H., Gams, W., Anderson, T.H. (1995) *Compendium of soil fungi*. London: Academic Press.
- Dutkiewicz, J. (1978). Exposure to dust-borne bacteria in agriculture. I. Environmental studies. *Archives of Environmental Health*, 33, 250-259.
- Dybwad, M., Granum, P.E., Bruheim, P., Blatny, J.M. (2012). Characterization of airborne bacteria at an underground subway station. *Applied and Environmental Microbiology*, 78(6), 1917-1929.
- Fisher, F., Cook N.B. (1998). *Fundamentals of diagnostic mycology*. Philadelphia: WB Saunders Company.
- Górny, R.L., Cyprowski, M., Ławniczek-Wałczyk, A., Gołofit-Szymczak, M., Zapór, L. (2011). *Biohazards In the indoor environment – a role for threshold values in exposure assessment*, Management of Indoor Air Quality – Dudzińska (ed).
- Holt, J.G., Krieg, N.R., Sneath, P.H.A., Stanley, J.T., Williams, S.T. (1994). *Bergey's manual of determinative bacteriology*. Baltimore: Williams and Wilkins.
- Jensen, P.A., Schafer, M.P. (1998). *Sampling and characterization of bioaerosols. NIOSH manual of analytical methods*. Atlanta: National Institute for Occupational Safety and Health.
- Kemp, P., Neumeister-Kemp, H. (2010). *Australian mould guideline*. Australia: The Enviro Trust, Osborne Park.
- Klich, M.A. (2002). *Identification of common Aspergillus species*. Utrecht: Centraalbureau voor Schimmelcultures.
- Krzyściak, P., Skora, M., Macura, A.B. (2011). *Atlas grzybów chorobotwórczych człowieka*. Wrocław: MedPharm.
- Macher, J. (1999). *American Conference of Governmental Industrial Hygienists. Bioaerosols: Assessment and control*. ACGIH: Cincinnati.
- McManus, C.J., Kelley, S.T. (2005). Molecular survey of aeroplane bacterial contamination. *Journal of Applied Microbiology*, 99, 502-508.
- McKernan, L.T., Wallingford, K.M., Hein, M.J., Burge, H., Rogers, C.A., Herick, R. (2008). Monitoring Microbial Populations on Wide-Body Commercial Passenger Aircraft. *Annals of Occupational Hygiene*, 52(2), 139-149.

- McKernan, L.T., Burge, H., Wallingford, K.M., Hein, M.J., Herrick, R. (2007). Evaluating fungal populations by genera/species on wide body commercial passenger aircraft and in airport terminals. *Annals of Occupational Hygiene*, 51(3), 281-291.
- Pitt, J.I. (2000). *A laboratory guide to common Penicillium species*. North Ryde: Food Science Australia.
- Polska Norma PN-EN 13098 (2007). Powietrze na stanowiskach pracy – Wytyczne dotyczące pomiaru zawieszonych w powietrzu mikroorganizmów i endotoksyn. Polski Komitet Normalizacyjny, Warszawa.
- Polska Norma PN-A-82055-19 (2000). Mięso i przetwory mięsne. Badania mikrobiologiczne: Oznaczanie zanieczyszczenia mikrobiologicznego powierzchni urządzeń, sprzętów, pomieszczeń oraz opakowań i rąk pracowników. Warszawa, Polski Komitet Normalizacyjny.
- Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 03.12.2002 w sprawie wymagań dobrej praktyki wytwarzania. Dziennik Ustaw nr 224, poz. 1882.
- Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 22.04.2005 w sprawie szkodliwych czynników biologicznych dla zdrowia w środowisku pracy oraz ochrony zdrowia pracowników zawodowo narażonych na te czynniki. Dziennik Ustaw nr 81, poz. 716, ze zm.
- Samson, R.A., Hoekstra, E.S., Frisvad, J.C. (2004). *Introduction to food- and airborne fungi*. Utrecht: Centraalbureau voor Schimmelcultures.
- Schaumburg, F., Köck, R., Leendertz, F.H., Becker, K. (2016). Airport door handles and the global spread of antimicrobial-resistant bacteria: a cross sectional study. *Clinical Microbiology and Infection*, 22(12), 1010-1011.
- St-Germain, G., Summerbell, R. (2011). *Identifying filamentous fungi. A clinical laboratory handbook*. Belmont: Star.
- Wilson, M.E. (2003). The traveler and emerging infections: sentinel, courier, transmitter. *Journal of Applied Microbiology*, 94(Suppl.), 1-11.

## Microbiological Agents at Selected Domestic Airports

### Abstract

One of the hazards, both for passengers and for the workers at the airport terminals, are harmful biological agents emitted from the ventilation system, transported baggage and emitted by the passengers. These bacteria and fungi can cause adversely health effects on the human body through toxic, irritating and allergenic action. The data regarding microbial characteristic of bioaerosols and surfaces at the airports are scarce. The aim of the study was a quantitative and

qualitative evaluation of microbial contamination of bioaerosols and surface swabs collected at selected domestic airport terminals.

The samples were collected during 7 months from April to October at 3 domestic airport terminals. Each of them serves over 2 mln passengers. Air sampling was carried out with stationary, volumetric method using the MAS impactor (model 100, Merck, Darmstadt, Germany). Samples of surface swabs were collected with a sterile swab soaked with 0,9% NaCl with a disposable sterile template of 100 cm<sup>2</sup> area (MEUS S.R.L., Piove Di Sacco, Italy). The concentration of microorganisms in bioaerosols was expressed in colony forming units per 1 m<sup>3</sup> [CFU/m<sup>3</sup>] and the concentration of microorganisms on surfaces in colony forming units per 1 cm<sup>2</sup> surface [CFU/cm<sup>2</sup>]. Statistical analyses were carried out with Kruskal-Wallis and Spearman correlation test using STATISTICA.

Identification of microorganisms was based on macroscopic and microscopic analysis of morphological features of colonies, supplemented, in the case of bacteria and yeasts, with biochemical analysis using API diagnostic kits.

The highest concentration of bacteria was detected in the main hall (800 CFU/m<sup>3</sup>), while the highest concentration of fungi in the arrivals hall (250 CFU/m<sup>3</sup>). The most contaminated surfaces, both with bacteria (169 CFU/cm<sup>2</sup>) and fungi (16 CFU/cm<sup>2</sup>) were luggage straps at the security check area. The predominant group of microorganisms in bioaerosols as well as on surface were bacteria, which constituted 40% to 100% and 88.6% to 100% of the total microbiota, respectively.

The air temperature and relative humidity of the air did not significantly determine the concentration of bioaerosols.

The qualitative analysis showed the presence of bacterial and fungal saprophytic strains belonging to the 1. risk group, and species belonging to the 2. risk group (*Staphylococcus aureus*, *Streptomyces* spp.), which are responsible for numerous adverse health outcomes and diseases

## Streszczenie

Jednym z zagrożeń, zarówno dla pasażerów, jak i dla pracowników terminali lotniczych są szkodliwe czynniki biologiczne pochodzące z instalacji wentylacyjnych i przewożonego bagażu oraz te emitowane przez pasażerów. Wspomniane mikroorganizmy bakteryjne i grzybowe mogą wywierać niekorzystny wpływ na organizm człowieka poprzez działanie toksyczne, drażniące i alergizujące. W piśmiennictwie przedmiotu brakuje danych dotyczących zanieczyszczenia powietrza i powierzchni na terenie lotnisk. Celem niniejszej pracy była ocena ilościowa i jakościowa próbek bioaerozoli i wymazów powierzchniowych pobranych na terenie wybranych krajowych portów lotniczych.

Badania zostały przeprowadzone w czasie siedmiu miesięcy, w okresie od kwietnia do października na terenie 3 krajowych terminali lotniczych, z których każde obsługuje powyżej 2 mln pasażerów. Pobieranie próbek powietrza przeprowadzone zostało stacjonarnie, metodą wolumetryczną za pomocą impektora MAS (model 100, Merck, Darmstadt, Niemcy). Próbki wymazów powierzchniowych pobierano sterylną wymazówką zwilżoną solą fizjologiczną z wykorzystaniem jednorazowego sterylnego szablonu o powierzchni  $100\text{ cm}^2$  (MEUS S.R.L., Piove Di Sacco, Włochy). Stężenie mikroorganizmów w powietrzu wyrażano w jednostkach tworzących kolonie na  $1\text{ m}^3$ , [jtk/ $\text{m}^3$ ] natomiast stężenie mikroorganizmów na powierzchniach w jednostkach tworzących kolonie na  $1\text{ cm}^2$  powierzchni [jtk/ $\text{cm}^2$ ]. Uzyskane dane pomiarowe opracowano statystycznie w oparciu o test Kruskala-Wallis'a oraz analizę korelacji Spearman'a z wykorzystaniem programu STATISTICA.

Identyfikację mikroorganizmów przeprowadzono w oparciu o analizę makroskopową i mikroskopową cech morfologicznych kolonii, uzupełnioną w przypadku bakterii i drożdży o analizę ich cech biochemicznych z zastosowaniem testów diagnostycznych API.

Najwyższe średnie stężenie bakterii w powietrzu odnotowano w hali głównej ( $800\text{ jtk/m}^3$ ), natomiast najwyższe średnie stężenie grzybów w hali przylotów ( $250\text{ jtk/m}^3$ ). Najbardziej zanieczyszczonymi powierzchniami, pod kątem obecności zarówno bakterii ( $169\text{ jtk/cm}^2$ ), jak i grzybów ( $16\text{ jtk/cm}^2$ ) były taśmy bagażowe w punkcie kontroli bezpieczeństwa. W próbkach powietrza i na powierzchniach dominującą grupą mikroorganizmów były bakterie, które stanowiły odpowiednio od 40% do 100% oraz od 88,6% do 100% całości mikrobioty.

Temperatura powietrza oraz wilgotność względna powietrza nie determinowała w sposób znaczący wielkości obserwowanych stężeń bioaerozoli.

Jak wskazują wyniki analizy jakościowej, w bioaerozolach i na powierzchniach na terenie terminali lotniczych mogą występować zarówno bakteryjne i grzybowe szczepy saprofityczne należące do grupy 1. zagrożenia, jak i gatunki zaliczane do grupy 2. zagrożenia (*Staphylococcus aureus*, *Streptomyces* spp.), które mogą być przyczyną różnych chorób i dolegliwości zdrowotnych.

**Słowa kluczowe:**

szkodliwe czynniki biologiczne, bioaerozol, terminal lotniczy

**Keywords:**

harmful biological agents, bioaerosol, airport terminal



# **Usuwanie związków żelaza i manganu w procesie filtracji wspomaganey polem magnetycznym na piasku i aktywnym tlenku glinu**

*Iwona Skoczko, Ewa Szatyłowicz*  
*Politechnika Białostocka*

## **1. Wstęp**

Przekroczenie norm stężenia związków żelaza i manganu w wodzie to jeden z częstszych problemów wśród użytkowników ujęć studziennych bądź eksploatorów stacji uzdatniania wód podziemnych. Według Rozporządzenia Ministra Zdrowia z dnia 7 grudnia 2017 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz. U. 2017 poz. 2294) ograniczenie stężenia jonów żelaza w wodzie do picia wynosi do  $200 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ , a manganu do  $50 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ . Wymagania dla wody przemysłowej są jeszcze bardziej restrykcyjne. Stąd ciągle poszukiwania efektywnych i tanich metod usuwania z wody wymienionych związków. W literaturze dostępne są liczne prace prezentujące badania nad procesem odmanganiania i odżelaziania wody na różnych złożach filtracyjnych dostępnych na rynku polskim i europejskim (Anielak i Arendacz 2007, Wang i Peng 2010, Skoczko i in. 2015a, Skoczko i in. 2015b, Jeż-Walkowiak i in. 2015, Kaleta i in. 2009, Nowak 2013, Jeż-Walkowiak i in. 2011, Piekarski i in. 2014). Niestety niewiele jest prac naukowych dotyczących skuteczności usuwania związków żelaza i manganu na aktywnym tlenku glinu, który jest zalecany przez EPA do usuwania związków m.in. arsenu z wody. Aktywny tlenek glinu może stać się sorbentem częściej używanym ze względu na coraz częstsze występowanie arsenu obok żelaza i manganu w ujęciach wód podziemnych (Postawa i in. 2011, Szatyłowicz i Skoczko 2016). Obecnie przy rozpatrywaniu zasto-

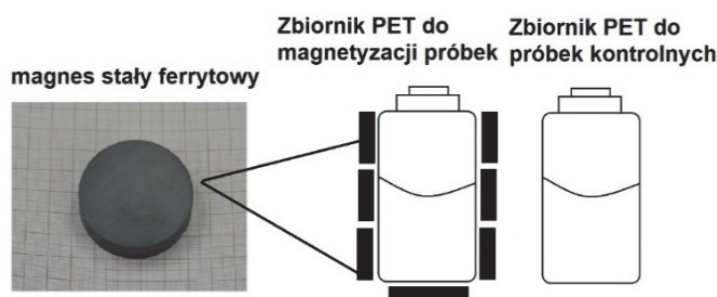
sowanych technologii w uzdatnianiu wody panuje tendencja zastępowania procesów wymagających reaktorów i kontrolowanych reakcji chemicznych na rzecz procesów fizycznych i mechanicznych (Skoczko i in. 2015a, Jeż-Walkowiak i in. 2017). Jednym z takich procesów jest magnetyzacja wody. Z ostatnich badań przeprowadzonych przez Szcześ i współpracowników (Szcześ i in. 2011) wynika, że zastosowanie stałego pola magnetycznego powoduje m.in. zmiany przewodności właściwej wody i roztworów wodnych oraz wzrost szybkości jej parowania. Udowodniono, iż magnetyzm można z powodzeniem stosować do oddzielania różnych substancji od siebie wykorzystując ich właściwości fizyczne (Ali Zade i in. 2008), co może przyczynić się do wzrostu efektywności usuwania z wody metali ciężkich bądź innych niepożądanych składników. Właściwości magnetyczne to unikalne cechy fizyczne, które można wykorzystać w oczyszczaniu wody, gdyż działają niezależnie od procesu technologicznego na fizyczne właściwości zanieczyszczeń obecnych w wodzie. Nowatorski aspekt realizowanych badań polegał na zastosowaniu pola magnetycznego jako czynnika powodującego zmiany w strukturze wody i wodnych roztworów.

Biorąc powyższe pod uwagę przeprowadzono badania nad analizą i oceną efektywności filtracji na aktywnym tlenku glinu i piasku kwarcowym wspomaganą polem magnetycznym. Porównano skuteczność odmanganiania i odżelaziania wody na złożu piaskowym i aktywnym tlenku glinu pod wpływem pola magnetycznego jako procesu wspomagającego.

## 2. Materiały i metody

Badania zostały przeprowadzone w laboratorium Katedry Technologii i Systemów Inżynierii Środowiska Politechniki Białostockiej. Stanowisko badawcze składało się z czterech rozdzielaczy. Objętość rozdzielaczy wynosiła  $1 \text{ dm}^3$ , wysokość – 24 cm, średnica – 12 cm. Dwa z nich były wypełnione piaskiem kwarcowym o granulacji 0,4-0,8 mm, dwa pozostałe były wypełnione aktywnym tlenkiem glinu. Dwa rozdzielacze (jeden z piaskiem jeden z  $\text{Al}_2\text{O}_3$  były przeznaczone do próbek kontrolnych, zaś dwa pozostałe do próbek magnetyzowanych). Zastosowany tlenek glinu był w postaci granul. Masa piasku kwarcowego w rozdzielaczu kontrolnym i do próbek magnetyzowanych wynosiła po  $750 \text{ g/dm}^3$ , zaś masa aktywnego tlenku glinu po  $450 \text{ g/dm}^3$ .

Badania prowadzono dla jednoskładnikowych roztworów modelowych żelaza i manganu. Do przygotowania roztworów zastosowano wodę destylowaną, co pozwoliło wyeliminować wpływ innych czynników podczas testowania wpływu PM na skuteczność usuwania żelaza i manganu. Próby przygotowano poprzez dodanie do wody destylowanej odpowiedniej ilości stężonego roztworu wzorcowego żelaza TraceCERT®, 1000 mg/l Fe oraz stężonego roztworu wzorcowego manganu TraceCERT®, 1000 mg/l Mn firmy Sigma-Aldrich. Przygotowano serię roztworów Fe o stężeniach: 1; 2; 5; 7,5; 10 mg/dm<sup>3</sup> oraz serię roztworów Mn o stężeniach: 0,1; 0,2; 0,5; 0,75; 1 mg/dm<sup>3</sup>. Tak przygotowane próby poddano działaniu pola magnetycznego. Do procesu magnetyzacji użyto magnesów stałych ferrytowych o wielkości indukcji magnetycznej równej  $B = 118$  mT. Otoczono nimi zbiornik z wodą wykonany z materiału PET przewodzącego fale PM. Pomiar indukcji magnetycznej wykonano za pomocą teslomierza HGS-10A. Na rysunku 1 przedstawiono schemat magnetyzacji próbek. Magnetyczna indukcja mierzona przez ściankę butelki wyniosła 57 mT, zaś czas magnetyzowania – 10 minut (ustalony na podstawie badań Higashitani i Oshitani (1997)). Próby kontrolne nie były poddawane działaniu pola magnetycznego. Zabieg ten miał na celu wyeliminowanie możliwego wpływu adsorpcji badanego składnika wody na ściany naczynia. Następnie roztwory filtrowano przez złoża wypełnione aktywowanym tlenkiem glinu i piaskiem z prędkością przepływu równą 6 l/h. Przyjęta prędkość przepływu uzależniona była od wydatku zastosowanej pompy i właściwości materiałów filtracyjnych.



**Rys. 1.** Schemat magnetyzacji próbek  
**Fig. 1.** Scheme of samples magnetization

Stężenie żelaza i manganu w próbach kontrolnych i magnetyzowanych przed procesem filtracji i po procesie oznaczono za pomocą spektrometru absorpcji atomowej Thermo Scientific iCE3300 stosując metodę atomizacji w płomieniu.

Na podstawie otrzymanych wyników policzono skuteczność procesu usuwania żelaza i manganu podczas filtracji wspomagannej i niewspomaganej PM według wzoru 1.

$$E = \frac{c_o - c_k}{c_o} * 100\% \quad (1)$$

gdzie:

$c_o$  – stężenie początkowe,  $\text{mg}/\text{dm}^3$ ,

$c_k$  – stężenie końcowe po procesie filtracji,  $\text{mg}/\text{dm}^3$ .

Efektem realizowanych badań były również obliczenia adsorpcji właściwej tlenku glinu i piasku kwarcowego w stosunku do roztworów poddanych działaniu pola magnetycznego i roztworów kontrolnych poszczególnych pierwiastków według wzoru 2.

$$A = V * \frac{c_o - c_k}{m} \quad (2)$$

gdzie:

$A$  – zdolność sorpcyjna badanego materiału filtracyjnego do wiązania pierwiastków,  $\mu\text{g}/\text{g}$ ,

$V$  – objętość roztworu, która przepłynęła przez rozdzielacz,  $\text{dm}^3$ ,

$c_o$  – stężenie początkowe,  $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ ,

$c_k$  – stężenie końcowe (równowagowe),  $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ ,

$m$  – masa  $\text{Al}_2\text{O}_3$  lub piasku kwarcowego użytych do procesu filtracji, g.

Wyliczone wartości adsorpcji właściwej posłużyły do sporządzenia wykresów izoterm sorpcji  $a = f(c_k)$  (rysunek 2 i rysunek 3).

### 3. Analiza wyników badań

W ramach realizowanego tematu przeprowadzono badania dotyczące wpływu pola magnetycznego na skuteczność usuwania żelaza i manganu z modelowych roztworów wymienionych metali. Pomimo szeregu prac doświadczalnych dotyczących skutecznego usuwania żelaza i manganu z wody, (Nowak 2013, Skoczko i in. 2015, Jeż-Walkowiak i in. 2017) nadal istnieje wiele możliwości optymalizacji bądź poprawy skuteczności istniejących procesów. W związku z tym sprawdzono efektywność usuwania żelaza i manganu z wody metodą filtracji wspomaganą polem magnetycznym na piasku kwarcowym i na aktywnym tlenku



glinu. Rozpoczynając eksperymenty w ramach niniejszej pracy wzięto pod uwagę, iż pole magnetyczne jest to stan przestrzeni bądź obszar, w którym na poruszające się ładunki elektryczne, a także na ciała mające moment magnetyczny niezależnie od ich ruchu, działają siły magnetyczne, co może przełożyć się na efektywność usuwania kationów z roztworów wodnych. Działania te mogą przyczynić się do poprawy efektu oczyszczania wody z zawartych w niej ponadnormatywnych stężeń metali. Uzyskane wyniki przedstawiono w tabeli 1.

**Tabela 1.** Zestawienie wyników

**Table 1.** Summary of the results

[mg/dm <sup>3</sup> ]	Piasek kwarcowy						
	S [mg/dm <sup>3</sup> ]	K [mg/dm <sup>3</sup> ]	M [mg/dm <sup>3</sup> ]	E [%]	E <sub>PM</sub> [%]	A [μg/g]	A <sub>PM</sub> [μg/g]
Fe - 1	0,950	0,099	0,104	89,56	89,03	1,134	1,128
Fe - 2	1,920	0,089	0,099	95,38	94,87	2,442	2,429
Fe - 5	4,890	0,216	0,137	95,58	97,20	6,232	6,338
Fe - 7,5	7,280	0,546	0,407	92,50	94,41	8,979	9,164
Fe - 10	9,450	0,726	0,559	92,32	94,08	11,63	11,854
Mn - 0,1	0,084	0,009	0,011	89,68	86,80	0,101	0,097
Mn - 0,2	0,174	0,012	0,013	92,87	92,25	0,215	0,214
Mn - 0,5	0,464	0,054	0,053	88,27	88,05	0,546	0,548
Mn - 0,75	0,678	0,113	0,095	83,27	86,03	0,753	0,778
Mn - 1	0,893	0,196	0,189	78,08	78,86	0,930	0,939
[mg/dm <sup>3</sup> ]	Aktywny tlenek glinu						
	S [mg/dm <sup>3</sup> ]	K [mg/dm <sup>3</sup> ]	M [mg/dm <sup>3</sup> ]	E [%]	E <sub>PM</sub> [%]	A [μg/g]	A <sub>PM</sub> [μg/g]
Fe - 1	0,95	0,908	0,813	4,42	14,42	0,093	0,304
Fe - 2	1,92	1,537	1,436	19,95	25,21	0,851	1,076
Fe - 5	4,89	3,513	3,259	28,16	33,35	3,060	3,624
Fe - 7,5	7,28	4,970	4,610	31,73	36,68	5,133	5,933
Fe - 10	9,45	5,700	5,503	39,68	41,77	8,333	8,771
Mn - 0,1	0,0841	0,00895	0,0084	89,36	90,06	0,167	0,168
Mn - 0,2	0,174	0,00658	0,0082	96,22	95,30	0,372	0,368
Mn - 0,5	0,4636	0,03457	0,0273	92,54	94,11	0,953	0,970
Mn - 0,75	0,678	0,05556	0,0446	91,81	93,43	1,383	1,408
Mn - 1	0,8934	0,0859	0,0581	90,39	93,50	1,794	1,856

(S) – stężenia Fe i Mn w wodzie przed procesem filtracji, (M) – stężenia Fe i Mn w wodzie prze-filtrowanej poddanej działaniu PM, (K) – stężenia Fe i Mn w próbach kontrolnych, (E) - efektywność kontrolna, (EPM) – efektywność magnetyzowana, (A) – adsorpcja kontrolna, (APM) – adsorpcja pod wpływem pola magnetycznego

Realizując proces odżelaziania na złożu z piasku kwarcowego stwierdzono, że efektywność usuwania żelaza wzrastała wraz ze zwiększaniem jego początkowego stężenia w roztworze. Przy stężeniu  $1 \text{ mg/dm}^3$  efektywność odżelaziania wyniosła około 89% zarówno w przypadku próbki magnetyzowanej jak i kontrolnej, natomiast przy stężeniu  $10 \text{ mg/dm}^3$  wzrosła do 94,08% dla wody magnetyzowanej, i 92,32% dla niemagnesowanej. W przypadku wody zanieczyszczonej manganem filtrowanej przez złożę z piasku kwarcowego zaobserwowano, że przy najniższym stężeniu tj.  $0,1 \text{ mg/dm}^3$  efektywność odmanganiania w próbkach poddanych działaniu PM wyniosła 86,80%, zaś w próbkach kontrolnych 89,68%. Pozytywny wpływ PM zauważono dopiero przy wyższym stężeniu manganu w próbce surowej tj.  $0,75 \text{ mg/dm}^3$ . Efektywność usuwania wyniosła wówczas w przypadku próbek PM 86,03%, zaś w próbkach kontrolnych 83,27%. Różnica pomiędzy efektem odmanganiania próbek magnetyzowanych i nie poddawanych działaniu PM kształtowała się na poziomie 2,76%. Przy filtracji wody przez złożę piaskowe efektywność usuwania manganu malała wraz ze wzrostem jego stężenia początkowego. Przy stężeniu manganu  $1 \text{ mg/dm}^3$  efekt odmanganiania wyniósł 78% tak w przypadku próbek magnetyzowanych jak i próbek kontrolnych. Wyższą efektywność usuwania manganu osiągnięto w procesie filtracji na aktywnym tlenku glinu. W zależności od początkowego stężenia manganu osiągnięto od 90,06-93,50% w próbkach magnetyzowanych i 89,36-90,39% w próbkach kontrolnych. W przypadku filtracji na aktywnym tlenku glinu efekt odżelaziania i odmanganiania wody wzrastał wraz ze stężeniem początkowym Fe i Mn. Różnica w efektywności na korzyść próbek magnetyzowanych był obserwowana od stężenia początkowego równego  $1 \text{ mg/dm}^3$  w przypadku Fe i  $0,1 \text{ mg/dm}^3$  w przypadku Mn. Biorąc pod uwagę próbki zawierające żelazo efektywność procesu filtracji na aktywnym tlenku glinu w porównaniu do piasku była początkowo niewielka, wynosiła 14,42% w próbkach magnetyzowanych i 4,42% w próbkach kontrolnych. Natomiast przy końcowym stężeniu żelaza  $10 \text{ mg/dm}^3$  w próbkach kontrolnych była równa 39,68%, a w próbkach PM wyniosła 41,77%. Eksperyment polegał na sprawdzaniu efektywności usuwania zwiększających się stężeń Fe i Mn w procesie filtracji na aktywnym tlenku glinu i piasku kwarcowym. Obserwowano różnicę efektywności usuwania tych pierwiastków porównując próby kontrolne i magnetyzowane w seriach rosnących stężeń (p.2), co nie

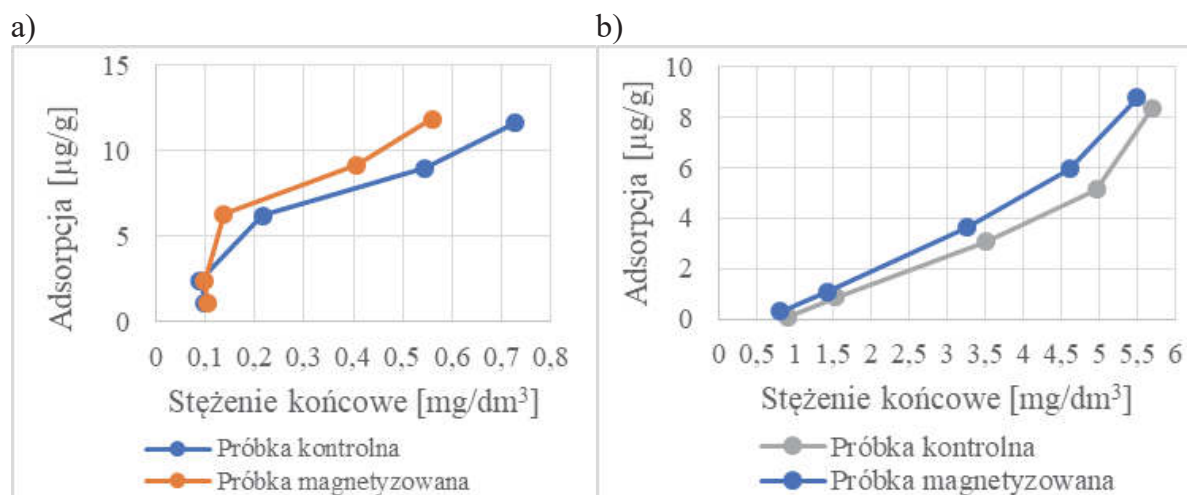
pozwoili na porównanie różnic statystycznych. Umożliwiło zaś określenie stężeń, przy których można wyznaczyć różnicę w efekcie usunięcia Fe czy Mn na badanych złożach filtracyjnych.

Wielkość tych zmian zależała od rodzaju rozpuszczonego elektrolitu oraz czasu działania pola magnetycznego i była związana z wielkością termodynamicznych funkcji hydratacji jonów. Zmiany właściwości wody przekładały się na zmianę interakcji molekularnych pomiędzy cząsteczkami wody a cząsteczkami bądź jonami innych związków. Pole magnetyczne może zatem oddziaływać na sam mechanizm procesu adsorpcji zmieniając fizyko-chemiczne właściwości wody i roztworu wodnego poddawanego temu procesowi. Udowodniono, że złoża filtracyjne zazwyczaj pełnią także funkcję adsorbentu, a więc często równolegle zachodzi proces zarówno filtracji jak i adsorpcji. (Ali Zade i in. 2008, Szcześ i in. 2011) pociągając za sobą zmiany stężeń Fe i Mn podczas procesu adsorpcji składników roztworu na aktywnym tlenku glinu i piasku.

Badania nad oceną wpływu PM na efektywność oczyszczania wody przeprowadzili też słowaccy badacze, którzy obserwowali proces usuwania antymonu (Sb) z wody. Otrzymali pozytywne wyniki związane z wpływem pola magnetycznego na wzrost zdolności adsorpcji GEH (materiał filtracyjny składający się z wodorotlenku żelaza i oksywodorotlenku żelaza) (Ilavský i in. 2015). Inne badania prowadzone były przez zespół Liang, który testował wpływ słabego pola magnetycznego na poprawę usuwania Se (IV) przez ZVI (żelazo metaliczne na O stopniu utlenienia). On też zauważył lepszą efektywność procesu filtracji przy zastosowaniu PM, co mogło być spowodowane siłą Lorentza i siłą gradientu pola magnetycznego. Naukowcy realizujący prace nad wspomaganie procesów oczyszczania wody PM jednogłośnie stwierdzają, iż jest ono obiecującą i przyjazną dla środowiska metodą, ponieważ nie wymaga dodatkowej energii i kosztownych odczynników (Ling i in. 2014).

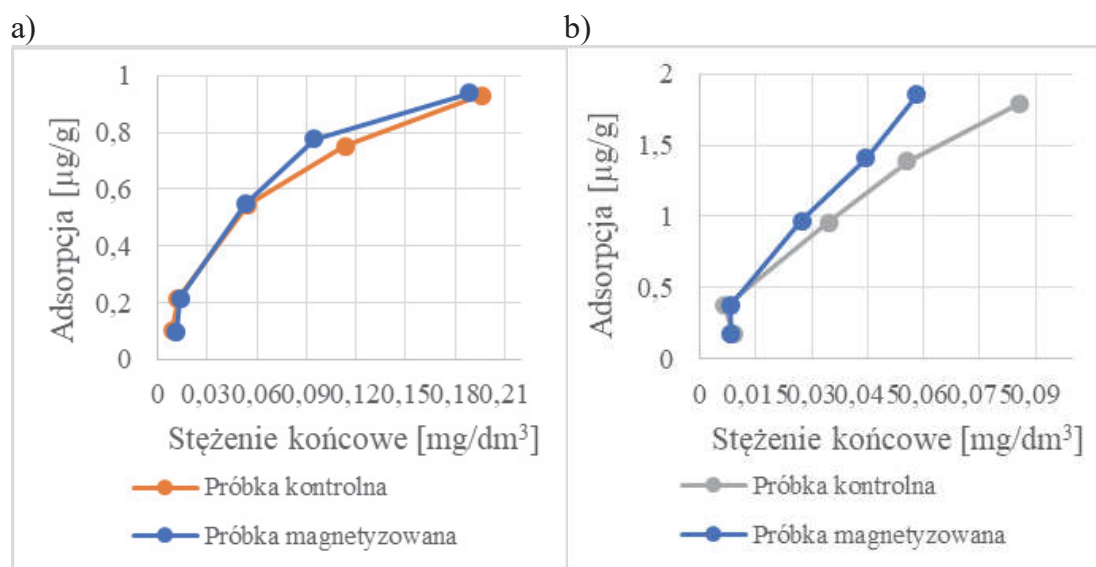
W ramach realizowanego tematu sprawdzono również wartości adsorpcji właściwej zarówno dla piasku jak i tlenku glinu w odniesieniu do pochłaniania obu badanych zanieczyszczeń. Rozpatrując obliczone wartości adsorpcji w przypadku roztworów żelaza filtrowanych przez piasek kwarcowy (tabela 1) stwierdzono jej wzrost wraz ze wzrostem stężenia żelaza w wodzie surowej. Izotermy adsorpcji żelaza w obu próbkach (kontrolnej i magnetyzowanej) na piasku kwarcowym przedstawiono na rysunku 2a. Nieznacznie wyższe wartości uzyskano w przypadku próbki magnetyzowanej. Podobną zależność stwierdzono w przy-

padku izoterm adsorpcji obu próbek żelaza na aktywnym tlenku glinu (rysunek 2b). Wykresy  $a = f(c_k)$  w przypadku piasku kwarcowego mają kształt funkcji logarytmicznej zaś dla  $Al_2O_3$  liniowej.



**Rys. 2.** Izoterm adsorpcji żelaza ( $a = f(c_k)$ ): a) adsorpcja w procesie filtracji na piasku, b) adsorpcja na aktywnym tlenku glinu

**Fig. 2.** Iron adsorption isotherms ( $a = f(c_k)$ ): a) adsorption in the sand filtration process, b) adsorption in activated alumina filtration process



**Rys. 3.** Izoterm adsorpcji manganu ( $a = f(c_k)$ ): a) adsorpcja w procesie filtracji na piasku, b) adsorpcja na aktywnym tlenku glinu

**Fig. 3.** Manganese adsorption isotherms ( $a = f(c_k)$ ): a) adsorption in the sand filtration process, b) adsorption in the activated alumina filtration process

Adsorpcja właściwa manganu na piasku i tlenku glinu była niższa w porównaniu do żelaza, czego powodem są niższe stężenia początkowe manganu w próbkach wody surowej. Spostrzeżono podobne tendencje jak w próbkach Fe, co do zmian wartości adsorpcji Mn w przypadku próbek magnetyzowanych i kontrolnych (rysunek 3a i 3b). Izotermy adsorpcji Mn z próbek magnetyzowanych i kontrolnych na piasku i na aktywnym tlenku glinu były podobne i miały kształt funkcji logarytmicznej. Sugeruje to, iż zdolność sorpcyjna aktywnego tlenku glinu byłaby wyższa w przypadku wyższych stężeń początkowych badanych pierwiastków. Eksperymenty nad zastosowaniem pola magnetycznego prowadziła również grupa badawcza Juliana Ferreira de Brito (Ferreira de Brito i in. 2012), która sprawdzała możliwości usuwania błękitu metylenowego i fenolu metodą adsorpcji na węglu aktywnym dodatkowo przykładając PM o indukcji równej 40 mT. Wyniki ich badań doświadczalnych dowiodły, że PM wpłynęło na zwiększenie efektywności adsorpcji w przypadku błękitu metylenowego jak i fenolu. Przeprowadzone badania w ramach niniejszej pracy jak i cytowane dane literaturowe potwierdzają, iż skutkiem magnetyzowania wody są zmiany jej właściwości, które przekładają się na zmianę interakcji molekularnych pomiędzy cząsteczkami wody, a cząsteczkami bądź jonami innych związków. Pole magnetyczne może także oddziaływać na sam mechanizm procesu adsorpcji zmieniając fizyko-chemiczne właściwości wody i roztworu wodnego poddawanego temu procesowi. Wskazane przemiany są związane z tym, iż woda jest dipolem i posiada nierównomierny rozkład ładunku elektrycznego w cząsteczce, zaś pole magnetyczne może uporządkować molekuly, co dalej skutkuje zmianą jej właściwości. Analizując powyższe informacje, można stwierdzić, że pod wpływem PM zwiększa się efektywność sorpcji fizycznej w procesie filtracji na obu materiałach. Jednakże w procesie filtracji przez aktywny tlenek glinu PM wpływa też na chemiczne strącanie powstałych wodorotlenków bądź kompleksów. Jak wspomniano wcześniej, zmiany właściwości wody przekładały się na zmianę oddziaływania pomiędzy cząsteczkami wody a cząsteczkami badanych zanieczyszczeń. PM jest szczególnym rodzajem oddziaływania, zachodzącym na odległość, powiązaniem z obecnością naładowanych cząstek tzn. kationów Fe i Mn obecnych w wodzie. W efekcie zwiększa się powinowactwo badanych jonów do stałych złóż filtracyjnych. Zjawisko to jest bardziej widoczne dla tlenku glinu, który jest materiałem amfoterycznym, podczas gdy piasek kwarcowy – neutral-

nym i nie reagującym na uporządkowanie ładunków elektrycznych. Na podstawie przeprowadzonych eksperymentów stwierdzono, że PM oddziałuje na wzrost efektywności procesu filtracji na aktywnym tlenku glinu i piasku kwarcowym. Wyraźniejszy wpływ był zaobserwowany w przypadku filtracji na  $Al_2O_3$ . Stosowanie PM jako procesu wspomagającego poprawę jakości wody może w przyszłości zastąpić metody chemiczne, ponieważ nie zmienia składu chemicznego wody, nie zanieczyszcza środowiska. W efekcie pozostają nie zmienione właściwości organoleptyczne wody oraz z wody nie zostają usunięte cenne dla zdrowia człowieka jony magnezu. Inne zalety zastosowania pola magnetycznego jako jednostkowego procesu w instalacjach i systemach wodnych to: łatwość zastosowania, niewielkie koszty związane z obsługą urządzenia, metoda nie wymaga użycia chemikaliów i energii, stosowanie może odbywać się bez nadzoru technicznego (Kołęcka 2005).

#### 4. Wnioski

1. Efektywność usuwania Fe w procesie filtracji pod wpływem PM na piasku kwarcowym w zależności od stężenia początkowego wynosiła od 89,03% do 97,20%, zaś w próbkach kontrolnych odnotowano niższe wartości o około 0,1-2,5%.
2. W procesie filtracji na aktywnym tlenku glinu zaobserwowano efekt usuwania żelaza pod wpływem PM w zależności od stężenia początkowego od 14,42% do 41,77% zaś w próbkach kontrolnych efektywność była znacznie niższa i wynosiła od 4,42% do 39,68%.
3. Efekt usunięcia Mn w procesie filtracji na piasku kwarcowym pod wpływem PM w zależności od testowanego stężenia początkowego wynosił od 78,86% do 92,25%, natomiast w próbkach bez wpływu pola magnetycznego efektywność była niższa o około 0,5-2,2%. Efekt zastosowania PM w tym przypadku był wyraźny przy dwóch najwyższych testowanych stężeniach manganu, tj. 0,678 i 0,893.
4. W procesie filtracji na aktywnym tlenku glinu pod wpływem PM efektywność usuwania Mn wynosiła od 89,36% do 96,2%, zaś w próbkach kontrolnych była niższa w każdym z badanych stężeń Mn o około 0,1-1,5%.
5. Adsorpcja właściwa Fe jak i Mn wzrastała wraz ze wzrostem stężenia początkowego w próbkach modelowych poddanych działaniu PM jak

i kontrolnych w procesie filtracji na  $\text{Al}_2\text{O}_3$ . Efekt ten zaobserwowano także w przypadku filtracji na piasku.

6. Wpływ pola magnetycznego na wzrost efektywności usuwania związków żelaza z wody zaobserwowano w procesie filtracji na aktywnym tlenku glinu przy stężeniu początkowym Fe wyższym niż  $5 \text{ mg/dm}^3$  natomiast w przypadku usuwania Mn przy stężeniu początkowym wyższym niż  $0,75 \text{ mg/dm}^3$ .
7. Przyczyną większego wpływu PM na efektywność usuwania Fe i Mn na aktywnym tlenku glinu są jego właściwości amfoteryczne, w porównaniu do piasku kwarcowego, który jest neutralnym materiałem filtracyjnym.

*Badania zostały zrealizowane w ramach pracy nr S/WBiŚ/3/2014  
i sfinansowane ze środków na naukę MNiSW*

## Literatura

- Ali Zade, P., Ustun, O., Vardarli, F., Sobolev, K. (2008). Development of an electromagnetic hydrocyclone separator for purification of wastewater. *Water and Environment Journal*, 22(1), 11-16.
- Anielak A.M, Arendacz M. (2007). Iron and manganese removal effects using zeolites, *Rocznik Ochrona Środowiska*, 9, 9-18.
- Baca E. (1999). Wpływ składu chemicznego wody na proces produkcji i jakość piwa. *Przemysł Fermentacyjny i Owocowo-Warzywny*, 1, 35-38.
- Ferreira De Brito, J., De Oliveira Ferreira, L., Ragozoni Pereira, M. C., Paulo Da Silva, J., Ramalho, T.C. (2012). Adsorption of aromatic compounds under magnetic field influence. *Water, Air, and Soil Pollution*, 223(6), 3545-3551.
- Higashitani K., Oshitani J. (1997). Measurements of Magnetic Effects on Electrolyte Solutions by Atomic Force Microscope, *Process Safety and Environmental Protection*, 75(2), 115-119.
- Ilavský J., Barloková D., Munka K. (2015). The Use of Iron-Based Sorption Materials and Magnetic Fields for the Removal of Antimony from Water. *Polish Journal of Environmental Studies*, 24(5), 1983-1992.
- Jeż-Walkowiak J., Dymaczewski Z., Sozański M. (2011). Parametry technologiczne procesu filtracji pospiesznej wód podziemnych przez złoża oksydacyjne i chemicznie nieaktywne. *Inżynieria Ekologiczna*, 26, 112-121.
- Jeż-Walkowiak J., Dymaczewski Z., Szuster-Janiaczyk A. Nowicka A. B., Szybowicz M. (2017). Efficiency of Mn Removal of Different Filtration Materials for Groundwater Treatment Linking Chemical and Physical Properties. *Water*, 9(7), 1-12.

- Jeż-Walkowiak J., Dymaczewski Z., Weber Ł. (2015). Iron and manganese removal from groundwater by filtration through a chalcedonite bed. *Journal of Water Supply: Research and Technology*, 6(41), 19-34.
- Kaleta J., Papciak D., Puszkarewicz A. (2009). Naturalne i modyfikowane minerały w uzdatnianiu wód podziemnych. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 25, 51-63.
- Kisło A., Skoczko I. (2017). Porównanie skuteczności odmanganiania wody na wybranych złożach porowatych. *Inżynieria Ekologiczna*, 18(4), 13-19.
- Kołecka K. (2005). Wpływ magnetyzerów na właściwości wody oraz możliwości ich zastosowania, *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 2, 17-20.
- Liang L.P., Sun W., Guan X.H., Huang Y.Y., Choi W.Y., Bao H.L., Jiang Z. (2014). Weak magnetic field significantly enhances selenite removal kinetics by zero valent iron, *Water Research*, 49, 371-380.
- Nowak R. (2013). Wpływ wybranych składników uzdatnianej wody na skuteczność jej odmanganiania w obecności mas aktywnych. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 15, 714-728.
- Piekarski J., Piecuch T., Malatyńska G. (2014). Filtracja z tworzeniem osadu ściśliwego na złożu bez kolmatacji. *Gospodarka Surowcami Mineralnymi*, 30(3), 83-98.
- Postawa A., Jeż-Walkowiak J., Pruss A., Wątor K. (2011). Arsen w wodach podziemnych okolic Lublina. *Biuletyn Państwowego Instytutu Geologicznego*, 445, 495-504.
- Rozporządzenia Ministra Zdrowia z dnia 7 grudnia 2017 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz. U. 2017 poz. 2294).
- Skoczko I., Piekutin J., Roszczenko A. (2015a). Usuwanie z wody związków żelaza i manganu. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 17, 1587-1608.
- Skoczko I., Piekutin J., Ignatowicz K. (2015b). Efficiency of manganese removal from water in selected filter beds. *Desalination and Water Treatment*, 57(3), 1611-1619.
- Szatyłowicz E., Skoczko I. (2016). Możliwości wykorzystania aktywowanego tlenku glinu jako adsorbentu w uzdatnianiu wody. *Inżynieria Środowiska – Młodym Okiem pod red. Iwony Skoczko, Janiny Piekutin, Ewy Szatyłowicz, Wody powierzchniowe i podziemne*, 20, 292-309.
- Szczeń A., Chibowski E., Hołysz L., Rafalski P. (2011). Effects of static magnetic field on electrolyte solutions under kinetic condition. *The Journal of Physical Chemistry A*, 115(21), 5449-5452.
- Wang S, Peng Y. (2010). Natural zeolites as effective adsorbents in water and wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*, 156, 11-24.



## Removal of Iron and Manganese Compounds in the Filtration Process Assisted by a Magnetic Field on Sand and Activated Alumina

### Abstract

Currently, when considering the technologies used in water treatment, there is a tendency to replace processes requiring reactors and controlled chemical reactions for filtration processes (Skoczko et al., 2015a, Jeż-Walkowiak et al., 2017). In the literature there are studies on the process manganese and iron removal from the water in various commercially available filter. However, there are no studies on the magnetic field effect on the efficiency of these processes. The aim of the research was to analyze and evaluate the filtration efficiency of activated alumina and quartz sand assisted magnetic field. The effectiveness of manganese and iron removal on sand and activated alumina under the influence of magnetic field as a supporting process has been compared. It has been shown that activated alumina is more effective in removing iron and manganese from water compared to quartz sand. There was proved impact of the magnetic field on the efficiency improvement of Fe and Mn removal only on activated alumina.

### Streszczenie

Obecnie przy rozpatrywaniu zastosowanych technologii w uzdatnianiu wody panuje tendencja zastępowania procesów wymagających reaktorów i kontrolowanych reakcji chemicznych na rzecz procesów filtracji (Skoczko i in. 2015a; Jeż-Walkowiak i in. 2017). W literaturze dostępne są badania procesu odmanganiania i odżelaziania wody na różnych złożach filtracyjnych dostępnych na rynku. Jednak brak jest badań dotyczących wpływu pola magnetycznego na efektywność wymienionych procesów. Celem prowadzonych badań była analiza i ocena efektywności filtracji na aktywnym tlenku glinu i piasku kwarcowym wspomaganym polem magnetycznym. Porównano skuteczność odmanganiania i odżelaziania wody na złożu piaskowym i aktywnym tlenku glinu pod wpływem pola magnetycznego jako procesu wspomagającego. Udowodniono, że efektywniejszym złożem filtracyjnym do usuwania związków żelaza i manganu z wody jest aktywny tlenek glinu w porównaniu do piasku kwarcowego. Stwierdzono nieznaczny wpływ pola magnetycznego na poprawę efektywności usuwania Fe i Mn jedynie na aktywnym tlenku glinu.

### Słowa kluczowe:

aktywny tlenek glinu, sprawność filtracji, jakość wody

### Keywords:

activated alumina, filtration efficiency, water quality



## **Analiza emisji zanieczyszczeń w wyniku wytwarzania energii cieplnej**

*Tadeusz Noch, Wioleta Mikołajczewska,  
Alicja Wesołowska, Aleksandra Friedberg  
Gdańska Szkoła Wyższa*

### **1. Wstęp**

Procesem badawczym objęto obiekt wytwarzający energię ciepłą zlokalizowany w Gdańsku Stogach. Energia ciepła do celów ciepłej wody użytkowej (c.w.u.), jak i centralnego ogrzewania (c.o.) oraz para do kuchni dostarczane są z własnej kotłowni olejowej znajdującej się w oddzielnym wolnostojącym budynku. Obok kotłowni, w tym samym budynku w wydzielonym pomieszczeniu, usytuowane są zbiorniki na paliwo olejowe do kotłów. Na wyposażeniu są trzy baterie zbiorników po 4 szt.  $\times$  3 m<sup>3</sup> objętości każda.

Bilans masowy zużycia paliwa odgrywa istotną rolę w planowaniu procesu wytwarzania energii cieplnej. Badany obiekt posiada kotłownię olejową wodno-parową. W kotłowni tej znajdują się trzy kotły, w których średnioroczne zużycie oleju opałowego przedstawia tabela 1 (Małecki 2002).

Kotłownia wyposażona jest w dwa kotły firmy VISSMANN typ Paromat-Simplex z palnikami Weishaupt L5T D oraz jeden kocioł parowy firmy VISSMANN typ Paromat ER ND z palnikiem LLZ-6D. Wykazane kotły zostały objęte badaniem z uwzględnieniem ich parametrów. Przedstawiona charakterystyka poszczególnych kotłów jest wykorzystywana w dalszych pracach badawczych.

**Tabela 1.** Średnioroczne zużycie oleju opałowego  
**Table 1.** Average annual heating oil consumption

Kwartał	Zużycie oleju opałowego [tys. dcm <sup>3</sup> /a]
I	84
II	64
III	33
IV	60
Łącznie	241

Kotły opalane są olejem opałowym Ekoterm o charakterystyce: wartość opałowa paliwa:  $W^r = 41\,500 \text{ kJ/Nm}^3$  oraz zawartość siarki w paliwie:  $S^c = \text{maks. } 0,3\%$ . Pozostałość części stałych po spoieleniu  $\leq 0,01\%$ . Gęstość w temperaturze  $20^\circ\text{C}$  jest nie większa niż  $0,88 \text{ kg/dcm}^3$ .

Eksploatowane kotły Paromat-Simplex (Małecki 2002) z palnikami Weishaupt L5T D posiadają następującą charakterystykę: wydajność cieplna kotła  $Q = 2\,592 \text{ MJ/h}$  (720 kW); sprawność cieplna kotła  $\eta = 0,913$ ; temperatura spalin na wylocie z kotła  $T_k = 453 \text{ K}$ . Spaliny z każdego z kotłów odprowadzane są do atmosfery oddzielnymi emitarami: E1 i E2 o parametrach: wysokość emitora  $h = 20,0 \text{ m}$ ; średnica emitora  $d = 0,4 \text{ m}$ . Kotły w okresie zimowym dostarczają ciepłą wodę do instalacji centralnego ogrzewania (c.o.) i ciepłej wody użytkowej (c.w.u.), natomiast w okresie letnim tylko ciepłej wody użytkowej (c.w.u.). Czas pracy każdego z kotłów wynosi ok. 3000 h/a (wspólny: 1800 h/a). W sezonie grzewczym pracują 2 kotły (ze zmiennym obciążeniem).

Zainstalowany kocioł Paromat ER ND (Małecki 2002) z palnikiem Weishaupt L1Z-B; posiada następującą charakterystykę: wydajność cieplna kotła  $Q = 1\,026 \text{ MJ/h}$  (285 kW); sprawność cieplna kotła  $\eta = 0,92$ ; temperatura spalin za kotłem  $T_k = 463 \text{ K}$ . Spaliny z kotła odprowadzane są do atmosfery oddzielnym emitorem E3 o parametrach: wysokość emitora  $h = 20,0 \text{ m}$ ; średnica emitora  $d = 0,25 \text{ m}$ . Czas pracy kotła wynosi ok. 3650 h/a (10 h/dobę). Kocioł przeznaczony jest do dostarczania pary technologicznej do kuchni.

W różnego rodzaju instalacjach technicznych występuje przepływ płynów w kanałach o szerokim zakresie średnic, od bardzo małych (w mini- lub mikroskali) do dużych (w makroskali). Postęp technologiczny w ostatnich dziesięcioleciach doprowadził do miniaturyzacji szeregu urzą-

dzeń technicznych we wszystkich działach przemysłu. Dotyczy to także wymienników ciepła tam występujących. Podczas wrzenia współczynniki przejmowania ciepła  $\alpha$  są o rząd wielkości większe niż w warunkach jednofazowego, wymuszonego ruchu płynu i osiągają wartości około  $10^5$  W/m<sup>2</sup>K dla urządzeń konwencjonalnych (Trela i Kwidziński 2016).

## 2. Wpływ źródeł energii cieplnej na środowisko

### 2.1. Obliczenia wielkości i parametrów emisji

Parametry emisji dla kotłów Paromat-Simplex, emitory E1 i E2:

1. Ilość spalin z 1 kg oleju opałowego Ekoterm  $L_t = 13,06$  m<sup>3</sup>/kg.
2. Nadmiar powietrza  $\lambda = 1,17$ .
3. CEMIS  $\tau = 0,342$ .
4. Objętość spalin w warunkach umownych przy 3% zawartości tlenu w spalinach dla jednego kotła  $V_{3\%} = 886,7$  m<sup>3</sup>/h.
5. Objętość spalin w warunkach rzeczywistych dla jednego kotła  $V_u = 1437,8$  m<sup>3</sup>/h.
6. Prędkość spalin na wylocie z emitora dla jednego kotła  $v = 3,2$  m/s;  
 $T_g = 443,0$  K.

Maksymalna emisja zanieczyszczeń dla jednego kotła:  
 $B_{pal\ max} = 67,9$  kg/h (maksymalne zużycie paliwa),  $E_{SO_2} = 0,4074$  kg/h,  
 $E_{NO_2} = 0,3858$  kg/h,  $E_{CO} = 0,0463$  kg/h oraz  $E_{pył} = 0,00154$  kg/h.

Roczna emisja zanieczyszczeń dla wszystkich kotłów:  
 $B_{pal\ a} = 212\ 080$  kg/a (roczne zużycie paliwa),  $E_{SO_2} = 1272,5$  kg/a,  
 $E_{NO_2} = 1205,0$  kg/a,  $E_{CO} = 144,6$  kg/a oraz  $E_{pył} = 4,82$  kg/a.

Parametry emisji dla kotła Paromat ER ND, emitorek E3:

1. Ilość spalin z 1 kg oleju opałowego  $L_t = 13,06$  m<sup>3</sup>/kg.
2. Nadmiar powietrza  $\lambda = 1,17$ .
3. CEMIS  $\tau = 0,417$ .
4. Objętość spalin w warunkach umownych przy 3% zawartości tlenu w spalinach dla jednego kotła  $V_{3\%} = 351,0$  m<sup>3</sup>/h.
5. Objętość spalin w warunkach rzeczywistych dla jednego kotła  $V_u = 582,0$  m<sup>3</sup>/h.
6. Prędkość spalin na wylocie z emitora dla jednego kotła  $v = 3,3$  m/s;  
 $T_g = 453$  K.

Rozkład maksymalnej emisji zanieczyszczeń dla jednego kotła:  $B_{pal\ max} = 26,9$  kg/h (maksymalne zużycie paliwa),  $E_{SO_2} = 0,1613$  kg/h,  $E_{NO_2} = 0,1528$  kg/h,  $E_{CO} = 0,02175$  kg/h oraz  $E_{pył} = 0,00061$  kg/h.

## 2.2. Obliczenia sprawdzające

Obliczenia sprawdzające wykonano zgodnie z załącznikiem nr 1 do Rozporządzenia (2001). Stężenia zanieczyszczenia w spalinach przy 3% zawartości tlenu dla kotła Paromat-Simplex o mocy 720 kW (paliwo: olej opałowy Ekoterm):

- $V_{3\%} = 886,7$  m<sup>3</sup>/h,
- $S_{SO_2} = 0,4074/886,7 = 459,4$  mg/m<sup>3</sup> <  $S_{dop} = 850$  mg/m<sup>3</sup>,
- $S_{NO_2} = 0,3858/886,7 = 400$  mg/m<sup>3</sup> =  $S_{dop} = 400$  mg/m<sup>3</sup>,
- $S_{CO} = 0,0463/886,7 = 52,0$  mg/m<sup>3</sup> <  $S_{dop} = 150$  mg/m<sup>3</sup>.

## 2.3. Badania i obliczenia stężeń emitowanych zanieczyszczeń

Badania i obliczenia stężeń emitowanych zanieczyszczeń przeprowadzono dla kotłowni olejowej wodno-parowej, eksploatowanej przez obiekt zlokalizowany w Gdańsku Stogach. Obliczenia stanu zanieczyszczenia powietrza wywołanego emisją zanieczyszczeń z analizowanego obiektu wykonano przy pomocy komputera programem ATMO r. 98. Obliczenia wykonano zgodnie z przepisami Rozporządzenia (2002).

Dla wszystkich zanieczyszczeń: dwutlenku siarki, dwutlenku azotu, tlenku węgla i pyłu zawieszonego wykonano obliczenia rozkładu stężeń na poziomie terenu. Nie wykonano obliczeń na poziomach różnych od  $Z = 0$  m, z uwagi na to, że w okolicy nie występuje zabudowa wyższa od parterowej. Wyniki obliczeń rozkładu maksymalnych stężeń zanieczyszczeń na poziomie terenu  $Z = 0$  m zestawione zostały w tabeli 2.

Rozkładem stężeń objęto obszar zakreślony siatką obliczeniową w kwadracie  $700 \times 600$  m<sup>2</sup> o skoku 50 m. Wyniki obliczeń zebrano w powyższej tabeli. W całej siatce obliczeniowej nie stwierdzono przekroczeń przez wartości 99,8 procentyla wartości stężeń dyspozycyjnych dwutlenku siarki, tlenków azotu, tlenku węgla i pyłu zawieszonego. Nie zostały również przekroczone wartości maksymalne stężeń tych zanieczyszczeń. Są one wielokrotnie niższe od stężeń dyspozycyjnych. Wykonana analiza uciążliwości wykazała, że instalacja (kotłownia) znajdująca się na terenie badanego obiektu, wprowadzając do powietrza gazy i pyły spełnia wymagania norm ochrony powietrza.

**Tabela 2.** Wyniki obliczeń maksymalnych stężeń zanieczyszczeń (opr. własne)  
**Table 2.** Calculation results of maximal pollution concentrations (own work)

Rodzaj zanieczyszczeń [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	Receptory		Wartość stężeń	
	X [m]	Y [m]	$S_{\text{max}}$ [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	$S \leq 99,8$ [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]
Dwutlenek siarki $S_{\text{dysp}} = 492$	1600 1750	1600 1650	105,11	97,42
Dwutlenek azotu $S_{\text{dysp}} = 488$	1600 1750	1600 1650	99,55	92,26
Tlenek węgla $S_{\text{dysp}} = 19800$	1600 1750	1600 1650	12,35	11,43
Pył zawieszony $S_{\text{dysp}} = 280$	1600 1750	1600 1650	0,20	0,18

Eksploatacja kotłowni nie wymaga posiadania pozwolenia na odprowadzanie gazów i pyłów do powietrza. Ze względu na łączną moc kotłowni ( $Q = 1,725 \text{ MW}$ ) wymagane jest jedynie zgłoszenie (Rozporządzenie 2004).

Analiza uciążliwości wykazała, że instalacja znajdująca się na terenie badanego obiektu spełnia wymagania norm ochrony powietrza. Wymagania spełnione są zarówno pod względem nie przekraczania standardów emisyjnych, jak i też pod względem dotrzymywania dopuszczalnych poziomów zanieczyszczeń. Charakterystykę kotłowni i kotłów oraz emitorów zawarto w tabeli 3.

Przeprowadzono analizę emisji spalania kotłowni olejowej przez zainstalowane dwa kotły w badanym obiekcie. Pomiarów dokonano przyrządem firmy HRU typ 89/5 Vario dla każdego kotła i stopnia pracy palnika oddzielnie. Wyniki pomiarów przedstawia tabela 4 (Pełka 2002).

**Tabela 3.** Parametry emitorów i dopuszczalne emisje zanieczyszczeń  
(opr. własne)

**Table 3.** Parameters of emitters and permissible pollution emission (own work)

Emitor	E1, E2	E3	E1, E2, E3
Rodzaj zanieczyszczeń	Emisja		
	dopuszcz. [kg/h]	dopuszcz. [kg/h]	roczna [kg/a]
Dwutlenek siarki	0,4074	0,1613	1272,5
Dwutlenek azotu	0,3858	0,1528	1205,0
Tlenek węgla	0,0463	0,0218	144,6
Pył zawieszony	0,0015	0,0006	4,8

**Tabela 4.** Analiza emisji spalin kotłowni olejowej przez kocioł nr 1 i 2

**Table 4.** Analysis of oil boiler fume emission from boiler 1 and 2

Wyszczególnienie	Jedn.	Kocioł 1		Kocioł 2	
		I	II	I	II
Stopień pracy palnika					
Temperatura otoczenia	°C	21,1	21,0	20,6	20,5
Temperatura spalin	°C	151,0	176,8	153,8	177,0
Temperatura kotłowa	°C	75	75	80	70
Nadwyżka O <sub>2</sub>	%	4,7	3,4	4,4	3,8
Zawartość CO <sub>2</sub>	%	12,0	12,9	12,2	12,6
Straty kominowe	%	6,3	7,1	6,4	7,3
Sprawność	%	93,7	92,9	93,6	92,7
Zawartość CO	ppm	29	15	11	15
Zawartość NO	ppm	63	66	61	64
Zawartość NO <sub>x</sub>	ppm	74	78	72	75
Lambda	–	1,28	1,19	1,26	1,22
Ciąg kominowy	hPa	-0,72	-0,96	-0,90	-0,96

Poprawa efektywności energetycznej istniejących systemów przygotowania ciepłej wody użytkowej jest zagadnieniem, które dotyczy zarówno odbiorców ciepłej wody, jej dostawców, jak i osób, które planują zmniejszyć zużycie ciepła kierowanego do tego typu systemu (Cholewa i in. 2016).

### **3. Wykorzystanie źródeł energii odnawialnej**

Zapotrzebowanie na energię jest bezpośrednią pochodną rozwoju gospodarczego, stąd też w ciągu najbliższych kilkunastu lat przewidywany jest dalszy znaczny wzrost jej konsumpcji (Suszyński 2011, Ustawa 1997). Problemem współczesnej gospodarki jest zmniejszanie się zasobów surowców kopalnych oraz wzrost ich cen. Powoduje to, że należy podjąć działania związane z poszukiwaniem innych źródeł energii w celu zapewnienia bezpieczeństwa energetycznego (Ropińska 2011). Problematyka odnawialnych źródeł energii zawarta jest w wielu aktach polskiego prawa. Podstawowym aktem jest Konstytucja RP (1997), której art. 74 mówi, że władze publiczne zapewniają bezpieczeństwo ekologiczne współczesnemu i przyszłym pokoleniom, a ochrona środowiska jest obowiązkiem władz publicznych wspierających działania obywateli na rzecz ochrony i poprawy środowiska (Gołębiowska 2010).

Energia ze źródeł odnawialnych może mieć postać przydatną do bezpośredniego wykorzystania (energia wiatru, energia wody, energia słoneczna, geotermia) lub pozwalającą na jej magazynowanie (biomasa, biopaliwa). Jej racjonalne wykorzystanie powoduje mniejsze oddziaływanie na środowisko (Organista 2002). Uzyskanie energii ze źródeł odnawialnych jest jedną z głównych opcji pozwalających zmniejszyć obecne uzależnienie od paliw kopalnych oraz zaspokoić stale rosnące w skali światowej zapotrzebowanie na energię. Zainteresowanie wdrożeniem technologii wykorzystania energii odnawialnej stale rośnie. Praktyczne ich zastosowanie zależy od kosztów energii ze źródeł odnawialnych w stosunku do kosztów energii ze źródeł konwencjonalnych. Przez sterowanie polityką ochrony środowiska w połączeniu z polityką fiskalną można wpływać na rozwój produkcji i wykorzystania odnawialnych źródeł energii (Jasiulewicz 2008). Konieczna jest jednak rozważa i uwzględnienie niekorzystnych efektów jak migracja energochłonnych segmentów produkcji do krajów o niższych kosztach energii.



Do źródeł energii odnawialnej zaliczamy między innymi:

1. źródła energii elektrycznej: ogniwa fotoelektryczne, elektrownie wodne i wiatrowe, biogazownie, układy kogeneracyjne spalające biomasę,
2. źródła ciepła: kolektory słoneczne, ciepło odpadowe, wody geotermalne, pompy ciepła korzystające z czystych źródeł energii elektrycznej,
3. biomasa, w tym: drewno, słoma, uprawy energetyczne i inne,
4. komunalna i przemysłowa biomasa odpadowa.

Jednym z ważnych zagadnień jest energetyczne wykorzystanie biomasy, w tym słomy, na którą zapotrzebowanie w gospodarce rolnej jest znacznie mniejsze niż jej produkcja. Spalanie słomy dałoby szansę na 5-procentowe pokrycie krajowego zapotrzebowania na energię pierwotną. W wyniku przeprowadzonych badań porównawczych z zastosowaniem kotła Pilewang Gizex – PM stwierdzono, że oddziaływanie spalania słomy na stan czystości powietrza atmosferycznego jest mniej negatywne niż spalania węgla (Reszkowski 1995). Zestawienie emisji zanieczyszczeń powstających przy spalaniu węgla i słomy w tabeli 5 uwzględnia poszczególne rodzaje dobowej emisji.

**Tabela 5.** Emisja dobową zanieczyszczeń powstających przy spalaniu węgla I słomy (opr. własne na podst. Reszkowski 1995)

**Table 5.** Daily emission of pollution from coal and straw combustion (own work based Reszkowski 1995)

Rodzaj emisji	Kocioł na słomę [kg/doba]	Kocioł węglowy [kg/doba]	Porównanie kol. 2:3 [%]
<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>
Dwutlenek siarki	0,152	4,104	3,70
Dwutlenek azotu	0,083	0,210	39,52
Tlenek węgla	0,245	11,544	2,12
Pyły	0,312	2,141	14,57

Analizując dane dotyczące emisji dobowej zanieczyszczeń powstających przy spalaniu węgla i słomy (tabela 5) stwierdzono, że w wyniku spalania słomy emisja dwutlenku siarki jest niższa o 3,95 kg/dobę,

tj. o 96,3% w stosunku do spalania węgla, a dwutlenku azotu o 60,5%. Natomiast emisja tlenku węgla jest niższa o 11,3 kg/dobę, tj. o 97,9% w stosunku do spalania węgla. Także przy spalaniu słomy emisja pyłów jest niższa o 1,83 kg/dobę, tj. o 85,4% w stosunku do spalania węgla.

Źródłem energii chemicznej biomasy są organiczne związki chemiczne. Związki te powstają dzięki procesom syntezy komórkowej z dwutlenku węgla i wody na skutek procesu fotosyntezy.



Biomasa zawierająca w swoim składzie chemicznym w różnych proporcjach ligninę, celulozę i hemicelulozę obejmuje szerokie spektrum roślin, które oprócz właściwości odżywczych (pokarmowych), są nośnikami energii. Energia zakumulowana w roślinie w wyniku asymilacji 1 mola  $\text{CO}_2$  gromadzi w postaci węglowodanów 470 kJ energii chemicznej (Witaszek i in. 2015, Lewandowski i Ryms 2013). Zakłada się, że bilans emisji dwutlenku węgla podczas spalania biomasy jest zerowy, gdyż wytworzona jego ilość jest równoważna ilości  $\text{CO}_2$  pobranej przez roślinę podczas jej wzrostu.

W skład biomasy wchodzi (Olsson 2006): węglowodany (cukry proste, dwucukry), skrobia składająca się z amylopektyny (80%) i amylozy (20%) oraz celuloza i lignina (biopolimer, w którego skład wchodzi nienasycone alkohole i fenole). Oprócz wymienionych głównych składników, biomasę roślinną tworzą również pektyny, tłuszcze i woski (Mirowski 2016).

W biogazowniach wykorzystywane mogą być: biomasa dedykowana jak również bioodpady czy ścieki komunalne. Odwadnianie osadów ściekowych jest kluczowym elementem procesu przeróbki osadów, które prowadzi do istotnego zmniejszenia objętości osadu, zmiany ich konsystencji, a tym samym stworzenia możliwości ich transportu, użytkowania, a także składowania (Ciborowski 2006). Odwadnianiem określa się rozdział osadu na płacek o zawartości suchej masy 15-40% i ciecz osadową pozbawioną zawieszin. Osad o takiej zawartości suchej masy traci płynność, a swoją konsystencją zbliża się do konsystencji mokrej ziemi (Podędworna i Umiejewska 2007, 2008). Efektem ubocznym procesu odwadniania osadów ściekowych i nie tylko jest emisja nieprzyjemnych zapachów do środowiska, co powoduje dyskomfort osób pracujących na oczyszczalniach ścieków, jak i zamieszkujących tereny wokół

tych obiektów (Kowalczyk i Piecuch 2016). Ważnym zagadnieniem jest również wykorzystanie odnawialnych źródeł energii do wspomaganie przygotowania ciepłej wody użytkowej (Pawłowski i Pawłowski 2008, Stefaniak 2013), w szczególności kolektorów słonecznych (Żukowski 2014, Żukowski i Radziejewska 2016).

#### 4. Współpraca kotłowni z zespołem pomp ciepła

Praktyka eksploatacyjna i wyniki analizy warunków klimatycznych wskazują, że maksymalna moc grzewcza konieczna do zapewnienia potrzeb grzewczych centralnego ogrzewania w badanym obiekcie,  $Q_s = 330$  kW, wymagana jest w ciągu 24 h/a.

W pracy przedstawiono oraz omówiono modelowy system grzewczy zapewniający wymienioną wyżej moc. Jest to tzw. system hybrydowy z wykorzystaniem istniejących kotłów oraz pomp ciepła o różnej mocy grzewczej. System hybrydowy uwzględnia różną moc zainstalowaną w pompach ciepła w granicach  $Q_{pc} = 13,5-67,5$  kW. Konieczna moc szczytowa kotłów jest równa:

$$Q_{hybr.} = Q_s - Q_{pc} = 330 - 67,5 = 262,5 \text{ kW} \quad (2)$$

W obliczeniach zużycia energii pierwotnej (węgla w elektrowniach) i emisji dwutlenku węgla  $CO_2$  uwzględniono sprawność przesyłową systemu elektroenergetycznego  $\eta_{SE} = 0,88$  oraz sprawność elektrowni  $\eta_{elektr} = 0,48$ . Założono minimalną obliczeniową temperaturę otoczenia  $T_{min.obl.} = -16^\circ C$ .

Zużycie energii elektrycznej przez pompy ciepła (*loco* badany obiekt) zawiera się w zakresie  $20,1 E_{eel} = \leq 100,3$  MWh/a. Danym tym odpowiada produkcja energii elektrycznej w elektrowniach  $E_{wytw} = 22,8$  i  $114$  MWh/a. Przy założeniu, że jednostkowe zużycie paliwa w elektrowniach równe jest  $b = 0,375$  kg/kWh (przy sprawności elektrowni  $\eta_{elektr} = 0,48$  (Rocznik 2003) i wartości opałowej węgla  $W_d = 20$  MJ/kg) zużycie węgla o wartości opałowej jest równe odpowiednio  $B_{pal} = 8,6$  i  $42,8$  Mg/a.

Występuje zmienność zużycia paliwa w elektrowniach na obsługę pomp ciepła w badanym obiekcie. Przyjęto założenie, że zużycie tego paliwa zmienia się liniowo ze zmianą mocy pomp ciepła. Rozpatrywane pompy ciepła mogą pracować w układzie kaskadowym.

Do obliczeń zużycia energii pierwotnej (paliwa) i emisji dwutlenku węgla (CO<sub>2</sub>) uwzględniono sprawność badanej kotłowni  $\eta_{PC} = 0,9$ . Zużycie przez pompę ciepła 1 MWh energii elektrycznej powoduje emisję dwutlenku węgla w ilości 850 kg (Rocznik 2003).

Obliczenia emisji CO<sub>2</sub> dokonano dla zespołu pomp ciepła przy mocy: maksymalnej  $Q_{PC} = 67,5$  kW oraz minimalnej  $Q_{PC} = 13,5$  kW.

Wykonano obliczenia wskaźników eksploatacyjnych. W obliczeniach wykorzystano wartości opałowe oleju opałowego  $WO = 40,19$  MJ/kg oraz wskaźnik emisji dwutlenku węgla dla oleju opałowego  $WE_{CO_2} = 76,59$  kg/GJ (*Wartości opałowe* 2012). Uwzględniono ponadto:

- moc hybrydowa  $Q_{hyb} = 316,5$  i  $262,5$  kW,
- moc pomp ciepła  $Q_{PC} = 67,5$  i  $13,5$  kW,
- temperatura zasilania/powrotu  $T_{zas}/T_{pow} = 70/50^{\circ}\text{C}$ ,
- temperatura kończąca sezon grzewczy  $T_{grz} = 12^{\circ}\text{C}$ .

Obliczenia wielkości emisji dwutlenku węgla ujęto w tabeli 6.

**Tabela 6.** Wielkość emisji dwutlenku węgla (CO<sub>2</sub>) (opr. własne)

**Table 6.** Volume of carbon dioxide emission (CO<sub>2</sub>) (own work)

Moc hybrydowa/ moc PC [kW]	Ciepło wytworzone [GJ/a]	Zamienne zużycie energii w elektrowni dla jednej i pięciu PC		Emisje CO <sub>2</sub> i ich oszczędność [Mg/a]		
	$Q_{PC}$	$E_{eel}$ energia elektr. [MWh/a]	$B_{pal}$ paliwo [Mg/a]	$B_K$	$B_{PC}$	$\Delta B_{CO_2}$ kol. 5-6
<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5</i>	<i>6</i>	<i>7</i>
262,5/67,5	1394	100,3	38,6	118,7	85,7	33
316,5/13,5	279	20,1	7,7	23,7	17,1	6,6

Zastosowanie pomp ciepła zmniejszy emisję CO<sub>2</sub>. W nawiązaniu do danych liczbowych z tabeli 6 zauważa się, że:

1. Wzrost zainstalowanej mocy PC w zakresie od 13,5 do 67,5 kW powoduje proporcjonalny wzrost ciepła dostarczonego przez pompy ciepła w wartościach od 279 do 1394 GJ/a.

2. Proporcjonalny wzrost produkcji ciepła przez pompy ciepła spowoduje proporcjonalny wzrost emisji CO<sub>2</sub> w elektrowniach ( $B_{PC}$ ) w zakresie od 17,1 do 85,7 Mg/a, jednak gdyby kotły wytwarzały tę ilość ciepła, jaką wytwarzają pompy ciepła, wyemitowałyby CO<sub>2</sub> ( $B_K$ ) w przedziale od 23,7 do 118,7 Mg/a.
3. Te fakty wskazują na oszczędność emisji ( $\Delta B_{CO_2}$ ) 33 i 6,6 Mg/a dla układu z jedną i pięcioma pompami.

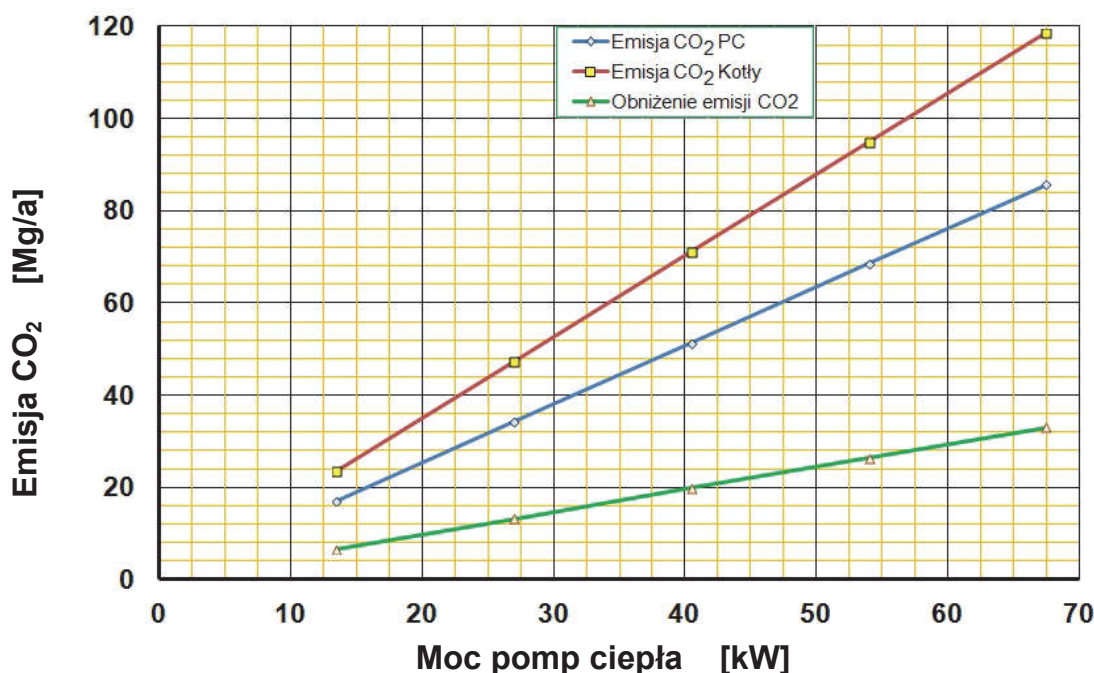
W zestawieniu tabeli 6 pokazano dla mocy pomp ciepła 67,5 i 13,5 kW wielkość emisji CO<sub>2</sub> odpowiednio  $B_{PC} = 85,7$  i 17,1 Mg/a. Gdyby ilość ciepła dostarczoną przez pompy ciepła dostarczyła kotłownia olejowa, to roczne zużycie oleju opałowego wzrosłoby o 38,6 Mg przy zastąpieniu pracy pomp o mocy  $Q_{PC} = 67,5$  kW albo 7,7 Mg paliwa przy zastąpieniu pracy pompy o mocy  $Q_{PC} = 13,5$  kW.

Oznacza to zmniejszenie emisji CO<sub>2</sub> dla:

- $Q_{PC} = 67,5$  kW o  $\Delta B_{CO_2} = 33$  Mg/a,
- $Q_{PC} = 13,5$  kW o  $\Delta B_{CO_2} = 6,6$  Mg/a.

Rysunek 1 przedstawia obliczenia emisji dla szeregu pomp ciepła o mocy 13,5 kW. Można założyć, że emisja dwutlenku węgla spowodowana pracą pomp ciepła będzie wzrastać liniowo wraz z pracą pomp ciepła. Przyjmując założenie, że sprawność kotłów nie zmienia się ze zmianą ich obciążenia, emisja dwutlenku węgla z kotłów jest proporcjonalna do ilości wytwarzanego przez nie ciepła. Mając na uwadze powyższe spostrzeżenia, sporządzono wykres zmian emisji CO<sub>2</sub> w funkcji mocy pomp ciepła, który przedstawiono na rysunku 1.

W dyskusji wyników dokonano opisu poszczególnych charakterystyk gdzie: wykres 1. od góry pokazuje zmianę emisji CO<sub>2</sub> spowodowaną pracą pomp ciepła; wykres 2. od góry pokazuje zmianę emisji CO<sub>2</sub> spowodowaną pracą kotłów (w zamian za pompy ciepła); wykres 3. od góry pokazuje zmniejszanie emisji CO<sub>2</sub> po zainstalowaniu pomp ciepła (różnica między wykresami 2 i 1).



**Rys. 1.** Zmiana emisji CO<sub>2</sub> w funkcji zainstalowanej mocy pomp ciepła w zakresie od 13,5 do 67,5 kW;  $T_{zas}/T_{pow} = 70/50^{\circ}\text{C}$  (opr. własne)

**Fig. 1.** Change in CO<sub>2</sub> emission with a function of implemented heat pump within a range from 13,5 to 67,5 kW; flow temp./return temp. ( $T_{zas}/T_{pow}$ ) = 70/50°C (own work)

## 5. Podsumowanie

Przeprowadzone badania w kotłowniach olejowych wodno-parowych dowodzą, że w wyniku ich eksploatacji powstają substancje szkodliwe. Substancje szkodliwe (pochodzące z łańcucha paliwowego) mające największy wpływ na środowisko naturalne i zdrowie człowieka to (Gradziuk i Gradziuk 1995):

- tlenki węgla (głównie CO i CO<sub>2</sub>), tlenki siarki (SO<sub>2</sub>, SO<sub>3</sub>), tlenki azotu (NO, NO<sub>2</sub>) i pyły,
- dioksyny i dioksynopochodne (np. PCB, PCDD, PCDF),
- amoniak (NH<sub>3</sub>), metan (CH<sub>4</sub>) i węglowodory aromatyczne (WWA),
- metale ciężkie oraz substancje radioaktywne.

Prawo ochrony środowiska w swych przepisach wyróżnia różne grupy gazów i pyłów. Organ ustalający wielkości dopuszczalnych emisji kieruje się różnymi kryteriami przy udzielaniu pozwoleń eksploatacji

instalacji ciepłowniczej w odniesieniu do przepisów Prawa ochrony środowiska (Ustawa 2001). Jednym z kryteriów jest ustalanie wielkości dopuszczalnych emisji gazów i pyłów do powietrza. W aktach wykonawczych zostały określone standardy emisyjne i dopuszczalne poziomy substancji w powietrzu. Wielkość dopuszczalnej emisji nie może przewyższać *normatywnej wielkości emisji* oraz powodować przekroczenia dopuszczalnych poziomów substancji w powietrzu oraz standardów zapachowej jakości powietrza (Siwa 2001).

Występują przypadki dotyczące substancji, dla których nie określono standardów i dopuszczalnych poziomów. W tym względzie organ wydający pozwolenie ustala ilość gazów i pyłów dopuszczalnych do wprowadzenia do powietrza na poziomie nie powodującym przekroczenia wartości odniesienia substancji w powietrzu. Dotyczy to również wartości odniesienia substancji zapachowych w powietrzu. W przepisach Prawa ochrony środowiska (Ustawa 1997) występuje kryterium, które organ uwzględnia przy określaniu wielkości dopuszczalnej emisji. Następuje to poprzez ustalenie tej wielkości na poziomie nie większym niż wynikający z prawidłowej eksploatacji instalacji dla poszczególnych wariantów funkcjonowania.

W przepisach Prawa ochrony środowiska (Ustawa 2001) zawarto kryteria, które winien uwzględniać organ administracyjny wydający pozwolenie. Pozwolenie dotyczy nie tylko procesu ustalania poziomu ilości emisji gazów lub pyłów dopuszczalnych na wprowadzenie do powietrza, ale głównie rodzajów gazów lub pyłów, których emisja zostaje określona w postanowieniach pozwolenia (Czech 2006).

Powierzchnia dostępnego terenu w badanym obiekcie wystarcza na zainstalowanie wymienników niskotemperaturowych do zasilania pomp ciepła do około 70 kW. Obiekt zlokalizowany jest na terenie Nadmorskiego Parku Krajobrazowego, z tego względu wskazane jest możliwie największe ograniczenie emisji zanieczyszczeń z kotłowni (dwutlenku węgla, tlenków siarki, tlenków azotu). Warianty obliczeniowe z najkrótszym czasem użytkowania mocy zainstalowanej kotłowni mają to uzasadnienie, że w czasie szczytowej pracy kotłów występuje najmniejsze zużycie paliwa (oleju opałowego), co jest korzystne z punktu widzenia lokalnych uwarunkowań ochrony środowiska.

## Literatura

- Cholewa, T., Siuta-Olcha, A., Anasiewicz, R. (2016). Analiza czynników wpływających na zużycie ciepła dostarczonego na potrzeby ciepłej wody użytkowej w budynkach wielorodzinnych. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 18(2), 169-180.
- Ciborowski, M. (2006). Możliwości zastosowania koagulantów nieorganicznych do kondycjonowania osadów ściekowych przed zagęszczaniem lub odwadnianiem. W: *Materiały do Seminarium Naukowo-Techniczne nt.: Wszechstronność zastosowań chemikaliów na obiektach gospodarki wodno-ściekowej: nowe aplikacje 2005-2006*. Szczecin-Berlin-Poczdami-Brandenburg. 108-119.
- Czech, E.K. (red.). (2006). *Uwarunkowania ochrony środowiska*. Warszawa: Wyd. CDiI Difin. 88-98.
- Gołębiowska, U.E. (2010). *Ekonomiczne uwarunkowania produkcji rzepaku na cele energetyczne*. Koszalin: Wyd. Uczel. Politechniki Koszalińskiej. 9-18.
- Gradziuk, B., Gradziuk, P. (1995). Energetyczne wykorzystanie biomasy. *Ekopartner*, 7/8, 38, 11-15.
- Jasiulewicz, M. (2008). Wykorzystanie biomasy w lokalnych centrach energetycznych – szansą rozwoju regionalnego. W: E. Rydz, A. Kowalak (red.). *Świadomość ekologiczna a rozwój regionalny w Europie Środkowo-Wschodniej*, Słupsk: Wyd. Naukowe Akademii Pomorskiej. 382-395.
- Konstytucja Rzeczypospolitej Polskiej z dn. 2 kwietnia 1997 r. Dz.U. Nr 78, poz. 483, z późn. zm.
- Kowalczyk, A., Piecuch, T. (2016). Zastosowanie olejku eterycznego jako substytutu flokulanta w procesie mechanicznego odwadniania komunalnych osadów ściekowych. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 18(1), 414-444.
- Lewandowski, W.M., Ryms, M. (2013). *Biopaliwa*. Warszawa: Wyd. WNT.
- Małecki, G.J. (2002). *Analiza zanieczyszczenia powietrza*, Gdańsk: Wyd. FPU GEM. 7-9.
- Mirowski, T. (2016). Wykorzystanie biomasy na cele grzewcze a ograniczenie emisji zanieczyszczeń powietrza z sektora komunalno-bytowego. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 18(1), 466-477.
- Olsson, M. (2006). *Residential biomass combustion-emissions of organic compounds to air from wood pellets and other new alternatives*. Chalmers University of Technology.
- Organista, W. (2002). Analiza zastosowania paliw pochodzenia roślinnego oraz mieszanin z olejem opałowym lekkim do opalania urządzeń grzewczych. W: *Konferencja Naukowo-Techniczna ENERGETYKA 2002*. Wrocław: Wyd. ITCiMP Politechnika Wrocławska.



- Pawłowski, A., & Pawłowski, L. (2008). Sustainable development in contemporary civilisation. Part 1: The environment and sustainable development. *Problems of Sustainable Development*, 1(3), 53-65.
- Pełka, A. (2002). Analiza spalin kotłowni olejowej, Borowo: Wyd. PPUH E & S. 3-5.
- Podedworna, J., Umiejewska, K. (2007). *Ćwiczenia laboratoryjne z technologii osadów ściekowych*. Warszawa: Oficyna Wydaw. Politechniki Warszawskiej.
- Podedworna, J., Umiejewska, K. (2008). *Technologia osadów ściekowych*. Warszawa: Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej.
- Reszkowski, E. (1995). Odnawialne źródła energii – nadzieja czy utopia. *Ekopartner* 6(28), 12-15.
- Rocznik Statystyczny Rzeczypospolitej Polskiej (2003). Warszawa: Wyd. GUS.
- Ropińska, B. (2011). Uwarunkowania pozyskiwania energii ze źródeł odnawialnych w województwie pomorskim. W: M. Jasiulewicz (red.). *Wykorzystanie biomasy w energetyce. Aspekty ekonomiczne i ekologiczne*. Koszalin: Wyd. PTE, Politechnika Koszalińska. 133-146.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dn. 5 grudnia 2002 r. w sprawie wartości odniesienia dla niektórych substancji w powietrzu. Dz.U. z 2003 r., Nr 1 poz. 12.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dn. 30 lipca 2001 r. sprawie wprowadzania do powietrza substancji zanieczyszczających z procesów technologicznych i operacji technicznych. Dz.U. Nr 87 poz. 957.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dn. 22 grudnia 2004 r. w sprawie rodzajów instalacji, których eksploatacja wymaga zgłoszenia. Dz.U. Nr 283 poz. 2839.
- Siwa, D. (2001). Ochrona powietrza w świetle projektu ustawy Prawo ochrony środowiska. *Prawo i środowisko*, 1(25), 100.
- Stefaniak, J. (2013). Chłodziarka absorpcyjna w solarnych układach klimatyzacyjnych jako przykład nowoczesnej technologii dla zrównoważonego rozwoju. *Rocznik Ochrona Środowiska* 15, 1216-1227.
- Suszyński, A. (2011). Ocena oddziaływania na środowisko naturalne energetycznego wykorzystania biomasy pochodzenia rolniczego. W: U. Gołębiowska (red.). *Ekonomiczne technologiczne i społeczne aspekty produkcji biomasy na cele energetyczne a zrównoważony rozwój rolnictwa i obszarów wiejskich*. Koszalin: Wyd. Uczelniane Politechniki Koszalińskiej. 95-109.
- Trela, M., Kwidziński, R. (2016). Analiza wrzenia i spadku ciśnienia przy przepływach dwufazowych w makrokanalach. *Zeszyty Naukowe Gdańskiej Szkoły Wyższej*, 16, 333-360.
- Ustawa z dn. 10 kwietnia 1997 r. Prawo energetyczne. Dz.U. z 2018 r., poz. 755.
- Ustawa z dn. 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska. Dz.U. z 2018 r., poz. 799.

*Wartości opałowe (WO) i wskaźniki emisji CO<sub>2</sub> (WE) w roku 2008 do raportowania w ramach Wspólnotowego Systemu Handlu Uprawnieniami do Emisji za rok 2011.* (2012). Pobrane z: [http://www.kobize.pl/materialy/./WE\\_i\\_WO\\_2008\\_do\\_SHE\\_w\\_2011.pdf](http://www.kobize.pl/materialy/./WE_i_WO_2008_do_SHE_w_2011.pdf).

Witaszek, K., Pilarska, A.A., Pilarski, K. (2015). Wybrane metody wstępnej obróbki surowców roślinnych stosowanych do produkcji biogazu. *Ekonomia i Środowisko*, 2(53), 130-144.

Żukowski, M. (2014). Optymalny kąt nachylenia kolektorów słonecznych i paneli fotowoltaicznych. *Ciepłownictwo, ogrzewnictwo, wentylacja*, 45/69, 335-337.

Żukowski, M, & Radziejewska, P. (2016). Optymalny rozstaw kolektorów słonecznych. *Ciepłownictwo, ogrzewnictwo, wentylacja*, 47/1, 8-11.

## **Analysis of Emission of Pollution Resulting from Thermal Energy Production**

### **Abstract**

The research is related to thermal energy production and related air pollutions. As a result of this process, emission of pollution to the atmosphere occurs. The effect of pollution depends on the sort and amount of combusted fuel. Technical and technological parameters of thermal energy installations, which have been used in the research process, have been presented. In the building there are two Paromat-Simplex boilers with Weishaupt L5T D burners. In addition to this, a boiler Paromat ER ND with Weishaupt L1Z-B burner is installed. The boilers characteristics are discussed. The influence of thermal energy sources on the environment has been taken into account. Calculations of the volume and parameters of emission have been conducted.

The research also concerns the use of renewable energy. As a result of the comparative research with the application of Pilewang Gizex – PM boiler it was found that the influence of straw combustion on the quality of air is less negative than coal combustion. Carbon dioxide emission of biomass combustion is neglected because its amount equals the amount of CO<sub>2</sub> absorbed by a plant during its growth.

The analysis includes also the hybrid system of a boiler with a set of heat pumps in the power range  $Q_{pc} = 13,5-67,5$  kW. Maximum power of boilers is  $Q_{hybr.} = 262,5$  kW. The application of heat pumps reduces carbon dioxide emission: for  $Q_{PC} = 67,5$  kW reduction is  $\Delta B_{CO_2} = 33$  Mg/a and for  $Q_{PC} = 13,5$  kW it correspond to  $\Delta B_{CO_2} = 6,6$  Mg/a. Due to the fact that the object being the subject of the research is located in the Coastal Landscape Park (pol. *Nadmorski*

*Park Krajobrazowy*) it is advisable to significantly reduce emission of pollution from boilers (carbon dioxide, sulfur oxides, nitrogen oxides). The application of renewable sources of energy by local thermal power engineering is favorable for the protection of the environment.

## Streszczenie

W opracowaniu przedmiotem badań jest wytwarzanie energii cieplnej. W wyniku tego zjawiska następuje emisja zanieczyszczeń do atmosfery. Wielkość emisji uzależniona jest od rodzaju i ilości spalanego paliwa. W pracy przedstawiono parametry techniczno-technologiczne urządzeń energetyki cieplnej wykorzystywane w procesie badawczym. W obiekcie eksploatowane są dwa kotły Paromat-Simplex z palnikami Weishaupt L5T D oraz jeden kocioł Paromat ER ND z palnikiem Weishaupt L1Z-B. W pracy dokonano obliczeń wielkości i parametrów emisji. Przeprowadzono badania i obliczenia stężeń emitowanych zanieczyszczeń dla kotłowni olejowej wodno-parowej, eksploatowanej przez obiekt zlokalizowany w Gdańsku Stogach.

Badania dotyczą również wykorzystania źródeł energii odnawialnej. W wyniku przeprowadzonych badań porównawczych z zastosowaniem kotła Pilewang Gizex – PM stwierdzono, że oddziaływanie spalania słomy na stan czystości powietrza atmosferycznego jest mniej negatywne niż spalania węgla. Bilans emisji dwutlenku węgla podczas spalania biomasy jest zerowy, gdyż wytworzona jego ilość jest równoważna ilości CO<sub>2</sub> pobranej przez roślinę podczas jej wzrostu.

Analizą objęto również współpracę kotłowni z zespołem pomp ciepła. System hybrydowy uwzględnia różną moc zainstalowaną w pompach ciepła w granicach  $Q_{pc} = 13,5-67,5$  kW. Moc szczytowa kotłów jest równa  $Q_{hybr.} = 262,5$  kW. Zastosowanie pomp ciepła zmniejszy emisję dwutlenku węgla, odpowiednio dla  $Q_{PC} = 67,5$  kW o  $\Delta B_{CO_2} = 33$  Mg/a oraz dla  $Q_{PC} = 13,5$  kW o  $\Delta B_{CO_2} = 6,6$  Mg/a. Z uwagi na to, że badany obiekt zlokalizowany jest na terenie Nadmorskiego Parku Krajobrazowego, wskazane jest możliwie największe ograniczenie emisji zanieczyszczeń z kotłowni (dwutlenku węgla, tlenków siarki, tlenków azotu). Wykorzystanie odnawialnych źródeł energii przez lokalną energetykę ciepłą jest korzystne dla ochrony środowiska.

## Słowa kluczowe:

energetyka ciepła, środowisko, spalanie, emisja zanieczyszczeń, olej opałowy, kotłownia, moc, pompa ciepła, OZE, ochrona środowiska

## Keywords:

thermal power engineering, environment, emission of pollution, heating oil, boiler, power, heat pump, renewable energy, environment protection



## **Ocena zdolności do biodegradacji środków pianotwórczych i zwilżających**

*Dominika Gancarczyk, Mirosław Sobolewski, Jakub Jakubiec*  
*Szkoła Główna Służby Pożarniczej, Warszawa*

### **1. Wstęp**

Szerokie zastosowanie koncentratów pożarniczych, zarówno w postaci pian gaśniczych jak i roztworów środków zwilżających, w działaniach gaśniczych prowadzonych w dużej skali zmusza nas do porównania korzyści płynących z użycia tych środków z ich wpływem na środowisko przyrodnicze. Niejednokrotnie użycie pian w trakcie prowadzonych działań ratowniczych będzie niezbędne biorąc pod uwagę rodzaj i rozmiar zagrożenia, odsuwając na drugi plan ekologiczne skutki ich stosowania. Pozostaje jednak pytanie, czy zawsze tak musi być? Działania gaśnicze często prowadzone są w terenie, w warunkach kiedy zbieranie ścieków popożarowych jest niemożliwe, co w konsekwencji powoduje przedostawanie się ich do ekosystemu. Bez znaczenia będzie tu jakość użytego środka pianotwórczego/zwilżającego czy systemu gaśniczego lub dozującego ponieważ i tak dojdzie do skażenia środowiska naturalnego. Można tu tylko mnożyć przykłady doniesień z całego świata, zarówno w mediach branżowych jak i informacyjnych, o skutkach działań straży pożarnych mających negatywny wpływ na środowisko, na przykład „Rzeka Główna zatruta... Do wody spłynęła piana gaśnicza”; „Miliony Amerykanów mogło pić skażoną wodę. To skutek używania przez strażaków piany gaśniczej”; „W trakcie gaszenia pożaru rafinerii w Buncefield strażacy dopuścili się skażenia środowiska przy użyciu piany gaśniczej” (Health and Safety Executive (2006) Buncefield Major Incident Investigation). Nie bez znaczenia jest również wyrok sądu w Baden-Baden w Niemczech, który nakazał wypłacić odszkodowanie i obciążył

kosztami rewitalizacji gruntu po działaniach straży pożarnej z użyciem piany gaśniczej. W uzasadnieniu sąd wskazał na nieodpowiedni rodzaj środka pianotwórczego oraz nieproporcjonalne korzyści prowadzonych działań gaśniczych z użyciem pian w stosunku do zaistniałej sytuacji. W takich sytuacjach niezbędne jest więc posiadanie wiarygodnych informacji na temat rzeczywistego wpływu użytych środków gaśniczych na środowisko naturalne, dzięki czemu będzie można ograniczać negatywne skutki ich stosowania.

Ze względu na zakres stosowania i realny wpływ na środowisko, największe znaczenie mają tu środki pianotwórcze oparte na surfaktantach syntetycznych. Środki pianotwórcze zawierające bazę proteinową pochodzenia naturalnego, są znacznie rzadziej stosowane w pożarnictwie. Dość istotny problem stanowią fluorowane syntetyczne związki powierzchniowo czynne uważane za trudno rozkładalne i szkodliwe dla środowiska, będące składnikami środków pianotwórczych typu AFFF, FP czy FFFP.

Wśród składników koncentratów pożarniczych najbardziej niekorzystny wpływ na środowisko naturalne mają surfaktanty oraz rozpuszczalniki organiczne. Wpływ ten wynika zarówno z bezpośredniego działania na organizmy żywe samych substancji oraz produktów ich rozkładu biochemicznego, jak i związanego z nim ubytku tlenu w środowisku wodnym.

W ostatnich latach wzrosło zainteresowanie wpływem środków pianotwórczych na środowisko przyrodnicze. Poniżej przedstawiono przegląd wyników badań biodegradowalności koncentratów pianotwórczych. W badaniach tych ze względu na różnice w stężeniu początkowym roztworów, inne procedury testowe oraz źródła inokulum obserwowano różne stopnie biodegradowalności środków pianotwórczych od mniej niż 1% do prawie 100%. Tak szeroki zakres podatności na biodegradację wskazuje potrzebę dalszych badań w tym kierunku wraz z krytyczną oceną przydatności samych metod badawczych.

W pracy Zhang i in. (2012) przedstawiono wyniki biodegradowalności 3 różnych środków pianotwórczych klasy A. Badania przeprowadzono metodą manometryczną dla stężenia koncentratu 15 mg/l. Dla wszystkich badanych środków uzyskano biodegradowalność powyżej 80%. Należy jednak podkreślić, że stężenia roztworów zastosowane w badaniach są kilkunastokrotnie mniejsze od stężeń roboczych dla tego typu koncentratów.

Znacznie niższą zdolność do rozkładu biochemicznego od 0,23-0,47% uzyskali w badaniach Turekova i Balog (2010). Oznaczenia wykonano dla środków pianotwórczych typu AFFF w stężeniach roboczych (1% i 3%). Jako wskaźnik biodegradacji uznano stosunek BZT<sub>5</sub>/ChZT. Badania wykonano z wykorzystaniem metody rozcieńczeń oraz metody dwuchromianowej. Ze względu na bardzo niskie wskaźniki biodegradowalności można podejrzewać, że wysokie stężenia badanych roztworów prawdopodobnie spowodowały całkowite zużycie tlenu rozpuszczonego i śmierć bakterii.

W pracy Król i in. (2012) porównano zdolność do rozkładu biochemicznego 40 koncentratów środków pianotwórczych różnego typu dostępnych na rynku europejskim. Badania wykonano metodą manometryczną zgodnie z procedurą OECD 101F stosując stężenia roztworów, dla których wskaźnik ChZT wynosił ok. 1000 mg/l. Biodegradowalność środków pianotwórczych rozumianą jako stosunek BZT<sub>20</sub>/ChZT na podstawie wyników badań uszeregowano malejąco w następujący sposób, S>AFFF>klasy A>AFFF-AR>FFFP>FP>P.

Podobne badania dla najczęściej stosowanych koncentratów pożarniczych w Chinach przedstawiono w pracy Zhang i in. (2017) Pomiarzy przeprowadzono metodą manometryczną zgodną z procedurą OECD 301 B, dla stężeń koncentratu o ChZT równym 1000 mg/l. Do badań wytypowano 18 środków pianotwórczych różnych typów. Otrzymane wyniki badań potwierdzają wysoką podatność do rozkładu biochemicznego środków pianotwórczych na bazie syntetycznej oraz niską biodegradowalność środków proteinowych na bazie zhydrolizowanych białek.

Biodegradowalność środków pianotwórczych zawierających fluorowane surfaktanty przedstawiono w pracy Bourgeois i in. (2015). Wszystkie badane środki pianotwórcze (AFFF, AFFF-AR i FP), charakteryzowały się biodegradowalnością powyżej 60%. W pracy przeanalizowano również ograniczenia w zastosowaniu wskaźnika ChZT dla środków pianotwórczych zawierających fluorowane surfaktanty. Potwierdzono, że nie wszystkie związki fluorowane, które są składnikami środków pianotwórczych typu AFFF, FFPF oraz FP są utleniane metoda dwuchromianową. Należy mieć to na uwadze porównując biodegradowalność różnych typów koncentratów pożarniczych.

W pracy Jakubiec (2018) przedstawiono biodegradowalność koncentratów stosowanych w charakterze zwilżaczy. Badania wykonano metodą manometryczną dla roztworów w stężeniach zalecanych przez

producentów – 0,5%. Wykazano, że środki pianotwórcze i zwilżające w stężeniach roboczych podlegają słabemu rozkładowi biochemicznemu w środowisku.

Obecnie nie obowiązują żadne procedury badań określające biodegradowalność koncentratów pianotwórczych. Sytuacja ta ulegnie zmianie do końca 2018 r., po wprowadzeniu nowelizacji normy PN-EN 1568, w której znajdują się zapisy nakładające obowiązek na producenta wskazania wpływu danego środka pianotwórczego na środowisko naturalne – w tym dane dotyczące toksyczności i biodegradowalności. Zatem obowiązująca norma PN-EN 1568, która opisuje wymagania techniczno-użytkowe stawiane środkom pianotwórczym jak również procedury badań koncentratów i pian z nich wytwarzanych, zostanie wzbogacona o informacje dotyczące toksycznego wpływu tychże środków na bakterie, organizmy wodne czy ssaki oraz określenie zdolności do rozkładu biochemicznego. Norma przewidywać będzie metodykę badania zdolności do biodegradacji zgodną z OECD 301F, którą równie dobrze można zastosować także do oceny dodatków zwilżających.

Choć wskazana powyżej norma dotycząca środków pianotwórczych przewiduje badanie zdolności do biodegradacji zgodnie z procedurą opisaną w OECD 301F to należy podkreślić, że jedyną metodą oznaczania BZT przywołaną w polskich przepisach prawa (*rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 18 listopada 2014 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska*) jest procedura opisana w normie PN-EN 1899-1 *Jakość wody, Oznaczanie biochemicznego zapotrzebowania tlenu po n dniach (BZT<sub>n</sub>)*. Z tego też powodu autorzy niniejszej pracy badawczej postanowili zaimplementować tę metodę do oceny stopnia degradacji koncentratów pożarniczych w środowisku.

## 2. Materiały i metody

### 2.1. Zastosowane środki pianotwórcze, zwilżające, surfaktanty i rozpuszczalniki

Do badań biodegradowalności wytypowano 11 koncentratów środków pianotwórczych i zwilżających różnego typu. Pomiary przeprowadzono dla 3 roztworów o różnych stężeniach – 0,5%, 0,1%, 0,05%. W tabeli 1 przedstawiono preparaty wykorzystane w badaniach.

**Tabela 1.** Koncentraty pianotwórcze wykorzystywane w badaniach**Table 1.** Foaming concentrates used in tests

Koncentrat	Typ koncentratu	Producent	Stężenie robocze
Roteor M	S	PCC Exol SA	3%
Sthamex F-15		Fabrik chemischer Präparate von Dr. Richard Sthamer GmbH & Co. KG Liebigstraße	3%
Pianol S3		Chemika Marek Gajewski	3%
Profilm AFFF 3%	AFFF	Orchidee International	3%
Towalex AFFF 3% Plus		SABO FOAM S.r.l	3%
Moussol APS F-15	AFFF-AR	Fabrik chemischer Präparate von Dr. Richard Sthamer GmbH & Co. KG Liebigstraße 5	3% <sup>1</sup> 5% <sup>2</sup>
Fomtec ARC 3x3		Dafo Fortec AB	3% <sup>1,2</sup>
Fluorschaumgeist 3%	FP	Fabrik chemischer Präparate von Dr. Richard Sthamer GmbH & Co. KG Liebigstraße 5	3%
Alcoseal 3x6	FFFP-AR	Angus Fire Ltd.	3% <sup>1</sup> 6% <sup>2</sup>
Amber One	zwilżacz	P.P.H Chemkonfekt	0,5%
Sthamex-ultraWet		Fabrik chemischer Präparate von Dr. Richard Sthamer GmbH & Co. KG Liebigstraße 5	0,1%

1 – ciecze węglowodorowe; 2 – ciecze polarne



Dodatkowo wybrano również 2 związki powierzchniowo czynne oraz 2 rozpuszczalniki organiczne:

- a) Surfaktanty
  - Dodecylosiarczan sodu (SDS)
  - Sulforokanol L-370
- b) Rozpuszczalniki organiczne
  - Butylokarbitol (eter monobutyłowy glikolu dietylenowego)
  - Butylocellosolv (eter monobutyłowy glikolu etylenowego)

Oznaczenie BZT dla czystych surfaktantów i rozpuszczalników wykonano dla stężeń odpowiadających założonemu stężeniu surfaktantów oraz rozpuszczalników w koncentracji pożarniczym równym 20% wag. i stężeniu roztworu koncentratu surfaktantowego 0,5% i 0,01%.

## 2.2. Badanie chemicznego zapotrzebowania na tlen

Do oznaczenia chemicznego zapotrzebowania tlenu wykorzystano metodę dwuchromianową zgodną z normą PN-ISO 6060, Jakość wody – Oznaczanie chemicznego zapotrzebowania tlenu. Pomiary zostały przeprowadzone przy użyciu zestawu COD/CSB ET 108 firmy LOVIBOND. W skład zestawu wchodzi termoreaktor ET108, fiolki z utleniaczem w postaci dwuchromianu potasu w roztworze kwasu siarkowego oraz fotometr PC CHECKIT. Do fiolek testowych o zakresie do 1500 mg/dm<sup>3</sup> dodawano po 2 cm<sup>3</sup> badanego roztworu, a następnie wygrzewano w termoreaktorze w temperaturze 150°C przez 120 min. Po ostudzeniu próbek odczytywano wyniki w fotometrze, który mierzy absorpcję światła o długości fali 610 nm.

## 2.3. Badanie biochemicznego zapotrzebowania na tlen

Oznaczanie biochemicznego zapotrzebowania tlenu po *n* dobach, wykonano zgodnie z procedurą opisaną w normie PN-EN 1899-1 *Jakość wody, Oznaczanie biochemicznego zapotrzebowania tlenu po n dniach (BZT<sub>n</sub>) Część 1: Metoda rozcieńczania i szczepienia z dodatkiem allilotiomocznika*. Badania przeprowadzono dla roztworów środków pianotwórczych i zwilżających w 3 różnych stężeniach: 0,5%, 0,1% i 0,05%.

Następnie tak przygotowane roztwory rozcieńczano w różnym stopniu, zgodnie z zaleceniami normy PN-EN 1899-1, napowietrzoną wodą do rozcieńczeń zawierającą inokulum. Wodę zaszczeploną bakte-

riami pozyskiwano z oczyszczalni ścieków w Łomiankach pod Warszawą z osadnika po odstaniu. Stopień rozcieńczenia dobierano na podstawie uzyskanych wyników ChZT badanych próbek. Wykonano po dwa różne rozcieńczenia dla każdego z roztworów środków pianotwórczych. W celu wyeliminowania procesów nitryfikacji dodawano roztwór allilotiomocznika (ATU). Zastosowano 5 dniową inkubację badanych próbek w komorze klimatyzacyjnej utrzymującej temperaturę  $20^{\circ}\text{C} \pm 0,5^{\circ}\text{C}$ . Pomiaru tlenu rozpuszczonego przed i po inkubacji wykonano z wykorzystaniem elektrochemicznej sondy tlenowej firmy HANNA EDGE. Ze względu na zużywanie tlenu przez sondę wymagany przepływ wody ok 0,3 m/s, uzyskiwano na mieszadle magnetycznym.

Zużycie tlenu w zaszczepionej wodzie do rozcieńczeń po 5 dniach nie przekraczało wartości  $1,5 \text{ mg /dm}^3 \text{ O}_2$ . Dodatkowo w celu kontroli zaszczepionej wody do rozcieńczeń, wody zaszczepiającej oraz procedury badania przeprowadzano analizę kontrolną z każdą serią próbek. Otrzymana wartość  $\text{BZT}_5$  roztworu glukozy i kwasu glutaminowego mieściła się w zakresie  $210 \pm 40 \text{ mg/dm}^3 \text{ O}_2$ .

Otrzymane wyniki  $\text{BZT}_5$  zaokrąglano w zależności od stopnia rozcieńczenia (Hermanowicz i in. 1999): dla rozcieńczenia 50x wyniki zaokrąglano do  $5 \text{ mg/dm}^3$ , dla rozcieńczenia 100x do  $10 \text{ mg/dm}^3$ , dla rozcieńczenia 200x do  $20 \text{ mg/dm}^3$ , dla rozcieńczenia 500x do  $50 \text{ mg/dm}^3$ , a dla rozcieńczenia 1000 x wyniki zaokrąglono do  $100 \text{ mg/dm}^3$ .

### 3. Wyniki i dyskusja pomiarów

Analizując wpływ koncentratów pożarniczych na środowisko naturalne należy brać pod uwagę zarówno zdolność tych środków do rozkładu biochemicznego jak również ich toksyczność. W przedstawionych badaniach skupiono się na biodegradowalności ponieważ wprowadzenie do sprzedaży i uzyskanie świadectwa dopuszczenia do użytkowania oznacza, że toksyczność koncentratu została oceniona (Mizerski i in. 2006, Małozieć i in. 2009).

W tabeli 2 przedstawiono zestawienie wyników przeprowadzonych badań biodegradowalności badanych roztworów środków pianotwórczych i zwilżających.

**Tabela 2.** Biodegradowalność środków pianotwórczych i zwilżających**Table 2.** Biodegradability of foaming and wetting agents

Koncentrat	Typ koncentratu	stężenie [%]	BZT <sub>5</sub> [mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> ]	ChZT [mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> ]	BZT <sub>5</sub> /ChZT [%]
Pianol S3	S	0,50	700	2311	30
		0,10	380	578	66
		0,05	220	289	76
Sthamex F-15		0,50	1200	3476	35
		0,10	320	869	37
		0,05	130	435	30
Roteor M		0,50	1800	3239	56
		0,10	480	810	59
		0,05	400	405	99
Profilm AFFF 3%	AFFF	0,50	1100	2866	38
		0,10	380	717	53
		0,05	140	358	39
Towalex AFFF 3%		0,50	1200	1904	63
		0,10	320	476	67
		0,05	130	238	55

Tabela 2. cd.

Table 2. cont.

Koncentrat	Typ koncentratu	stężenie [%]	BZT <sub>5</sub> [mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> ]	ChZT [mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> ]	BZT <sub>5</sub> /ChZT [%]
MOUSSOL APS F-15	AFFF-AR	0,50	1850	2853	65
		0,10	540	713	76
		0,05	260	357	73
FOMTEC ARC 3X3		0,50	1150	1708	67
		0,10	360	427	84
		0,05	185	214	87
Amber One	zwilżacze	0,50	1450	3556	41
		0,10	380	889	43
		0,05	200	445	45
Sthamex UltraWet		0,50	2800	4794	58
		0,10	580	1199	48
		0,05	310	599	52
		0,01	70	120	58
Fluorschaumgeist 3%	FP	0,50	500	2680	19
		0,10	140	670	21
		0,05	70	335	21
Alcoseal 3/6	FFFP-AR	0,50	600,00	1674	36
		0,10	300,00	419	72
		0,05	130,00	209	62

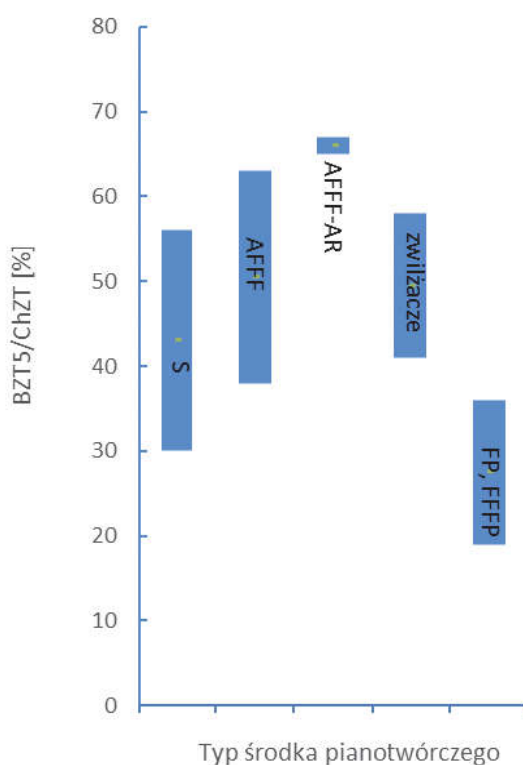
Analiza literaturowa wskazuje, że składniki środków pianotwórczych są podatne na utlenianie. Szybkość rozkładu biochemicznego dla różnych typów koncentratów może się od siebie różnić. Wskaźnikiem opisującym podatność substancji na rozkład biochemiczny jest stosunek wartości BZT/ChZT. Przyjmuje się, że prawie całkowity rozkład biochemiczny następuje po ok. 20 dobach (BZT<sub>20</sub>), jednakże w ciągu pierwszych 5 dni procesy te przebiegają najszybciej (BZT<sub>5</sub>). Dlatego też wskaźnik BZT<sub>5</sub> określa stopień obciążenia środowiska substancjami organicznymi (Hermanowicz i in. 1999). W przypadku gdy dla danej substancji stosunek BZT<sub>5</sub>/ChZT jest większy od 65% może być ona odprowadzana do biologicznych oczyszczalni ścieków. Większość producentów w kartach charakterystyk swoich produktów zamieszcza informację o ich dobrej biodegradowalności. Analiza literaturowa wskazuje, że często dane te nie mają potwierdzenia w uzyskiwanych wynikach badań (Zhang i in. 2012, Turekova i Balog, 2010, Król i in. 2012, Zhang i in., 2017, Bourgeois i in. 2015, Jakubiec 2018). Za wskaźnik opisujący ogólną zawartość substancji organicznych w substancji można uznać wskaźnik ChZT. Wszystkie badane roztwory środki pianotwórcze i zwilżające charakteryzują się wysokim ChZT przekraczającym 1000 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup>. Może to świadczyć o dużej zawartości surfaktantów i rozpuszczalników organicznych w składzie. Najwyższe wartości ChZT uzyskano dla specjalnie opracowanych zwilżaczy, następnie syntetycznych środków pianotwórczych. Pozostałe roztwory środków pianotwórczych typu AFFF i AFFF-AR charakteryzowały się podobną wartością chemicznego zapotrzebowania na tlen.

Podatność roztworów środków pianotwórczych na biodegradację jest zależna od rodzaju środka. Największą zdolność do ulegania biodegradacji zaobserwowano dla środków typu AFFF-AR oraz AFFF, następnie dla środków syntetycznych i specjalnie opracowanych zwilżaczy. Środki proteinowe były najtrudniej rozkładane w warunkach pomiaru. Podobną zależność uzyskano w pracy (Król i in. 2012).

W publikacjach (Mizerski 2007, Zhang i in. 2017) środki S były łatwiej rozkładalne w środowisku niż środki typu AFFF. Środki pianotwórcze typu AFFF zawierają w swoim składzie oprócz surfaktantów węglowodorowych, fluorowane związki powierzchniowo czynne (ok. 5%). Nie ma pewności czy surfaktanty te ulegają rozkładowi biochemicznemu w środowisku, może mieć to więc wpływ na biodegradowalność tych środków (Bourgeois i in. 2015). Przeprowadzone badania po-

twierdziły również małą zdolność do ulegania biodegradacji środków pianotwórczych na bazie proteinowej.

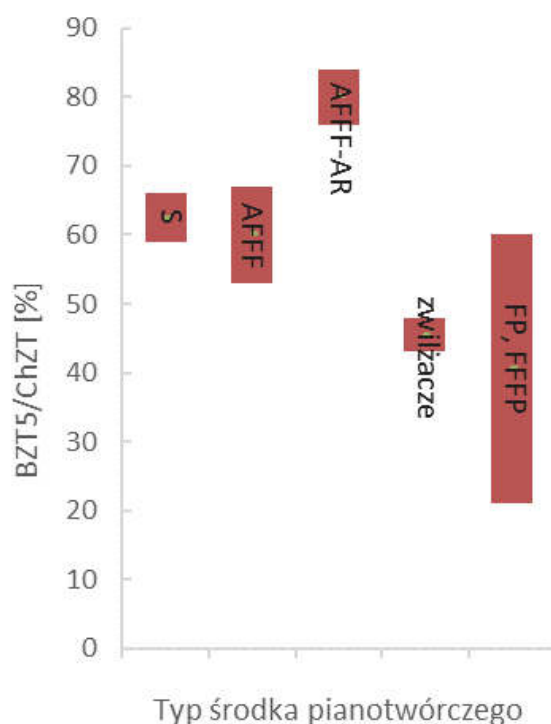
Zmniejszenie stężenia środków pianotwórczych powodowało zwiększenie zdolności do rozkładu biochemicznego. Największy wzrost biodegradowalności przy rozcieńczeniu zauważano dla syntetycznych środków pianotwórczych. Zależności takiej nie zaobserwowano dla fluoro-proteinowego środka pianotwórczego (Fluorschaumgeist 3%) oraz dla zwilżacza Amber One, dla których biodegradowalność niezależnie od stężenia utrzymywała się na podobnym poziomie.



**Rys. 1.** Zakresy biodegradowalności 0,5% środków pianotwórczych i zwilżających

**Fig. 1.** Biodegradability range of 0.5% foaming and wetting agents

Biodegradowalność środków pianotwórczych i zwilżających w stężeniu 0,5% została przedstawiona na rysunku 2 i 3. Rozkład biochemiczny 0,5% roztworów środków pianotwórczych i zwilżaczy na bazie syntetycznej utrzymywał się na podobnym poziomie. Najwyższe wskaźniki biodegradacji wykazywały środki pianotwórcze typu AFFF-AR. Natomiast oznaczona biodegradowalność proteinowych koncentratów pożarniczych była znacznie niższa od pozostałych środków.



**Rys. 2.** Zakresy biodegradowalności 0,1% środków pianotwórczych i zwilżających

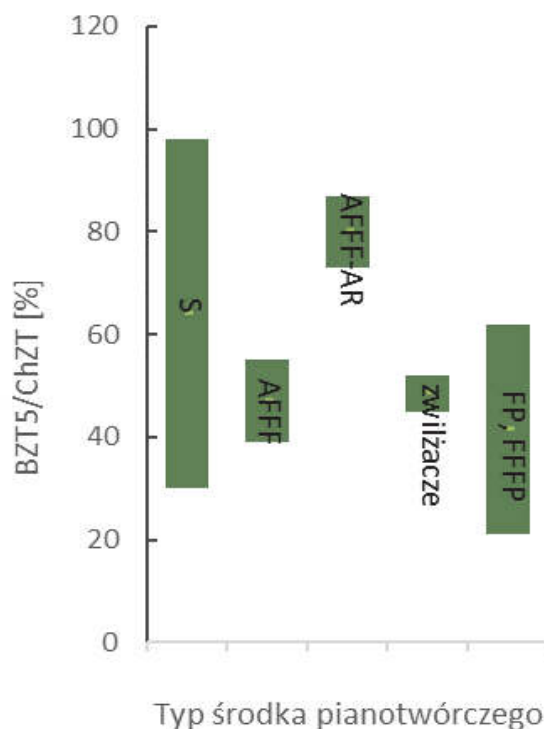
**Fig. 2.** Biodegradability range of 0.1% foaming and wetting agents

W stężeniu 0,1% najbardziej podatne na rozkład były środki AFFF-AR, następnie S i AFFF. Biodegradowalność specjalnie opracowanych zwilżaczy po rozcieńczeniu nie zwiększyła się i utrzymywała się na poziomie ok. 50%. Natomiast znacząco poprawiła się podatność na rozkład środka typu FFFP-AR, nie zaobserwowano tej samej zależności dla drugiego z badanych środków proteinowych.

W najniższym z badanych stężeń najlepiej podatne na rozkład okazały się środki AFFF-AR i S, następnie na podobnym poziomie środki AFFF i zwilżacze. Roztwór środka FFFP-AR o niskim stężeniu charakteryzuje się wyższym wskaźnikiem biodegradowalności od środków AFFF i zwilżaczy. Rozkład biochemiczny środka fluoroproteinowego utrzymywał się na poziomie ok. 20% niezależnie od badanego stężenia.

W tabeli 3 przedstawiono podatność na biodegradację podstawowych składników środków pianotwórczych. Zaproponowane surfaktanty są charakterystycznymi przedstawicielami surfaktantów anionowych, najczęściej stosowanymi w recepturach uniwersalnych, syntetycznych środków pianotwórczych. Do produkcji nowoczesnych środków piano-

twórczych używa się glikoeterów, z których najbardziej popularne są ww. rozpuszczalniki użyte do badań. Obydwie substancje wykazują efekty synergistyczne w zakresie zdolności pianotwórczych oraz są związkami powierzchniowo czynnymi.



**Rys. 3.** Zakresy biodegradowalności 0,05% środków pianotwórczych i zwilżających

**Fig. 3.** Biodegradability range of 0.05% foaming and wetting agents

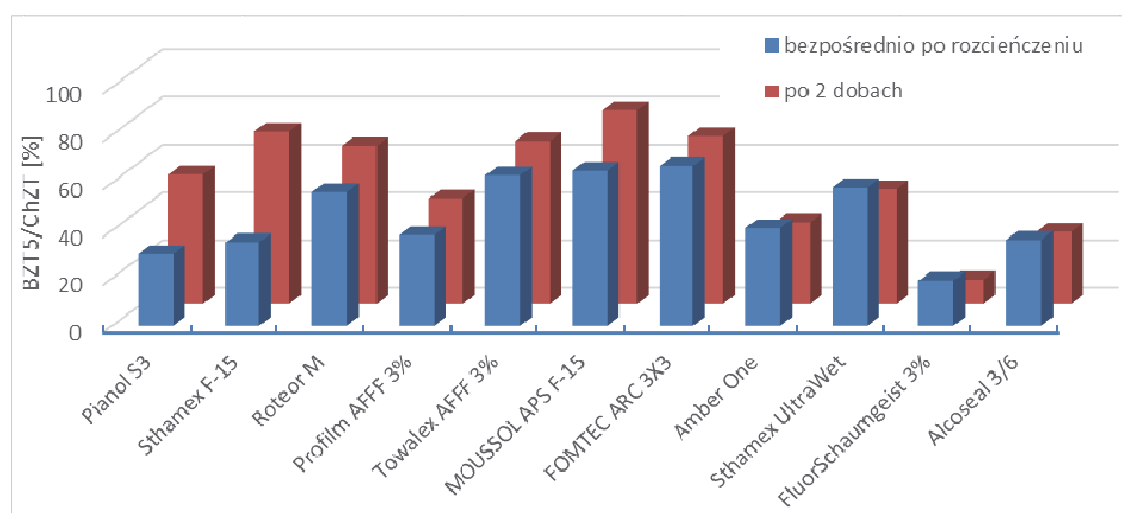
Badania przeprowadzono dla stężeń odpowiadających stężeniu surfaktantu i rozpuszczalnika w koncentracji pożarniczym 20% wag. i stężeniu roztworu koncentratu 0,5% oraz 0,1%. Otrzymane wyniki wskazują na łatwy rozkład biochemiczny pojedynczych składników. Biodegradowalność każdego z badanych substancji wynosiła ok. 50%. Koncentraty środków pianotwórczych w tym samym stężeniu zawierające w swoim składzie kilka różnych składników: surfaktanty, rozpuszczalniki, składniki obniżające temperaturę krzepnięcia stabilizatory, dodatki antykorozyjne i inne substancje pomocnicze charakteryzowały się niższą zdolnością do rozkładu biochemicznego.



**Tabela 3.** Biodegradowalność głównych składników środków pianotwórczych**Table 3.** Biodegradability of the main components of foam concentrates

Składniki koncentratu	Nazwa	stężenie [%]	BZT <sub>5</sub> [mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> ]	ChZT [mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> ]	BZT <sub>5</sub> /ChZT [%]
surfaktanty	SDS	0,50	1000	1957	51
		0,10	340	489	69
	Sulforokanol L-370	0,50	1260	2250	56
		0,10	340	562,5	60
rozpuszczalniki	butylokarbitol	0,50	900	1953	46
		0,10	380	488	78
	butylocelulosolv	0,50	820	1673	49
		0,10	340	418	81

Dodatkowo sprawdzono czy pozostawienie koncentratu środka pianotwórczego w roztworze wodnym, ma wpływ na rozkład biochemiczny tych roztworów. Zbadano roztwory 0,5% każdego z koncentratów po upływie dwóch dni od przygotowania roztworów. Wyniki badań przedstawiono na rysunku 7. Zaobserwowano wzrost biodegradowalności o ok. 20-30% w przypadku syntetycznych środków pianotwórczych. Niewielką poprawę zdolności do rozkładu biochemicznego wykazywały środki typu AFFF i AFFF-AR. Środki te również zawierają w swoim składzie anionowe surfaktanty jednakże w mniejszej ilości niż środki typu S. Zależności takiej nie zaobserwowano dla specjalnie opracowanych zwilżaczy oraz środków proteinowych, co jest związane z zastosowaniem innego rodzaju surfaktantów w recepturze.



**Rys. 4.** Porównanie biodegradowalności roztworów środków pianotwórczych po sporządzeniu roztworu oraz po upływie dwóch dni

**Fig. 4.** Comparison of biodegradability of foam solutions after solution and after two days

## 4. Podsumowanie

Wpływ koncentratów pożarniczych na środowisko naturalne jest przedmiotem wielu dyskusji. Świadczy o tym m.in. projekt normy prEN1568:2016 Fire extinguishing media – Foam concentrate (przewidywany do wprowadzenia w Polsce w drugiej połowie 2018), w którym obliguje się producentów do oznaczania i podawania takich parametrów jak: toksyczność czy biodegradowalność środka pianotwórczego w stężeniu roboczym.

W chwili obecnej większość producentów w kartach charakterystyk swoich produktów zamieszcza informację o ich dobrej biodegradowalności. Analiza literaturowa, a także przeprowadzone pomiary wskazują, że często dane te nie mają potwierdzenia w uzyskiwanych wynikach badań.

Metoda rozcieńczeń pomiaru BZT<sub>5</sub>, z wykorzystaniem sondy tlenowej pozwala w szybki sposób uzyskać informację o podatności danej substancji na rozkład biochemiczny. Niezwykle ważne w tej metodzie jest zachowanie dużej precyzji podczas wykonywania badań oraz odpowiedni dobór rozcieńczeń. Ze względu na duże wartości ChZT środków pianotwórczych, metoda ta wymaga znacznych rozcieńczeń badanych substancji, co może mieć wpływ na niepewność pomiaru oznaczenia BZT. Należy mieć to na uwadze podczas interpretacji uzyskanych wyników.

W prezentowanych badaniach najłatwiej ulegały degradacji środki AFFF-AR, następnie AFFF, S, zwiłzaczce i środki proteinowe. Potwierdzono więc słabą podatność na biodegradację środków pianotwórczych na bazie zhydrolizowanych białek, oraz dobrą biodegradowalność koncentratów na bazie surfaktantów syntetycznych.

Wykazano również, że podatność na biochemiczny rozkład rosła po odstaniu syntetycznych środków pianotwórczych w roztworach wodnych przez dwa dni. Związane jest to prawdopodobnie z zastosowaniem surfaktantów anionowo czynnych w recepturze tych środków. Wskaźnik biodegradacji w przypadku środków syntetycznych wzrósł o ok. 20-30% po upływie dwóch dni, w stosunku do roztworu zbadanego bezpośrednio po przygotowaniu. Biodegradowalność zwiłzaczy oraz środków pianotwórczych na bazie proteinowej utrzymywała się na podobnym poziomie dla roztworów pozostawionych na 2 dni.

Analizując wpływ różnych typów środków pianotwórczych na środowisko naturalne nie można pominąć ich toksyczności. Okazuje się, że koncentraty pianotwórcze, które charakteryzowały się zdolnością do szybkiego rozkładu w środowisku naturalnym wykazują wysoką toksyczność w stosunku do organizmów wodnych (Małozieć i in. 2009). Mając to na uwadze trudno jednoznacznie porównać stopień obciążenia środowiska przez różne typy koncentratów pożarniczych. Zostało to zauważone w nowym prawodawstwie, norma PN-EN 1568-3, która zostanie wprowadzona do końca 2018 r. w Polsce wymaga przeprowadzenia kilku badań określających wpływ środków pianotwórczych na środowi-

sko naturalne m.in. biodegradowalność czy toksyczność w stosunku do organizmów wodnych.

## Literatura

- Adams, R., Simmons, D., (1992) *Ecological effects of firefighting foams and retardants*. Australian Bushfire Conference, Albury. <http://www.csu.edu.au/special/bushfire99/papers/adams>.
- Bourgeois, A., Bergendahl, J., Rangwala, A., (2015), Biodegradability of fluorinated fire-fighting foams in water, *Chemosphere*, 131, 104-109.
- Health and Safety Executive (2006) Buncefield Major Incident Investigation. In: *Report to the Health and Safety Commission and the Environment Agency of the investigation into the explosions and fires at the Buncefield oil storage and transfer depot*, Hemel Hempstead, on 11 December 2005. Health and Safety Executive, Liverpool. <http://buncefieldinvestigation.gov.uk>.
- Hermanowicz, W., Dojlido, J., Dożańska, W., Kozirowski, B., Zebre, J. (1999) *Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków – wyd. 2*, Warszawa: Arkady. <http://poznan.naszemiasto.pl/artukul/rzeka-glowna-zatruta-przez-wyborowa-dowody-splynela-piana,3566206,art,t,id,tm.html>, 12.03.2018 r. <https://pl.scribd.com/document/45419820/Environmental-Impacts-of-Firefighting-Foams>, 14.03.2018. <https://tvnmeteo.tvn24.pl/informacje-pogoda/swiat,27/miliony-amerykanow-moglo-pic-skazona-wode,213139,1,0.html>, 12.02.2018 r.
- Zhang, X., Bao, Z., Wang, L., Fu, X. (2012). Study on the biodegradation of Class A foam by CO<sub>2</sub> evolution method. *Advances Materials Research*, 525-528.
- Jakubiec, J. (2018). Skuteczność gaśnicza i bezpieczeństwo stosowania wybranych zwilżaczy – charakterystyka biodegradowalności wodnych roztworów koncentratów pożarniczych, *Zeszyty Naukowe*, 65(1), 27-37.
- Król, B., Prochaska, K., Chrzanowski, Ł. (2012). Biodegradability of Fire-fighting Foams. *Fire Technology*, 48, 173-181.
- Małozieć, D., Koniuch, A. (2009). Wpływ pianotwórczych środków gaśniczych i neutralizatorów na środowisko naturalne, szczególnie na organizmy wodne. *Technika i Technologia*, 2, 117-138.
- Mizerski, A. (2007). Ekologiczne aspekty stosowania pian do gaszenia pożarów. *Przemysł Chemiczny*, 86(11), 1079-1083.
- Mizerski, A., Sobolewski, M., Król, B. (2006) *Piany gaśnicze*. Warszawa: Wydawnictwo SGSP.
- PrPN-EN 1568-3E Środki gaśnicze. Pianotwórcze środki gaśnicze.
- PN-EN 1899-1:2002 *Jakość wody, Oznaczanie biochemicznego zapotrzebowania tlenu po n dniach (BZTn)*.
- PN-ISO 6060:2006 *Jakość wody – Oznaczanie chemicznego zapotrzebowania tlenu*.

- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 18 listopada 2014r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska
- Ruppert, W.H., Verdonik, D.P., Hanauska, Ch. (2005). Environmental impacts of firefighting foams. Hughes Associates Inc., Baltimore.
- Turekova, I., Balog, K. (2019). The environmental impacts of fire-fighting foams. *Research Papers Faculty of Materials Science and Technology in Trnava*, 18(29), 111-129.
- Xian-Zhong, Zhang, et al. (2017). *Organic pollutant loading and biodegradability of firefighting foam*, IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 94 012137.

## Evaluation of the Biodegradability of Foam Concentrates and Wetting Agents

### Abstract

Foaming agents of various types are widely used in fire protection for the production of foams necessary to extinguish fires of liquids (both hydrocarbon and water-miscible liquids). The other types of fire concentrates are wetting agents containing surfactants which improve the use of water by facilitating its access to the interior structure of its materials. They are added to water to reduce its use, shorter fire extinguishing time and reduce fire losses.

Extinguishing activities are often carried out in the area in such conditions that collecting firefighting sewage is impossible which in turn causes that they get into the ecosystem – the component of foaming and wetting agents solutions penetrating into the soil surface and ground waters can constitute a significant burden on the natural environment. Among the components of the concentrates, the most adverse impact on the natural environment have surfactants and organic solvents. This impact is due to the direct action of the substances themselves and products of their biochemical degradation on living organisms, as well as associated oxygen depletion in the aquatic environment. Choosing water additives such as fire concentrates that support firefighting of various types, it is necessary to assess not only their influence on increasing the effectiveness of extinguishing activities, but also on the natural environment.

The paper compares the biodegradability of various types of foam (synthetic detergent – S, aqueous film forming foam – AFFF, aqueous film forming foam, alcohol resistant – AFFF-AR, fluoroprotein – FP, film forming fluoroprotein, alcohol resistant – FFFP-AR) and wetting agents. 11 fire concentrates (form 1 to 3 from each type of fire concentrates) and two surfactants (sodium dodecyl sulfate- SDS, sulforokanol L-370) and solvents (diethylene glycol

monobutyl ether, ethylene glycol monobutyl ether) were selected for testing - these substances are the main components of these preparations. The biodegradability tests were performed based on the methods indicated in the Regulation of the Minister of the Environment of November 18, 2014. on the conditions to be met when introducing sewage into waters or into the ground, and on substances particularly harmful to the environment. Additionally, the biodegradability of 0.5% solutions of foaming agents subjected to preliminary hydrolysis in aqueous solution for two days was checked.

The obtained results confirmed high biochemical degradability of agents containing synthetic surface-active compounds and low biodegradability of protein concentrates based on hydrolysed proteins. Synthetic foam solutions were characterized by a higher biodegradation rate after initial hydrolysis in the solution for two days. This relationship was not observed for proteinic agents and wetting agents.

## Streszczenie

Środki pianotwórcze różnych typów są szeroko stosowane w ochronie przeciwpożarowej do wytwarzania pian niezbędnych do gaszenia pożarów paliw płynnych (zarówno węglowodorowych jak i poloranych). Innym typem koncentratów pożarniczych są środki zwilżające, zawierające surfaktanty poprawiające wykorzystanie wody przez ułatwienie jej dostępu do wnętrza struktury materiałów. Dodaje się je do wody w celu zredukowania jej zużycia, skrócenia czasu gaszenia i zmniejszenia strat popożarowych.

Działania gaśnicze często prowadzone są w terenie, w warunkach kiedy zbieranie ścieków popożarowych jest niemożliwe co w konsekwencji powoduje przedostawanie się ich do ekosystemu – składniki roztworów środków pianotwórczych i zwilżających przenikające do gleby oraz wód powierzchniowych i gruntowych mogą stanowić istotne obciążenie środowiska przyrodniczego. Wśród składników koncentratów pożarniczych najbardziej niekorzystny wpływ na środowisko naturalne mają surfaktanty oraz rozpuszczalniki organiczne. Wpływ ten wynika zarówno z bezpośredniego działania na organizmy żywe samych substancji oraz produktów ich rozkładu biochemicznego jak i związanego z nim ubytku tlenu w środowisku wodnym. Dobierając dodatki do wody, w postaci koncentratów pożarniczych, wspomagające gaszenie pożarów różnych typów należy więc ocenić nie tylko ich wpływ na zwiększenie skuteczności działań gaśniczych ale również wpływ na środowisko przyrodnicze.

W pracy porównano zdolności do biodegradacji różnych typów środków pianotwórczych (syntetycznych – S, syntetycznych tworzących film wodny – AFFF, syntetycznych tworzących film wodny, alkoholoodpornych – AFFF-AR, flouroproteinowych – FP, flouroproteinowych tworzących film wodny,

alkoholoodpornych – FFFP-AR) oraz zwilżających. Do przeprowadzenia badań wykorzystano 11 koncentratów pożarniczych (od jednego do trzech przedstawicieli danego typu koncentratu) oraz po dwa surfaktanty (dodecylosiarczan sodu – SDS; preparat handlowy Sulforokanol L370) i rozpuszczalniki (butylokarbitol; butylocellosolv) – substancje te stanowią główne składniki tych preparatów. Badania biodegradowalności zostały wykonane w oparciu o metody wskazane w rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 18 listopada 2014 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska. Dodatkowo sprawdzono biodegradowalność 0,5% roztworów środków pianotwórczych poddanych wstępnej (dwudniowej) hydrolizie w roztworze wodnym.

Otrzymane wyniki potwierdziły podatność do rozkładu biochemicznego środków zawierających syntetyczne związki powierzchniowo czynne oraz niską biodegradowalność koncentratów proteinowych na bazie zhydrolizowanych białek. Roztwory środków pianotwórczych syntetycznych charakteryzowały się wyższym wskaźnikiem biodegradacji po wstępnej hydrolizie w roztworze przez dwa dni. Zależności takiej nie zaobserwowano dla środków proteinowych i zwilżaczy.

**Słowa kluczowe:**

inżynieria środowiska, biodegradowalność, koncentraty pianotwórcze i zwilżające, BZT<sub>5</sub>, ChZT

**Keywords:**

environmental engineering, biodegradability, foam and wetting concentrates, BZT<sub>5</sub>, COD



# **Instrumenty zarządzania przestrzennego w aspekcie zrównoważonego rozwoju – wielowymiarowa analiza porównawcza miast wojewódzkich**

*Sławomira Hajduk*  
*Politechnika Białostocka*

## **1. Wstęp**

Współczesne miasta stają się centrami innowacji, kreatywności i wiedzy oraz tworzą sieć wzajemnie konkurencyjnych jednostek urbanizacyjnych. Niestety kumuluje się w nich mnóstwo negatywnych zjawisk, do których zaliczamy zanieczyszczenie środowiska przyrodniczego, kongestię, segregację społeczną. Związane jest to ze stale rosnącą liczbą mieszkańców obszarów miejskich. Według dokumentu Europa 2020 rozwiązaniem tych problemów jest kreowanie takiego rozwoju społeczno-gospodarczego, który powinien odpowiadać wyzwaniom XXI wieku. Miasta muszą stać się inteligentne, zrównoważone i dostępne dla wszystkich jego mieszkańców, a taki stan doskonałości jest trudny do osiągnięcia.

W opracowaniu podjęto próbę identyfikacji możliwości realizacji zasady zrównoważonego rozwoju w systemie zarządzania przestrzennego miasta. W części teoretycznej pracy przeprowadzono diagnozę wykorzystania instrumentów planistycznych w zarządzaniu miastem korzystając z analizy poznawczo-krytycznej źródeł wtórnych ze szczególnym uwzględnieniem przeglądu literatury przedmiotu, raportów instytucji naukowych, międzynarodowych publikacji i strategicznych dokumentów krajowych. W części empirycznej pracy dokonano oceny pokrycia planistycznego i presji inwestycyjnej w miastach wojewódzkich poprzez określenie występujących zależności oraz na tym tle przedstawiono prawi-



dłowości charakterystyczne dla Polski. Postawiono następujące pytania badawcze: (I) Jakie wskaźniki ładu przestrzennego w miastach są istotne z punktu widzenia realizacji zasady zrównoważonego rozwoju?; (II) Które miasta regionalne możemy określić jako zrównoważone ze względu na optymalne wykorzystanie instrumentów planistycznych systemu zarządzania przestrzennego?. Dane statystyczne z Banku Danych Lokalnych GUS dotyczące miejscowych planów zagospodarowania przestrzennego i decyzji lokalizacyjnych poddano analizie metodami głównych składowych oraz analizie skupień.

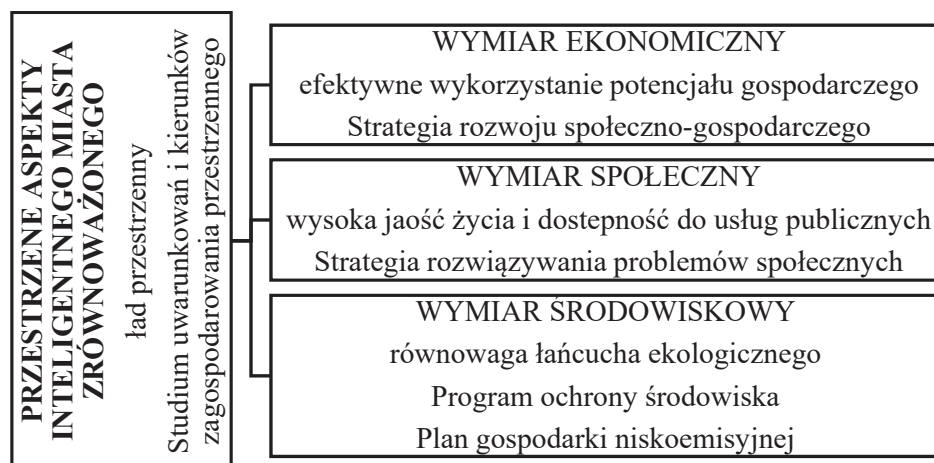
## 2. Przegląd literatury

Podejście do miast powinno być holistyczne ze względu na różnorodność obszarów jego działalności. Zagadnienie poszukiwania przyczyn dynamicznych przeobrażeń miasta jest podejmowane przez bardzo wielu naukowców z różnych dziedzin jak nauki ekonomiczne (zarządzanie miastem), społeczne (polityka publiczna), humanistyczne (historia miasta), techniczne (urbanistyka miejska), biologiczne (ochrona środowiska miejskiego), prawne (administracja miejska), nauki o Ziemi (geografia urbanistyczna). Zagraniczni i polscy badacze próbują określić determinanty miasta inteligentnego (Shapiro 2006, Nam i Pardo 2011), uwarunkowania miasta zrównoważonego (Caragliu i in. 2011, Barrionuevo i in. 2012, Zygiaris 2013) i czynniki jakości życia miejskiego (McKinney i in. 2018) oraz analizują dostępność usług publicznych i sposoby perspektywicznego podejścia do rozwoju miasta (Ravetz i Miles 2016). Funkcjonowanie miasta jest uzależnione od wdrażanych technologii informatyczno-komunikacyjnych (Hollands 2008, Lombardi i in. 2012), zmiany podejścia do zarządzania miastem, możliwości wykorzystania rozwiązań innowacyjnych, kapitału intelektualnego i gospodarki opartej na wiedzy (Kominos 2006). W Krajowej polityce miejskiej wiodącą rolę przypisuje się procesom rewitalizacji terenów zdegradowanych, mobilności miejskiej oraz zagospodarowaniu przestrzeni publicznej i instrumentom planistycznym systemu zarządzania przestrzennego. Nowoczesne technologie informatyczno-komunikacyjne najczęściej są wdrażane w gospodarce energetycznej, transporcie, mieszkalnictwie, administracji i sferze bezpieczeństwa (Chamier-Gliszczyński i Bohdal 2016).

Współczesne wyzwania stojące przed ośrodkami miejskimi wpływają na zmianę sposobu zarządzania miastem (Fertner i in. 2016). Model New Public Management promuje menadżerski styl zarządzania w sektorze publicznym. Odchodzi się od kontroli nakładów i procedur na rzecz pomiaru wyników w dążeniu do doskonałości i wysokich standardów jakości. Model Public Governance buduje społeczeństwo obywatelskie i traktuje mieszkańców jako współdecydentów. Model Excellence Quality Management oparty jest na zwiększeniu konkurencyjności miast w dążeniu do doskonałości. Model Total Quality Management promuje osiągnięcie sukcesu poprzez projakościową działalność organizacji z zaangażowaniem i podnoszeniem kwalifikacji jej pracowników. Liderzy miejscy korzystają z outsourcingu, crowdsourcing, e-government, benchmarkingu, foresightu metrolitanego, Living Lab.

Zdefiniowanie miasta zrównoważonego jest skomplikowane ze względu na wielowymiarowość pojęcia zrównoważonego rozwoju (ZR) i indywidualne cechy każdego miasta wynikające z jego historii, warunków topograficznych i geograficznych (Bakici i in. 2012, Lazaroiu i Roscia 2012). Zrównoważony system miejski powinien charakteryzować się samowystarczalną strukturą przestrzenną, która minimalizuje zużycie energii elektrycznej oraz maksymalizuje wykorzystanie zamkniętych obiegów substancji (Batagan 2011, Thuzar 2011). Należy preferować działania polegające na ponownym wykorzystaniu terenu i wypełnianiu zabudowy, zamiast ekspansji na obszary niezabudowane, co oznacza priorytet brownfield nad greenfield. Do najistotniejszych koncepcji zrównoważonego miasta zaliczamy low-carbon city, resource-efficient city, eco-city, green city, compact city, liveable city, slow city. Ekonomiczny, społeczny i środowiskowy wymiar ZR należy analizować w ujęciu przestrzennym (Stawasz i Sikora-Fernandez 2016, Dembicka-Niemiec 2017) ze względu na istotę dostosowania przeznaczenia danego obszaru do jego możliwości terenowych oraz optymalnego rozmieszczenia funkcji w przestrzeni. Ład przestrzenny powinien być podstawową zasadą zagospodarowania przestrzeni, który przeciwdziała chaosowi w lokalizowaniu zabudowy i niekontrolowanemu jej rozlewaniu na obszary o mniej intensywnej urbanizacji (Heubeck 2008). Polskie miasta podlegają procesom degradacji śródmieści i rozrastania przedmieść. Zrównoważony rozwój (ZR) w polskich realiach może być skutecznie realizowane poprzez instrumenty systemu

zarządzania przestrzennego miasta (rysunek 1), które dzielimy na finansowe, administracyjne i planistyczne.



**Rys. 1.** Wymiary koncepcji zrównoważonego rozwoju miasta

**Fig. 1.** Dimensions of the city's sustainability

System zarządzania przestrzennego miasta opiera się na schemacie Deminga: analizuj, programuj, wdrażaj, sprawdzaj. Podstawowym instrumentem planistycznym jest studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego (SUiKZP), które jest realizowane poprzez jedyny akt prawa lokalnego – miejscowe plany zagospodarowania przestrzennego (MPZP). Istotną rolę odgrywa monitoring przestrzenny, który zgodnie z Ustawą z 2003 roku o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym (UoPiZP) powinien być prowadzony co najmniej raz na 4 lata. Sprzyja to aktualizacji dokumentów planistycznych, które należy dostosowywać do aktualnych uwarunkowań zewnętrznych i wewnętrznych rozwoju miasta oraz identyfikacji szans i zagrożeń. Prowadzenie dogłębnych analiz strategicznych służy określeniu kierunków rozwoju przestrzennego w formie scenariuszy przeobrażeń miasta zapisanych w jego wizji. Aktywna postawa samorządów miejskich powinna przejawiać się w uchwalaniu dobrych jakościowo MPZP, którymi w pierwszej kolejności należy obejmować obszary szczególnego zainteresowania inwestorów i koncentracji działalności budowlanej (Hajduk 2015). Konieczna jest partycypacja obywatelska, a w szczególności wykorzystanie nowoczesnych form komunikacji społecznej poprzez internet (Steiniger 2016). W trakcie przygotowywania dokumentów planistycznych władza miejska powinna racjonalnie przygotować

prognozy ekonomiczne i środowiskowe. Aktywność inwestycyjną należy kierować na przygotowane tereny z dostępem do infrastruktury technicznej i społecznej. Takie działania na pewno będą chronić przed zabudową obszary cenne przyrodniczo, krajobrazowo, kulturowo oraz tereny szczególnego zagrożenia powodzią (NIK, 2016).

Niekorzystnym mechanizmem, z punktu widzenia realizacji koncepcji ZR w miastach, jest wydawanie decyzji administracyjnych dotyczących zagospodarowania terenu: decyzji o warunkach zabudowy (DoWZ) i decyzji o lokalizacji inwestycji celu publicznego (DoLICP). Sprzyja to rozpraszaniu zabudowy, pomimo obowiązywania zasady dobrego sąsiedztwa oraz konieczności realizacji i finansowania kosztownej infrastruktury społecznej i technicznej co powoduje wzrost wydatków z budżetów miast (Hajduk, 2016). Taki stan jest powszechnie krytykowany przez urbanistów, gdyż pogłębia chaos przestrzenny i wydłuża proces budowlany. Często spotykaną patologią jest blokowanie opracowania MPZP przez inwestorów w celu uzyskania DoWZ sprzecznej ze SUIKZP. Zdarzają się przypadki wydawania DoWZ na obszarach, na których następnie lokowane są inwestycje celu publicznego.

Pomiar sprawności działania miasta jest trudnym zadaniem ze względu na złożoność systemu miejskiego. Niemniej jednak wiele instytucji (Siemens 2012, UN-Habitat 2013, ARCADIS 2016, Kearney 2016) i naukowców (Giffinger i in. 2007, Mori i Christodoulou 2012) podejmuje się tego wyzwania. W literaturze przedmiotu można znaleźć takie wskaźniki jak Global Cities Index, Smart Cities Index, Sustainable City Index, European Green City Index, City Prosperity Index, Global City Competitiveness Index. Od 2014 r. miasta do pomiaru swojej wydajności mogą korzystać z normy ISO 37120, która zapewnia im efektywne i zrównoważone zarządzanie (McCarney 2015).

### **3. Materiał badawczy i metodologia badań**

Badanie systemu zarządzania przestrzennego przeprowadzono na przykładzie 18 polskich miastach wojewódzkich. Analizą i oceną objęto pokrycie planistyczne i presję inwestycyjną (tabela 1). Pokrycie planistyczne jest bardzo zróżnicowane i kształtuje się od 15,6% w Zielonej Górze do 65,4% w Gdańsku. Dobra sytuacja w tym zakresie występuje w miastach Gorzów Wielkopolski, Lublin, Olsztyn, Toruń, Wrocław.

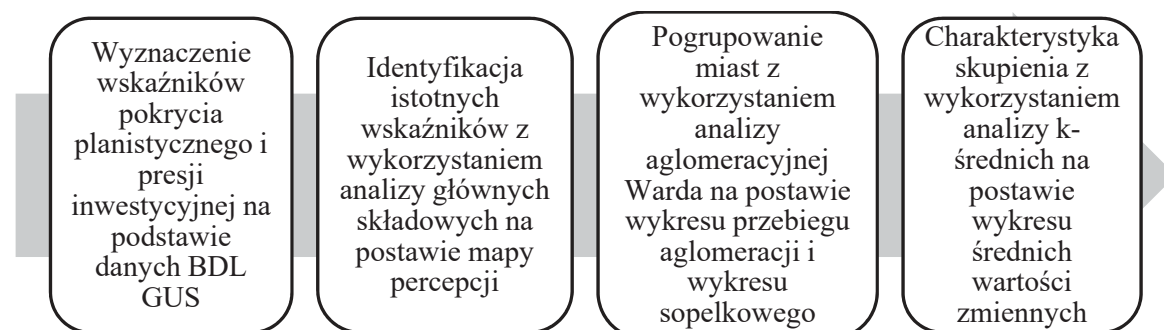
Natomiast najwyższa presja inwestycyjna jest w Rzeszowie (4,15 DoWZ/1000osób) dodatkowo przy niskim pokryciu planistycznym (16,6%). Wysoka presja inwestycyjna jest również w miastach Zielona Góra, Kraków i Łódź.

**Tabela 1.** Pokrycie planistyczne i presja inwestycyjna miast regionalnych  
**Table 1.** Planning coverage and investment pressure of regional cities

Białystok	Bydgoszcz	Gdańsk	Gorzów Wielkopolski	Katowice	Kielce	Kraków	Lublin	Łódź	Olśzyn	Opole	Poznań	Rzeszów	Szczecin	Toruń	Warszawa	Wrocław	Zielona Góra
Symbol																	
BI	BD	GD	GW	KA	KL	KR	LB	ID	OL	OP	PZ	RZ	SZ	TR	WA	WR	ZG
Pokrycie planistyczne [%]																	
48,7	35,7	65,4	53,4	25,7	17,5	48,7	51,3	16,1	53,9	42,0	42,3	16,6	48,1	50,5	36,3	56,8	15,6
Presja inwestycyjna** [liczba DoWZ/1000 mieszkańców]																	
1,74	0,73	0,48	1,27	1,14	1,91	2,24	1,79	2,06	1,23	1,07	1,67	4,15	0,73	0,92	0,89	0,81	2,28

Podstawowym źródłem informacji były dane statystyczne pobrane z Banku Danych Lokalnych Głównego Urzędu Statystycznego w dniu 01 kwietnia 2018 roku ze strony internetowej [www.bdl.stat.gov.pl](http://www.bdl.stat.gov.pl). Analizie poddano zmienne diagnostyczne umożliwiające określenie stanu i perspektyw pokrycia planistycznego (udział powierzchni miasta objętej MPZP) oraz presji inwestycyjnej (liczba wydanych DoWZ przypadająca na 1000 mieszkańców miasta). Przebieg procedury badawczej obejmował następujące etapy (rysunek 2): (I) wybór zmiennych diagnostycznych; (II) obliczenie wskaźników charakteryzujących pokrycie planistyczne i presję inwestycyjną; (III) przeprowadzenie standaryzacji wskaźników; (IV) określenie liczby głównych składowych z wykorzystaniem kryterium Kaisera; (V) wyznaczenie istotnych wskaźników przestrzennych na podstawie analizy głównych składowych z mapy percepcji; (VI) określenie liczby skupień z wykresu przebiegu aglomeracji; (VII) pogrupowanie miast na podstawie analizy skupień dla aglomeracji Warda przy odległości euklidesowej z diagramu drzewa powiązań; (VIII)

charakterystyka każdego skupienia na podstawie analizy k-średnich z wykresu średnich wartości zmiennych dla grup miast wojewódzkich.



**Rys. 2.** Plan badań

**Fig. 2.** A research guide

Bazując na wybranych zmiennych diagnostycznych wyliczono wskaźniki charakteryzujące stan pokrycia planistycznego i presję inwestycyjną miast: ( $X_1$ ) udział MPZP; ( $X_2$ ) przyrost powierzchni objętej MPZP w latach 2009-16; ( $X_3$ ) przeciętna powierzchnia MPZP; ( $X_4$ ) udział MPZP uchwalonych na podstawie UoPiZP; ( $X_5$ ) udział gruntów rolnych i leśnych wyłączonych z produkcji; ( $X_6$ ) udział projektowanych MPZP, których uchwalenie trwa powyżej 3 lat; ( $X_7$ ) udział projektowanych MPZP; ( $X_8$ ) liczba wydanych DoLICP na 10tys. osób; ( $X_9$ ) liczba wydanych DoWZ na 1000ha powierzchni nie objętej MPZP; ( $X_{10}$ ) udział wydanych DoWZ dla zabudowy mieszkaniowej jednorodzinnej.

#### 4. Wyniki badań i dyskusja

Badania rozpoczęto od wyznaczenia podstawowych statystyk dla wskaźników charakteryzujących system zarządzania przestrzennego (tabela 2). Najbardziej zróżnicowanym wskaźnikiem jest udział gruntów rolnych i leśnych wyłączanych z produkcji, natomiast najmniej udział MPZP uchwalonych na podstawie UoPiZP. Najsilniej skoncentrowana jest przeciętna powierzchnia MPZP, a najslabiej udział MPZP. Lewoskośne są wskaźniki udziału MPZP uchwalonych na podstawie UoPiZP i udziału MPZP. Natomiast udział projektowanych MPZP, których uchwalenie trwa powyżej 3 lat charakteryzuje się brakiem skośności. Pozostałe wskaźniki są prawoskośne. Przyrost powierzchni objętej MPZP charakteryzuje się silną koncentracją.

Zastosowana analiza głównych składowych dla grupy 10 wyróżnionych wskaźników charakteryzujących system zarządzania przestrzennego ujawniła czteroczynnikową strukturę tego zbioru. Podstawą takiej oceny były wartości własne macierzy korelacji rozważanych wskaźników oraz stopień odtworzenia zmienności analizowanych zmiennych przez cztery pierwsze składowe. Wariancje głównych składowych przekroczyły wartość 1 i w sumie odtworzyły 76,4% łącznej zmienności wszystkich wyróżnionych wskaźników.

Wyznaczone wartości wag wskazały że dwie cechy systemu zarządzania przestrzennego są najsilniej powiązane z pierwszą główną składową. Pozytywne skorelowanie jest z udziałem MPZP, natomiast negatywne z liczbą wydanych DoULICP. Druga główna składowa jest ujemnie powiązana z przeciętną powierzchnią MPZP i liczbą wydanych DoWZ. Trzecia główna składowa jest najsilniej ujemnie skorelowana z udziałem projektowanych MPZP, których uchwalenie trwa powyżej 3 lat i dodatkowo z udziałem gruntów rolnych i leśnych wyłączonych z produkcji. Czwarta składowa jest ujemnie powiązana z udziałem MPZP uchwalonych na podstawie UoPiZP.

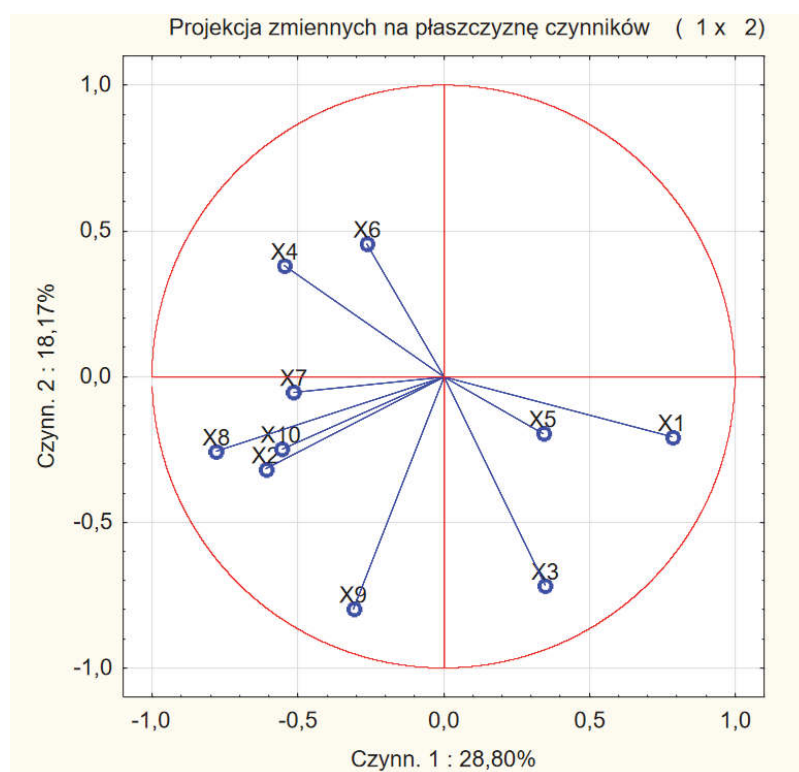
**Tabela 2.** Statystyka wskaźników systemu zarządzania przestrzennego  
**Table 2.** Basic statistics of spatial management indicators

	Jednostki	Średnia	Min	Max	Odch. std.	Wsp. zm.	Skośność	Kurtoza
X <sub>1</sub>	%	40,25556	15,6000	65,4000	15,75598	39,1399	-0,47343	-1,00664
X <sub>2</sub>	%	74,91206	-11,8170	253,2536	62,59795	83,5619	1,62882	3,44073
X <sub>3</sub>	Ha	58,04488	9,0704	194,1282	40,78788	70,2696	2,38366	7,24888
X <sub>4</sub>	%	78,99885	24,6731	97,4411	18,73669	23,7177	-1,74052	3,29189
X <sub>5</sub>	%	5,01423	0,0000	26,3262	7,52126	149,9984	1,86253	3,09933
X <sub>6</sub>	%	45,59623	0,0000	92,5581	22,83333	50,0772	-0,04204	0,25575
X <sub>7</sub>	%	19,83374	3,4648	40,3547	12,26257	61,8268	0,23409	-1,19117
X <sub>8</sub>	szt./10000os.	4,88256	1,4447	13,1788	3,03217	62,1021	1,26571	1,93531
X <sub>9</sub>	szt./1000ha	48,27237	13,4882	102,3838	27,45886	56,8832	0,77387	-0,45495
X <sub>10</sub>	%	44,10257	20,7547	71,6088	14,08668	31,9407	0,23609	0,10608

Wykres konfiguracji punktów reprezentujących miasta wojewódzkie w układzie dwóch pierwszych głównych składowych pozwolił na identyfikację obiektów odstających, którymi są Lublin, Kraków i Rzeszów.

Macierz współczynników korelacji pomiędzy zmiennymi pozwoliła stwierdzić, że najsilniejsza korelacja jest pomiędzy udziałem MPZP, liczbą wydanych DoULCP i udziałem DoWZ dotyczących zabudowy mieszkaniowej jednorodzinnej.

Na podstawie projekcji zmiennych na płaszczyźnie dwóch głównych składowych wywnioskowano, że silna zależność jest między przyrostem powierzchni objętej MPZP w latach 2009-16 a udziałem DoWZ dla zabudowy mieszkaniowej jednorodzinnej (Rysunek 3). Brak jest zależności na przykład między przeciętną powierzchnią MPZP a liczba wydanych DoULCP. Natomiast negatywna zależność jest pomiędzy udziałem MPZP i liczbą wydanych DoWZ.



**Rys. 3.** Wykres zmiennych na płaszczyźnie dwuczynnikowej

**Fig. 3.** Variables graph on a two-factor plane

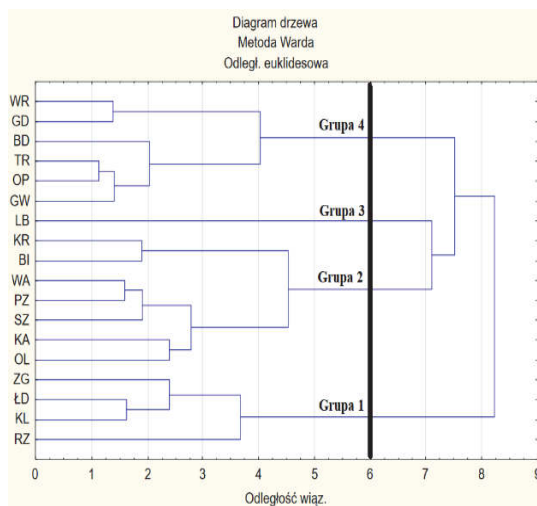
Obliczone wartości zasobów zmienności wspólnej czterech głównych składowych pozwoliły stwierdzić iż najwięcej przenoszą informacji dla udziału projektowanych MPZP, co stanowi 86,4% zasobów zmienności wspólnej. Niewiele mniej zawiera udział MPZP uchwalonych na pod-



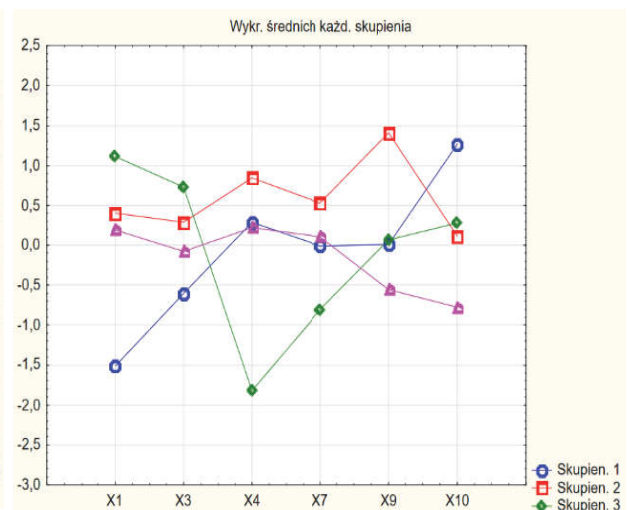
stawie UoPiZP (86%). Do dalszych analiz przyjęto sześć wskaźników, dla których główne składowe przenoszą najwięcej zasobów informacyjnych.

Czterowymiarowy zbiór wskaźników charakteryzujących system zarządzania przestrzennego miast wojewódzkich pozwolił na przeprowadzenie analizy aglomeracyjnej według Warda, w której wykorzystano odległość euklidesową w porównaniu obiektów. Na podstawie wykresu przebiegu aglomeracji (odległość wiązania względem etapów wiązania) określono poziom identyfikujący liczbę skupień przy 15 kroku co odpowiada 6 odległości wiązania. Na dendrogramie (wykres soplekowy) zidentyfikowano cztery skupienia miast (rysunek 4).

Wyodrębnione cztery grupy miast scharakteryzowano korzystając z analizy skupień metodą k-średnich. Z wykresu średnich wartości zmiennych poszczególnych grup miast można odczytać, które skupienia osiągnęły najlepsze lub najgorsze wyniki (rysunek 5).



**Rys. 4.** Dendrogram i skupienia  
**Fig. 4.** Dendrogram  
and clusters



**Rys. 5.** Wykres średnich wartości  
zmiennych skupień  
**Fig 5.** The graph of variables'  
average values in clusters

Najliczniejszym skupieniem składającym się z siedmiu miast jest grupa 2 ze stolicą Polski, w której są uchwalane największe powierzchnowo MPZP i większość z nich została uchwalona na podstawie UoPiZP oraz wydawana jest duża liczba DoWZ. Najmniej licznym skupieniem jest grupa 3 z wyizolowanym Lublinem, który posiada najwyższy udział

MPZP i projektowanych MPZP, a najmniejszy udział MPZP uchwalonych na podstawie UoPiZP Grupa 4 składa się z sześciu miast o najmniejszej liczbie wydawanych DoWZ, a pozostałe średnie wielkości wskaźników mają przeciętną wartość. Wreszcie grupa 1 obejmuje cztery miasta o najniższym udziale MPZP i małej przeciętnej powierzchni MPZP oraz największej udziale DoWZ wydawanych dla zabudowy mieszkaniowej jednorodzinnej (tabela 3).

**Tabela 3.** Średnie wartości wskaźników dla poszczególnych skupień  
**Table 3.** Indicators' average value in individual clusters

	Miasta	X <sub>1</sub>	X <sub>3</sub>	X <sub>4</sub>	X <sub>7</sub>	X <sub>9</sub>	X <sub>10</sub>
Grupa 1	ZG ŁD KL RZ	16,45	33,61	84,4	19,74	48,46	61,89
Grupa 2	KR BI WA PZ SZ KA OL	43,39	64,09	89,00	29,63	58,11	37,62
Grupa 3	LB	<b>51,3</b>	194,13	24,67	19,98	84,87	42,86
Grupa 4	WR GD BD TR OP GW	50,63	44,6	72,79	8,44	<b>30,57</b>	40,01

Miasta wojewódzkie odznaczają się wyższym stanem zaawansowania prac planistycznych w porównaniu do innych ośrodków miejskich o niższej randze (Komornicki 2014). Jednak z uwagi na ogromną skalę potrzeb występują tutaj duże braki w tym zakresie. Stan realizacji planistycznych jest bardzo zróżnicowany. W ostatnich latach proces powiększania obszaru pod MPZP uległ spowolnieniu, co świadczy o koncentracji na działaniach aktualizacyjnych. Niepokojącym zjawiskiem jest wysoki udział DoWZ, pomimo dobrego zaawansowania prac planistycznych. Świadczy to o uchwalaniu MPZP dla obszarów niekoniecznie poddawanych największej presji inwestycyjnej, co należy uznać za patologię. Poważnym problemem jest uchwalanie MPZP na potrzeby wyłączenia gruntów rolnych z produkcji (Śleszyński 2011).

## 5. Wnioski i rekomendacje

Przeprowadzone w pracy rozważania pozwoliły stwierdzić, że koncepcja ZR w systemie zarządzania przestrzennego jest wdrażana za pomocą SUIKZP i MPZP. Zastosowana analiza głównych składowych zidentyfikowała wskaźniki najlepiej charakteryzujące ten system, którymi są udział MPZP i liczba wydawanych DoWZ. Ocena pokrycia planistycznego i presji inwestycyjnej z wykorzystaniem metod skupień pozwoliła wyznaczyć miasta wojewódzkie, które najlepiej realizują ideę ZR i są nimi Lublin (grupa 3) o bardzo dużych powierzchniowo MPZP oraz

Gdańsk (z grupy 4). Wysokie pokrycie planistyczne i duża ilość wydawanych DoWZ w Krakowie, świadczą że MPZP nie są uchwalane dla terenów o dużej presji inwestycyjnej. Badania prowadzone przez Kormornickiego (2014) i Śleszyńskiego (2012) również to potwierdzają. Najsłabsza grupa 1 charakteryzuje się niskim pokryciem planistycznym i wysoką presją inwestycyjną. Miasta, które koniecznie powinny zintensyfikować prace planistyczne to: Zielona Góra, Łódź, Kielce, Rzeszów.

*Artykuł powstał w ramach realizacji pracy S/WZ/5/2015  
finansowanej ze środków MNiSW*

## Literatura

- ARCADIS (2016). Sustainable Cities Index: Putting people at the heart of city sustainability. [www.arcadis.com](http://www.arcadis.com) (24.03.2018).
- Bakici, T., Almirall, E., Wareham, J. (2012). A Smart City Initiative: The Case of Barcelona, *Journal of the Knowledge Economy*, 2(1), 1-14.
- Barrionuevo, J. M., Berrone, P., Ricart, J. E. (2012). Smart Cities, Sustainable Progress, *IESE Insight*, 14. 50-57.
- Batagan, L. (2011). Smart cities and sustainability models. *Revista de Informática Económica*, 15(3), 80-87.
- Caragliu, A.; del Bo, C.; Nijkamp, P. (2011). Smart cities in Europe, *Journal of Urban Technology*, 18(2), 65-82.
- Chamier-Gliszczyński, N., Bohdal, T. (2016). Mobilność w obszarze miejskim w ochronie środowiska, *Rocznik Ochrona Środowiska*, 18, 387-399.
- Dembicka-Niemiec, A. (2017). Miasto przyszłości na tle koncepcji zrównoważonego rozwoju, *Prace Naukowe Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu*, 490, 190-197.
- Fertner, C., Jorgensen, Nelsen, T. A. S., Nilsson, K. S. B. (2016). Urban sprawl and growth management – drivers, impacts and responses in selected European and US cities, *Future cities and Environment*, 2-9.
- Giffinger, R., Fertner, C., Kramar, H., Kalasek, R., Pichler-Milanović, N. Meijers, E. (2007). *Smart Cities – Ranking of European Medium-sized Cities*. Centre of Regional Science, Vienna UT.
- Hajduk, S. (2015), The Spatial Management vs. Innovativeness of Medium-Size Cities of Poland, *Procedia – Social and Behavioral Sciences*, 213, 879-883.
- Hajduk, S. (2016), *Selected aspects of measuring performance of smart cities in spatial management*, Business and Management: Conference Proceedings, Vilnius: 8-16.

- Harrison, C., Eckman, B., Hamilton, R., Hartswick, P., Kalagnanam, J., Paraszczak, J., Williams, P. (2010). Foundations for Smarter Cities, *IBM Journal of Research and Development*, 54(4), 1-16.
- Heubeck, S. (2008). Competitive sprawl, *Economic Theory*, 39(3), 443-460.
- Hollands, R. (2008). Will the real smart city please stand up?, *City*, 12(3), 303-320.
- Kearney, A. T. (2016). Which global cities are performing best today, which have the best long-term potential, and make a “smart city”? [www.atkearney.com](http://www.atkearney.com) (24.03.2018).
- Komninou, N. (2006). *The architecture of intelligent cities: Integrating human, collective, and artificial intelligent to enhance knowledge and innovation*, 2<sup>nd</sup> International Conference Intelligent Environment: 13-20.
- Komornicki- T. (2014). *Zaawansowanie prac planistycznych według typów funkcjonalnych gmin w: Śleszyński P., Komornicki T., Deręgowska A., Zielińska B., Analiza stanu i uwarunkowań prac planistycznych w gminach w 2012 roku*, Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, Warszawa: 41-75.
- Lazaroiu, G. C. i Roscia, M. (2012). Definition Methodology for the Smart Cities Model, *Energy* 47(1), 326-332.
- Lombardi, P., Giordano, S., Farouh, H., Yousef, W. (2012). Modelling the smart city performance, *Innovation: The European Journal of Social Science Research* 25(2), 137-149.
- McCarney, P. (2015). The evolution of global city indicators and ISO 37120: The first international standard on city indicators, *Statistical Journal of the IAOS*, 31, 103-110.
- McKinney, M. L., Kowarik, I., Kendel, D. (2018). The contribution of wildurban ecosystems to liveable cities, *Urban Forestry i Urban Green*, 29. 334-335.
- Mori, K., Christodoulou, A. (2012), Review of sustainability indices and impact: Towards a new City Sustainability Index (CSI), *Environmental Impact Assessment Review*, 32, 94-106.
- Nam, T., Pardo, T. A. (2011). Conceptualizing Smart City with Dimensions of Technology, people and institutions, in 12<sup>th</sup> Annual Digital Government Research Conference, College Park: 282-291.
- Najwyższa Izba Kontroli (2016). System gospodarowania przestrzenią gminy jako dobrem publicznym. Informacje o wynikach kontroli. Warszawa.
- Ravetz, J., Miles, I. D. (2016). Foresight in cities: on the possibility of a “strategic urban intelligence” *Foresight*, 18(5), 469-490.
- Siemens, (2012). European Green City Index. [www.siemens.com](http://www.siemens.com) (20.03.2018).
- Stawasz, D., Sikora-Fernandez, D. (2016). *Koncepcja smart city a zarządzanie miastem w: I. Wieczorek (red.) Zarządzanie w jednostkach samorządu te-*

- rytorialnego. Wybrane aspekty*, Wyd. Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu, Wrocław: 73-93.
- Steiniger, S. (2016). Planning with Citizens: Implementation of e-Planning Platform and Analysis of Research Needs, *Urban Planning*, 1(2), 49-64.
- Shapiro, J. M. (2006). Smart cities: quality of life, productivity, and the growth effects of human capital, *Review of Economics and Statistics*, 88(2), 324-335.
- Śleszyński, P. (2012). *Zaawansowanie prac planistycznych w strefach podmiejskich* w: Śleszyński P., Komornicki T., Solon J., Więckowski M., Deręgowska A., Zielińska B., *Analiza stanu i uwarunkowań prac planistycznych w gminach na koniec 2010 roku*, Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, Warszawa: 46-64.
- Thuzar, M. (2011). Urbanization in SouthEast Asia: Developing Smart Cities for the Future?, *Regional Outlook*: 96-100.
- UN-Habitat (2013). State of the world's cities 2012/2013: prosperity of cities. [www.mirror.unhabitat.org](http://www.mirror.unhabitat.org) (26.03.2018).
- Zygiaris, C. (2013). Smart City Reference Model: Assisting Planners to Conceptualize the Building of Smart City Innovation Ecosystems, *Journal of the Knowledge Economy*, 4(2), 217-231.

## **Instruments of Spatial Management in the Context of Sustainability – a Multi-Dimensional Comparative Analysis of the Regional Cities**

### **Abstract**

The paper aims to assess the use of planning instruments of the spatial management system in the implementation of the idea of sustainability and their diversification in individual regional cities. The work uses the methods of multidimensional comparative analysis. The share of MPZP and the number of publisher DoWZ are the best characterize of the spatial management system. Gdańsk and Lublin are the cities which the best implement the idea of ZR. Zielona Góra, Łódź, Kielce and Rzeszów are cities that should necessarily intensify planning work.

Kielce, Rzeszów.

### **Streszczenie**

Celem artykułu jest ocena stanu wykorzystania instrumentów planistycznych systemu zarządzania przestrzennego w realizacji idei zrównoważonego rozwoju oraz stopnia zróżnicowania w poszczególnych miastach wojewódz-

kich. W pracy zastosowano metody wielowymiarowej analizy porównawczej. Wskaźniki udziału MPZP i liczby wydawanych DoWZ najlepiej charakteryzują system zarządzania przestrzennego. Gdańsk i Lublin są miastami, które korzystnie realizują ideę ZR. Natomiast w Zielonej Górze, Łodzi, Kielcach, Rzeszowie koniecznie należy zintensyfikować prace planistyczne.

**Słowa kluczowe:**

zarządzanie miastem, plan zagospodarowania przestrzennego, ISO37120, ład przestrzenny

**Keywords:**

city management, local spatial development plan, ISO37120 norm, spatial order



# **Wpływ nawożenia azotem na plon i zawartość suchej masy, azotu ogólnego oraz popiołu w drugiej 4-letniej rotacji uprawy wierzby wiciowej**

*Leszek Styszko, Janusz Dąbrowski*  
*Politechnika Koszalińska*

## **1. Wstęp**

Biomasa jako surowiec energetyczny jest nadal znaczącym źródłem energii odnawialnej (OZE) w Europie (44,6%) i w Polsce (73,2%) (GUS 2017). Na plantacjach połowych wierzby krzewiastej szybko rosnące formy *Salix* sp. uzyskują przyrosty około 15 razy większe niż w lesie naturalnym (Staffa 1965). Produktywność wierzb krzewiastych zależy od ich genotypów, stosowanej technologii uprawy, a w tym systemu nawożenia oraz warunków pogodowych. Dobrą alternatywą do nawożenia mineralnego roślin energetycznych może być zastosowanie osadów ściekowych (Szostek i in. 2018) W Szwecji około 50% upraw wierzby zlokalizowanych w pobliżu oczyszczalni ścieków, jest nawożonych ściekami komunalnymi, a na pozostałych uprawach stosuje się corocznie nawożenie mineralne, dawką ok. 100 kg N·ha<sup>-1</sup>. W Kanadzie rekomenduje się przy uprawie wierzby ekwiwalent nawożenia w przeliczeniu na azot: 100-150 kg·ha<sup>-1</sup> N, fosfor: 40 kg·ha<sup>-1</sup> P i potas: 40 kg·ha<sup>-1</sup> K (Guidi i in. 2013). W Polsce nawożenie azotem upraw wierzby w formie organicznej i mineralnej stosowane jest po każdym zbiorze biomasy, a aktualnie zaleca się stosowanie 90-100 kg·ha<sup>-1</sup> N raz na trzy lata (Szczukowski 2012a, 2012b). Przy produkcji 10 ton suchej masy drewna z hektara rośliny wierzby krzewiastej pobierają 60 kg azotu, 8 kg fosforu i 43 kg potasu (Szczukowski 2012b). Najwięcej azotu i fosforu wierzba pobiera w okresie od kwietnia do października, a najin-

tensywniej – w okresie od maja do lipca (Labrecque i Teodorescu 2003). Efektywność wykorzystania azotu mineralnego przez wierzbę jest wyższa w dłuższych cyklach produkcyjnych i na uprawach nawożonych organicznie (Adegbidi i in. 2001). Udokumentowane w literaturze prace, w małym stopniu uwzględniają wymagania nawozowe genotypów wierzby. Problem ten został zasygnalizowany dla 9 klonów wierzby uprawianych w rejonie Koszalina, gdzie wykazano różne ich potrzeby nawozowe ( $26\text{-}150\text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) w warunkach stosowania kompostu z osadów komunalnych (Styszko i in. 2010).

Celem pracy była ocena wpływu zróżnicowanego nawożenia azotem mineralnym i wariantów koszenia pędów w pierwszym 4-letnim cyklu na plon biomasy 10 genotypów wierzby wiciowej (*Salix viminalis*) oraz na zawartość w niej suchej masy, azotu ogólnego i popiołu w drugim 4-letnim cyklu uprawy.

## 2. Materiał i metoda

Doświadczenie dwuczynnikowe realizowano metodą losowanych podbloków w układzie zależnym, w czterech powtórzeniach, w latach 2012-2015 w Kościernicy, gmina Polanów ( $16^{\circ}24'N$  i  $54^{\circ}8'E$ ) na istniejącym już doświadczeniu założonym w 2007 roku. Gleba pod doświadczeniem była lekka, klasy bonitacyjnej RIVa-IVb, kompleksu żytznego dobrego, biellicowa właściwa – pseudobiellicowa o składzie piasku gliniastego lekkiego do głębokości 100 cm, a głębiej – gliny lekkiej. Zawartość próchnicy w warstwie 0-30 cm gleby wyniosła 1,41%. Pierwszy 4-letni okres odrastania pędów był w latach 2008-2011, a drugi – w latach 2012-2015. W ramach doświadczenia, rozlosowano na dużych poletkach cztery dawki azotu mineralnego:  $0\text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ ,  $60\text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ ,  $120\text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$  i  $180\text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ . Natomiast w zakresie dawek azotu na małych poletkach, rozlosowano 10 genotypów wierzby wiciowej (*Salix viminalis* L.): 1047, 1054, 1047D, Start, Sprint, Turbo, Ekotur, Olof, Jorr i Tordis. Corocznie w kwietniu w latach 2008-2015 stosowano nawożenie azotem mineralnym – według schematu doświadczenia. W 2007 roku na poletku o powierzchni  $25,3\text{ m}^2$  wysadzono łącznie po 56 zrzesów wierzby w dwóch rzędach tj.  $22134\text{ szt}\cdot\text{ha}^{-1}$ . Podczas zbioru w latach 2011 i 2015 koszone oddzielnie odrastające pędy wierzby na poszczególnych rzędach poletka. Powierzchnia do zbioru jednego rzędu na poletku obejmowała 28 karp



wierzby i wyniosła 12,65 m<sup>2</sup>. W pierwszej 4-letniej rotacji na pierwszym rzędzie koszono 2-krotnie (po 3 latach tj. w 2010 roku i po 1-rocznym odrastaniu tj. w 2011 roku), a na drugim rzędzie – jednokrotnie (po 4 roku odrastania tj. w 2011 roku). Zróżnicowanie częstotliwości koszenia w pierwszej 4-letniej rotacji wynikało z realizacji badań objętych innym projektem. Ocena plonu świeżej masy polegała na ścięciu wszystkich pędów wierzby oddzielnie na każdym rzędzie poletka i zważeniu ich na wadze elektronicznej na polu oraz na pobraniu prób biomasy do analiz laboratoryjnych. Analizy laboratoryjne wykonano dla cech: zawartość suchej masy w świeżej masie według metodyki opisanej w normie PN-80/G-04511 (Paliwa stałe. Oznaczanie wilgotności), zawartość popiołu – według normy PN-80/G-04512/Az1 (Paliwa stałe. Oznaczanie zawartości popiołu metodą wagową) oraz azot ogólny metodą Kjeldahla – według normy PN-EN ISO 5983-2 wersja z 2006 roku. Dla badanych cech wykonano standardową analizę wariancji oraz określono strukturę komponentów wariancyjnych, a istotność efektów oceniono testem F w odniesieniu do zmienności resztowych przy plonie biomasy, a przy zawartości azotu ogólnego i popiołu surowego – do zmienności interakcji ABC (tabela 1). Dane o przebiegu pogody reprezentatywnej dla rejonu Kościerznicy z lat 2012-2015, podano ze stacji meteorologicznej IMGiW w Koszalinie w pracy Fijałkowska i Styszko (2017). W tych latach w Koszalinie rocznie spadło od 831,9 mm opadu w 2012 do 588,9 mm w 2014 roku, a podczas wegetacji wierzby – od 536,6 mm w 2012 do 387,0 mm w 2014 roku.

### 3. Wyniki i dyskusja

Wyniki analiz statystycznych dotyczących plonu pędów i zawartości w nich suchej masy, azotu ogólnego oraz popiołu surowego zestawiono w tabeli 1. Zmienność w doświadczeniu spowodowana działaniem efektów głównych na poziomie ponad 70% zmienności całkowitej, wystąpiła przy plonie świeżej i suchej masy pędów, nieco mniejsza była przy zawartości N ogólnego (57,4%), a mniejsza przy zawartości popiołu surowego i suchej masy (odpowiednio 30,1% i 27,8%). Spośród czynników głównych największy efekt wyodrębniono przy oddziaływaniu wariantów koszenia pędów (czynnik A), a nieco mniejszy – przy genotypach wierzby w odniesieniu do plonu biomasy, a przy zawartości azotu

ogólnego, popiołu surowego i suchej masy zależności te były odwrotne. Spośród interakcji największe znaczenie przy plonie biomasy miały współdziałania wariantu koszenia z genotypami wierzby oraz z nawożeniem mineralnym.

**Tabela 1.** Wpływ analizowanych czynników na zmienność cech plonu biomasy  
**Table 1.** Impact of analyzed factors on the changeability of features of biomass yield

Komponent wariacyjny	Struktura komponentów wariacyjnych, %, w analizach <sup>(1-6)</sup>					
	1	2	3	4	5	6
Wariant koszenia pędów <sup>7</sup> [A]	36,6***	7,6**	35,0***	35,0***	12,7***	0,0 n.i.
Dawki azotu, kg·ha <sup>-1</sup> N [B]	2,0**	3,9 n.i.	2,2***	2,2***	8,9**	1,9 n.i.
Genotypy wierzby [C]	34,4***	16,3***	34,3***	34,3***	35,8***	28,2***
<b>Efekty główne</b>	<b>73,0</b>	<b>27,8</b>	<b>71,5</b>	<b>71,5</b>	<b>57,4</b>	<b>30,1</b>
Interakcja AB	4,8***	0,0 n.i.	4,8***	4,8***	0,7 n.i.	5,6 n.i.
Interakcja AC	7,8***	0,0 n.i.	8,7***	8,7***	5,3 n.i.	3,8 n.i.
Interakcja BC	2,2***	1,6 n.i.	2,3***	2,3***	0,8 n.i.	0,0 n.i.
Interakcja ABC	1,6*	6,3 n.i.	1,4*	1,4*	35,8	60,5
<b>Efekty interakcji</b>	<b>16,4</b>	<b>7,9</b>	<b>17,2</b>	<b>17,2</b>	<b>42,6</b>	<b>69,9</b>
Czynniki losowe	10,6	64,3	11,3	11,3	–	–
Suma	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

*Istotność różnic przy poziomie:*

*n.i. – brak istotności; \* –  $\alpha = 0,05$ ; \*\* –  $\alpha = 0,01$ ; \*\*\* –  $\alpha = 0,001$*

<sup>7</sup>*Wariant koszenia pędów w pierwszej 4-letniej rotacji: I – koszenie po 3-letnim i 1-rocznym odrastaniu, II – koszenie po 4-letnim odrastaniu*

*Analizy<sup>(1-6)</sup>:*

1 – plon świeżej masy po 4. latach odrastania pędów, ton·ha<sup>-1</sup>,

2 – zawartość suchej masy w świeżej masie pędów, ton·ha<sup>-1</sup>,

3 – plon suchej masy po 4. latach odrastania pędów, ton·ha<sup>-1</sup>,

4 – roczny przyrost plonu suchej masy pędów, ton·ha<sup>-1</sup>,

5 – zawartość N Kjeldahla, %,

6 – zawartość popiołu surowego, %.

Wyniki analiz plonu pędów i zawartości w nich suchej masy, azotu ogólnego Kjeldahla oraz popiołu surowego zestawiono w tabeli 2.

**Tabela 2.** Wpływ analizowanych czynników na plon biomasy i jej jakość  
**Table 2.** Impact of analyzed factors on the biomass yield and its quality

Badany czynnik	Poziom czynnika	Analizy biomasy wierzby <sup>(1-6)</sup>					
		1	2	3	4	5	6
Wariant koszenia pędów <sup>7</sup> [A]	I	23,9	50,4	12,3	3,08	0,282	0,988
	II	80,3	52,1	42,9	10,72	0,263	0,988
	<b>NIR<sub>0,05</sub></b>	<b>7,8</b> ***	<b>1,3</b> **	<b>4,0</b> ***	<b>1,01</b> ***	<b>0,010</b> ***	<b>0,033</b> <b>n.i.</b>
Dawki azotu, kg·ha <sup>-1</sup> N [B]	0	38,2	50,1	19,8	4,95	0,271	1,005
	60	51,6	50,7	27,0	6,76	0,260	0,996
	120	57,5	51,9	30,6	7,66	0,271	0,966
	180	61,1	52,3	32,9	8,23	0,288	0,965
	<b>NIR<sub>0,05</sub></b>	<b>11,1</b> **	<b>1,8</b> <b>n.i.</b>	<b>5,7</b> ***	<b>1,43</b> ***	<b>0,014</b> **	<b>0,047</b> <b>n.i.</b>
Genotypy wierzby [C]	1047	37,7	50,3	19,6	4,89	0,279	1,005
	1054	33,1	50,7	17,1	4,28	0,292	1,020
	1047D	43,6	50,3	22,3	5,56	0,289	0,997
	Start	10,7	48,2	5,2	1,28	0,292	1,073
	Sprint	34,6	51,9	18,1	4,51	0,283	1,008
	Turbo	25,7	52,9	13,8	3,45	0,294	1,019
	Ekotur	134,7	54,8	75,0	18,75	0,237	0,962
	Olof	55,8	51,8	29,4	7,36	0,244	0,885
	Jorr	37,6	49,8	19,1	4,78	0,273	0,942
	Tordis	107,6	51,9	56,5	14,11	0,241	0,920
	<b>NIR<sub>0,05</sub></b>	<b>9,9</b> ***	<b>1,5</b> ***	<b>5,6</b> ***	<b>1,39</b> ***	<b>0,022</b> ***	<b>0,074</b> ***
Srednia	52,1	51,2	27,6	6,90	0,273	0,983	

<sup>(1-6)</sup>: Oznaczenia analiz biomasy wierzby podano w tabeli 1

<sup>7</sup>Wariant koszenia pędów w pierwszej 4-letniej rotacji: I – koszenie po 3-letnim i 1-rocznym odrastaniu, II – koszenie po 4-letnim odrastaniu

Istotność różnic: n.i. – brak istotności; \*\* –  $\alpha = 0,01$ ; \*\*\* –  $\alpha = 0,001$

Dla NIR podano wartość liczbowa dla poziomu istotności  $\alpha = 0,05$

Przeciętny z doświadczenia plon biomasy pędów wierzby zebrany po drugiej 4-letniej rotacji wyniósł 52,1 ton·ha<sup>-1</sup>, suchej masy – 27,6 ton·ha<sup>-1</sup>, a przeciętny roczny przyrost plonu suchej masy wyniósł 6,90 ton·ha<sup>-1</sup> przy zawartości suchej masy – 51,2% (tab. 2). W stosunku do pierwszej 4-letniej rotacji w tym doświadczeniu przy zbiorze po 4 latach odrastania pędów, były to wartości wyższe przy plonach: świeżej masy o 7,7 ton·ha<sup>-1</sup>, tj. o 14,8%, suchej masy – o 5,2 ton·ha<sup>-1</sup>, tj. o 18,8%

i rocznego przyrostu plonu suchej masy o  $1,3 \text{ tony} \cdot \text{ha}^{-1}$ , tj. o 18,8% oraz wyższej zawartości suchej masy w pędach o 1,0% (Styszko i in. 2017). Poziomy badanych czynników istotnie różnicowały wartości analizowanych cech z wyłączeniem wpływu dawek azotu przy zawartości suchej masy i popiołu surowego oraz dodatkowo wariantów koszenia przy zawartości popiołu surowego w pędach.

Dwukrotne koszenie pędów w pierwszej 4-letniej rotacji obniżyło w drugiej 4-letniej rotacji plon świeżej masy o  $56,4 \text{ ton} \cdot \text{ha}^{-1}$ , tj. o 70,2%, plon suchej masy o  $56,4 \text{ ton} \cdot \text{ha}^{-1}$ , tj. o 71,3% i roczny przyrost plonu suchej masy o  $7,64 \text{ ton} \cdot \text{ha}^{-1}$ , tj. o 71,3% oraz zmniejszyło zawartość suchej masy w pędach o 1,7%, a zwiększyło zawartość azotu ogólnego w pędach o 0,019%.

Dawka  $60 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ N}$  zwiększyła przeciętnie w stosunku do obiektu kontrolnego bez nawożenia azotem, plon świeżej masy pędów o  $13,4 \text{ ton} \cdot \text{ha}^{-1}$  tj. o 35,1%, plon suchej masy o  $7,2 \text{ ton} \cdot \text{ha}^{-1}$ , tj. o 36,4% i roczny przyrost plonu suchej masy o  $1,81 \text{ ton} \cdot \text{ha}^{-1}$ , tj. o 36,6%, a nie miała wpływu na zawartość azotu ogólnego. Każda następna dawka  $60 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ N}$  zwiększała odnośne plony, ale jej wpływ był malejący w miarę dalszego wzrostu dawki azotu. Dawka  $180 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ N}$  zwiększyła przeciętnie w stosunku do obiektu kontrolnego bez nawożenia azotem, plon świeżej masy pędów o  $22,9 \text{ ton} \cdot \text{ha}^{-1}$  tj. o 59,9%, plon suchej masy o  $13,1 \text{ ton} \cdot \text{ha}^{-1}$ , tj. o 66,2% i roczny przyrost plonu suchej masy o  $3,28 \text{ ton} \cdot \text{ha}^{-1}$ , tj. o 66,3% oraz zawartość azotu ogólnego w pędach o 0,017%.

Genotypy wierzby silnie różniły się produktywnością: najwyższe plony wydała odmiana Ekotur przy najwyższej zawartości suchej masy i niskiej zawartości azotu ogólnego w pędach. Najniższe plony biomasy stwierdzono u odmiany Start przy najwyższej zawartości popiołu surowego.

Wpływ interakcji wariantu koszenia pędów w pierwszej 4-letniej rotacji i dawki azotu na plon świeżej i suchej masy pędów w drugiej 4-letniej rotacji zestawiono w tabeli 3. W pierwszym wariantcie koszenia pędów zwiększające się dawki azotu nie skutkowały wzrostem plonu świeżej i suchej masy oraz wzrostem przyrostu rocznego suchej masy. Natomiast w II wariantcie koszenia pędów w pierwszej 4-letniej rotacji nawożenie zwiększającymi się dawkami azotu mineralnego spowodowało zróżnicowanie przeciętnego plonowania wierzby. Dawka  $60 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ N}$  zwiększyła, przeciętnie w stosunku do obiektu kontrolnego bez nawożenia azotem, plon świeżej masy pędów o  $24,6 \text{ ton} \cdot \text{ha}^{-1}$  tj. o 46,6%, plon suchej masy

o  $13,3 \text{ ton} \cdot \text{ha}^{-1}$ , tj. o 48,0% i roczny przyrost plonu suchej masy o  $3,33 \text{ ton} \cdot \text{ha}^{-1}$ , tj. o 48,2%. Każda następna dawka w ilości  $60 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ N}$  zwiększała odnośne plony, ale jej wpływ był malejący w miarę dalszego wzrostu dawki azotu. Dawka  $180 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ N}$  zwiększyła przeciętnie w stosunku do obiektu kontrolnego bez nawożenia azotem, plon świeżej masy pędów o  $48,8 \text{ ton} \cdot \text{ha}^{-1}$  tj. o 92,4%, plon suchej masy o  $27,3 \text{ ton} \cdot \text{ha}^{-1}$ , tj. o 98,6% i roczny przyrost plonu suchej masy o  $6,83 \text{ ton} \cdot \text{ha}^{-1}$ , tj. o 98,8%.

**Tabela 3.** Wpływ interakcji wariantu koszenia pędów w pierwszej 4-letniej rotacji i dawki azotu na plon świeżej i suchej masy pędów w drugiej 4-letniej rotacji

**Table 3.** Impact of interaction between variant of shoots mowing in the first 4-year rotation and nitrogen doses on the yield of fresh and dry matter of shoots in the second 4-year rotation

Wariant koszenia pędów <sup>2</sup> [A]	Dawki azotu, $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ N}$ [B]	Plon, $\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$		
		świeżej masy po 4 latach uprawy	suchej masy po 4 latach uprawy	roczny przyrost plonu suchej masy
I	0	23,6a	11,9a	2,99a
	60	25,8a	13,1a	3,28a
	120	25,6a	13,3a	3,33a
	180	20,7a	10,9a	2,72a
II	0	52,8a	27,7a	6,91a
	60	77,4b	41,0b	10,24b
	120	89,4bc	47,8bc	12,00bc
	180	101,6c	55,0c	13,74c
<b>NIR<sub>0,05</sub></b>		15,7***	8,1***	2,02***

Istotność różnic: \*\*\* –  $\alpha = 0,001$ ;

Dla NIR podano wartość liczbową dla poziomu istotności  $\alpha = 0,05$ ;

tymi samymi literami oznaczono wartości nie różniące się istotnie

<sup>2</sup>Wariant koszenia pędów w pierwszej 4-letniej rotacji: I – koszenie po 3-letnim i 1-rocznym odrastaniu, II – koszenie po 4-letnim odrastaniu

Wpływ interakcji wariantu koszenia pędów w pierwszej 4-letniej rotacji i dawki azotu na plon świeżej i suchej masy pędów w drugiej 4-letniej rotacji zestawiono w tabeli 4.

**Tabela 4.** Wpływ interakcji genotypu wierzby i dawki azotu na plon świeżej i suchej masy pędów**Table 4.** Impact of interaction between willow genotype and nitrogen doses on the yield of fresh and dry matter of shoots

Genotyp wierzby [C]	Dawki azotu, kg N·ha <sup>-1</sup> [B]	Plon, t·ha <sup>-1</sup>		
		świeżej masy po 4 latach uprawy	suczej masy po 4 latach uprawy	roczny przyrost plonu suchej masy
1047	0	<b>28,1a</b>	<b>13,7a</b>	<b>3,44a</b>
	60	38,7a	19,9a	4,96a
	120	<b>46,6a</b>	<b>24,7a</b>	<b>6,19a</b>
	180	37,6a	20,0a	4,99a
1054	0	<b>21,4a</b>	<b>10,5a</b>	<b>2,64a</b>
	60	32,2ab	16,1ab	4,04ab
	120	<b>46,1b</b>	<b>24,6b</b>	<b>6,18b</b>
	180	32,9ab	17,1ab	4,28ab
1047D	0	<b>33,0a</b>	<b>16,2a</b>	<b>4,05a</b>
	60	<b>50,5a</b>	24,8a	6,19a
	120	47,4a	<b>25,5a</b>	<b>6,38a</b>
	180	43,6a	22,5a	5,64a
Start	0	11,2a	5,3a	1,33a
	60	9,7a	4,8a	1,18a
	120	<b>7,5a</b>	<b>3,7a</b>	<b>0,90a</b>
	180	<b>14,2a</b>	<b>7,0a</b>	<b>1,74a</b>
Sprint	0	<b>30,5a</b>	<b>16,1a</b>	<b>4,00a</b>
	60	34,8a	17,7a	4,44a
	120	35,2a	18,3a	4,58a
	180	<b>37,8a</b>	<b>20,3a</b>	<b>5,05a</b>
Turbo	0	<b>18,9a</b>	<b>9,9a</b>	<b>2,48a</b>
	60	<b>36,7a</b>	<b>19,5a</b>	<b>4,88a</b>
	120	27,1a	14,5a	3,64a
	180	20,0a	11,2a	2,81a
Ekotur	0	<b>96,6a</b>	<b>51,3a</b>	<b>12,84a</b>
	60	124,1b	69,0b	17,24b
	120	146,4c	83,1c	20,78c
	180	<b>171,8d</b>	<b>96,6d</b>	<b>24,16d</b>

**Tabela 4. cd.**  
**Table 4. cont.**

Genotyp wierzby [C]	Dawki azotu, kg N·ha <sup>-1</sup> [B]	Plon, t·ha <sup>-1</sup>		
		świeżej masy po 4 latach uprawy	suchej masy po 4 latach uprawy	roczny przyrost plonu suchej masy
Olof	0	<b>33,3a</b>	<b>16,8a</b>	<b>4,21a</b>
	60	45,3ab	23,8ab	5,95ab
	120	60,6b	31,4b	7,86b
	180	<b>83,9c</b>	<b>45,6c</b>	<b>11,40c</b>
Jorr	0	<b>25,6a</b>	<b>12,4a</b>	<b>3,08a</b>
	60	45,0ab	23,7b	5,94b
	120	31,9ab	15,9ab	3,99ab
	180	<b>47,7b</b>	<b>24,4b</b>	<b>6,11b</b>
Tordis	0	<b>83,5a</b>	<b>45,7a</b>	<b>11,42a</b>
	60	99,1a	51,1a	12,76a
	120	<b>126,1b</b>	<b>64,6b</b>	<b>16,15b</b>
	180	122,0b	64,4b	16,11b
<b>NIR<sub>0,05</sub></b>		19,8***	11,1***	2,79***

*Istotność różnic: \*\*\* –  $\alpha = 0,001$ ;*

*Dla NIR podano wartość liczbową dla poziomu istotności  $\alpha = 0,05$ ;*

*tymi samymi literami oznaczono wartości nie różniące się istotnie*

Genotypy: 1047, 1047D, Start, Sprint i Turbo przeciętnie z dwóch wariantów koszenia, nie zareagowały w plonie biomasy pędów na wzrastające dawki nawożenia azotem, a u pozostałych genotypów reakcja ta była różna: klon 1054 i odmiana Tordis wydały najwyższe plony biomasy pędów na obiektach nawożonych dawką 120 kg·ha<sup>-1</sup> N, a odmiany Ekotur, Olof i Jorr – na obiektach z dawką 180 kg·ha<sup>-1</sup> N. Przy dawkach azotu, gdzie uzyskano najwyższe plony biomasy pędów, to uszeregowanie genotypów wierzby od największego do najmniejszego rocznego przyrostu plonu suchej masy w stosunku do obiektów bez nawożenia azotem wyniosło: Ekotur – 11,32 ton·ha<sup>-1</sup>, Olof – 7,19 ton·ha<sup>-1</sup>, Tordis – 4,73 ton·ha<sup>-1</sup>, klon 1054 – 3,54 ton·ha<sup>-1</sup> i Jorr – 3,03 ton·ha<sup>-1</sup>.

Każdy genotyp wierzby reagował obniżką plonu biomasy pędów w drugiej rotacji jako reakcja na zwiększenie częstotliwości koszenia w pierwszej 4-letniej rotacji (tab. 5). Liczbowe ubytki plonu były największe u odmian najwyższej plonujących (Ekotur i Tordis), a najmniejsze u odmiany Start. W literaturze przedmiotu brak jest podobnych opracowań.

**Tabela 5.** Wpływ interakcji genotypu wierzby i wariantu koszenia pędów w pierwszej 4-letniej rotacji na plon świeżej i suchej masy pędów  
**Table 5.** Impact of interaction between willow genotype and variant of shoots mowing in the first 4-year rotation on the yield of fresh and dry matter of shoots

Genotyp wierzby [C]	Wariant koszenia pędów <sup>2</sup> [A]	Plon, t·ha <sup>-1</sup>		
		świeżej masy po 4 latach uprawy	suczej masy po 4 latach uprawy	roczny przyrost plonu suchej masy
1047	I	10,8a	5,3a	1,32a
	II	64,7b	33,9b	8,46b
1054	I	8,1a	4,0a	1,03a
	II	58,2b	30,1b	7,54b
1047D	I	10,4a	5,3a	1,31a
	II	76,8b	39,3b	9,81b
Start	I	2,9a	1,4a	0,33a
	II	18,3a	9,0a	2,23a
Sprint	I	5,3a	2,6a	0,66a
	II	63,9b	33,6b	8,38b
Turbo	I	10,8a	5,8a	1,46a
	II	40,5b	21,7b	5,44b
Ekotur	I	86,8a	46,4a	11,59a
	II	182,6b	103,6b	25,91b
Olof	I	32,6a	16,6a	4,14a
	II	78,9b	42,3b	10,57b
Jorr	I	15,2a	7,4a	1,84a
	II	59,9b	30,8b	7,72b
Tordis	I	55,9a	28,3a	7,08a
	II	159,4b	84,6b	21,15b
<b>NIR<sub>0,05</sub></b>		<b>15,4***</b>	<b>8,5***</b>	<b>2,12***</b>

Istotność różnic: \*\*\* –  $\alpha = 0,001$

Dla NIR podano wartość liczbową dla poziomu istotności  $\alpha = 0,05$ ;

tymi samymi literami oznaczono wartości nie różniące się istotnie

<sup>2</sup>Wariant koszenia pędów w pierwszej 4-letniej rotacji: I – koszenie po 3-letnim i 1-rocznym odrastaniu, II – koszenie po 4-letnim odrastaniu

Wcześniejsze publikacje autorów wskazywały, że podczas wieloletniej uprawy wierzby zachodzą zmiany w architekturze łanu wynikające z wpływu lat odrastania pędów, sposobu ich koszenia, poziomu nawożenia azotem mineralnym oraz cech odmianowych wierzby, co rzutuje na potencjalne możliwości plonowania roślin wierzby (Fijałkowska i Stysz-



ko 2017). W literaturze udokumentowano te efekty w odniesieniu do pierwszej 2-, 3- lub 4-letniej rotacji, ale nadal brakowało takich analiz w dalszych rotacjach (Nowak i in. 2011, Stolarski 2009, Styszko i in. 2010, 2012, Szczukowski i in. 2009). W literaturze zagranicznej są doniesienia, że w dalszych rotacjach zbioru wierzba wydaje wyższy plon biomasy niż w pierwszej (Labrecque i Teodorescu 2003, Nissim i in. 2013).

Produktywność biomasy jest podstawowym kryterium przy wyborze genotypów wierzby do uprawy na cele energetyczne. Najważniejszymi czynnikami ograniczającymi wzrost pędów wierzby w regionach o klimacie umiarkowanym są woda i składniki odżywcze, głównie azot (Weih i Nordh 2002). Optymalna dawka azotu dla odmiany lub klonu wierzby ma korzystny wpływ na przyrost biomasy oraz walory technologiczne surowca. Nadmiar azotu może także powodować łamliwość pędów, zaś niedobory hamują wydajność fotosyntezy (Nowak i in. 2011). Według Labrecque i Teodorescu (2003), aby uzyskać  $20 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$  s.m. przez trzy rotacje, wierzbę uprawianą w systemie krótkiej rotacji, należałoby nawozić corocznie w dawkę  $150 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ ,  $18 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$  i  $60 \text{ kg K} \cdot \text{ha}^{-1}$ . Plony wierzby w uprawie krótkorotacyjnej (SRWC) w doświadczeniach polowych w optymalnych warunkach agrotechnicznych osiągnęły do  $30 \text{ ton} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$  suchej masy, a natomiast przeciętne plony wynoszą 50% tej wielkości (Szczukowski 2012a).

W doświadczeniach własnych przeciętny dla 10 genotypów, roczny przyrost suchej masy pędów wyniósł  $6,90 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ , z wahaniami od  $1,28 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$  u odmiany Turbo do  $18,75 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$  u odmiany Ekotur. Wykazano też, że sposób prowadzenia uprawy w pierwszej 4-letniej rotacji istotnie wpływa na pozyskane plony w następnej rotacji, m.in. poprzez wyższą plenność roślin na obiektach z mniejszą częstotliwością koszenia, co jest nowością tej pracy. Dawka  $180 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  N zwiększyła przeciętnie w stosunku do obiektu kontrolnego bez nawożenia azotem, plon świeżej masy pędów o  $22,9 \text{ ton} \cdot \text{ha}^{-1}$  tj. o 59,9%, plon suchej masy o  $13,1 \text{ ton} \cdot \text{ha}^{-1}$ , tj. o 66,2% i roczny przyrost plonu suchej masy o  $3,28 \text{ ton} \cdot \text{ha}^{-1}$ , tj. o 66,3% oraz zawartość azotu ogólnego w pędach o 0,017%. Łabędowicz i Stępień (2010) podają, że na poletkach trwałego doświadczenia nawozowego od 1923 roku w SGGW na doświadczeniu z wierzbą założonym w latach 2006-2008, na obiektach bez nawożenia azotem wydała plon suchej masy o 43% niższy niż z nawożeniem azotem ( $13,02 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ ). Algebidi i in. (2001) podają, że plantacje zasilane NPK charakteryzują się

niższym wskaźnikiem *NUE* (wskaźnik wykorzystania składników pokarmowych) dla azotu ( $115-160 \text{ g s.m.}\cdot\text{g}^{-1}$ ) w stosunku do obiektów bez nawożenia azotem ( $129-178 \text{ s.m.}\cdot\text{g}^{-1}$ ), a efektywność wykorzystania makroskładników przez wierzbę była wyższa w dłuższych niż w krótszych cyklach produkcyjnych.

W literaturze rolniczej istnieją opracowania systemów nawożenia roślin gatunków jednorocznych. W literaturze opisywane są uproszczone systemy nawożenia upraw wierzby na cele energetyczne (Dawson 2010, Dubas i in. 2004, Larson i Dobrzaniecki 2004, Macpherson 1995, Szczukowski 2012a, 2012b). W Irlandii i Anglii przy uprawie wierzby zaleca się nie przekraczać dawki azotu  $120-150 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1} \text{ N}$  (Dawson 2010, Macpherson 1995), w Szwecji –  $100 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1} \text{ N}$  (Larson i Dobrzaniecki 2004), w Polsce –  $80-90 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1} \text{ N}$  (Szczukowski 2012 a, 2012 b)) lub  $40-120 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1} \text{ N}$  (Dubas i in. 2004). W literaturze podkreśla się, że do uprawy wierzby można wykorzystać osady ściekowe, ścieki surowe oraz różne komposty, w tym z komunalnych osadów ściekowych (Kocik i in. 2007, Krutysz-Hus i Chmura 2008, Labresque i Teodorescu 2001, Larson i Dobrzaniecki 2004, Obarska-Pempkowiak i KołECKA 2005, Sobczyk i in. 2015, Styszko i in. 2012).

Próby ustalenia optymalnych dawek nawożenia azotem wierzby przy jej uprawie na glebie lekkiej na Pomorzu podjęto w pracach Styszko i in. (2010, 2012). Wykazano, że klony wierzby posiadają zróżnicowane wymagania nawozowe, a maksymalne plony suchej masy pędów wierzby w pierwszej 4-letniej rotacji zbioru uzyskuje się przy dawkach azotu dla klonów: 1047D –  $150 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ , 1023 –  $107 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ , 1013 –  $88 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  i 1056 –  $55 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ . Obecnie prezentowane badania potwierdziły wcześniejsze spostrzeżenia, że inne genotypy wierzby posiadają również zróżnicowane wymagania odniesieniu do azotu.

Biomasa 4-letnich pędów wierzby zawiera przeciętnie 0,29% azotu i 1,92 % popiołu (Szczukowski 2012a). W warunkach trwałego doświadczenia nawozowego zawartość azotu w roślinach podczas zbioru wierzby wyniosła na obiektach z pełnym nawożeniem mineralnym (CaNPK)  $4,79 \text{ g}\cdot\text{kg s.m.}$ , a na obiektach bez nawożenia azotem (CaPK) –  $4,01 \text{ g}\cdot\text{kg s.m.}$  (Łabędowicz i Stępień 2010). Zawartość popiołu w biomacie wierzby krzewiastych, średnio z 6 gatunków, maleje w miarę wydłużania częstotliwości zbioru z corocznego na co 3 lata z 1,89% do 1,38% (Stolarski i in. 2007). W zrębkach z 4-letnich pędów wierzby *Salix viminalis* zawartość

popiołu wynosi 1,7% i jest 12-krotnie niższa niż w węglu (Tworkowski i in. 2007). W badaniach Majtkowskiego i in. (2010) świeże zrębki wierzbowe zawierają 2,6% popiołu, a materiał roślinny z plantacji energetycznych wierzby zawiera od 0,57% do 1,38% azotu w zależności od lokalizacji plantacji oraz długości lat odrastania pędów. W uprawie wierzby w Bydgoszczy, pędy roczne zawierały 1,38% N, a pędy 3-letnie – 0,84%. W badaniach własnych zawartość azotu w biomase wierzby była zbliżona poziomem do danych podanych przez Szczukowskiego i in. (2012a), ale niższa niż podają to Majtkowski i in. (2010). Biomasa wierzby pozyskana w badaniach własnych miała tylko ok. 1,0% popiołu surowego i była niższa niż podaje to literatura krajowa.

#### 4. Wnioski

1. Plony biomasy w drugiej 4-letniej rotacji najsilniej zależały od wariantu koszenia pędów w poprzedniej rotacji, genotypu wierzby, a w mniejszym stopniu od zastosowanej dawki azotu mineralnego.
2. Dwukrotne koszenie pędów w pierwszej 4-letniej rotacji obniżyło w następnej rotacji plon suchej masy i roczny przyrost tego plonu o 71,3%, zmniejszyło zawartość suchej masy w pędach o 1,7%, a powiększyło zawartość azotu ogólnego w pędach o 0,02%. Genotypy wierzby reagowały w plonie biomasy w zróżnicowany sposób na warianty koszenia.
3. Coroczne nawożenie azotem podwyższyło plon suchej masy wierzby przeciętnie o 66,2%, ale ten efekt bardzo silnie zależał od wariantu koszenia pędów w pierwszej 4-letniej rotacji oraz genotypu wierzby.
4. Genotypy 1047, 1047D, Start, Sprint i Turbo nie reagowały w plonie biomasy pędów na wzrastające dawki nawożenia azotem, a u pozostałych genotypów reakcja była zróżnicowana.
5. Uszeregowanie genotypów reagujących na nawożenie azotem, od największego do najmniejszego przeciętnego rocznego przyrostu plonu suchej masy, było następujące: Ekotur –  $11,32 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ , Olof –  $7,19 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ , Tordis –  $4,73 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ , klon 1054 –  $3,54 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$  i Jorr –  $3,03 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ .
6. Coroczne nawożenie azotem zwiększyło zawartość azotu ogólnego w pędach wierzby przeciętnie o 0,02%, a nie miała wpływu na zawartość w nich popiołu surowego.

## Literatura

- Adegbidi, H., Volk, T.A., White, E.H., Abrahamson, L.P., Briggs, R.D., Bickelhaupt D.H. (2001). Biomass and nutrient removal by willow clones in experimental bioenergy plantations in New York State. *Biomass Bioenerg*, 20, 399-411.
- Dawson, M. (2010). *Willow Best Practice Guidelines*. Agri-Food and Biosciences Institute (AFBI) North Ireland, Belfast, 66.
- Dubas, J.W., Grzybek, A., Kotowski, W., Tomczyk, A. (2004). *Wierzba energetyczna – uprawa i technologie przetwarzania. Praca zbiorowa pod redakcją Anny Grzybek*. Wydawnictwo Wyższej Szkoły Ekonomii i Administracji w Bytomiu, 126.
- Fijałkowska, D., Styszko, L. (2017). Regrowth of willow shoots in the second 4-year rotation at various fertilization with nitrogen. *E3S Web of Conferences* 17, 00022, 1-8.
- GUS 2017. Energia ze źródeł odnawialnych w 2016 r. GUS Warszawa.
- Guidi, W., Pitre, F.E., Labresque, M. (2013). Short-rotation coppice of willow for production of biomass in Eastern Canada. *Biomass Now - Sustainable Growth and Use*. INTECH: 421-448. <http://dx.doi.org/10.5772/51111> dostęp 2016.12.15.
- Kocik, A., Truchan, M., Rozen, A. (2007). Application of willows (*Salix viminalis*) and earthworms (*Eisenia fetida*) in sewage sludge treatment. *European Journal of Soil Biology*, 43, 327-331.
- Krutysz-Hus, E., Chmura, K. (2008). Próby wykorzystania osadów ściekowych w uprawie wierzby krzewiastej dla potrzeb energetycznych. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 526, 397-403.
- Labresque, M., Teodorescu, T.I. (2001). Influence of plantation site and waster sludge fertilization on the performance and foliar nutrient status of two willow species grown under SRIC in southern Quebec (Canada). *Forest Ecology and Management*, 150, 223-239.
- Labrecque, M., Teodorescu, T. (2003). High biomass field achieved by *Salix* clones In SRIC following two 3-year coppice rotations on anandoned farmland in southern Quebec, Canada. *Biomass and Bioenergy* 25, 135-146.
- Larson, S., Dobrzaniecki, P. (2004). *Agrobränsle ab – the worlds leading authority on commercial short rotation willow (salix) coppice (src)*. [W:] *Rozwój energii odnawialnej na Pomorzu Zachodnim*. Praca zbiorowa pod redakcją Piotra Lewandowskiego i Władysława Nowaka. Koszalin, 233-240.
- Łabędowicz, J., Stępień, W. (2010). *Nawożenie roślin energetycznych (wierzba, mискant, ślaziovec)*. [W:] *Nowoczesne technologie pozyskiwania i energetycznego wykorzystywania biomasy*. Monografia. Instytut Energetyki Warszawa, 89-100.

- Macpherson, G. (1995). *Home-grown Energy from Short-rotation Coppice*. Farming Press. United Kingdom, 214.
- Majtkowski, W., Majtkowska, G., Tomaszewski, B. (2010). *Wartość energetyczna biomasy, skład chemiczny spalin i zawartość popiołu*. [W:] Modelowanie energetycznego wykorzystania biomasy. Wydawnictwo ITP Falenty-Warszawa, 76-82.
- Nissim, W. G., Pitre, F. E., Teodorescu, T. I., Labrecque, M. (2013), Long-term biomass productivity of willow bioenergy plantations maintained in southern Quebec, Canada. *Biomass Bioenergy* 56, 361-369.
- Nowak, W., Sowiński, J., Jama, A. (2011). Wpływ częstotliwości zbioru i zróżnicowanego nawożenia azotem na plonowanie wybranych klonów wierzby krzewiastej (*Salix viminalis* L.). *Fragm. Agron.* 28(2), 55-62.
- Obarska-Pempkowiak, H., Kołecka, K. (2005). Doświadczenia związane z wykorzystaniem wikliny *Salix viminalis* w usuwaniu zanieczyszczeń z wód i ścieków. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 7, 56-69.
- Sobczyk, W., Sternik, K., Sobczyk, E.J., Noga, H. (2015). Ocena plonowania wierzby nawożonej osadami ściekowymi. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 17, 1113-1124.
- Staffa, K. (1965). Studia nad szybko rosnącymi wierzby jako surowcem dla przemysłu celulozowo-papierniczego. *Hodowla Rosl., Aklim. i Nas.*, 9(2,3), 180-224, 320-338.
- Stolarski, M. (2009). *Agrotechniczne i ekonomiczne aspekty produkcji biomasy wierzby krzewiastej (Salix spp.) jako surowca energetycznego*. Wyd. UW-M, Olsztyn.
- Stolarski, M., Szczukowski, S., Tworkowski, J. (2007). *Ocena produktywności wierzby (Salix spp.) pozyskanej z krótkich rotacjach w dolinie dolnej Wisły*. [W:] Biomasa dla elektroenergetyki i ciepłownictwa szanse i problemy. Wydawnictwo „Wieś Jutra” Warszawa, 93-99.
- Styszko, L., Fijałkowska, D., Sztyma, M. (2010). *Shrubby willow crop in the four-year cycle of cultivation in light soil in Pomerania*. [In:] Regional and local biomass potential edited by Michał Jasiulewicz. Polish Economics Association Koszalin University of Technology, 159-190.
- Styszko, L., Fijałkowska, D., Sztyma-Horwat, M. (2012). Ocena potrzeb nawozowych wybranych klonów wierzby energetycznej przy nawożeniu upraw kompostem z osadów komunalnych. PAN Komitet Inżynierii Środowiska. *Polska Inżynieria Środowiska Prace pod redakcją Marzenna R. Dudzińska, Artur Pawłowski, Monografia*, 99, 279-288.
- Styszko, L., Fijałkowska, D., Ignatowicz, M. (2017). Wpływ nawożenia azotem i liczby lat odrastania pędów na plon biomasy wierzby. *Fragm. Agron.* 34(2), 84-93.

- Szczukowski, S., Tworkowski, J., Stolarski, M., Fortuna, W. (2009). Plon biomasy wierzby pozyskanej w krótkich rotacjach zbioru na plantacji przemysłowej. *Fragm. Agron*, 26(3), 146-155.
- Szczukowski, S. (2012a). *Wierzba*. [W:] Wieloletnie rośliny energetyczne. Monografia. Multico Oficyna Wydawnicza Warszawa, 11-38.
- Szczukowski, S. (2012b). *Wierzba Salix L.* [W:] Odnawialne źródła energii. Rolnicze surowce energetyczne pod redakcją Barbary Kołodziej i Mariusza Matyki. PWRiL Poznań, 343-253.
- Szostek, M., Kaniuczak, J., Hajduk, E., Stanek-Tarkowska, J., Jasiński, T., Niemiec, W., Smusz R. (2018). Effect of sewage sludge on the field and energy value of the aboveground biomass of Jerusalem artichoke (*Helianthus tuberosus L.*). *Archives of Environmental Protection*, 44(3), 42-50.
- Tworkowski, J., Szczukowski, S., Stolarski, M. (2007). *Charakterystyka biomasy wierzby jako paliwa*. [W:] Biomasa dla elektroenergetyki i ciepłownictwa szanse i problemy. Wydawnictwo „Wieś Jutra” Warszawa, 82-92.
- Weih, M., Nordh, N-E. (2002). Characterising willows for biomass and phytoremediation: growth, nitrogen and water use of 14 willow clones under different irrigation and fertilisation regimes. *Biomass Bioenergy* 23, 397-413.

## **Impact of the Nitrogen Fertilization on Yield, Dry Matter, Ash and Total Nitrogen Content in the Second 4-year Rotation of Basket Willow Cultivation**

### **Abstract**

The purpose of the present paper was an assessment of impact of the mineral nitrogen fertilization and variants of shoots mowing in the first 4-year cycle on the yield of 10 genotypes of basket willow (*Salix viminalis L.*) and dry matter, ash and total nitrogen content in the second 4-year cycle of cultivation. The field experiment, in four repetitions, was realized in 2012-2015 in Kościernica, (16°24'N and 54°8'E). The soil used in the experiment was light, RIVa-IVb soil quality class, a good rye soil complex, appropriate podsolic – pseudo-podsolic with a composition of light loamy sand up to the depth of 100 cm, and deeper: light loam. The humus content in the layer of 0-30 cm of soil was 1.41%. The first 4-year cycle of the regrowth of the shoots was in 2008-2011, the second – in 2012-2015.

As part of the experiment, four doses of mineral nitrogen were randomized on large plots: 0 kg N·ha<sup>-1</sup>, 60 kg N·ha<sup>-1</sup>, 120 kg N·ha<sup>-1</sup> and 180 kg N·ha<sup>-1</sup>, and within these doses on small plots – 10 genotypes of basket willow (*Salix viminalis L.*): 1047, 1054, 1047D, Start, Sprint, Turbo, Ekotur, Olof, Jorr and

Tordis. Nitrogen fertilization was applied in 2008-2015 each year in April. In 2007, on the plot sized 25.3 m<sup>2</sup>, in two rows 56 willow cuttings were planted per row, that is 22,134 pcs·ha<sup>-1</sup>. During the harvest in 2011 and 2015, growing willow shoots on individual rows of the plot were mowed separately. In the first 4-year rotation, the first row was mowed twice (after 3 years and after annual regrowth), and the second row was mowed once (after 4 years of regrowth). The yield of fresh matter was assessed after cutting all the willow shoots separately on each plot row and biomass samples for laboratory analyzes were taken (dry matter in fresh matter, ash and total nitrogen).

The research showed that biomass yield in the second 4-year rotation most depended on variants of shoots mowing in previous rotation, willow genotype and less depended on adopted mineral nitrogen doses. Twice shoots mowing in the first 4-year rotation was the reason of dry matter yield reduction and annual regrowth of this yield by 71,3% in the next rotation and dry matter content reduction in the shoots by 1,7% and increasing total nitrogen in the shoots by 0,019%. The reaction of willow genotypes to the variant of shoots mowing, in biomass yield, was varied. Annual nitrogen fertilization was the reason increase in dry matter yield of willow, average by 66,2% but that effect depended very strongly on variants of shoots mowing in the first 4-year rotation and willow genotype. Genotypes 1047, 1047D, Start, Sprint and Turbo, in biomass yield, did not react to the increasing doses of nitrogen fertilization, and the reaction in the other genotypes was varied. The arrangement of the genotypes reacting to nitrogen fertilization, from the largest to the smallest average annual increase in yield of dry matter was as follows: Ekotur – 11,32 t·ha<sup>-1</sup>, Olof – 7,19 t·ha<sup>-1</sup>, Tordis – 4,73 t·ha<sup>-1</sup>, 1054 – 3,54 t·ha<sup>-1</sup> and Jorr – 3,03 t·ha<sup>-1</sup>. Annual nitrogen fertilization was the reason increase in content of total nitrogen in the willow shoots, average by 0,017%, but that effect had not an impact on the raw ash content.

## Streszczenie

Celem pracy była ocena wpływu zróżnicowanego nawożenia azotem mineralnym i wariantów koszenia pędów w pierwszym 4-letnim cyklu na plon biomasy 10 genotypów wierzby wiciowej (*Salix viminalis*) oraz na zawartość w niej suchej masy, azotu ogólnego i popiołu w drugim 4-letnim cyklu uprawy. Doświadczenie polowe, w czterech powtórzeniach, wykonano w latach 2012-2015 w Kościernicy, gmina Polanów (16°24'N i 54°8'E). Gleba pod doświadczeniem była lekka, klasy bonitacyjnej RIVa-IVb, kompleksu żytznego dobrego, biellicowa właściwa – pseudobielicowa o składzie piasku gliniastego lekkiego do głębokości 100 cm, a głębiej – gliny lekkiej. Zawartość próchnicy w warstwie 0-30 cm gleby wyniosła 1,41%. Pierwszy 4-letni okres odrastania pędów był realizowany w latach 2008-2011, a drugi – w latach 2012-2015.

W ramach doświadczenia, rozlosowano na dużych poletkach cztery dawki azotu mineralnego: 0 kg N·ha<sup>-1</sup>, 60 kg N·ha<sup>-1</sup>, 120 kg N·ha<sup>-1</sup> i 180 kg N·ha<sup>-1</sup>. Natomiast w zakresie dawek azotu na małych poletkach, rozlosowano 10 genotypów wierzby wiciowej (*Salix viminalis* L.): 1047, 1054, 1047D, Start, Sprint, Turbo, Ekotur, Olof, Jorr i Tordis. Corocznie w kwietniu w latach 2008-2015 stosowano nawożenie azotem mineralnym. W 2007 roku na poletku o powierzchni 25,3 m<sup>2</sup> wysadzono łącznie po 56 zrzesów wierzby w dwóch rzędach tj. 22134 szt.·ha<sup>-1</sup>. Podczas zbioru w latach 2011 i 2015 koszono oddzielnie odrastające pędy wierzby na poszczególnych rzędach poletka. W pierwszej 4-letniej rotacji na pierwszym rzędzie koszono 2-krotnie (po 3 latach i po 1-rocznym odraśnianiu), a na drugim rzędzie – jednokrotnie (po 4 roku odraśniania). Plon świeżej masy oceniono po ścięciu wszystkich pędów wierzby oddzielnie na każdym rzędzie poletka oraz pobrano próby biomasy do analiz laboratoryjnych (suchej masy w świeżej masie, popiołu oraz azotu ogólnego).

W badaniach wykazano, że plony biomasy w drugiej 4-letniej rotacji najsilniej zależały od wariantu koszenia pędów w poprzedniej rotacji, genotypu wierzby, a w mniejszym stopniu od zastosowanej dawki azotu mineralnego. Dwukrotne koszenie pędów w pierwszej 4-letniej rotacji obniżyło w następnej rotacji plon suchej masy i roczny przyrost tego plonu o 71,3%, zmniejszyło zawartość suchej masy w pędach o 1,7%, a powiększyło zawartość azotu ogólnego w pędach o 0,019%. Genotypy wierzby reagowały w plonie biomasy w zróżnicowany sposób na warianty koszenia. Coroczne nawożenie azotem podwyższyło plon suchej masy wierzby przeciętnie o 66,2%, ale ten efekt bardzo silnie zależał od wariantu koszenia pędów w pierwszej 4-letniej rotacji oraz genotypu wierzby. Genotypy 1047, 1047D, Start, Sprint i Turbo nie reagowały w plonie biomasy pędów na wzrastające dawki nawożenia azotem, a u pozostałych genotypów reakcja była zróżnicowana. Uszeregowanie genotypów reagujących na nawożenie azotem, od największego do najmniejszego przeciętnego rocznego przyrostu plonu suchej masy, było następujące: Ekotur – 11,32 t·ha<sup>-1</sup>, Olof – 7,19 t·ha<sup>-1</sup>, Tordis – 4,73 t·ha<sup>-1</sup>, klon 1054 – 3,54 t·ha<sup>-1</sup> i Jorr – 3,03 t·ha<sup>-1</sup>. Coroczne nawożenie azotem zwiększyło zawartość azotu ogólnego w pędach wierzby przeciętnie o 0,017%, ale nie miało to wpływu na zawartość w nich popiołu surowego.

**Słowa kluczowe:**

wierzba wiciowa (*Salix viminalis* L.), genotypy, nawożenie azotem mineralnym, warianty koszenia pędów, plon, świeża masa, sucha masa, zawartość azotu ogólnego, zawartość popiołu surowego

**Keywords:**

basket willow (*Salix viminalis* L.), genotype, mineral nitrogen fertilization, variants of shoots mowing, yield, fresh matter, dry matter, total nitrogen content, raw ash content





# **Znaczenie potencjału energetycznego osadów ściekowych w aspekcie gospodarki o obiegu zamkniętym – przykład oczyszczalni w Gdańsku**

*Arkadiusz Ostojki<sup>\*</sup>, Marek Swinarski<sup>\*\*</sup>*

*<sup>\*</sup>Politechnika Gdańska*

*<sup>\*\*</sup>Gdańska Infrastruktura Wodociągowo-Kanalizacyjna Sp. z o.o.*

## **1. Wstęp**

Oczyszczalnia ścieków (OŚ) „Wschód” w Gdańsku, jak większość polskich oczyszczalni od wielu lat miała nierozwiązaną gospodarkę osadową. Próby przyrodniczego wykorzystania osadów do rekultywacji pobliskich hałd fosfogipsów nie dawały możliwości zagospodarowania całej ich produkcji. Lokalne miejskie warunki w znaczący sposób ograniczyły metody przyrodnicze, które jednak na obszarach wiejskich powinny być stosowane (Obarska-Pempkowiak i in. 2015). Składowanie osadów, jako metoda utylizacji, zostało prawnie zakazane. Po początkowym pomysle współspalania osadów w kotłach Gdańskiej Elektrociepłowni ostatecznie zdecydowano się na budowę własnej Instalacji Termicznego Przekształcania Osadów (ITPO) na terenie OŚ Gdańsk. Inwestycja powstała między III kwartałem 2008, a IV kwartałem 2012.

Instalacje przetwarzania osadów ściekowych w dużych oczyszczalniach ścieków, takich jak OŚ „Wschód”, podlegają Dyrektywie Parlamentu Europejskiego (IPPC DIRECTIVE 2008/1/EC) o zintegrowanym zapobieganiu zanieczyszczeniom i ich kontroli. Zgodnie z zaleceniami Dyrektywy należy stosować w tych instalacjach najlepszą dostępną technologię (BAT – ang. Best Available Technology), która została określona jako technologia spalania osadów w piecach fluidalnych. Większość dużych miast w Polsce zastosowała się do tych wytycznych i obec-

nie spalarnie osadów funkcjonują w kilkunastu miastach w Polsce. Zasadność stosowania metod termicznej utylizacji potwierdza również Krajowy Plan Gospodarki Odpadami (KPGO).

Celem pracy jest oznaczenie i ocena właściwości fizykochemicznych osadów ściekowych, w szczególności parametrów energetycznych oraz określenie zawartości pierwiastków podstawowych. W artykule scharakteryzowano osady pod względem ciepła spalania, wartości opałowej, wilgotności oraz składu chemicznego po kolejnych etapach przeróbki. Przedstawiono również aktualne rozwiązania gospodarki osadowej OŚ „Wschód”, które pozwalają wytworzyć energię cieplną na potrzeby procesów przeróbki osadów (ogrzewanie zamkniętych komór fermentacji (ZKF) oraz suszenie osadów, ogrzewanie powietrza nadmuchowego dostarczanego do pieca fluidalnego). Zużywana i wytwarzana energia elektryczna jeszcze się nie bilansuje, ale osiągnięcie poziomu oczyszczalni zero-energetycznej jest możliwe. O realnych możliwościach funkcjonowania oczyszczalni pasywnej plus może świadczyć przykład Oczyszczalni Ścieków Tychy – Urbanowice, która po pokryciu swoich potrzeb, ma dostarczać energię do pobliskiego parku wodnego.

## 2. Ciepło spalania i wartość opałowa osadów

W nomenklaturze polskiej „*paliwo jest materiałem stosowanym jako źródło ciepła (lub pośrednio) energii mechanicznej i elektrycznej wykorzystywanej do celów przemysłowych, technologicznych, transportowych i bytowych*”. W skład paliwa wchodzi substancja palna złożona ze związków chemicznych węgla elementarnego (C), wodoru (H) i siarki (S) oraz stanowiące balast substancje mineralne (popiół) i wilgoć. Paliwo służące do spalania zewnętrznego nosi nazwę paliwa opałowego, a do spalania wewnętrznego – paliwa napędowego. Zależnie od stanu skupienia różni się paliwo stałe, ciekłe i gazowe, a w zależności od pochodzenia – naturalne, sztuczne i odpadowe (Wandrasz 1996, 2006).

Paliwa stałe charakteryzowane są przez szereg wskaźników, takich jak: ciepło spalania  $Q_s$  (MJ/kg) – HHV (Higher Heating Value), wartość opałowa  $Q_i$  (MJ/kg) – LHV (Lower Heating Value), popielność (%), zawartość siarki (%). Wartość opałowa to użyteczny efekt cieplny spalania (Grabowski i Oleszkiewicz 1998).

Proces spalania może przebiegać autotermicznie lub wymagać doprowadzenia energii. W przypadku, gdy 1/3 osadów jest niepalna, to ciepło spalania suchego osadu nie przekracza 14 MJ/kg, a po odjęciu energii potrzebnej na odparowanie wody wartość opałowa osadów spada do ok. 9 MJ/kg. Wartość opałowa osadu przefermentowanego jest niższa w przypadku osadu świeżego nieprzefermentowanego o około 2 MJ/kg (Schubering 1992). Przy dużej wilgotności osadów występują zerowe wartości ciepła spalania. Jeżeli ciepło ze spalania osadu nie wystarcza do odparowania zawartej w nim wody, konieczne jest dostarczenie dodatkowego nośnika energii – np. węgla, oleju opałowego, słomy, biogazu czy zrębek drzewnych. Źródła austriackie podają, iż osad ściekowy zawierający 50% substancji organicznej i odwodniony do poziomu 50% suchej masy ma wartość opałową 4 MJ/kg, natomiast zawierający 75% substancji organicznej i odwodniony do poziomu 50% wilgotności ma wartość opałową równą 6,5 MJ/kg. W przypadku wilgotności wynoszącej 85% w uwodnionym osadzie zawierającym 50% substancji organicznej wartość opałowa spada do zera (Schubering 1992).

### 3. Obiekt badań – OŚ „Wschód” w Gdańsku

Początki tej oczyszczalni sięgają lat 70. Obecny wygląd oczyszczalni oraz możliwości wysokoefektywnego usuwania zanieczyszczeń organicznych i biogenych ze ścieków jest wynikiem rozbudowy i modernizacji w latach 1997-2000. OŚ „Wschód” jest największą oczyszczalnią w województwie pomorskim – przyjmuje ścieki komunalne z obszaru Gdańska, Sopotu oraz sąsiadujących gmin: Pruszcza Gdańskiego, Kolbud, Żukowa.



**Rys. 1.** Oczyszczalnia ścieków „Wschód” w Gdańsku – foto A. Ostojki

**Fig. 1.** WWTP „Wschód” in Gdansk – photo A. Ostojki

Na terenie zlewni oczyszczalni mieszka około 540 tys. mieszkańców, a średni dopływ ścieków do oczyszczalni wynosi około 95 tys. m<sup>3</sup>/dobę, w tym około 10% całkowitego dopływu stanowią ścieki z zakładów przemysłu spożywczego, stoczniowego i chemicznego. Po ostatniej modernizacji przepustowość projektowa oczyszczalni wynosi 120 tys. m<sup>3</sup>/d.

Technologia oczyszczania obejmuje procesy mechaniczne i biologiczne oraz przeróbkę osadów. W skład układu mechanicznego oczyszczalni wchodzi 4 kraty mechaniczne, 3 piaskowniki oraz 4 osadniki wstępne. Ścieki oczyszczone mechanicznie następnie są przepompowywane do komory rozdzielczej i dalej kierowane do pięciu (łącznie 6 istniejących) ciągów oczyszczania biologicznego. Biologiczne oczyszczanie, w którym przebiegają zintegrowane procesy usuwania związków węgla, azotu oraz fosforu, realizowane jest w bioreaktorach opartych na systemie A2O. Z każdego reaktora biologicznego oczyszczone ścieki odprowadzane są do dwóch radialnych osadników wtórnych (łącznie jest ich 12). Ścieki oczyszczone odprowadzane są rurociągiem 2,5 km w głąb Zatoki Gdańskiej. Zagęszczony grawitacyjnie osad z dolnej części osadników wtórnych recyrkulowany jest do pierwszej beztlenowej komory reaktora biologicznego. Osad nadmierny poddawany jest zagęszczaniu mechanicznemu na prasach filtracyjnych. Osad zmieszany, biologiczny i wstępny, kierowany jest do ZKF, a następnie poddawany mechanicznemu odwadnianiu na wirówkach sedymentacyjnych.

Ostatnie inwestycje na terenie oczyszczalni związane były z gospodarką osadową: modernizacją komór fermentacji, budową elektrociepłowni biogazowej – systemu Skojarzonej Produkcji Energii (SPE) elektrycznej i ciepłej, a przede wszystkim uruchomieniem ITPO, w maju 2013, która unieszkodliwia osady na drodze suszenia i spalania ich w piecu fluidalnym. Do czasu ostatniej modernizacji i rozbudowy linii osadowej całość wytworzonych osadów zagospodarowywano przez przyrodnicze wykorzystanie, w tym 79% przeznaczano na rekultywację składowisk odpadów, 17% na kompostowanie, 4% na nawożenie rolnicze (Zielona oczyszczalnia 2013). Nowe obiekty w istotny sposób wpłynęły również na poprawę bilansu energetycznego oczyszczalni.

## 4. Metodyka badań

Uśrednione próbki osadów: surowego, zmieszanego i przefermentowanego poddane zostały analizom, które pozwoliły określić skład substancji organicznej (zawartość węgla, azotu, siarki, tlenu oraz wodoru) oraz ciepło spalania i wartość opałową. Wykonano 41 serii pomiarowych dla osadów z oczyszczalni ścieków w Gdańsku. Analizy składu pierwiastkowego wykonywano w Centrum Badań Molekularnych i Makromolekularnych, Polskiej Akademii Nauk w Łodzi, natomiast oznaczenia ciepła spalania i wartości opałowej na Wydziale Chemii Politechniki Gdańskiej.

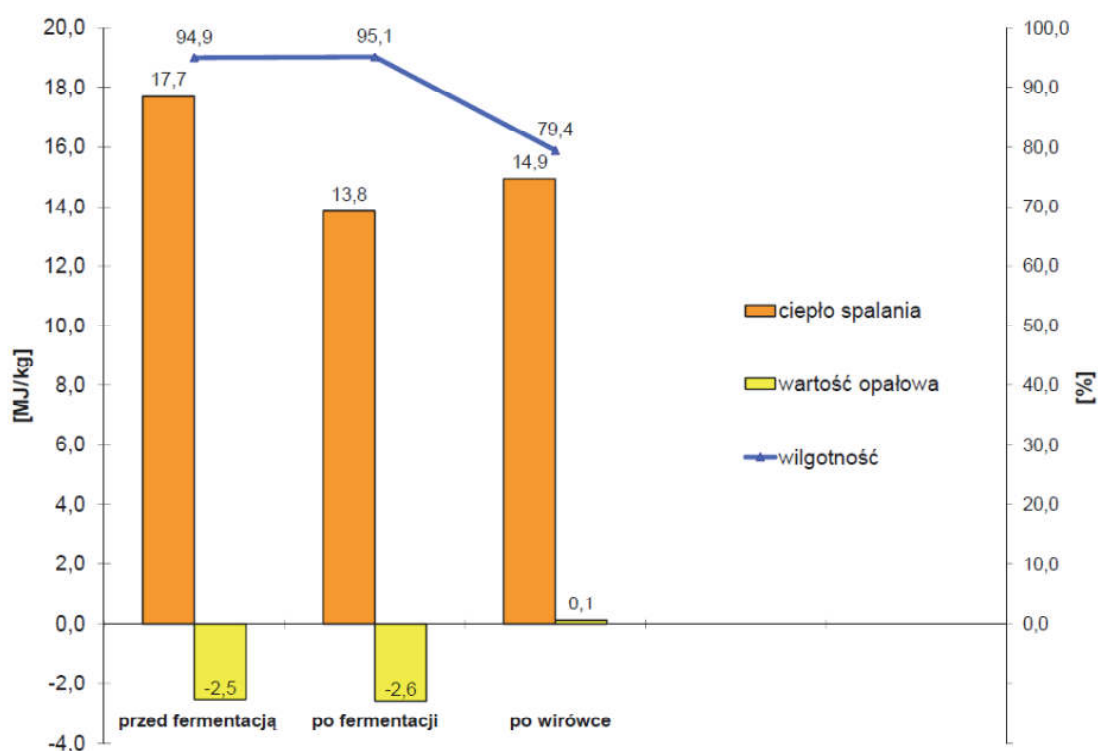
Ciepło spalania to ilość ciepła wydzielona podczas całkowitego spalania paliwa stałego w bombie kalorymetrycznej w atmosferze tlenu w odniesieniu do temperatury 25°C (PN-81 G-04513 1981). Wartość opałowa to ciepło spalania pomniejszone o ciepło parowania wody, wydzielonej podczas spalania z paliwa i powstałej z wodoru zawartego w paliwie (PN-81 G-04513 1981) podawane zwykle w MJ/kg paliwa.

Oznaczenia wykonywano zgodnie z PN-G-04571 (1998) *Paliwa stałe. Oznaczanie węgla, wodoru i azotu automatycznymi analizatorami. Metoda makro*. Norma ta dotyczy jedynie oznaczeń węgla, wodoru i azotu, ale w podobny sposób wykonywano oznaczenia siarki. Mimo, że norma dotyczy metody w skali makro, to stosowano ją do oznaczeń w skali mikro. Oznaczenia węgla, wodoru, azotu i siarki wykonywano z jednej odważki przy wykorzystaniu automatycznego analizatora Vario MICRO cube firmy Elementar Analysensysteme GmbH. Odważka w naczyniu z folii cynowej wprowadzana jest do rury reakcyjnej ogrzanej do 1150°C, w wyniku egzotermicznej reakcji jest spalana w atmosferze tlenu, a utworzone produkty spalania, po przereagowaniu z tlenem, w strumieniu helu przechodzą przez odpowiednie katalizatory i jako produkty spalania w postaci N<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O, SO<sub>2</sub> są adsorbowane w specjalnej kolumnie, a następnie poddawane są termicznej desorpcji i kierowane do detektora przewodnictwa cieplnego (N<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O), a w przypadku SO<sub>2</sub> do detektora absorpcji w poczerwieni. Analizator jest sprzężony z komputerem, który zarówno steruje procesem spalania, jak również wylicza zawartości pierwiastków w analizowanej próbce. Program oblicza tzw. dzienny współczynnik korekcji na podstawie wcześniej wyznaczonej krzywej kalibracyjnej dla każdego z oznaczanych pierwiastków.

Analiza jest poprawna, jeśli dzienny współczynnik korekcji zawiera się w granicach 0,9-1,1. W przypadku analiz wykonywanych zgodnie ze zleceniem wartość tego współczynnika mieściła się w granicach określonych przez producenta aparatu. Współczynnik korelacji Pearsona ( $r$ ) został użyty w celu określenia współzależności liniowej zmiennych przy założeniu, że dla  $|r|$  z zakresu 0,7–0,9 obecna jest silna, a dla  $|r| > 0,9$  bardzo silna zależność (Węglarczyk 2010).

#### 4.1. Wyniki badań – ciepło spalania i wartość opałowa osadów

Uzyskane w wyniku badań laboratoryjnych wartości ciepła spalania osadów (rys. 2) kształtowały się na poziomie 14-18 MJ/kg, a zmienność tego parametru odpowiadała zastosowanym procesom przeróbki. Fermentacja metanowa prowadzona w OŚ „Wschód” skutkuje obniżeniem ciepła spalania o około 4 MJ/kg – jest to wartość dwukrotnie większa niż podawana przez Schuberinga (1992) – do poziomu 13,8 MJ/kg.



**Rys. 2.** Średnia wartość ciepła spalania, wartość opałowa i wilgotność osadów ściekowych OŚ „Wschód”

**Fig. 2.** Average value of HHV, LHV and humidity of sludge at the WWTP “Wschód”

Wraz z kolejnymi etapami przeróbki osadów, dzięki zmniejszeniu uwodnienia, wartość opałowa wzrastała. W porównaniu do danych literaturowych, przefermentowane osady charakteryzowały się wysoką wartością HHV i małą zawartością popiołu – zaledwie 34-35% na tym etapie przeróbki – rysunek 3. Skawińska i Kuklis (2014) określiły średnią zawartość popiołu w stanie suchym na poziomie 40,3%. Czeskie źródła (Houdkova i in. 2008) podają, że przefermentowane osady zawierają średnio 49,2% substancji organicznych i 50,8% popiołu w suchej masie. Ich ciepło spalania wynosiło 12,18 MJ/kg suchej masy, a wartość opałowa 11,23 MJ/kg suchej masy.

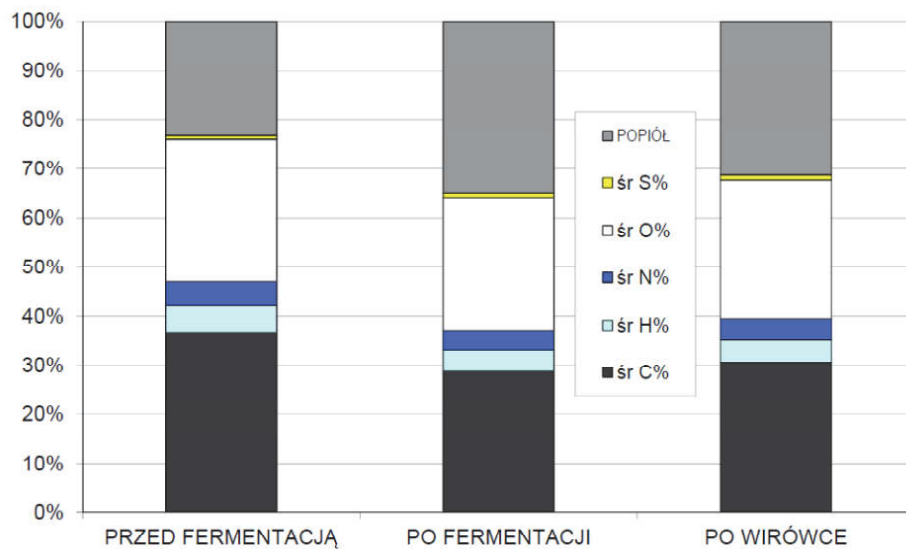
Wyznaczone ciepło spalania suchych osadów ściekowych wynosi ok. 15 MJ/kg i jest prawie dwukrotnie niższe niż ciepło spalania dobrego węgla. Na ogół przyjmuje się, że jedna tona węgla kamiennego jest równoważna energetycznie 2 tonom suchego osadu. Ciepło spalania suchych organicznych składników osadów ściekowych wynosi 18-21,5 MJ/kg, węgla kamiennego około 21-25 MJ/kg, lekkiego oleju opałowego 45 MJ/kg, gazu ziemnego 48 MJ/kg.

W laboratorium Politechniki Lubelskiej, podczas próby wykorzystania osadów pochodzących z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków "Hajdów" jako paliwa alternatywnego do wypalania klinkieru, uzyskano wartość opałową wynoszącą 43,2 MJ/kg. Była to jednak mieszanina osadu z olejem opałowym (Czechowska-Kosacka 2013). Wartość opałowa ( $Q_i$ ) i ciepło spalania ( $Q_s$ ) paliwa zależy od jego składu chemicznego, ujawnionego w wyniku analizy technicznej (zawartość wilgoci, popiołu czy też części lotnych) oraz analizy elementarnej (C, H, N, O, S).

#### 4.2. Wyniki badań – skład pierwiastkowy osadów

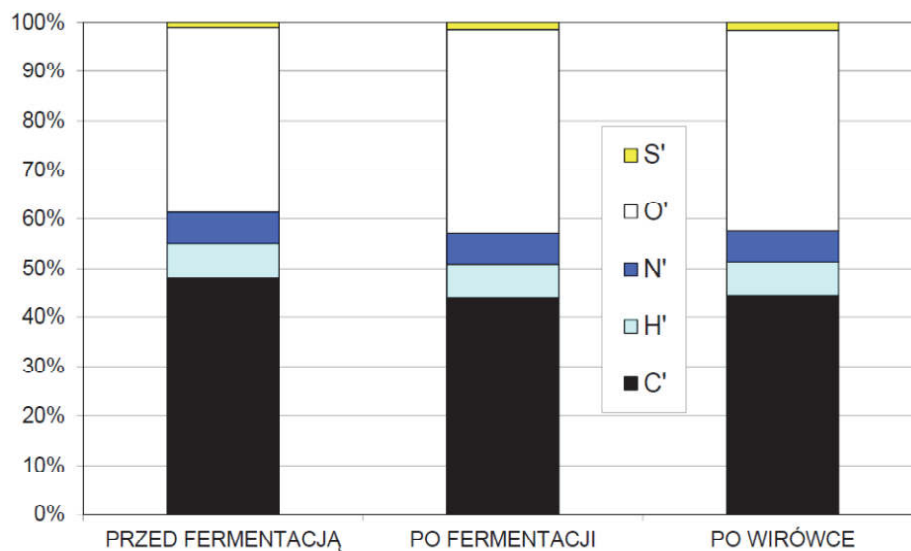
Substancja palna osadu zmieszanego (60% osad wstępny, 40% osad nadmierny) z niemieckich aglomeracji miejskich (Sükrü Solmaz 1998) składa się z: C – 50%, O – 38%, H – 7%, N – 4%, S – 1%, Cl  $\leq$  0,2%, F  $\leq$  0,01%. Podobnie przedstawia się skład osadów w duńskich oczyszczalniach ścieków: C – 52-58%, H – 7-8%, O – 29-31%, N – 4-9%, S – 1-1,5% (Simonsen i in. 1996). Porównując uzyskane wyniki z Gdańska (rys. 3, 4) z niemieckimi danymi literaturowymi (Sükrü Solmaz 1998), zauważyć należy niższą zawartość węgla (średnio o 6%) oraz wyższą zawartość tlenu (średnio o 3%), jednak różnice są niewielkie. Większe różnice w zawartości węgla zauważyć należy porównując uzyskane wyniki ze składem osadów w duńskich oczyszczalniach ścieków: C – 52-58%, H – 7-8%, O – 29-31%,

N – 4-9%, S – 1-1.5% (Simonsen i in. 1996), czeskich: C – 67%, H – 5%, O – 25%, N – 2.2%, S – 0.8% (Stasta i in. 2006) oraz chińskich: C – 52.4%, H – 9.3%, O – 27.4%, N – 7.9%, S – 3.0% (Han-min Xiao i in. 2009).



**Rys. 3.** Średnia zawartość C, H, N, O, S oraz popiołu w suchej masie osadów ściekowych OŚ „Wschód” (Ostojski i Gajewska. 2014)

**Fig. 3.** Average content of C, H, N, O, S and ash in dry matter of sludge at the WWTP “Wschód” (Ostojski & Gajewska. 2014)



**Rys. 4.** Średnia zawartość C, H, N, O, S w suchej masie organicznej osadów ściekowych OŚ „Wschód” (Ostojski i Gajewska. 2014)

**Fig. 4.** Average content of C, H, N, O, S in dry organic matter of sludge at the WWTP “Wschód” (Ostojski & Gajewska 2014)



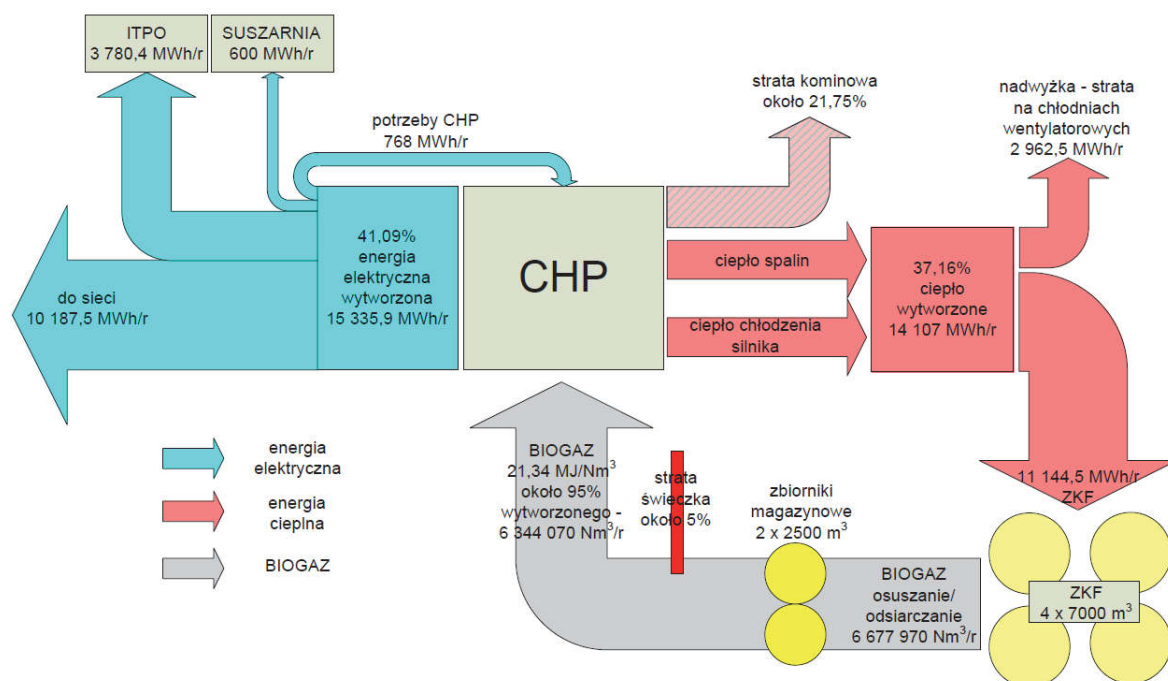
## 5. Elektrociepłownia biogazowa

Na terenie oczyszczalni funkcjonują cztery komory mezofilowej fermentacji beztlenowej. Są to stalowe, cylindryczne ZKF o pojemności 7000 m<sup>3</sup> każdy, posadowione na betonowych fundamentach. W 2012 roku przeprowadzono modernizację tych obiektów. Przebudowa komór pozwoliła na zwiększenie wskaźnika produkcji biogazu z wartości średniej 0,33 Nm<sup>3</sup>/kg s.m.org. w 2011r. do 0,49 Nm<sup>3</sup>/kg s.m.o. w 2014 r., przy minimalnym wzroście obciążenia z 1,50 do 1,7 kg s.m.o./m<sup>3</sup>. Wzrosła również produkcja biogazu z 13558 Nm<sup>3</sup>/d w 2011 r. do 17915 Nm<sup>3</sup>/d w 2013 r. Osiągnięcie takich parametrów wiązało się jednak z wydłużeniem czasu przetrzymania osadu średnio do 28 dni. Według literatury (Bień 2007) klasyczne zamknięte komory fermentacyjne projektowane są dla obciążenia rzędu 0,8-2,2 kg s.m.o./m<sup>3</sup>d, a wysokoobciążone 2,5-5,0 kg s.m.o./m<sup>3</sup>d. Zapewnia to stabilność procesu przy wysokim wskaźniku produkcji biogazu, mierzonym w m<sup>3</sup>/kg s.m.o. Kaloryczność wytworzonego w procesie fermentacji mezofilowej biogazu wynosi 21,34 MJ/Nm<sup>3</sup>.

Wytworzony biogaz magazynowany jest w dwóch powłokowych, bezciśnieniowych zbiornikach o pojemności 2500 m<sup>3</sup> każdy. Przed wybudowaniem instalacji Skojarzonej Produkcji Energii (Combined Heat and Power – CHP), biogaz spalany był w 15 metrowej pochodni i powodował emisję CO<sub>2</sub> do atmosfery. Zainstalowane na oczyszczalni jednostki kogeneracyjne pozwalają na jednoczesną produkcję energii elektrycznej i ciepłej. Biogaz obecnie stanowi paliwo dla silnika spalinowego napędzającego generator prądu elektrycznego. W ten sposób wytwarzana jest energia elektryczna. Ciepło natomiast odbierane jest z układów chłodzenia silnika oraz spalin za pośrednictwem wymienników ciepła. Znajdująca się w nich zimna woda ogrzewa się i staje się nośnikiem użytecznej energii ciepłej do wykorzystania na cele technologiczne i bytowe oczyszczalni. W elektrociepłowni zainstalowane są 4 takie agregaty prądotwórcze, które mogą wytworzyć 716 kW energii elektrycznej i 729 kW energii ciepłej każdy, przy zużyciu 1088 m<sup>3</sup> biogazu na godzinę. W 2016r. z instalacji uzyskano 15335,9 MWh energii elektrycznej i 14107,1 MWh energii ciepłej wykorzystując około 95% wytwarzanego biogazu, czyli 6344070 Nm<sup>3</sup> – rysunek 5.

Całkowita produkcja biogazu w ZKF w 2016 roku wyniosła 6678 tys. Nm<sup>3</sup>, z tego około 95% wykorzystano w biogazowni. Produkcja

biogazu oraz jego uzyskiwana kaloryczność (zawartość metanu) mogłaby być jeszcze większa, gdyby przed fermentacją osady poddawane były hydrolizie termofilowej (Dąbrowska 2015). Inwestycja w instalację do hydrolizy osadów pozwoliłaby wykorzystać nadwyżkę ciepła, jednak bez równoczesnej rozbudowy systemu SPE byłaby bezcelowa.



Rys. 5. Bilans energii elektrycznej i cieplnej dla systemu SPE w roku 2016

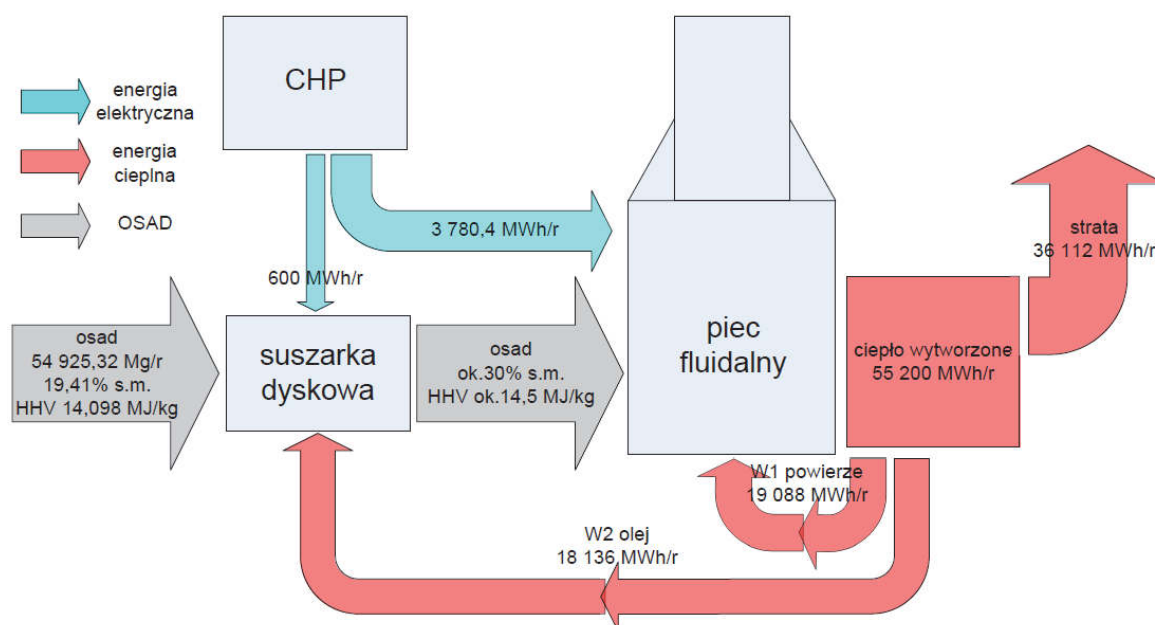
Fig. 5. Electricity and heat balance of the CHP system in 2016

## 6. Instalacja Termicznego Przekształcania Osadów Ściekowych (ITPO)

ITPO jest nowym obiektem na terenie Oczyszczalni Ścieków „Wschód” w Gdańsku – rysunek 6. Funkcjonuje ona od wiosny 2013 r. Jest to w rzeczywistości instalacja służąca do spalania osadów ściekowych w piecu fluidalnym. Kompletny projekt ITPO opracowała francuska firma Degremont na bazie swojej własnej technologii prowadzenia procesu spalania osadów Thermylis®. Przepustowość instalacji wynosi 48800 kg s.m./d.

Głównymi elementami instalacji są: wydajna suszarka dyskowa, piec z piaskowym złożem fluidalnym oraz dwustopniowy system oczysz-

czania gazów spalinowych. Suszarka dyskowa zasilana jest olejem o temperaturze około 170°C (maksymalna temp. 210°C) i w układzie przeciwnieprądowym suszy osad, który następnie kierowany jest nad złożę fluidalne. Suszarka może odparować do 3 tys. kg H<sub>2</sub>O/h, przy przepływie do 190 ton oleju na godzinę.



**Rys. 6.** Bilans energii elektrycznej i ciepłej dla ITPO w roku 2016

**Fig. 6.** Electricity and heat balance of the thermal treatment plant in 2016

Proces spalania osadów prowadzi się w temperaturze ponad 850°C w komorze pieca fluidalnego, powyżej piaskowego złoża. Dla utrzymania wymaganej temperatury procesu spalania piec wyposażono we wspomagający palnik olejowy. Przewidziano również możliwość wtrysku wody amoniakalnej, w celu usuwania NO<sub>x</sub> ze spalin. Gazy spalinowe z pieca fluidalnego kierowane są w pierwszej kolejności do systemu odzysku ciepła poprzez dwa wymienniki zainstalowane szeregowo. Wymiennik nr 1 służy do odzysku ze spalin ciepła, wykorzystywanego następnie do podgrzewania powietrza wtórnego do procesu spalania w piecu fluidalnym, natomiast wymiennik nr 2 odzyskuje ze spalin ciepło do podgrzania oleju termicznego zasilającego suszarkę. Po przejściu przez system odzysku ciepła gazy spalinowe kierowane są następnie do systemu oczyszczania gazów spalinowych. W ITPO zastosowano dwa filtry workowe. Pierwszy służy do eliminacji pyłów wynoszonych wraz

ze spalinami z komory spalania. Następnym urządzeniem na drodze spalin jest reaktor, w którym są one poddawane działaniu dwóch środków chemicznych: wapna o dużej porowatości (SORBACALU) oraz węgla aktywnego. Wapno neutralizuje dwutlenek siarki ( $\text{SO}_2$ ), fluorowodór (HF) oraz chlorowodór (HCl). Węgiel aktywny zapewnia absorpcję metali ciężkich, dioksyn oraz furanów. Usunięcie ze spalin pozostałości po procesach prowadzonych w reaktorze następuje w filtrze workowym nr 2. Ostatecznie oczyszczone spaliny o temperaturze około  $200^\circ\text{C}$  trafiają do komina o wysokości 22 m, wyposażonego w analizator spalin do ciągłego pomiaru stężeń zanieczyszczeń i poboru próbek.

W wyniku spalania osadów ściekowych w Gdańsku powstają dwa rodzaje odpadów: popioły oraz pozostałości z oczyszczania spalin. Do celowo odpady poddawane będą obróbce w węźle stabilizacji i zestalania. Wyzwaniem będzie również wdrożenie efektywnych metod pozyskiwania fosforów z popiołów po spalaniu osadów. W Polsce podejmowano już różne próby z wykorzystaniem produktów spalania komunalnych osadów ściekowych np. w Miejskim Przedsiębiorstwie Wodociągów i Kanalizacji w Łomży potwierdzono ich przydatność jako materiału na nasypy liniowe i do makroniwelacji terenu (Zabielska-Adamska 2015).

## 7. Wnioski

1. Wykorzystanie osadów na cele przyrodnicze, choć zgodne z ideą obiegu materii w naturze, jest coraz trudniejsze do zrealizowania, przede wszystkim z uwagi na coraz wyższe wymagania jakościowe stawiane przetworzonym osadom ściekowym. Brak jest również wystarczających terenów, które można byłoby nawozić lub rekultywować osadami, szczególnie w okolicy dużych miast. Metody termiczne utylizacji są metodami najwłaściwszymi dla dużych miejskich oczyszczalni ścieków. Wykorzystanie proces monospalania pozwala na właściwe rozwiązanie problemu utylizacji osadów.
2. W OŚ „Wschód” zawartość związków węgla w osadach przed fermentacją nie przekraczała 40%, natomiast po procesie fermentacji uległa tylko niewielkiemu obniżeniu o około 8% i wynosiła średnio poniżej 30% (rys. 3). Ubytek związków węgla podczas fermentacji w przeliczeniu na suchą masę organiczną wyniósł około 3% (rys. 4).

- W przefermentowanych osadach udział procentowy pierwiastków węgla był na poziomie 44%, tlenu 42%, wodoru 7%, azotu 6%.
3. Osady są dobrym źródłem energii. Przeciętna wartość ciepła spalania (HHV) osadów ściekowych w oczyszczalni w Gdańsku wynosi 14-15 MJ/kg dla osadu przefermentowanego i 17,5 MJ/kg dla osadu nieprzefermentowanego. W efektywnym uzysku energii z osadów przeszkadza jednak duża wilgotność, która obniża ich wartość opałową. Pomimo dużej wilgotności (około 70%), osady są z powodzeniem spalane w piecu fluidalnym w instalacji ITPO na terenie oczyszczalni. Spalanie w temperaturze 850-870° odbywa się autotermicznie.
  4. Największy wkład energetyczny uzyskiwany jest z elektrociepłowni biogazowej i to dzięki wytwarzanemu z osadów biogazowi możliwe jest ich uznanie za bardzo wydajne źródło energii. Wartość opałowa tego paliwa w Gdańsku wynosi 21,34 MJ/Nm<sup>3</sup>. Ilość produkowanej energii cieplnej (SPE i ITPO) jest znacznie wyższa od potrzeb własnych oczyszczalni. Produkcja energii elektrycznej netto w systemie SPE, po odjęciu energii zużywanej przez instalację ITPO, stanowi ok. 68% całkowitego zużycia energii na oczyszczalni ścieków.
  5. Oczyszczalnia „Wschód” w Gdańsku nie jest jeszcze oczyszczalnią zero-energetyczną, ale konsekwentnie dąży się do pełnego zamknięcia bilansu zużywanej i produkowanej energii. Dodatkowym źródłem energii dla oczyszczalni mogłyby być np. panele fotowoltaiczne, soczewki wodne lub wykorzystanie energii kinetycznej ścieków oczyszczonych. Z uwagi na dużą ilość ciepła odpadowego powstającego na instalacji ITPO (36 tys. MWh/r) i SPE (3 tys. MWh/r), interesujące jest rozważenie jego wykorzystania w instalacji ORC (ang. Organic Rankine Cycle) do produkcji energii elektrycznej. Z drugiej strony wskazane jest poszukiwanie oszczędności w zużyciu energii elektrycznej poprzez optymalizację procesów technologicznych oczyszczalni.

*Badania składu i ciepła osadów wykonano w ramach projektu nr PL0085 finansowanego przez Islandię, Liechtenstein i Norwegię poprzez Mechanizm Finansowy EOG oraz Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego.*

## Literatura

- Bień, J. (2007). *Osady ściekowe. Teoria i praktyka*. Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa.
- Dąbrowska, L. (2015). Wpływ sposobu prowadzenia fermentacji osadów ściekowych na produkcję biogazu. *Rocznik Ochrony Środowiska*, 17, 943-957
- Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/1/WE z dnia 15 stycznia 2008 r. *dotycząca zintegrowanego zapobiegania zanieczyszczeniom i ich kontroli*. Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej 29.1.2008.
- Czechowska-Kosacka, A. (2013). Sewage Sludge as a Source of Renewable Energy. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 13, 314-323.
- Grabowski, Z., Oleszkiewicz, J. (1998). *Spalanie osadów*. Materiały Międzynarodowego Seminarium Szkoleniowego „Podstawy oraz praktyka przeróbki i zagospodarowania osadów”; wyd. LEM, Kraków.
- Han-min Xiao, Xiao-qian, Ma, Zhi-yi, Lai (2009). Isoconversional kinetic analysis of co-combustion of sewage sludge with straw and coal. *Applied Energy*, 86(2009), 1741-1745.
- Houdkova L, Boran J., Uciekaj V., Elsaser T., Stehlik P. (2008). Thermal processing of sewage sludge – II. *Thermal Engineering*, 28, 2083-2088.
- Obarska-Pempkowiak, H., KołECKA, K., Gajewska, M., Wojciechowska, E, Ostojcki, A. (2015). Zrównoważone gospodarowanie ściekami na przykładzie obszarów wiejskich. *Rocznik Ochrony Środowiska*, 17, 585–602
- Ostojcki A., Gajewska M. (2014). Możliwości energetycznego wykorzystania osadów ściekowych jako paliwa. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 17, 515-525.
- PN-81 G-04513. 1981. *Paliwa stałe. Oznaczanie ciepła spalania i obliczanie wartości opałowej*.
- PN-G-04571. 1998. *Paliwa stałe. Oznaczanie węgla, wodoru i azotu automatycznymi analizatorami. Metoda makro*.
- Schubering A. (1992). *Kompleksowe rozwiązanie problemu odwadniania szlamu aż do uzyskania suchego granulatu*. Sympozjum Naukowo-Techniczne "Nowoczesne Technologie Ochrony Środowiska z Austrii", Warszawa (maszynopis powielany).
- Simonsen N., Bisgaard C., Nielsen B. (1996). *Characterisation of sludge as fuel and improved sludge incineration system*. In: 10th EWPCA Symposium "Sludge Treatment and Reuse" IFAT '96. Krueger A/S Technical Division. Denmark. Munich (manuscript).
- Skawińska, A., & Kuklis, I. (2014). Ocena przydatności energetycznej komunalnych osadów ściekowych w oparciu o analizę parametrów fizykochemicznych. *Przegląd Górniczy*, 12, 74-77.

- Stasta, P., Boran, J., Bemar, L., Stehlik, P., Oral, J. (2006). Thermal processing of sewage sludge. *Thermal Engineering*, 26, 1420-1426.
- Sükrü, Solmaz (1998). Termiczne unieszkodliwianie osadów. Korrespondenz Abwasser 1998 (45)10. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 3/1999, załącznik 1-8.
- Wandrasz, J.W. (1996). *Energetyczne wykorzystanie odpadów organicznych i osadów ściekowych*. IV Konferencja „Racjonalizacja użytkowania energii i środowiska”. Szczyrk 7-9 X 1996, Warszawa, ODKT RS NOT: Tom I: 97-108.
- Wandrasz, J.W., Wandrasz, A.J. (2006). *Paliwa formowalne. Biopaliwa i paliwa z odpadów w procesach termicznych*. Warszawa 2006, Wydawnictwo "Seidel-Przywecki" Sp. z o.o.
- Węglarczyk, S. (2010). *Statystyka w inżynierii środowiska*. Wydawnictwo Politechniki Krakowskiej, Kraków
- Zabielska-Adamska, K. (2015). Produkt spalania komunalnych osadów ściekowych jako grunt antropogeniczny. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 17, 1286-1305.
- Zielona oczyszczalnia*. Materiał edukacyjny przygotowany w ramach projektu 2013. Gdańska Infrastruktura Wodociągowo-Kanalizacyjną Sp. z o.o. i Saur Neptun Gdańsk S.A.

## **Importance of Energy Potential of Sewage Sludge in Terms of Closed Circuit Management – the “Wschód” WWTP Case Study**

### **Abstract**

In the article the higher heating values (HHV), lower heating values (LHV) and elemental composition of sewage sludge at subsequent stages of processing in wastewater treatment plant (WWTP) “Wschód” in Gdańsk are presented. Sewage sludge is a valuable source of energy. The average value of the HHV of sewage sludge in the sewage treatment plant in Gdańsk is 14-15 MJ/kg for digested sludge and 17.5 MJ/kg for non-fermented sludge. However, high humidity, which reduces their heating value, hinders effective energy recovery from the sludge. Despite the high humidity (about 70%), the sediments are successfully burned in the fluidized bed in the sewage thermal treatment plants (ITPO). Burning at 850-870° takes place autothermally. Adequate processing, consisting of biogas production and methane utilization within Electricity and Heat production system, drying, combustion in a fluidized furnace and, finally, heat recovery from the exhaust gases, creates an opportunity of achieving full balance of energy produced and consumed. In WWTP “Wschód” in Gdańsk the energy balance is in-

complete yet. It is necessary to supplement the electric energy or/and to decrease energy consumption in sewage treatment processes.

The largest energy contribution is obtained from the biogas power plant and thanks to the biogas generated from sediments, it is possible to recognize them as a very efficient source of energy. The calorific value of this fuel in Gdansk is 21.34 MJ/Nm<sup>3</sup>. The amount of thermal energy produced (SPE and ITPO) is much higher than the needs of the treatment plant. The net electricity production in the SPE system, after deducting the energy consumed by the ITPO installation, accounts for about 68% of the total energy consumption at the sewage treatment plant.

The installation of thermal conversion of sewage sludge which is working in Gdańsk meets the objectives of European Parliament Directive (IPPC DIRECTIVE 2008/1/EC) regarding integrated prevention and pollution control. The mono-combustion plant allows for utilization of the total amount of produced sludge. Despite of high water content in the sludge, which decreases its energetic potential, the combustion process does not require additional fuel (apart from the start-up phase or stanby conditions). At present there is no alternative for thermal sewage sludge utilization, especially at large WWTPs. However, the problem of final disposal of combustion ashes remains unsolved. This is an important issue in the context of the postulate of closed cycle management that was accepted in 2015.

## **Streszczenie**

W artykule przedstawiono ciepło spalania, wartość opałową oraz skład pierwiastkowy osadów ściekowych na kolejnych etapach przeróbki w oczyszczalni ścieków "Wschód" w Gdańsku. Osad ściekowy jest cennym źródłem energii. Średnia wartość ciepła spalania (HHV) osadów ściekowych w oczyszczalni ścieków w Gdańsku wynosi 14-15 MJ/kg dla osadów przefermentowanych i 17,5 MJ/kg dla osadów przed fermentacją. Niestety wysoka ich wilgotność, obniża wartość opałową i utrudnia skuteczne odzyskiwanie energii z osadów. Pomimo około 70% wilgotności, osady są spalane w złożu fluidalnym w instalacji ITPO w oczyszczalni. Termiczna utylizacja przebiega w temperaturze 850-870° odbywa się autotermicznie. Gospodarka osadowa, obejmująca fermentację w ZKF wraz z produkcją biogazu i wykorzystanie metanu w systemie produkcji energii elektrycznej i ciepła, suszenie, spalanie w piecu fluidalnym i ostatecznie, odzyskiwanie ciepła z gazów spalinowych, generuje dodatni bilans energetyczny. Stwarza to możliwość wykorzystania energii elektrycznej oraz cieplnej w procesach oczyszczania ścieków i pełnego zamknięcia bilansu produkowanej i zużywanej energii w całej oczyszczalni. W oczyszczalni ścieków "Wschód" w Gdańsku obieg energetyczny nie jest jeszcze zamknięty. Ko-



nieczne jest intensyfikacja produkcji energii elektrycznej lub/i zmniejszenie jej zużycia w procesach oczyszczania ścieków.

Najwięcej energii pozyskiwane jest z elektrowni biogazowej. Wartość opałowa biogazu z osadów w Gdańsku wynosi 21,34 MJ/Nm<sup>3</sup>. Pozwala to uznać osady ściekowe za bardzo wydajne źródło energii. Ilość wytworzonej energii cieplnej (SPE i ITPO) jest znacznie wyższa niż potrzeby oczyszczalni. Produkcja energii elektrycznej netto w systemie SPE, po odjęciu energii zużytej przez instalację ITPO, zapewnia około 68% całkowitego zużycia energii w oczyszczalni ścieków.

Instalacja termicznej konwersji osadów ściekowych, która działa w Gdańsku, spełnia wymagania Dyrektywy Parlamentu Europejskiego (IPPC DYREKTYWA 2008/1/WE) o zintegrowanym zapobieganiu zanieczyszczeniom i ich kontroli. Monospalarnia pozwala na wykorzystanie całej ilości wytworzonego osadu. Pomimo dużej zawartości wody w osadzie, co zmniejsza jego potencjał energetyczny, proces spalania nie wymaga dodatkowego paliwa (poza fazą rozruchu lub stanem utrzymywania gotowości). Obecnie nie ma alternatywy dla termicznego wykorzystania osadów ściekowych, zwłaszcza w dużych oczyszczalniach ścieków. Problem ostatecznego usuwania popiołów paleniskowych pozostaje jednak nierozwiązany. Jest to ważna kwestia w kontekście postulatu zarządzania zamkniętym cyklem, przyjętego w 2015 roku.

**Słowa kluczowe:**

osady ściekowe, biogaz, energia cieplna, energia elektryczna, skład pierwiastkowy, ciepło spalania, wartość opałowa

**Keywords:**

sewage sludge, biogas, heat, electricity, elemental composition, higher heating value (HHV), lower heating value (LHV)



## **Obciążenie środowiska produktami spalania peletów z biomasy roślinnej w kotle górnego spalania**

*Artur Kraszkiewicz<sup>\*</sup>, Małgorzata Stryjecka<sup>\*\*</sup>,  
Natalia Nowosad<sup>\*\*</sup>, Sławomir Kocira<sup>\*</sup>*

*<sup>\*</sup>Uniwersytet Przyrodniczy, Lublin*

*<sup>\*\*</sup>Państwowa Wyższa Szkoła Zawodowa, Chełm*

### **1. Wprowadzenie**

Rozwój odnawialnych źródeł energii stanowi jeden z głównych celów polityki energetycznej Unii Europejskiej. Techniczny potencjał energii odnawialnej w UE wynosi według szacunków 40 000 PJ·rok<sup>-1</sup>, co odpowiada około 60% zużycia energii pierwotnej. Przy czym w strukturze udziału tych źródeł energii w zużyciu energii pierwotnej dominuje biomasa z 51% udziałem (Molo 2016).

Polska ze względu na swoje warunki naturalne ma ogromny potencjał dla produkcji biomasy, która może być pozyskiwana zarówno z lasów, jak również z celowych upraw roślin energetycznych lub jako produkt uboczny z prowadzonej produkcji rolniczej albo przerobu jej produktów. Jednocześnie należy brać pod uwagę zagrożenia środowiskowe wynikające z nadmiernego pozyskania biomasy pochodzenia rolniczego na cele energetyczne. Przykładem może być słoma której spalanie całkowitej produkcji prowadzi do zmniejszenia zawartości substancji organicznej w glebie (Kuboń i in. 2018).

Biomasa roślinna jest surowcem bardzo zróżnicowanym pod względem cech fizycznych i chemicznych a w aspekcie wykorzystania na cele energetyczne charakteryzowana jest najczęściej zawartością wilgoci i części lotnych, wartością opałową oraz zawartością węgla, wodoru,

azotu i siarki. Parametry te zależą od cech fizjologicznych różnych gatunków i odmian roślin, jak również fazy rozwoju, części rośliny, siedliska, terminu i metody zbioru, transportu, przechowywania i innych czynników (Demirbas 2004, Graham i in. 2016, Jenkins i in. 1998, Krzyżaniak i in. 2014, Szyszlak-Bargłowicz i in. 2006, Wang i in. 2011).

Paliwa pochodzenia biomasowego zawierają także pewne ilości substancji mineralnej, która po spaleniu stanowi główną część popiołu. Istotna jest nie tylko ilość popiołu, lecz również jego właściwości, do których należą temperatura spiekania, mięknięcia i topnienia. W biomasie roślinnej z reguły zawartość popiołu nie powinna przekraczać 6% (Demirbas 2004, Kalembasa 2006, Kowalczyk-Juśko 2017, Shao i in. 2012). Skład chemiczny popiołu wpływa na przebieg procesu spalania, wybór technologii, emisję stałych cząstek a po zakończeniu spalania na sposób jego wykorzystania. Ponowne zagospodarowanie popiołu determinowane jest jego właściwościami chemicznymi. Popioły uzyskane ze spalania słomy zawierają stosunkowo mało wapnia, dużo potasu i krzemu, a zatem topią się przy znacznie niższych temperaturach niż popioły z paliwa drzewnego lub węgla kamiennego (Kraszkiewicz i in. 2017, Obernberger i in. 2006, Róg 2011). Przy czym dłuższy okres wegetacji drzew niż innych roślin użytkowanych na cele energetyczne, sprzyja zwiększaniu w nich zawartości metali ciężkich. Metale ciężkie znajdujące się w biomasie podczas procesu spalania ulatniają się lub pozostają w popiele i w konsekwencji przedostają się do środowiska przyrodniczego (Rybak 2006).

Wykorzystanie biomasy na cele energetyczne w Polsce zyskuje na znaczeniu. Jednostki produkcyjne energetyki zawodowej, które wykorzystują biomasę do spalania i współspalania, są zobowiązane stopniowo zwiększać ilość biomasy pochodzącej ze źródeł rolniczych zamiast drewna z lasów. W budownictwie jednorodzinym stosowane są najczęściej indywidualne źródła ciepła (kotły c.o., piece ceramiczne, piece metalowe i kuchenne), przy czym szacunkowa liczba tych urządzeń opalanych głównie węglem kamiennym i drewnem szacowana jest na ponad 17 milionów sztuk. Ta grupa tradycyjnych kotłów i pieców małej mocy charakteryzuje się ręcznym, okresowym dozowaniem paliwa, a tym samym wysoką emisją zanieczyszczeń do atmosfery (Kubica 2007).

Spalanie jest zjawiskiem złożonym. Składa się z wielu zjawisk fizycznych i chemicznych rozkładu cieplnego i spalania paliwa, przebiegających w określonej przestrzeni i czasie. Analiza procesu spalania wymaga znajomości właściwości paliw i ich oddziaływania na jego przebieg (Van

Loo i Koppejan 2008, Villeneuve i in. 2012, Juszczak 2014, Liu i in. 2013, Ozgen i in. 2014). Natomiast rodzaj zanieczyszczeń powstających w procesie spalania biomasy są zależne nie tylko od czynników procesowych ale również od rodzaju spalanej biomasy (Zajac i in. 2017, Koniecznyński i in. 2017). Zastrzega się, że spalanie biomasy, jest procesem neutralnym dla środowiska przez pryzmat emisji CO<sub>2</sub>, jednak w pewnych warunkach spalanie biopaliw w indywidualnych systemach grzewczych, może powodować poważne zagrożenie w skali lokalnej dla środowiska i zdrowia ludzi (Chao et al. 2008, Heykiri-Acma 2003, Li et al. 2015).

Biorąc pod uwagę cechy energetyczne biomasy, podjęto badania, których celem było ilościowe określenie wybranych produktów gazowych i stałych spalania peletów ze słomy pszennej, żytniej i trocin sosenowych. W grupie produktów gazowych określono emisję CO, NO i SO<sub>2</sub>, natomiast w grupie produktów stałych (w popiele) określono zawartość wybranych makro- i mikroelementów oraz metali ciężkich.

## 2. Materiał i metody badań

Badaniom poddano pelety ze słomy pszennej, żytniej i trocin sosenowych. Materiał do badań pozyskano z gospodarstwa rolnego i tartaku zlokalizowanych we wschodniej części województwa lubelskiego. Proces zagęszczania przeprowadzono w granulatorze z matrycą płaską o średnicy otworów 8 mm. Dla otrzymanych biopaliw oznaczono podstawowe właściwości fizyczne i chemiczne, przy czym posługiwano się następującymi metodami:

- wilgoci – metodą wagową według normy PN-EN 18134-3:2015,
- gęstości – obliczono na podstawie średnicy i długości peletów z wylosowanej próby o masie 100 g±1g, posługując się następującym wzorem:

$$\rho_w = \frac{4 \cdot 10^6 \cdot m}{\pi \cdot d^2 \cdot l} \text{ (kg} \cdot \text{m}^{-3}\text{)} \quad (1)$$

gdzie:

- $\rho_w$  – gęstość drewna, brykietów lub peletów (kg·m<sup>-3</sup>),
  - m – masa porcji peletów (g),
  - d – średnia średnica peletów (mm),
  - l – suma długości peletów w porcji paliwa (mm).
- wartości opałowej – obliczając po uprzednim oznaczeniu ciepła spalania według normy PN-EN 18125:2017;
  - popiołu – według normy PN-EN18122:2016.

Wartości średnie otrzymanych wyników (z trzech powtórzeń) charakteryzujących wykorzystane biopaliwa przedstawiono w tabeli 1.

Testy spalania zgromadzonego materiału badawczego przeprowadzono przy użyciu stanowiska badawczego, którego integralnym elementem był kocioł górnego spalania z rusztem stałym, ładowany okresowo. Załadunek paliwa i usuwanie popiołu odbywało się ręcznie. Z komina następował pobór spalin w odległości 1 m od czopucha kotła. Sonda pomiarowa podłączona była do suszarki gazów spalinowych PGD-100 firmy Madur Eljack Electronics, z której spaliny trafiały do analizatora spalin.

**Tabela 1.** Właściwości fizyczne i chemiczne badanych peletów  
**Table 1.** Physical and chemical properties of tested pellets

Parametr	Symbol	Jednostka	Pelety ze słomy pszennej	Pelety ze słomy żytniej	Pelety z trocin sosnowych
Wilgoć całkowita	$W_t^r$	%	10,65	10,55	9,62
Gęstość	–	$\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$	1130	1034	965
Ciepło spalania	$Q_s^a$	$\text{MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$	18,58	18,47	19,00
Wartość opałowa	$Q_i^r$	$\text{MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$	16,32	16,23	16,96
Popiół	$A^a$	%	2,31	3,40	0,98

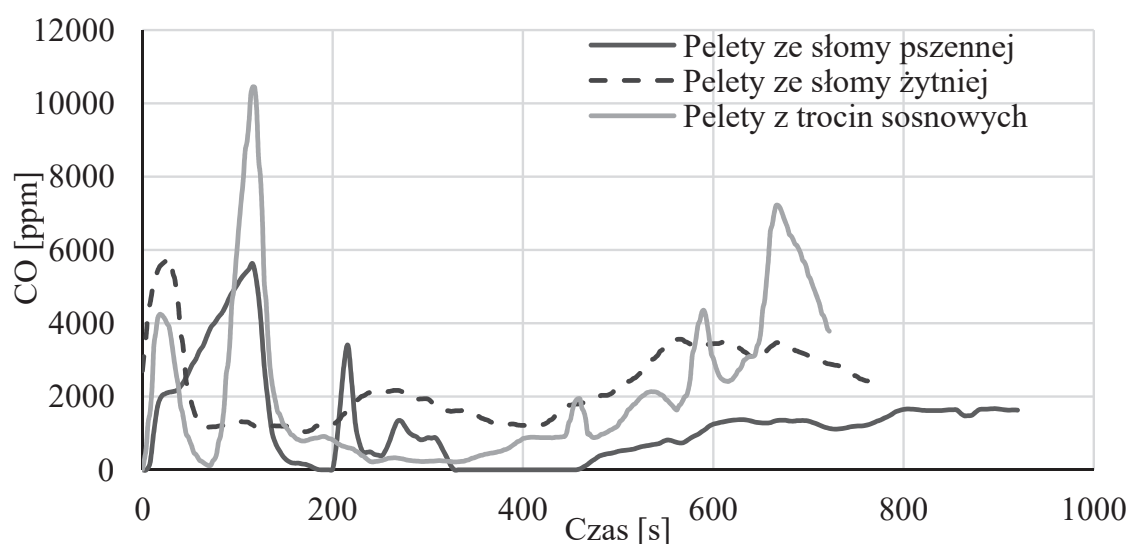
W trakcie testów wykorzystano przenośny analizator spalin Photon tej samej firmy co suszarka gazów. Jest to urządzenie pracujące na bazie sensorów podczerwieni (NDIR) i elektrochemicznych, przy czym pomiar z czujników NDIR dotyczy gazów: CO, NO, SO<sub>2</sub>, a elektrochemicznych – O<sub>2</sub>. Przebieg testów polegał na spalaniu 1 kg wymienionych wcześniej peletów. Przy pomocy wentylatora pod ruszt kierowano strumień powietrza z prędkością 2 m·s<sup>-1</sup>. Pomiary składu gazów spalinowych prowadzono ciągle, tj. od momentu inicjacji (zapłonu) do wygaśnięcia reakcji. Wyniki zapisywane były do bazy danych analizatora co 2 s. Przeciętny czas badania uzależniony był od czasu spalania danego rodzaju biopaliwa. Uzyskane wyniki stężeń CO, NO i SO<sub>2</sub> w spalinach odniesiono do strumienia objętości spalin suchych o zawartości 10% tlenu

i warunków normalnych ( $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ ) w  $0^\circ\text{C}$  i 1013 mbar według wytycznych zawartych w normie PN-EN 303-5:2012.

Popiół do badań laboratoryjnych pobrano z popielnika kotła a następnie wygrzewano w piecu laboratoryjnym w temperaturze  $550^\circ\text{C}$  przez 2 godz. W przygotowanych porcjach aparatem IPC-OES Spectro Arcos określono zawartość wybranych pierwiastków: fosfor, potas, wapń, magnez, żelazo, mangan, miedź, cynk, ołów, nikiel, chrom, rtęć.

### 3. Wyniki badań i dyskusja

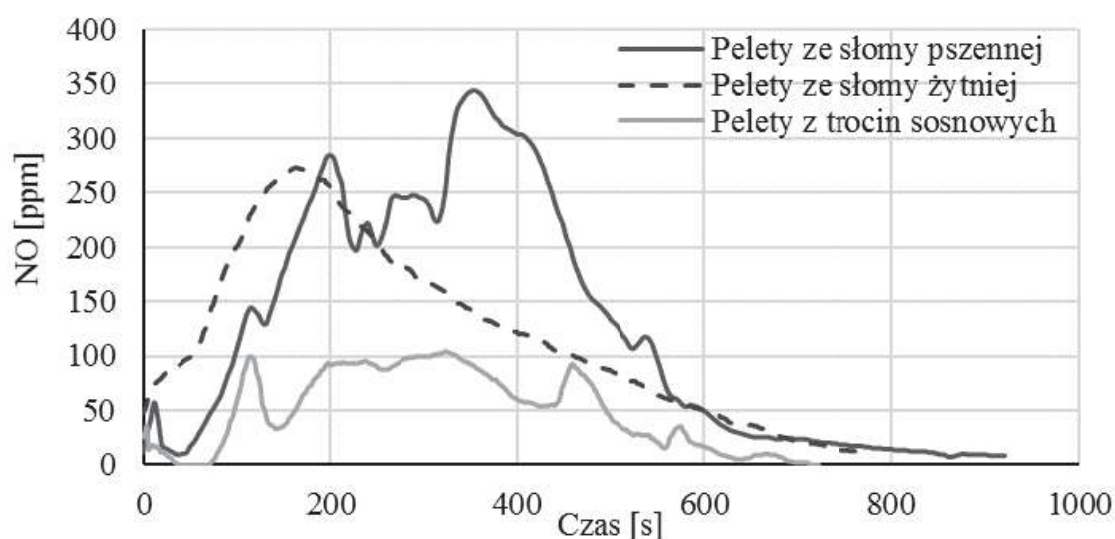
Zarejestrowany podczas badań rozkład w czasie parametrów spalin przedstawiono na rysunkach 1-3.



**Rys. 1.** Zmiany stężenia CO w procesie spalania badanych peletów

**Fig. 1.** Changes of the concentration of CO in the combustion of tested pellets

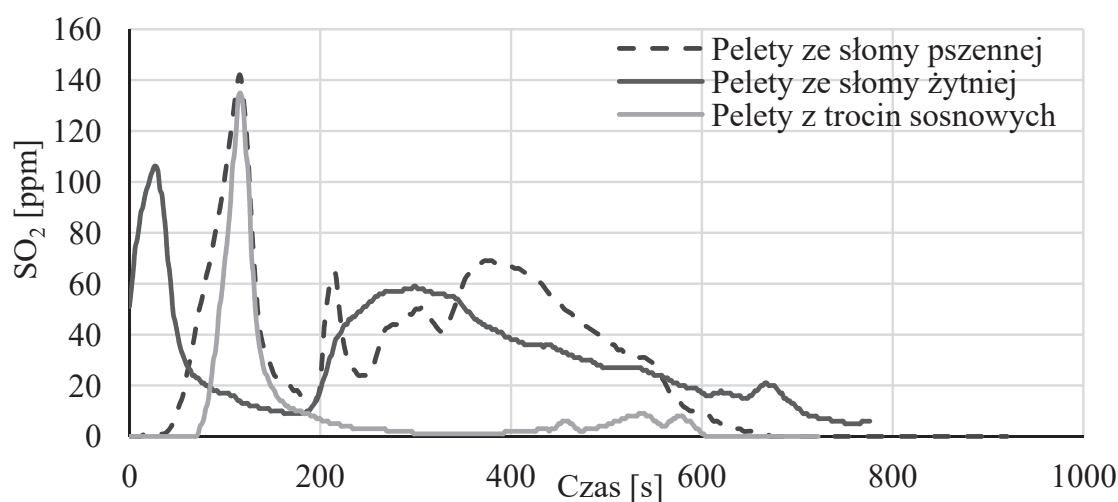
Podczas spalania na ruszcie peletów wykonanych z analizowanych surowców obserwuje się obszary spalania właściwego i dopalania. Wyraźnie widoczna jest zwiększona emisja CO w początkowej fazie procesu spalania (rysunek 1). W miarę rozwoju przebiegu tego procesu i zwiększeniu się propagacji płomienia oraz przyrostu temperatury zaznacza się także większa obecność tlenków azotu szczególnie przy spalania peletów ze słomy (rysunek 2).



**Rys. 2.** Zmiany stężenia NO w procesie spalania badanych peletów

**Fig. 2.** Changes of the concentration of NO in the combustion of tested pellets

Zmiany stężenia  $\text{SO}_2$  w spalinach posiadają zbliżoną tendencję rozkładu do emisji CO z wyraźnie widocznym maksimum w początkowej fazie spalania (rysunek 3). Istotne jest również, że podczas dopalania się pozostałości koksowej z porcji spalanych biopaliw zaobserwowano ponowne zwiększenie się wartości stężenia CO.



**Rys. 3.** Zmiany stężenia  $\text{SO}_2$  w procesie spalania badanych peletów

**Fig. 3.** Changes of the concentration of  $\text{SO}_2$  in the combustion of tested pellets

Charakterystyczne wartości wskaźników emisji CO, NO,  $\text{SO}_2$ , zawartość  $\text{CO}_2$  w spalinach i temperaturę spalin przedstawiono w tabeli 2.

**Tabela 2.** Wskaźniki emisji CO, NO, SO<sub>2</sub>, zawartość CO<sub>2</sub> w spalinach I temperatura spalin podczas spalania peletów ze słomy pszennej, żytniej i trocin sosnowych

**Table 2.** Indicators of CO, NO, SO<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> content in the exhaust gas and the temperature of the exhaust gases during the combustion of pellets from wheat straw, rye and pine sawdust

Rodzaj peletów	Wartości	CO mg·m <sup>-3</sup>	NO mg·m <sup>-3</sup>	SO <sub>2</sub> mg·m <sup>-3</sup>	CO <sub>2</sub> %	Temperatura gazów spalinowych °C
Pelety ze słomy pszennej	min.	0	0	0	0	98,6
	max.	85810	1773	2328	10,94	597
	średnia	7361	167	111	4,32	294
	przy max. CO <sub>2</sub>	1274	253	94	–	312,8
Pelety ze słomy żytniej	min.	0	0	0	0	99
	max.	116617	1778	4697	10,24	536,10
	średnia	11393	282	286	4,77	330,91
	przy max. CO <sub>2</sub>	1345	296	45	–	529,5
Pelety z trocin sosnowych	min.	0	0	0	0	97,6
	max.	81926	1497	4294	10,67	689
	średnia	15025	154	196	5,49	389
	przy max. CO <sub>2</sub>	237	119	2	–	641,7

W toku badań własnych stwierdzono, że podczas spalania rozpatrywanych peletów największe emisje CO osiągnięto podczas początkowej fazy spalania podczas której wskaźniki emisji przekraczały normy spalania. W okresie spalania właściwego, przy największej emisji CO<sub>2</sub>, następowała znaczna redukcja emisji CO przy czym najmniejsza wartość, około 4-krotnie mniejsza w porównaniu do peletów ze słomy zaobserwowano podczas spalania peletów z trocin sosnowych (tabela 2).

Jednocześnie wartości te były porównywalne z danymi prezentowanymi przez innych badaczy (Jewiarz i Kubica 2012, Kordylewski 2008). Pozostałe analizowane składniki gazów spalinowych podczas te-



stów zbliżone były do wartości literaturowych (Jewiarz i Kubica 2012, Kordylewski 2008, Szyszlak-Bargłowicz i in. 2017). Jednak interpretacja otrzymanych wyników dotyczących emisji CO, NO i SO<sub>2</sub> odnosi się do przyjętych kryteriów spalania, którego charakterystyczną cechą było wykorzystanie rusztowego systemu spalania z zapłonem paliwa od dołu i dystrybucją powietrza pod ruszt. Tym samym analiza porównawcza otrzymanych wyników klasyfikowanych w poszczególnych testach spalania jest utrudniona, ponieważ dostępne w literaturze dane związane z emisją CO, NO oraz SO<sub>2</sub>, często dotyczą innych konstrukcji urządzeń grzewczych, a podawane wartości to średnie dla całego procesu spalania, które nie uwzględniają podziału na poszczególne etapy spalania. Według Kordylewskiego (2008) za Juszczakiem (2002) podczas spalania drewna z palenisk jest emitowany tlenek węgla, typowo w zakresie 100-1000 mg·m<sup>-3</sup>, ale w niekorzystnych warunkach spalania jego udział w spalinach może osiągnąć nawet kilka procent. Natomiast emisja NO<sub>x</sub>, w której 95% stanowią NO, przy spalaniu drewna zawiera się w przedziale od 170 do 920 mg·m<sup>-3</sup>, a ze względu na znikomą zawartość siarki w drewnie brak jest emisji SO<sub>2</sub>. Natomiast Jewiarz i Kubica (2012) dla słomy żytniej, pszennej i rzepakowej podają wskaźniki emisji CO, NO<sub>x</sub> i SO<sub>2</sub> przy 10% zawartości O<sub>2</sub> w spalinach, które odpowiednio zawierają się w przedziałach 1281,7-4283,6; 166,6-206,6; 87,7-109,7 mg·m<sup>-3</sup>. Przy czym w badaniach Temmermana i in. (2011) analizowane jest m.in. spalanie drewna dla którego wskaźniki emisji CO, NO i SO<sub>2</sub> przy 13% zawartości O<sub>2</sub> w spalinach wynoszą odpowiednio 189,98; 144,09 i 14,06 mg·m<sup>-3</sup>. Natomiast standardy dotyczące kotłów i palenisk małej mocy do spalania paliw stałych zapisane w normie PN-EN 303-5:2012 dla kotłów o mocy nominalnej do 50 kW na paliwa stałe z ręcznym zasypem paliwa wskazują na możliwość maksymalnej, dopuszczalnej emisji CO do wartości 5000 mg·m<sup>-3</sup> przy 10% zawartości O<sub>2</sub> w spalinach.

Wybrane pierwiastki oznaczone w popiele, przedstawiono w tabeli 3. W porównaniu do peletów ze słomy w popiele powstałym przy spalaniu peletów z trocin sosnowych zaobserwowano mniejsze wartości dla wszystkich analizowanych pierwiastków. Zawartość makro- i mikroelementów w popiołach z analizowanych biopaliw była porównywalna z danymi literaturowymi (Jewiarz i Kubica 2012, Kalembasa 2006). W aspekcie obciążenia środowiska przyrodniczego popiołami ze spalania biopaliw ważna jest zawartość w nim metali ciężkich.

**Tabela 3.** Skład chemiczny popiołu ze spalania badanych peletów**Table 3.** Chemical composition of ash from the combustion of tested pellets

Wyszczególnienie		Jednostka	Pelety ze słomy pszennej	Pelety ze słomy żytniej	Pelety z trocin sosnowych
Makroelementy	P	$\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ popiołu	17,9	10,7	10,9
		$\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. peletu	1,00	0,37	0,11
	K	$\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ popiołu	227,8	194,8	164,3
		$\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. peletu	12,81	6,70	1,62
	Ca	$\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ popiołu	72,7	64,1	3,9
		$\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. peletu	4,09	2,21	0,04
Mg	$\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ popiołu	5,8	6,1	9,6	
	$\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. peletu	0,33	0,21	0,09	
Mikroelementy	Mn	$\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ popiołu	1,2	1,2	1,3
		$\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. peletu	0,04	0,04	0,01
	Fe	$\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ popiołu	3,5	3,2	2,1
		$\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. peletu	0,12	0,11	0,02
Metale ciężkie	Cu	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ popiołu	34,2	30,7	27,1
		$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. peletu	1,17	1,06	0,27
	Zn	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ popiołu	267,7	277,8	193,0
		$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. peletu	9,14	9,55	1,90
	Pb	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ popiołu	4,4	3,85	2,87
		$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. peletu	0,15	0,13	0,03
	Cd	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ popiołu	0,3	0,14	0,05
		$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. peletu	0,01	0,005	0,0004
	Ni	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ popiołu	1,4	1,24	0,73
		$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. peletu	0,05	0,04	0,01
	Cr	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ popiołu	5,7	5,21	4,12
		$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. peletu	0,19	0,18	0,04
Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ popiołu	0,67	0,24	0,00	
	$\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. peletu	0,02	0,01	0,00	

Brak wyników badań dotyczących zawartości tych związków w glebie uniemożliwia wnioskowanie co do przyczyny nagromadzenia tych pierwiastków w rozpatrywanych peletach. Stopień potencjalnego zagrożenia środowiska wg Kabaty-Pendias i Pendiasa (1979) oraz Ociepy-Kubickiej i Ociepy (2012) przedstawia się następująco: miedź, cynk, ołów, kadm i rtęć powodują bardzo wysokie zagrożenie. Toksyczność tych pierwiastków zależy nie tylko od ich poziomu stężenia w środowisku, lecz przede wszystkim od ich biochemicznej roli jaką spełniają w procesach metabolicznych. Zawartość metali ciężkich w biomase jest bardzo zróżnicowana. Według Grzybek (2004) w drewnie drzew iglastych zawartość analizowanych metali ciężkich przedstawia się następująco: kadm 0,26; chrom 4,50; miedź 3,45; rtęć 0,05; nikiel 4,23; ołów 2,38; cynk  $37,6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  s.m. Przy czym w drewnie wierzby energetycznej (konkurencyjnego surowca) zawartość tych pierwiastków wynosi odpowiednio: kadmu 0,61; chromu 0,58; miedzi 3,22; rtęci 0,05; niklu 0,26; ołowiu 0,10; cynku  $67,7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  s.m. Natomiast Kalembasa (2006) w swoich badaniach podaje, że w popiele z biomasy wierzby krzewiastej znajdowało się: ołowiu 0,17; kadmu 0,06; chromu 0,06; miedzi 0,65; cynku 13,42 i niklu  $0,47 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ .

W badanych peletach zawartość metali ciężkich była mniejsza niż w zakresach podawanych dla innej biomasy (Grzybek 2004, Kalembasa 2006). W tym zakresie spełnione są również wymagania odpowiednich standardów jakościowych dla peletów z biomasy zielnej i drzewnej zapisanych odpowiednio w normach PN-EN 17225-6:2014 i PN-EN 17225-2:2014.

Zawartość metali ciężkich w paliwie jest istotna z punktu widzenia ochrony środowiska, trwałości kotłów oraz możliwości wykorzystania odpadów paleniskowych, bowiem popioły można zagospodarować, rozpraszając je na powierzchni gruntu, w celu nawożenia, ulepszania lub rekultywacji gleby (Kabala i in. 2010). Według Hermanna i Harasimowicz-Hermann (2005) skład chemiczny popiołu pochodzącego z biomasy, zwłaszcza mała zawartość w nim metali ciężkich, nie jest przeciwwskazaniem do zagospodarowania go jako nawóz.

## 4. Podsumowanie

Na obciążenie środowiska gazowymi produktami spalania wyraźny wpływ ma technologia spalania i warunki spalania. W warunkach badań własnych zaobserwowano znacznie zróżnicowaną emisję CO, NO i SO<sub>2</sub>. Okresowe spalanie porcji peletów z biomasy roślinnej na ruszcie z zapłonem od dołu i podawaniem powietrza pod ruszt powoduje znaczną emisję CO do atmosfery w początkowej fazie spalania oraz w końcowej podczas dopalania pozostałości koksowej. Jedynie, głównie dla peletów z biomasy drzewnej, przez krótki czas spalania emisja CO była na poziomie akceptowalnym, określonym przez stosowne standardy. Wykorzystanie peletów w takich urządzeniach grzewczych sprawia, że spalanie odbywa się ze znacznie mniejszą efektywnością energetyczną i ekologiczną. Przy wykorzystaniu tego typu biopaliw, charakteryzujących się przeciętną temperaturą spalania mniejszą od 800°C, istotna jest również emisja NO do atmosfery, która poprzez zależność od zawartości azotu w paliwie mniej jest związana z taką konstrukcją paleniska. Wybór do spalania biopaliw o jak najmniejszej zawartości azotu powinien przyczynić się do zmniejszenia emisji NO, która staje się kolejnym kryterium dopuszczającym urządzenia grzewcze do obrotu. Wielu badaczy zwraca uwagę na możliwą emisję pyłów i wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych podczas spalania biomasy. Stąd też celowym byłoby wykonanie takich analiz w odniesieniu do kotłów małej mocy górnego spalania i z automatycznym podawaniem paliwa, uwzględniając różnice pomiędzy rodzajami wykorzystanych do spalania surowców.

Stały produkt spalania w postaci popiołu ze słomy, ze względu na większą obecność potasu niż w drewnie, może powodować dodatkowo problemy z dystrybucją powietrza przez spieki tworzące się na ruszcie. Skutkuje to pogorszeniem spalania i większą emisją do atmosfery. Pomimo zróżnicowanego składu chemicznego analizowane popioły pod kątem obciążenia środowiska makro-, mikroelementami i metalami ciężkimi nie wykazują tendencji do przekroczenia wartości granicznych określonych odpowiednimi normami. Niewielka zawartość metali ciężkich w analizowanych peletach świadczy o jego ekologicznych właściwościach w aspekcie energetycznego wykorzystania, pod względem tego kryterium niestwarzając przeciwwskazań przy wprowadzeniu do środowiska jako nawozu.

*Praca powstała przy współudziale Laboratorium Badań Środowiskowych Centrum Studiów Inżynierskich Państwowej Wyższej Szkoły Zawodowej w Chełmie, które sfinansowano w ramach projektu "Laboratorium badań środowiskowych CSI PWSZ w Chemie", ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach Programu Operacyjnego Rozwój Polski Wschodniej 2007-2013.*

## Literatura

- Chao, C.Y.H., Kwong, P.C.W., Wang, J.H., Cheung, C.W., Kendall, G. (2008). Co-firing coal with rice husk and bamboo and the impact on particulate matters and associated PAHs emission, *Biores. Technol.*, 99, 83-93.
- Demirbas, A. (2004). Combustion characteristics of different biomass fuels. *Prog. Energy Combust Sci.*, 30(2), 219-230.
- Graham, S., Ogunfayo, I., Hall, M.R., Snape, C., Quick, W., Weatherstone, S., Eastwick, C. (2016). Changes in mechanical properties of wood pellets during artificial degradation in a laboratory environment. *Fuel Processing Technology*, 148, 395-402.
- Grzybek, A. (2004). Biomasa jako źródło energii. W: *Wierzba energetyczna – uprawa i technologie przetwarzania* (red. A. Grzybek). Bytom, Wyd. WSEiA, 10-19.
- Hermann, J., Harasimowicz-Hermann, G. (2005). Przydatność popiołów ze spalania biomasy do stosowania w rolnictwie i rekultywacji gruntów. *Zeszyty Problemowe Postępu Nauk Rolniczych*, 506, 189-196.
- Heykiri-Acma, H. (2003). Combustion characteristic of different biomass materials, *Energy Convers. Mgmt*, 44, 155-162.
- Jenkins, B.M., Baxter, L.L., Miles Jr., T.R., Miles, T.R. (1998). Combustion properties of biomass. *Fuel Processing Technology*, 54, 17-46.
- Jewiarz, M., Kubica, K. (2012). Technologie spalania słomy. W: *Słoma - wykorzystanie w energetyce cieplnej* (red. A. Grzybek). Falenty, ITP.
- Juszczak, M. (2002). Ecological burning waste wood. Industrial research limit of carbon monoxide and nitrogen oxide. Poznań, Wyd. Pol. Poznańskiej.
- Juszczak, M. (2014). Concentration of carbon monoxide and nitrogen oxides from a 25 kW boiler supplied periodically. *Chem. Process Eng.*, 35(2), 163-172.
- Kabala, C., Karczewska, A., Kozak, M. (2010). Przydatność roślin energetycznych do rekultywacji i zagospodarowania gleb zdegradowanych. *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu. Rolnictwo*, 96, 97-117.
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H. (1979). Pierwiastki śladowe w środowisku geologicznym. Warszawa, Wyd. Geologiczne.

- Kalembasa, D. (2006). Ilość i skład chemiczny popiołu z biomasy roślin energetycznych. *Acta Agrophysica*, 7(4), 909-914.
- Koniecznyński, J., Komosiński, B., Cieślik, E., Konieczny T., Mathews, B., Rachwał, T., Rzońca, G. (2017). Research into properties of dust from domestic central heating boiler fired with coal and solid biofuels. *Archives of Environmental Protection*, 43(2), 20-27.
- Kordylewski, W. (2008). Spalanie i paliwa. Wrocław, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej.
- Kowalczyk-Juśko, A. (2017). The Influence of the Ash from the Biomass on the Power Boiler Pollution. *J. Ecol. Eng.*, 18(6), 200-204.
- Kraszkiewicz, A., Kachel-Jakubowska, M., Niedziółka, I. (2017). The chemical composition of ash from the plant biomass in terms of indicators to assess slagging and pollution of surface heating equipment. *Fresenius Environ. Bull.*, 26(11), 6383-6389.
- Krzyżaniak, M., Stolarski, M.J., Szczukowski, S., Tworkowski, J. (2014). Thermophysical and chemical properties of biomass obtained from willow coppice cultivated in one- and three-year rotation cycles. *J. Elem.*, 1, 161-175.
- Kubica, K. (2007). Energetyczne wykorzystanie biomasy – uwarunkowania techniczno-technologiczne. *Biuletyn Ekologiczny*, 3(163), 3-7.
- Kubica, K., Kubica, R., Mokrosz, W., Szlęk, A. (2012). Założenia do standaryzacji parametrów jakościowych słomy i technologii spalania w kotłach rusztowych. W: *Słoma – wykorzystanie w energetyce cieplnej*. (red. Grzybek A.). Falenty, ITP.
- Kuboń, M., Kocira, S., Kocira, A., Leszczyńska, D. (2018). Use of Straw as Energy Source in View of Organic Matter Balance in Family Farms. K. Mudryk and S. Werle (eds.), *Renewable Energy Sources: Engineering, Technology, Innovation, Springer Proceedings in Energy*, [https://doi.org/10.1007/978-3-319-72371-6\\_53](https://doi.org/10.1007/978-3-319-72371-6_53).
- Li, J., Paul, M.C., Younger, P. L., Watson, I., Hossain, M., Welch, S. (2015). Characterization of biomass combustion at high temperatures based on an upgraded single particle model. *Applied Energy*, 156, 749-755.
- Liu, H., Chaney, J., Li, J., Sun, Ch. (2013). Control of NO<sub>x</sub> emissions of a domestic/small-scale biomass pellet boiler by air staging. *Fuel*, 103, 792-798.
- Molo, B. (2016). Polityka Unii Europejskiej a rozwój odnawialnych źródeł energii w Niemczech. *Rocznik Integracji Europejskiej*, 10, 121-142.
- Obernberger, I., Brunner, T., Bärnthaler, G. (2006). Chemical properties of solid biofuels – significance and impact. *Biomass Bioenergy*, 30, 973-982.
- Ociepa-Kubicka, A., Ociepa, E. (2012). Toksyczne oddziaływanie metali ciężkich na rośliny, zwierzęta i ludzi. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 15(2), 169-180.

- Ozgen, S., Caserini, S., Galante, S., Giugliano, M., Angelino, E., Marongiu, A., Morreale, C. (2014). Emission factors from small scale appliances burning wood and pellets. *Atmospheric Environment*, 94, 144-153.
- PN-EN 17225-2:2014 Biopaliwa stałe – Specyfikacje paliw i klasy. Pelety drzewne do zastosowań nieprzemysłowych.
- PN-EN 17225-6:2014 Biopaliwa stałe – Specyfikacje paliw i klasy. Pelety niedrzewne do zastosowań nieprzemysłowych.
- PN-EN 18125:2017 Biopaliwa stałe – Oznaczanie wartości opałowej.
- PN-EN 18134-3:2015 Biopaliwa stałe – Oznaczanie zawartości wilgoci – Metoda suszarkowa – Część 3: Wilgoć w próbce do analizy ogólnej.
- PN-EN 303-5:2012 Kotły grzewcze – Część 5: Kotły grzewcze na paliwa stałe z ręcznym i automatycznym zasypem paliwa o mocy nominalnej do 500 kW – Terminologia, wymagania, badania i oznakowanie.
- PN-EN 18122:2016 Biopaliwa stałe – Oznaczanie zawartości popiołu.
- Róg, L. (2011). Wpływ czynników, wynikających z jakości paliwa, na proces spalania w kotłach energetycznych. dostęp 27.04.2016 r.: <http://www.nettg.pl/news/19093/wplyw-czynnikow-wynikajacych-z-jakosci-paliwa-na-proces-spalania-w-kotlach-energetycznych>.
- Rybak, W. (2006). Spalanie i współspalanie biopaliw stałych. Wrocław, Wyd. Politechniki Wrocławskiej.
- Shao, Y., Wang, J., Preto, F., Zhu, J., Xu, Ch. (2012). Ash Deposition in Biomass Combustion or Co-Firing for Power/Heat Generation. *Energies*, 5, 5171-5189.
- Szyszlak-Bargłowicz, J., Piekarski, W., i Krzaczek, P. (2006). Spalanie słomy jednym z kierunków jej wykorzystania. *Energetyka. Zeszyt tematyczny IX*, 53-57.
- Szyszlak-Bargłowicz, J., Zając, G., Słowik, T. (2017). Badanie emisji wybranych zanieczyszczeń gazowych podczas spalania peletów z agro biomasy w kotle małej mocy. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 19, 715-730.
- Temmerman, M., Mignon, Ch., Pieret N. (2011). Influence of increasing shares of miscanthus on physical and mechanical properties of pellets produced in an industrial softwood pellets plant. In: *Proceedings of V International Scientific Symposium Farm machinery and process management in sustainable agriculture*. Lublin, Poland, 151-166.
- Van Loo, S., Koppejan, J. (2007). Handbook of biomass combustion and co-firing. *IEA Bioenergy Task*, 32, 266-272.
- Villeneuve, J., Palacios, J.H., Savoie, P., Godbout, S. (2012). A critical review of emission standards and regulations regarding biomass combustion in small scale units (<3 MW). *Bioresour Technol.*, 111, 1-11.
- Wang, Z.J., Pei, D. (2011). Physical properties of pellets made from sorghum stalk, corn stover, wheat straw, and big bluestem. *Industrial Crops and Products*, 33, 325-332.

Zajac, G., Szyszlak-Barglowicz, J., Slowik, T., Wasilewski, J., Kuranc, A. (2017). Emission characteristics of biomass combustion in a domestic heating boiler fed with wood and Virginia Mallow pellets. *Fresenius Environmental Bulletin*, 26(7), 4663-4670.

## **Burden for the Environment by the Products of Pellets from Plant Biomass Incineration in Low-Power Heating Devices**

### **Abstract**

Biomass combustion is treated as a neutral process for the environment through the prism of CO<sub>2</sub> emissions. However, under certain conditions, the burning of biofuels in individual heating systems can result in a serious local threat to the environment and human health.

Considering energetic features of biomass, research was undertaken to quantify selected gas products and solid combustion of wheat, rye, and sawdust straw pellets. In the group of gaseous products the emission of CO, NO and SO<sub>2</sub> was determined, whereas in the group of solid products (in ash) the value of selected macro- and microelements as well as heavy metals was determined.

In the test conditions, significantly differentiated emissions of CO, NO and SO<sub>2</sub> were observed. The combustion technology and combustion conditions have a significant effect on the CO and SO<sub>2</sub> load. Periodic combustion of a portion of plant biomass pellets on the grate with ignition from below and air supply under the grate causes a significant emission of CO to the atmosphere in the initial combustion phase and in the final coke residue after burning. Only, mainly for wood biomass pellets, CO emission for a short time was at an acceptable level, determined by appropriate standards. The use of pellets in such heating devices brings with it a small ecological effect and makes burning much less effective. Using this type of biofuels, characterized by average combustion temperature less than 800°C, also important is the emission of NO to the atmosphere, which through the dependence on the nitrogen content in the fuel is less related to the construction of the furnace. Choosing to burn biofuels with the lowest nitrogen content should contribute to the reduction of NO emissions, which becomes another criterion for allowing heating devices to be marketed. Many researchers point to the possible emission of dust and polycyclic aromatic hydrocarbons during biomass burning. Therefore, it would be advisable to carry out such analyzes with regard to low-power upper combustion boilers and with automatic fuel delivery, taking into account the differences between the types of raw materials used for combustion.



The solid combustion product in the form of straw ash, due to the greater presence of potassium than in wood, can cause additional problems with the distribution of air by the sinters forming on the grid. This results in reduced combustion and increased emissions to the atmosphere. Despite the varied chemical composition, the ashes analyzed in terms of the macro, micronutrient and heavy metals load do not tend to exceed the limits set by the relevant standards. The low content of heavy metals in the analyzed pellets shows its ecological properties in terms of its energy use, without causing contraindications when introducing solid combustion products to the environment as a fertilizer.

### Streszczenie

Spalanie biomasy, jest traktowane jako proces neutralny dla środowiska przez pryzmat emisji CO<sub>2</sub>. Jednak w pewnych warunkach spalanie biopaliw w indywidualnych systemach grzewczych, może powodować poważne zagrożenie w skali lokalnej dla środowiska i zdrowia ludzi.

Biorąc pod uwagę cechy energetyczne biomasy, podjęto badania, których celem było ilościowe określenie wybranych produktów gazowych i stałych spalania peletów ze słomy pszennej, żytniej i trocin sosnowych. W grupie produktów gazowych określono emisję CO, NO i SO<sub>2</sub>, natomiast w grupie produktów stałych (w popiele) określono zawartość wybranych makro- i mikroelementów oraz metali ciężkich.

W warunkach badań zaobserwowano znacznie zróżnicowaną emisję CO, NO i SO<sub>2</sub>. Na obciążenie środowiska CO i SO<sub>2</sub> wyraźny wpływ ma technologia spalania i warunki spalania. Okresowe spalanie porcji peletów z biomasy roślinnej na ruszcie z zapłonem od dołu i podawaniem powietrza pod ruszt powoduje znaczną emisję CO do atmosfery w początkowej fazie spalania oraz w końcowej podczas dopalania pozostałości koksowej. Jedynie, głównie dla peletów z biomasy drzewnej, przez krótki czas spalania emisja CO była na poziomie akceptowalnym, określonym przez stosowne standardy. Wykorzystanie peletów w takich urządzeniach grzewczych niesie ze sobą niewielki efekt ekologiczny oraz sprawia że spalanie odbywa się ze znacznie mniejszą efektywnością. Przy wykorzystaniu tego typu biopaliw, charakteryzujących się przeciętną temperaturą spalania mniejszą od 800°C, istotna jest również emisja NO do atmosfery, która poprzez zależność od zawartości azotu w paliwie mniej jest związana z konstrukcją paleniska. Wybór do spalania biopaliw o jak najmniejszej zawartości azotu powinien przyczynić się do zmniejszenia emisji NO, która staje się kolejnym kryterium dopuszczającym urządzenia grzewcze do obrotu. Wielu badaczy zwraca uwagę na możliwą emisję pyłów i wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych podczas spalania biomasy. Stąd też celowym byłoby wykonanie takich analiz w odniesieniu do kotłów małej mocy górnego

spalania i z automatycznym podawaniem paliwa, uwzględniając różnice pomiędzy rodzajami wykorzystanych do spalania surowców.

Stały produkt spalania w postaci popiołu ze słomy, ze względu na większą obecność potasu niż w drewnie, może powodować dodatkowo problemy z dystrybucją powietrza przez spieki tworzące się na ruszcie. Skutkuje to pogorszeniem spalania i większą emisją do atmosfery. Pomimo zróżnicowanego składu chemicznego analizowane popioły pod kątem obciążenia środowiska makro, mikroelementami i metalami ciężkimi nie wykazują tendencji do przekroczenia wartości granicznych określonych odpowiednimi normami. Niewielka zawartość metali ciężkich w analizowanych peletach świadczy o jego ekologicznych właściwościach w aspekcie jego energetycznego wykorzystania, nie powodując przeciwwskazań przy wprowadzeniu do środowiska stałych produktów spalania jako nawozu.

**Słowa kluczowe:**

spalanie biomasy, emisja, metale ciężkie

**Keywords:**

biomass combustion, emission, heavy metals



## **Wpływ biostymulatora Asahi SL na aktywność fotosyntetyczną wybranych odmian *Phaseolus vulgaris* L.**

*Władysław Michałek<sup>\*</sup>, Anna Kocira<sup>\*\*</sup>, Pavol Findura<sup>\*\*\*</sup>,  
Agnieszka Szparaga<sup>\*\*\*\*</sup>, Sławomir Kocira<sup>\*</sup>*  
*<sup>\*</sup>Uniwersytet Przyrodniczy, Lublin*  
*<sup>\*\*</sup>Państwowa Wyższa Szkoła Zawodowa, Chełm*  
*<sup>\*\*\*</sup>Słowacki Uniwersytet Rolniczy, Nitra-Chrenová*  
*<sup>\*\*\*\*</sup>Politechnika Koszalińska*

### **1. Wstęp**

Fotosynteza należy do podstawowych procesów fizjologicznych rośliny, o bardzo złożonych uwarunkowaniach wewnętrznych i zewnętrznych. Fluorescencja chlorofilu (FC) zastępuje w znacznej części konwencjonalne pomiary intensywności fotosyntezy. FC jest wysoce czułą próbą reakcji fotosyntetycznych roślin, są to pomiary całkowicie nieinwazyjne, pozwalające badać fotosyntezę *in vivo*, szczególnie przydatne w sytuacjach oddziaływania na rośliny różnorodnych czynników środowiskowych (Bolhar-Nordenkampf i in. 1989, Guidi i in. 1997).

W uprawie roślin często występują czynniki stresogenne wpływające na ograniczenie intensywności procesu fotosyntezy, co w efekcie powoduje spadek wielkości i jakości plonu roślin (Bolhar-Nordenkampf i in. 1989, Guidi i in. 1997, Borowski & Blamowski 2009, Szczepanek i in. 2017a-c). W takich przypadkach uzasadnione jest stosowanie biostymulatorów definiowanych jako substancje lub/i mikroorganizmy, jak również ich mieszaniny, których stosowanie w uprawach roślin ma na celu zwiększenie ich efektywności odżywienia, tolerancji na warunki stresowe, poprawy wielkości i jakości uzyskiwanych płodów rolnych,

przy jednoczesnym braku negatywnego oddziaływania na środowisko naturalne (Ochmian i Grajkowski 2007, Przybysz i in. 2014, Du Jardin 2015, Kocira i in. 2015a, Kocira i in. 2015b, Kocira i in. 2017a, Sosnowski i in. 2017, Kocira i in. 2018a-c, Sosnowski i in. 2018). Biostymulatory wpływają również na efektywność metabolizmu roślin, stymulując syntezę naturalnych hormonów, czasami zwiększając ich aktywność. Poprawiają efektywność fotosyntezy, ułatwiają pobieranie i transport wody oraz składników pokarmowych, jak również zwiększają zawartość składników wpływających na jakość płodów rolnych, jak zawartość białka, cukru, czy właściwości antyoksydacyjne (Basak 2008, Rathore i in. 2009, Aydin i in. 2012, El-Nemr i in. 2012, Kocira i in. 2015a, Kocira i in. 2015b, Kocira i in. 2016, Kocira i in. 2017a, Kocira i in. 2017b).

Asahi SL jest biostymulatorem, który występuje również pod nazwami Atonik i Chaloperone. W jego skład wchodzi związek fenolowy, naturalnie występujący w roślinach, będący składowym każdej żywej komórki roślinnej. Szybki okres rozkładu (okres półtrwania 1-7 godzin) niweluje niebezpieczeństwo obecności pozostałości tego biostymulatora zarówno w produktach rolniczych, jak i w środowisku. Wielu autorów potwierdziło korzystny wpływ Asahi SL na wzrost roślin oraz wielkość i jakość ich plonu (Djanaguiraman i in. 2005, Gulluoglu i in. 2006, Ochmian i Grajkowski 2007, Budzyński i in. 2008, Černý i in. 2008, Borowski i Blamowski 2009, Haroun i in. 2011, Przybysz i in. 2014, Kocira i in. 2015c, Kocira i in. 2017a). Wykazano, że stosowanie tego biostymulatora jest celowe przy wystąpieniu warunków stresowych dla roślin (Gulluoglu i in. 2006, Harasimowicz-Herman i Borowska 2006, Haroun i in. 2011). Jednakże stymulujące działanie tego preparatu może być uzależnione nie tylko od gatunku rośliny, ale również od odmiany. W związku z powyższym w prezentowanej pracy analizowano wpływ biostymulatora Asahi SL na efektywność aparatu fotosyntetycznego fasoli zwykłej *Phaseolus vulgaris* L. odmian Aura i Toska.

## 2. Materiał i metody badań

Badanie zostało przeprowadzone w 2013 i 2014 roku w Perespie (50°66'N; 23°63'E), Polska. Doświadczenie polowe przeprowadzono na glebie należącej do podtypu rędziny brunatne, charakteryzującej się odczynem zasadowym (pH w 1 M KCl – 7,4-7,5), zaliczanej do kompleksu

pszennego dobrego, klasy bonitacyjnej IIIa. Zasobność gleby w przyswajalne składniki pokarmowe była następująca: fosfor – średnia (12,6-14,2 mg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> w 100 g gleby), potas – średnia (15,3-17,1 mg K<sub>2</sub>O w 100 g gleby), magnez – średnia (6,2-6,8 mg Mg w 100 g gleby).

Doświadczenie zostało założone w oparciu o układ randomizowanych bloków, w 4 powtórzeniach z elementarną eksperymentalną powierzchnią 4,5 m<sup>2</sup> (1,35×3,33 m). Badania przeprowadzono na dwóch odmianach fasoli (powszechnie uprawianych w Polsce i wykorzystywanych w przetwórstwie spożywczym, Aura o białej okrywie nasiennej i Toska o czerwonej okrywie nasiennej). Nasiona fasoli odmiany Aura i Toska wysiewano w pierwszej dekadzie maja na głębokości 3-4 cm, stosując rozstaw międzyrzędzi 45 cm w celu osiągnięcia obsady 30 roślin na 1 m<sup>2</sup>. W okresie wegetacji zastosowano preparat Asahi SL (biostymulator, w którego skład wchodzi trzy związki fenolowe paranitrofenolan sodu (0,3%), orto-nitrofenolan sodu (0,2%) i 5-nitrogwajakolan sodu (0,1%) rozpuszczone w wodzie) w czterech kombinacjach tj. w formie jednokrotnego oprysku roślin 0,1% lub 0,3% roztworem biostymulatora w fazie 2-3 liści właściwych (BBCH 12-13) oraz w formie dwukrotnego oprysku roślin 0,1% lub 0,3% roztworem biostymulatora w fazie 2-3 liści właściwych (BBCH 12-13) i na początku kwitnienia roślin (BBCH 61), a otrzymane wyniki porównywano z kombinacją kontrolną, w której do opryskiwania roślin zastosowano wodę. Oprysk wykonano opryskiwaczem plecakowym akumulatorowym firmy Garland model FUM 12 B przy stałym ciśnieniu 0,30 MPa, zużywając 300 l cieczy roboczej na 1 ha. Nasiona fasoli odmiany Aura zbierano w pierwszej dekadzie sierpnia a odmiany Toska w drugiej dekadzie sierpnia. Uprawa fasoli przebiegała z zachowaniem dobrych praktyk rolniczych. Agrofagi nie przekraczały progów szkodliwości i z tego względu nie stosowano pestycydów, a w przypadku roślin niepożądanych zastosowano ręczne odchwaszczanie plantacji. Średnią temperaturę i opady atmosferyczne występujące w okresie wegetacji fasoli przedstawiono w tabeli 1.

**Tabela 1.** Temperatura (T) i opady atmosferyczne w okresie wegetacji fasoli w latach 2013 i 2014

**Table 1.** Temperature (T) and atmospheric precipitation during the growing season of beans in 2013 and 2014

Miesiąc	Rok				Średnia z lat 2002-2013	
	2013		2014		T (°C)	Opady (mm)
	T (°C) (min/max)	Opady (mm)	T (°C) (min/max)	Opady (mm)		
Kwiecień	9,4 (-6,0/22,7)	36,5	8,2 (-1,7/24,3)	30,1	8,5	41,2
Maj	13,7 (0,5/27,7)	208,3	12,7 (1,5/24,9)	108,6	12,7	63,4
Czerwiec	16,1 (6,7/28,9)	67,1	17,4 (6,6/30,5)	14,1	17,7	68,6
Lipiec	20,3 (10,0/31,0)	104,2	19,6 (8,4/33,4)	59,2	18,9	79,1
Sierpień	18,2 (6,3/34,0)	115,4	21,6 (5,6/35,5)	23,4	19,4	71,8
Średnia/Suma	15,4	531,5	15,9	235,4	15,4	324,1

W sezonie wegetacyjnym roślin przeprowadzono dwa pomiary fotosyntetycznej aktywności liści fasoli. W tym celu pobrano liście z sześciu roślin z każdego poletka: pomiar I – 7 dni po pierwszym zastosowaniu biostymulatora; II pomiar – 7 dni po drugim zastosowaniu biostymulatora. W przypadku jednokrotnego oprysku drugi pomiar przeprowadzono w drugim terminie w takiej samej fazie rozwoju rośliny jak w przypadku pomiaru wykonanego na roślinach dwukrotnie opryskiwanych. Aktywność fotosyntetyczną roślin określono przez pomiar indukcji fluorescencji chlorofilu przy pomocy fluorymetru PAM-2000 firmy Walz GmbH, Effeltrich, Germany. Oznaczono następujące parametry w stanie adaptacji ciemniowej:  $F_0$  – fluorescencja minimalna,  $F_m$  – fluorescencja maksymalna,  $F_v/F_m$  – maksymalna sprawność fotosystemu PS II. Natomiast w stanie adaptacji do światła zmierzono:  $F_0$  – fluorescencja minimalna na świetle,  $F_m$  – fluorescencja maksymalna na świetle,  $\Delta F/F_m$  – efektywna wydajność fotosystemu PS II oraz współczynnik fotochemicznego (qP) i niefotochemicznego (qN) wygaszania fluorescencji. Wszystkie pomiary wykonano w czasie wegetacji na wykształconych liściach w 6 powtórzeniach. Wykonując pomiary używano klipu 2030-B i stosowano emisję światła 650 nm oraz standardowe natężenie  $0,15 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$  PAR. Podczas pomiaru w stanie adaptacji ciemniowej liście były zacieniane przez 15 minut przy użyciu urządzenia zaciemniającego dark leaf clip'. Wyniki dotyczące parametrów fotosyntezy z czterech powtórzeń dla każdej kombinacji poddano analizie

statystycznej. Przeprowadzono Test Shapiro-Wilka dla oceny normalności rozkładu danych. Wyniki analizowano stosując jednoczynnikową analizę wariancji, ANOVA. Istotność różnic między ocenianymi wartościami średnimi oszacowano za pomocą przedziałów ufności testu Tukey'a na poziomie istotności  $p < 0,05$ . Analizę statystyczną przeprowadzono za pomocą Statistica 12 (StatSoft, Inc.).

### 3. Wyniki i dyskusja

Wyniki uzyskane z przeprowadzonych badań wskazują na wielokierunkowy wpływ biostymulatora Asahi SL na aktywność fotosyntetyczną roślin doświadczalnych, o czym świadczą niższe wartości niektórych parametrów indukcji fluorescencji chlorofilu (FC) w porównaniu z serią kontrolną (tabele 2-4). W przypadku odmiany Aura stwierdzono obniżenie fotochemicznego współczynnika wygaszania fluorescencji qP. Natomiast u odmiany Toska niekorzystne zmiany wartości wystąpiły przy pomiarze  $\Delta F/F_m$ , qP i qN. Zmniejszenie w tych warunkach wartości parametrów indukcji fluorescencji chlorofilu świadczy między innymi o obniżeniu sprawności reakcji pierwotnych fotosyntezy.

**Tabela 2.** Parametry fluorescencji chlorofilu w liściach fasoli zwykłej odmiany Aura traktowanej biostymulatorem Asahi SL

**Table 2.** Parameters of chlorophyll fluorescence in bean leaves of Aura cultivar treated with Asahi SL biostimulant

Data pomiaru	Wariant badania	F <sub>0</sub>		F <sub>m</sub>		F <sub>v</sub> /F <sub>m</sub>		ΔF/F <sub>m</sub>	
		2013	2014	2013	2014	2013	2014	2013	2014
I P	JO 0,1%	0,202b	0,212b	0,945abc	0,946ab	0,639bc	0,643b	0,525c	0,541c
	DO 0,1%	0,238c	0,220b	0,999c	1,006b	0,685d	0,689b	0,592d	0,572c
	JO 0,3%	0,193b	0,203b	0,920ab	0,882a	0,629b	0,634b	0,358a	0,435b
	DO 0,3%	0,213bc	0,204b	0,975bc	0,925ab	0,670cd	0,666b	0,408b	0,411ab
	K	0,166a	0,166a	0,883a	0,864a	0,597a	0,546a	0,381ab	0,392a
II P	JO 0,1%	0,200b	0,210b	0,923ab	0,945ab	0,634b	0,642b	0,458c	0,537c
	DO 0,1%	0,204b	0,216b	0,924ab	1,000b	0,667b	0,688b	0,410ab	0,571c
	JO 0,3%	0,200b	0,203b	0,881a	0,881a	0,632b	0,634b	0,435bc	0,435b
	DO 0,3%	0,217b	0,205b	0,991b	0,922ab	0,689b	0,667b	0,571d	0,407ab
	K	0,168a	0,165a	0,859a	0,863a	0,550a	0,544a	0,398a	0,391a

I P – I pomiar; II P – II pomiar

Oznaczenia: K – kontrola; JO – jednokrotny oprysk; DO – dwukrotny oprysk

**Tabela 3.** Parametry fluorescencji chlorofilu w liściach fasoli zwykłej odmiany Aura traktowanej biostymulatorem Asahi SL**Table 3.** Parameters of chlorophyll fluorescence in bean leaves of the Aura cultivar treated with Asahi SL biostimulant

Data pomiaru	Wariant badania	F <sub>0</sub> '		F <sub>m</sub> '		qP		qN	
		2013	2014	2013	2014	2013	2014	2013	2014
I P	JO 0,1%	0,154a	0,171ab	0,686a	0,673a	0,524a	0,551ab	0,117ab	0,121b
	DO 0,1%	0,181b	0,186b	0,700ab	0,693ab	0,549ab	0,561ab	0,095a	0,097a
	JO 0,3%	0,177b	0,166ab	0,780b	0,734ab	0,582b	0,528a	0,138b	0,128b
	DO 0,3%	0,186b	0,168ab	0,867c	0,812c	0,667c	0,592b	0,125ab	0,124b
	K	0,155a	0,155a	0,705ab	0,750bc	0,623c	0,600b	0,106a	0,105a
II P	JO 0,1%	0,159a	0,168ab	0,613a	0,671a	0,498a	0,550ab	0,162c	0,115b
	DO 0,1%	0,167ab	0,185b	0,804c	0,691ab	0,591c	0,558ab	0,137b	0,099a
	JO 0,3%	0,172b	0,168ab	0,730b	0,729ab	0,525ab	0,525a	0,127b	0,128c
	DO 0,3%	0,186c	0,166ab	0,692b	0,811c	0,660bc	0,589b	0,103a	0,113bc
	K	0,157a	0,152a	0,752bc	0,748bc	0,601c	0,597b	0,115a	0,112a

I P – I pomiar; II P – II pomiar

Oznaczenia: K – kontrola; JO – jednokrotny oprysk; DO – dwukrotny oprysk

Analizując wielkości opisujące fotochemiczną wydajność fotosystemu II ( $F_v/F_m$ ), stwierdzono, że oscylowały one od 0,544 do 0,689 u odmiany Aura (tabela 2) i od 0,601 do 0,659 u odmiany Toska (tabela 4). Przy czym najkorzystniejszą wartość tego parametru stwierdzono u odmiany Aura przy dwukrotnym opryskiwaniu roślin niższym stężeniem biostymulatora (I pomiar w 2014 r.) i przy dwukrotnym traktowaniu roślin wyższym stężeniem (II pomiar w 2013 r.) – zwiększenie odpowiednio o 26 i 25% w porównaniu z kontrolą. Natomiast u odmiany Toska najwyższą wartość  $F_v/F_m$  stwierdzono także przy dwukrotnej aplikacji biostymulatora w stężeniu 0,3% (I pomiar w 2014 r.). W porównaniu z obiektem kontrolnym wartości te były wyższe o 8%. Ta korzystna tendencja wystąpiła u obu odmian fasoli w poszczególnych latach badań (tabela 2 i 4).



**Tabela 4.** Parametry fluorescencji chlorofilu w liściach fasoli zwykłej odmiany Toska traktowanej biostymulatorem Asahi SL

**Table 4.** Parameters of chlorophyll fluorescence in bean leaves of the Toska cultivar treated with Asahi SL biostimulant

Data pomiaru	Wariant badania	F <sub>0</sub>		F <sub>m</sub>		F <sub>v</sub> /F <sub>m</sub>		ΔF/F <sub>m</sub> '	
		2013	2014	2013	2014	2013	2014	2013	2014
I P	JO 0,1%	0,194a	0,197a	0,961bc	0,959b	0,612a	0,619a	0,382a	0,361a
	DO 0,1%	0,228c	0,203ab	0,992c	0,873a	0,658b	0,626ab	0,396ab	0,369a
	JO 0,3%	0,208ab	0,199ab	0,923ab	0,944ab	0,618a	0,620a	0,455c	0,460b
	DO 0,3%	0,227bc	0,221b	0,995c	0,954ab	0,680b	0,659b	0,484c	0,517c
	K	0,213abc	0,218ab	0,893a	0,898ab	0,601a	0,610a	0,418b	0,432b
II P	JO 0,1%	0,198a	0,198a	0,954b	0,956b	0,618a	0,619a	0,355a	0,357a
	DO 0,1%	0,200a	0,202a	0,857a	0,871a	0,621a	0,625ab	0,371a	0,367a
	JO 0,3%	0,201a	0,199a	0,855a	0,945ab	0,639ab	0,622a	0,448b	0,460b
	DO 0,3%	0,222b	0,218a	0,951b	0,954ab	0,658b	0,659b	0,517c	0,516c
	K	0,213ab	0,214a	0,895ab	0,898ab	0,609a	0,610a	0,431b	0,430b

I P – I pomiar; II P – II pomiar

Oznaczenia: K – kontrola; JO – jednokrotny oprysk; DO – dwukrotny oprysk

Ponadto zaobserwowano, że fasola traktowana roztworem Asahi SL charakteryzowała się większą sprawnością fotosyntetyczną, o czym świadczy wzrost rzeczywistej wydajności fotochemicznej związanej z efektywnością transportu elektronów ( $\Delta F/F_m'$ ). Jednakże nie we wszystkich kombinacjach stwierdzono wzrost tego parametru w porównaniu z kontrolą. Największą jego wartość wykazano u odmiany Aura przy dwukrotnym opryskaniu roślin 0,1% roztworem biostymulatora w 2013 r. przy pierwszym pomiarze parametru (wzrost o 55% w porównaniu z kontrolą). Dla odmiany Toska wartość tego wskaźnika była największa przy podwójnym opryskiwaniu roślin wyższym stężeniem Asahi SL, zarówno przy II pomiarze w 2013 r., jak i przy obu pomiarach w następnym roku badań (wzrosło 20% w porównaniu z kontrolą).

Analizując wartości współczynnika fotochemicznego (qP) i niefotochemicznego (qN) wygaszania fluorescencji chlorofilu zaobserwowano, że zmiany jego wartości zależały zarówno od stosowanej dawki, jak i od liczby aplikacji biostymulatora. Na uwagę zasługuje fakt, że w przypadku odmiany Toska najkorzystniejszą wartość współczynnika qP stwierdzono po wykonaniu zabiegu podwójnego opryskiwania roślin 0,1% roztworem

Asahi SL (I pomiar w 2013 r.). Wtedy wartość qP była najwyższa (wzrost o 21% w porównaniu z kontrolą), czyli niecykliczny transport elektronów przebiegał w tych warunkach najsprawniej (tabela 5).

**Tabela 5.** Parametry fluorescencji chlorofilu w liściach fasoli zwykłej odmiany Toska traktowanej biostymulatorem Asahi SL

**Table 5.** Parameters of chlorophyll fluorescence in bean leaves of the Toska cultivar treated with Asahi SL biostimulant

Data pomiaru	Wariant badania	F <sub>0</sub> '		F <sub>m</sub> '		qP		qN	
		2013	2014	2013	2014	2013	2014	2013	2014
I P	JO 0,1%	0,184a	0,158a	0,794cd	0,703b	0,602c	0,608c	0,103a	0,106a
	DO 0,1%	0,192a	0,185b	0,815d	0,798d	0,627c	0,591c	0,141b	0,139c
	JO 0,3%	0,178a	0,179b	0,668b	0,689b	0,456a	0,451a	0,157b	0,163d
	DO 0,3%	0,199a	0,189b	0,765c	0,744c	0,523b	0,535b	0,126ab	0,117ab
	K	0,188a	0,180b	0,573a	0,568a	0,518b	0,515b	0,131ab	0,128bc
II P	JO 0,1%	0,157a	0,158a	0,696b	0,695b	0,506b	0,503c	0,112a	0,107a
	DO 0,1%	0,185bc	0,185b	0,798d	0,795d	0,591b	0,589c	0,139d	0,136c
	JO 0,3%	0,156a	0,180b	0,610a	0,690b	0,487a	0,451a	0,122bc	0,132d
	DO 0,3%	0,187c	0,187b	0,745c	0,743c	0,529a	0,535b	0,115ab	0,116ab
	K	0,175b	0,179b	0,566a	0,565a	0,515a	0,513b	0,128c	0,127bc

I P – I pomiar; II P – II pomiar

Oznaczenia: K – kontrola; JO – jednokrotny oprysk; DO – dwukrotny oprysk

Dla odmiany Aura najkorzystniejszą wartość współczynnika qP odnotowano po wykonaniu zabiegu podwójnego opryskiwania roślin 0,3% roztworem Asahi SL (tabela 3). Wartość qP była najwyższa, co świadczy o tym, że niecykliczny transport elektronów przebiegał w tych warunkach najsprawniej. U odmiany Toska największa wartość współczynnika fotochemicznego (qP) wygaszania fluorescencji chlorofilu wystąpiła po dwukrotnym stosowaniu biostymulatora w stężeniu 0,1%.

Stosowanie biostymulatorów korzystnie wpływa na wzrost i aktywność metaboliczną roślin. Wielu autorów potwierdziło, że opryskiwanie roślin Asahi SL pozytywnie wpłynęło na wzrost roślin poprzez zwiększenie wysokości (Górnik i Grzesik 2005, Bąblewski i Dębicz 2006, Biesiada i in. 2009), a dolistne stosowanie tego biostymulatora pozytywnie wpłynęło na aktywność fotosyntetyczną w liściach ogórka i ziemniaka (Mikos-Bielak i Michałek 1999). Wrochna i in. (2008) wykazali, że stoso-

wanie Asahi SL na rośliny *Amaranthus* poddane warunkom stresowym (zasolenie podłoża) miały podwyższoną sprawność aparatu fotosyntetycznego przez zwiększenie zawartości chlorofilu oraz wyższe ( $F_v/F_o$ ), ( $F_o/F_m$ ) i  $qP$ , a aktywność enzymów systemu antyoksydacyjnego zwiększoną w znacznym stopniu niż poziom anionorodnika ponadtlenkowego. Zwiększoną efektywność fotosyntezy zaobserwowali również Sadak i in. (2015) po traktowaniu roślin *Vicia faba* biostymulatorem opartym na aminokwasach (Amino Total), uprawianych w warunkach zasolenia podłoża. Zastosowanie biostymulatora opartego na wolnych aminokwasach i ekstrakcie z *Ascophyllum nodosum* (Fylloton) na rośliny *Dracocephalum moldavica* pozytywnie wpłynęło na efektywność aparatu fotosyntetycznego i zawartość chlorofilu w liściach (Kocira i in. 2015b).

W przeprowadzonych badaniach z fasolą podjęto próbę oceny wydajności aparatu fotosyntetycznego przez pomiar niektórych parametrów fluorescencji chlorofilu ( $F_v/F_m$ ,  $\Delta F/F_m'$ ,  $qP$  i  $qN$ ) po dolistnej aplikacji Asahi SL. Jak podaje Misra i in. (2012) dzięki analizie fluorescencji chlorofilu otrzymujemy między innymi informacje o zmianach współczynników sprawności przebiegu reakcji fotochemicznych w badanych roślinach. Wyniki uzyskane z pomiarów wybranych parametrów FC badanych dwóch odmian fasoli wyraźnie wskazują, że odmiana Aura cechowała się lepszą wydajnością fotosyntetyczną jak odmiana Toska. Ponadto stwierdzono, że u obu tych odmian po zastosowaniu zróżnicowanych dawek biostymulatora kondycja liści, jak i całych roślin była lepsza niż w kontroli. Dzięki temu, że fotochemiczna wydajność fotosystemu II ( $F_v/F_m$ ) oraz rzeczywista wydajność fotochemiczna ( $\Delta F/F_m'$ ) była wyższa w porównaniu z roślinami nie traktowanymi Asahi SL. Jak podaje Krause i in. (1990) iloraz  $F_v/F_m$  jest wskaźnikiem określającym skuteczność wykorzystania światła przez roślinę i określa maksymalną fotochemiczną wydajność PSII. Natomiast Krause i Weis (1984) stwierdzili, że wartość parametru  $\Delta F/F_m'$  pod wpływem niekorzystnych warunków do wzrostu i rozwoju roślin uległa zmniejszeniu. Podobną tendencję zaobserwowano w przeprowadzonym eksperymencie.

Analizując z kolei kształtowanie się wartości wskaźników  $qP$  i  $qN$  stwierdzono, że korzystniejsze były dla odmiany Aura w odniesieniu do odmiany Toska. Zatem stosunek liczby fotonów zaabsorbowanych przez PS II do liczby fotonów zużytych przez otwarte centra w reakcjach fotosyntezy był lepszy u odmiany Aura.

Natomiast wyższe wartości parametru  $q_N$ , które wystąpiły u odmiany Toska informują o występowaniu zakłóceń w cyklu Calvina, które związane są ze zmniejszonym zużyciem ATP w fazie ciemnej. Tego typu zmiany u odmiany Aura wystąpiły w mniejszym nasileniu. Uzyskane wyniki znajdują potwierdzenie w badaniach prowadzonych przez Maxwella i Johnsona (2000) oraz Sawicką i Michałka (2008), które dotyczyły sprawności aparatu fotosyntetycznego roślin rosnących w zróżnicowanych warunkach środowiskowych.

#### 4. Wnioski

1. W warunkach przeprowadzonych badań odmiana Aura charakteryzowała się lepszą sprawnością aparatu fotosyntetycznego. Świadczą o tym między innymi wartości współczynnika fotochemicznego wygaszania fluorescencji chlorofilu ( $q_P$ ).
2. Badania wykazały także, że tendencja wzrostowa współczynnika  $q_N$  u odmiany Aura nie wystąpiła tylko po dwukrotnej aplikacji biostymulatora na rośliny fasoli. Identyczną tendencję stwierdzono u odmiany Toska po dwukrotnym opryskiwaniu roślin 0,1% roztworem Asahi SL.
3. W przeprowadzonym doświadczeniu stwierdzono większy wzrost wartości wskaźnika wygaszania niefotochemicznego u roślin odmiany Toska w porównaniu z odmianą Aura.
4. Aktywność fotosyntetyczna testowanych odmian fasoli zwykłej była uwarunkowana nie tylko aplikacją biostymulatora, opartego na związkach fenolowych, ale zależała także od zróżnicowanych warunków pogodowych, panujących w poszczególnych latach prowadzenia eksperymentu.

#### Literatura

- Aydin, A., Kant, C., Turan, M. (2012). Humic acid application alleviates salinity stress of bean (*Phaseolus vulgaris* L.) plants decreasing membrane leakage. *African Journal of Agricultural Research*, 7, 1073-1086.
- Bąblewski, P., & Dębicz, R. (2006). The effect of Asahi SL preparation on growth and quality of seedlings *Torenia fournieri* Linden and *Fuchsia hybrida*. *Zeszyty Naukowe UP we Wrocławiu*, 546, 37-41.
- Basak, A. (2008). Biostimulators. Definitions, classification and legislation. In: H. Gawrońska (ed.), *Monographs series: Biostimulators in modern agriculture, General Aspects. Wieś Jutra*, Warszawa, 7-17.

- Biesiada, A., Kędra, K., Jezierska-Domaradzka, A., Biernat, A. (2009). The effect of transplant production method and application of Asahi SL on growth and development of *Belamcanda chinensis*(L.) DC. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 539, 57-63.
- Bolhar-Nordenkamp, H.R., Long, S.P., Baker, N.R., Oquist, G., Schreiber, U. (1989). Chlorophyll fluorescence as a probe of the photosynthetic competence of leaves in the field: a review of current instrumentation. *Functional Ecology*, 3, 497-514.
- Borowski, E., & Blamowski, Z.K. (2009). The effects of triacontanol 'TRIA' and Asahi SL on the development and metabolic activity of sweet basil (*Ocimum basilicum* L.) plants treated with chilling. *Folia Horticulturae* 21 (1), 39-48. doi: 10.2478/fhort-2013-0124.
- Budzyński, W., Dubis, B., Jankowski, A. (2008). Response of winter oilseed rape to the biostimulator Asahi SL applied in spring. In: Z.T. Dąbrowski (ed.), *Monographs series: Biostimulators in modern agriculture, Field Crops. Wieś Jutra, Warszawa*, 47-55.
- Černý, I., Pačuta V., Kovár, M. (2008). Yield and quality of chicory (*Cichorium intybus* L.) in dependence on variety and foliar application of Atonik and Polybor 150. *Journal of Central Europe Agriculture* 9 (3), 425-30.
- Djanaguiraman, M., Sheeba, J.A., Devi, D.D., Bangarusamy, U. (2005). Response of cotton to Atonik and TIBA for growth, enzymes and yield. *Journal of Biological Sciences* 5, 158-162. doi:10.3923/jbs.2005.158.162.
- Du Jardin P. (2015). Plant biostimulants: Definition, concept, main categories and regulation. *Scientia Horticulturae*, 196, 3-14.
- El-Nemr, M.A., El-Desuki, M., El-Bassiony, A.M., Fawzy, Z.F. (2012). Response of growth and yield of cucumber plants (*Cucumis sativus* L.) to different foliar applications of humic acid and biostimulators. *Australian Journal of Basic and Applied Sciences*, 6, 630-637.
- Górnik, K., & Grzesik, M. (2005). China aster plant growth, seed yield and quality as influenced by Asahi SL treatment. *Folia Horticulturae*, 17(2), 119-127.
- Guidi, L., Nali, C., Ciompi, S., Lorenzini, G., Soldatini, G.F. (1997). The use of chlorophyll fluorescence and leaf gas exchange as methods for studying the different responses to ozone of two bean cultivars. *Journal of Experimental Botany*, 48, 173-179.
- Gulluoglu, L., Arioglu, H., Arslan, M. (2006). Effects of some plant growth regulators and nutrient complexes on above-ground biomass and seed yield of soybean grown under heat-stressed environment. *Journal of Agronomy*, 5, 126-130. doi: 10.3923/ja.2006.126.130.

- Harasimowicz-Herman, G., & Borowska, M. (2006). Efekty działania biostymulatora Asahi SL w uprawie rzepaku ozimego w zależności od warunków pluwiotermicznych. *Rośliny Oleiste*, 1, 95-106.
- Haroun, S.A., Shukry, W.M., Abbas, M.A., Mowafy, A.M. (2011). Growth and physiological responses of *Solanum lycopersicum* to Atonik and benzyl adenine under vernalized conditions. *Journal of Ecology and the Natural Environment* 3(9), 319-331.
- Kocira, S., Kocira, A., Szmigielski, M., Piecak, A., Sagan, A. Malaga-Toboła, U. (2015a). Effects of an amino acids-containing biostimulator on common bean crop. *Przem. Chem.* 94(10), 1732-1736. doi: 10.15199/62.2015.10.16.
- Kocira, S., Sujak, A., Kocira, A., Wójtowicz, A. Oniszczyk, A. (2015b). Effect of Fylloton application on photosynthetic activity of Moldavian dragon-head (*Dracocephalum moldavica* L.). In: B. Huyghebaert, E. Lorencowicz, J. Uziak (eds.), *Farm Machinery and Processes Management in Sustainable Agriculture. 7th International Scientific Symposium, 25-27 November, 2015, Gembloux, Belgium, Agriculture and Agricultural Science Procedia* 7, 108-112. doi: 10.1016/j.aaspro.2015.12.002.
- Kocira, A., Kocira, S., Stryjecka, M. (2015c). Effect of Asahi SL application on common bean yield. In: Huyghebaert B., E. Lorencowicz & Uziak J., eds. *Farm Machinery and Processes Management in Sustainable Agriculture. 7th International Scientific Symposium, 25-27 November, 2015, Gembloux, Belgium, Agriculture and Agricultural Science Procedia* 7, 103-107.
- Kocira, A., Kocira, S., Świeca, M., Złotek, U., Jakubczyk, A., Kapela, K. (2017a). Effect of foliar application of a nitrophenolate-based biostimulant on the yield and quality of two bean cultivars. *Scientia Horticulturae* 214, 76-82. doi: 10.1016/j.scienta.2016.11.021.
- Kocira, S., Kocira, A., Kornas, R., Koszel, M., Szmigielskim M., Krajewska, M., Szparaga, A., Krzysiak, Z. (2017b). Effect of seaweed extract on yield and protein content of two common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) cultivars. *Legume Research* doi: 10.18805/LR-383.
- Kocira, S., Szparaga A., Kocira, A., Czerwińska, E., Depo, K., Erlichowska, B., Deszcz, E. (2018a) Effect of applying a biostimulant containing seaweed and amino acids on the content of fiber fractions in three soybean cultivars. *Legume Research*. doi: 10.18805/LR-412.
- Kocira, S., Szparaga, A., Kocira, A., Czerwińska, E., Wójtowicz, A., Bronowicka-Mielniczuk, U., Koszel, M., Findura, P. (2018b). Modeling biometric traits, yield and nutritional and antioxidant properties of seeds of three soybean cultivars through the application of biostimulant containing seaweed and amino acids. *Frontiers in Plant Sciences*, 9:388. doi: 10.3389/fpls.2018.00388.

- Kocira, A., Świeca, M., Kocira, S., Złotek, U., Jakubczyk A. (2018c). Enhancement of yield, nutritional and nutraceutical properties of two common bean cultivars following the application of seaweed extract (*Ecklonia maxima*). *Saudi Journal of Biological Sciences*, 25, 563-571. doi:10.1016/j.sjbs.2016.01.039.
- Krause, G.H., & Weis, E. (1984). Chlorophyll fluorescence as a tool in plant physiology. *Photosynthesis Research*, 5, 139-157.
- Krause, G.H., Somersalo, S., Zumbusch, E., Weyers, B., Laasch, H. (1990). On the mechanism of photoinhibition in chloroplasts. Relationship between changes in fluorescence and activity of photosystem II. *Journal of Plant Physiology*, 136, 472-479.
- Maxwell, K., & Johnson, G.N. (2000). Chlorophyll fluorescence – a practical guide. *Journal of Experimental Botany*, 5, 659-668.
- Mikos-Bielak, M., & Michałek, W. (1999). Zmiany zawartości barwników asymilacyjnych i aktywności fotosyntetycznej liści ogórków i ziemniaków traktowanych Atonikiem. *VIII Ogólnopolski Zjazd Naukowy Hodowców Roślin Ogrodniczych. Hodowla Roślin Ogrodniczych u progu XXI wieku. Lublin*, 23-25.
- Misra, A.N., Misra, M., Singh, R. (2012). Chlorophyll Fluorescence in Plant Biology. In: A.N. Misra (ed.), *Biophysics*, 171-192.
- Ochmian, I., & Grajkowski, J. (2007). Influence of three biostimulants on yielding and fruit quality of three primocane raspberry cultivars, *Acta Scientiarum Polonorum, Hortorum Cultus*, 6(2), 29-36.
- Przybysz, A., H. Gawronska, Gajc-Wolska, J. (2014). Biological mode of action of a nitrophenolates-based biostimulant: Case study. *Frontiers in Plant Science*, 5, 1-15. doi:10.3389/fpls.2014.00713.
- Rathore, S.S., Chaudhary, D.R., Boricha, G.N., Ghosh, A., Bhatt, B.P., Zodape, S.T., Patolia, J.S. (2009). Effect of seaweed extract on the growth, yield and nutrient uptake of soybean (*Glycine max*) under rainfed conditions. *South African Journal of Botany*, 75(2), 351-355.
- Sadak, M.S.H., Abdelhamid, M.T., Schmidhalter, U. (2015). Effect of foliar application of aminoacids on plant yield and some physiological parameters in bean plants irrigated with seawater. *Acta Biologica Colombiana*, 20(1), 141-152. doi:10.15446/abc.v20n1.42865.
- Sawicka, B., & Michałek, W. (2008). Photosynthetic activity of *Helianthus tuberosus* L. depending on a soil and mineral fertilization. *Polish Journal of Soil Science*, 41(2), 209-222.
- Sosnowski, J., Jankowski, K., Malinowska, E., Truba, M. (2017). The effect of *Ecklonia maxima* extract on *Medicago x varia* T. Martyn biomass. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 17(3), 770-780.

- Sosnowski, J., Jankowski, K., Truba, M., Malinowska, E. (2018). Morphophysiological and biochemical effects of plant growth regulators on *Medicago varia* T. Martyn. *Applied Ecology and Environmental Research*, 16(3):2403-2414. doi: 10.15666/aeer/1603\_24032414.
- Szczepanek, M., Wszelaczyńska, E., Pobereźny, J., Ochmian, I. (2017a). Response of onion (*Allium cepa* L.) to the method of seaweed biostimulant application. *Acta Sci. Pol. Hortorum Cultus*, 16(2), 113-122.
- Szczepanek, M., Siwik-Ziomek, A., Wilczewski, E. (2017b). Effect of biostimulant on accumulation of Mg in winter oilseed rape under different mineral fertilization rates. *J Elementol.*, 22(4), 1375-1385. doi: 10.5601/jelem.2017.22.1.1317.
- Szczepanek, M., Wilczewski, E., Pobereźny, J., Wszelaczyńska, E., Ochmian, I. (2017c). Carrot root size distribution in response to biostimulant application. *Acta Agr. Scand. B-S P*, 67(4), 334-339. doi: 10.1080/09064710.2017.1278783.
- Wrochna, M., Łata, B., Borkowska, B., Gawrońska, H. (2008). Effect of Asahi SL biostimulator on ornamental amaranth (*Amaranthus spp.*) plants exposed to salinity in growing medium. In: Ł. Łukaszewska (ed.), *Monographs series: Biostimulators in modern agriculture, Ornamental and special plants. Wieś Jutra, Warszawa*, 15-32.

## **The Influence of Biostimulant Asahi SL on the Photosynthetic Activity of Selected Cultivars of *Phaseolus vulgaris* L.**

### **Abstract**

In cultivation of plants, stress factors often occur, which affect the limitation of the intensity of the photosynthesis process, which in turn may cause a decrease in the size and quality of the plant yield. In such cases, it is justified to use biostimulants to improve the size and quality of the obtained crops, with no negative impact on the natural environment. Therefore, the presented work analyzed the effect of the Asahi SL biostimulant on the efficiency of the photosynthetic apparatus of *Phaseolus vulgaris* L. bean. Field research was carried out in 2013 and 2014, for two varieties of beans commonly grown in Poland and processed by the food industry, Aura – white seeds and Toska – red seeds. In the growing seasons two measurements of photosynthetic activity of the bean plant leaves (leaves from six plants from each plot) were carried out: measurement I – the week after the first use of the biostimulant; II measurement – a week after the second application of the biostimulator. In the case of a single



spray, the second measurement was carried out at the second stage of the plant's development. In the studies with beans, an attempt was made to assess the performance of the photosynthetic apparatus by measuring some parameters of chlorophyll fluorescence after the foliar application of the Asahi SL biostimulant. The photosynthetic activity of plants was determined by measuring the fluorescence induction of chlorophyll using a fluorimeter. The following parameters were marked in the darkroom adaptation state:  $F_v / F_m$  – maximum efficiency of the PS II phototype. Whereas, in the state of light adaptation, the following measurements were measured:  $\Delta F / F_m$ , – effective performance of the PS II photosystem, photochemical qP and non-chemical qN quenching of fluorescence. The results obtained from the field experiments indicate the multidirectional effect of the Asahi SL biostimulant on the photosynthetic activity of experimental plants, as evidenced by the lower values of some parameters of chlorophyll fluorescence (FC) induction as compared to the control series. In addition, it was observed that beans treated with Asahi SL solution were characterized by greater photosynthetic efficiency, as evidenced by the increase in real photochemical efficiency related to the efficiency of electron transport ( $\Delta F / F_m$ ). However, not all the combinations showed an increase in this parameter compared to the control.

In the conditions of the tests, it was found that the Aura cultivar was characterized by a better efficiency of the photosynthetic apparatus. This is evidenced, among others, by the photochemical coefficient of quenching of chlorophyll fluorescence (qP). In addition, the studies also showed that the upward trend in the qura coefficient of the Aura cultivar did not occur only after the biostimulant application for bean plants was applied twice. The identical trend was found in the Toska cultivar after spraying the plants with 0.1% Asahi SL solution twice. In the conducted experiment, a higher increase in the non-chemical quenching index was observed in Toska cultivars in comparison with the Aura cultivar.

## Streszczenie

W uprawie roślin często występują czynniki stresogenne, które wpływają na ograniczenie intensywności procesu fotosyntezy, co z kolei może powodować spadek wielkości i jakości plonu roślin. W takich przypadkach uzasadnione staje się stosowanie biostymulatorów w celu poprawy wielkości i jakości uzyskiwanych płodów rolnych, przy jednoczesnym braku negatywnego oddziaływania na środowisko naturalne. W związku z powyższym w prezentowanej pracy analizowano wpływ biostymulatora Asahi SL na efektywność aparatu fotosyntetycznego fasoli zwykłej *Phaseolus vulgaris* L. Badania polowe zostały przeprowadzone w 2013 i 2014 roku, na dwóch odmianach fasoli, powszechnie

uprawianych w Polsce i przetwarzanych przez przemysł spożywczy. Odmiana Aura – posiada białe nasiona a Toska – czerwone. W sezonach wegetacji przeprowadzono dwa pomiary fotosyntetycznej aktywności liści rośliny fasoli (liście z sześciu roślin z każdego poletka): pomiar I – tydzień po pierwszym zastosowaniu biostymulatora; II pomiar – tydzień po drugim zastosowaniu biostymulatora. W przypadku pojedynczego opryskiwania drugi pomiar przeprowadzono w drugim terminie na odpowiednim etapie rozwoju rośliny. W przeprowadzonych badaniach z fasolą podjęto próbę oceny wydajności aparatu fotosyntetycznego przez pomiar niektórych parametrów fluorescencji chlorofilu po dolistnej aplikacji biostymulatora Asahi SL. Aktywność fotosyntetyczną roślin określono przez pomiar indukcji fluorescencji chlorofilu przy pomocy fluorymetru. Oznaczono następujące parametry w stanie adaptacji ciemniowej:  $F_v/F_m$  – maksymalna sprawność fotosystemu PS II. Natomiast w stanie adaptacji do światła zmierzono:  $\Delta F/F_m$  – efektywna wydajność fotosystemu PS II, współczynnik fotochemicznego qP oraz niefotochemicznego qN wygaszania fluorescencji. Wyniki uzyskane z przeprowadzonych doświadczeń polowych wskazują na wielokierunkowy wpływ biostymulatora Atonik na aktywność fotosyntetyczną roślin doświadczalnych, o czym świadczą niższe wartości niektórych parametrów indukcji fluorescencji chlorofilu (FC) w porównaniu z serią kontrolną. Ponadto zaobserwowano, że fasola traktowana roztworem Asahi SL charakteryzowała się większą sprawnością fotosyntetyczną, o czym świadczy wzrost rzeczywistej wydajności fotochemicznej związanej z efektywnością transportu elektronów ( $\Delta F/F_m$ ). Jednakże nie we wszystkich kombinacjach zaobserwowano wzrost tego parametru w porównaniu z kontrolą.

W warunkach przeprowadzonych badań odmiana Aura charakteryzowała się lepszą sprawnością aparatu fotosyntetycznego. Świadczą o tym między innymi wartości współczynnika fotochemicznego wygaszania fluorescencji chlorofilu (qP). Ponadto badania wykazały także, że tendencja wzrostowa współczynnika qNu odmiany Aura nie wystąpiła tylko po dwukrotnej aplikacji biostymulatora na rośliny fasoli. Identyczną tendencję stwierdzono u odmiany Toska po dwukrotnym opryskiwaniu roślin 0,1% roztworem Asahi SL. W przeprowadzonym doświadczeniu stwierdzono większy wzrost wartości wskaźnika wygaszania niefotochemicznego u roślin odmiany Toska w porównaniu z odmianą Aura.

**Słowa kluczowe:**

biostymulator, fotosynteza, aktywność, fluorescencja, chlorofil, fasola

**Keywords:**

biostimulant, photosynthesis, activity, fluorescence, chlorophyll, bean



## **Planowanie małej retencji w lasach w oparciu o naturalne czynniki zwiększające zasoby wodne**

*Joanna Kocięcka, Daniel Liberacki*  
*Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*

### **1. Wstęp**

Polska posiada stosunkowo niewielkie powierzchniowe zasoby wodne. Ich ilość zmienia się w zależności od roku hydrologicznego i średnio wynosi około  $61,5 \text{ km}^3$ . Wartość ta w odniesieniu do państw europejskich, klasyfikuje Polskę w grupie krajów o najgorszej dostępności do wody. Jej zasoby wodne w przeliczeniu na jednego mieszkańca wynoszą średnio około  $1580 \text{ m}^3 \cdot \text{rok}^{-1}$ . Jest to prawie trzykrotnie mniej od średniej europejskiej (Jokiel i in. 2017). Regionem wykazującym największy niedobór wody jest Wielkopolska (Jokiel i in. 2017, Miler 2009). Obecnie zachodzące zmiany klimatyczne przyczyniają się do pogłębiania niekorzystnego przestrzennego i czasowego rozkładu opadów atmosferycznych oraz wzrostu średniej temperatury powietrza w regionie. Powoduje to coraz częstsze występowanie niedoboru wody. W 2015 roku Wielkopolskę dotknęła najdłużej trwająca susza w Polsce. Analiza klimatycznego bilansu wodnego wykazała, że roczny deficyt wody na tym obszarze przekroczył 100 mm (Boczoń i in. 2016).

Aby zniwelować negatywny wpływ zmian klimatu na zasoby wodne kraju realizowane są programy małej retencji. Ich celem jest zwiększenie ilości wody dostępnej w ekosystemach, ograniczenie szybkiego spływu powierzchniowego oraz zahamowanie spadku poziomu wód gruntowych (Liberacki i in. 2016, Miler 2009). Niezwykle ważne jest kształtowanie retencji na terenach zlewni leśnych, które inicjują początek procesu formowania się zasobów wodnych dorzeczy oraz pozostałych regionów (Tyszka 1997). Celowość realizacji na tym obszarze tego

typu inwestycji podkreśla wielu naukowców (Frydel 2014, Miller 2013, Pierzgałski 2007, Stasik i in. 2011). Wdrażane w lasach programy małej retencji zapobiegają przesuszeniu siedlisk oraz przyczyniają się do zachowania cennych przyrodniczo obszarów o charakterze bagiennym, wilgotnym lub łągowym (Liberacki i in. 2016). Wpływają również pozytywnie na zdrowotność drzewostanów oraz dostępność wody dla zwierzyny leśnej (Miller 2015, Pierzgałski 2007, Stachowski i in. 2015).

Mimo licznych dowodów na potrzebę kształtowania zasobów wodnych w lasach oraz unijnych dofinansowań, z realizacją programów małej retencji wodnej związanych jest wiele problemów. Rozbudowana biurokracja oraz czasochłonny proces uzyskiwania pozwoleń należą do głównych czynników utrudniających przeprowadzenie inwestycji (Przybyła i in. 2015). Niekorzystny wpływ ma również brak dokładnej ewidencji urządzeń wodnych w nadleśnictwach (Przybyła i in. 2017). Nie istnieje też system monitorujący obszary zagrożone suszą w lasach, który mógłby przyczynić się do bardziej efektywnego zarządzania zasobami wodnymi (Boczoń i in. 2016). Ogromnym problemem w nadleśnictwach jest również brak specjalistów z zakresu hydrologii i gospodarki wodnej, którzy mogliby wykonywać ekspertyzy poprzedzające realizację inwestycji (Przybyła i in. 2017). W takich przypadkach przy doborze odpowiedniego miejsca do wykonania urządzeń małej retencji przydatna może być obserwacja i analiza procesów kształtujących w sposób naturalny retencję wodną. W szczególności warto zwrócić uwagę na czynnik zoogeniczny jakim jest działalność bobra europejskiego, którą można przyrównać do przedsięwzięć przeprowadzanych w ramach krajowych programów małej retencji (Czerepko i in. 2009, Tszydel i Tończyk 2012).

Bóbr europejski (*Castor fiber*) należy do nielicznych gatunków, które poza człowiekiem mogą znacząco zmieniać geomorfologię obszaru oraz jego hydrologiczne i biotyczne właściwości (Gorczyca i in. 2018, Rosell i in. 2005). Inżynierska działalność zwierząt polega głównie na piętrzeniu wody w rzekach, co przyczynia się do stabilizowania poziomu zwierciadła oraz spowolnienia odpływu. Bóbr europejski odgrywa znaczącą rolę w przekształcaniach środowiska. Powstałe tamy oraz rozlewiska powodują mechaniczne oraz biologiczne oczyszczanie wód. Gatunek ten przyczynia się zarówno do poprawy stanu czystości wody w ciekach jaki i stosunków wodnych poprzez zwiększenie retencji, co jest szczególnie ważne przy narastającej antropopresji (Kusztal i in. 2017). Bóbr europejski pełni również znaczącą rolę w procesach renaturyzacyjnych.

Zwiększenie retencji wywołane piętrzeniem wody przyczynia się do poprawy warunków siedliskowych oraz wzrostu bioróżnorodności. Potwierdzają to badania przeprowadzone w dolinie górnego Sanu, które wykazały wyraźny wzrost liczby oraz zróżnicowania gatunków roślin i kręgowców po osiedleniu się bobra europejskiego w tym rejonie (Derwich i Mróz 2008). W literaturze poruszana jest też kwestia oddziaływania stawów bobrowych na liczebność płazów oraz wzrost możliwości ich ochrony. Tym samym zwraca się uwagę na fakt, iż w programach europejskich należy uznać bobra za kluczowy gatunek dla zachowania różnorodności biologicznej (Dalbeck i Weinberg 2009). Udowodniono również pozytywny wpływ bobra na środowisko olsów jesionowych oraz resuscytację zespołu *Circaeo-Alnetum ranunculetosum* (Czerepko i in. 2009). Rosnąca w Polsce liczba osobników tego gatunku wywiera coraz większy wpływ na kształtowanie zasobów wodnych. Główny Urząd Statystyczny szacuje, iż w 2016 r. populacja bobra europejskiego na terenie kraju wynosiła ponad 121 tys. osobników (GUS 2017). Jej gwałtowny wzrost może doprowadzić do sytuacji konfliktowych pomiędzy gatunkiem, a człowiekiem (Boczoń i in. 2009). Warto zaznaczyć, że działalność bobra europejskiego wywołuje również negatywne skutki, głównie w rolnictwie. Jest to m.in. podtapianie gruntów ornych, blokowanie przepustów, niszczenie grobli oraz drzew owocowych. Na obszarach leśnych bóbr jest powszechnie akceptowany i nie odnotowuje się wielu zgłoszeń szkód związanych z działalnością osobników (Czech 2005).

Bóbr europejski odgrywa ogromną rolę w kształtowaniu retencji kraju. Szacuje się, że jego działalność w Polsce przyczynia się do zamagazynowania kilkunastu milionów m<sup>3</sup> wody, co odpowiada skuteczności wszystkich zrealizowanych dotychczas programów małej retencji (Tszedel i Tończyk 2012). Piętrzenia cieków oraz stawy powstałe w wyniku jego działalności znacząco wpływają na zwiększanie retencji niewielkich zlewni. Gatunek *Castor fiber* instynktownie lokalizuje tamy w miejscach zwężeń koryt rzecznych, tak aby uzyskać możliwie jak największą powierzchnię zalewu (Grygoruk 2008). Należy zatem poddać pod dyskusję przydatność działalności bobra europejskiego w planowaniu małej retencji. Wymaga to przeprowadzenia dokładniejszych badań naturalnej retencji ukształtowanej przez ten gatunek. Możliwe, iż uzasadnionym byłoby wykorzystanie opuszczonych przez niego stanowisk do budowy regulowanych urządzeń piętrzących.

Celem pracy była ocena retencji wywołanej działalnością bobra europejskiego. W artykule zaproponowano wykorzystanie opuszczonych przez gatunek stanowisk do budowy urządzeń piętrzących zwiększających retencję obszaru.

## 2. Obiekt badań

Badania przeprowadzono na rzece Trojanka na odcinku od obszaru źródłiskowego – Stawów Huckich do przekroju zamykającego – Jeziora Zielonka. Teren ten zaliczany jest do Parku Krajobrazowego Puszcza Zielonka - jednego z największych kompleksów leśnych środkowej Wielkopolski. Charakteryzuje się on odśrodkowym układem sieci hydrograficznej (Anders 2004, Liberacki & Stachowski 2008). Głównym ciekim odprowadzającym wody powierzchniowe jest rzeka Trojanka. Położona jest ona na terenie Dorzecza Odry, regionu wodnego Warty. Jej źródłiska zlokalizowane są na terenie Nadleśnictwa Doświadczalnego Zielonka w rejonie Stawów Huckich. Jest to kompleks trzech zbiorników, które w przeszłości były wykorzystywane gospodarczo. Obecnie nie pełnią już tej funkcji. W wyniku przeprowadzonych w przeszłości prac hydrotechnicznych Trojanka utraciła swój naturalny charakter i upodobniła się do rowu. Przekształcenia w rowy odwadniające objęły znaczną część cieków wstępujących na obszarze Puszczy Zielonki. Przyczyniły się one do zmniejszenia terenów podmokłych (Grajewski 2006). W parku obecnie coraz częściej zauważalne są okresowe niedobory wody, wysychają mniejsze cieki, a poziom lustra wody w stawach i jeziorach znacząco się obniża. Czynniki te przemawiają za potrzebą zwiększenia retencyjności tego terenu (Liberacki i Stachowski 2008). Obszar Puszczy Zielonki jest również miejscem liczego występowania bobra europejskiego. W jego granicach stwierdzono obecność 26 stanowisk gatunku (Bereszyński i in. 2011).

## 3. Materiał i metody

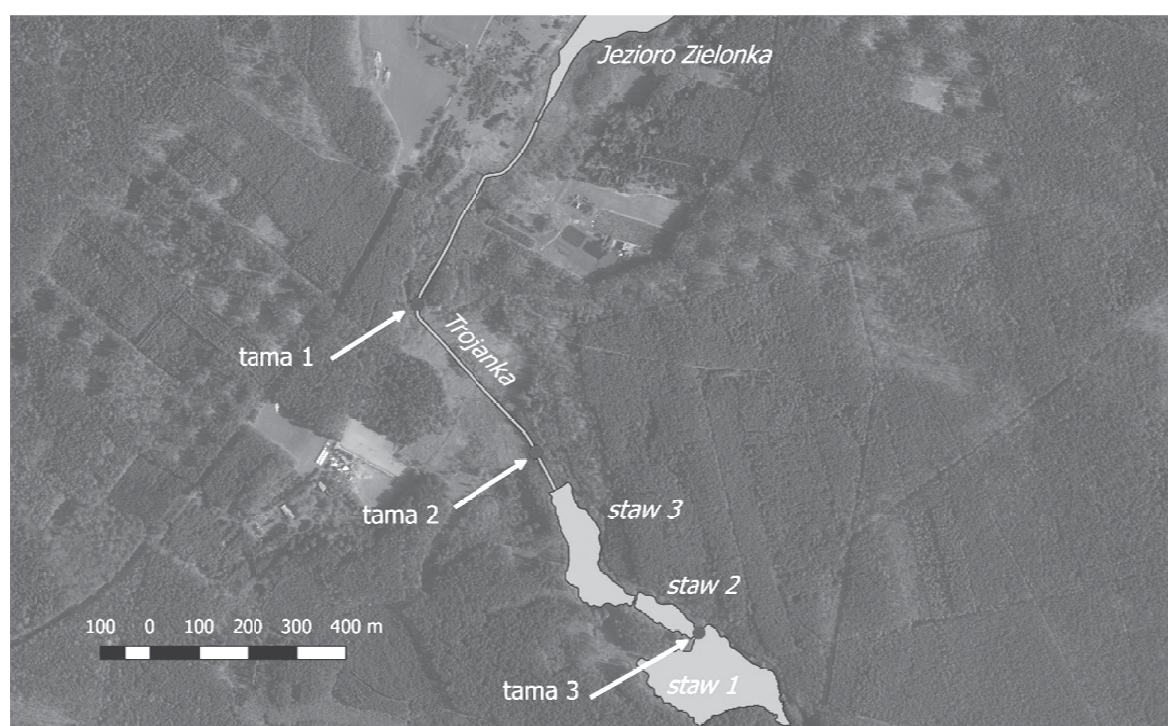
Prace terenowe obejmowały inwentaryzację zapór na cieku utworzonych przez bobra europejskiego. Szczegółowe pomiary wykonano na piętrzeniu zlokalizowanym na jednym ze Stawów Huckich, gdzie odnotowano największą aktywność gatunku. Ich zakres obejmował wykonanie zdjęć lotniczych zbiornika oraz dokładnych pomiarów geodezyjnych

celem precyzyjnego ustalenia powierzchni stawu. W badaniach użyto zestawu firmy SOKKIA składającego się z odbiornika GPS/GLN oraz kontrolera SHC250. Zdjęcia obiektu wykonano z wysokości 120 m za pomocą drona DJI Phantom 4. Na podstawie uzyskanych 550 fotografii opracowano ortofotomapę Stawów Huckich. W tym celu wykorzystano oprogramowanie Agisoft PhotoScan Professional oraz QGIS wersja 2.18. Na badanym zbiorniku przy pomocy łaty wodowskazowej zmierzono wysokość przetamowania wywołanego działalnością bobra europejskiego. Obliczono też objętość zretencjonowanej dzięki temu procesowi wody. W tym celu wykonano pomiary batymetryczne stawu przy zastosowaniu echosondy oraz wcześniej wymienionego sprzętu geodezyjnego. Uzyskane wyniki poddano testowi Shapiro-Wilka w programie Statistica wersja 13.1 celem zweryfikowania hipotezy o zgodności rozkładu przeprowadzonych sondowań głębokości zbiornika z rozkładem normalnym. Następnie przy pomocy programu QGIS opracowano mapę batymetryczną zbiornika oraz numeryczny model jego dna. Końcowym etapem prac było obliczenie objętości zgromadzonej w nim wody oraz określenie o ile zwiększa się retencja w badanym zbiorniku na skutek działalności bobra europejskiego. Poddano również dyskusji kwestię zagospodarowania tego miejsca w przyszłości po opuszczeniu stanowiska przez gatunek.

#### 4. Wyniki i dyskusja

Przeprowadzone obserwacje terenowe wykazały istnienie przetamowań spowodowanych działalnością bobra europejskiego w trzech miejscach na badanym odcinku rzeki Trojanki (rys. 1). Tama 1 została usytuowana na lokalnym zwężeniu koryta wynoszącym 3,5 m. Bezpośrednio przed zaporą oraz za nią ciek osiągał szerokość od 4 m do nawet 5,5 m. Długość łukowato wygiętej tamy bobrowej wynosi 5,5 m zaś jej wysokość zaledwie 20 cm. Lokalizacja obiektu przyczyniła się jednakże do znaczącego zwiększenia udziału terenów podmokłych. Bobry doprowadzając do piętrzenia wody spowodowały podniesienie poziomu wody w Trojance, a co za tym idzie zalanie powstałej w przeszłości sieci rowów melioracyjnych zlokalizowanych powyżej zapory. Napęlenie ich wodą skutkowało powstaniem rozlewiska, którego powierzchnię oszacowano na około 5000 m<sup>2</sup>. Można zatem stwierdzić, że miejsce to jest przykładem skutecznej działalności gatunku *Castor fiber* dążącej do uży-

skania możliwe małym piętrzeniem jak największej powierzchni zalewu. Tama 2 została zlokalizowana w odległości 90 m od mnicha wylotowego usytuowanego na ostatnim ze Stawów Huckich. Jej wysokość wynosiła 45 cm, a długość 3,5 m. Szerokość koryta Trojanki w tym miejscu osiągnęła wartość 3 m. Z uwagi na lokalizację na początkowym odcinku rzeki, można przypuszczać, iż działania bobra zmierzały doprowadzenia do powstania kolejnego, czwartego zbiornika w rejonie Stawów Huckich. Piętrzenie wody w tym miejscu przyczynia się do rozwoju zbiorowisk roślinności podmokłej oraz spowolnienia odpływu bezpośrednio za zbiornikami.



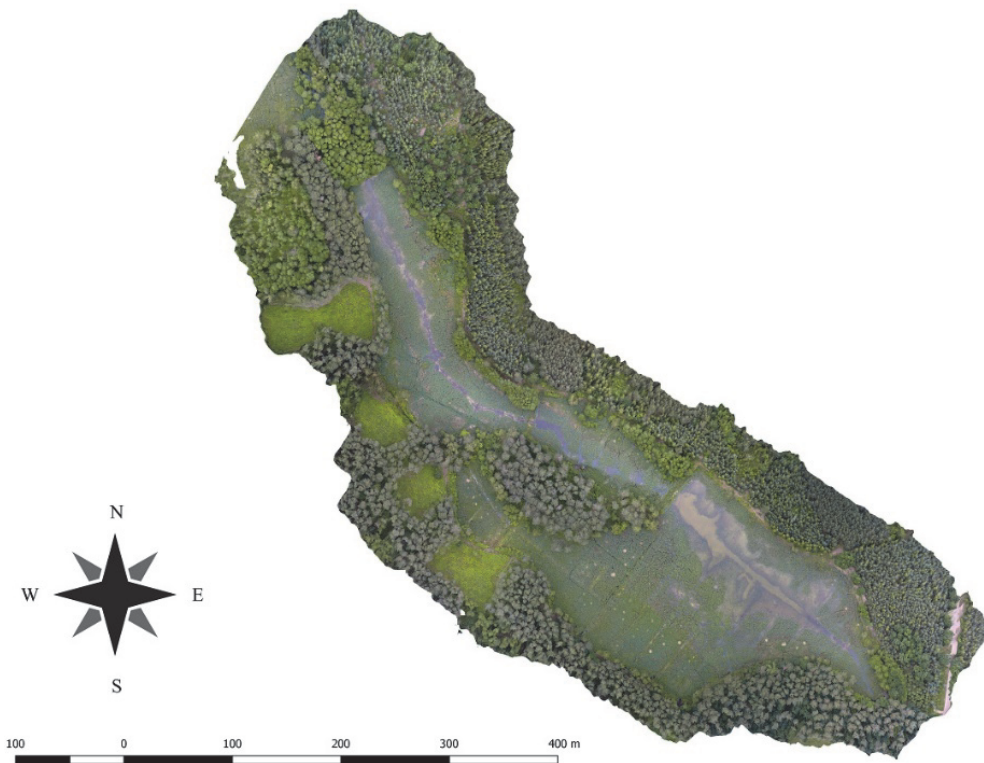
**Rys. 1.** Lokalizacja tam bobrowych na rzece Trojanka

**Fig. 1.** The location of beaver dams on Trojanka river

Trzecim, miejscem w którym zaobserwowano wzmożoną działalność gatunku bobra europejskiego był przelew między pierwszym, a drugim zbiornikiem w kompleksie Stawów Huckich. W przeszłości, gdy pełniły one funkcję gospodarczą – stawów rybnych, znajdował się tu mnicz drewniany regulujący przepływ wody. Obecnie zlokalizowany przelew, notorycznie zapychany jest gałęziami, łodygami trzciny oraz namulem naniesionym przez bobry. Proces ten powoduje piętrzenie wody w pierwszym stawie. Wysokość piętrzenia wyniosła 20 cm.



W celu obliczenia aktualnej powierzchni zbiornika wykonano ortofotomapę obiektu badań na podstawie zdjęć uzyskanych z drona. Zasięg kompleksu Stawów Huckich prezentuje rysunek 2. Uzyskane wyniki powierzchni dla poszczególnych stawów zestawiono w tabeli 1 z danymi pochodzącymi z publikacji Bereszyńskiego i in. (2011). Otrzymane rezultaty nie odbiegają w dużym stopniu od wartości wcześniej opublikowanych. Pozwalają one jednakże na dokładniejsze określenie powierzchni stawu 1, która była istotna dla dalszych badań.



**Rys. 2.** Ortofotomapa Stawów Huckich

**Fig. 2.** Orthophotomap of the Huckie Ponds

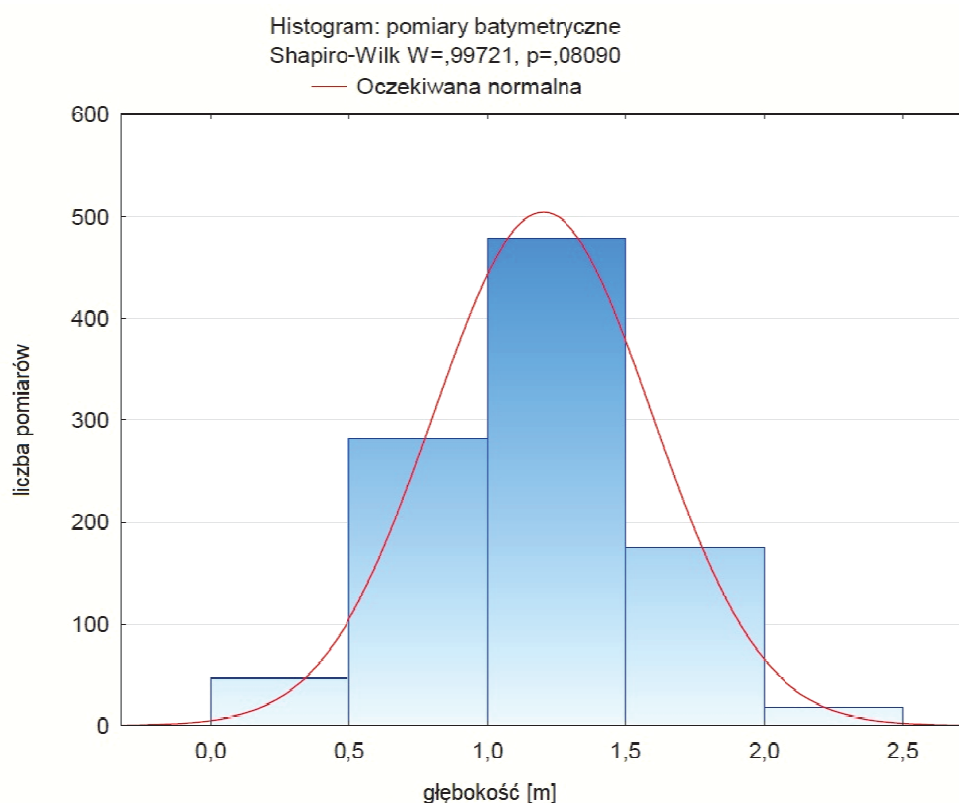
Na stawie 1 za pomocą echosondy i sprzętu geodezyjnego wykonano 1000 punktowych pomiarów głębokości. Dla uzyskanych wartości zastosowano test zgodności Shapiro-Wilka celem weryfikacji hipotezy o zgodności rozkładu empirycznego zmiennej obserwowanej (głębokości) z rozkładem normalnym. Wykorzystano do tego pakiet Statistica. Przyjęto poziom istotności  $\alpha = 0,05$ . Histogram z wynikami testu zaprezentowano na rysunku 3. Stwierdzono, że ponieważ  $p = 0,08090 > \alpha = 0,05$ , to nie ma podstaw do odrzucenia hipotezy zerowej orzekającej, że rozkład empiryczny jest zgodny z rozkładem normalnym. Przyjęto za-

tem, iż uzyskane pomiary są próbą reprezentatywną i mogą być wykorzystane do dalszej analizy.

**Tabela 1.** Powierzchnia poszczególnych Stawów Huckich

**Table 1.** Surface area of certain Huckie Ponds

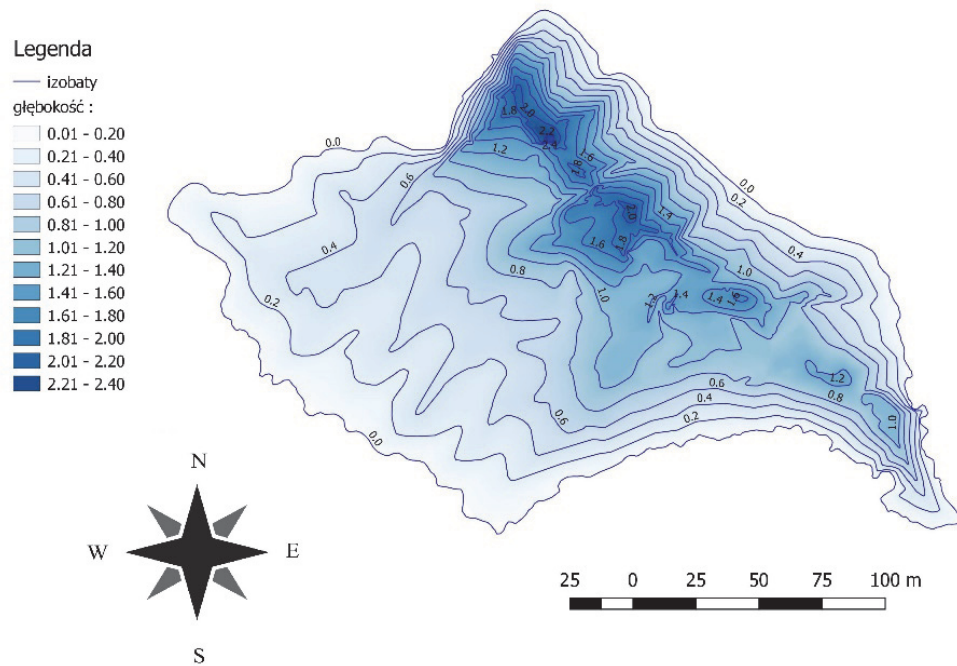
Nazwa stawu	Powierzchnia stawu [m <sup>2</sup> ]		Różnica wielkości powierzchni [%]
	Berszyński i in. 2011	Pomiar własny	
staw 1	30 200	33 156	9
staw 2	6 600	5 160	28
staw 3	25 100	17 107	47



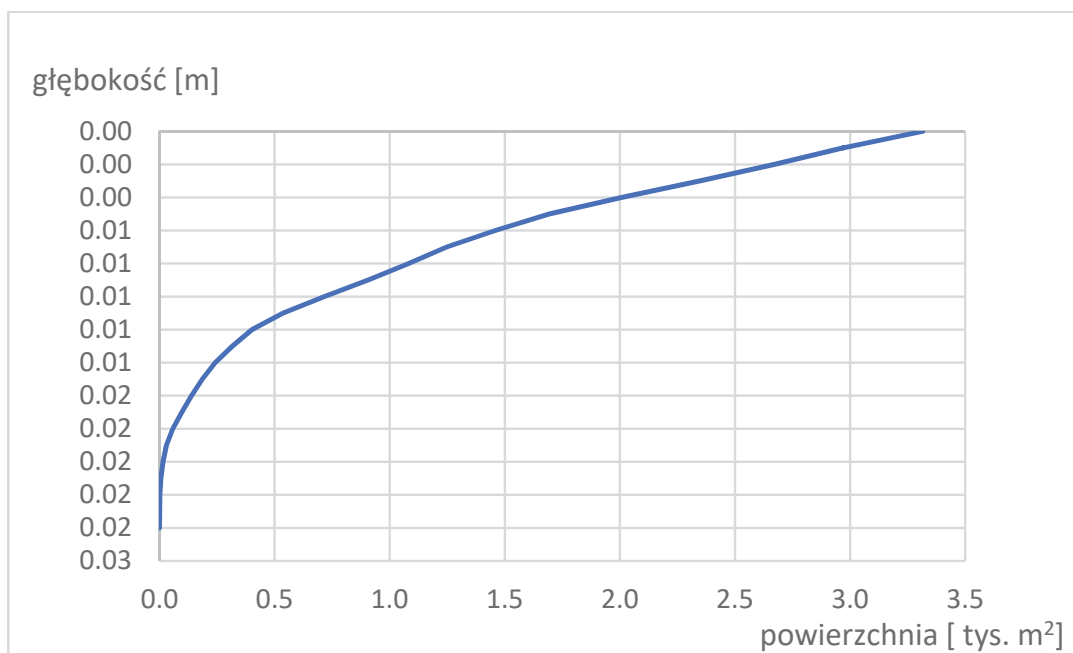
**Rys. 3.** Przebieg zmienności badanych głębokości stawu 1

**Fig. 3.** Variation of depth in Pond no 1

Pikiety ze współrzędnymi i głębokościami zaimportowano do programu QGIS. Następnie wykonano mapę batymetryczną stawu 1 (rys. 4). Wykreślono też krzywą batygraficzną dla badanego zbiornika (rys. 5).



**Rys. 4.** Mapa batymetryczna stawu 1  
**Fig. 4.** Bathymetric map of Pond 1



**Rys. 5.** Krzywa batygraficzna stawu 1  
**Fig. 5.** Bathymetric curve of Pond 1

Na podstawie danych pozyskanych podczas pomiarów terenowych opracowano numeryczny model dna (model TIN) stawu 1. W kolejnym etapie prac wykorzystano go do obliczenia ilości wody zretencjonowanej w zbiorniku przy 20 cm piętrzeniu wywołanym działalnością bobra europejskiego. Na jego podstawie za pomocą programu QGIS określono też ilość wody zgromadzonej w stawie 1 przy braku piętrzenia oraz zasięg powierzchni zalewu. Obliczona objętość zmagazynowanej wody w warunkach braku piętrzenia wyniosła 14 824 m<sup>3</sup>. Przy 20 cm piętrzeniu wywołanym działalnością bobra, wartość ta wzrosła do 20 806 m<sup>3</sup>. Gatunek *Castor fiber* przyczynił się również do zwiększenia powierzchni stawu 1 z 26 713 m<sup>2</sup> do 33 156 m<sup>2</sup>. Otrzymane wyniki (tab. 2) wskazują na znaczący wpływ działalności gatunku *Castor fiber* na zasoby wodne. Piętrzenie wody na stawie o wysokość zaledwie 20 cm spowodowało wzrost retencji o prawie 6 000 m<sup>3</sup>. Wartość ta stanowi aż 29% całkowitej objętości wody zgromadzonej w zbiorniku. Powierzchnia stawu dzięki piętrzeniu wzrosła o około 6 450 m<sup>2</sup>. Zmiany te pozytywnie wpływają na bilans wodny obszaru. Wzrost retencji zapewne poprawia warunki wilgotnościowe sąsiadujących drzewostanów oraz zwiększa ich produktywność.

**Tabela 2.** Objętość wody oraz powierzchnia stawu 1 przy różnych piętrzeniach  
**Table 2.** Water volume and surface area of Pond 1 with different water damming

Wysokość piętrzenia wody	Objętość wody w stawie 1 [m <sup>3</sup> ]	Powierzchnia stawu 1 [m <sup>2</sup> ]
brak piętrzenia	14 824	26 713
20 cm piętrzenie wywołane działalnością bobra europejskiego	20 806	33 156

Warto zaznaczyć, iż gatunek *Castor fiber* wybrał jako lokalizację piętrzenia wody przelew, na którym w przeszłości znajdował się mlich stawowy regulujący odpływ. Obecnie jest to najwęższe miejsce przepływu wody pomiędzy zbiornikami w całym kompleksie Stawów Huckich. Jego światło wynosi zaledwie 42 cm, zaś przelew pomiędzy stawem 2 i 3 jest od niego większy. Staw 1 jest też zbiornikiem o największej powierzchni.

Autorzy wielu publikacji sugerują iż należy dążyć do jak najdłuższego zachowania tam bobrowych oraz utrzymania siedlisk bobra europejskiego w obecnych lokalizacjach (Burchsted D. i in. 2010, Dalbeck i Weinberg 2009, Grygoruk i Nowak 2014). Jednakże zapewnienie stałej obecności gatunku na obszarze cieków leśnych nie zawsze jest możliwe. Warto więc zastanowić się nad zagospodarowaniem przetamowań po ich opuszczeniu przez bobry. Pozostawione przez osobniki tamy pełnią aktywną rolę w zwiększaniu retencji korytowej jedynie przez następne 5 lat. Po upływie tego czasu zdolności retencyjne tych budowli znacząco obniżają się. Tamy bobrowe wywierają za to długotrwały wpływ na wody gruntowe. Badania wykazały, iż stawy, które nie były utrzymywane przez bobry w okresie dłuższym niż 5 lat, nadal przyczyniały się do wzrostu poziomu wód gruntowych w sąsiednich siedliskach. Stwierdzono, że ekologiczne znaczenie działalności gatunku jest dużo trwalsze od wywoływanej przez niego retencji korytowej (Grygoruk i Nowak 2014).

Gdy przetamowanie zlokalizowane na Stawach Huckich w naturalny sposób ulegnie degradacji, należy rozważyć wybudowanie w tym miejscu zastawki piętrzącej oraz regulującej przepływ wody. Przelew pomiędzy zbiornikami wydaje się być idealną lokalizacją do realizacji inwestycji z zakresu małej retencji. Stosunkowo nieduży wkład finansowy może doprowadzić do znaczącego zwiększenia objętości wody zgromadzonej w stawie. Jest to niezwykle znaczące dla Puszczy Zielonki, która położona jest w rejonie deficytowym pod względem zasobów wodnych.

## 5. Podsumowanie

Przeprowadzone badania potwierdziły, że bóbr wybiera optymalne miejsca do wykonania tam, w celu uzyskania jak największej powierzchni zalewu. Jego inżynierska działalność na terenie rzeki Trojanki przyczyniła się do powstania wielkopowierzchniowych terenów podmokłych, a także pozytywnie wpłynęła na kształtowanie małej retencji regionu. Na stawie 1 wywołała wzrost objętości wody o prawie 6 000 m<sup>3</sup> (29%).

Potrzeba zwiększania retencji powoduje, że działalność gatunku *Castor fiber* na obszarach leśnych i użytkach ekologicznych (terenach niekonfliktowych z rolnictwem i gospodarką człowieka) powinna być postrzegana jako pozytywna. W nadleśnictwach oraz parkach krajobrazowych często brakuje ekspertów oraz baz danych pozwalających na

wytypowanie odpowiedniego miejsca pod inwestycje z zakresu małej retencji. Pomocne w tym przypadku mogą być lokalizacje przetamowań wywołanych działalnością gatunku *Castor fiber*. Stanowią one optymalne miejsca do realizacji inwestycji zwiększających zasoby wodne. Przeprowadzone badania wykazały, iż bóbr europejski tworzy tamy w miejscach lokalnych wypłyceń i przewężeń cieku. Osiąga tym samym małym nakładem pracy możliwie największą objętość zretencjonowanej wody. Poprawność powyższej hipotezy została również potwierdzona pomiarami wykonanymi przez innych naukowców m.in. w zlewni rzeki Krzemianki (Grygoruk 2008). Otrzymane wyniki badań uzasadniają zatem celowość rozpatrzenia lokalizacji tam bobrowych jako optymalnych lokalizacji do budowy urządzeń piętrzących w lasach. Oczywiście miejsca te mogą być wykorzystane dopiero po opuszczeniu stanowisk przez osobniki. Sugeruje się zatem stworzenie w nadleśnictwach szczegółowej ewidencji istniejących tam bobrowych obejmujących ich wymiary, lokalizację oraz charakterystykę cieku czy też zbiornika na którym są usytuowane. Sporządzona przy wykorzystaniu oprogramowania GIS baza danych w przyszłości może stanowić podstawę do precyzyjnego wytypowania potencjalnych miejsc realizacji inwestycji z zakresu małej retencji wodnej w lasach.

## Literatura

- Anders, P. (2004). *Puszcza Zielonka*. Poznań: Wydawnictwo Wojewódzkiej Biblioteki Publicznej i Centrum Animacji Kultury.
- Bereszyński, A., Prange, K., Kasprzak, K. (2011). *Bóbr europejski (Castor fiber Linnaeus, 1758) w Puszczy Zielonka*. Poznań: Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych Oddział Wielkopolski.
- Boczoń, A., Kowalska, A., Dudzińska, M., Wróbel, M. (2016). Drought in Polish Forests in 2015. *Pol. J. Environ. Stud.*, 25(5), 1857-1862.
- Boczoń, A., Wróbel, M., Syniaiev, V. (2009). Wpływ stawów bobrowych na zasoby wodne zlewni na przykładzie badań w Nadleśnictwie Browsk. *Leśne Prace Badawcze*, 70(4), 363-371.
- Burchsted, D., Daniels, M., Thorson, R., Vokoun J. (2010). The River Discontinuum: Applying Beaver Modifications to Baseline Conditions for Restoration of Forested Headwaters. *BioScience*, 11, 908-922.
- Czech, A. (2005). *Analiza dotychczasowych rodzajów i rozmiaru szkód wyrządzanych przez bobry oraz stosowanie metod rozwiązywania sytuacji konfliktowych*. Kraków: Instytut Ochrony Przyrody PAN.

- Czerepko, J., Wróbel, M., Boczoń, A., Sokołowski, K. (2009). The response of ash-alder swamp forest to increasing stream water level caused by damming by the European beaver (*Castor fiber* L.). *Journal of Water and Land Development*, 13a, 249-262.
- Dalbeck, L., Weinberg, K. (2009). Artificial ponds: a substitute for natural Beaver ponds in a Central European Highland (Eifel, Germany)? *Hydrobiologia*, 630, 49-62.
- Derwich, A., Mróz, I. (2008). Bóbr europejski *Castor fiber* L. 1758 jako czynnik wspomagający renaturyzację siedlisk nad górnym Sanem. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej*, 10, 2, 173-183.
- Frydel, K. (2014). *Wpływ zmian hydrologicznych na ekosystemy leśne*. Biblioteczka leśniczego, zeszyt 366. Warszawa: Wydawnictwo Świat.
- Grajewski, S. (2006). *Stosunki wodne oraz zdolność retencyjna obszarów leśnych Parku Krajobrazowego Puszcza Zielonka*. Poznań: Wydawnictwo Akademii Rolniczej im. Augusta Cieszkowskiego w Poznaniu.
- Gorczyca, E., Krzemień, K., Sobucki, M., Jarzyna, K. (2018). Can beaver impact promote river renaturalization? The example of the Raba River, southern Poland. *Science of the Total Environment*, 615, 1048-1060.
- Grygoruk, M. (2008). Metodyka szacowania objętości retencyjnej stawów bobrowych oraz ich oddziaływania na stosunki wodne zlewni leśnych. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej*, 10, 2(18), 162-172.
- Grygoruk, M., & Nowak, M. (2014). Spatial and Temporal Variability of Channel Retention in a Lowland Temperate Forest Stream Settled by European Beaver (*Castor fiber*). *Forests*, 5, 2276-2288.
- GUS, Departament Badań Regionalnych i Środowiska (2017). *Ochrona środowiska 2017. Informacje i opracowania statystyczne*. Warszawa: Zakład Wydawnictw Statystycznych.
- Jokiel, P., Marszelewski, W., Pociask-Karteczka, J. (red.) (2017). *Hydrologia Polski*. Warszawa: PWN.
- Kusztal, P., Żeber-Dzikowska, I., Chmielewski, J., Wójtowicz, B., Wszelaczyńska, E., Gworek, B. (2017). The significance of the European beaver (*Castor fibre*) activity for the process of renaturalization of river valleys in the era of increasing. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*, 28(1), 31-35.
- Liberacki, D., Stachowski, P. (2008). Ocena małej retencji wodnej w Puszczy Zielonka i jej otulinie. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 10, 657-678.
- Liberacki, D., Korytowski, M., Kozaczyk, P., Stachowski, P., Stasik, R. (2016). Efekty realizacji programu małej retencji w lasach na przykładzie dwóch nadleśnictw obszarów nizinnych. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 18, 428-438.
- Miler, A. T. (2009). Stan obecny małej retencji wodnej oraz perspektywy jej rozbudowy na przykładowych terenach leśnych w Wielkopolsce. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, 4, 231-237.

- Miler, A. T. (2013). *Kompleksowa metodyka oceny stosunków wodnych w lasach*. Poznań: Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu.
- Miler, A. T. (2015). Mała retencja wodna w polskich lasach nizinnych. *Infrastruktura i ekologia terenów wiejskich*, 5, 979-992.
- Pierzgalski, E. (2007). Specyfika obiektów małej retencji w lasach. *Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie* 3, 120-124.
- Przybyła, C., Sojka, M., Mrozik, K., Wróżyński, R., Pyszny, K. (2015). *Metodyczne i praktyczne aspekty planowania małej retencji*. Poznań: Bogucki Wydawnictwo Naukowe.
- Przybyła, C., Sojka, M., Wróżyński, R., Pyszny, K. (2017). *Planowanie małej retencji w lasach na przykładzie Puszczy Noteckiej*. Poznań: Bogucki Wydawnictwo Naukowe.
- Rosell, F., Bozser, O., Collen, P., Parke, H. (2005). Ecological impact of beavers *Castor fiber* and *Castor canadensis* and their ability to modify ecosystems. *Mammal Review*, 35, 3-4, 248-276.
- Stachowski, P., Liberacki, D., Fiedler, M. (2015). Ocena zwiększenia retencji siedlisk leśnych objętych programem Natura 2000. *Nauka Przyroda Technologie*, 9(2), 30.
- Stasik, R., Szafranski, Cz., Korytowski, M., Liberacki, D. (2011). Kształtowanie się zasobów wodnych w małych zlewniach leśnych na obszarze Wielkopolski. *Rocznik Ochrona Środowiska* 13, 1679-1696.
- Tszydel, M., Tończyk, G. (2012). Bóbr – przyjaciel czy wróg? Naturalna mała retencja odpowiedzią na niekorzystny bilans wodny Polski. *Kosmos. Problemy nauk biologicznych*, 61(2), 251-260.
- Tyszka, J. (1997). *Retencja wodna w lasach*. Biblioteczka leśniczego, zeszyt 87. Warszawa: Wydawnictwo Świat.

## **Planning of Small Retention in Forests Based on Natural Factors that Increase Water Resources**

### **Abstract**

Greater Poland Voivodeship is one of the regions that faces the highest water scarcity in the country. The current distribution of precipitation and higher temperatures are the cause of the increasing unfavorable water balance. It is extremely important to increase the water supplies of the area. To do so, several programs of small retention have been implemented. Despite much evidence for the need of the programs in the forest areas, as well as many donations from the European Union for that cause, there have been many issues involved. Forestry management lacks experts in the field of hydrology, as well as the database that would make it possible to identify areas for the investment. In those cases, the



observation and analysis of the processes of natural water retention are very useful for finding the location for the water raising installations. In particular, it is worth taking into account the zoological factor of the European beaver activity. In this analysis, the retention capability created by the *Castor fiber* species along with the possibility of transforming abandoned dams built by the beavers into water raising installations have been evaluated. Research has been conducted in the Puszcza Zielonka Landscape Park from the source of the Trojanka river (Huckie Ponds) to the mouth of the river at Lake Zielonka. Fieldwork included among the others dam inventories on the path created by European beavers. Detailed measurements have been made on water raising installations located on one of the Huckie Ponds, where beaver's highest activity has been observed. The drone pictures of the reservoir have been taken as a part of the research. The bathymetrical measurements have been made with the use of fathometer and geodesic equipment. The depth measurements were Shapiro-Wilk tested in the Statistica software to verify the hypothesis of the normality of the measurements of the bathometer. Next, an orthophoto of the Huckie Ponds and a bathymetric map of Pond 1 with its numeric model of the bottom have been developed using the QGIS program. The amount of water gathered in the reservoir, as well as the increase of retention levels caused by European beaver activity have been calculated. Research proved that the natural dam system causes water levels to increase up to 6000 m<sup>3</sup> (29%). It was also stated that the European beaver chooses narrow and shallow parts of the Trojanka river to build the dams. Thanks to that, with relatively less effort, beavers gain bigger surface area throughout the river. The locations chosen by beavers to build water raising installations are perfect for the small retention investments. I suggest creating a database in the forestry based on the geographic information systems of the existing beaver dams. The use of the location of the abandoned beaver dams should be taken into consideration in the investments that aim at increasing the retention levels.

### **Streszczenie**

Wielkopolska należy do jednych z najbardziej deficytowych pod względem zasobów wodnych obszarów w kraju. Obecny rozkład opadów atmosferycznych oraz występowanie coraz wyższych temperatur przyczynia się do pogłębiania niekorzystnego bilansu wodnego. Niezwykle ważne zatem jest zwiększanie zasobów wodnych obszaru. W tym celu realizowane są programy małej retencji. Pomimo licznych dowodów na potrzebę ich wdrażania na obszarach leśnych oraz unijnych dofinansowań, z realizacją programów zwiększających retencję związanych jest wiele problemów. W nadleśnictwach brakuje ekspertów z dziedziny hydrologii oraz odpowiednich baz danych umożliwiają-

cych wytypowanie potencjalnych miejsc do realizacji inwestycji. W takich przypadkach przy doborze odpowiedniej lokalizacji do wykonania urządzeń piętrzących przydatna może być obserwacja i analiza procesów kształtujących w sposób naturalny retencję wodną. W szczególności warto zwrócić uwagę na czynnik zoogeniczny jakim jest działalność bobra europejskiego. W pracy dokonano oceny wielkości retencji wywołanej przez gatunek *Castor fiber* oraz możliwości wykorzystania w przyszłości opuszczonych przez niego stanowisk do budowy urządzeń piętrzących. Badania przeprowadzono w Parku Krajobrazowym Puszcza Zielonka na odcinku rzeki Trojanki od obszaru źródłiskowego – Stawów Huckich do przekroju zamykającego – Jeziora Zielonka. Prace terenowe obejmowały m.in. inwentaryzację zapór na cieku utworzonych przez bobra europejskiego. Szczegółowe pomiary przeprowadzono na piętrzeniu zlokalizowanym na jednym ze Stawów Huckich, gdzie odnotowano największą aktywność gatunku. W ramach badań wykonano za pomocą drona zdjęcia lotnicze zbiornika. Przy zastosowaniu echosondy i sprzętu geodezyjnego wykonano również pomiary batymetryczne. Uzyskane wyniki głębokości poddano testowi Shapiro-Wilka w programie Statistica celem zweryfikowania hipotezy o zgodności rozkładu wykonanych sondowań zbiornika z rozkładem normalnym. Następnie przy pomocy programu QGIS opracowano ortofomapę Stawów Huckich, mapę batymetryczną badanego stawu 1 oraz numeryczny model jego dna. Obliczono również ilość zgromadzonej w nim wody oraz określono o ile zwiększa się retencja w badanym zbiorniku na skutek działalności bobra europejskiego. Przeprowadzone badania wykazały, iż naturalne przetamowanie na stawie przyczynia się do zwiększenia zasobów wodnych nawet o 6 000 m<sup>3</sup> (29%). Stwierdzono również, że bóbr europejski instynktownie wybiera miejsca do budowy tam w lokalnych zwężeniach i wypłyceń cieków Trojanka. Uzyskuje tym samym jak największą powierzchnię zalewu stosunkowo małym nakładem pracy. Lokalizacje do budowy piętrzeń wybierane przez gatunek są idealnym miejscem do realizacji inwestycji z zakresu małej retencji wodnej. Proponuje się zatem stworzenie w nadleśnictwach w oparciu o system geoinformacji szczegółowej bazy danych istniejących tam bobrowych. Po opuszczeniu stanowisk przez bobra europejskiego należy zastanowić się nad wykorzystaniem ich lokalizacji do realizacji inwestycji zwiększających retencję.

**Słowa kluczowe:**

mała retencja, stawy, zasoby wodne, tamy bobrowe, Puszcza Zielonka

**Keywords:**

small retention, ponds, water resources, beaver dams, Puszcza Zielonka



## **Wykorzystanie odnawialnych źródeł energii w krajach Unii Europejskiej**

*Tomasz Rokicki, Konrad Michalski, Marcin Ratajczak,  
Hubert Szczepaniuk, Magdalena Golonko  
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego, Warszawa*

### **1. Wstęp**

Współcześnie niezbędnym elementem rozwoju cywilizacji jest energia (Kowalak 2005). Można ją podzielić na konwencjonalną i niekonwencjonalną. Energia konwencjonalna jest pozyskiwana z surowców nieodnawialnych, jak węgiel kamienny, węgiel brunatny, gaz ziemny, ropa naftowa (Piekarski i in. 2006). Z kolei energia konwencjonalna jest pozyskiwana z odnawialnych (niewyczerpalnych) źródeł. Obejmuje ona energię wiatru, wody, słońca, zasobów geotermalnych, biomasy stałej, biogazu i biopaliw ciekłych (Żelazna 2013). Dla ochrony środowiska niezwykle ważne jest przestawienie się gospodarek z pozyskiwania energii ze źródeł konwencjonalnych na niekonwencjonalne (Viktarovich i Czechowska-Kosacka 2016). W artykule przedstawiono kierunki i siłę zmian, które dokonują się w tym zakresie w krajach UE.

### **2. Przegląd literatury**

Na początku przedstawiono specyfikę, uwarunkowania produkcji i konsumpcji energii z odnawialnych źródeł. Pozyskiwanie tego typu energii cechuje się bardzo niską emisją zanieczyszczeń (lub jej brakiem) i przyczynia się do rozwoju słabiej rozwiniętych regionów (Czyżewski i Wrocławski 2012, Rokicki 2016). Stosowanie energii ze źródeł odnawialnych wraz z oszczędnością energii i zwiększoną efektywnością energetyczną są niezbędne do redukcji emisji gazów cieplarnianych i spełnie-

nia postanowień Protokołu z Kioto do Ramowej Konwencji ONZ w sprawie zmian klimatu. Energia odnawialna jest więc elementem ochrony środowiska i zrównoważonego rozwoju. Dla krajów UE ważne jest wywiązanie się też z unijnych zobowiązań w zakresie redukcji emisji gazów cieplarnianych (Directive 2009/28/EC). Odnawialne źródła energii zyskały na znaczeniu w skali globalnej w latach 90. XX wieku. Wówczas skupiono się na energii promieniowania słonecznego oraz wiatru (Borgosz-Koczwara i Herlender 2008). Z kolei w Unii Europejskiej rynek wewnętrzny energii elektrycznej był tworzony od końca lat 90. XX wieku. Jego celem było zapewnienie konkurencji i dostaw energii po najbardziej konkurencyjnej cenie na terenie wszystkich krajów członkowskich (Directive 2009/72/EC). Problemem przy rozwijaniu energetyki odnawialnej są nakłady na instalacje i koszty produkcji energii, znacznie wyższe w porównaniu do źródeł konwencjonalnych (Motowidlak 2012). Mimo to przeprowadzone badania potwierdzają duży wpływ licznych programów w zakresie promocji odnawialnych źródeł energii na zbilansowanie energii i emisję gazów cieplarnianych (Żelazna i Gołębiowska 2015, Rokicki 2017).

Pierwsze uregulowania prawne dotyczące energii odnawialnej w krajach UE zakładały bezwzględny obowiązek zakupu energii elektrycznej i ciepła przez spółki dystrybucyjne ze źródeł niekonwencjonalnych. W pierwszych latach funkcjonowania nowych uregulowań rynek energetyczny był niestabilny a ceny zróżnicowane (Gieremek i Włodarczyk 2005). Pierwszym dokumentem była Zielona Księga z 1996 roku. Określono w niej główne cele polityczne związane z bezpieczeństwem środowiska w sektorze energetycznym. Zwracano uwagę na bezpieczeństwo dostaw, zwiększenie konkurencyjności przedsiębiorstw energetycznych oraz wzięcie pod uwagę aspektów środowiskowych związanych z wpływem sektora na zmiany klimatu (Energy... 1996). Biała Księga z 1997 roku zawierała stan rynku energii odnawialnej w Europie oraz strategię i plan działania na rzecz promocji tej energii. W 1996 roku zużycie energii ze źródeł odnawialnych wynosiło 6%. Założono ambitny plan podwojenia jej produkcji do poziomu 12% w ogólnym bilansie w 2010 roku (Energy... 1997). W kolejnej Zielonej Księdze z 2000 roku zwracano uwagę na kontrolę zapotrzebowania energetycznego, zużycie energii z większym szacunkiem dla środowiska, walkę z globalnym

ociepleniem, m.in. poprzez większy udział energii odnawialnej (European... 2000). W dokumencie z 2006 roku sformułowano strategię działania w kierunku zrównoważonej, konkurencyjnej i bezpiecznej energii (Green... 2006). W kolejnym dokumencie z 2007 roku przedstawiono stan zastosowania odnawialnej energii oraz założenia na przyszłość. Zakładany wcześniej cel 10% udziału energii odnawialnej w całkowitym bilansie zużycia w 2010 roku, stał się niemożliwy do osiągnięcia. Dlatego założono nowe cele, czyli osiągnięcie 20% udziału energii odnawialnej w krajowej konsumpcji energii brutto oraz 10% udział energii ze źródeł odnawialnych (biopaliw) w transporcie do 2020 r. Osiągnięcie tych celów umożliwi zmniejszenie emisji CO<sub>2</sub> od 600 do 900 mln ton rocznie, co oznacza od 150 do 200 mld euro oszczędności, jeśli cena jednej tony CO<sub>2</sub> wynosiłaby 25 euro (Renewable... 2007, Rokicki 2013). Problemy energetyczne dotyczą z jednej strony konieczności zużywania dodatkowej energii na przetworzenie ograniczonych zasobów surowców kopalnych (np. wytop metali z rud), a z drugiej wyczerpywania się nośników energii, jak paliwa kopalne. Energia ze źródeł odnawialnych umożliwia rozwiązanie tych problemów i spełnienie postulatów ochrony środowiska (Lenort 2017, Czaja i Kwaśniewski 2016).

### 3. Cel i metodyka badań

Celem głównym pracy jest ukazanie stopnia wykorzystania energii odnawialnej w krajach Unii Europejskiej. Celami szczegółowymi są: przedstawienie zróżnicowania w udziale energii odnawialnej w energii ogólnej w krajach UE, ustalenie źródeł energii odnawialnej w UE, ukazanie dynamiki zmian w konsumpcji energii odnawialnej, określenie czynników skorelowanych ze zużyciem tej energii. W pracy postawiono hipotezę, według której konsumpcja energii odnawialnej w krajach UE była współzależna z sytuacją gospodarczą. W sposób celowy wybrano do badań wszystkie kraje członkowskie Unii Europejskiej według stanu na dzień 31.12.2016 r. (28 państw). Okres badań dotyczył lat 2004-2016. Źródłami materiałów były dane EUROSTAT, literatura krajowa i zagraniczna. Do analizy i prezentacji materiałów zastosowano metody: opisową, tabelaryczną, graficzną, wskaźniki dynamiki o podstawie stałej, współczynnik koncentracji Giniego, analizę koncentracji za pomocą krzywej Lorenza, wykres gęstości (estymator jądrowy), współczynniki korelacji liniowej Pearsona.

Wskaźniki dynamiki o podstawie stałej określa się następująco (Starzyńska 2002):

$$i = \frac{y_n}{y_0} \quad \text{lub} \quad i = \frac{y_n}{y_0} \cdot 100\% \quad (1)$$

gdzie:

$y_n$  – poziom zjawiska w pewnym okresie,

$y_0$  – poziom zjawiska w okresie odniesienia.

Współczynnik Giniego jest miarą koncentracji (nierównomierności) rozkładu zmiennej losowej. Jeżeli obserwacje  $y_i$  są uporządkowane w rosnącej kolejności, to współczynnik można zapisać wzorem (Dixon et al. 1987, Damgaard i Weiner 2000):

$$G(y) = \frac{\sum_{i=1}^n (2i - n - 1) * y_i}{n^2 * \bar{y}} \quad (2)$$

gdzie:

$n$  – liczba obserwacji

$y_i$  – wartość  $i$ -tej obserwacji,

$\bar{y}$  – średnia wartość wszystkich obserwacji, czyli  $\bar{y} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n y_i$

Krzywa Lorenza określa stopień koncentracji jednowymiarowego rozkładu zmiennej losowej (Dagum 1980). Przy posortowanych obserwacjach  $y_i$ , które przyjmują wartości nieujemne  $0 \leq y_1 \leq y_2 \leq \dots \leq y_n$ ,

$\sum_{i=1}^n y_i > 0$ , krzywa Lorenza jest łamaną, której wierzchołki  $(x_h, z_h)$ , dla

$h = 0, 1, \dots, n$ , mają współrzędne:

$$x_0 = z_0 = 0, \quad x_h = \frac{h}{n}, \quad z_h = \frac{\sum_{i=1}^h y_i}{\sum_{i=1}^n y_i} \quad (3)$$

Współczynnik Giniego określa pole obszaru pomiędzy krzywą Lorenza a przekątną kwadratu jednostkowego pomnożone przez 2.

W przypadku estymatora jądrowego gęstości, jądrem nazywamy funkcję  $K : \mathbb{R} \rightarrow [0, \infty]$  taką że (Kulczycki 2005):

- 1)  $\int_{-\infty}^{\infty} K(x) dx = 1$
- 2)  $K(0) \geq K(X)$  dla każdego  $X$
- 3)  $K$  – symetryczne względem zera.

Estymatorem jądrowym nazywamy funkcję  $\hat{f}_n(x) = \frac{1}{nh} \sum_{i=1}^n K\left(\frac{X - X_i}{h}\right)$ , (4) gdzie  $h$  jest stałą zwaną szerokością pasma dla  $h > 0$ .

Do określenia zgodności z rozkładem normalnym zastosowano test Doornika-Hansen (1994):

$$DH = z_1^2 + z_2^2 \quad (5)$$

gdzie:

$z_1$  – transformowana skośność,

$z_2$  – transformowana kurioza.

Współczynnik korelacji liniowej Pearsona jest miernikiem siły związku prostoliniowego między dwiema cechami mierzalnymi. Jest on wyrażony za pomocą wzoru (Jajuga i Walesiak 2004):

$$r_{XY} = \frac{C(X, Y)}{\sqrt{S_X^2 \cdot S_Y^2}} = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 \cdot \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}} = \frac{C(X, Y)}{S_X \cdot S_Y} \quad (6)$$

gdzie:

$C(X, Y)$  – kowariancja między cechami  $X$  i  $Y$ ,

$S_X^2$  - wariancja cechy  $X$ ,

$S_Y^2$  - wariancja cechy  $Y$ ,

$S_X$  - odchylenie standardowe cechy  $X$ ,

$S_Y$  - odchylenie standardowe cechy  $Y$ .

Współczynnik korelacji liniowej można traktować jako znormalizowaną kowariancję. Korelacja przyjmuje zawsze wartości w zakresie (-1, 1).

#### 4. Wyniki badań

Zużycie energii w UE w latach 2004-2016 spadło o 10% (tab. 1). W tym czasie poszczególne państwa rozwijały się gospodarczo, więc redukcja konsumpcji energii była korzystna dla środowiska. W większości państw nastąpił spadek zużycia energii w badanym okresie, największy na Litwie (o 14%) i Malcie. Wzrost zużycia energii odnotowano tylko w kilku państwach, tj. w Estonii (o 10%), Polsce (9%) i Austrii (2%). Spośród państw o największym zużyciu energii jedynie w Polsce nastąpił wzrost. Przyczyną może być duży wzrost gospodarczy, ale też nieefektywne jej zużycie. W grupie państw o największym zużyciu energii były właściwie kraje z Europy Zachodniej.

Udział energii odnawialnej w zużyciu całkowitym energii był zróżnicowany w poszczególnych krajach UE (tab. 2). Największy odnotowano w 2016 roku w Szwecji (54%), Finlandii (39%), Łotwie (37%), zaś najmniejszy w Luksemburgu (5%), Holandii i Malcie (po 6%). Pobieźna analiza pozwala stwierdzić, że zarówno wśród liderów, jak i autsajderów, były państwa najbardziej rozwinięte gospodarczo. Wybudowanie instalacji i pozyskiwanie energii odnawialnej wiąże się z nakładami i kosztami, co może zniechęcać kraje biedniejsze oraz być mniejszym obciążeniem dla bogatszych. Z drugiej strony kraje bogatsze mogą pozwolić sobie na zakup energii ze źródeł konwencjonalnych, który stanowi niewielkie obciążenie ich gospodarki, w porównaniu do państw biedniejszych.

Pewnym wyjaśnieniem zaznaczonych prawidłowości dotyczących inwestowania lub nie w energię odnawialną są naturalne warunki i predyspozycje poszczególnych krajów. Energia wodna jest rozwijana w państwach mających dużo rzek, naturalne różnice w wysokości, jak w: Austrii, Słowenii, Szwecji (tab. 3). Energia wiatru z kolei jest wykorzystana na obszarach z korzystnymi warunkami wietrznymi, jak: Irlandia, Wielka Brytania, Holandia. Z kolei energia słońca wymaga wielu dni słonecznych w roku, więc jest stosowana w Hiszpanii, na Malcie i Cyprze. W prawie wszystkich państwach UE dominującym źródłem energii odnawialnej były biopaliwa, do których zalicza się drewno i biopaliwa stałe, biopaliwa płynne, biogaz i odpady odnawialne. Biopaliwa, w tym drewno jest najłatwiej dostępnym źródłem energii odnawialnej.



**Tabela 1.** Całkowite zużycie energii w krajach UE w teradzulach w latach 2004-2016 (EUROSTAT)

**Table 1.** Total energy consumption in EU countries in terajoules in 2004-2016 (EUROSTAT)

Kraje	Zużycie energii w krajach UE w teradzulach (TJ) w latach					Dynamika zmian 2016/2004
	2004	2007	2010	2013	2016	
Niemcy	14 385 398	13 975 402	13 920 543	13 587 555	13 283 390	92,34
Francja	11 518 400	11 287 455	11 186 368	10 857 160	10 414 477	90,42
Wielka Brytania	9 738 544	9 318 280	8 908 683	8 425 953	7 931 465	81,44
Włochy	7 792 109	7 874 808	7 449 381	6 678 572	6 478 990	83,15
Hiszpania	5 910 816	6 124 630	5 453 446	4 996 080	5 115 263	86,54
Polska	3 823 233	4 052 899	4 215 256	4 102 463	4 183 851	109,43
Holandia	3 565 331	3 482 440	3 594 423	3 366 926	3 287 875	92,22
Belgia	2 486 770	2 385 623	2 549 847	2 368 632	2 405 364	96,73
Szwecja	2 173 097	2 070 864	2 126 391	2 058 267	2 061 210	94,85
Czechy	1 922 456	1 946 991	1 902 005	1 822 045	1 748 832	90,97
Finlandia	1 560 679	1 561 546	1 553 496	1 429 643	1 449 481	92,88
Austria	1 391 785	1 411 744	1 428 351	1 418 166	1 417 877	101,87
Rumunia	1 655 008	1 690 075	1 498 857	1 357 682	1 356 606	81,97
Węgry	1 095 893	1 144 781	1 113 651	1 002 425	1 076 212	98,20
Grecja	1 291 604	1 319 578	1 202 380	1 014 977	1 010 795	78,26
Portugalia	1 120 921	1 095 905	1 016 655	937 032	974 027	86,90
Bułgaria	793 000	838 906	744 166	701 559	758 984	95,71
Dania	844 714	859 461	839 207	747 194	729 406	86,35
Słowacja	774 652	747 543	747 550	711 599	691 282	89,24
Irlandia	633 549	664 859	635 537	574 858	621 559	98,11
Chorwacja	402 929	424 250	394 682	359 478	359 418	89,20
Litwa	386 546	389 493	284 178	279 988	294 500	76,19
Słowenia	299 778	307 152	307 178	287 424	284 573	94,93
Estonia	236 997	257 309	257 493	280 629	260 357	109,86
Łotwa	187 920	204 571	193 822	186 975	183 574	97,69
Luksemburg	197 125	193 894	194 304	181 542	175 718	89,14
Cypr	104 837	115 260	114 700	91 615	102 261	97,54
Malta	39 080	40 137	39 294	36 663	30 400	77,79
UE 28	76 333 171	75 785 856	73 871 843	69 863 102	68 687 748	89,98

**Tabela 2.** Udział energii ze źródeł odnawialnych w końcowym zużyciu energii brutto w latach 2004-2016 (EUROSTAT)**Table 2.** Share of renewable energy in gross final energy consumption in 2004-2016

Kraje	Udział energii odnawialnej w zużyciu energii brutto w latach, [%]				
	2004	2007	2010	2013	2016
Szwecja	38,7	44,2	47,2	52,0	53,8
Finlandia	29,2	29,6	32,4	36,7	38,7
Łotwa	32,8	29,6	30,4	37,1	37,2
Austria	22,7	27,0	30,2	32,4	33,5
Dania	14,5	17,8	22,1	27,4	32,2
Estonia	18,4	17,1	24,6	25,6	28,8
Portugalia	19,2	21,9	24,2	25,7	28,5
Chorwacja	13,2	22,2	25,1	28,0	28,3
Litwa	17,2	16,5	19,6	22,7	25,6
Rumunia	17,0	18,3	23,4	23,9	25,0
Słowenia	16,1	15,6	20,4	22,4	21,3
Bułgaria	9,5	9,2	14,1	19,0	18,8
Włochy	5,6	9,8	13,0	16,7	17,4
Hiszpania	8,3	9,7	13,8	15,3	17,3
UE 28	8,3	10,5	12,9	15,2	17,0
Francja	9,4	10,3	12,7	14,1	16,0
Grecja	6,9	8,2	9,8	15,0	15,2
Czechy	5,9	8,0	10,5	13,8	14,9
Niemcy	5,8	9,1	10,5	12,4	14,8
Węgry	4,4	8,6	12,7	16,2	14,2
Słowacja	5,7	7,8	9,1	10,1	12,0
Polska	6,9	6,9	9,3	11,4	11,3
Irlandia	2,4	3,7	5,7	7,7	9,5
Cypr	3,1	4,0	6,0	8,1	9,3
Wielka Brytania	1,2	1,8	3,7	5,7	9,3
Belgia	1,9	3,1	5,7	7,5	8,7
Malta	0,1	0,2	1,0	3,7	6,0
Holandia	1,9	3,3	3,9	4,8	6,0
Luksemburg	0,9	2,7	2,9	3,5	5,4

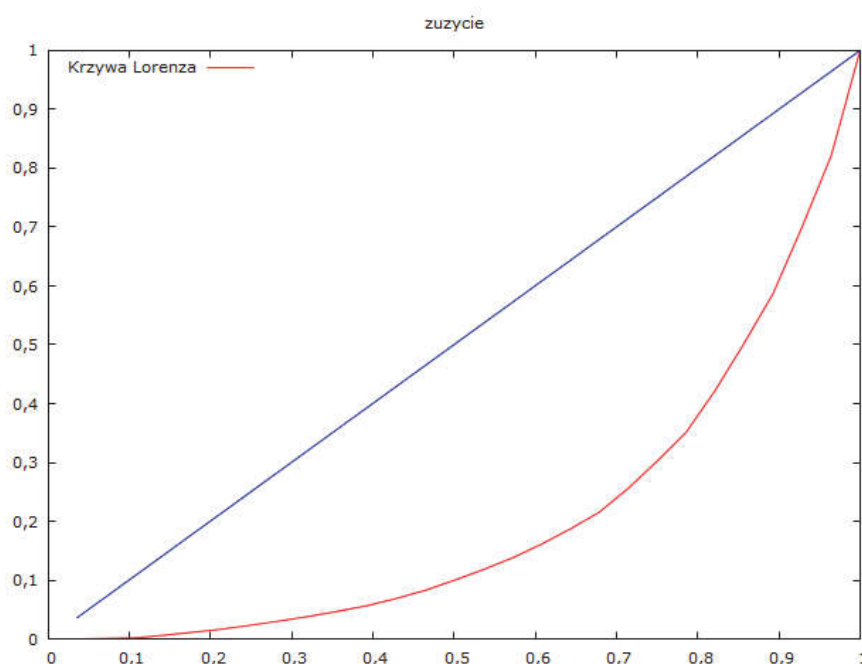
**Tabela 3.** Źródła energii odnawialnej w zużyciu całkowitym tej energii w 2016 roku (EUROSTAT)

**Table 3.** Sources of renewable energy in total consumption of this energy in 2016 (EUROSTAT)

Kraje	Źródła energii odnawialnej w %				
	biopaliwa	woda	wiatr	słońce	geotermalna
Estonia	94,4	0,3	5,3	0,0	0,0
Węgry	92,4	0,7	2,0	0,9	4,0
Czechy	90,3	4,0	1,0	4,7	0,0
Litwa	90,1	2,7	6,7	0,4	0,1
Luksemburg	86,8	4,5	3,9	4,8	0,0
Łotwa	86,0	13,3	0,7	0,0	0,0
Finlandia	84,7	12,8	2,5	0,0	0,0
Polska	84,6	2,1	12,3	0,7	0,3
Belgia	79,8	0,8	12,0	7,4	0,1
Dania	75,6	0,0	21,9	2,3	0,1
Holandia	74,5	0,2	19,0	4,4	1,8
Słowacja	72,4	23,8	0,0	3,3	0,5
Wielka Brytania	69,9	3,0	20,9	6,2	0,0
Niemcy	67,3	4,5	17,4	10,1	0,7
Bułgaria	67,2	17,4	6,3	7,3	1,8
Francja	67,2	21,0	7,5	3,3	1,0
Chorwacja	65,1	29,5	4,4	0,6	0,5
EU 28	64,8	13,9	12,0	6,2	3,1
Szwecja	63,4	29,2	7,3	0,1	0,0
Rumunia	62,7	25,0	9,1	2,5	0,6
Słowenia	58,5	34,4	0,0	3,0	4,0
Austria	58,3	34,1	4,5	2,8	0,3
Portugalia	51,1	24,1	19,1	2,8	2,8
Włochy	50,6	14,0	5,9	8,1	21,4
Irlandia	45,7	5,3	47,7	1,3	0,0
Grecja	43,4	18,4	17,1	20,8	0,4
Hiszpania	39,6	18,0	24,1	18,2	0,1
Malta	38,4	0,0	0,0	61,6	0,0
Cypr	28,5	0,0	13,6	56,8	1,1

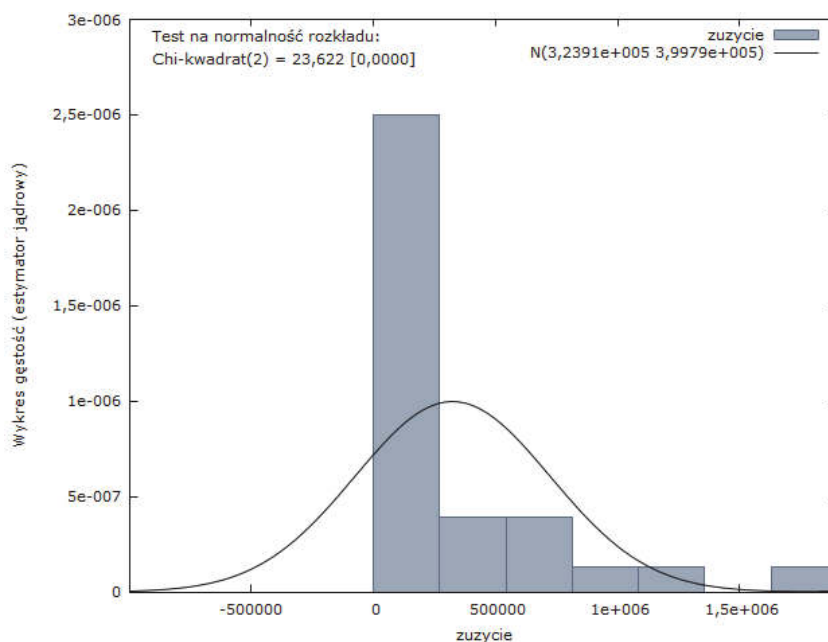
Zbadano również nierównomierność rozkładu zużycia energii ogółem i podobnie energii odnawialnej. Do określenia stopnia koncentracji zużycia energii w krajach Unii Europejskiej zastosowano współczynnik Giniego. Dane dotyczyły początku okresu badań, czyli roku 2004 i końcowego etapu, czyli 2016 roku, zaś liczba obserwacji wynosiła 28. Współczynnik Giniego dla energii ogółem w 2004 roku obliczony z próby wyniósł 0,62, zaś estymowany współczynnik dla populacji 0,65. Oznacza to bardzo dużą koncentrację zużycia energii w kilku krajach UE. W przypadku powtórzenia badań dla roku 2016 wyniki były prawie identyczne (współczynnik z próby = 0,62, a estymowany dla populacji = 0,64). Na rynku energii nie nastąpiły więc żadne istotne zmiany w rozłożeniu konsumpcji energii. Podobne obliczenia wykonano w odniesieniu do energii odnawialnej. Współczynnik Giniego dla tego rodzaju energii w 2004 roku obliczony z próby wyniósł 0,58, zaś estymowany współczynnik dla populacji 0,61. Przy powtórzonych badaniach wyniki były niemal identyczne (współczynnik z próby = 0,59, zaś estymowany = 0,61). Dodatkowo zróżnicowanie dla zużycia energii odnawialnej w 2016 roku przedstawiono na krzywej koncentracji Lorenza (rys. 1). Mimo, że następowały zmiany w wielkości zużytej energii ogółem i odnawialnej, właściwie nie nastąpiły zmiany w strukturze. Kraje o największym zużyciu energii ciągle posiadały dominującą pozycję. Na podstawie przeprowadzonych badań można stwierdzić, że rynek energii w UE charakteryzował się dużą stabilnością.

Najwięcej energii ogółem zużywano w Niemczech, Francji, Wielkiej Brytanii, Włoszech i Hiszpanii, czyli największych gospodarkach UE. W przypadku energii odnawialnej miejsce Wielkiej Brytanii zajmowała Szwecja. W strukturze konsumpcji energii odnawialnej małe znaczenie miały najmniejsze państwa. Potwierdza to również wykres gęstości (rys. 2). W 19 krajach, co stanowiło 68% wszystkich państw, zużywano do 271 tys. teradżuli energii w 2016 roku. Zużycie energii odnawialnej nie było zgodne z rozkładem normalnym.



**Rys. 1.** Krzywa koncentracji Lorenza dla zużycia energii odnawialnej w krajach UE w 2016 roku

**Fig. 1.** Lorenz concentration curve for the consumption of renewable energies in EU countries in 2016



**Rys. 2.** Wykres gęstości (estymator jądrowy) dla zużycia energii odnawialnej w krajach UE w 2016 roku

**Fig. 2.** Graph of kernel density estimation for renewable energy consumption in EU countries in 2016

W celu stwierdzenia związku między udziałem energii odnawialnej w zużyciu całkowitym energii w krajach Unii Europejskiej a parametrami, które mogły być z nim związane, zostały obliczone współczynniki korelacji liniowej Pearsona (tab. 4). Jako wartość graniczną poziomu istotności przyjęto  $p = 0,05$ . Istotne wyniki zostały oznaczone szarym tłem w tabeli. Współczynniki korelacji zostały policzone dla krajów UE w latach 2004-2016 i z podziałem na okresy stabilizacji gospodarczej w latach 2004-2008, kryzysu gospodarczego w latach 2009-2010, wychodzenia kryzysu i ponownego wzrostu gospodarczego w latach 2011-2016. W pracy starano się sprawdzić korelację, która nie wskazuje, że dany czynnik wpływa na inny, tylko że istnieje między nimi silny lub słaby związek.

**Tabela 4.** Współczynniki korelacji liniowej Pearsona między udziałem energii odnawialnej w zużyciu całkowitym a wybranymi parametrami

**Table 4.** Pearson's linear correlation coefficients between the share of renewable energy in total energy consumption and selected parameters

Badane parametry	Współczynniki korelacji liniowej Pearsona dla lat			
	2004-2008	2009-2010	2011-2016	2004-2016
Współczynniki korelacji między udziałem energii ze źródeł odnawialnych w końcowym zużyciu energii brutto a				
PKB na mieszkańca	-0,100	-0,137	-0,094	-0,079
p value	0,240	0,314	0,226	0,148
Konsumpcja gospodarstw domowych na osobę	-0,128	-0,142	-0,043	-0,060
p value	0,132	0,297	0,580	0,273
Liczba ludności	-0,242	-0,235	-0,242	-0,234
p value	0,004	0,081	0,002	0,001
Powierzchnia w km <sup>2</sup>	-	-	-	-0,233
p value	-	-	-	0,001
Lesistość w %	-	-	-	0,675
p value	-	-	-	0,001

Stwierdzono słabe ujemne związki udziału energii odnawialnej w całkowitym zużyciu z liczbą ludności (poza okresem 2009-2010) oraz z powierzchnią kraju. Badane parametry są dosyć stałe w krótkim okresie czasu i decydują o potencjale danego kraju. Już wcześniej wykazano, że produkcja energii ogółem, w tym odnawialnej była skoncentrowana

w największych obszarowo państwach, ale nie miały one największego udziału tej energii w konsumpcji energii całkowitej. Istotna była również relacja udziału energii odnawialnej i lesistości (udziału lasów w powierzchni kraju). W tym przypadku zależność była silna i dodatnia. Spowodowane to było tym, że w większości krajów biomasa z lasów stanowiła główne źródło energii odnawialnej. W ten sposób państwa starały się wypełniać limity nakładane przez UE.

## 5. Podsumowanie

Współcześnie nie można zrezygnować z dnia na dzień z energii ze źródeł nieodnawialnych, ale można stopniowo wprowadzać bardziej ekologiczne źródła odnawialne. Przeprowadzone badania pozwalają na wyciągnięcie wniosków.

- 1 Udział energii odnawialnej w zużyciu całkowitym energii w krajach UE systematycznie rośnie. Wskaźnik ten nie był uzależniony od czynników ekonomicznych, gdyż zarówno pierwsze, jak i ostatnie kraje w rankingu, pod względem udziału energii odnawialnej w zużyciu całkowitym, wywodziły się z Europy Zachodniej.
- 2 Występowała duża koncentracja konsumpcji energii odnawialnej w kilku państwach UE. Rynek był bardzo stabilny, bo w latach 2004-2016 nie zmieniła się koncentracja zużycia energii. Dodatkowo osiągnięto praktycznie takie samo skupienie w przypadku zużycia energii ogółem, jak i odnawialnej. W pierwszej piątce krajów były największe powierzchniowo i gospodarczo kraje. W przypadku zużycia energii odnawialnej w top 5 zamiast Wielkiej Brytanii znalazła się Szwecja.
- 3 Dominującym źródłem energii odnawialnej w prawie wszystkich krajach były biopaliwa. Stosowanie energii z innych źródeł nie było uzależnione od poziomu rozwoju gospodarczego, ale od naturalnych warunków topograficznych i klimatycznych, które pozwalały na zastosowanie danych technologii, jak elektrownie wykorzystujące energię wody, czy też siłę wiatru lub energię słońca.
- 4 Nie było istotnego związku między sytuacją gospodarczą kraju a zużyciem energii odnawialnej. Postawiona w pracy hipoteza została odrzucona. Stwierdzono silne dodatnie zależności między udziałem lasów w powierzchni kraju a udziałem energii odnawialnej w zużyciu całkowitym energii. Słabe ujemne relacje wykazano również w przy-

padku parametrów dotyczących potencjału, jak liczba ludności i powierzchnia kraju.

- 5 Przedstawione badania pozwalają na stwierdzenie, że rozwój produkcji i w rezultacie zużycia energii odnawialnej w krajach UE jest uzależniony od wielu nieekonomicznych czynników. Niektóre są trudno mierzalne, jak polityczne. Problematyka odnawialnych źródeł energii jest bardzo ważna w kontekście ochrony środowiska naturalnego.

## Literatura

- Borgosz-Koczwara, M., Herlender, K. (2008). Bezpieczeństwo energetyczne a rozwój odnawialnych źródeł energii. *Energetyka*, 3, 194-197.
- Renewable Energy Road Map. Renewable energies in the 21st century: building a more sustainable future*, Commission Communication of 10 January 2007, COM(2006) 848 final.
- Czaja, P., Kwaśniewski, K. (2016). Polski węgiel, energia i środowisko—szanse i zagrożenia. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 18, 38-60.
- Czyżewski, R., Wrocławski, M. (2012). Koncepcja funkcjonowania sieci dystrybucyjnych, opartych na lokalnych obszarach bilansowania, czynnikiem wspierającym rozwój generacji rozproszonej i poprawę efektywności energetycznej. *Biuletyn Urzędu Regulacji Energetyki*, 1, 41-46.
- Dagum, C. (1980) The Generation and Distribution of Income, the Lorenz Curve and the Gini Ratio. *Economie Appliquée*, 33, 327-367.
- Damgaard, C., Weiner, J. (2000). Describing Inequality in Plant Size or Fecundity. *Ecology*, 81, 1139-1142.
- Directive 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC. *Official Journal of the European Union L 140*, 5 June 2009, 16-47.
- Directive 2009/72/EC of the European Parliament and of the Council of 13 July 2009 concerning common rules for the internal market in electricity, and repealing Directive 2009/54/EC (2nd energy directive), which repealed Directive 96/92/EC. *Official Journal of the European Union L 211*, 14 August 2009, 55-93.
- Dixon, P. M., Weiner, J., Mitchell-Olds, T., Woodley, R. (1988). Erratum to 'Bootstrapping the Gini Coefficient of Inequality.' *Ecology*, 69, 1307.
- Doornik, J.A., Hansen, H. (1994). *An Omnibus Test for Univariate and Multivariate Normality*, Working Paper, Nuffield College, Oxford University, U.K. Lobato, I.



- Energy for the Future: Renewable Sources of Energy – Green Paper for a Community Strategy*. COM(96) 576, 1996.
- Energy for the Future: Renewable Sources of Energy. White Paper for a Community Strategy and Action Plan*. COM(97) 599 final (26/11/1997).
- European Commission, *Green Paper – Towards a European strategy for the security of energy supply*. COM(2000) 769, november 2000.
- Gieremek, K., Włodarczyk, W. (2005). Rozwój odnawialnych źródeł energii w latach 1999-2004-ocena mechanizmów wspierania. *Biuletyn Urzędu Regulacji Energetyki*, 1, 32-33.
- Green paper. A European Strategy for Sustainable, Competitive and Secure Energy*, Commission of the European Communities. {SEC(2006) 317}, Brussels, 8.03.2006, COM(2006) 105 final.
- Jajuga, K., Walesiak, M. (2004) *Remarks on the Dependence Measures and the Distance Measures*, (w:) K. Jajuga, M. Walesiak (red.), *Klasyfikacja i analiza danych – teoria i zastosowania*, Prace Naukowe Akademii Ekonomicznej we Wrocławiu nr 1022, AE, Wrocław, 348-354.
- Kowalak, T. (2005), Tworzenie rynku energii elektrycznej i restrukturyzacja sektora energetycznego – spojrzenie regulatora. *Biuletyn Urzędu Regulacji Energetyki*, 1, 11-16.
- Kulczycki, P. (2005) *Estymatory jądrowe w analizie systemowej*. WNT, Warszawa.
- Lenort, R., Staš, D., Wicher, P., Holman, D., i Ignatowicz, K. (2017). Comparative Study of Sustainable Key Performance Indicators in Metallurgical Industry. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 19, 36-51.
- Motowidlak, T. (2012). Wpływ kryzysu finansowego strefy euro na rozwój sektora energii odnawialnej. *Acta Universitatis Lodzianensis, Folia Oeconomica*, 273, 287-299.
- Piekarski, W., Zajac, G., Szyszlak, J. (2006). Odnawialne źródła energii jako alternatywa paliw konwencjonalnych w pojazdach samochodowych i ciągnikach. *Inżynieria Rolnicza*, 10, 91-96.
- Rokicki, T. 2013, The importance of logistics in agribusiness sector companies in Poland. *Economic Science for Rural Development: production and cooperation in agriculture / finance and taxes. Proceedings of the International Scientific Conference*, 30, 116-120.
- Rokicki, T. (2016). Situation of steel industry in European Union, *In Metal 2016: 25th Anniversary International Conference on Metallurgy and Materials. Conference Proceedings*. Ostrava: TANGER Ltd., 2016, 1981-1986.
- Rokicki, T., (2017). Segmentation of the EU countries in terms of the metallurgical industry, *In Metal 2017: 26th Anniversary International Conference on Metallurgy and Materials. Conference Proceedings*. Ostrava: TANGER Ltd., 2017, 184.

- Starzyńska, W. (2002). *Statystyka praktyczna*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 102.
- Viktarovich, N., Czechowska-Kosacka, A. (2016). Energy production from biomass in a trigeneration system. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 18, 1007-1017.
- Żelazna, A. (2013) The Influence of Collector Type on Emission Indicators in Solar Systems Life Cycle Assessment. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 15, 258-271.
- Żelazna, A., Gołębiowska, J. (2015). The Measures of Sustainable Development – a Study Based on the European Monitoring of Energy-related Indicators. *Problemy Ekorożwoju – Problems of Sustainable Development*, 10(2), 169-177.

## **Use of Renewable Energy Sources in European Union Countries**

### **Abstract**

The main aim of the work was to show the degree of renewable energy use in the European Union countries. All European Union member states were selected for research purposefully. The research period concerned the years 2004-2016. The sources of materials were EUROSTAT data, domestic and foreign literature. For the analysis and presentation of materials, descriptive, tabular, graphical methods, dynamics indicators with a fixed base, Gini concentration coefficient, concentration analysis using the Lorenzo curve, graph of kernel density estimation, Pearson's linear correlation coefficients were used. Energy obtained from renewable sources enables solving problems related to the depletion of conventional energy sources and is very important to protect the natural environment. The share of renewable energy in total energy consumption in EU countries has been systematically growing and was not dependent on economic factors. There was a high concentration of renewable energy consumption in couple of EU countries. The market was very stable. Biofuels were the dominant source of renewable energy in almost all countries. The use from other sources was not dependent on the level of economic development, but on natural topographical and climatic conditions. There was a strong positive relationship between the share of forests in the country's area and the share of renewable energy in total energy consumption. This was due to the fact that biomass from forests was the main source of renewable energy in most countries. In this way, countries tried to meet the limits imposed by the EU.

## Streszczenie

Celem głównym pracy było ukazanie stopnia wykorzystania energii odnawialnej w krajach Unii Europejskiej. W sposób celowy wybrano do badań wszystkie kraje członkowskie Unii Europejskiej. Okres badań dotyczył lat 2004-2016. Źródłami materiałów były dane EUROSTAT, literatura krajowa i zagraniczna. Do analizy i prezentacji materiałów zastosowano metody opisową, tabelaryczną, graficzną, wskaźniki dynamiki o podstawie stałej, współczynnik koncentracji Giniego, analiza koncentracji za pomocą krzywej Lorenza, wykres gęstości (estymator jądrowy), współczynniki korelacji liniowej Pearsona. Energia pozyskiwana ze źródeł odnawialnych umożliwia rozwiązanie problemów związanych z wyczerpywaniem się konwencjonalnych źródeł energii i spełnienie postulatów ochrony środowiska. Udział energii odnawialnej w zużyciu całkowitym energii w krajach UE systematycznie rósł i nie był uzależniony od czynników ekonomicznych. Występowała duża koncentracja konsumpcji energii odnawialnej w kilku państwach UE. Rynek był bardzo stabilny. Dominującym źródłem energii odnawialnej w prawie wszystkich krajach były biopaliwa. Stosowanie z innych źródeł nie było uzależnione od poziomu rozwoju gospodarczego, ale od naturalnych warunków topograficznych i klimatycznych. Stwierdzono silne dodatnie zależności między udziałem lasów w powierzchni kraju a udziałem energii odnawialnej w zużyciu całkowitym energii. Spowodowane to było tym, że w większości krajów biomasa z lasów stanowiła główne źródło energii odnawialnej. W ten sposób państwa starały się wypełniać limity nakładane przez UE.

### Słowa kluczowe:

energia odnawialna, Unia Europejska, biopaliwa, koncentracja zużycia energii

### Keywords:

renewable energy, European Union, biofuels, concentration of energy consumption



## **Wykorzystanie odpadów z przemysłu wydobywczego i hutnictwa w drogownictwie**

*Paweł Wowkonowicz, Anna Bojanowicz-Bablok, Barbara Gworek*  
*Instytut Ochrony Środowiska*  
*– Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa*

### **1. Wprowadzenie**

W artykule omówione zostały doświadczenia krajowe i zagraniczne w zakresie wykorzystania odpadów z hutnictwa (żużle wielkopiecowe, stalownicze i metali kolorowych) oraz odpadów z przemysłu wydobywczego, głównie węgla (łupki węglowe, rozdrobniony materiał skalny ze zwałowisk odpadów górniczych).

Przedstawiono również aspekty środowiskowe wykorzystania tych odpadów oraz sposoby wyeliminowania ewentualnego zagrożenia dla środowiska związanego z ich stosowaniem.

### **2. Odpady z hutnictwa**

Odpady z hutnictwa to odpady pochodzące z bezpośredniej produkcji żelaza, stali oraz metali kolorowych. Odpady hutnicze można podzielić na następujące podgrupy (Sybilski i in. 2004):

- żużel wielkopiecowy kawałkowy, powstający w procesie wytopu surowki z rudy żelaza i dodatków mineralnych przy wolnym studzeniu,
- żużel wielkopiecowy granulowany, powstający w procesie wytopu surowki z rudy żelaza i dodatków mineralnych przy szybkim studzeniu w wodzie,
- żużel stalowniczy, będący produktem ubocznym wytopu stali z surowki żelaza w piecu konwertorowym lub elektrycznym,
- żużle metali kolorowych (pomiedziowy, ponikłowy, połowiowy i pocynkowy).

Zastosowanie żużli hutniczych w drogownictwie obejmuje:

- skarpy, nasypy, niwelacja terenu,
- podbudowy stabilizowane mechanicznie,
- podłoże nawierzchni,
- warstwę wiążącą,
- warstwę ścieralną.

Żużle hutnicze są wykorzystywane w budownictwie drogowym głównie jako kruszywo. Do tego celu używa się (Gawlicki i Małolepszy 2015):

- żużle wielkopieczowe,
- żużle stalownicze,
- żużle pomiedziowe,
- żużle ponikłowe.

Żużle wielkopieczowe stosowane w drogownictwie nie stwarzają istotnych problemów, pochodzą głównie z zagospodarowania starych hałd, gdyż obecne technologie wytapiania surówki żelaza zapewniają uzyskiwanie żużli granulowanych, które są atrakcyjnym surowcem dla przemysłu cementowego.

Żużle pomiedziowe są również wytwarzane jako granulaty. Uznawane są za wartościowy materiał dla drogownictwa o zadawalających parametrach użytkowych. Nie stwarzają również problemów związanych z trwałością konstrukcji drogowej, do której budowy zostały użyte (Gawlicki i Małolepszy 2015).

Jedynym rodzajem żużla spośród wymienionych wyżej żużli metalurgicznych, który może stwarzać problemy w zapewnieniu odpowiedniej trwałości konstrukcji drogowej jest żużel stalowniczy zawierający znaczne ilości niezwiązanego tlenku magnezu – peryklazu. Tlenek ten jest silnie spieczony i bardzo powoli reaguje z wodą, a produktem reakcji jest wodorotlenek magnezu, o zwiększonej objętości w porównaniu do objętości tlenku magnezu. Przyrost objętości materiału może doprowadzić do deformacji wierzchniej warstwy konstrukcji drogowej, a nawet do jej zniszczenia. Podobne zagrożenie może być spowodowane występowaniem w żużlach niezwiązanego tlenku wapnia. W celu uniknięcia zmian objętości w konstrukcjach drogowych należy stosować żużle sta-

lownicze po dostatecznie długim okresie sezonowania, zapewniającym przekształcenie się tlenków magnezu i wapnia w odpowiednie wodorotlenki (Gawlicki i Małolepszy 2015).

Żużle do wykorzystania w drogownictwie mogą pochodzić z odpadów pochodzących z bieżącej produkcji albo z odpadów nagromadzonych na składowiskach.

W przypadku kruszyw produkowanych z odpadów zdeponowanych na składowiskach np. żużli stalowniczych i wielkopieczowych, problemem są kończące się zasoby lub nawet ich całkowite wykorzystanie (w przypadku niektórych obiektów), do produkcji kruszyw sztucznych. Podobne problemy dotyczą kruszyw produkowanych z odpadów zdeponowanych na składowiskach odpadów z hutnictwa metali nieżelaznych, głównie miedzi i cynku (Adamczyk i Dylewski 2010).

Z kolei produkcja kruszyw wtórnych z odpadów pochodzących z bieżącej działalności jest ściśle uzależniona od kondycji ekonomicznej (lub rentowności) danej branży, a ich ilość skorelowana jest z wielkością produkcji (wydobycia):

- w przypadku żużli stalowniczych i wielkopieczowych ich ilość wynosi ok. 30% wielkości produkcji stali,
- w przypadku żużli pomiedziowych ich ilość wynosi ok. 190% wielkości produkcji miedzi.

W odniesieniu zarówno do żużli z hutnictwa stali, jak i miedzi można mówić o całkowitym, bieżącym ich wykorzystaniu do produkcji kruszyw.

## **2.1. Wykorzystanie żużli hutniczych w Polsce i na świecie**

W Polsce recyklingiem żużla powstającego w trakcie procesu wytapiania miedzi w piecach szybowych Huty Miedzi Głogów zajmował się najpierw oddział produkcji kruszyw firmy KGHM Ecoren, który został uruchomiony w Głogowie w czerwcu 2004 roku, a po przejęciu Ecoren – KGHM Metraco. Produktem końcowym recyklingu jest kruszywo drogowe, które może znaleźć zastosowanie do:

- budowy dróg i autostrad (grys do produkcji asfaltobetonów, mieszanki na podbudowy, na warstwy mrozo odporne, odsączające i jako składnik odziarniający, na podbudowy pomocnicze nawierzchni przydatnych i półsztywnych, na warstwy nasypów w strefie przemarzania),

- budowy drogi na nasypie z kruszywa pomiedziowego ([www.metaco.pl](http://www.metaco.pl)).

W krajach Europy Zachodniej w konstrukcji warstw nawierzchni drogowych powszechnie wykorzystywane są żużle wielkopieczowe granulowane oraz stalownicze z procesu w piecu konwertorowym.

W Wielkiej Brytanii z ponad 1 mln Mg żużli powstających w procesie konwertorowym 100% poddawanych jest recyklingowi, z czego 98% jako kruszywo, wykorzystywane głównie w produkcji betonu i asfaltu (Huang i in. 2007).

Przeprowadzone badania w zakresie wykorzystania żużli w drogownictwie obejmowały:

- ocenę wykonalności wykorzystania żużli stalowniczych z pieca elektrycznego jako zamiennika kruszyw naturalnych w nawierzchniach asfaltowych (wyniki badań mikrostrukturalnych z użyciem skaningowego mikroskopu elektronowego (SEM), mikroskopii optycznej (OM), dyfrakcji promieni rentgenowskich (XRD) i spektroskopii dyspersji energii promieniowania rentgenowskiego (EDS) wykazały, że materiał może być z powodzeniem stosowany w tym celu (Sofilic i in. 2010),
- ocenę, w badaniach terenowych, właściwości mieszanek asfaltowych z dodatkiem żużli stalowniczych z pieca elektrycznego, które wykazały zadowalające wyniki pod względem właściwości przeciwpoślizgowych i tekstury nawierzchni; wyniki badań prowadzonych na dwóch odcinkach autostrady wybudowanych z dodatkiem żużla w odstępie 30 i 41 miesięcy wykazały niewielkie różnice we właściwościach; porównanie właściwości warstw ścieralnych odcinka testowego oraz odcinka autostrady z betonu asfaltowego wybudowanego w tym samym okresie z wykorzystaniem kruszyw naturalnych wykazało podwyższone właściwości mechaniczne warstw ścieralnych nawierzchni z dodatkiem żużla (Liapis i Likoydis 2012),
- możliwość wykorzystania żużla stalowniczego z pieca elektrycznego jako zamiennika naturalnego kruszywa wapiennego do przygotowania mieszanek mineralno-asfaltowych na ciepło (wyniki wykazały poprawę cyklicznego modułu sprężystości oraz wytrzymałości na rozciąganie, a także zmniejszenie wrażliwości mieszanki na działanie wody oraz odkształcenia trwałe) (Mahmoud i in. 2013),

- wykorzystanie żużli z pieca konwertorowego do przygotowania mieszanek asfaltu porowatego oraz mastyksu grysowego (SMA); wyniki badania odporności na deformacje trwałe pod cyklicznym obciążeniem oraz badania sztywności wskazują, że przygotowane mieszanki spełniały wymagania standardów technicznych UE i mogły być stosowane w budowie dróg; autorzy rekomendowali przeprowadzenie zaawansowanych analiz mikrostrukturalnych w celu pełnego określenia możliwości wykorzystania żużli w mieszankach asfaltowych (Moon 2015).

## 2.2. Wpływ na środowisko odpadów hutniczych

Skład chemiczny żużli zależy od procesów metalurgicznych, w których powstały i będzie wpływać na środowisko przy wykorzystaniu w drogownictwie.

W tabeli 1 przedstawiono zawartość pierwiastków w różnych żużlach, które mogą stanowić zagrożenie dla środowiska. Zestawienie zostało wykonane na podstawie wyników z ponad 70 badań (Piatak i in. 2015). Zawartość pierwiastków porównana została do poziomów granicznych dla gleb terenów mieszkaniowych i przemysłowych określonych w przepisach amerykańskiej Agencji Ochrony Środowiska (USEPA 2010) oraz Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME 2007). Składniki uwalniane z żużli podczas wietrzenia i oddziaływania wód powierzchniowych i podziemnych mogą mieć szkodliwy wpływ na środowisko. Wyniki prowadzonych badań wskazują, że z niektórych żużli są wmywane wybrane substancje a ich stężenia w odciekach skorelowane są z ich zawartością w żużlach. Ponadto stwierdzono, że charakterystyka odcieków żużli metali żelaznych jest bardzo różna od odcieków żużli metali nieżelaznych (Piatak i in. 2015).

Autor ten wykazał, że wartość pH odcieków pochodzących z żużli powstających przy wytopie rud żelaza jest wyższe niż żużli powstających przy wytopie rud metali nieżelaznych.

Ponadto z odcieków pochodzących z żużli powstających przy wytopie rud żelaza wmywane są znaczne ilości chromu i niekiedy manganu, podczas gdy z odcieków żużli metali kolorowych najwyższą wmywalnością charakteryzują się arsen, kadm, kobalt, ołów i cynk.



**Tabela 1.** Przekroczenia wartości granicznych przez pierwiastki śladowe obecne w żuźlach (Piatak et al. 2015)

**Table 1.** Elements that may be of environmental concern based on bulk chemistry by slag type (Piatak i in. 2015)

Pierwiastek	Rodzaj żuźla						
	Stalowniczy	Fe	Ni z rudy laterytowej	Ni z rudy siarczkowej	Cu	Pb	Zn
As	**	**			**	**	**
Ba						**	
Cd					*		
Co				**	**	**	
Cr	**	*	**		**		**
Cu					**		
Mn	**	**	**			**	
Ni				*			
Pb					**	**	**
Zn					**	**	**

\* – stężenie okazjonalnie przekracza wartości graniczne  
 \*\* – stężenie powszechnie przekracza wartości graniczne

Badania nad wykorzystaniem różnych rodzajów żuźli w materiałach budowlanych wskazały, że podczas stosowania tych materiałów może dochodzić do wymywania do środowiska pierwiastków śladowych (Piatak i in. 2015). Wykorzystanie żuźla pocynkowego do budowy prywatnych dróg dojazdowych, dróg i podłoży kolejowych doprowadziło do zanieczyszczenia gleb pierwiastkami śladowymi. Badania wymywania z materiałów budowlanych, głównie cementów, zawierających żuźle pocynkowe i połówkowe, prowadzone podczas testów laboratoryjnych i pilotażowych, wskazały że dochodzi do wymywania cynku i ołowiu i jedynie tylko niektóre z żuźli mogą być bezpiecznie wykorzystane. Z kolei badania wymywania prowadzone na mieszankach asfaltowych zawierających żuźel z pieców łukowych (EAF) wykazały, że nie dochodzi do znaczącego uwalniania chromu i innych pierwiastków śladowych sugerując, że materiały te mogą być z powodzeniem stosowane (Piatak i in. 2015).

Na zwałowisku w Rudzie Śląskiej badano zeszlone odpady po produkcji cynku i ołowiu, gdzie stwierdzono, że charakteryzują się one niską zawartością metali ciężkich oraz niewielką wymywalnością. Ponadto zaobserwowano słabe zwietrzenie długoletnio składowanych odpadów. Badania te wykazały, że odpady te mogą być wykorzystane w drogownictwie jako jeden z kompozytów do produkcji kruszyw. Odpady hutnicze charakteryzują się zróżnicowanym chemizmem, co wskazuje na konieczność indywidualnego badania zwałowisk. Takie podejście pozwoli wyeliminować ewentualne zagrożenia dla środowiska związane ze stosowaniem tych odpadów (Jonczy i in. 2014).

### 3. Odpady z górnictwa węgla kamiennego

Wydobycie węgla kamiennego prowadzi do wytwarzania dużych ilości odpadów górniczych, powstających podczas drażenia nowych szybów i chodników, a potem również w wyniku prac eksploatacyjnych i przerobczych. Zagospodarowanie tych odpadów stanowi poważny problem, ponieważ możliwości zakładów górniczych dalszego składowania materiałów na hałdach są już w dużej mierze ograniczone. Odpady poeksploatacyjne z nadkładu i przewarstwień płonnych mogą mieć różnorodne zastosowanie, zwłaszcza do wytwarzania kruszyw różnej jakości, budowy nasypów, utwardzania dróg dojazdowych.

Odpady górnicze ze względu na przydatność oraz sposób i warunki ich wykorzystania w budownictwie drogowym możemy podzielić na (Sybilski i in. 2004):

- łupki przywęglowe nieprzepalone (surowe) pobrane bezpośrednio z płuczki węglowej,
- łupki przywęglowe nieprzepalone składowane co najmniej jeden rok na hałdzie,
- łupki odwęglone z wtórnej przeróbki mechanicznej łupka nieprzepalonego świeżego lub składowanego co najmniej jeden rok na hałdzie,
- łupki przywęglowe przepalone (czerwone),
- odpady zawierające skaliste i nieskaliste grunty z robót przygotowawczych.

Łupki przywęglowe nieprzepalone zwane są potocznie czarnymi. Wykorzystanie surowych nieprzetworzonych odpadów gruboziarnistych jest znacznie utrudnione ponieważ materiał ten nie wypełnienia prze-

strzeni międzyziarnowych i tym samym jest niestabilny (w wyniku postępującej z biegiem czasu destrukcji uziarnienia) oraz podatny na możliwości samozapalenia zawartych w nim okruchów węgla. Łupki przywęglowe przeważnie zwałowane są na składowiskach wspólnie z innymi odpadami górnictwa. W wyniku niekontrolowanego wymieszania łupka surowego z innymi odpadami zawierającymi niejednokrotnie duże fragmenty twardych skał, obudowy górniczej, uszkodzonych maszyn i urządzeń, materiał może być wykorzystywany selektywnie głównie jako substytut gruntów naturalnych i kruszyw kamiennych (Sybilski i in. 2004).

Łupek odwęglony stanowi materiał uzyskany z zakładów przetwórczych. Szczególnie korzystnymi właściwościami fizycznymi i chemicznymi charakteryzuje się materiał uzyskany z rozbiórki i przeróbki przesezonowanych hałd odpadów pogórnictwa. Przetworzony materiał na frakcję o  $\phi$  0-45 mm charakteryzuje się jednorodnym ciągłym uziarnieniem oraz zmniejszoną w stosunku do łupka surowego zawartością węgla, jak również zmniejszoną ilością najslabszych ziaren podatnych na zmianę uziarnienia w procesie zagęszczania materiału lub działania wody i mrozu, co znacznie rozszerza możliwości jego wykorzystania w robotach ziemnych (Sybilski i in. 2004).

Łupki przywęglowe przepalone zwane potocznie czerwonymi lub łupkoporytami stanowią materiał uzyskany w wyniku przeobrażenia zachodzącego podczas procesu przepalania hałdy. Przepalony materiał tworzy czasami duże zwarte (spieczone) bryły, które powinny być rozkruszone przed jego wykorzystaniem. Dobrze przepalony łupek jest materiałem stosunkowo lekkim i wystarczająco odpornym na działanie wody i mrozu, co jest szczególnie ważne przy formowaniu nasypów na gruntach małonośnych, podmokłych lub budowy nasypów i warstw ochronnych narażonych na przemarzanie (Sybilski i in. 2004).

Do grupy odpadów z górnictwa węgla kamiennego należą również skaliste i nieskaliste grunty wydobywane w czasie prowadzonych robót przygotowawczych i udostępniających złoża węgla kamiennego. Odpady z tej grupy zawierają często duże ilości zwięzłego materiału w postaci fragmentów piaskowca. W zależności od właściwości fizykomechanicznych selektywnie pozyskany materiał może być wykorzystany do produkcji kruszyw do warstw nośnych nawierzchni drogowych lub warstw ochronnych wzmacniających podłoże nawierzchni (Sybilski i in. 2004).

### 3.1. Wykorzystanie odpadów z górnictwa węgla kamiennego w Polsce i na świecie

Do budowy nasypów można stosować wszystkie rodzaje odpadów górniczych pod warunkiem odpowiedniego ich wykorzystania (Sybilski i in. 2004). Przez lata skała płonna (nieprzepalony łupek węglowy) przez brak odpowiednich norm, możliwości technicznych lub braku zainteresowania ze strony kopalń traktowana była jako odpad wydobywczy i składowana na hałdach. W Zakładach Górniczych PKW S.A. urobek węglowy oprócz głównego produktu – węgla kamiennego zawiera około 20-30% skały płonnej. Ze względu na konieczność minimalizacji ilości wytwarzanych odpadów górniczych, przyjęto różne kierunki wykorzystania skały płonnej, w tym w drogownictwie jako kruszywo do nasypów drogowych (Grupa Tauron 2010).

Najbardziej pożądanym do produkcji kruszyw sztucznych (wtórnych), wykorzystywanych w budowie dróg, jest łupek czerwony, którego dostępne zasoby na wszystkich składowiskach, czy też bryłach rekultywacyjnych należy oszacować na ok. 25-30 mln Mg, co stanowi niespełna 5% zdeponowanych odpadów powęglowych. Rozbiórka składowisk w celu pozyskania łupka czarnego jest biznesowo nieopłacalna. Szacuje się, że w 2012 r. produkcja kruszyw pochodzących ze składowanych odpadów powęglowych wynosiła w przybliżeniu ok. 2,0 mln Mg, w zdecydowanej większości łupka czerwonego (Ochrona Środowiska 2016). W najbliższych latach należy oczekiwać zmniejszenia zdolności produkcyjnych kruszyw sztucznych (głównie hutniczych oraz łupka przepalonego), z powodu wyczerpania bazy zasobowej starych składowisk. Uzupełnienie utraconych zdolności może nastąpić poprzez powszechniejsze wykorzystanie odpadów górniczych pochodzących z bieżącej produkcji (Machniak i Kozioł 2014).

Na podstawie badań fizykomechanicznych i chemicznych odpadów wydobywczych z 20 kopalń Górnośląskiego Zagłębia Węglowego, w których oceniono nasiąkliwość, mrozoodporność badaną jako ubytek masy oraz zagęszczalność jako gęstość maksymalną uzyskaną przy wilgotności optymalnej, zawartości naturalnych radionuklidów można stwierdzić, że odpady pogórnice mogą być wykorzystywane jako surowce i materiały m.in. do prac budowlanych i drogowych (Bzowski 2011).

Wykorzystywane gospodarczo są głównie odpady gruboziarniste (zarówno górnicze jak i przeróbcze). Główne kierunki ich zastosowań to:

produkcja kruszyw do prac inżynierskich i budowy dróg, produkcja cementu i ceramiki budowlanej. W przypadku produkcji kruszyw, stosowane są dwa rodzaje odpadów: odpady z górnictwa węgla kamiennego surowe oraz samoczynnie wypalony łupek powęglowy. Najważniejszym producentem kruszyw z odpadów z górnictwa węgla kamiennego surowych jest Haldex S.A. z czterema zakładami przeróbczymi oraz dwoma węzłami krusząco-sortującymi. Łączna produkcja kruszyw w zakładach Haldex S.A. przekracza 3 miliony Mg/r. Produkcja kruszyw łupkoporytowych z łupka wypalonego jest prowadzona przez kilkanaście małych firm na łącznym poziomie ponad 0,5 mln Mg/r. Należy się spodziewać, że wszystkie wytworzone na tej drodze kruszywa znajdą zastosowanie gospodarcze, choćby na nasypy drogowe (Galos i Szlugaj 2014).

W południowej Brazylii badano możliwość wykorzystania odpadów węgla kamiennego do produkcji kostki betonowej. Wyniki wykazały, że rodzaje odpadów rozważanych w tej pracy, z powodzeniem mogą zastępować konwencjonalny piasek, w postaci drobnego kruszywa, do produkcji betonowych kostek brukowych. Praktyka ta może współpracować z czystsza produkcją węgla (Santos i in. 2013).

Przez lata prowadzono badania nad zagospodarowaniem i sposobami wykorzystania skały płonnej w celu zminimalizowania kosztów utylizacji i szkodliwego oddziaływania na środowisko. Postępowanie to spowodowało, że w Niemczech, Anglii, Francji, Belgii, Holandii, a także w Polsce, wykorzystano wiele ton odpadów, m. in. przy budowie dróg, jednak efektywne wykorzystanie skały płonnej w drogownictwie i innych obszarach gospodarki, jest nadal dużym problemem, szczególnie w aspekcie bezpieczeństwa, aspektów ekonomicznych i ochrony środowiska (Skarżyńska 1995). Występuje pilna konieczność opracowania kompleksowego programu zagospodarowania odpadów pochodzących z górnictwa węgla kamiennego oraz umieszczenia w rządowych programach restrukturyzacji górnictwa węglowego oraz energetyki odpowiednich zapisów dotyczących odpadów i ich wykorzystania, jak i realizacja projektów badawczych dotyczących opracowania alternatywnych technologii gospodarczego wykorzystania odpadów z górnictwa węgla kamiennego (Góralczyk i Baic 2009).

Charakterystyczną cechą odpadów górniczych jest zróżnicowanie mineralno-petrograficzne. Skały pochodzące z odpadów charakteryzują się odmiennymi właściwościami fizykomechanicznymi, co decyduje o ich właściwościach użytkowych (Góralczyk i Baic 2009). Do poprawy

parametrów jakościowych skał płonnych dla ich gospodarczego wykorzystania, konieczne jest stosowanie mechanicznych procesów przerobczych, których celem jest eliminacja przerostów węgla, skał o słabej wytrzymałości na ściskanie oraz innych zanieczyszczeń i wtrąceń, jak i również poprawa tekstury skał. Wyniki badań wskazują, że po zastosowaniu przeróbki mechanicznej i uszlachetnieniu większość odpadów górniczych można zastosować do podbudowy z betonu asfaltowego przy zastosowaniu domieszki kruszyw o wysokiej mrozoodporności lub jako kruszywo do betonu (Góralczyk i Baic 2009).

Łupek przywęglowy czerwony jest od kilku do kilkunastu razy droższy od łupka czarnego w zależności od miejsca jego zakupu. Dlatego też występuje większe zainteresowanie łupkiem nieprzepalonym czarnym jako kruszywem i sposobami jego wbudowania w strukturę drogowych budowli ziemnych, mimo że łupek czerwony ma zdecydowanie korzystniejsze parametry od łupka nieprzepalonego. Na budowie węzła „Sośnica” użyto głównie łupek czarny z KWK Sośnica, dowożony z hałdy lub bezpośrednio z zakładu sortowniczego kopalni. Zastosowanie produktów ubocznego spalania i odpadów wstępnej obróbki węgla kamiennego pozwala na skuteczniejszą weryfikację bilansu zasobów kruszyw naturalnych w kraju. Stosunkowo niska cena takich materiałów pozwala na optymalizowanie kosztów wykonania drogowych budowli ziemnych (Gradkowski i Wyszynski 2010).

Wykorzystanie odpadów z górnictwa węgla kamiennego w budownictwie drogowym jest ograniczone określonymi wymaganiami co do jakości materiału. Przeprowadzone badania materiału z hałdy Przezchlebie, wykazały, że może być on wykorzystany do robót inżynieryjnodrogowych. Zakład Eksploatacji Hałdy Przezchlebie Sp. z o.o., wykorzystując dogodne położenie hałdy w stosunku do budowanej autostrady A1, pozyskał kontrahentów na odbiór odpadów z górnictwa węgla kamiennego. Odpady zostały przekazane do odzysku na terenie budowy autostrady A1 na odcinku Piekary Śląskie-Maciejów. Odzysk odpadów polega na wykorzystaniu ich do wypełniania i utwardzania terenów niekorzystnie ukształtowanych przy budowie dróg oraz do formowania wałów, nasypów kolejowych i drogowych, przebudowy dróg i autostrad. Nieprzepalone odpady z górnictwa węgla kamiennego mogą być stosowane na dolne warstwy nasypów, tj. poniżej strefy zamarzania (Drenda i in. 2011).

### 3.2. Wpływ na środowisko

Skład chemiczny odpadów górniczych i pogórniczych jest istotny ze względu na możliwe zanieczyszczenia środowiska wskutek wymywanie z odpadów rozpuszczalnych soli (chlorki i siarczany) oraz metali ciężkich (Baran i Antonkiewicz 2017). Odczyn odpadów decyduje o oddziaływaniu na inne materiały konstrukcyjne takie jak beton, stal i geosyntetyki. Uważa się, że odpady z górnictwa węgla kamiennego ze świeżej produkcji oraz odpady odpowiednio długo składowane (infiltracja wody opadowej powoduje z czasem obniżenie wymywania i stężenia zawartych w nich substancji chemicznych, w tym łatwo rozpuszczalnych soli) nie wykazują przekroczenia substancji szkodliwych dla środowiska. Ponadto przy zachowaniu ostrożności i stosowaniu w miarę potrzeb odpowiednich zabezpieczeń, takich jak dobre zagęszczenie odpadów (ogranicza erozję i możliwość samozapłonu) czy odpowiedni drenaż, ekrany i warstwy ochronne (ograniczają możliwość wymywania z odpadów szkodliwych substancji chemicznych), wykorzystanie odpadów z górnictwa węgla kamiennego w nasypach komunikacyjnych nie stanowi istotnego zagrożenia dla środowiska (Sybilski i in. 2004).

### 4. Podsumowanie

Odpady z przemysłu wydobywczego i hutnictwa mogą być wykorzystane jako materiał w drogownictwie, jednak wcześniej należy ocenić ich oddziaływanie na środowisko i ludzi (Prawo Ochrony Środowiska 2001).

Niektóre materiały mogą zostać wykorzystane w drogownictwie, bez szkody dla środowiska, jedynie przy zastosowaniu odpowiednich zabezpieczeń takich jak zagęszczenie odpadów, odpowiedni drenaż, ekrany czy warstwy ochronne.

Wymywanie pierwiastków śladowych z odpadów z przemysłu wydobywczego i hutnictwa stanowi największe ryzyko wykorzystania tych odpadów jako materiał w budownictwie drogowym.

W przypadku, gdy odpady z hutnictwa czy górnictwa po przeróbce spełniają parametry określone w odpowiednich normach dopuszczających do stosowania materiałów w konstrukcjach drogowych, stają się one pełnowartościowym produktem (Sybilski i in. 2004).

Szczegółowe informacje na temat możliwości odzysku poszczególnych rodzajów odpadów (w tym odpadów z hutnictwa i górnictwa) oraz warunków ich odzysku w procesach odzysku R3, R5, R11 i R12 zostały zawarte w Rozporządzeniu Ministra Środowiska w sprawie odzysku odpadów poza instalacjami i urządzeniami (2015).

*Praca wykonana w ramach realizacji projektu pt. „Wykorzystanie materiałów pochodzących z recyklingu” w ramach przedsięwzięcia „RID” współfinansowanego przez Narodowe Centrum Badań i Rozwoju oraz Generalną Dyрекcję Dróg Krajowych u Autostrad.*

## Literatura

- Adamczyk, J., Dylewski, R. (2010). Recykling odpadów budowlanych w kontekście budownictwa zrównoważonego, *Problemy Ekorozwoju*, 5(2), 125-131.
- Baran, A., Antonkiewicz, J. (2017). Phytotoxicity and extractability of heavy metals from industrial wastes. *Environment Protection Engineering*, 43(2), 143-155.
- Bzowski, Z. (2011). Możliwości wykorzystania odpadów wydobywczych z kopalń węgla kamiennego (GZW) w pracach budowlanych, drogowych i hydrotechnicznych, *Wiadomości Górnicze*, 62(6), 317-324
- Council of Ministers of the Environment (CCME), (2007). *Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health: Summary Tables*.
- Drenda, J., Domagała, L., Różański, Z., Poloczek, M., Bujok, A. (2011). Eksploatacja i możliwości zagospodarowania centralnego zwałowiska odpadów powęglowych Przezchlebie w Gminie Zbrosławice, *Górnictwo i Geologia*, 6(2).
- Galos, K., Szlugaj, J. (2014). Management of hard coal mining and processing wastes in Poland. *Gospodarka surowcami mineralnymi*, R. 30, 51-64.
- Gawlicki, M., Małolepszy, J. (2015). Wykorzystanie odpadów przemysłowych w drogownictwie – zagrożenia, *Nowoczesna Gospodarka Odpadami*, 1-2(8).
- Góralczyk, S., Baic, I. (2009). Odpady z górnictwa węgla kamiennego i możliwości ich gospodarczego wykorzystania. *Polityka Energetyczna*, 12(2).
- Gradkowski, K., Wszyński, K. (2010). Ulepszanie i wzmacnianie warstw gruntów ubocznymi materiałami spalania i odpadowymi w drogowych budowlach ziemnych. *Drogownictwo*, 3, 87-90.
- Grupa Tauron, Południowy Koncern Węglowy, *Produkcja kruszyw w Południowym Koncernie Węglowym S.A*, wrzesień 2010.
- www.metaco.pl, dostęp dnia 4 października 2017 r.



- Huang, Y., Bird, R.N., Heidrich, O. (2007). A review of the use of recycled solid waste materials in asphalt pavements, *Resources, Conservation and Recycling*, 52, 58-73.
- Jonczy, I., Huber, M., Lata, L. (2014). Zeszkłone odpady hutnicze po produkcji cynku i ołowiu ze zwałowiska w Rudzie Śląskiej w aspekcie badań mineralogiczno-chemicznych. *Gospodarka Surowcami Mineralnymi – Mineral Resources Management*, 30(1), 161-174.
- Liapis, I., Likoydis, S., (2012). Use of electric arc furnace slag in thins skid-resistant surfacing. *Transport research arena, Procedia – Social and Behavioral Sciences*, 48, 907-918.
- Machniak, Ł., Koziół, W. (2014). *Kruszywa alternatywne – baza zasobowa i kierunki wykorzystania w budownictwie*. AGH Akademia Górniczo-Hutnicza.
- Mahmoud, A., Saeid, H., Hadi, G. (2013). Laboratory evaluation of warm mix asphalt mixtures containing Electric Arc Furnace (EAF) steel slag, *Construction and Building Materials*, 49, 611-617.
- Moon, K.H. (2015). Remarks on the use of electric arc furnace (EAF) steel slag in asphalt mixtures for flexible pavements, *International Journal of Highway Engineering*, 17(1), 25-33.
- Ochrona Środowiska. 2016. *Informacje i opracowania statystyczne*. Warszawa, GUS.
- Piatak, N.M., Parsons, M.B., Seal, R.R., (2015). Characteristics and environmental aspects of slag: A review, *Applied Geochemistry*, 57, 236-266.
- Prawo ochrony środowiska. 2001. Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001, Dz.U. nr 62, poz. 627. z późniejszymi zmianami.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 11 maja 2015 r. w sprawie odzysku odpadów poza instalacjami i urządzeniami, Poz. 796.
- Santos, C. S., Amaral, Filho, J. R., Candiota, Tubino, R. M., Homrich, Schneider I. A. (2013). Use of Coal Waste as Fine Aggregates in Concrete Paving Blocks. *Scientific Research*, 3, 54-59.
- Skarżyńska, K. M. (1995). Reuse of coal mining wastes in civil engineering. Part 2: Utilization of minestone. *Waste Management*, 15(2).
- Sofilic, T., Maldenovic, A., Sofilic, U. (2010). Characterization of the EAF steel slag as aggregate for use in road construction, *Chemical Engineering Transactions*, 19, 117-123.
- Sybilski D., Kraszewski C., i in., (2004). *Ocena i badania wybranych odpadów przemysłowych do wykorzystania w konstrukcjach drogowych*. Instytut Badawczy Dróg i Mostów w Warszawie.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), (2010). *Regional Screening Levels* (Formerly PRGs), <http://www.epa.gov/region9/superfund/prg/index.html>, dostęp dnia 4 października 2017 r.

## **Use of Thermal Metallurgy and Mining Waste in Road Construction**

### **Abstract**

Thermal metallurgy wastes are used in road construction mainly as aggregates. The chemical composition of wastes used in road construction depends on the metallurgical processes in which they arise and those influence their behavior in the environment. Metallurgy wastes during weathering and penetration of surface and groundwater can release components that can have harmful effects on the environment therefore only some of them can be safely used in road construction. Mining waste can be used as raw materials and materials for road construction and works when used appropriately. The chemical composition of mining waste is significant due to possible environmental contamination by leaching soluble salts. With caution and appropriate protection, the use of mining waste in the road construction does not pose a significant threat to the environment.

### **Streszczenie**

Odpady hutnicze są wykorzystywane w budownictwie drogowym głównie jako kruszywo. Skład chemiczny żużli stosowanych w drogownictwie zależy od procesów metalurgicznych, podczas których powstały. Składniki uwalniane z żużli podczas wietrzenia fizycznego i chemicznego będą głównie oddziaływać na wody powierzchniowe i podziemne, przez co mogą mieć szkodliwy wpływ na środowisko. Część odpadów hutniczych może być bezpiecznie wykorzystana w drogownictwie.

Odpady górnicze mogą być wykorzystywane jako surowce i materiały m.in. do prac budowlanych i drogowych pod warunkiem odpowiedniego ich wykorzystania. Skład chemiczny odpadów górniczych jest istotny ze względu na możliwe zanieczyszczenia środowiska poprzez wymywanie z odpadów rozpuszczalnych soli. Przy zachowaniu ostrożności i stosowaniu odpowiednich zabezpieczeń wykorzystanie odpadów górniczych do budowy nasypów komunikacyjnych nie stanowi istotnego zagrożenia dla środowiska.

### **Słowa kluczowe:**

odpady hutnicze, odpady wydobywcze, odpady górnicze

### **Keywords:**

metallurgy waste, mining waste, road construction



## **Oczyszczalnie hydrofitowe jako wdrożenie założeń idei gospodarki o obiegu zamkniętym**

*Katarzyna Kolečka, Hanna Obarska-Pempkowiak,  
Magdalena Gajewska  
Politechnika Gdańska*

### **1. Wstęp**

Komisja Europejska w dn. 2 grudnia 2015 r. przyjęła nowy, ambitny pakiet dotyczący przekształcenia dotychczasowych działań na wdrożenia funkcjonujące w obiegu zamkniętym (tzw. circular economy) (Komisja Europejska 2015). Gospodarka o obiegu zamkniętym to koncepcja zakładająca ograniczenie do minimum wpływu oddziaływania na środowisko podczas tworzenia produktów, polegająca na wyborze substratów oraz stosowanej technologii, która umożliwi ponowne wykorzystanie emitowanych do środowiska składników i energii (zanieczyszczeń). Idea gospodarki o obiegu zamkniętym polega na zamknięciu cyklu życia produktu. Idea ta ma zmienić dotychczasowe podejście, określane jako linearne, wykorzystania produktu (tj. produkcja – użytkowanie – usunięcie odpadów) na zamknięty obieg materii i energii (tj. produkcja – użytkowanie – wykorzystanie odpadów w kolejnym cyklu produkcyjnym) (Abec 2015). Działania te mają pozwolić na maksymalne wykorzystanie stosowanych surowców, wytwarzanych produktów i produktów ubocznych, aby przyczynić się do oszczędności energii i zmniejszenia emisji gazów cieplarnianych (Braungart i in. 2007).

W nowym pakiecie Komisji Europejskiej (2015) wśród planowanych działań dotyczących gospodarki komunalnej i wód powierzchniowych wymieniane są m.in.:

- opracowanie norm środowiskowych dla surowców wtórnych, w celu ułatwienia ich identyfikacji i zwiększenia potencjału ich wykorzystania w gospodarce,
- wdrożenie strategii dotyczącej tworzyw sztucznych w gospodarce o obiegu zamkniętym, odnoszącej się do kwestii recyklingu, biodegradowalności i obecności substancji niebezpiecznych w tworzywach sztucznych w myśl realizacji działań celów zrównoważonego rozwoju ukierunkowanych na znaczne zmniejszenie ilości zanieczyszczeń odprowadzanych do mórz, które m.in. ulegają bioakumulacji w organizmach zwierząt morskich i ptaków,
- działania związane ze zmniejszenia ilości odpadów spożywczych o połowę do roku 2030, w tym wspólna metodyka pomiarów, poprawa oznaczania dat ważności i wykorzystanie narzędzi umożliwiających zrównoważony rozwój,
- zmiana rozporządzenia w sprawie nawozów, aby ułatwić identyfikowanie nawozów organicznych i wytwarzanych z odpadów oraz wspieranie działań związanych z rolą biologicznych składników pokarmowych w środowisku,
- działania na rzecz wtórnego wykorzystywania wody, w tym wniosek ustawodawczy w sprawie minimalnych wymogów dotyczących wtórnego wykorzystywania oczyszczonych ścieków (Komisja Europejska 2015).

W ideę gospodarki zamkniętej bardzo dobrze wpisują się systemy hydrofitowe stosowane w gospodarce komunalnej do oczyszczania wód i ścieków, pochodzących ze źródeł punktowych i obszarowych (Obarska-Pempkowiak i in. 2015a, 2015 b, Adyel i in. 2016), m.in. w celu usuwania specyficznych zanieczyszczeń, np. farmaceutyków, metali ciężkich i niebezpiecznych trwałych zanieczyszczeń mikro- i nanoorganicznych, które ulegają bioakumulacji w organizmach żywych (Vymazal i Březinová 2015). Stosowane są do oczyszczania odpływu z kanalizacji ogólnospławnej (Masi i in. 2017), do oczyszczania ścieków oraz odcieków z przemysłu (Vymazal 2014, Dąbrowski i in. 2017), do nieczystości ciekłych ze zbiorników bezodpływowych (Karolinczak i Dąbrowski 2017), czy do odwadniania i stabilizacji osadów ściekowy w celu ich późniejszego wykorzystania w rolnictwie (Kolecka i in. 2017, Pempkowiak i Obarska-Pempkowiak 2002, Boruszko i in. 2017). Systemy hydrofitowe

mogą być stosowane jako trzeci stopień doczyszczenia ścieków, umożliwiając ich późniejsze wykorzystanie (Ayaz 2008). Budowane są również jako strefy buforowe wzdłuż jezior i rzek (Obarska-Pempkowiak i in. 2011). Dodatkowo systemy te są bardzo atrakcyjne pod względem ekonomicznym (Karolinczak i in. 2015).

Ze względu na liczne zastosowania, są tworzone różne rodzaje systemów hydrofitowych i są one wciąż rozwijane w okresie ostatnich 20 lat. Warunki siedliskowe w systemach hydrofitowych tworzonych jako rozwiązania ekoinżynierskie symulują warunki charakterystyczne dla ekosystemów bagiennych, czyli zapewniają nasycenie gruntów wodą przez znaczną część roku i rozwój roślin wodnych i wodnolubnych, tzw. hydrofitów. W celu uzyskania lepszych efektów, w niektórych przypadkach stosowane są dodatkowe zabiegi techniczne jak np. wymuszone napowietrzanie (Nivala i in. 2013) czy stosowanie nowych wypełnień do usuwania fosforu (Jóźwiakowski i in. 2017). Tego typu systemy mogą być tak zaprojektowane, aby tworzyły integralną część ogrodu lub parku. Mogą być projektowane wewnątrz budynków, np. na ich dachach (Masi i in. 2015), czy np. na statkach (Van Oirschot i in. 2015).

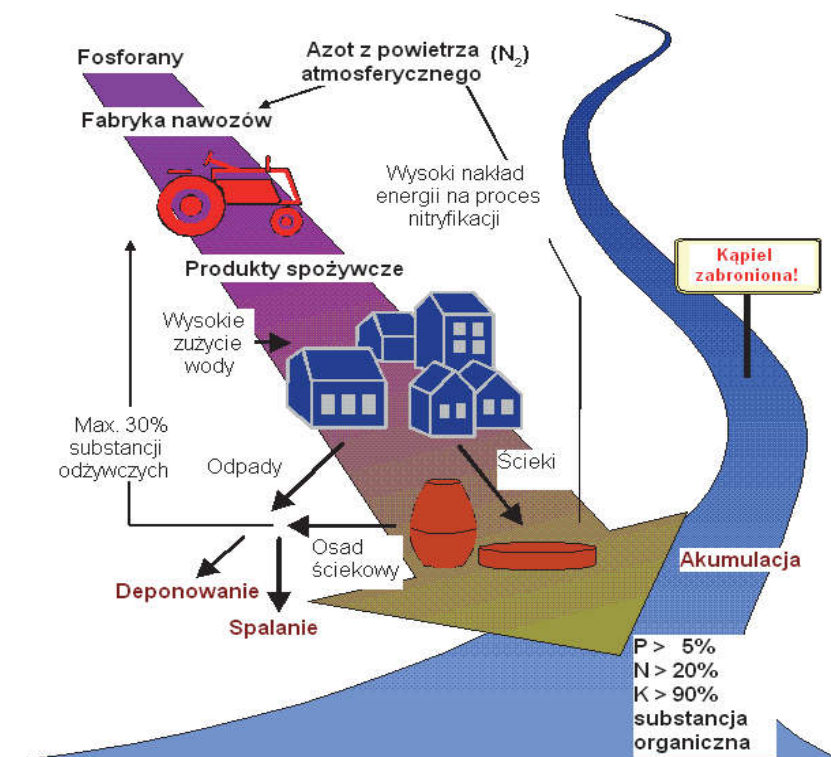
Poza typowymi zadaniami systemów hydrofitowych, jakimi są oczyszczanie wód i ścieków czy odwadnianie i stabilizacja osadów, pełnią one funkcje typowych ekosystemów oraz usuwają CO<sub>2</sub> z atmosfery w procesach realizowanych przez hydrofity, są siedliskiem wielu organizmów. Zwiększają transpirację, przyczyniają się do gromadzenia wody, poprawiając retencję. Przy zastosowaniu systemów hydrofitowych mogą być tworzone obszary zielone w miejskiej zabudowie, oczekiwane przez mieszkańców aglomeracji miejskich.

Celem pracy jest przedstawienie znaczenia systemów hydrofitowych jako istotnych elementów w kreowaniu założeń gospodarki o obiegu zamkniętym.

## **2. Gospodarka wodno-ściekowa na obszarach miejskich**

W przyszłości podejście do gospodarki wodno-ściekowej będzie wymagało znaczących zmian. W celu spełnienia wymogów obiegu zamkniętego należy zmienić obecny sposób odprowadzania i oczyszczania ścieków. Obecnie zużyte wody i powstające nieczystości są przeważnie wspólnie gromadzone, transportowane za pomocą systemu kanalizacyj-

nego do oczyszczalni ścieków, gdzie są oczyszczane i dalej odprowadzane do odbiorników, zwykle wód powierzchniowych (rys. 1). Również wody opadowe za pomocą systemu kanalizacyjnego odprowadzane są jak najszybciej do odbiornika (rys. 1).



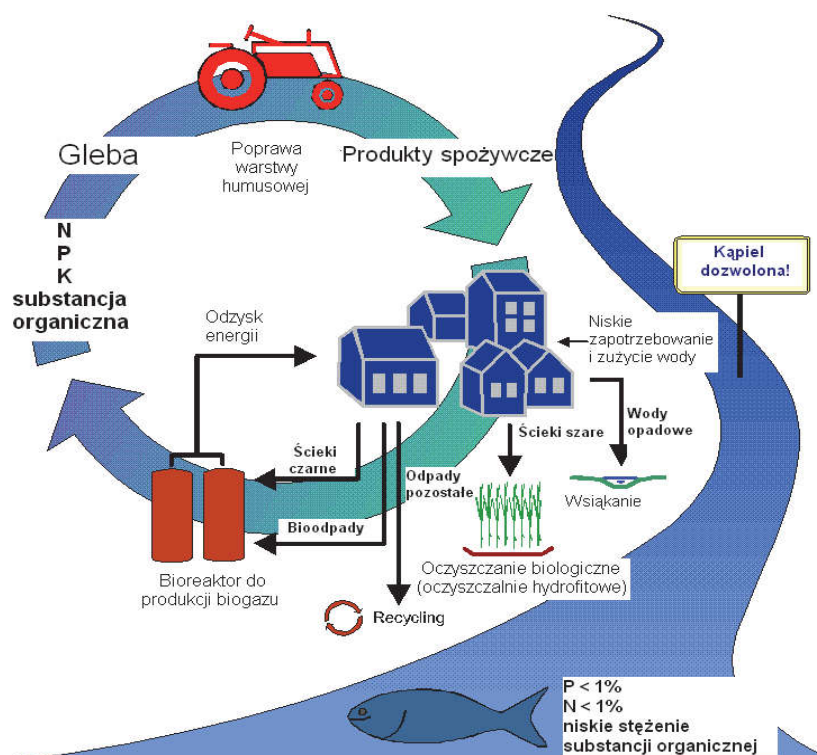
**Rys. 1.** Dotychczasowe funkcje gospodarki wodno-ściekowej na terenach miejskich, opracowanie własne

**Fig. 1.** The current functions of water and wastewater management in urban areas, own elaboration

Takie podejście powodują "utrata" cennych substancji biogenych, które trafiając do cieków wodnych powodują ich eutrofizację.

W nowym podejściu uwzględniającym obieg zamknięty konieczny będzie rozdział ścieków (separację) na frakcje użyteczne i szkodliwe w miejscu powstawania (Yacooubi i Fresner 2006). Takie systemy będą musiały być zaprojektowane dla konkretnego źródła z uwzględnieniem możliwości ponownego użycia wody. W tym celu substancje szkodliwe stanowiące zagrożenie dla środowiska przyrodniczego będą musiały być eliminowane, jednak nie w oczyszczalni ścieków, ale w miejscu ich powstawania. Charakterystyczną cechą przyszłych systemów gospodarki

wodno-ściekowej będzie systematyczne podejście do rozwiązywania problemów, zintegrowane w kompleksowe zarządzanie przepływem ścieków, które będzie uwzględniało wszystkie obszary miejskie. Z założenia, z produkowanych np. zakładach przemysłowych ścieków będzie odzyskiwana energia oraz substancje biogenne, a same ścieki w miarę możliwości będą oczyszczane na miejscu. Natomiast odzyskane substancje i biogenne będą mogły zostać wykorzystane w rolnictwie, a nie będą przyczyniać się do eutrofizacji cieków wodnych (rys. 2). Takie podejście przyczyni się do zwiększenia bioróżnorodności biologicznej, poprawy klimatu w warunkach lokalnych (zmniejszenie miejskich wysp ciepła), pozwoli na tworzenie nowych miejsc rekreacji, czy miejsc, gdzie produkować będzie się żywność.



**Rys. 2.** Schemat zrównoważonej gospodarki wodno-ściekowej funkcjonującej zgodnie z zasadami zamkniętego obiegu, opracowanie własne

**Fig. 2.** The scheme of sustainable water and wastewater management in accordance to circular economy, own elaboration

### 3. Znaczenie systemów hydrofitowych w gospodarce o obiegu zamkniętym

Systemy hydrofitowe obecnie są powszechnie akceptowane jako technologia wykorzystywana przede wszystkim do oczyszczania różnego rodzaju ścieków i jako systemy ochrony wód oraz obiekty do odwadniania i stabilizacji osadów ściekowych. Jednak wraz ze zmianą podejścia i ukierunkowania się na gospodarkę o obiegu zamkniętym przed tego typu systemami stawiane są nowe cele i wymagania. Należy pamiętać, że zmiana podejścia będzie prawdopodobnie musiała nastąpić już na poziomie gospodarstwa domowego, gdzie w przyszłości konieczna będzie segregacja ścieków. Oczyszczanie wytwarzanych ścieków będzie zależało od odbiornika, do którego będą odprowadzane. Z tego względu przed systemami hydrofitowymi pojawią się następujące nowe cele:

#### 1. Ponowne wykorzystanie wody

- oczyszczanie ścieków szarych (wewnątrz lub na zewnątrz budynku) w celu ich ponownego użycia lub do rekreacji; prawdopodobnie oczyszczanie jedynie fazy ciekłej (faza stała będzie zbierana i utylizowana oddzielnie) (Masi i in. 2016),
- oczyszczanie i magazynowanie wody deszczowej (Nolde 2007);
- usuwanie trwałych zanieczyszczeń organicznych o niskich stężeniach (Matamoros i in. 2016, Verlicchi i Zambello 2014),
- doczyszczanie ścieków po procesie oczyszczania jako trzeci stopień w celu ponownego wykorzystania oczyszczanych ścieków (Ayaz 2008, Rousseau i in. 2008).

#### 2. Odzysk związków biogennych

- produkcja nawozów z osadów ściekowych (Kołecka i in. 2017, Nielsen i Bruun 2015),
- wstępne oczyszczenie przed fertygacją (redukcja liczby mikroorganizmów chorobotwórczych, oddzielenie fazy stałej i ciekłej),
- odzysk związków fosforu ze ścieków za pomocą nowych wypełnień zapewniających efektywną adsorpcję (Jóźwiakowski i in. 2017).

#### 3. Produkcja energii

- biogazownie – systemy hydrofitowe do oczyszczania wód pofermentacyjnych,
- systemy hydrofitowe jako miejsca do produkcji biomasy.



#### 4. Ekosystemy

- wielofunkcyjne systemy hydrofitowe do gromadzenia wód deszczowych, rekreacji i sztucznych mokradeł,
- tworzenie sztucznych ekosystemów (zielone dachy, zielone ściany, obszary zielone wewnątrz budynków, parki).

Uzyskanie wyżej wymienionych celów jest możliwe przy zastosowaniu odpowiedniej konfiguracji systemów hydrofitowych lub ich połączenia z innymi, dostępnymi technologiami, dzięki którym są bardziej efektywne i ekonomicznie opłacalne, niż dotychczas stosowane metody (Gajewska i Obarska-Pempkowiak 2011).

Do oczyszczania ścieków szarych (które przeważnie zawierają mniej niż 5 mg  $\text{NH}_4^+$ /l, bez usuwania azotu) dobrze sprawdzają się proste systemy hydrofitowe o przepływie poziomym (HSSF z ang. Horizontal Subsurface Flow). Prawidłowo zaprojektowane systemy tego typu pracują grawitacyjnie i efektywnie usuwają zawiesinę oraz materię organiczną. Dużą zaletą tego rozwiązania jest niski tzw. "ślad węglowy" (Masi i in. 2010). Systemy hydrofitowe o przepływie pionowym (VSSF z ang. Vertical Subsurface Flow), których wypełnienie najczęściej stanowi piasek, dobrze sprawdzają się do oczyszczania ścieków szarych oraz wód deszczowych czy usuwania trwałych zanieczyszczeń organicznych (Matamoros i in. 2017). W porównaniu do systemów HSSF, systemy VSSF oferują większą elastyczność w odniesieniu do kształtu złoża, chociaż w tym przypadku najczęściej zachodzi konieczność korzystania z urządzeń doprowadzających ścieki pod ciśnieniem (Gross i in. 2007). Jako trzeci stopień doczyszczania ścieków dobrze sprawdzają się systemy hydrofitowe o przepływie powierzchniowym (SFS z ang. Surface Flow Systems). W porównaniu do innych konfiguracji systemy tego typu wyróżniają się znacznie większą bioróżnorodnością (Hsu i in. 2011). Obecność organizmów na powierzchni biomasy (glony, łodygi roślin wynurzonych, pływających i zanurzonych, itp.) sprzyjają adsorpcji trwałych zanieczyszczeń organicznych, które są następnie powoli rozkładane (Matamoros i in. 2016). Zatem duże ilości biomasy w systemie stwarzają warunki do przechwycenia materii organicznej.

Dla odzysku związków biogenych projektuje się i wdraża, tzw. systemy francuskie w postaci złóż trzcinowych (FRB z ang. French Reed Beds). Są to nowe, bardzo obiecujące rozwiązania, których podstawową

zaletą jest bardzo niskie zapotrzebowanie na powierzchnię (ok. 2 m<sup>2</sup>/mieszkańca) oraz brak konieczności stosowania osadnika gnilnego (Chojnicka i Gajewska 2014). Zasada działania tych systemów polega na tym, że ścieki podawane są na pierwsze złożę porcjami (bez wcześniejszego mechanicznego oczyszczenia). Większość zawiesiny oraz materii organicznej tworzy na złożu powierzchniową warstwę organiczną, bogatą w związki biogenne. Warstwa ta wraz z upływem czasu ulega tlenowej stabilizacji i mineralizacji. Po okresie około 10 lat skompostowana biomasa jest usuwana z systemu i może być wykorzystana do jako materiał strukturotwórczy dla zdegradowanej gleby lub jak nawóz (Paing i in. 2015). System francuski buduje się z dwóch złóż pracujących sekwencyjnie. Drugi etap ma na celu poprawienie efektywność usuwania zawiesiny i materii organicznej, a także zakończenie procesu nitryfikacji (rozpoczętego w pierwszym etapie) oraz w pewnym stopniu również denitryfikacji. Zatem w razie potrzeby istnieje możliwość, aby wykorzystać ścieki oczyszczone w pierwszym etapie jako źródło azotu (zamiast zamykać obieg azotu w samej oczyszczalni). Do odzysku związków biogenych z osadów ściekowych generowanych w komunalnych oczyszczalniach ścieków są wykorzystywane specjalnie w tym celu skonstruowane złoża trzcinowe, tzw. STRBs (z ang. Sludge Treatment Reed Beds). Metoda to polega na stosowaniu wielowarstwowych zalewów osadami ściekowymi, bez konieczności ich wcześniejszego odwodnienia lub zagęszczenia (Nielsen 2011, KołECKA i Obarska-Pempkowiak 2008). Systemy te nie wymagają stosowania dodatkowych środków chemicznych (tj. koagulantów, czy polielektroliów) do usprawnienia procesu. Dlatego nie powodują dodatkowego obciążenia środowiska nieznanymi substancjami pochodzenia antropogenicznego. Ze względu na tlenowy charakter procesu nie powstają nieprzyjemne zapachy. Jest to metoda niskoemisyjna oraz niskoenergochłonna, ponieważ zużycie energii elektrycznej jest związane jedynie z pracą pomp doprowadzających osady do systemu. W eksploatacji systemów trzcinowych nie stosuje się sprzętu ciężkiego i innych uciążliwych urządzeń. Są one potrzebne jedynie podczas wyładowywania (opróżniania) złóż trzcinowych, co 10-15 lat (Obarska-Pempkowiak i in. 2015c, KołECKA i Obarska-Pempkowiak 2015).

Uwzględniając cykl obiegu wody jako integralną część produkcji energii, systemy hydrofitowe oferują wiele możliwości. Np. pierwszy etap w systemach francuskich może być wykorzystany do oczyszczania

wód pofermentacyjnych z biogazowni produkując kompost lub bogate w związki biogenne ścieki, które mogą zostać wykorzystane zarówno do nawodnień systemów, jak również jako naturalny nawóz. Takie rozwiązania mogą być bardzo interesujące szczególnie w ciepłym klimacie (Barbera i in. 2009, Barbagallo i in. 2014, Ciria i in. 2005, La Bella 2016, Wang i in. 2011).

Integracja naturalnych systemów retencji w mieście daje możliwość szeregu zastosowań systemów hydrofitowych. Ich rola jest jeszcze bardziej istotna, jeśli pojęcie "retencja" nie będzie odnosić się tylko do prostego zapobiegania powodziom, ale również będzie uwzględniać wychwytywanie związków biogenych i materii organicznej, a w szczególności trwałych i niebezpiecznych mikro- i nanozanieczyszczeń organicznych. To podejście wymaga jednak wielu kompetencji, aby wykorzystać możliwości systemów hydrofitowych, które mogą zarówno zwiększyć potencjał do gromadzenia wody całego miasta, jak i lokalnie wpływać na bioróżnorodność. Dzięki temu można tworzyć przestrzenie na granicy człowiek – woda oraz poprawić jakość powietrza i pozytywnie wpłynąć na lokalny klimat. Odpowiednio zaprojektowane systemy hydrofitowe mogą stanowić wielofunkcyjną zieloną infrastrukturę miast (Liquete i in. 2016, Masi i in. 2017). Mogą też tworzyć zrównoważone miejskie systemy drenażowe i oczyszczać spływy powierzchniowe, a także wydalnie zmniejszać ładunki zanieczyszczeń odprowadzanych do wód powierzchniowych (Woods Ballard i in. 2015, Fletcher i in. 2015).

## **4. Przykłady wdrożeń systemów hydrofitowych w gospodarce o obiegu zamkniętym**

### **4.1. Fusina (Włochy)**

System hydrofitowy Fusina we Włoszech (rys. 3) zbudowano jako trzeci stopień doczyszczenia ścieków komunalnych w celu ich renaturalizacji i do wykorzystania w przemyśle w regionie Veneto. Powierzchnia systemu wynosi 100 ha, a przepływ wody 4000 m<sup>3</sup>/h (w porze deszczowej 8000 m<sup>3</sup>/h przez max. 3 dni). Obciążenie hydrauliczne wynosi 0,1 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>. Jakość ścieków dopływających i odpływających podano w tabeli 1.



**Rys. 3.** System trzcinowy Fusina, foto M. Gajewska  
**Fig. 3.** Treatment wetland in Fusina, foto M. Gajewska

**Tabela 1.** Jakość ścieków na dopływie i odpływie w systemie hydrofitowym Fusina, (Kantawanichkul 2009)

**Table 1.** The quality of influent and effluent from TW in Fusina, (Kantawanichkul 2009)

Parametr	Stężenia średnie, mg/l	
	Dopływ	Odpływ
Zawiesina og.	15	10
BZT <sub>5</sub>	25	15
N <sub>og</sub>	12	6
P <sub>og</sub>	2	0,75

## 4.2. System trzcinowy do odwadniania i stabilizacji osadów ściekowych Helsinge (Dania)

System trzcinowy w Helsinge (rys. 4) odwadnia i stabilizuje nadmierny osad ściekowy pochodzący z konwencjonalnej oczyszczalni ścieków obsługującej 42 000 RLM (Równoważna Liczba Mieszkańców) i stabilizuje 630 ton suchej masy osadów w ciągu roku. System ten zajmuje powierzchnię wynoszącą 10 ha i jest złożony z 10 basenów trzcinowych. Jest eksploatowany od 1996 roku.



**Rys. 4.** Konwencjonalna oczyszczalnia ścieków z częścią osadową realizowaną w złożach trzcinowych,

<http://www.globalwettech.com/references/sludgedewatering/item/87-helsinge-sludge-treatment-reed-bed-system.html>

**Fig. 4.** The conventional WWTP with management of sewage sludge in reed beds, <http://www.globalwettech.com/references/sludgedewatering/item/87-helsinge-sludge-treatment-reed-bed-system.html>

Po 10-15 latach eksploatacji ustabilizowane osady są wywożone i wykorzystywane rolniczo jako naturalny nawóz. Jakość odwodnionych i ustabilizowanych osadów z systemu trzcinowego w Helsinge podano w tabeli 2.

**Tabela 2.** Jakość osadów ściekowych (wartości średnie) po 9 latach odwadniania i stabilizacji w złożach trzcinowych w Helsinge, (Kołecka i Obarska-Pempkowiak 2013)

**Table 2.** The quality of sewage sludge after 9 years of dewatering and stabilization in reed beds in Helsinge, (Kołecka i Obarska-Pempkowiak 2013)

Parametr	Stężenia średnie			
	Sucha masa	Materia organiczna	N <sub>og</sub>	P <sub>og</sub>
Jednostka	%	% s.m.	% s.m.	% s.m.
Wartość	20,7 ± 2,6	41,1 ± 2,9	2,0 ± 0,1	3,8 ± 0,2

Dodatkowo przeprowadzone badania wykazały, że stężenia metali ciężkich były poniżej wartości dopuszczalnych przy rolniczym wykorzystaniu. Wykazano również, że ustabilizowane osady były bezpieczne pod względem mikrobiologicznym (Obarska-Pempkowiak i in. 2015c).

### 4.3. System francuski

Zasadniczą zaletą systemu francuskiego jest brak osadów. Osady te są gromadzone, stabilizowane i mineralizowane na złożu, skąd później mogą być usunięte i wykorzystane jako nawóz (odzysk związków biogenych). Według klasycznych wytycznych całkowita powierzchnia systemu wynosi 2 m<sup>2</sup>/mieszkańca i uwzględnia: 1,2 m<sup>2</sup>/mieszkańca w pierwszym stopniu (obciążenie materia organiczną wynosi 100 g ChZT/(m<sup>2</sup>·d), co odpowiada około 50 g/(m<sup>2</sup>·d) zawiesiny ogólnej i 8,3 g/(m<sup>2</sup>·d) azotu, przy obciążeniu hydraulicznym wynoszącym 12,5 m/d) oraz 0,8 m<sup>2</sup>/mieszkańca w drugim stopniu.

W pierwszym stopniu znajdują się trzy złoża, podczas gdy w drugim stopniu znajdują się dwa złoża hydrofitowe, zasilane naprzemienne. Dotychczasowo jako wypełnienie złożów stosowano: żwir w złożu I stopnia oraz piasek w złożu II stopnia. Jakość ścieków doprowadzanych i odprowadzanych z analizowanych przez Boutin i in. (2010) obiektów we Francji podano w tabeli 3.

**Tabela 3.** Jakość ścieków dopływających do i odpływających z systemów hydrofitowych wykonanych metodą francuską, (Boutin i in. 2010)

**Table 3.** The quality of influent and effluent to French TW (Boutin et al. 2010)

Parametr	Średnie stężenia [mg/l]					
	BZT <sub>5</sub>	ChZT	Zawiesina og.	N <sub>og</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	P <sub>og</sub>
Dopływ	355	837	387	117	94	34
Odpływ	13	84	20	44	43	41

## 5. Proponowane zastosowania systemów hydrofitowych w gospodarce o obiegu zamkniętym

Systemy hydrofitowe już obecnie wpisują się bardzo dobrze w gospodarkę o obiegu zamkniętym. Natomiast wydaje się, że będą konieczne dalsze zmiany podejścia do tego typu rozwiązań, aby jeszcze lepiej spełniały swoją rolę. W tabeli 4 podano obecne zastosowanie hydrofitów oraz ich możliwe zmiany w przyszłości.

**Tabela 4.** Obecne i przyszłe zastosowania i wymagania wobec systemów hydrofitowych, opracowanie własne

**Table 4.** Present and future application and requirements for TWs, own elaboration

Obecnie	W przyszłości
Oczyszczanie ścieków	Produkcja wody, nawozów (N, P, K), odzysk metali ciężkich, itp.
Pojedynczy cel, np. oczyszczanie ścieków, odzysk wody itp.	Podejście wielofunkcyjne
Centralne zastosowanie	Zoptymalizowane rozmieszczenie pomiędzy wytwarzaniem a wykorzystaniem produktu
Większe obiekty są zwykle bardziej opłacalne	Dowolne stosowanie różnej wielkości, przede wszystkim ze względu na jakość środowiska
Podejście techniczne	Podejście przyrodnicze
Wymogi niezachęcające	Atrakcyjne wymagania
Statyczne	Elastyczne

Tabela 4. cd.

Table 4. cont.

Obecnie	W przyszłości
Czułe	Sprężyste
Niedostępne dla dużej części światowej populacji	Dostępne dla wszystkich ze względu na wielofunkcyjność
Rozwiązania typu "high-tech"	Rozwiązani typu "smart"
Technologie typu "u końca rury"	Kontrola źródła
Rozwiązania bazujące na miejskiej kanalizacji	Wszystkie opcje od rozwiązań bez sieci do rozwiązań takich, jak obecnie (czyli wykorzystywanych w dużych aglomeracjach miejskich)
Rozwiązanie "wszystko w jednym"	Rozdzielenie u źródła w przypadku, gdy takie podejście ma wpływ na jakość produktu
Szybkie odprowadzenie wód opadowych	Zbieranie wód opadowych
Postępowanie z różnymi rodzajami wód w sposób niepowiązany: np. osobno system do odprowadzania ścieków, wody deszczowej, osobno wody naturalne lub łączenie ich w taki sposób, że później trudno ponownie je wykorzystać	Integrowanie wszystkich wód w unikalnym systemie z wieloma węzłami w celu wykorzystania lub separacji, gdy tego wymaga sytuacja
Nieefektywne w usuwaniu wielu nowych zanieczyszczeń	Odpowiadające na pojawiające się nowe zanieczyszczenia przez kontrolę źródeł, system adaptacji, czy różnorodność
Selekcja mikroorganizmów chorobotwórczych odpornych na unieszkodliwianie	Zapobieganie selekcji mikroorganizmów odpornych przez odpowiedź systemu, np. przez izolację ścieków ze szpitala



Jeszcze bardzo dużo jest do zrobienia, aby lepiej wykorzystać możliwości systemów hydrofitowych. Większość z wyżej podanych rozwiązań jest dość skomplikowana i wymaga przede wszystkim zmiany sposobu myślenia i podejścia do dostarczania i wykorzystania wody oraz odprowadzania i oczyszczania ścieków. Systemy hydrofitowe mają wielki potencjał, aby wspierać gospodarkę o obiegu zamkniętym. Konieczne są jednak dalsze badania, które będą stanowić nowe narzędzia, aby móc w pełni wykorzystać ich możliwości.

## 6. Wnioski

Na podstawie przedstawionych aktualnych i przyszłych zastosowań systemów hydrofitowych w gospodarce o obiegu zamkniętym sformułowano następujące wnioski:

1. W najbliższych latach znaczenie gospodarki, której podstawę będzie stanowił obieg zamknięty będzie prawdopodobnie systematycznie się rozwijać.
2. Przyszłe rozwiązania wymagają radykalnej zmiany myślenia i podejścia do stosowanych obecnie rozwiązań gospodarki komunalnej.
3. Dotychczas systemy hydrofitowe ze względu na swoje zalety i naturalny przebieg procesów rozwiązań gospodarki komunalnej bardzo dobrze wpisują się w gospodarkę o obiegu zamkniętym.
4. W celu pełnego wykorzystania potencjału systemów hydrofitowych, konieczne są dalsze nowe zastosowania, analiza i porównanie z dotychczasowymi rozwiązaniami i tworzenie innowacyjnych rozwiązań.

## Literatura

- Abec, A., (2015). Ekonomia od kołyski do kołyski, <http://odpowiedzialnybiznes.pl/artykuly/ekonomia-od-kolyski-do-kolyski/> (15.03.2017).
- Adyel, T.M., Oldham, C.E. and Hipsey, M.R. (2016). Stormwater nutrient attenuation in a constructed wetland with alternating surface and subsurface flow pathways: Event to annual dynamics, *Water Research*, 107, 66-82.
- Ayaz, S.Ç., (2008). Post-treatment and reuse of tertiary treated wastewater by constructed wetlands, *Desalination*, 226(1-3), 249-255.
- Barbagallo, S. Barbera, A. C., Cirelli, G. L., Milani, M. and Toscano, A., (2014). Reuse of constructed wetland effluents for energy crops, *Water Science & Technology*, 70(9), 1465-1472.

- Barbera, A.C., Cirelli, G.L., Cavallaro, V., Di Silvestro, I., Pacifici, P., Castiglione, V., Toscano, A., Milani, M. (2009). Growth and biomass production of different plant species in two different constructed wetland systems in Sicily, *Desalination*, 247, 130-137.
- Boruszko, D., Dąbrowski, W., Malinowski, P. (2017). Organic matter and heavy metals content modeling in sewage sludge treated with reed bed system, *E3S Web Conf.*, 22, DOI: 10.1051/e3sconf/20172200021.
- Boutin, C., Prost-Boucle, S., Boucher, M. (2010). *Robustness of vertical reed bed filters facing loads variations: The particular case of campsites*, International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, October 4-8 2010, Venice, Italy, 1, 177-184.
- Braungart, M., McDonough, W., Bollinger, A. (2007). Cradle-to-cradle design: creating healthy emissions – a strategy for eco-effective product and system design. *Journal of Cleaner Production*, 15(13-14), 1337-1348.
- Chojnicka, A., Gajewska, M. (2014). Systemy hydrofitowe do oczyszczania ścieków bytowych, projektowanie wg zasad francuskich. *Rynek Instalacyjny*, 11, 69-74.
- Ciria, M.P., Solano, M.L., Soriano, P. (2005). Role of Macrophyte *Typhalatifolia* in a Constructed Wetland for Wastewater Treatment and Assessment of Its Potential as a Biomass Fuel, *Biosystems Engineering*, 92(4), 535-544; doi:10.1016/j.biosystemseng.2005.08.007.
- Dąbrowski, W., Karolinczak, B., Gajewska, M., Wojciechowska, E. (2017). Application of subsurface vertical flow constructed wetlands to reject water treatment in dairy wastewater treatment plant. *Environmental Technology*, 38(2), 175-182.
- Fletcher, T.D., Shuster, W., Hunt, W.F., Ashley, R., Butler, D., Arthur, S., Trowsdale, S., Barraud, S., Semadeni-Davies, A., Bertrand-Krajewski, J.L. and Mikkelsen, P.S. (2015). SUDS, LID, BMPs, WSUD and more—The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. *Urban Water Journal*, 12(7), 525-542.
- Gajewska, M., Obarska-Pempkowiak, H. (2011). Efficiency of pollutant removal by five multistage constructed wetlands in a temperate climate. *Environment Protection Engineering*, 37(3), 27-36.
- Gross, A., Shmueli, O., Ronen, Z. and Raveh, E. (2007) Recycled vertical flow constructed wetland (RVFCW) – a novel method of recycling greywater for irrigation in small communities and households, *Chemosphere*, 66(5), 916-923.
- Hsu, C.B., Hsieh, H.L., Yang, L., Wu, S.H., Chang, J.S., Hsiao, S.C., Su, H.C., Yeh, C.H., Ho, Y.S. and Lin, H.J. (2011). Biodiversity of constructed wetlands for wastewater treatment, *Ecological Engineering*, 37(10), 1533-1545.

- Kantawanichkul, S. (2009). Newsletter, No. 35, November 2009. IWA Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control.
- Karolinczak, B., Dąbrowski, W. (2017). Effectiveness of septage pre-treatment in vertical flow constructed wetlands. *Water Science & Technology*, 77, 2544-2553.
- Karolinczak, B., Miłaszewski, R., Sztuk, A. (2015). Analiza efektywności kosztowej różnych wariantów technologicznych przydomowych oczyszczalni ścieków, *Rocznik Ochrona Środowiska*, 17, 726-746.
- KołECKA, K., Gajewska, M., Obarska-Pempkowiak, H., Rohde, D. (2017). Integrated dewatering and stabilization system as an environmentally friendly technology in sewage sludge management in Poland, *Ecological Engineering*, 98, 346-353.
- KołECKA, K., Obarska-Pempkowiak, H. (2008). The quality of sewage sludge stabilized for a long time in reed basins. *Environmental Protection Engineering*, 34(3), 13-20.
- KołECKA, K., Obarska-Pempkowiak, H. (2013). Potential fertilizing properties of sewage sludge treated in the Sludge Treatment Reed Beds (STRB). *Water Science & Technology*, 68(6), 1412-1418.
- Komisja Europejska (2015). Komunikat prasowy. [http://europa.eu/rapid/press-release\\_IP-15-6203\\_pl.htm](http://europa.eu/rapid/press-release_IP-15-6203_pl.htm) (02.12.2015).
- Jóźwiakowski, K., Gajewska, M., Pytka, A., Marzec, M., Gizińska-Górna, M., Jucherski, A., Walczkowski, A., Nastawny, M., Kamińska, A., Baran, S. (2017). Influence of the particle size of carbonate-siliceous rock on the efficiency of phosphorous removal from domestic wastewater, *Ecological Engineering*, 98, 290-296.
- La Bella, S., Tuttolomondo, T., Leto, C., Bonsangue, G., Leone, R., Virga, G., Licata, M. (2016). Pollutant removal efficiency of a pilot-scale Horizontal Subsurface Flow in Sicily (Italy) planted with *Cyperus alternifolius* L. and *Typhalatifolia* L. and reuse of treated wastewater for irrigation of *Arundodonax* L. for pellet production – Results of two-year tests under Mediterranean climatic conditions, *Desalination and Water Treatment*, 57, 22743-22763, doi:10.1080/19443994.2016.1173384.
- Liquete, C., Udias, A., Conte, G., Grizzetti, B., Masi, F. (2016). Integrated valuation of a nature-based solution for water pollution control. Highlighting hidden benefits, *Ecosystem Services*, 22, 392-401.
- Masi, F., Bresciani, R., Rizzo, A., Conte, G. (2017). Constructed wetlands for combined sewer overflow treatment: Ecosystem services at Gorla Maggiore, Italy, *Ecological Engineering*, 98, 427-438.

- Masi, F., El Hamouri, B., Abdel, Shafi, H., Baban, A., Ghrabi, A., Regelsberger, M. (2010). Segregated black/grey domestic wastewater treatment by Constructed Wetlands in the Mediterranean basin: the Zer0-m experience, *Water Science & Technology*, 61(1), 97-105, doi:10.2166/wst.2010.780.
- Masi, F., Bresciani, R., Rizzo, A., Edathoot, A., Patwardhan, N., Panse, D., Langergraber G. (2016). Green walls for greywater treatment and recycling in dense urban areas: a case-study in Pune, *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, 6(2), 342-347; doi:10.2166/washdev.2016.019.
- Masi, F., Rizzo, A. and Bresciani, R. (2015). Green architecture and water reuse: examples from different countries, *Sustainable Sanitation Practice*, 23, 4-10.
- Matamoros, V, Rodríguez, Y, Albaigés, J. (2016). A comparative assessment of intensive and extensive wastewater treatment technologies for removing emerging contaminants in small communities. *Water Research*, 88, 777-785. doi: 10.1016/j.watres.2015.10.058.
- Matamoros, V., Rodríguez, Y., Bayona, J.M. (2017). Mitigation of emerging contaminants by full scale horizontal flow constructed wetlands fed with secondary treated wastewater, *Ecological Engineering*, 99, 222-227.
- Nielsen, S., Bruun, E.W. (2015). Sludge quality after 10-20 years of treatment in reed bed systems. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(17), 12885-12891.
- Nielsen, S. (2011). Sludge treatment reed bed facilities – organic load and operation problems, *Water Science and Technology*, 63(5), 941-947.
- Nivala, J., Wallace, S., Headley, T., Kassa, K., Brix, H., van Afferden, M., Müller, R. (2013). Oxygen transfer and consumption in subsurface flow treatment wetlands. *Ecological Engineering*, 61, 544-554.
- Nolde, E. (2007). Possibilities of rainwater utilisation in densely populated areas including precipitation runoffs from traffic surfaces, *Desalination*, 215, 1-11.
- Obarska-Pempkowiak, H., Gajewska, M., KołECKA, K., Wojciechowska, E., Ostojcki, A. (2015a). Zrównoważone gospodarowanie ściekami na przykładzie obszarów wiejskich. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 17, 585-603.
- Obarska-Pempkowiak, H., Gajewska, M., Wojciechowska, E., KołECKA, K. (2015b). Sewage gardens – constructed wetlands for single family households. *Environment Protection Engineering*, 41(4), 71-82.
- Obarska-Pempkowiak, H., KołECKA, K., Buchholtz, K., Gajewska, M. (2015c). Ekoinżynieria w zintegrowanym odwadnianiu i stabilizacji osadów ściekowych w systemach trzcinowych, *Przemysł chemiczny*, 94/12, 2299-2303, doi: 10.15199/62.2015.12.43.

- Obarska-Pempkowiak, H., Gajewska, M., Wojciechowska, E., Stosik, M. (2011). Constructed wetland systems for aerial run off treatment in the Gulf of Gdańsk region, *Rocznik Ochrona Środowiska*, 13(1), 173-185.
- Paing, J., Guilbert, A., Gagnon, V. and Chazarenc, F. (2015), Effect of climate, wastewater composition, loading rates, system age and design on performances of French vertical flow constructed wetlands: a survey based on 169 full scale systems, *Ecological Engineering*, 80, 46-52.
- Pempkowiak, J., Obarska-Pempkowiak, H. (2002). Long-term changes in sewage sludge stored in a reed bed. *Science of The Total Environment*, 297(1-3), 59-65.
- Rousseau, D.P.L., Lesage, E., Story, A., Vanrolleghem, P.A., De Pauw, N. (2008). Constructed wetlands for water reclamation, *Desalination*, 218(1-3), 181-189.
- Van Oirschot, D., Wallace, S., Van Deun, R. (2015). Wastewater treatment in a compact intensified wetland system at the Badboot: a floating swimming pool in Belgium, *Environ Sci Pollut Res Int*, 22(17), 12870-12878, doi: 10.1007/s11356-014-3726-6.
- Verlicchi, P., Zambello, E. (2014). How efficient are constructed wetlands in removing pharmaceuticals from untreated and treated urban wastewaters? A review, *Science of the Total Environment*, 470-471, 1281-1306.
- Vymazal, J. (2014) Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: a review, *Ecological Engineering*, 73, 724-751.
- Vymazal, J., Březinová, T. (2015). The use of constructed wetlands for removal of pesticides from agricultural runoff and drainage: a review, *Environment international*, 75, 11-20.
- Wang, Y., Ko, C., Chang, F., Chen, P., Liu, T., Sheu, Y., Shih, T., Teng, C. (2011). Bioenergy production potential for aboveground biomass from a subtropical constructed wetland. *Biomass and bioenergy*, 35, 50-58.
- Woods, Ballard, B., Wilson, S., Udale-Clarke, H., Illman, S., Scott, T., Ashle, R., Kellagher, R. (2015). *The SuDS Manual*, C753, CIRIA, London, UK.
- Yacooub, A., Fresner J. (2006). *Half is Enough – An Introduction to Cleaner Production*. Beirut, Lebanon: LCPC Press.

## Treatment Wetlands as the Implementation of the Circular Economy

### Abstract

The aim of the circular economy is to reduce the impact of production and products on the environment by selecting the appropriate components and use the proper process design enabling reuse of products. On 2nd December 2015, the European Commission adopted a package of actions to implement the above-mentioned objectives. Treatment wetlands (TWs) used for treating water and wastewater as well as for dewatering and stabilization of sewage sludge are part of the circular economy. The aim of the study is to present the importance of TWs as new, essential elements in the creation of assumptions for circular economy idea.

In future, the approach to water and wastewater management will require significant changes. In order to meet the requirements of the circular economy, the current way of collecting, discharging and treating of wastewater will have to be changed. In the new approach, it will be necessary to separate the wastewater into useful and harmful fractions in the place of origin. Such systems will have to be designed for a particular source, with the possibility of re-use of water.

Currently TWs are widely accepted as a technology for treatment of various types of wastewater and as water protection systems, as well as facilities for dewatering and stabilization of sewage sludge. However new goals and requirements appears with changes of approach and the focus on the circular economy. These requirements will probably relate to the reuse of water (gray water treatment, treatment and storage of rainwater, removal of persistent organic pollutants with low concentrations, treatment of wastewater the third stage in WWTPs), recovery of nutrients (production of fertilizers from sewage sludge, recovery of phosphorus compounds from wastewater using new fillings ensuring effective adsorption), energy production (TWs for treatment of leachate from digestion chamber and biomass production) and ecosystems in urban areas. The appropriate configuration of TWs or their combination with other available technologies assures that the fulfill of mentioned-above goals will be possible and more efficiency and cost-effective solutions will be created.

The application of TWs according to the circular economy can be found in many places.

The use of TWs in the circular economy is reasonable and possible, however further research should be done.

## Streszczenie

Gospodarka realizowana w obiegu zamkniętym ma na celu minimalizację wpływu na środowisko w procesie wytwarzania produktów przez wybór odpowiednich składników oraz sposobu i procesów projektowania umożliwiających powtórne wykorzystanie produktów ubocznych. Pakiet działań polegających na wdrożeniu wyżej wymienionych założeń przyjęła Komisja Europejska w dn. 2 grudnia 2015 roku. W ideę gospodarki zamkniętej bardzo dobrze wpisują się systemy hydrofitowe stosowane w gospodarce komunalnej między innymi do oczyszczania wód i ścieków oraz odwadniania i stabilizacji osadów ściekowych. Celem pracy jest przedstawienie znaczenia systemów hydrofitowych jako nowych, istotnych elementów w kreowaniu założeń gospodarki o obiegu zamkniętym ("circular economy").

W przyszłości podejście do gospodarki wodno-ściekowej będzie wymagało znaczących zmian. W celu spełnienia wymogów obiegu zamkniętego należy zmienić obecny sposób zbierania, odprowadzania i oczyszczania ścieków. W nowym podejściu konieczny będzie rozdział ścieków (separacja) na frakcje użyteczne i szkodliwe w miejscu powstawania. Takie systemy będą musiały być zaprojektowane dla konkretnego źródła z uwzględnieniem możliwości ponownego użycia wody.

Systemy hydrofitowe obecnie są powszechnie akceptowane jako technologia wykorzystywana przede wszystkim do oczyszczania różnego rodzaju ścieków i jako systemy ochrony wód oraz obiekty do odwadniania i stabilizacji osadów ściekowych. Jednak wraz ze zmianą podejścia i ukierunkowania się na gospodarkę o obiegu zamkniętym przed tego typu systemami stawiane są nowe cele i wymagania. Te wymagania dotyczyć będą między innymi ponownego wykorzystania wody (oczyszczanie ścieków szarych, oczyszczanie i magazynowanie wody deszczowej, usuwanie trwałych zanieczyszczeń organicznych o niskich stężeniach, doczyszczanie ścieków po procesie oczyszczania jako trzeci stopień), odzysku związków biogennych (produkcja nawozów z osadów ściekowych, wstępne oczyszczenie ścieków przed fertygacją, odzysk związków fosforu ze ścieków za pomocą nowych wypełnień zapewniających efektywną adsorpcję), produkcji energii (systemy hydrofitowe do oczyszczania wód pofermentacyjnych czy miejsca do produkcji biomasy) oraz tworzenia ekosystemów na terenach miejskich. Spełnienie wymienionych kryteriów jest możliwe przy zastosowaniu odpowiedniej konfiguracji systemów hydrofitowych lub ich połączenia z innymi, dostępnymi technologiami, dzięki którym mogą być bardziej efektywne i opłacalne pod względem ekonomicznym w porównaniu z dotychczas stosowanymi metodami.

Przykłady wdrożeń oczyszczalni hydrofitowych zgodnie z założeniami gospodarki o obiegu zamkniętym można spotkać w wielu miejscach.

Pełne wykorzystanie potencjału obiektów hydrofitowych w gospodarce o obiegu zamkniętym jest dosyć trudne i wymaga przede wszystkim zmiany sposobu myślenia oraz podejścia do dostarczania i wykorzystania wody oraz odprowadzania i oczyszczania ścieków. Konieczne są jednak dalsze badania i udoskonalania, które będą stanowiły nowe narzędzia, aby móc w pełni wykorzystać istniejące możliwości.

**Słowa kluczowe:**

gospodarka o obiegu zamkniętym, gospodarka komunalna, systemy hydrofitowe, ponowne użycie wody, odzysk substancji biogennej

**Keywords:**

circular economy, municipal management, treatment wetlands (TWs), water reuse, nutrients recovery





# **Przestrzenne zróżnicowanie zrównoważonego rozwoju wybranych krajów europejskich. Hierarchia i klasyfikacja krajów**

*Maria Klonowska-Matynia, Kamila Radlińska*  
*Politechnika Koszalińska*

## **1. Wprowadzenie**

W naukach ekonomicznych zrównoważony rozwój określa się jako działanie polegające na maksymalizacji korzyści netto z rozwoju ekonomicznego, jednocześnie chroniące i zapewniające odtwarzanie użyteczności i jakości zasobów naturalnych w długim okresie. W tym kontekście rozwój gospodarczy powinien prowadzić do wzrostu dochodów per capita i gwarantować poprawę innych elementów dobrobytu społecznego, w tym niezbędne zmiany strukturalne w gospodarce i w społeczeństwie (Baker i in. 2002, Daly 1990, Folke i in. 2002, Pearce i Turner 1990, Pawłowski 2011). Polityka spójności Unii Europejskiej, a także prawo horyzontalne europejskiego obszaru gospodarczego w obszarze gospodarki i ochrony środowiska ma na celu uzyskanie jak największej spójności we wszystkich komponentach zrównoważonego rozwoju. Oczekuje się zatem, że na skutek oddziaływania polityk UE kraje europejskie będą rozwijać się równomiernie w zakresie gospodarczym, społecznym i środowiskowym. Przegląd badań dotyczących przestrzennego zróżnicowania krajów Unii Europejskiej pod względem poziomu zrównoważonego rozwoju daje podstawy do stwierdzenia, że cechuje je silne zdywersyfikowanie (Klonowska-Matynia i Sasin 2015, Klonowska-Matynia 2015). W artykule podjęto próbę określenia poziomu zróżnicowania wybranych krajów europejskich pod względem poziomu zrównoważonego rozwoju oraz oceny zmian, jakie zaszły w obszarze poszcze-

gólnych jego komponentów tj. gospodarki, środowiska, społeczeństwa na przestrzeni lat 2000-2015. Weryfikacji poddano założenie o równomiernym poziomie rozwoju krajów w każdym z komponentów zrównoważonego rozwoju.

## 2. Zakres danych i metoda badań

W literaturze światowej brak jest uniwersalnej definicji zrównoważonego rozwoju, co stanowi trudność w operacjonalizacji pojęcia. W badaniu przyjęto, że zrównoważony rozwój kraju to taki rozwój społeczno-gospodarczy, który może być uzyskany przez zaspokojenie potrzeb obecnych i przyszłych pokoleń tylko wtedy, gdy zostanie zachowana koherencja pomiędzy trzema składowymi rozwoju tj. gospodarką, środowiskiem naturalnym i społeczeństwem (Spychalski 2013, Jonas i Schneider 2006, Elkington 1994, Holden 2016). Uwzględnienie w definicji zrównoważonego rozwoju tych trzech aspektów działalności ludzkiej, nadaje zjawisku charakter interdyscyplinarny. Autorzy artykułu podzielają opinię, że pomimo licznych wątpliwości definicyjnych zrównoważony rozwój jest zjawiskiem złożonym poddającym się badaniu empirycznemu (Barkemeyer i in. 2014). Dyskusji poddaje się, natomiast kwestię wyższości jednego komponentu nad innymi, a więc ostatecznie stopień zrównoważenia lub niezrównoważenia jest efektem subiektywnej oceny, która jest uzależniona od wyznawanych przez daną grupę społeczną wartości. W postępowaniu badawczym zrezygnowano z określania wag poszczególnym komponentom uznając je za równoważne.

Do oszacowania poziomu rozwoju zrównoważonego wykorzystano metodę badawczą z grupy tzw. „statystycznej analizy wielowymiarowej”, właściwej w pomiarze zjawisk złożonych, a takim jest niewątpliwie zrównoważony rozwój (Jajuga 1993). Zastosowano miarę syntetyczną, pozwalającą na uporządkowanie obiektów przestrzennych bez wyznaczania tzw. jednostki wzorcowej. Znamienną cechą otrzymanej miary jest porządkowanie zjawiska złożonego za pomocą jednej wartości, pozwalającej przeprowadzić analizy porównawcze w taki sposób, aby nie zmieniając uporządkowania obiektów ułatwić interpretację otrzymanej hierarchii (Kukuła 2014). Przyjęte do badania zmienne diagnostyczne poddano normalizacji na podstawie poniższej formuły:

$$Z_{ij} = \frac{x_{ij} - \min \{x_{ij}\}}{\max \{x_{ij}\} - \min \{x_{ij}\}} \quad (1)$$

gdzie:

$x_{ij}$  – wielkość  $i$ -tego czynnika osiągnięta przez  $j$ -ty kraj w danym roku,  
 $\min/\max \{x_{ij}\}$  – minimalna/ maksymalna wartość  $i$ -tego czynnika osiągnięta przez kraje w danym roku.

Przy normowaniu zmiennych posłużono się metodą unitaryzacji zerowanej (MUZ). Otrzymano w ten sposób syntetyczny wskaźnik (WZR) i w efekcie każdemu z krajów przyporządkowano określoną wartość w skali od 0 do 1, opisującą łączny poziom zrównoważonego rozwoju danego kraju. Przy wyborze zmiennych diagnostycznych uwzględniono: dostępność danych, rzeczywisty wpływ przyjętej zmiennej na kształtowanie się badanego zjawiska oraz stopień zmienności rozpatrywanej zmiennej. Uzupełniająco posilkowano się współczynnikiem zróżnicowania  $V(x_{ij})$  (Sobczak 1985; Kukuła 2014). Źródłem pozyskania zmiennych diagnostycznych był Eurostat. W postępowaniu przygotowawczym zebrano i uporządkowano 21 zmiennych diagnostycznych. Następnie oszacowano stopień zmienności i usunięto te z nich, które cechowały się niskim stopniem zmienności, dla których współczynnik zmienności  $V(x_{ij})$  był niższy niż 0,1 (Sobczyk 1983). Ostatecznie do modelu wprowadzono 17 zmiennych diagnostycznych dla 29 krajów (28 krajów UE i Norwegię), w dwóch momentach czasowych tj. w 2000 i 2015 roku. Zmienne, zgodnie z założeniem wstępnym, pogrupowano w trzech grupach: komponent gospodarka (7 zmiennych<sup>1</sup>), komponent środowisko (6 zmiennych<sup>2</sup>) i komponent społeczeństwo (4 zmienne<sup>3</sup>) (European Union 2015).

---

<sup>1</sup> PKB per capita, wydatki B+R, jako % PKB, stopa zatrudnienia osób z wykształceniem podstawowym, godzinowa wydajność pracy, energochłonność gospodarki, stopa motoryzacji, produktywność zasobów.

<sup>2</sup> Emisje gazów cieplarnianych (w ekwiwalencie CO<sub>2</sub>) indeksowane do 1990 r., zużycie energii, udział energii odnawialnej w ostatecznym zużyciu energii brutto, oficjalna pomoc rozwojowa jako udział w dochodzie narodowym brutto w %, emisje CO<sub>2</sub> na mieszkańca w UE i krajach rozwijających się, udział podatków środowiskowych i pracowniczych w całkowitych wpływach podatkowych z podatków i składek na ubezpieczenia społeczne.

<sup>3</sup> Stopa bezrobocia długookresowego, osoby zagrożone ubóstwem lub wykluczeniem społecznym, osoby przedwcześnie kończące edukację, stopa zatrudnienia osób 50+.

### 3. Zróżnicowanie przestrzenne wybranych krajów europejskich pod względem poziomu zrównoważonego rozwoju – hierarchia i klasyfikacja

Efektom zastosowania powyższej procedury było oszacowanie poziomu zrównoważonego rozwoju, wyrażonego miarą syntetyczną WZR, indywidualnie dla każdego kraju w dwóch momentach czasowych: 2000 oraz 2015 roku. Na tej podstawie zbudowano hierarchię krajów w układzie od najmniej do najbardziej rozwiniętego (tabela 1). Oceniono, że liderami w zakresie wdrażania zasad zrównoważonego rozwoju są kraje skandynawskie: Szwecja, Norwegia i Dania. W 2015 roku pozycja tych krajów w hierarchii uległa nieznacznej zmianie w stosunku do 2000 roku, jednak, nie zmienia to faktu, że kraje te wyróżniały się zdecydowanie najkorzystniejszą sytuacją spośród wszystkich krajów europejskich. Na przeciwległym biegunie, czyli w ostatniej piątce krajów, które w 2015 roku cechowały się najniższym poziomem zrównoważonego rozwoju sklasyfikowano tj.: Malte, Grecję, Portugalie, Hiszpanię i Cypr. Pozytywnie ocenić należy zmiany, jakie zaszły w Polsce, Słowenii i na Łotwie, które to kraje w stosunku do 2000 roku awansowały, osiągając w 2015 roku wyższe pozycje w hierarchii.

**Tabela 1.** Hierarchia krajów UE i Norwegii pod względem poziomu zrównoważonego rozwoju w latach 2000 i 2015

**Table 1.** Hierarchy of EU countries and Norway in terms of the level of sustainability in 2000 and 2015

Lp.	WZR w 2000*		WZR w 2015**		Zm. poz.	Dyn. WZR	WZR' 2000, %	WZR' 2015, %
29	0,357	Malta <sup>V*</sup>	0,296	Malta <sup>V**</sup>	0	-17%	-21%	-33%
28	0,361	Bułgaria <sup>V</sup>	0,305	Grecja <sup>V</sup>	-3	-18%	-20%	-31%
27	0,362	Portugalia <sup>V</sup>	0,321	Cypr <sup>V</sup>	-4	-17%	-20%	-27%
26	0,363	Polska <sup>V</sup>	0,331	Hiszpania <sup>V</sup>	-4	-15%	-19%	-25%
25	0,373	Grecja <sup>V</sup>	0,332	Portugalia <sup>V</sup>	2	-8%	-17%	-25%
24	0,384	Słowacja <sup>V</sup>	0,398	Rumunia <sup>IV</sup>	-3	0%	-15%	-10%
23	0,388	Cypr <sup>V</sup>	0,401	Włochy <sup>IV</sup>	-8	-5%	-14%	-9%
22	0,390	Hiszpania <sup>V</sup>	0,405	Luxem. <sup>IV</sup>	-13	-17%	-13%	-8%
21	0,396	Rumunia <sup>V</sup>	0,407	Węgry <sup>IV</sup>	-1	0%	-12%	-8%
20	0,408	Węgry <sup>V</sup>	0,428	Polska <sup>III</sup>	6	18%	-9%	-3%

Tabela 1. cd.

Table 1. cont.

Lp.	WZR w 2000*		WZR w 2015**		Zm. poz.	Dyn. WZR	WZR' 2000, %	WZR' 2015, %
19	0,409	Słowenia <sup>V</sup>	0,429	Belgia <sup>III</sup>	-7	-4%	-9%	-3%
18	0,413	Łotwa <sup>V</sup>	0,434	Bułgaria <sup>III</sup>	10	20%	-8%	-2%
17	0,420	Litwa <sup>IV</sup>	0,436	Estonia <sup>III</sup>	-1	4%	-7%	-1%
16	0,421	Estonia <sup>IV</sup>	0,445	Litwa <sup>III</sup>	1	6%	-6%	1%
15	0,425	Włochy <sup>IV</sup>	0,449	Austria <sup>III</sup>	-5	-5%	-6%	2%
14	0,425	Irlandia <sup>IV</sup>	0,451	Słowenia <sup>III</sup>	5	10%	-6%	2%
13	0,428	Czech R <sup>IV</sup>	0,452	Słowacja <sup>III</sup>	11	18%	-5%	2%
12	0,447	Belgia <sup>IV</sup>	0,453	Chorwac <sup>III</sup>	-1	-3%	-1%	3%
11	0,466	Chorwac <sup>IV</sup>	0,459	Łotwa <sup>III</sup>	7	11%	4%	4%
10	0,472	Austria <sup>IV</sup>	0,473	Irlandia <sup>III</sup>	4	11%	5%	7%
9	0,488	Luxem. <sup>III</sup>	0,478	Czechy <sup>II</sup>	4	12%	9%	8%
8	0,502	Francja <sup>III</sup>	0,483	Francja <sup>II</sup>	0	-4%	12%	10%
7	0,509	Niemcy <sup>III</sup>	0,488	Finlandia <sup>II</sup>	-1	-5%	13%	11%
6	0,514	Finlandia <sup>III</sup>	0,505	Niemcy <sup>II</sup>	1	-1%	14%	15%
5	0,518	Wielka Brytania <sup>III</sup>	0,507	Wielka Brytania <sup>II</sup>	0	-2%	15%	15%
4	0,551	Holandia <sup>II</sup>	0,517	Holandia <sup>II</sup>	0	-6%	23%	17%
3	0,586	Dania <sup>II</sup>	0,557	Norwegia <sup>I</sup>	-2	-14%	30%	26%
2	0,611	Szwecja <sup>I</sup>	0,559	Dania <sup>I</sup>	1	-5%	36%	27%
1	0,649	Norwegia <sup>I</sup>	0,593	Szwecja <sup>I</sup>	1	-3%	44%	34%
Śr.	0,449		0,441		X	-2%	100%	100%

objaśnienia: do oznaczenia poszczególnych klas zastosowano numerację: I, II, III, IV, V. Klasy: I\*(średnia 0,630; udział 7%). I\*\*(średnia 0,570; udział 10%). II\*(średnia 0,569; udział 7%); II\*\*(średnia 0,496; udział 21%); III\*(średnia 0,506; udział 17%). III\*\*(średnia 0,446; udział 38%); IV\*(średnia 0,438; udział 28%). IV\*\*(średnia 0,403; udział 14%); V\*(średnia 0,384; udział 41%). V\*\*(średnia 0,317; udział 17%).

\*\*\*relatywny ozn. w stosunku do średniej 29 krajów europejskich

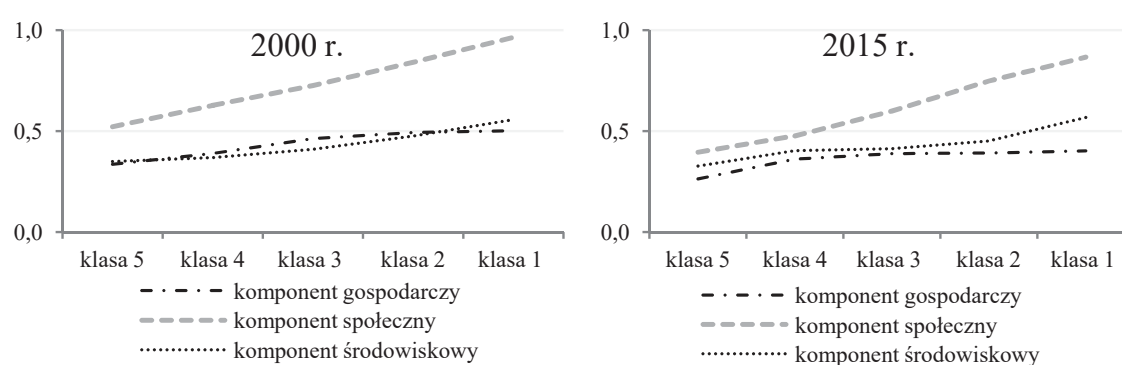
Źródło: obliczenia własne na podstawie danych Eurostat

Jako niepokojące zjawisko ocenić należy ogólny proces obniżania się przeciętnego poziomu rozwoju w 2015 roku w stosunku do 2000 roku (tabela 1). Zmiany te zaobserwowano we wszystkich klasach obiektów, szczególnie w klasie V o najniższym poziomie rozwoju. Natomiast pozytywnie należy ocenić zmniejszający się udział krajów w klasach V i IV cechujących się relatywnie najniższym poziomem rozwoju (spadek od-

powiednio -24% i -14%). Wyniki testów statystycznych potwierdzają, że klasy krajów o niższym poziomie rozwoju cechują się silniejszą dodatnią dynamiką. Podkreślić należy, iż związki korelacyjne wykazują tendencję rosnącą<sup>4</sup>.

#### 4. Zróżnicowanie wybranych krajów europejskich w obszarze komponentów zrównoważonego rozwoju: gospodarka, środowisko, społeczeństwo

Zróżnicowanie krajów europejskich obserwowano w obszarze każdego komponentu zrównoważonego rozwoju. Postępując zgodnie z procedurą opisaną w punkcie Zakres i metoda badania oszacowano indywidualne wskaźniki syntetyczne dla wszystkich krajów w trzech komponentach tj. gospodarka, środowisko i społeczeństwo (rysunek 1). W celu zachowania przejrzystości wykresu zaprezentowano średnie wartości znormalizowane wskaźników syntetycznych dla poszczególnych klas krajów (zawierające się w przedziale od 0 do 1).



**Rys. 1.** Komponenty zrównoważonego rozwoju – wartości średnie znormalizowane obliczone dla poszczególnych klas krajów 2000 i 2015 rok  
**Fig. 1.** Components of Sustainable Development – Average (normalized) values for each class of countries in 2000 and 2015

Źródło: obliczenia własne na podstawie danych Eurostat

Wszystkie klasy krajów wyróżniały się relatywnie korzystną sytuacją w sferze społecznej, zarówno w 2000, jak i 2015 roku. W szczególnej trudnej sytuacji znalazły się kraje południa Europy tj.: Grecja,

<sup>4</sup>  $r = 0,40$  w 2000 roku oraz  $0,51$  w 2015 roku

Hiszpania, Rumunia i Bułgaria, dla których obciążającym czynnikiem był wysoki udział osób zagrożonych ubóstwem oraz długotrwale bezrobotnych. Gorsze efekty kraje europejskie notowały w sferze gospodarczej i środowiskowej. Kraje skandynawskie oraz Holandia dominowały nad pozostałymi krajami pod względem wysokiego udziału energii odnawialnej w ostatecznym zużyciu energii brutto i niskim podstawowym zużyciem energii. W sferze gospodarczej wysokim PKB per capita oraz nakładami na B+R wyróżniła się Norwegia. W tej dziedzinie również wysokie nakłady ponosiły takie kraje jak: Austria, Finlandia, Dania i Niemcy.

Na przestrzeni analizowanych lat we wszystkich klasach obniżeniu uległ średni poziom rozwoju w obszarze gospodarczym i społecznym (stopa spadku odpowiednio: 93% i 95%), podczas gdy komponent środowiskowy cechował się dodatnią dynamiką zmian (108%). Jednocześnie, oszacowane współczynniki zróżnicowania wskazują, że najsilniejsze rozwarstwienie krajów odnotowano w sferze społecznej. W 2000 roku kraje Norwegia i Szwecja osiągały ponad pięciokrotnie wyższe wartości wskaźnika cząstkowego w porównaniu do krajów o najniższym poziomie rozwoju społecznego (m.in. Bułgaria). W 2015 roku w stosunku do 2000 roku zmniejszył się poziom zróżnicowania krajów w obszarze każdego z komponentów rozwoju, co oznaczać może, że dysproporcje pomiędzy krajami nieznacznie zmniejszyły się, co z punktu widzenia ich rozwoju ocenić należy pozytywnie (tabela 2).

**Tabela 2.** Charakterystyki krajów UE i Norwegii w obszarze głównych komponentów zrównoważonego rozwoju w latach 2000 i 2015

**Table 2.** Characteristics of the EU countries and Norway in the area of major components of sustainable development in 2000 and 2015

Charakterystyka	Komponent Gospodarczy	Komponent Społeczny	Komponent Środowiskowy
2000			
Średni poziom rozwoju	0,394	0,638	0,388
Współczynnik zróżnicowania	2,33	5,26	2,44
Min (kraj)	0,23 (Portugalia)	0,18 (Bułgaria)	0,24 (Cypr)
Max (kraj)	0,53 (Norwegia)	0,96 (Norwegia, Szwecja)	0,58 (Norwegia)

**Tabela 2. cd.**  
**Table 2. cont.**

Charakterystyka	Komponent Gospodarczy	Komponent Społeczny	Komponent Środowiskowy
2015			
Średni poziom rozwoju	0,36	0,61	0,42
Współczynnik zróżnicowania	2,24	3,76	2,38
Min (kraj)	0,22 (Cypr)	0,24 (Grecja)	0,25 (Luksemburg)
Max (kraj)	0,49 (Irlandia)	0,91 (Szwecja)	0,60 (Szwecja)
Dynamika średniego poziomu rozwoju [w %]*	93%	95%	108%
Dynamika współczynnika zróżnicowania [w %]*	96%	72%	97%

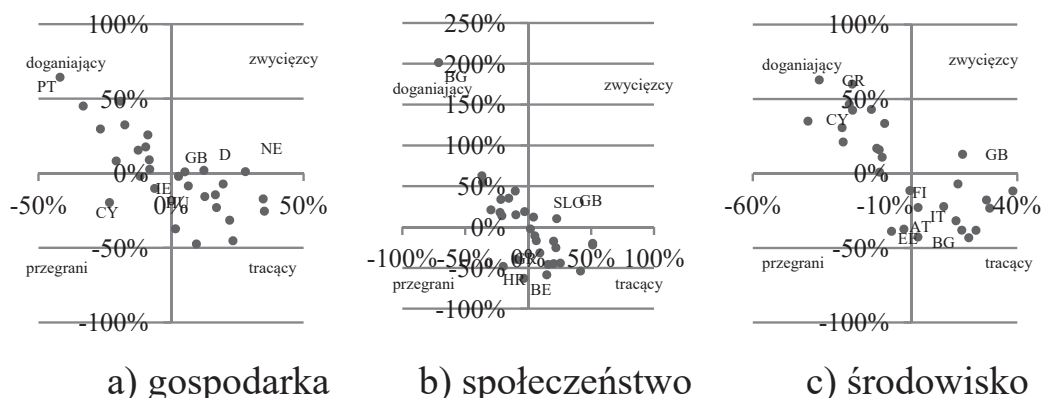
\*2000 rok bazowy

Źródło: obliczenia własne na podstawie danych Eurostat

Uwzględniając indywidualne tempo zmian każdego kraju oraz relatywny poziom wskaźnika rozwoju (w stosunku do średniej dla 29 krajów) dokonano pozycjonowania krajów w każdym komponencie zrównoważonego rozwoju i w efekcie otrzymano cztery względnie podobne wewnętrznie grupy krajów (rysunek 2).

Analizując otrzymane rozkłady zauważono, że najbardziej liczącą okazała się grupa krajów tzw. doganiających, cechująca się dodatnim tempem rozwoju, ale niższym niż średnim poziomem rozwoju. Spostrzeżenie to dotyczy każdego analizowanego komponentu zrównoważonego rozwoju. Porównywalna liczebnie była grupa krajów tzw. tracących, cechujących się wyższym niż przeciętnym poziomem rozwoju w danym obszarze i ujemnym tempem rozwoju. W grupie zwycięzców (o dodatnim tempie zmian i ponadprzeciętnym poziomie rozwoju) obok Wielkiej Brytanii znalazły się tylko nieliczne kraje tj. Niemcy, Szwecja i Holandia w obszarze gospodarczym i Słowenia w obszarze społecznym. Stosunkowo nieliczną grupę krajów stanowiły tzw. przegrani. Do tej grupy zakwalifikowano Cypr, Irlandię, Węgry w sferze gospodarczej; Austrię, Estonię, Finlandię – w sferze środowiskowej oraz Belgię, Chorwację i Grecję – w sferze społecznej.





**Rys. 2.** Zróżnicowanie krajów UE i Norwegii w obszarze głównych komponentów zrównoważonego rozwoju w latach 2000 i 2015

**Fig. 2.** Differentiation of EU countries and Norway in the area of main components of sustainable development 2000 and 2015 oznaczenia za: <http://stat.gov.pl/sprawozdawczosc/intrastat/alfabetyczny-wykaz-krajow/>  
 Źródło: obliczenia własne na podstawie danych Eurostat.

Zróżnicowanie krajów było widoczne w każdym komponencie, dodatkowo, kraje cechowały się odmiennym tempem i kierunkiem zmian. Na uwagę zasługuje szczególnie wysokie tempo w kierunku poprawy sytuacji społecznej w Bułgarii oraz gospodarczej w Portugalii. Na tle innych krajów pozytywne zmiany społeczne zaobserwowano także w Polsce i Słowacji. W sferze gospodarczej najsilniejszy postęp miał miejsce w Portugalii, Rumunii i na Litwie, podczas gdy w Bułgarii i Belgii tempo zmian gospodarczych o charakterze recesywnym było najsilniejsze. Zasadniczo wyższe i dodatnie tempo zmian w sferze gospodarczej i społecznej towarzyszyło krajom, które przystąpiły do UE w 2004 roku i później. Większość krajów tzw. starej UE charakteryzowała się ujemnym i słabszym tempem zmian, co wskazywać może na ich dojrzałość. W komponencie środowiskowym wychwycenie jakichkolwiek prawidłowości było trudne. Zaskakująco, najsilniejsze i pozytywne zmiany zaobserwowano w krajach południowych tj. Hiszpanii i Grecji, podczas gdy kraje uznawane przez lata za liderów pod względem wdrażania zasad ochrony środowiska tj. Niemcy, a zwłaszcza Norwegia, cechowały się największym ujemnym tempem zmian. Jedynym krajem utrzymującym pozycję zwycięzcy w każdym komponencie zrównoważonego rozwoju była Wielka Brytania.

## 5. Podsumowanie

W artykule podjęto próbę określenia poziomu zróżnicowania wybranych krajów europejskich pod względem poziomu zrównoważonego rozwoju oraz ocenę zmian, jakie zaszły w obszarze jego głównych komponentów tj.: gospodarki, środowiska i społeczeństwa. Wnioski są następujące, kraje europejskie wykazują zróżnicowanie pod względem poziomu zrównoważonego rozwoju. Dodatkowo, cechują się zróżnicowanym tempem i kierunkiem zmian w każdym jego komponentcie. Generalnie (poza kilkoma wyjątkami) analizowane kraje można sklasyfikować w dwóch grupach państw. Pierwsza grupa cechująca się tzw. efektem doganiania, wyrażonym wysokim i dodatnim tempem zmian, obejmuje głównie kraje Europy wschodniej, które przystąpiły do UE w 2004 roku i później oraz kraje południa tj. Hiszpania i Portugalia. W drugiej grupie krajów tzw. tracących, dominowały kraje Europy zachodniej i Skandynawii. Ich poziom zrównoważonego rozwoju był wyższy niż przeciętnie w Europie, jednak ujemne tempo zmian zachodzących w jego poszczególnych składowych świadczyć może o wyhamowaniu tempa rozwoju. Jest to cecha charakterystyczna dojrzałych gospodarek. Stwierdzono znikomy udział państw cechujących się jednocześnie i wysokim poziomem rozwoju i dodatnim tempem zmian w każdym komponentcie rozwoju (tylko Wielka Brytania). Pozytywnie ocenić należy wzrost liczby krajów, które w 2015 roku osiągnęły przeciętny i wyższy poziom rozwoju. Może to być efektem nie tyle poprawy sytuacji poszczególnych krajów w obszarze poszczególnych komponentów rozwoju, ile obniżenia średniego poziomu rozwoju szacowanego dla wszystkich 29 krajów. Przyczyn tego zjawiska można upatrywać w trwającym w tym okresie światowym kryzysie finansowym. Zaprezentowane wyniki są zbieżne z wcześniejszymi badaniami autorów i pomimo, iż dobór zmiennych w bieżącym materiale był znacznie szerszy (por. Klonowska-Matynia i Sasin 2015; Klonowska-Matynia 2015), potwierdzają one w analizowanych krajach europejskich nierównomierny poziom rozwoju zrównoważonego. Istniejący poziom zrównoważenia może być efektem wyborów dokonywanych przez różne kraje, które w danym momencie stają w obliczu różnych priorytetów politycznych. Po pierwsze, niektóre z nich mogą przestrzegać ograniczeń środowiskowych i zaspokajać potrzeby ludzkie, ale nie gwarantują sprawiedliwości społecznej. Inne zaś, mogą wypełniać

zalecenia dotyczące przestrzegania ograniczeń środowiskowych i zapewnić równowagę społeczną oraz będą w stanie zaspokoić podstawowe potrzeby ludzkie. Dla tych krajów priorytetem będzie likwidacja skrajnego ubóstwa i niedostatku ekonomicznego. Zatem dla osiągnięcia zrównoważonego rozwoju tych krajów kluczowe znaczenie mogą mieć polityki i instytucje ułatwiające wzrost gospodarczy.

Konkludując, zaprezentowany materiał empiryczny dowodzi występowania zjawiska zróżnicowania krajów europejskich w każdym komponencie zrównoważonego rozwoju, zróżnicowane jest tempo jak i kierunki zmian w obrębie każdego z nich. Jednocześnie wyniki wskazują, że na przestrzeni ostatnich kilkunastu lat w krajach Europy zachodzi powolny proces zmniejszających się dysproporcji, zatem skuteczność przyjętych polityk europejskich na ścieżce wzrostu spójności społecznej i ekonomicznej ocenić należy pozytywnie.

## Literatura

- Baker, S., Kousis, M., Richardson, D., Young, S. (2002). *The Politics of Sustainable Development: Theory, Policy and Practice Within the EU*. London and New York: Routledge.
- Barkemeyer, R., Holt, D., Preuss, L., Tsang, S. (2014). What happened to the development in 'sustainable development'? Business Guidelines Two Decades After Brundtland. *Sustainable Development*, 22(1), 15-3.
- Daly, H.E. (1990). Toward Some Operational Principles Of Sustainable Development. *Ecological Economics*, (2), 1-6.
- Elkington, J. (1994). Towards a Sustainable Corporation: Win-Win-Win Business Strategies for Sustainable Development. *California Management Review*, 36(2), 90-100.
- European Union (2015). *Sustainable development in the European Union 2015. Monitoring report of the EU Sustainable Development Strategy*. Luxembourg.
- Folke, C., Carpenter, S., Elmqvist, T., Gunderson, L., Holling, C.S., Walker, B. (2002). Resilience and Sustainable Development: Building Adaptive Capacity in a World of Transformations. *A Journal of the Human Environment*, 31(5), 437-440.
- Holden, E., Linnerud, K., Banister, D. (2017). The Imperatives of Sustainable Development. *Sustainable Development*, 25(3), 213-226.
- Jajuga, K. (1993). *Statystyczna analiza wielowymiarowa*. Warszawa: Wydawnictwo Naukowe PWN.

- Jones, G., & Schneider, J.E. (2006). Intelligence. Human Capital. And Economic Growth. A Bayesian Averaging Of Classical Estimates (Bace) Approach. *Journal of Economic Growth*, 11(1), 71-93.
- Klonowska-Matynia, M. (2015). European Countries Socio-Economic Development in the Context of Europe 2020 Strategy. *China-USA Business Review*, 18(8), 379-394.
- Klonowska-Matynia, M., & Sasin, M. (2015). EU Countries socio-economic development in the context of Europe 2020 strategy. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 17, 771-791.
- Kukuła, K. (2000). *Metoda unitaryzacji zerowanej*. Warszawa: Wydawnictwo Naukowe PWN.
- Kukuła, K. (2014). Budowa rankingu województw ze względu na wyposażenie techniczne rolnictwa w Polsce. *Wiadomości Statystyczne*, 7, 62-76.
- Nowak, E. (1985). Kryteria oceny efektywności metod doboru cech diagnostycznych. *Folia Oeconomica Cracoviensia*, 28, 205-221.
- Pawłowski, L. (2011). Rola monitoringu środowiska w realizacji zrównoważonego rozwoju. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 13, 333-345.
- Pearce, D., Turner, R. K. (1990). *Economics of natural resources and the environment*, New York: JHU Press.
- Sobczyk, M. (1983). Analiza porównawcza produkcji rolniczej w województwie lubelskim. *Wiadomości Statystyczne*, 12.
- Spychalski, G. (2013). Wyzwania kryzysowe na tle ewolucji kapitalizmu z uwzględnieniem uwarunkowań środowiskowych. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 15, 780-792.

## **Spatial Diversification of Sustainable Development Selected European Countries. Hierarchy and Classification**

### **Abstract**

The aim of the article was to determine the level of diversification for selected European countries in terms of sustainable development level and the pace of changes taking place in the area of its main components: economy, environment and society. In the research proceedings, the selected method from the group of so-called statistical multidimensional analysis was used to measure the complex phenomena. As a result, each object has a synthetic index of sustainable development level, constituting the basis for further international analyses and comparisons. On the basis of the estimated synthetic measure, the hierarchy of countries was carried out in terms of sustainable development level

achieved, and then the classification in five relatively homogeneous groups of countries, in terms of sustainable development level. The analysis covered 29 European countries (EU 28 and Norway). Eurostat were the main data source and published indicators of sustainable development monitoring. Time dimension of the study were years 2000-2015.

The obtained results confirmed the existing diversification between European countries in terms of the synthetic indicator of sustainable development in the years 2000-2015, as well as in terms of rate and direction of changes in the area of its individual components: economy, environment, society. The strongest differentiation in 2000 was observed in the social component area, smaller disparities occurred in the economic and environmental sphere. In 2015 in comparison to 2000 the process of diminishing development disparities was observed between countries in all components of sustainable development. A negative phenomenon of lowering the average sustainable development level estimated for all the examined European countries was also observed, caused by the global financial crisis which occurred from 2008 to 2015. Over the past dozen or so years, in European countries a slow process of diminishing disparities has been observed. The effectiveness of adopted European policies on the growth path of social and economic cohesion should be assessed positively.

### **Streszczenie**

Celem artykułu było określenie zróżnicowania wybranych krajów europejskich pod względem poziomu zrównoważonego rozwoju oraz tempa zmian zachodzących w obszarze jego głównych komponentów tj. gospodarki, środowiska i społeczeństwa. Weryfikacji poddano założenie o równomiernym poziomie rozwoju krajów w każdym z komponentów zrównoważonego rozwoju. W postępowaniu badawczym zastosowano metodę z grupy tzw. statystycznej analizy wielowymiarowej wykorzystywaną do pomiaru zjawisk złożonych. W efekcie każdemu obiektowi przyporządkowano miarę syntetyczną tzw. względny wskaźnik poziomu zrównoważonego rozwoju, stanowiący podstawę do dalszych analiz i porównań międzynarodowych. Na podstawie oszacowanej miary syntetycznej przeprowadzono hierarchię państw pod względem osiągniętego poziomu rozwoju zrównoważonego, a następnie klasyfikację w pięciu względnie jednorodnych, pod względem poziomu zrównoważonego rozwoju, grupach państw. Analizą objęto 29 krajów europejskich (UE-28 i Norwegia). Podstawowym źródłem danych był Eurostat, informacje publikowane w bazie monitorujące wskaźniki zrównoważonego rozwoju. Zakres czasowy badania to lata 2000-2015.

Badania wskazują, że na przestrzeni lat 2000-2015 analizowane kraje wykazywały wyraźne zróżnicowanie pod względem osiąganego poziomu zrównoważonego rozwoju oraz odmienne tempo i kierunek zmian w obszarze poszczególnych jego komponentów tj.: gospodarki, środowiska, społeczeństwa. W 2000 roku najsilniejsze zróżnicowanie krajów obserwowano w komponencie społecznym, mniejsze dysproporcje występowały w sferze gospodarczej i środowiskowej. W 2015 roku zaobserwowano proces zmniejszających się dysproporcji rozwojowych pomiędzy krajami w stosunku do 2000 roku we wszystkich komponentach zrównoważonego rozwoju, najsilniejszy proces zachodził w sferze społecznej. Zaobserwowano także negatywne zjawisko obniżenia średniego poziomu rozwoju zrównoważonego szacowanego dla wszystkich badanych krajów europejskich, którego przyczyn upatrywać można w trwającym w latach 2008-2015 światowym kryzysie finansowym. Na przestrzeni ostatnich kilkunastu lat w krajach Europy obserwuje się powolny proces zmniejszających się dysproporcji, zatem skuteczność przyjętych polityk europejskich na ścieżce wzrostu spójności społecznej i ekonomicznej ocenić należy pozytywnie.

**Słowa kluczowe:**

zrównoważony rozwój, kraje UE klasyfikacja, zróżnicowanie

**Keywords:**

sustainable development, EU countries, differentiation, classification



**Bioakumulacja żelaza, manganu, boru i litu  
kobaltu w mleczaju jodłowym  
(*Lactarius salmonicolor* L), igliwiu jodły pospolitej  
(*Abies alba* M.) oraz glebie pasma  
Przedbabiogórskiego w Karpatach Zachodnich**

*Marcin Niemiec, Jakub Sikora, Maciej Chowaniak,  
Anna Szeląg-Sikora, Maciej Kuboń  
Uniwersytet Rolniczy, Kraków*

## **1. Wstęp**

Ilość akumulowanych pierwiastków śladowych w organizmach grzybów jest jednak zależna od wielu czynników związanych zarówno z biotopem jak i organizmami grzybów. Wśród czynników związanych z biotopem najczęściej wymienia się ogólną zawartość pierwiastków w podłożu oraz właściwości fizykochemiczne podłoża, takie jak odczyn, zawartość materii organicznej czy poziom zasolenia (Yamaç i in. 2007). W związku z tym bardzo trudna jest ocena zanieczyszczenia ekosystemów leśnych w kontekście oddziaływania na biocenozę na podstawie zawartości kseniobiotyków w biotopie. Skuteczną metodą oceny stopnia zanieczyszczenia ekosystemów jest bioindykacja (Gielen i in. 2016, Niemiec i in. 2015, Niemiec 2016). Metoda ta polega na ocenie zawartości ksenobiotyków w organizmach żywych, przez co można oszacować jakie jest faktyczne zagrożenie włączania podwyższonych ilości metali ciężkich do bioobiegu. Organizmami często wykorzystywanymi do bioindykacji są grzyby oraz drzewa ze względu na dużą zdolność do akumulacji pierwiastków śladowych oraz powszechność występowania (Čeburnis i Steinnes 2000, Aboal i in. 2004, Rudawska i Leski 2005, Niemiec

i Arasimowicz 2010, Arasimowicz i in. 2010, Wang i in. 2014). Grzyby wielkoowocnikowe stanowią ważną z punktu widzenia środowiska oraz działalności człowieka, grupę organizmów należących do królestwa grzybów. Są to gatunki o dużych i stosunkowo dużych owocnikach i stanowią nieodłączny element ekosystemów leśnych. Jako saprobionty odpowiadają za rozkład martwej materii organicznej zapobiegając jej nagromadzeniu, uczestniczą w procesach glebotwórczych, dokonują selekcji drzew przez eliminację osobników słabych. Stanowią pokarm oraz schronienie dla wielu leśnych zwierząt. Bardzo istotnym aspektem funkcjonowania grzybów w ekosystemach leśnych jest ich zdolność do tworzenia symbiozy, tzw. mikoryzy z drzewami leśnymi. W ramach tej symbiozy grzyb przekazuje roślinie m.in. sole mineralne, wodę, hormony i witaminy, a pobiera od niej głównie cukry. W wyniku mikoryzy drzewa mają większy dostęp do składników pokarmowych, ale także do pierwiastków śladowych będących ksanobiotykami (Reis i in. 2012). Grzyby stanowią także ważny element diety człowieka. Ze względu na specyfikę metabolizmu, grzyby mają duże zdolności akumulowania pierwiastków w swoich organizmach, co z jednej strony sprawia że stanowią produkty bogate w mikroelementy, z drugiej zaś stanowią zagrożenie związane z wprowadzaniem nadmiernych ilości pierwiastków śladowych do łańcucha pokarmowego człowieka (Kalac 2009, Wang i in. 2014). Podwyższone zawartości metali ciężkich w grzybach mogą stanowić realne zagrożenie dla lokalnych społeczności, w których spożycie grzybów jest wysokie (Cocchi i in. 2006, Damodara i in. 2014). Jodła, jest drzewem o dużym potencjale wykorzystania do bioindykacji ze względu na zdolności akumulacji pierwiastków śladowych, pomimo niewielkiego areal występowania (Aboal i in. 2004, Gandois i Probst 2012). Współcześnie przyczyną zanikania jodły jest jej duża wrażliwość na zanieczyszczenia powietrza. Ta wrażliwość sprawia, iż jodła jest dobrym bioindykatorem (organizmem wskaźnikowym) zanieczyszczeń atmosferycznych. Przy projektowaniu systemu monitoringu opartego na wykorzystywaniu grzybów należy zwrócić uwagę zarówno na gatunek wiek jak i część grzyba. Wyniki badań wskazują na różnice zawartości pierwiastków śladowych w kapeluszach grzybów i ich nóżkach (Rudawska i Leski 2005).



Celem przeprowadzonych badań była ocena zawartości Fe, Mn, B, Li w glebie, Mleczaju jodłowym (*Lactarius salmonicolor* L.) oraz igliwiu jodły pospolitej (*Abies alba* M.), zebranych na terenie pasma Przedbabiogórskiego. Celem szczegółowym było określenie poziomu bioakumulacji tych pierwiastków w organizmach wykorzystanych w badaniach.

## 2. Materiał i metody

Obszar badań stanowiło pasmo Jałowca stanowiące część pasma Przedbabiogórskiego wchodzącego w skład Beskidu Makowskiego. W ramach realizacji założonego celu pobrano próbki mleczaja jodłowego (*Lactarius salmonicolor* M.) z 17 punktów. Jako punkt poboru przyjęto jednorodny obszar o promieniu do 50 m. Próbką laboratoryjną była tożsama z próbką zbiorczą i składała się z około 100 próbek pierwotnych. Masa próbki laboratoryjnej dla każdego obiektu wynosiła około 1000 g. Poboru grzybów dokonywano przy użyciu plastikowego noża. Na 17 miejsc pobrań 16 było zlokalizowanych w obrębie koryt różnych potoków górskich stanowiących zlewnię rzeki Lachówki (z północnej strony) i rzeki Skawicy (z południowej strony). Równocześnie w tych samych punktach pobrano próbki gleby z warstwy 0-20 cm. Glebę pobrano przy użyciu laski Egnera. Próbką zbiorczą gleby składała się z około 20 próbek pierwotnych. Próbkę laboratoryjną stworzono przez redukcję próbki zbiorczej do masy około 1000 g. Ponadto pobrano próbki igieł jodły pospolitej (*Abies alba* M.). Igły pobierano z roślin w wieku do 10 lat z jednorocznych pędów. Próbką laboratoryjną tożsama z próbką zbiorczą miała masę (500 g). Po pobraniu próbek grzyby zostały umyte wodą destylowaną a następnie rozdzielono nóżkę od kapelusza. Wszystkie pobrane próbki w laboratorium wysuszono i zhomogenizowano. Próbki laboratoryjne grzybów oraz igieł poddano mineralizacji na sucho w systemie otwartym. Naważka analityczna wynosiła 3 g. Materiał roztwarzano w mieszaninie HNO<sub>3</sub> i H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> w stosunku 5:1, v/v. Próbki gleby poddano mineralizacji w wodzie królewskiej. Stężenie pierwiastków w uzyskanych roztworach oznaczono metodą atomowej spektrometrii emisyjnej, w aparacie Optima 7600 DV firmy Perkin Elmer. Długości fali wykorzystane w analizie a także parametry jakości metod analitycznych zostały przedstawione w (tabela 1).

**Tabela 1.** Parametry wykorzystanej metody analitycznej**Table 1.** Parameters of the applied analytical method

	Cd	Cr	Cu	Fe
Długość fali (nm)	228,802	267,707	327,393	238,204
Limit detekcji ( $\mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$ )	0,068	0,178	0,243	0,115
	Mn	Ni	Pb	Zn
Długość fali (nm)	257,608	231,604	220,353	206,200
Limit detekcji ( $\mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$ )	0,035	0,263	1,050	0,148

W glebie ponadto oznaczono zawartość węgla organicznego metodą analizy elementarnej przy użyciu analizatora Vario Max Cube firmy Elementar. Odczyn badanych gleb oznaczono w zawiesinie KCl o stężeniu  $1\text{ M}\cdot\text{dm}^{-3}$  metodą potencjometryczną. Do kontroli prawidłowości analiz badanych pierwiastków użyto certyfikowanego materiału odniesienia NIST-1515. W tabeli 3 zamieszczono wyniki analiz materiału referencyjnego oraz oszacowano wartość odzysku, na podstawie analiz wykonanych w 4 powtórzeniach. Na podstawie uzyskanych wyników obliczono współczynniki bioakumulacji poszczególnych pierwiastków. Współczynnik bioakumulacji obliczano dzieląc stężenie pierwiastka w suchej masie grzybów i igieł wykorzystanych w badaniach przez zawartość tych pierwiastków w glebie. Ponadto obliczono współczynnik korelacji Pearsona, pomiędzy odczynem gleby, zawartością materii organicznej i badanych pierwiastków w glebie a zawartością badanych pierwiastków w grzybach i roślinach. Istotność korelacji oceniono na poziomie  $p = 0,01$ .

### 3. Wyniki i dyskusja

Żelazo jest pierwiastkiem który występuje w dużych ilościach w środowisku. Zawartości tego pierwiastka w glebach mogą osiągać wartości kilku  $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Często jednak spotyka się niedobory żelaza w roślinach w naturalnych ekosystemach ze względu na ograniczoną jego przyswajalność, nawet w warunkach bardzo dużych ilości tego pierwiastka w glebie. (Dvurechenskiy 2015). Średnia zawartość żelaza w badanych próbkach gleb leśnych wynosiła  $10,55 \pm 3,467\text{ g Fe}\cdot\text{kg}^{-1}$ , manganu  $393,5 \pm 186,9\text{ mg Mn}\cdot\text{kg}^{-1}$ , boru  $1,762 \pm 8,77\text{ mg B}\cdot\text{kg}^{-1}$  litu  $51,28 \pm 32,75\text{ mg}$

Li·kg<sup>-1</sup> i kobaltu 5,557 ± 2,303 mg Co·kg<sup>-1</sup> (tabela 2). Stwierdzone zawartości pierwiastków nie wskazują na zagrożenie ze strony nadmiernej ilości badanych pierwiastków w środowisku. Stwierdzone w badaniach własnych zawartości pierwiastków są charakterystyczne dla rejonów niezanieczyszczonych i nie powinny stwarzać zagrożenia dla ekosystemów naturalnych (Gandois i Probst 2012, Tang i in. 2014). Ich zawartość nie stwarza także zagrożenia niedoboru dla roślin (Tsai i in. 2014, Inboonchuay i in. 2016, Gu i in. 2016).

Zawartość pierwiastków w igliwiu drzew jest dobrym wskaźnikiem zanieczyszczenia środowiska na co zwracają uwagę liczni autorzy (Arasimowicz i in. 2011, Gandois i Probst 2012, Tang i in. 2014). Przy wykorzystaniu igliwia drzew w badaniach biomonitoringowych należy jednak zwrócić szczególną uwagę na wiek pobieranych do analizy igieł. W badaniach własnych pobrano igły z jednorocznych pędów.

Średnia zawartość żelaza w badanych próbkach igliwia jodły zwyczajnej wynosiła 118 mg Fe ·kg<sup>-1</sup> (tabela 2).

**Tabela 2.** Zawartość pierwiastków w poszczególnych elementach ekosystemu leśnego

**Table 2.** Content of elements in particular components of forest ecosystem

Pierwiastek	Gleba		igły		nóżki		Kapelusze	
	mg·kg <sup>-1</sup>	SD	mg·kg <sup>-1</sup>	SD	mg·kg <sup>-1</sup>	SD	mg·kg <sup>-1</sup>	SD
Fe	10558	3467	118,7	32,13	71,78	30,29	77,14	25,95
Mn	393,5	186,9	714,0	311,2	8,841	2,481	8,527	2,114
B	1,762	0,877	17,07	4,828	1,223	0,526	1,310	0,494
Li	51,28	32,75	1,53	0,525	0,742	0,428	0,602	0,225
Co	5,557	2,303	0,112	0,114	0,288	0,273	0,809	0,562

Zawartość tego pierwiastka wahała się w granicach od 61,48 mg·kg<sup>-1</sup> do 160,0 mg Fe·kg<sup>-1</sup>. Średnia zawartość manganu w badanych próbkach igliwia jodły pospolitej wynosiła 714,0 ± 311,0 mg Fe·kg<sup>-1</sup>. Stwierdzono niewielkie zróżnicowanie zawartości tych pierwiastków poszczególnych próbkach. Względne odchylenie standardowe wynosiło około 27,1% dla żelaza i 43,6% dla manganu. Stwierdzone zawartości żelaza w igliwiu nie były wysokie. Lehndorff i Schwark (2010) stwierdzili stężenie tego pierwiastka w igliwiu sosny zwyczajnej z terenu koloni w ilościach ponad dwa razy większych w porównaniu z wynikami badań własnych. Autorzy ci zwracają uwagę na dużo większe różnice zawartości tego pierwiastka w igliwiu sosny w zależności od punktu poboru próbek. W rejonach o większym zanieczyszczeniu środowiska poziom żelaza w igliwiu był wyższy. Zawartości manganu i żelaza w igliwiu sosny w uprzemysłowionych rejonów Hiszpanii odpowiednio 625,0 mg Mn·kg<sup>-1</sup> i 204,7 mg Fe·kg<sup>-1</sup> (Mingoracne i in. 2007). Autorzy ci podają wartości współczynnika bioakumulacji tych pierwiastków na poziomie 0,041 dla żelaza i 2,98 dla manganu. Średnie wartości współczynnika bioakumulacji żelaza i manganu w igliwiu jodły w porównaniu do zawartości tych pierwiastków w glebie wynosiły odpowiednio 0,012 i 2,406 (tabela 3).

**Tabela 3.** Współczynniki bioakumulacji badanych pierwiastków

**Table 3.** Coefficients of bioaccumulation of investigated elements

±	S	SD	C	SD	N	SD
Fe	0,012 ±	0,007	0,007	0,003	0,008	0,004
Mn	2,406	1,773	0,032	0,028	0,031	0,027
B	12,11	7,652	0,814	0,381	0,897	0,469
Li	0,038	0,024	0,017	0,009	0,015	0,008
Co	0,020	0,016	0,062	0,071	0,135	0,170

Zawartości kobaltu uzyskane w badaniach własnych kształtowały się w zakresie od 0,013 mg·kg<sup>-1</sup> do 0,490 mg·kg<sup>-1</sup>. Średnia ilość tego pierwiastka w badanym igliwiu jodły wynosiła 0,112 mg Co·kg<sup>-1</sup>. Stwierdzone zawartości były porównywalne do podawanych przez Tang i in. (2014) w igliwiu Pinus Pinea z niezanieczyszczonych rejonów Tybe-

tu. Średnia zawartość tego pierwiastka oznaczona w igłach jodły pochodzących z Pirenejów z rejonów małego oddziaływania antropogenicznego na środowisko wynosiła  $0,38 \text{ mg Co} \cdot \text{kg}^{-1}$  (Gandois i Probst 2012). Bor jest pierwiastkiem, którego zawartość w poszczególnych elementach ekosystemów leśnych jest niska i często stanowi pierwiastek limitujący produkcję pierwotną. Zawartości tego pierwiastka w igliwiu drzew na poziomie niższym niż  $10 \text{ mg B} \cdot \text{kg}^{-1}$  uważane są jako deficytowe. Optymalna zawartość tego pierwiastka w igliwiu drzew wynosi od 25 do  $30 \text{ mg B} \cdot \text{kg}^{-1}$  (Aphalo i in. 2002). Stwierdzone w badaniach własnych zawartości boru w igliwiu jodły wahają się w granicach od 9,513 do  $25,60 \text{ mg B} \cdot \text{kg}^{-1}$ . Średnia zawartość tego pierwiastka wynosiła  $17,07 \text{ mg B} \cdot \text{kg}^{-1}$  (tabela 2).

W jednym przypadku stwierdzono zawartość tego pierwiastka poniżej  $10 \text{ mg B} \cdot \text{kg}^{-1}$ . W badaniach własnych stwierdzono statystycznie istotną korelację, przy  $p = 0,05$  pomiędzy zawartością manganu, kobaltu i litu w glebie a poziomem akumulacji tych pierwiastków w igliwiu jodły. Stwierdzono ujemną statystycznie istotną korelację pomiędzy odczynem gleby zmierzonym w zawieszynie KCl i poziomem akumulacji żelaza w igliwiu jodły. W przypadku pozostałych badanych pierwiastków nie zaobserwowano takiej zależności (tabela 3).

**Tabela 3.** Wartości współczynników korelacji pomiędzy stężeniami poszczególnych pierwiastków

**Table 3.** Values of correlation coefficients between concentration of particular elements

Próbki	Zawartość w glebie	pH	Węgiel organiczny w glebie	Nóżki	Kapelusze
			Fe		
Igły	0,231	-0,587*	-0,341	-0,368	0,044
Nóżki	0,108	0,291	0,631*	-	0,571*
Kapelusze	0,187	0,071	-0,120	-	-
			Mn		
Igły	0,612*	-0,370	0,192	0,373	0,402
Nóżki	0,592*	0,052	0,366	-	0,792*
Kapelusze	0,612*	0,062	0,205	-	-

Tabela 3. cd.

Table 3. cont.

Próbki	Zawartość w glebie	pH	Węgiel organiczny w glebie	Nóżki	Kapelusze
	B				
Igły	0,064	0,011	0,483	0,285	0,580
Nóżki	0,239	0,445*	0,350	-	0,701*
Kapelusze	0,277	0,095	0,533	-	-
	Li				
Igły	0,543*	0,168	-0,136	0,235	0,543*
Nóżki	0,706*	0,318	0,030	-	0,757*
Kapelusze	0,709*	-0,021	-0,118	-	-
	Co				
Igły	0,595*	0,074	-0,229	0,382	0,272
Nóżki	0,063	0,248	-0,267	-	0,884*
Kapelusze	0,022	0,235	-0,381	-	-

Zdolność wiązania dużych ilości pierwiastków przez grzyby wynika z budowy ich grzybni, która charakteryzuje się odsłoniętą powierzchnią komórek wegetatywnych oraz bardzo dużą powierzchnią strzępek. Owocniki grzybów jadalnych dziko rosnących posiadają zdolność do nagromadzania makro- i mikrośladników. Pobieranie pierwiastków śladowych przez grzyby jest jednak uzależnione od takich elementów biotopu jak odczyn gleby czy zawartość w niej węgla organicznego. Na pobieranie pierwiastków przez grzyby wpływa także stopień rozwoju osobniczego (Garcia i in. 2013, Melgar i in. 2014). Badania własne nie wskazują na istotną zależność pomiędzy odczynem a zawartością pierwiastków w biomacie mleczaja jodłowego, z wyjątkiem zawartości boru w nóżkach, w przypadku którego stwierdzono statystycznie istotną dodatnią korelację (tabela 3). W przypadku żelaza, boru i litu stwierdzono znacznie większą zależność pomiędzy wartością pH gleby i zawartością tych pierwiastków w nóżkach grzybów niż w przypadku kapeluszy. W przypadku dwóch pierwiastków (manganu i litu) stwierdzono statystycznie istotną korelację pomiędzy ich całkowitą zawartością w glebie a zawartością w biomacie badanych grzybów, zarówno w nóżkach jak

i kapeluszach. Średnia zawartość żelaza w nóżkach badanych grzybów wynosiła  $71,78 \text{ mg Fe}\cdot\text{kg}^{-1}$  natomiast w kapeluszach  $77,14 \text{ mg Fe}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Średnia zawartość manganu w nóżkach i kapeluszach wynosiły odpowiednio  $8,841 \text{ mg Mn}\cdot\text{kg}^{-1}$   $8,527 \text{ mg Mn}\cdot\text{kg}^{-1}$  (tabela 2).

Średnia wartość współczynnika bioakumulacji żelaza w nóżkach i kapeluszach mleczaja jodłowego wynosiła odpowiednio 0,007 i 0,008, natomiast manganu odpowiednio 0,032 i 0,031. Wartości współczynnika bioakumulacji żelaza i manganu w różnych gatunkach grzybów zebranych w zanieczyszczonych rejonach prowincji Yunan w większości przypadków wynosiły odpowiednio około 0,6 i 0,015 przy zawartościach tych pierwiastków w podłożu na poziomie około  $0,5 \text{ g Fe}\cdot\text{kg}^{-1}$  i  $2 \text{ g Mn}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Liu i in. 2015). Karmańska i Wędzisz (2010) stwierdzili że zawartość żelaza w kilku gatunkach grzybów zebranych w województwie Łódzkim na podobnym do uzyskanego w badaniach własnych poziomie, natomiast poziom manganu był nawet kilkakrotnie większy w zależności od gatunku grzybów. Autorzy ci stwierdzili większe nagromadzenie tych metali w trzonku w porównaniu z kapeluszem grzybów. W badaniach własnych nie stwierdzono takiej zależności. Aloupi i in. 2012, podają zawartości żelaza i manganu w mleczaju z wyspy Lesbos z gleb wulkanicznych i serpentynitowych na poziomie odpowiednio ok.  $30 \text{ mg Fe}\cdot\text{kg}^{-1}$  i  $5 \text{ mg Mn}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Wartości współczynników bioakumulacji żelaza i manganu podawane przez tych autorów były około dziesięciokrotnie mniejsze niż stwierdzone w badaniach własnych. Zawartość manganu w różnych gatunkach grzybów zebranych w zanieczyszczonych rejonach Yunan wahały się w zakresie od około 1 do  $110 \text{ mg Mn}\cdot\text{kg}^{-1}$  natomiast żelaza od 48 do  $826 \text{ mg Fe}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Liu in. 2015). Wartości współczynników bioakumulacji manganu podawane przez tych autorów były porównywalne z wynikami uzyskanymi w badaniach własnych, natomiast żelaza kilkadziesiąt razy większe. Średnia zawartość litu w biomacie badanych grzybów wynosiła  $0,742 \text{ mg Li}\cdot\text{kg}^{-1}$  nóżek i  $0,602 \text{ mg Li}\cdot\text{kg}^{-1}$  kapeluszy (tabela 2). Średnia wartość współczynnika bioakumulacji litu w nóżkach i kapeluszach wynosiła odpowiednio 0,017 i 0,015 (tabela 4). Stwierdzone w badaniach własnych zawartości litu w grzybach były około dziesięciokrotnie większe niż podaje Vetter (2015) w grzybach gatunku mleczaj rydz zebranych w różnych rejonach Węgier.

Zawartość boru w badanych próbkach grzybów kształtowała się w zakresie od 0,650 do 2,913 mg B·kg<sup>-1</sup>. Nie stwierdzono różnic zawartości tego pierwiastka w nóżkach i kapeluszach grzybów. Średnia zawartość tego pierwiastka w nóżkach i kapeluszach wynosiła odpowiednio 1,223 i 1,310 mg B·kg<sup>-1</sup>. Stwierdzone w badaniach własnych zawartości boru w grzybach kształtują się na zbliżonym poziomie do podawanych przez Ranmee i in. (2013) w grzybach z terenów niezanieczyszczonych. Wartość współczynnika bioakumulacji boru w badanych próbkach wynosiła 0,814 w nóżkach grzybów i 0,897 w ich kapeluszach. Średnia zawartość kobaltu w nóżkach mleczaja jodłowego wynosiła 0,288 ± 0,273 mg Co·kg<sup>-1</sup>, natomiast jego zawartość w kapeluszach 0,809 ± 0,562 mg Co·kg<sup>-1</sup> (tabela 4). Wartości współczynników bioakumulacji boru w nóżkach i kapeluszach badanych grzybów wynosiły odpowiednio 0,062 i 0,135. Stwierdzone w badaniach własnych zawartości kobaltu w biomasie grzybów. Sarikurkcü i in. (2011) stwierdzili zawartość kobaltu w różnych gatunkach grzybów dziko żyjących z Parku narodowego Soguksu w zakresie od zawartości śladowych do ponad 5 mg·kg<sup>-1</sup>, natomiast Paraskevi i in. (2007) podają zawartości kobaltu w grzybach dziko żyjących z niezanieczyszczonych rejonów Macedonii w zakresie od 0,28 do 10,1 mg Co·kg<sup>-1</sup>. Podobne zawartości kobaltu stwierdzili Mandil i in. (2004) w grzybach zebranych przy autostradzie na W Turcji.

#### 4. Wnioski

1. Zawartość badanych pierwiastków w glebach leśnych jest charakterystyczna dla terenów niezanieczyszczonych.
2. Zawartość badanych pierwiastków w Mleczaju jodłowym (*Lactarius salmonicolor* L kształtowało się w kolejności od największego: Fe>Mn>B>Li>Co, natomiast w igliwiu jodły pospolitej *Abies alba* M. Mn>Fe>B>Li>Co.
3. Nie stwierdzono różnic zawartości badanych pierwiastków w nóżkach i kapeluszach badanych grzybów z wyjątkiem kobaltu, którego średnio było około trzykrotnie więcej w kapeluszach.
4. Wartość współczynnika bioakumulacji badanych pierwiastków w igliwiu kształtowało się w kolejności od najmniejszego: B>Mn>Li>Co>Fe, natomiast w grzybach B>Mn>Co>Li>Fe.



5. Nie stwierdzono istotnej statystycznie zależności pomiędzy zawartością węgla organicznego w glebie i poziomem akumulacji badanych pierwiastków w wybranych organizmach.
6. Nie stwierdzono wpływu odczynu na kształtowanie się zawartości badanych pierwiastków w biomasie grzybów oraz igliwia jodły pospolitej z wyjątkiem zawartości żelaza w igliwiu.
7. Statystycznie istotną korelację pomiędzy całkowitą zawartością badanych pierwiastków w glebie i poziomem ich akumulacji w biomasie wybranych organizmów stwierdzono tylko w przypadku manganu i litu. Statystycznie istotna korelacja pomiędzy zawartością kobaltu w glebie i w biomasie była tylko w przypadku igliwia.
8. Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdzono, że w warunkach niskich zawartości Fe, Mn, B, Li i Co glebie, Mleczał jodłowy (*Lactarius salmonicolor* oraz igliwie jodły pospolitej *Abies alba* M. nie są dobrymi wskaźnikami poziomu tych pierwiastków w biotopie

## Literatura

- Aboal, J.R., Fernández, J.A., Carballeira, A. (2004). Oak leaves and pine needles as biomonitors of airborne trace elements pollution. *Atmospheric Environment*, 34, 25, 4265-4271. doi:10.1016/j.envexpbot.2003.11.00
- Aloupi, M., Koutrotsios, G., Koulousaris, M., Kalogeropoulos, N. (2012). Trace metal contents in wild edible mushrooms growing on serpentine and volcanic soils on the Island of Lesbos, Greece. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 78, 184-194. doi:10.1016/j.ecoenv.2011.11.018.
- Aphalo, P.J., Schoettle, A.W., Lehto, T. (2002). Leaf Life Span and the Mobility of "Non-Mobile" Mineral Nutrients – the Case of Boron in Conifers. *Silva Fennica* 36(3), 671-680.
- Arasimowicz, M., Niemiec, M., Wiśniowska-Kielian, B. (2010). Zinc, Copper and Chromium Content in Soils and Needles of the Scots Pine (*Pinus silvestris* L.) from the Krakow Agglomeration Terrain. *Ecological Chemistry and Engineering. A* (17), 12.
- Arasimowicz, M., Niemiec, M., Wiśniowska-Kielian, B. (2011). The content of iron and manganese in the soil and needles of scot pine (*Pinus silvestris* L.) taken from the area of the Kraków agglomeration (In Polish), *Episteme*, 12, 7-14.
- Cocchi, L., Vescovi, L., Petrini, L.E., Petrini, O. (2006). Heavy metals in edible mushrooms in Italy. *Food Chemistry*, (98)2, 277-284. doi:10.1016/j.foodchem.2005.05.068.

- Čeburnis, D. i E Steinnes, E. (2000). Conifer needles as biomonitors of atmospheric heavy metal deposition: comparison with mosses and precipitation, role of the canopy. *Atmospheric Environment* 34(25), 4265-4271.
- Damodara, D., Shetty, K.V., Mohan, B.R. (2014). Uptake of certain heavy metals from contaminated soil by mushroom – *Galerina vittiformis*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 104, 414-422. doi:10.1016/j.ecoenv.2013.10.033
- Dvurechenskiy, V.G. (2015). Dynamics of iron content in the soils of technogenic landscapes of forest-steppe areas in the Kuznetsk basin. *Contemporary Problems of Ecology*. 8, 112-117.
- García, M.A., Alonso, J., Fernández, M.I., Melgar, M.J. (2013). Lead content in edible wild mushrooms in northwest Spain as indicator of environmental contamination. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 34(4), 330–335.
- Gielen, S., Batlle, J.V., Vincke, C., Hees, M.V., Vandenhove, H. (2016). Concentrations and distributions of Al, Ca, Cl, K, Mg and Mn in a Scots pine forest in Belgium. *Ecological Modelling*, 324, 1-10. doi:10.1016/j.ecolmodel.2015.12.015.
- Inboonchuay, T., Suddhiprakarn, A., Kheoruenromne, I., Anusontpornperm, S., Robert, J. Gilkes, R.J. (2016). Amounts and associations of heavy metals in paddy soils of the Khorat Basin, Thailand, *Geoderma Regional* 7, (120-131). doi:10.1016/j.geodrs.2016.02.002
- Kalac, P. (2009). Chemical composition and nutritional value of European species of wild growing mushrooms: a review. *Food Chemistry*; 113(1), 9-16. DOI: 10.1016/j.foodchem.2008.07.077.
- Karmańska, A. i Wędzisz, A. (2010). Content In selected macro- and microelements In various species of large fruiting body mushrooms In Lodzkie Province (In Polish), *Bromat. Chem. Toksykol*, 18(2), 124-129.
- Lehndorff, E., i Schwark, L. (2010). Biomonitoring of air quality in the Cologne Conurbation using pine needles as a passive sampler – Part III: Major and trace elements. *Atmospheric Environment*, 44(24), 2822-2829. doi:10.1016/j.atmosenv.2010.04.052
- Liu, B., Huang, Q., Cai H., Guo, X., Wang, T. (2015). Mingying Gui Study of heavy metal concentrations in wild edible mushrooms in Yunnan Province, China. *Food Chemistry*, 188, 294-300.
- Melgar, M.J., Alonso, J., García, M.A. (2014). Total contents of arsenic and associated health risks in edible mushrooms, mushroom supplements and growth substrates from Galicia (NW Spain). *Food and Chemical Toxicology* 3, 44-50. DOI:10.1016/j.fct.2014.08.003.

- Niemiec, M. i Arasimowicz, M. (2010). Mercury content in soil and needles of scot pine (*Pinus silvestris* L.) taken from the area of the Kraków agglomeration (In Polish). *Soil Science Annual* 61(2), 63-69.
- Niemiec, M., Wiśniowska-Kielian, B., Komorowska, M. (2015). Content of Ni and Cr in water and in algae from selected Black Sea bays in the region of Sevastopol. *Ecological Chemistry and Engineering A*, 22, 4, 433-446. DOI:10.2428/ecea.2015.22(4)34.
- Niemiec, M. (2016). Accumulation of zinc in water, sediments and bleak fish (*Alburnus alburnus* L.) in the ecosystem of the Dunajec River, *J. Elem. I*, 173-184. DOI: 10.5601/jelem.2015.20.1.694.
- Paraskevi, K. Ouzouni, P.K., Panayotis, G. Veltsistas, P.G., Evangelos, K. Paleologos, E.K., Kyriakos, A. Riganakos, K.A. (2007). Determination of metal content in wild edible mushroom species from regions of Greece. *Journal of Food Composition and Analysis* 20(6), 480-486. doi:10.1016/j.jfca.2007.02.008.
- Reis, F.S., Barros, L., Martins, A., Ferreira, I.C.F.R. (2012). Chemical composition and nutritional value of the most widely appreciated cultivated mushrooms: an inter-species comparative study. *Food and Chemical Toxicology*, 50, 191-197. DOI: 10.1016/j.fct.2011.10.056.
- Sarikurku, C., Copur, M., Yildiz, D., Akata, I. (2011). Metal concentration of wild edible mushrooms in Soguksu National Park in Turkey. *Food Chem.*, 128, 731-734. DOI: 10.1016/j.foodchem.2011.03.097.
- Tang, R. Luo, J., Yang, P., She, J., Chen, Y., Gong, Y., Zhou, J. (2014). Trace metals of needles and litter in timberline forests in the Eastern of Tibetan Plateau, China. *Ecological Indicators*. 45, 669-676. doi:10.1016/j.ecolind.2014.06.003.
- Tsai, P-H., You, C-F., Huang, K-F., Chung, C-H., Sun, Y-B. (2014). Lithium distribution and isotopic fractionation during chemical weathering and soil formation in a loess profile. *Journal of Asian Earth Sciences*, 87, 1-10. doi:10.1016/j.jseaes.2014.02.001.
- Wang, X-M, Zhang, J., Wu, L-H., Zhao, Y-L., Li, T., Lia, J-Q., Wang, Y-Z., Liu, H-G. (2014). A mini-review of chemical composition and nutritional value of edible wild-grown mushroom from China. *Food Chemistry Volume 151*, 279-285. doi:10.1016/j.foodchem.2013.11.062.
- Vetter, J. (2005). Lithium content of some common edible wild-growing mushrooms. *Food Chemistry* 90, 31-37. doi:10.1016/j.foodchem.2004.03.019
- Yamaç, M., Yıldız, D., Sarıkürkcü, C., Çelikkollu, M., Solak, M.H. (2007). Heavy metals in some edible mushrooms from the Central Anatolia, Turkey. *Food Chemistry* 103, 263-267. doi:10.1016/j.foodchem.2006.07.041.

## Bioaccumulation of Iron, Manganese, Boron, Lithium and Cobalt in *Lactarius salmonicolor* and *Abies alba* M. in the Przedbabiogórski Range in the Western Carpathians

### Abstract

Forest ecosystems, thanks to the layering of vegetation, constitute a natural filter that catches airborne particulate matter. Wet-deposited pollutants are caught in the forest ecosystem thanks to substantial sorption capacities. Large spore mushrooms and trees are organisms frequently used in bioindication. This is due to their substantial capacity to accumulate trace elements and because they are common. Based on the content of trace elements in biomass of mushrooms as well as in tree leaves, one can assess the degree of their availability, which is associated with trace element incorporation into the biological cycle. Forest mushrooms are a part of diet that is widely held in high regard; that is why a high content of trace elements in them poses a risk to their consumers. The aim of the conducted study was to determine the content of Fe, Mn, B, Li, Co in the soil, in *Lactarius salmonicolor*, and in *Abies alba* needles, all of which were collected in the Przedbabiogórski Range. In 2015, samples of soil, mushrooms and *Abies alba* needles were collected from 17 sites. All the collected samples were dried and homogenized. The laboratory samples of the mushrooms and needles were subjected to dry mineralization in an open system. The analytical sample was 3 g. The material was digested in a mixture of HNO<sub>3</sub> and H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (5:1 v/v ratio). The soil samples were mineralized in aqua regia. Concentration of elements in the obtained solutions was determined by atomic emission spectrometry, on an Optima 7600 DV spectrometer manufactured by PerkinElmer. Based on the obtained results, bioaccumulation factors of individual elements were calculated. The bioaccumulation factors were calculated by dividing the concentration of the elements in dry matter of mushrooms and needles used in the study by the content of these elements in the soil. In addition, the correlation coefficient between the content of the studied elements in the soil, mushrooms and needles was computed. The content of the investigated elements in forest soils indicates the lack of their anthropogenic enrichment. Concentration of the studied elements in *Lactarius salmonicolor* L. was arranged in the order from the highest: Fe>Mn>B>Li> Co, whereas in case of *Abies alba* needles – Mn>Fe>B>Li>Co. No statistically significant relationship between reaction as well as the organic carbon content in the soil, and the level of accumulation of the studied elements in selected organisms was observed (except the effect of reaction on iron content in needles). Based on the

study that was carried out it was found that at a low content of Fe, Mn, B, Li and Co in soil, neither *Lactarius salmonicolor* nor *Abies alba* needles are good indicators of the level of these elements in the biotope.

## Streszczenie

Ekosystemy leśne dzięki piętrowemu ułożeniu roślinności stanowią naturalny filtr zatrzymujący pyły zawieszane w powietrzu. Zanieczyszczenia deponowane w wyniku depozycji mokrej są zatrzymywane w ekosystemie leśnym dzięki dużym zdolnościom sorpcyjnym. Organizmami, które są często wykorzystywane w bioindykacji są grzyby wielkozarodnikowe oraz drzewa ze względu na dużą zdolność do akumulacji pierwiastków śladowych oraz powszechność występowania. Na podstawie zawartości pierwiastków śladowych w biomacie grzybów oraz liściach drzew można ocenić stopień przyswajalności pierwiastków śladowych co jest związane z ich włączaniem do bioobiegu. Grzyby leśne są powszechnie cenionym składnikiem diety, dlatego też wysoka w nich zawartość pierwiastków śladowych stwarza zagrożenie dla ich konsumentów. Celem przeprowadzonych badań była ocena zawartości Fe, Mn, B, Li, Co w glebie, w mleczażu jodłowym oraz igliwiu jodły pospolitej zebranych na terenie pasma Przedbabiogórskiego w 2015 r. z 17 punktów pobrano próbki gleby, grzybów oraz igliwia jodły pospolitej. Wszystkie pobrane próbki wysuszono i zhomogenizowano. Próbki laboratoryjne grzybów oraz igieł poddano mineralizacji na sucho w systemie otwartym. Naważka analityczna wynosiła 3 g. Materiał roztwarzano w mieszaninie HNO<sub>3</sub> i H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> w stosunku 5:1, v/v. Próbki gleby poddano mineralizacji w wodzie królewskiej. Stężenie pierwiastków w uzyskanych roztworach oznaczono metodą atomowej spektrometrii emisyjnej, w aparacie Optima 7600 DV firmy Perkin Elmer. Na podstawie uzyskanych wyników obliczono współczynniki bioakumulacji poszczególnych pierwiastków. Współczynnik bioakumulacji obliczano dzieląc stężenie pierwiastka w suchej masie grzybów i igieł wykorzystanych w badaniach przez zawartość tych pierwiastków w glebie. Ponadto obliczono współczynnik korelacji, pomiędzy zawartością badanych pierwiastków w glebie, grzybach i igłach. Zawartość badanych pierwiastków w glebach leśnych wskazuje na brak antropogenicznego ich wzbogacenia. Stężenie badanych pierwiastków w mleczażu jodłowym (*Lactarius salmonicolor* L) kształtowało się w kolejności od największego: Fe>Mn>B>Li> Co, natomiast w igliwiu jodły pospolitej (*Abies alba* M.) Mn>Fe>B>Li>Co. Nie stwierdzono istotnej statystycznie zależności pomiędzy odczynem oraz zawartością węgla organicznego w glebie i poziomem akumulacji badanych pierwiastków w wybranych organizmach z wyjątkiem wpływu odczynu na zawartość żelaza w igliwiu. Na podstawie przeprowadzonych badań

stwierdzono, że w warunkach niskich zawartości Fe, Mn, B, Li i Co glebie, Mleczaj jodłowy (*Lactarius salmonicolor* L) oraz igliwie jodły pospolitej (*Abies alba* M.) nie są dobrymi wskaźnikami poziomu tych pierwiastków w biotopie.

**Słowa kluczowe:**

bioakumulacja, igliwie jodły pospolitej, grzyby, mleczaj jodłowy, żelazo, mangan, bor, lit, kobalt

**Keywords:**

bioaccumulation, *Abies alba* needles, mushrooms, *Lactarius salmonicolor*, iron, manganese, boron, lithium, cobalt



# **Wpływ struktury i porowatości wybranych materiałów filtracyjnych stosowanych w analizie grawimetrycznej na skuteczność zatrzymywania nanocząstek**

*Piotr Sobiech, Szymon Jakubiak, Przemysław Oberbek,  
Paweł Kozikowski, Tomasz Jankowski  
Centralny Instytut Ochrony Pracy  
– Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa*

## **1. Wstęp**

Specjalnie zaprojektowane nanomateriały (ang. engineered nanomaterials, ENMs) posiadają wyjątkowe cechy, fizyczne i chemiczne, dzięki którym ich znaczenie szybko rośnie w gałęziach gospodarki takich jak przemysł chemiczny, kosmetyczny, elektroniczny, tekstylny, budowlany i itd. (Dolez i in. 2015, Linkov 2009, Buzea 2007).

Gwałtowny rozwój nanotechnologii powoduje, iż coraz większa grupa ludzi narażona jest na nanoobiekty, ich agregaty lub aglomeraty zawieszane w powietrzu. Największe narażenie inhalacyjne występuje przede wszystkim w miejscach pracy gdzie nanomateriały są wytwarzane, przetwarzane lub transportowane, ale także na stanowiskach gdzie mogą być one generowane przypadkowo (podczas procesów termicznych, nieprzewidzianych wycieków z procesów technologicznych, mieszania, przesiewania czy ścierania materiałów). Rozmiar nanoobjektów powoduje, że mogą one dostawać się do krwioobiegu oraz przenikać przez bariery biologiczne i w wyniku akumulacji wpływać negatywnie na podstawowe procesy w pojedynczych komórkach, tkankach a nawet całych organach wewnętrznych. Oddziaływanie to może mieć charakter np. mutagenny

(wpływający na ilość i strukturę materiału genetycznego) lub rakotwórczy (Gajewicz i in. 2012, Singh i in. 2007, Cattaneo i in. 2010).

Najbardziej wiarygodną metodą oznaczania stężenia masowego zawieszonych w powietrzu cząstek pyłów jest metoda grawimetryczna, polegająca na wyznaczeniu przyrostu masy krążka filtracyjnego po prze-filtrowaniu znanej objętości aerozolu. W przypadku nanocząstek stosowanie tej metody może być utrudnione ze względu na ich niewielką masę w stosunku do liczności. Powoduje to, że nawet w przypadku wysokich stężeń liczbowych do oznaczenia stężenia masowego konieczny jest albo długi czas próbkowania, albo stosowanie bardzo dokładnych wag laboratoryjnych (o dokładności odczytu 1 µg lub dokładniejszej).

Alternatywą do metody grawimetrycznej jest stosowanie różnego rodzaju liczników cząstek w powietrzu. Umożliwiają one wyznaczenie stężenia liczbowego cząstek w jednostce objętości powietrza wraz z rozkładem wymiarowym oraz wyznaczenie stężenia masowego pod warunkiem znajomości gęstości właściwej badanego pyłu. Dla liczników optycznych dolna granica pomiarowa wynosi ok. 0,3 µm (wynika to z kryterium Rayleigha). W celu zbadania cząstek mniejszych należy stosować specjalne liczniki (np. kondensacyjne) współpracujące z klasyfikatorami elektrostatycznymi lub impaktory niskociśnieniowe. Wadą takich urządzeń jest ich wysoka cena oraz trudność związana z określeniem gęstości właściwej pyłu, która wymagana jest do poprawnego wyznaczenia stężenia masowego.

W przypadku metody grawimetrycznej znana objętość aerozolu przepuszczana jest przez filtr pomiarowy, a następnie określana jest różnica masy filtru przed i po próbkowaniu. Na rynku dostępnych jest szeroki wybór filtrów pomiarowych, w tym: włókninowe (np. z włókna szklanego) oraz membrany filtracyjne o różnej wielkości porów wykonane z różnych materiałów (np. poliwęglan, teflon, nitroceluloza itd.). Stosowanie poszczególnych rodzajów filtrów jest uzależnione od rodzaju związku oznaczanego na filtrze i związanych z tym wymagań co do właściwości materiału filtracyjnego, np. hydrofilowość, odporność chemiczna, rozpuszczalność w określonych substancjach. W licznych opracowaniach (np. Cheng i in. 2013, Cyrs i in. 2010, Thompson i in. 2015) opisano możliwości wykorzystania membran filtracyjnych do oznaczania nanocząstek metodami grawimetrycznymi. Autorzy podkreślają jednak trudności związane z wysokimi oporami przepływu przez membrany.



W niniejszym artykule przedstawiono wyniki badań dotyczących zatrzymywania nanocząstek grafitu na filtrach o zróżnicowanej strukturze i porowatości. Zastosowana podczas badań i opisana w artykule metoda ma charakter porównawczy i nie daje odpowiedzi na pytanie, jaką skutecznością, rozumianą jako stosunek masy cząstek (lub liczby) zatrzymywanych na filtrze do masy cząstek (lub liczby) doprowadzanych do filtru, charakteryzują się dane materiały filtracyjne. Metoda umożliwia określenie ilości zebranego pyłu na różnych filtrach podczas prowadzenia badań w powtarzalnych warunkach.

Zbadano trzy poliwęglanowe membrany filtracyjne o różnej wielkości porów, membranę filtracyjną z nitrocelulozy, a także filtr z włókna szklanego. Jedna z membran posiada wielkość porów zbliżoną do wielkości cząstek generowanego aerozolu. Pozostałe struktury filtracyjne zostały wytypowane tak, by ocenić wpływ szerokiego zakresu wielkości porów, a także rodzaju materiału na skuteczność zatrzymywania nanocząstek.

## 2. Metoda badawcza

Podczas badania porównywano ilość zatrzymywanego pyłu nanocząstek grafitu na:

- poliwęglanowych membranach filtracyjnych (Nuclepore, Whatman) o deklarowanej wielkości porów 0,2  $\mu\text{m}$ ; 1  $\mu\text{m}$  oraz 5  $\mu\text{m}$ ,
- membranach z nitrocelulozy o deklarowanej wielkości porów 0,8  $\mu\text{m}$  (ChmLab),
- filtrach z włókna szklanego o retencji 1,6  $\mu\text{m}$  (ChmLab).

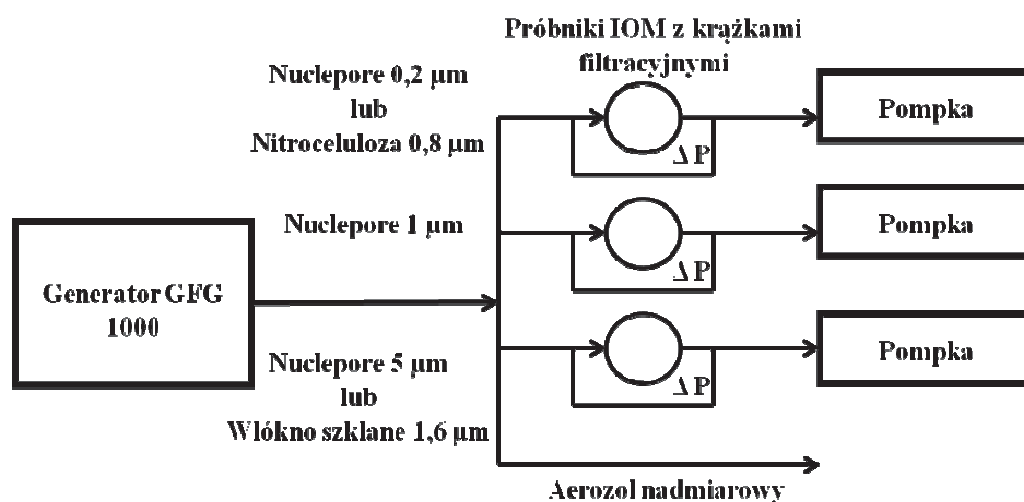
Współczynnik retencji oznacza wymiar cząstek, dla których skuteczność zatrzymywania równa jest 98%.

Schemat ideowy układu badawczego przedstawiono na rysunku 1.

Rozkład wielkości cząstek aerozolu testowego określono za pomocą systemu analizy wymiarowej SMPS (TSI) składającego się z klasyfikatora elektrostatycznego 3082 oraz kondensacyjnego licznika cząstek UCPC 3776.

Nanocząstki grafitu generowane były za pomocą generatora nanoaerozolu PALAS GFG 1000. Generowanie nanocząstek odbywa się na zasadzie wyładowań między dwiema elektrodami zamontowanymi w wewnętrznej komorze generatora. W wyniku wyładowania materiał

elektrod przechodzi w stan gazowy a następnie kondensuje w postaci bardzo drobnych cząstek w strumieniu argonu, który przepływa przez przestrzeń między elektrodami. Kondensujące cząstki, w zależności od ich stężenia mogą aglomerować w mniejsze lub większe struktury.



**Rys. 1.** Schemat układu badawczego  
**Fig. 1.** Research setup

Urządzenie umożliwia rozcieńczanie generowanego aerozolu za pomocą powietrza. W przypadku omawianego eksperymentu nanocząstki były wytwarzane w atmosferze argonu (strumień objętości równy  $4 \text{ dm}^3/\text{min}$ ) i przy częstotliwości iskrzenia ok. 25 Hz (ustawienie potencjometru na panelu głównym równe 100). Ponieważ stężenie nanocząstek w generowanym aerozolu rośnie wraz ze wzrostem częstotliwości iskrzenia wartość ta została dobrana tak, aby nie przekraczać limitu detekcji licznika SMPS (dla większych częstotliwości licznik sygnalizował zbyt dużą koncentrację cząstek w strumieniu aerozolu).

Nanoaerozol z generatora cząstek rozdzielany był na cztery strumienie za pomocą splitera (TSI, model 3708). Jeden ze strumieni stanowił aerozol nadmiarowy i kierowany był pod dygestorium wyposażone w filtr wysokoskuteczny HEPA H14. Pozostałe trzy strumienie kierowane były na próbki IOM (SKC) z zamontowanymi badanymi krążkami filtracyjnymi. Próbniki IOM wykorzystywane były wraz z zamontowaną nasadką kalibracyjną (rys. 2). W celu uzyskania jednakowego strumienia objętości aerozolu na wszystkich próbnikach, aerozol zasysany był przez

pompki indywidualne Gilian 5000 (Sensidyne) o zakresie strumienia objętości 0,2-5 dm<sup>3</sup>/min. Na każdy z próbników pobierany był 1 dm<sup>3</sup>/min aerozolu. Zastosowane pompki oraz strumień objętości aerozolu dobrano tak, aby możliwe było zbieranie pyłu na krążki filtracyjne przez 2 godziny. Zastosowane pompki posiadają również system sygnalizujący zmianę wartości pobieranego strumienia objętości aerozolu większą niż 5%. Strumień objętości zasysany przez pompki kalibrowany był za pomocą kalibratora bąbelkowego Gilibrator 2 (Sensidyne). Do pomiaru oporów przepływu (spadku ciśnienia) na krążkach filtracyjnych wykorzystywane były przetworniki różnicy ciśnień P26 firmy Halstrup Walcher.



**Rys. 2.** Próbnik IOM z nasadką kalibracyjną  
**Fig. 2.** IOM sampler with calibration cap

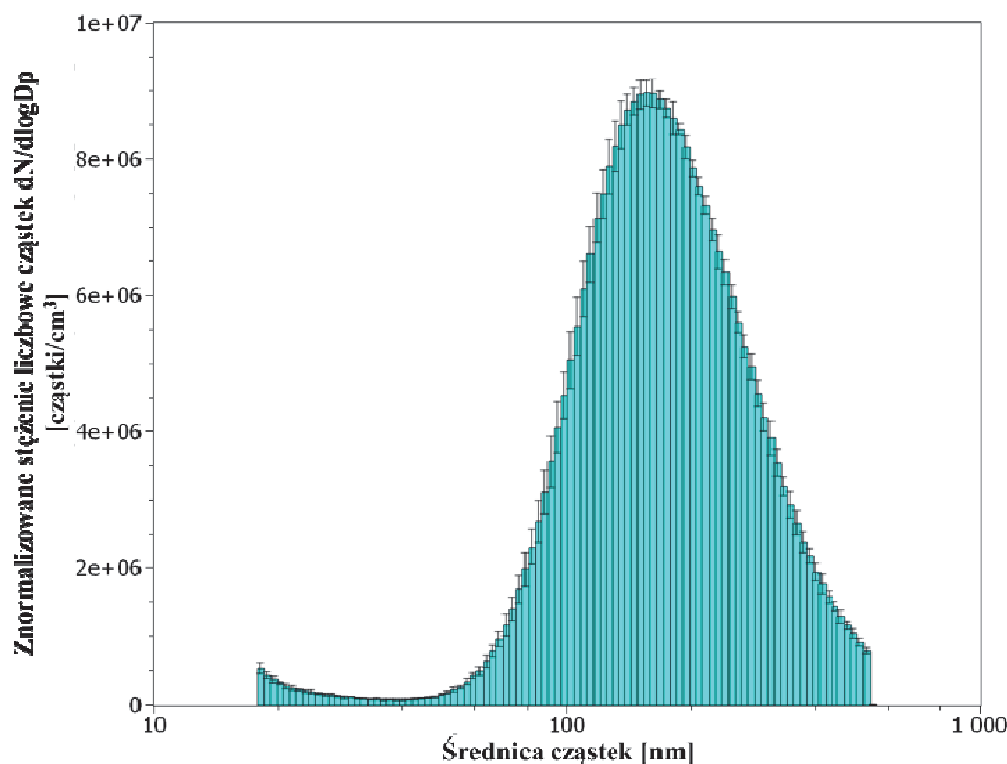
Badania przeprowadzane były w 2 seriach po 3 pomiary. W pierwszej serii aerozol kierowany był na trzy membrany poliwęglanowe Nuclepore o wielkości porów 0,2 μm, 1 μm i 5 μm. W drugiej serii porównywano membranę filtracyjną Nuclepore 1 μm, membranę z nitrocelulozy 0,8 μm oraz filtr włókna szklanego retencji cząstek 1,6 μm. Obydwie serie przeprowadzone były w identycznych warunkach pomiarowych.

Struktury filtracyjne analizowane były z wykorzystaniem skaningowego mikroskopu elektronowego Hitachi SU 8010.

### 3. Wyniki

#### 3.1. Charakterystyka aerozolu testowego

Aerozol testowy zawierający nanocząstki grafitu poddany został analizie za pomocą systemu analizy wymiarowej cząstek SMPS. Na rysunku 3. przedstawiono znormalizowany rozkład wymiarowy cząstek aerozolu uśredniony dla sześciu pomiarów. Maksimum liczby cząstek uzyskano dla średniego wymiaru 156,8 nm.



Rys. 3. Znormalizowany rozkład wymiarowy cząstek aerozolu

Fig. 3. Normalized particle size distribution of aerosol

### 3.2. Charakterystyka struktur filtracyjnych

Badane filtry poddane zostały analizie za pomocą skaningowego mikroskopu elektronowego. Obrazy czystych filtrów oraz filtrów obciążonych przedstawiono w punkcie 3.3. Wykorzystana metoda mikroskopowa umożliwiła oszacowanie ilości porów na  $\text{cm}^2$ , stosunku powierzchni porów do powierzchni całkowitej (porowatości) dla struktur jednowarstwowych, jakimi są membrany Nuclepore o deklarowanej wielkości  $0,2 \mu\text{m}$ ,  $1 \mu\text{m}$  i  $5 \mu\text{m}$ . Na podstawie obrazów mikroskopowych określono również średni rozmiar porów. Zastosowana technika nie pozwala na określenie powyższych parametrów dla nieregularnych struktur wielowarstwowych jakimi są filtry z nitrocelulozy oraz z włókna szklanego. Dla tych struktur obliczono porowatość na podstawie gęstości materiału, grubości, powierzchni oraz masy filtru. Porowatość została obliczona przez porównanie wyliczonej masy krążka filtracyjnego bez porów z rzeczywistą masą krążka. Wyniki dotyczące charakteryzacji filtrów przedstawiono w tabeli 1.

**Tabela 1.** Wyniki charakteryzacji filtrów  
**Table 1.** Results of filters characterization

Rodzaj filtru	Rozmiar porów, $\mu\text{m}$ (deklarowane/obliczone)	Ilość porów na $\text{cm}^2$	Porowatość, %
Nuclepore 0,2 $\mu\text{m}$	0,2 $\mu\text{m}$	2,60E+08 $\pm 1,48\text{E}+07$	7,7 $\pm 0,4$
	0,19 $\pm 0,03 \mu\text{m}$		
Nitroceluloza 0,8 $\mu\text{m}$	–	–	66,3 $\pm 3,7$
	–		
Nuclepore 1 $\mu\text{m}$	1 $\mu\text{m}$	1,58E+07 $\pm 1,48\text{E}+06$	13,3 $\pm 0,6$
	1,14 $\pm 0,24 \mu\text{m}$		
Nuclepore 5 $\mu\text{m}$	5 $\mu\text{m}$	3,95E+05 $\pm 4,00\text{E}+04$	6,4 $\pm 0,4$
	4,81 $\pm 0,81 \mu\text{m}$		
Włókno szklane 1,6 $\mu\text{m}$	–	–	92,4 $\pm 0,2$
	–		

### 3.3. Masa nanocząstek zdeponowanych na filtrach

W tabeli 2. przedstawiono wyniki pomiarów średniej masy pyłu grafitowego zatrzymanej na krążkach filtracyjnych wraz z wyznaczonym odchyleniem standardowym. Zielonym kolorem zaznaczono w tabeli filtr, dla którego uzyskano największy przyrost masy – oznaczono go jako 100% wartości maksymalnej. Pozostałe wartości stanowią procent wartości maksymalnej.

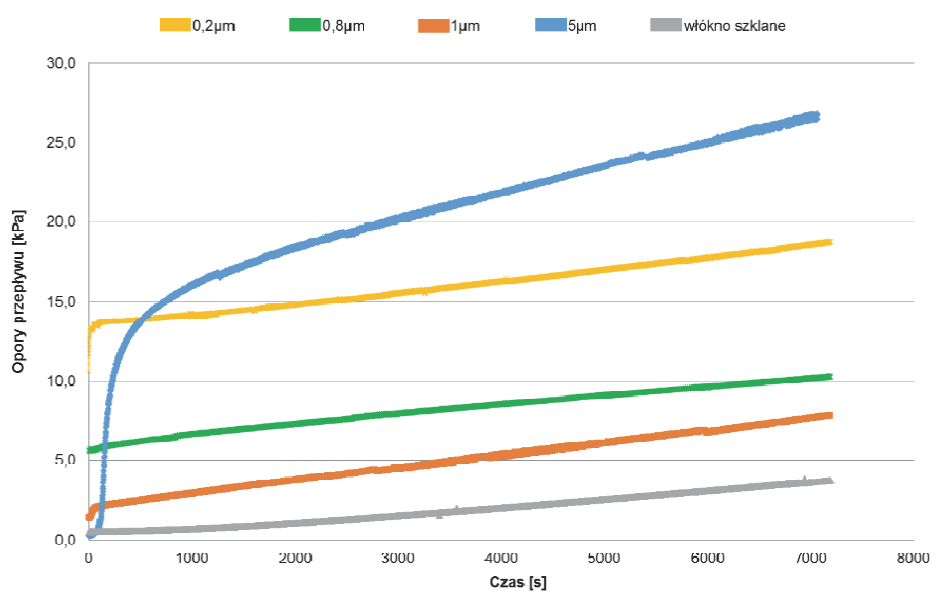
**Tabela 2.** Średnia masa pyłu zatrzymanego na filtrach  
**Table 2.** Average mass of the dust collected on the filters

Rodzaj filtra	Średnia masa, $\mu\text{g}$	Odchylenie standardowe, $\mu\text{g}$	Współczynnik zmienności, %	% wartości maksymalnej
Nuclepore 0,2 $\mu\text{m}$	244	26	10,6	92,9
Nitroceluloza 0,8 $\mu\text{m}$	245	35	14,4	93,2
Nuclepore 1 $\mu\text{m}$	<b>263</b>	<b>37</b>	<b>14,2</b>	<b>100,0</b>
Nuclepore 5 $\mu\text{m}$	226	17	7,4	85,9
Włókno szklane 1,6 $\mu\text{m}$	235	50	21,1	89,4

Zbadane filtry pomiarowe charakteryzowały się zbliżoną masą zatrzymywanych nanocząstek grafitu. Różnica wartości średnich wynosiła 14,1%. Uwzględniając odchylenia standardowe największa różnica zebranej masy cząstek na filtrach wynosiła 38,3%, przy czym należy zaznaczyć, iż największe odchylenie standardowe zanotowano dla filtra z włókien szklanych. Najwięcej pyłu osadziło się na membranach poliwęglanowych o deklarowanej wielkości porów 1  $\mu\text{m}$ , natomiast najmniej na membranach o deklarowanej średnicy porów 5  $\mu\text{m}$  i włókninach z włókien szklanych.

### 3.4. Opory przepływów na filtrach

Na rysunku 4 przedstawiono wykres, uśrednionych wartości z 3 pomiarów (6 pomiarów w przypadku membrany Nuclepore 1  $\mu\text{m}$ ), oporów przepływu dla poszczególnych struktur filtracyjnych. Z wykresu usunięto dane rejestrowane podczas autokalibracji pompek. Jest to proces cykliczny, trwający około 10 sekund i odbywający się średnio raz na godzinę, podczas którego pompka dokonuje regulacji przepływu. Pozostałością po autokalibracji są widoczne na wykresie nieciągłości poszczególnych serii danych.



**Rys. 4.** Uśrednione spadki ciśnienia na filtrach podczas filtracji aerozolu zawierającego nanocząstki grafitu

**Fig. 4.** Average pressure drop of filters during filtration aerosol containing graphite nanoparticles

W tabeli 3 przedstawiono początkowe opory przepływu (spadki ciśnienia na filtrze).

**Tabela 3.** Początkowe spadki ciśnienia

**Table 3.** Initial pressure drop

Rodzaj filtra	Początkowe pory przepływu, kPa	Odchylenie standardowe, kPa
Nuclepore 0,2 $\mu\text{m}$	10,60	0,17
Nitroceluloza 0,8 $\mu\text{m}$	5,65	0,04
Nuclepore 1 $\mu\text{m}$	1,40	0,12
Nuclepore 5 $\mu\text{m}$	0,29	0,00
Włókno szklane 1,6 $\mu\text{m}$	0,53	0,07

Największym początkowym oporem przepływu charakteryzowała się membrana 0,2  $\mu\text{m}$  (10,6 kPa), najmniejszym natomiast membrana 5  $\mu\text{m}$  (0,29 kPa). Dla obydwu tych membran zaobserwowano szybki wzrost oporów w początkowym okresie. Dla membrany 0,2  $\mu\text{m}$  w ciągu pierwszych piętnastu sekund opory przepływu wzrosły o prawie 2,5 kPa, po czym tempo przyrostów zmalało. W przypadku membrany 5  $\mu\text{m}$  bardzo dynamiczny wzrost oporów przepływu obserwowano przede wszystkim w pierwszych kilkunastu minutach. W ciągu pierwszych dziesięciu minut opory przepływu wzrosły aż o ok. 10 kPa. Dla pozostałych trzech filtrów nie zarejestrowano tak znaczących wzrostów oporu podczas trwania badania. Dla filtru z nitrocelulozy opory wzrosły o ok. 4,6 kPa do wartości 10,3 kPa. Opór przepływu na filtrze 1  $\mu\text{m}$  wzrósł o 6,5 kPa do wartości 7,9 kPa. Najmniejszymi oporami charakteryzował się filtr z włókna szklanego. Opór przepływu na koniec procesu był większy o 3,2 kPa i wyniósł 3,7 kPa.

Wysokie opory przepływu dla membrany 5  $\mu\text{m}$  związane są z faktem, iż średnica porów, znacznie większa od wielkości cząstek oraz relatywnie niewielka ilość porów przypadająca na centymetr kwadratowy (ok. 40 razy mniejsza niż, w przypadku membrany Nuclepore 1  $\mu\text{m}$  i ok. 650 razy mniejsza w stosunku do membrany Nuclepore 0,2  $\mu\text{m}$ ), sprzyja-

ją wnikaniu cząstek w głąb porów oraz zatrzymywaniu cząstek na ich granicy, co skutkuje zatykaniem filtra. Dodatkowo dla membrany 5  $\mu\text{m}$  stosunek powierzchni porów do powierzchni całego filtra (porowatość) był najmniejszy.

Niewiele większą porowatością (o 1,3% większą) charakteryzowała się membrana Nuclepore 0,2  $\mu\text{m}$ . Dla tej membrany również zanotowano szybkie wzrosty oporów przepływu, a końcowy spadek ciśnienia był mniejszy jedynie od zanotowanego dla membrany 5  $\mu\text{m}$ . W tym przypadku jednak ilość porów przypadających na centymetr kwadratowy była o była ok. 650 razy większa niż w przypadku membrany 5  $\mu\text{m}$ .

W przeprowadzonym eksperymencie zbierano średnio ok. 0,25 mg pyłu na jednym krążku filtracyjnym. W warunkach prowadzenia doświadczenia odpowiada to stężeniu masowemu w aerozolu równemu ok. 2  $\text{mg}/\text{m}^3$ . Jest to wartość dwukrotnie przewyższająca obecnie obowiązujące NDS (najwyższe dopuszczalne stężenie) w środowisku pracy dla frakcji respirabilnej grafitu naturalnego. Na filtry kierowany był strumień aerozolu równy 1  $\text{dm}^3/\text{min}$ . Zastosowane próbki (bez nasadki kalibracyjnej) przewidziane są do pracy przy strumieniu objętości 2  $\text{dm}^3/\text{min}$ . Wraz ze wzrostem prędkości aerozolu rosną opory przepływu i przeprowadzenie eksperymentu przy dedykowanej dla próbki prędkości byłoby niemożliwe. Należy również zauważyć, iż aerozol na filtry podawany był z generatora, a ciśnienie argonu na wyjściu wynosiło ok. 1,5 bara.

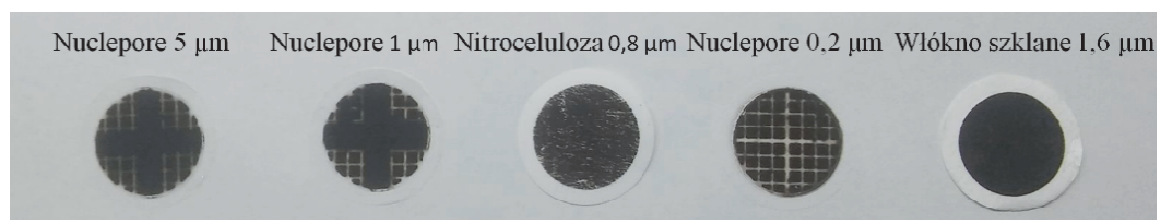
W ramach przygotowania doświadczenia przetestowano dostępne w laboratorium aspiratory (4 typy). Wybrane pompki wykazywały najlepsze parametry pracy i umożliwiły badania. Wykorzystanie dozymetrii indywidualnej do oznaczenia stężenia masowego na tym samym poziomie przy ciśnieniu atmosferycznym wymagałoby zastosowania aspiratorów indywidualnych o jeszcze lepszych parametrach lub pompek stacjonarnych.

### **3.5. Obrazy badanych filtrów**

W tym punkcie przedstawiono obrazy stosowanych filtrów.

Na rysunku 5 przedstawiono zdjęcie badanych filtrów po procesie. Na zdjęciu widać, że w przypadku struktur Nuclepore siatka podtrzymująca filtr stanowiła częściowe ograniczenie w procesie filtracji – widoczne białe przestrzenie (kratownice). W przypadku włókniny z włókna szklanego oraz filtra z nitrocelulozy efekt ten był niewidoczny.





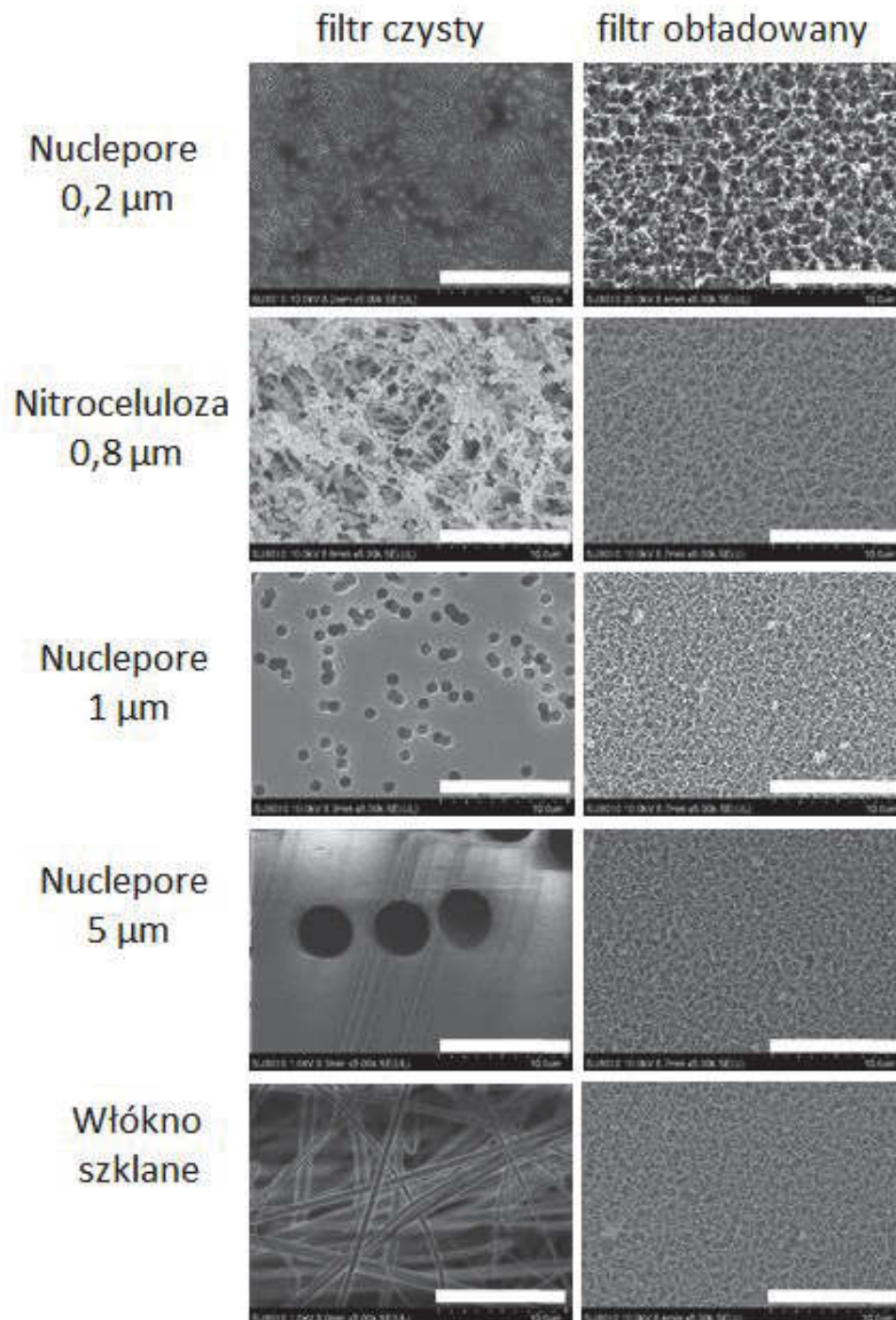
**Rys. 5.** Filtry pomiarowe o średnicy 25 mm po obciążeniu pyłem grafitu (od lewej: 5  $\mu\text{m}$ , 1  $\mu\text{m}$ , 0,8  $\mu\text{m}$ , 0,2  $\mu\text{m}$  oraz włókna szklane)

**Fig. 5.** Filters with a diameter of 25 mm after loading with graphite dust (from the left: 5  $\mu\text{m}$ , 1  $\mu\text{m}$ , 0.8  $\mu\text{m}$ , 0.2  $\mu\text{m}$  and glass fibers)

Na rysunku 6 przedstawiono obrazy z mikroskopu Hitachi SU 8010. W lewej kolumnie znajdują się obrazy mikroskopowe czystych filtrów, natomiast w prawej kolumnie obrazy filtrów obciążonych cząstkami grafitu. Obrazy wykorzystywane były do scharakteryzowania struktur filtracyjnych (punkt 3.2). Przy zastosowanym przybliżeniu brak jest widocznych różnic w części pokrytej warstwą grafitu.

Podczas eksperymentu przeprowadzono badanie pięciu różnych filtrów, które można wykorzystywać w metodzie grawimetrycznej oznaczania stężenia masowego pyłów zawartych w powietrzu. Na filtr pobierano nanocząstki o średnim rozmiarze ok. 160 nm. Dla czterech struktur filtracyjnych, dla których producenci deklarują wielkość porów widoczna jest zależność między wielkością porów a początkowymi oporami przepływu przez filtr. Im większa deklarowana wielkość porów tym początkowe opory przepływu są mniejsze. Największe końcowe spadki ciśnienia na filtrze odnotowano na membranie Nuclepore o deklarowanej wielkości porów 5  $\mu\text{m}$ . Wynika to z faktu, iż średnica porów, znacznie większa od wielkości cząstek oraz relatywnie niewielka ilość porów przypadająca na centymetr kwadratowy (ok. 40 razy mniejsza niż, w przypadku membrany Nuclepore 1  $\mu\text{m}$  i ok. 650 razy mniejsza w stosunku do membrany Nuclepore 0,2  $\mu\text{m}$ ), sprzyjają wnikaniu cząstek w głąb porów oraz zatrzymywaniu cząstek na ich granicy, co skutkuje zatykaniem filtra.

Największy przyrost masy krążków odnotowano dla filtra o deklarowanej wielkości porów równej 1  $\mu\text{m}$ .



Rys. 6. Obraz z mikroskopu SEM - powiększenie 5 000, skala 10  $\mu\text{m}$   
Fig. 6. Images from SEM - magnification 5 000, scale 10  $\mu\text{m}$

## 4. Wnioski

W badanym przypadku najbardziej odpowiednimi filtrami do poboru nanocząstek okazały się filtry z nitrocelulozy o deklarowanej średnicy porów 0,8  $\mu\text{m}$  i filtry Nuclepore 1  $\mu\text{m}$ . Stosowanie filtrów o mniejszej średnicy porów (Nuclepore 0,2  $\mu\text{m}$ ), których wielkość zbliżona jest wielkości cząstek nie prowadziło do zwiększenia ilości cząstek osadzonych na filtrach. Jednocześnie, duże początkowe i końcowe opory przepływu, powodują, że filtry o małych porach wymagają zastosowania aspiratorów lub pomp, które zagwarantują pracę przy znacznym obciążeniu. Stosowanie filtrów o średnicach porów zdecydowanie większych (Nuclepore 5  $\mu\text{m}$ ) może powodować gorszą efektywność zatrzymywania cząstek na filtrze, przy jednoczesnym braku gwarancji niskich oporów przepływu. Niestety, dane dostarczane na opakowaniach filtrów nie pozwalają wnioskować na temat zachowania się filtrów powietrza w danej aplikacji.

*Publikacja opracowana na podstawie wyników zadania badawczego I-51/TSB realizowanego w ramach działalności statutowej, finansowanego w latach 2016-2018 ze środków Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego.*

## Literatura

- Buzea, C., et al. (2007) Nanomaterials and nanoparticles: Sources and toxicity. *Biointerphases*, 2(4), MR17-MR71.
- Cattaneo, AG, Gornati, R, Sabbioni, E, et al. (2010). Nanotechnology and human health: risks and benefits. *J. Appl. Toxicol.*, 30, 730-744.
- Cheng, S-C, Wang, J., Fissan, H, Pui, D.Y.H (2013). Use of Nuclepore filters for ambient and workplace nanoparticle exposure assessment – Spherical particles. *Atmospheric Environment*, 9(77), 385-393.
- Cyrs, W.D., Boysen, D.A, Casuccio, G., Lersch, T., Peters, T.M (2010). Nanoparticle collection efficiency of capillary pore membrane filters. *Journal of Aerosol Science*, 41, 655-664.
- Dolez, P. I., et al. (2015). Chapter 3.1 – Overview of Workplace Exposure to Nanomaterials, in Nanoengineering., Elsevier: Amsterdam, 427-484.
- Gajewicz, A et al. (2012). Advancing risk assessment of engineered nanomaterials: application of computational approaches. *Adv Drug Deliv. Rev.* 64(15), 1663-1693.

- Linkov, I., et al. (2009). Emerging methods and tools for environmental risk assessment, decision making, and policy for nanomaterials: Summary of NATO Advanced Research Workshop. *J. Nanopart. Res.*, 11, 513-527.
- Thompson, D.J., Chen, S.C, Wang, J., Pui D.Y.H. (2015) Aerosol Emission Monitoring and Assessment of Potential Exposure to Multi-walled Carbon Nanotubes in the Manufacture of Polymer Nanocomposites. *The Annals of Occupational Hygiene.*, 59(9), 1135-1151.

## **Influence of Structure and Porosity of Selected Filtration Materials Used in Gravimetric Analysis on the Retention Efficiency of Nanoparticles**

### **Abstract**

The article presents the research findings on the retention of graphite nanoparticles on filters of various structures used in gravimetric analysis. Three Nuclepore polycarbonate membranes with declared pore sizes of 0.2  $\mu\text{m}$ , 1  $\mu\text{m}$  and 5  $\mu\text{m}$  were studied. The findings were compared with those obtained for cellulose nitrate membrane filters with the declared pore size of 0.8  $\mu\text{m}$  as well as for glass microfiber filters with the retention range of 1.6  $\mu\text{m}$ . During the experiments filters were mounted on IOM samplers (SKC) equipped with calibration caps. The aerosol containing graphite nanoparticles directed at the filters was generated with a GFG 1000 (Pallas) generator. The particles were generated in argon environment and they were not diluted with air. The spark frequency between the graphite electrodes during the research was 25 Hz. In order to obtain a uniform aerosol volume flow rate on all samplers, the aerosol was sucked by individual Gilian 5000 (Sensidyne) suction pumps with pressure characteristics rendering it possible to conduct the research for 2 hours at the flow of 1  $\text{dm}^3/\text{min}$ . The pumps have flow stabilizers and signal any change of value exceeding 5%. Pressure drops were measured on IOM samplers with the filters. P26 Halstrup Walcher differential pressure transmitters were used for this purpose. The aerosol containing the nanoparticles was analyzed using the SMPS scanning mobility particle sizer spectrometer comprising of 3082 electrostatic classifier and the UCPC 3082 condensation particle counter (TSI). The maximum quantity was obtained for particles of 156.8 nm in size on average. The studied measurement filters were characterized by similar masses of retained graphite nanoparticles. The difference between the average values was 14.1%. Having considered the standard deviations, the biggest difference of retained particle mass on the filters amounted to 38.3%. The biggest mass gain of the discs was recorded for the filter with the declared pore size of 1  $\mu\text{m}$ ,

whereas the smallest for the membrane with the declared pore diameter of 5  $\mu\text{m}$  and for the glass fibre filter. The 0.2  $\mu\text{m}$  (10.6 kPa) membrane was characterized by the biggest initial flow resistance, whereas the 5  $\mu\text{m}$  (0.29 kPa) one — by the smallest.

For both membranes, a rapid flow resistance increase during the initial period was recorded. For the 0.2  $\mu\text{m}$  membrane, during the first fifteen seconds the flow resistance increased by nearly 2.5 kPa, at which point the increase pace decelerated.

In the case of the 5  $\mu\text{m}$  membrane, a very dynamic flow resistance increase was recorded primarily during the first dozen minutes. During the first 10 minutes the flow resistance increased by approximately 10 kPa. In the course of the research, such significant flow resistance increases were not recorded for the remainder of the filters. The biggest final filter pressure drops were recorded for the Nuclepore membrane with declared pore size of 5  $\mu\text{m}$ . This is related to the fact that average pore diameter is much larger than particle diameter and relatively small number of pore per centimeter square. This leads to penetration of particles inside the pores, their retention on pore edge, which leads to clogging of the filter.

During the experiment, Nuclepore 1  $\mu\text{m}$  and 0,8  $\mu\text{m}$  cellulose nitrate membrane filters proved to be the most suitable for collecting graphite nanoparticles.

## Streszczenie

W artykule przedstawiono wyniki badań dotyczących zatrzymywania nanocząstek grafitu na filtrach o różnej strukturze, które wykorzystywane są w analizie grawimetrycznej. Zbadano trzy poliwęglanowe membrany filtracyjne Nuclepore o deklarowanej wielkości porów 0,2  $\mu\text{m}$ , 1  $\mu\text{m}$  oraz 5  $\mu\text{m}$ . Wyniki porównano z rezultatami otrzymanymi dla membran filtracyjnych z nitrocelulozy o deklarowanej wielkości porów 0,8  $\mu\text{m}$ , a także dla filtrów z włókna szklanego o współczynniku retencji 1,6  $\mu\text{m}$ . Podczas badania filtry zamontowane były w próbnikach IOM (SKC) wyposażonych w nasadki kalibracyjne. Aerosol zawierający nanocząstki grafitu kierowany na filtry generowany był za pomocą generatora GFG 1000 (Pallas). Generowane cząstki były w atmosferze argonu i nie były rozcieńczane powietrzem. Częstotliwość iskrzenia między elektrodami grafitu podczas badań wynosiła ok. 25Hz. W celu uzyskania jednakowego strumienia objętości aerosolu na wszystkich próbnikach, aerosol zasysany był przez pompki indywidualne Gilian 5000 (Sensidyne), które posiadają charakterystyki ciśnieniowe umożliwiające realizację eksperymentu przez 2 godziny przy przepływie 1  $\text{dm}^3/\text{min}$ . Pompki posiadają stabilizację przepływu i system sygnalizację zmianę wartości większą niż 5%. Na próbnikach IOM z zamontowanymi filtrami mierzone były spadki ciśnienia. Do tego celu wykorzystano

przetworniki różnicy ciśnień P26 firmy Halstrup Walcher. Aeroszol zawierający nanocząstki został poddany analizie za pomocą systemu analizy wymiarowej SMPS, składającego się klasyfikatora elektrostatycznego 3082 i kondensacyjnego licznika cząstek UCPC 3082 (TSI). Maksimum ilości uzyskano dla cząstek o średnim wymiarze 156,8 nm. Zbadane filtry pomiarowe charakteryzowały się zbliżoną masą zatrzymywanych nanocząstek grafitu. Różnica wartości średnich wynosiła 14,1%. Uwzględniając odchylenia standardowe największa różnica zebranej masy cząstek na filtrach wynosiła 38,3%. Największy przyrost masy krążków odnotowano dla filtra o deklarowanej wielkości porów równej 1  $\mu\text{m}$ , najmniejszy natomiast na membranie o deklarowanej średnicy porów 5  $\mu\text{m}$  i włókninie z włókien szklanych. Największym początkowym oporem przepływu charakteryzowała się membrana 0,2  $\mu\text{m}$  (10,6 kPa), najmniejszym natomiast membrana 5  $\mu\text{m}$  (0,29 kPa).

Dla obydwu tych membran zaobserwowano szybki wzrost oporów w początkowym okresie. Dla membrany 0,2  $\mu\text{m}$  w ciągu pierwszych piętnastu sekund opory przepływu wzrosły o prawie 2,5 kPa, po czym tempo przyrostów zmalało.

W przypadku membrany 5  $\mu\text{m}$  bardzo dynamiczny wzrost oporów przepływu obserwowano przede wszystkim w pierwszych kilkunastu minutach. W ciągu pierwszych dziesięciu minut opory przepływu wzrosły aż o ok. 10 kPa. Dla pozostałych trzech filtrów nie zarejestrowano tak znaczących wzrostów oporu podczas trwania badania. Największe końcowe spadki ciśnienia na filtrze odnotowano na membranie Nuclepore o deklarowanej wielkości porów 5  $\mu\text{m}$ . Wynika to z faktu, iż średnica porów, znacznie większa od wielkości cząstek oraz relatywnie niewielka ilość porów przypadająca na centymetr kwadratowy, sprzyjają wnikaniu cząstek w głąb porów oraz zatrzymywaniu cząstek na ich granicy, co skutkuje zatykaniem filtra.

W warunkach eksperymentu najbardziej odpowiednie do poboru nanocząstek grafitu okazały się filtry Nuclepore 1  $\mu\text{m}$  oraz filtr z nitrocelulozy 0,8  $\mu\text{m}$ .

**Słowa kluczowe:**

filtracja nanocząstek, filtry membranowe, wielkość porów, Nuclepore

**Keywords:**

nanoparticles filtration, membrane filters, pore size, Nuclepore



## **Degradacja małowcząsteczkowych WWA w modyfikowanym procesie Fentona**

*Jolanta Kozak, Maria Włodarczyk-Makuła*  
*Politechnika Częstochowska*

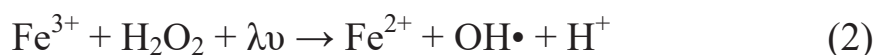
### **1. Wstęp**

Podczas oczyszczania gazu pochodzącego z procesu odgazowania węgla powstają ścieki koksownicze charakteryzujące się wysokimi stężeniami toksycznych związków organicznych i nieorganicznych. Pomimo tego, że ścieki te są poddawane procesom biologicznego oczyszczania w przykładowych oczyszczalniach ścieków, to odpływy w dalszym ciągu obciążone są dużą ilością mikrozanieczyszczeń organicznych, w tym wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA). Obecność WWA w ściekach potwierdzają doniesienia literaturowe jak i wcześniejsze badania współautorów (Włodarczyk-Makuła 2007, Włodarczyk-Makuła, 2005, Lim i in. 2003). Odprowadzanie tych ścieków do odbiornika lub wykorzystanie ich do zakładowych celów nie zawsze jest możliwe ze względu na ograniczenia prawne (Rozporządzenie Ministra Środowiska 2014). Badania nad ograniczeniem ładunku tych związków ma duże znaczenie w zakresie ochrony wód powierzchniowych, WWA bowiem wykazują toksyczne właściwości oraz działanie rakotwórcze, mutagenne i genotoksyczne na organizmy wodne (Forsgren 2015, Pampanin i Sydnes 2007, IARC 2010, Abdel-Shafy i Mansour 2016, Petry i in. 1996). Ze względu na ilość pierścieni w cząsteczce WWA, można wyróżnić mało- i wielkocząsteczkowe WWA, każda z tych grup, a także poszczególne związki, różnią się właściwościami fizyko-chemicznymi. WWA małowcząsteczkowe są mniej trwałe, łatwiej rozpuszczalne w wodzie i bardziej podatne na przemiany abiotyczne i biotyczne (Lawal 2017). Ze ścieków mogą być usuwane w procesach adsorpcji na cząst-

kach stałych czy separacji membranowej. Natomiast w procesach biologicznych i zaawansowanego utleniania (AOP) możliwa jest ich degradacja. Metody AOPs oparte są na inicjowaniu powstawania rodników, szczególnie rodników hydroksylowych (Munter 2001, Cheng i in. 2016). Jedną z metod zaliczanych do AOP jest proces foto-Fentona polegający na degradacji związków organicznych z wykorzystaniem odczynnika Fentona ( $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ ) w środowisku kwaśnym. Dodatkowo proces wspomagany jest promieniowaniem UV. W podstawowej reakcji Fentona wydzielanie rodników hydroksylowych z  $\text{H}_2\text{O}_2$  przebiega zgodnie z reakcją (1) (Zepp i in. 1992, Litter i Quici 2010, Andreozzi i in. 1999, Pereira i in. 2012).



W reakcji foto-Fentona dzięki promieniowaniu UV następuje regeneracja jonów  $\text{Fe}^{2+}$  oraz produkowane są dodatkowe rodniki  $\text{OH}\cdot$  co wpływa na zwiększenie efektywności degradacji zanieczyszczeń (reakcja 2 i 3) (Northup i Cassidy 2008).



Obecnie prowadzi się badania nad modyfikacją procesu opartego na reakcji Fentona. Dlatego stosowane są inne niż nadtlenek wodoru źródła rodników hydroksylowych. Wśród związków chemicznych mogących spełniać taką rolę wymienia się nadtlenek wapnia, nadwęglan sodu czy nadsiarczan potasu (Barbusiński 2013). Związki te jednak nie były stosowane do degradacji WWA. Celem badań było porównanie stopnia degradacji wybranych WWA w ściekach przemysłowych podczas procesu foto-Fentona z zastosowaniem różnych źródeł rodników hydroksylowych jakimi był nadtlenek wodoru, nadtlenek wapnia lub nadwęglan sodu.

## 2. Metodyka badań

### 2.1. Substraty

Materiałem badanym były wstępnie oczyszczone ścieki koksownicze pobrane z zakładowej oczyszczalni ścieków, z odpływu z osadnika wtórnego. W oczyszczalni tej prowadzone są procesy biologicznego utleniania zanieczyszczeń organicznych, nityfikacji i denityfikacji



z wykorzystaniem osadu czynnego. Wstępnym etapem przygotowania ścieków do badań utleniania było przefiltrowanie ścieków w celu usunięcia zawiesiny. Ścieki te zostały scharakteryzowane pod względem zawartości związków organicznych wyrażonych wskaźnikami ogólnymi ChZT, OWO oraz początkowego stężenia WWA.

## 2.2. Badania technologiczne

Badania utleniania związków organicznych, w tym WWA, w ściekach koksowniczych prowadzono w warunkach laboratoryjnych. Badania prowadzono w trzech seriach. W pierwszej serii do ścieków wprowadzano nadtlenek wapnia  $\text{CaO}_2$ , następnie próbkę zakwaszono i dodano siarczan żelaza  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ . Następnie próbki eksponowano na działanie promieni ultrafioletowych. W drugiej serii, do ścieków wprowadzano roztwór nadtlenku wodoru, a w trzeciej serii badań zastosowano nadwęglan sodu. W badaniach przyjęto jako stałe wartości: dawkę  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  (1 g/L), czas reakcji na poziomie 20 minut, czas ekspozycji na promieniowanie ultrafioletowe wynoszące 8 minut, a także wysokość warstwy naświetlanych ścieków (2 mm) oraz ustaloną wartość pH ścieków (3,5-3,8). Dawki nadtlenku wapnia  $\text{CaO}_2$ , nadtlenku wodoru  $\text{H}_2\text{O}_2$  oraz nadwęglanu sodu  $\text{NaCO}_3 \cdot 1,5 \text{H}_2\text{O}_2$  zostały ustalone na podstawie obliczeń stechiometrycznych tak, aby proporcje jonów żelaza do wydzielonego w reakcji nadtlenku wodoru wynosiły odpowiednio 0,5; 0,4; 0,3; 0,2; 0,1. Zastosowano nadwęglan sodu oraz nadtlenek wapnia w postaci stałej (proszek), natomiast nadtlenek wodoru w postaci 30%-ego roztworu. Naświetlanie prowadzono z wykorzystaniem lampy emitującej światło UV-C o długości fali  $\lambda = 264 \text{ nm}$ . Po badaniach utleniania każdorazowo wykonano oznaczenia ChZT i OWO oraz stężenie wybranych WWA. Efektywność procesu foto-utleniania określano porównując stężenia przed i po procesie, a istotność tych zmian oceniono z wykorzystaniem testu t-Studenta w programie Statistica.

## 2.3. Metodyka analityczna oznaczania WWA

Wstępnym etapem była ekstrakcja substancji organicznych ze ścieków koksowniczych. Proces ten prowadzono w układzie ciecz-ciecz po wprowadzeniu mieszaniny cykloheksanu i dichlorometanu (5:1 v/v). Po 60 minutach wytrząsania ekstrakty oddzielono od ścieków i oczyszczano na żelu krzemionkowym w warunkach próżniowych. Uzyskany,

oczyszczony ekstrakt zateżono w strumieniu azotu i poddawano analizie GC-MS. W ściekach przed i po procesie foto-Fentona w w/w warunkach oznaczono ilościowo 2-pierścieniowy naftalen oraz 3-pierścieniowe węglowodory: acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren oraz antracen.

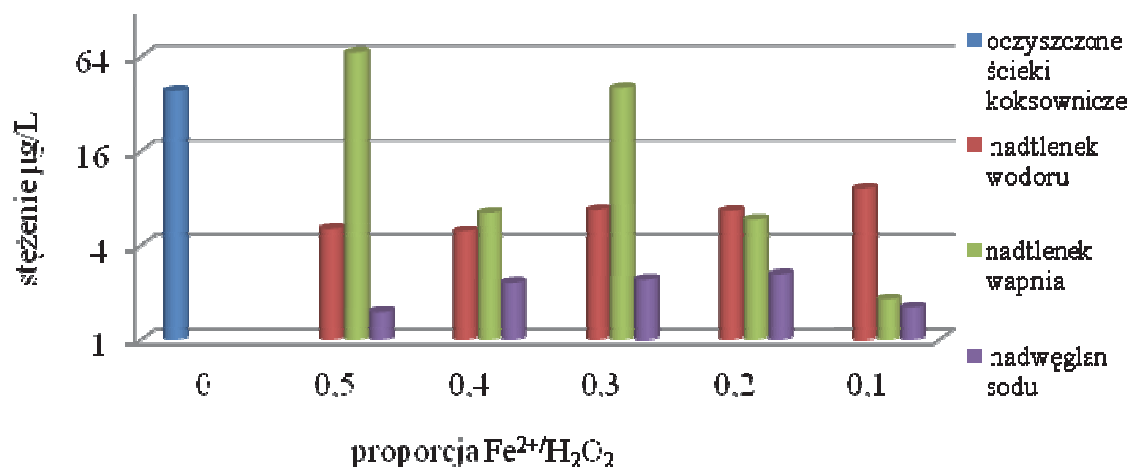
### 3. Wyniki badań i dyskusja

#### 3.1. Zmiany zawartości związków organicznych (i niektórych nieorganicznych) określanych wskaźnikiem ChZT i OWO

Średnia zawartość zanieczyszczeń organicznych w oczyszczonych ściekach koksowniczych określona wskaźnikiem ChZT wynosiła 538 mg/L, natomiast średnia zawartość ogólnego węgla organicznego była na poziomie 180 mg/L. Po zastosowaniu nadtlenu wapnia wartość ChZT obniżyła się średnio o 30-35%, natomiast wartość OWO średnio o 46-56%. W przypadku innych reagentów tendencja zmian stężeń związków organicznych była podobna. Spadek wartości ChZT w obecności nadtlenu wodoru był większy (53-56%), natomiast spadek wartości OWO był mniejszy w porównaniu ze spadkiem odnotowanym po wprowadzeniu nadtlenu wapnia (26-43%). Zastosowanie nadwęglanu sodu było najmniej efektywne w utlenianiu zanieczyszczeń organicznych i spowodowało spadek wartości ChZT w zakresie 22-46% oraz OWO w zakresie 10-30%.

#### 3.2. Degradacja WWA w ściekach koksowniczych

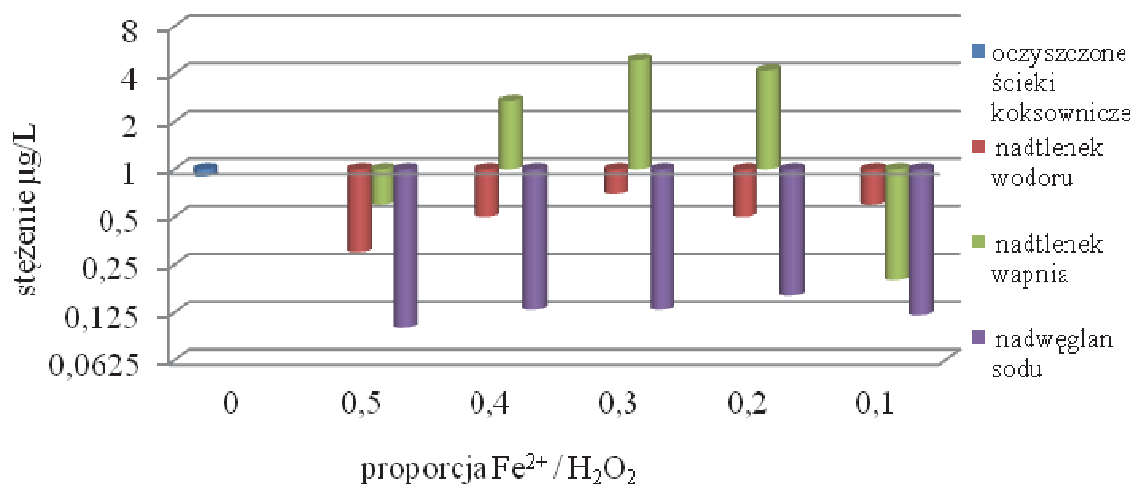
Badania wykazały, że całkowite stężenie analizowanych węglowodorów na początku eksperymentu wynosiło 88,9  $\mu\text{g/L}$ . Po procesie utleniania w większości przypadków oznaczano mniejsze stężenia WWA. Na rysunku 1 przedstawiono zmiany stężenia naftalenu w procesie foto-utleniania. Po zastosowaniu nadtlenu wodoru zaobserwowano największy spadek stężenia naftalenu dla proporcji  $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2 - 0,4$ , dla nadtlenu wapnia najlepsza okazała się proporcja  $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2 - 0,1$ , natomiast nadwęglan sodu w proporcji  $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2 - 0,5$  był najefektywniejszy. Stężenie węglowodorów 3-pierścieniowych wynosiło 50,6  $\mu\text{g/L}$  co stanowiło 56% sumy wszystkich badanych węglowodorów.



**Rys. 1.** Zmiany stężenia naftalenu podczas procesu utleniania

**Fig. 1.** Changes in the concentrations of naphthalene during oxidation process

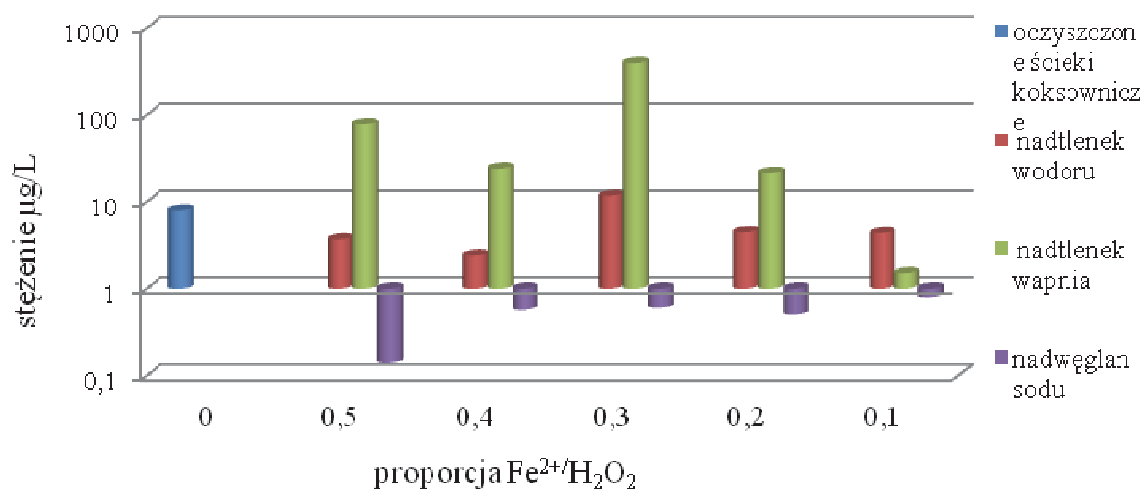
Największą skuteczność degradacji acenaftyenu i acenaftenu (rys. 2 i 3) uzyskano po zastosowaniu nadtlenku wodoru w warunkach reakcji foto-Fentona dla proporcji  $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$  – 0,5, podobnie jak w obecności nadwęglanu sodu.



**Rys. 2.** Zmiany stężenia acenaftyenu podczas procesu utleniania

**Fig. 2.** Changes in the concentration of acenaphthylene during oxidation process

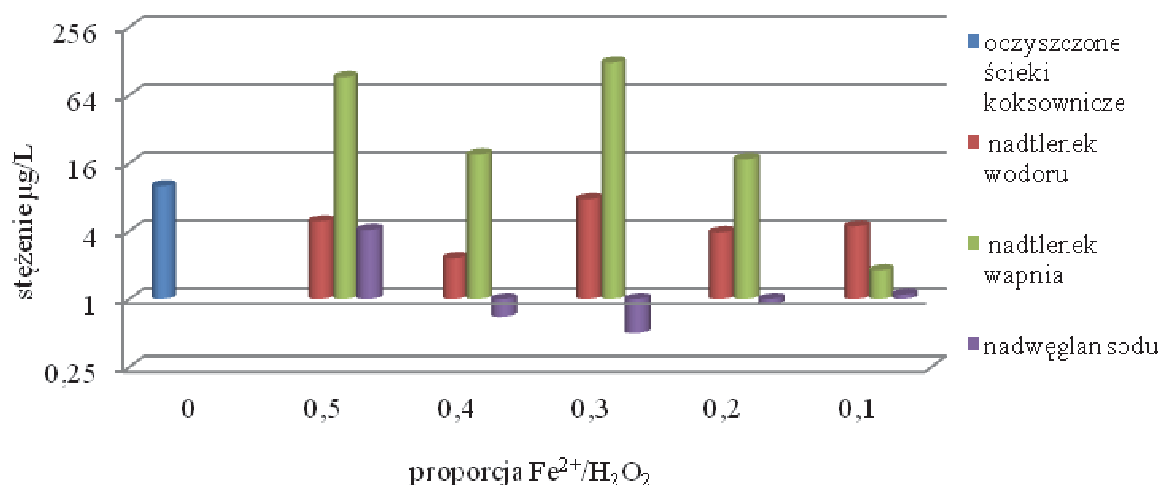
Po zastosowaniu nadtlenku wapnia najlepsza okazała się proporcja  $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$  – 0,1. Stężenie początkowe fluorenu w badanych ściekach wynosiło 10,6 µg/L, a fenantrenu – 31 µg/L.



**Rys. 3.** Zmiany stężenia acenaftenu podczas procesu utleniania

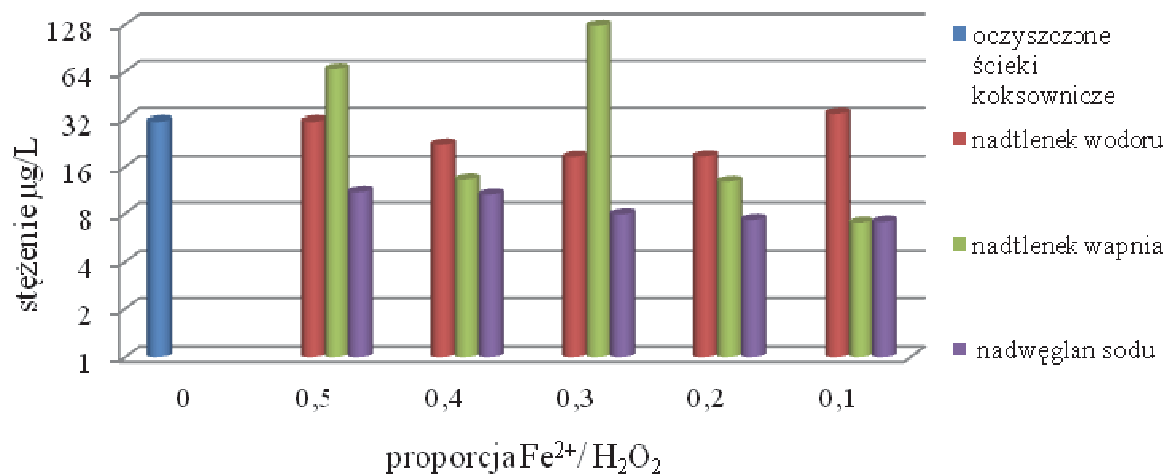
**Fig. 3.** Changes in the concentration of acenaphthene during oxidation process

Stożenie usunięcia fluorenu po zastosowaniu nadtlenuku wodoru w procesie fotoutleniania był największy dla proporcji 0,4, natomiast dla fenantrenu najbardziej efektywna była proporcja 0,3. Gdy utleniaczem był nadtlenuk wapnia, dla obu węglowodorów najbardziej efektywna była proporcja Fe<sup>2+</sup>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> – 0,1. Nadwęglan sodu w proporcji Fe<sup>2+</sup>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> – 0,3 pozwolił na najefektywniejszą degradację fluorenu, a w proporcji 0,1 – fenantrenu (rys. 4 i 5).



**Rys. 4.** Zmiany stężenia fluorenu podczas procesu utleniania

**Fig. 4.** Changes in the concentration of fluorene during oxidation process



**Rys. 5.** Zmiany stężenia fenantrenu podczas procesu utleniania

**Fig. 5.** Changes in the concentration of phenanthrene during oxidation process

Stężenie antracenu w ściekach surowych oraz po procesie utleniania z wykorzystaniem nadtlenu wodoru jak i nadtlenu wapnia było poniżej progu oznaczalności. Natomiast po wprowadzeniu nadwęglanu sodu odnotowano oznaczalne stężenia antracenu. Większe stężenia po procesie utleniania, w porównaniu z początkowym, odnotowano także w przypadku opisanych węglowodorów, lecz jedynie w klasycznej reakcji Fentona, gdzie utleniaczem był nadtlenek wodoru. Mogło to być wynikiem rozpadu złożonych związków organicznych występujących w ściekach koksowniczych i okresowym powstawaniem węglowodorów, które oznaczano w ramach badań. Rozpad ten przebiegał intensywnie w obecności nadtlenu wodoru. W tabeli 1 przedstawiono ocenę istotności zmian stężenia WWA podczas procesu foto-chemicznego utleniania. Odnotowane spadki stężenia WWA były istotne pod względem statystycznym dla większości przypadków. Jedynie zmiany stężenia antracenu nie były istotne statystycznie. Średnia zawartość ChZT w ściekach surowych wynosiła 538 mg/L. Po procesie utleniania niezależnie od źródła rodników hydroksylowych odnotowano spadek wartości tego wskaźnika. Najskuteczniejszym okazał się nadtlenek wodoru, po zastosowaniu którego spadek wartości ChZT sięgał 56%. O 10% mniejszą efektywność utleniania związków uzyskano po zastosowaniu nadwęglanu sodu (do 46%). Podobne wyniki otrzymano po wprowadzeniu nadtlenu wapnia (30-35%).

**Tabela 1.** Ocena statystyczna uzyskanych rezultatów (test t-Studenta)**Table 1.** Statistical evaluation of the results (Student's test)

Proporcja Fe <sup>2+</sup> /H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>															
	0,5			0,4			0,3			0,2			0,1		
	CaO <sub>2</sub> /Fe <sup>2+</sup> /UV	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /Fe <sup>2+</sup> /UV	Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> /Fe <sup>2+</sup> /UV	CaO <sub>2</sub> /Fe <sup>2+</sup> /UV	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /Fe <sup>2+</sup> /UV	Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> /Fe <sup>2+</sup> /UV	CaO <sub>2</sub> /Fe <sup>2+</sup> /UV	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /Fe <sup>2+</sup> /UV	Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> /Fe <sup>2+</sup> /UV	CaO <sub>2</sub> /Fe <sup>2+</sup> /UV	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /Fe <sup>2+</sup> /UV	Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> /Fe <sup>2+</sup> /UV	CaO <sub>2</sub> /Fe <sup>2+</sup> /UV	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /Fe <sup>2+</sup> /UV	Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> /Fe <sup>2+</sup> /UV
naftalen	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
acenaftylen	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+
acenaften	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
fluoren	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
fenantren	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
antracen	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

+/- istotne / nieistotne statystycznie

Średnia zawartość OWO w ściekach surowych była na poziomie 180 mg/L. Podczas utleniania prowadzonego z wykorzystaniem CaO<sub>2</sub> spadek wartości OWO sięgał średnio 56%. Mniejszą efektywność degradacji związków organicznych oznaczanych jako OWO odnotowano w pozostałych przypadkach, tzn. w granicach 26-43% oraz 10-30% w obecności odpowiednio H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> i Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>·1,5 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. Zbliżone wyniki uzyskano w badaniach opisanych w literaturze, gdzie w przypadku zastosowania odczynnika Fentona do oczyszczania rzeczywistych ścieków koksowniczych uzyskano ponad 76% redukcję ChZT. Zastosowanie natomiast w procesie Fentona produktów handlowych zawierających nadtlenek wapnia pozwoliło, na redukcję ChZT w ponad 70% (Barbusiński 2013, Barbusiński i in. 2016).

Całkowite początkowe stężenie WWA w ściekach koksowniczych pobranych z odpływu zakładowej oczyszczalni było niższe niż podawane w literaturze (Mielczarek i in. 2011). Podczas procesu fotofentona odnotowano spadek stężenia badanych WWA. Efektywność degradacji WWA była największa i sięgała 87% (80-87%) po wprowadzeniu nadwęglanu sodu do środowiska reakcji. Gdy zastosowano nad-

tlenek wapnia jako źródła rodników hydroksylowych stopień usunięcia WWA sięgał 85%. W reakcji foto-Fentona z zastosowaniem podstawowego odczynnika Fentona efektywność utleniania WWA była w granicach 40-63%. Efektywność degradacji poszczególnych węglowodorów w procesie utleniania sięgała 96%, ale też oznaczano stężenia większe po procesie utleniania w porównaniu z początkowym. Świadczy to o zróżnicowanej podatności badanych związków na utlenianie chemiczne prowadzone z wykorzystaniem różnych reagentów, ale także o tym, że małowcząstkowe węglowodory jako produkty degradacji wielkocząsteczkowych związków mogą być po procesie utleniania oznaczane w wyższych stężeniach niż stężenia początkowe. Można przypuszczać, że przy wydłużeniu czasu reakcji nastąpić może dalsza degradacja tych produktów pośrednich. Otrzymane wyniki badań są zbieżne z danymi opisanymi przez Engwalla i wsp. (Engwall i in. 1999). Autorzy wykazali, że 2 i 3 pierścieniowe WWA były efektywniej degradowane w procesie foto-Fentona niż WWA wielkocząsteczkowe. W badaniach da Rocha i wsp. (Da Rocha i in. 2013) efektywność degradacji 16 WWA w ściekach petrochemicznych w procesie foto-Fentona sięgała 96%.

#### 4. Wnioski

Na podstawie wyników badań otrzymanych w przyjętych warunkach doświadczenia można sformułować następujące wnioski:

- w procesie foto-Fentona z wykorzystaniem alternatywnych źródeł rodników hydroksylowych, możliwa jest degradacja związków organicznych, w tym WWA, w ściekach koksowniczych
- efektywność degradacji wybranych WWA zależała od rodzaju reagenta stosowanego w procesie foto-Fentona: dla badanych węglowodorów największą efektywność, sięgającą 87%, odnotowano w obecności nadwęglanu sodu.

*Pracę zrealizowano w ramach BS/MN-402-301/17*

## Literatura

- Abdel-Shafy, H.I, Mansour M.S. (2016). A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: Source, environmental impact, effect on human health and remediation. *Egyptian Journal of Petroleum*, 25, 107-123.
- Andreozzi, R, Caprio, V, Insola, A, Marotta, R. (1999). Advanced oxidation processes (AOP) for water purification and recovery. *Catalysis Today*, 53, 51-59.
- Barbusiński, K, Główkowska, J, Tomys, K. (2006). Coke plant wastewater treatment by Fenton reagent. *Archives of Environmental Protection*, 30, 21-28.
- Barbusiński, K. (2013). *Zaawansowane utlenianie w procesach oczyszczania wybranych ścieków przemysłowych*. Wydawnictwo Pol. Śląskiej, Gliwice, 50, 40-71.
- Cheng, M, Guangming, D., Huang, D., Lai, C. (2016), Hydroxyl radicals based advanced oxidation processes (AOPs) for remediation of soils contaminated with organic compounds-a review. *Chemical Engineering Journal*, 284, 582-598.
- Da Rocha, O.R.S, Danta,s R.F, Bezerra, M, Lima, M, Lins V. (2013). Solar photo-Fenton treatment of petroleum extraction wastewater. *Desalination Water Treatment*, 55, 5785-5791.
- Engwall, M, Pignatello, J.J, Grasso D. (1999). Degradation and detoxification of the wood preservatives creosote and pentachlorophenol in water by the photo-fenton reaction. *Water Research*, 33, 1151-1158.
- Forsgren, A.J. (2015). *Occurrence and Fate Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs)*, Taylo&Francis, Boca Raton.
- IARC (International Agency for Research on Cancer). (2010). IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Vol. 92: Some N-heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Related Exposures; International Agency for Research on Cancer: Lyon, France,
- Lawal, A.T. (2017). Polycyclic aromatic hydrocarbons. A review, *Cogent Environmental Science*, 3, 1-89.
- Lim, B.R., Hu, H.Y., Fujic, K. (2003). Biological degradation and chemical oxidation characteristics of coke-oven wastewater. *Water Air And Soil Pollution*, 146, 23-33.
- Litter, M, Quici, N. (2010). Photochemical advanced oxidation processes for water and wastewater treatment. *Recent Patents of Engineering*, 4, 217-241.
- Mielczarek, K, Bohdziewicz, J, Kwarciak-Kozłowska, A. (2011). Coking plant wastewater treatment in integrated system combining volume coagulation and advanced oxidation with pressure membrane techniques. *CEER*, 7, 83-98.
- Munter, R. (2001). Advanced oxidation processes – current status and prospects. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences*, 50, 59-80.
- Northup, A, Cassidy, D. (2008). Calcium peroxide CaO<sub>2</sub> for use in modified Fenton Chemistry. *Journal of Hazardous Materials*, 151, 1164-1170.



- Pampanin, D.M, Sydnes, M.O. (2007). *Petrogenic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment Analysis, Synthesis, Toxicity, Environmental Impact*, Beckham Book, UAE.
- Pereira, M.C, Oliveira, L.C.A, Murad, E. (2012). Iron oxide catalysts: Fenton and Fenton like reactions – a review. *Clays Minerals*, 47, 285-302.
- Petry, T, Schmid, P, Schlatter, C. (1996). The use of toxic equivalency factors in assessing occupational and environmental health risk associated with exposure to airborne mixtures of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Chemosphere*, 32, 639-648.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 18 listopada 2014 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi (Dz.U. poz. 1800, 2014).
- Włodarczyk-Makuła, M. (2005). The loads of PAHs in wastewater and sewage sludge of municipal treatment plant. *Polycyclic Aromatic Compounds*, 25, 183-194.
- Włodarczyk-Makuła, M. (2007). *Zmiany ilościowe WWA podczas oczyszczania ścieków i przeróbki osadów*. Częstochowa: Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej.
- Zepp, R.G, Faust B.C, Hoigne, J. (1992). Hydroxyl radical formation in aqueous reactions (pH 3-8) of iron (II) with hydrogen peroxide: the photo-Fenton reaction. *Environmental Science & Technology*, 26, 313-319.

## **Degradation of Low Molecular Weight PAHs in the Modified Fenton Process**

### **Abstract**

The article presents the results of use  $\text{H}_2\text{O}_2$ ,  $\text{CaO}_2$  and  $\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot 1,5 \text{H}_2\text{O}_2$  under the conditions of the photo-Fenton reaction for the degradation of low molecular weight PAHs. The research was carried out using purified coke wastewater. Oxidation was carried out using the photo-Fenton process in an acidic medium. Various doses of calcium peroxide, hydrogen peroxide and sodium carbonate were used for the oxidation at a constant dose of  $\text{FeSO}_4 \cdot 7 \text{H}_2\text{O}$  iron sulphate. Then the samples were exposed to UV-C radiation, with a wavelength  $\lambda = 264 \text{ nm}$  for 480 s. The effectiveness of the oxidants was evaluated on the basis of changes in the values of COD and TOC index as well as changes in the concentration of tested PAHs. While maintaining the same process conditions, the PAHs degradation efficiency using  $\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot 1,5 \text{H}_2\text{O}_2$  under reaction conditions was in the range of 80-87%, using  $\text{H}_2\text{O}_2$  – 40-63%, and using  $\text{CaO}_2$  was to 85%.

## Streszczenie

W artykule przedstawiono wyniki badań dotyczące zastosowania  $\text{H}_2\text{O}_2$ ,  $\text{CaO}_2$  oraz  $\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot 1,5 \text{H}_2\text{O}_2$  w warunkach reakcji foto-Fentona do degradacji małocząsteczkowych WWA. Badania prowadzono z wykorzystaniem oczyszczonych ścieków koksowniczych. Utlenianie prowadzono z wykorzystaniem procesu foto-Fentona w środowisku kwaśnym. Do utleniania stosowano różne dawki nadtlenku wapnia, nadtlenku wodoru lub nadwęglanu sodu przy stałej dawce siarczanu żelaza  $\text{FeSO}_4 \cdot 7 \text{H}_2\text{O}$ . Ścieki były eksponowane na promieniowanie UV-C o długości fali  $\lambda = 264 \text{ nm}$  przez 480 s. Efektywność zastosowanych utleniaczy oceniano na podstawie analizy zmian wartości wybranych wskaźników zanieczyszczeń ChZT, OWO oraz zmian stężenia wybranych WWA. Przy zachowaniu tych samych warunków procesowych efektywność degradacji WWA z zastosowaniem  $\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot 1,5 \text{H}_2\text{O}_2$  w warunkach reakcji była w granicach 80-87%, z zastosowaniem  $\text{H}_2\text{O}_2$ : 40-63%, a z zastosowaniem nadtlenku wapnia sięgała 85%.

### Słowa kluczowe:

WWA, ścieki, proces foto-Fentona,  $\text{CaO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}_2$ ,  $\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot 1,5 \text{H}_2\text{O}_2$

### Keywords:

PAHs, wastewater, photo-Fenton process,  $\text{CaO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}_2$ ,  $\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot 1,5 \text{H}_2\text{O}_2$



# **Biopaliwa II generacji otrzymane w procesie transestryfikacji tłuszczów odpadowych – porównanie cytotoksyczności ich frakcji rozpuszczalnej w wodzie (WSF) na kolejnych pasażach starzejących się komórek *in vitro***

*Katarzyna Miranowicz-Dzierżawska*  
*Centralny Instytut Ochrony Pracy*  
*– Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa*

## **1. Wstęp**

Jednym z zagrożeń, które nabiera w ostatnich latach coraz większego znaczenia jest oddziaływanie na organizmy żywe biopaliw, mających w zamyśle stanowić dodatek lub wręcz alternatywę dla paliw konwencjonalnych.

Pierwsze na świecie silniki spalinowe zasilane były gazem świetlnym (np. Etienne Lenoir 1860, Nicolaus Otto 1876), a więc paliwem zaliczanym obecnie do alternatywnych. Opanowanie w następnych latach technologii wydobywania i przeróbki ropy naftowej oraz jej znaczne zasoby i niska cena spowodowały, że wkrótce praktycznie zaprzestano używania paliw innych niż ropopochodne. Zainteresowanie paliwami alternatywnymi powróciło w latach 70-tych w dobie kryzysu energetycznego i trwa do dziś wobec wzrostu cen paliw konwencjonalnych, doniesień na temat zmniejszających się zasobów ropy naftowej oraz drastycznego ograniczenia limitów emisji substancji szkodliwych, wymuszonego zanieczyszczeniem środowiska i globalnym ociepleniem klimatu.

Wzrost zainteresowania paliwami alternatywnymi, a dokładnie biopaliwami wynika również z przesłanek gospodarczych i politycznych.

Produkcja biopaliw zmniejsza bowiem uzależnienie kraju od importowanej ropy naftowej, a ponadto stwarza możliwość zagospodarowania nadwyżek pól oraz terenów odłogowanych i skażonych, a co za tym idzie umożliwi tworzenie nowych miejsc pracy (Merkisz i Kozak 2003).

Z drugiej strony, rozwój niekontrolowanego rynku biopaliw doprowadził do 2,5-krotnego wzrostu cen żywności w sytuacji kiedy ponad 1 mld ludzi głoduje. Zakładane wielkoobszarowe plantacje roślin przeznaczonych na biopaliwa, przyczyniają się do poważnych negatywnych zmian w środowisku w krajach rozwijających się. Co gorsze, ich stosowanie w większości przypadków nie przyczynia się do redukcji emisji CO<sub>2</sub> (Pawłowski 2015).

Potrzeba oceny szkodliwego działania biopaliw na organizmy żywe i środowisko stała się jednak obecnie bardzo aktualna, zwłaszcza, że dalszy rozwój rynku biopaliw w Polsce jest uwarunkowany wymaganiami stawianymi przez UE. Zgodnie z dyrektywą 2009/28/WE, udział energii ze źródeł odnawialnych we wszystkich rodzajach transportu w 2020 r. w każdym z państw członkowskich UE będzie musiał wynosić co najmniej 10% końcowego zużycia energii. Konieczność realizacji rosnącego w kolejnych latach wskaźnika minimalnego udziału biokomponentów i innych paliw odnawialnych w ogólnej ilości paliw ciekłych spowoduje wzrost zużycia biokomponentów i biopaliw, a bezpośrednie i pośrednie oddziaływanie biopaliw, na etapie ich produkcji jak i wykorzystania, na organizmy żywe nie jest dostatecznie rozpoznane i trudno obecnie stwierdzić, czy rozwój proekologicznych biopaliw nie będzie miał wpływu na pogorszenie stanu zdrowia ludzi (Skowroń i Golimowski 2015).

Jednocześnie, uwzględnienie w rozpatrywaniu zagrożeń związanych z biopaliwami badań *in vitro* prowadzonych na starzejących się komórkach i porównanie wyników uzyskanych na komórkach młodych i starych, może stać się dobrym punktem wyjścia do dalszych badań oraz oceny ryzyka dla organizmów w różnym wieku, które stają się coraz bardziej celowe ze względu na postępujące starzenie się społeczeństwa.

Komórki dalekich pasaży były dotąd uważane za mało przydatne do badań, ponieważ ich funkcjonowanie jest upośledzone poprzez zmiany typowe dla starzejącego się organizmu. Linie komórkowe uzyskane z normalnych diploidalnych komórek i tkanek mogą być prowadzone tylko przez określony czas. Posiadają one ograniczoną liczbę pokoleń (tzw. okres przeżywania, ang. life-span), czyli możliwa jest tylko okre-

ślona liczba pasaży, co ogranicza możliwość analizy oddziaływania na nie czynników niebezpiecznych. Starzejące się komórki mogą być utrzymywane przy życiu przez długi okres, ale nie będą podlegały indukcji do dzielenia się przez normalne bodźce mitogenne. Wiadomo jednak, że komórki starzejące się mogą wykazywać odmienne właściwości i inną reaktywność na ksenobiotyki niż komórki młode. W badaniach stilbenów (resweratrolu i jego analogów) prowadzonych na Uniwersytecie Medycznym im. Karola Marcinkowskiego w Poznaniu (Mikuła-Pietrasik 2011) stwierdzono np., że 3,3',5,5'-tetrahydroksy-trans-stilben pobudzał biogenezę mitochondriów w komórkach młodych, a obniżał w starych. W badaniach Junga i in. (2009) nad uszkodzeniem białek komórkowych pod wpływem stresu oksydacyjnego zaobserwowano, że starzejące się komórki w porównaniu z komórkami młodymi zawierają mniej lizosomów nie zawierających złogów nierozpuszczalnego materiału określanego jako lipofuscyna, której składowymi są m.in. związki zawierające retinoidy o silnych właściwościach fotouwrażliwiających, przyczyniających się do nasilania i propagacji stresu oksydacyjnego. A ponieważ zmiany w komórkach związane ze starzeniem powodują stopniowe zmniejszenie się aktywności komórki i z jednej strony prowadzą do zmniejszenia się potencjalnych możliwości reagowania na czynniki stymulujące, a jednocześnie przestają w nich funkcjonować procesy naprawcze, co rzutuje na ich odpowiedź na działanie ksenobiotyków, tak *in vivo*, jak *in vitro*, celowe wydaje się prowadzenie badań doświadczalnych także i na takich modelach.

Celem niniejszej pracy była zatem ocena wpływu wybranych biopaliw II generacji produkowanych w procesie transestryfikacji tłuszczów odpadowych na ludzkie komórki starzejących się linii komórkowych i porównanie wyników uzyskanych przy narażeniu na te same biopaliwa w analogicznych stężeniach komórek różnego wieku.

## 2. Materiał i metody

### 2.1. Badane biopaliwa, odczynniki i media hodowlane

Przeprowadzono badania czterech biopaliw otrzymanych w reakcji transestryfikacji z: przeterminowanego oleju rzepakowego (BP I), odpadowego tłuszczu zwierzęcego (BP II), roślinnego oleju posmażalniczego (BP III), które zostały wytworzone na skalę laboratoryjną z wyko-

rzystaniem eksperymentalnej linii produkcyjnej, a także z surowego oleju rzepakowego (BP IV), które otrzymano od producenta biopaliw z oleju rzepakowego. Biopaliwo BP II, czyli biopaliwo z tłuszczu zwierzęcego zawierało największe stężenia estrów kwasów tłuszczowych, oznaczone z wykorzystaniem sprzężonych technik chromatografii gazowej z detekcją spektrometrii mas. Stężenie estrów kwasów tłuszczowych w biopaliwie BPI było o 23%, w biopaliwie BPIII o 29%, a biopaliwie BPIV o 78% niższe w stosunku do biopaliwa BPII.

Do badań cytotoksyczności zostały użyte frakcje biopaliw rozpuszczalne w wodzie. Zgodnie z metodą opisaną przez Chou i in. (2003) dla węglowodorów aromatycznych nierozpuszczalnych w wodzie, badane biopaliwa wytrząsano z medium hodowlanym właściwym dla danej linii komórkowej (w stosunku 3:1 (v/v) w kolbach o pojemności 50 ml przez 18 h w temperaturze pokojowej przy prędkości obrotowej 400 rpm. Następnie górną warstwę olejową wraz z powstałą emulsją po odwirowaniu odciągnano, a komórki narażano na warstwę medium hodowlanego, będącego roztworem nasyconym estrów kwasów tłuszczowych, które odpowiednio rozcieńczano, przyjmując roztwór badanego biopaliwa w medium jako 100%, aby otrzymać zakres stężeń do ustalenia zależności stężenie-skutek. Kontrolę stanowiły komórki inkubowane w medium hodowlanym pozbawionym ksenobiotyków.

## **2.2. Linie komórkowe**

Badania cytotoksyczności wykonano na dwóch starzejących się liniach komórkowych zakupionych w amerykańskiej kolekcji ATCC (Amerykańska Kolekcja Kultur Typowych): linii diploidalnych fibroblastów skórnych CCD-1136Sk (ATCC® CRL-2697™) wyprowadzonej ze skóry pobranej z kończyny dolnej 36-letniego mężczyzny zmarłego w wyniku wypadku motocyklowego oraz linii diploidalnych fibroblastów płucnych CCD-8Lu (ATCC® CCL-201™) wyprowadzonej z tkanki 48-letniego mężczyzny zmarłego w wyniku zakrzepicy naczyń mózgowych.

Do hodowli komórek stosowano: medium hodowlane Eagle's Minimum Essential Medium (EMEM) (ATCC® 30-2003™) (nr kat. 30-2003) oraz Iscove's Modified Dulbecco's Medium (IMDM) (ATCC® 30-2005™) zakupione za pośrednictwem firmy LGC Standards, wyłącznego europejskiego dystrybutora produktów firmy ATCC; płodową surowicę bydlęcą (Foetal Bovine Serum) (nr kat. 10084-150) firmy Gibco BRL

(Life Technologies Ltd. Paisley, Scotland) oraz roztwór trypsyny (0,25%) i EDTA (nr kat. T-4049) firmy Sigma (Sigma Chemical Company, St. Louis, Mo USA).

### 2.3. Metody oceny cytotoksyczności

Do oceny cytotoksycznego działania badanych ekstraktów biopaliw zastosowano następujące metody: test redukcji soli tetrazolowej MTT określający aktywność metaboliczną komórek (test MTT) oraz test pochłaniania czerwieni obojętnej oceniający integralność błon komórkowych (test NRU) (Neutral Red Uptake Assay).

Test MTT polega na ocenie aktywności metabolicznej komórek wyrażonej zdolnością pochłaniania barwnika – żółtej soli tetrazolowej (MTT) i redukowania go głównie w mitochondriach, przy udziale dehydrogenazy bursztynianowej do związku formazanowego o fioletowo - granatowym zabarwieniu. Komórki poddaje się najpierw działaniu szeregu różnych stężeń badanej substancji, a następnie inkubuje się w roztworze MTT [bromek 3-(4,5-dimetylotiazolo-2-ylo)-2,5-difenylo-tetrazolu]. Stężenie zredukowanego przez żywe komórki barwnika, po rozpuszczeniu w DMSO, oznacza się kolorymetrycznie. Na podstawie uzyskanych wyników określa się stężenie badanej substancji powodujące spadek aktywności metabolicznej komórek o 50% w porównaniu z kontrolą ( $IC_{50}$ ).

Zasada testu NRU jest oparta na zdolności żywych, nieuszkodzonych komórek do pochłaniania barwnika - czerwieni obojętnej (chlorowodorek 3-amino-7-dimetylo-amino-2-metylofenazyny), który gromadzi się w lizosomach. Najpierw komórki poddaje się działaniu różnych stężeń badanej substancji przez określony czas, a następnie po jej usunięciu, komórki inkubuje się przez 3 h w roztworze barwnika w medium hodowlanym. Następnie niszczy się błony komórkowe nieuszkodzonych komórek w celu uwolnienia barwnika. Stężenie barwnika oznacza się kolorymetrycznie. Na podstawie uzyskanych wyników określa się stężenie badanej substancji hamujące zdolność komórek do absorbowania barwnika o 50% w porównaniu z kontrolą ( $IC_{50}$ ).

Wartości  $IC_{50}$  dla każdego związku obliczono stosując program komputerowy wykorzystujący interpolacje krzywymi (logistyka czteroparametrowa) Gen5™ Data Analysis, firmy BIO-TEK INSTRUMENTS, INC.

## 2.4. Metodyka analiz statystycznych wyników

Z uwagi na występowanie w eksperymencie dwóch czynników: pasaż i stężenie substancji, w analizie danych wykorzystano dwuczynnikową analizę wariancji. Dodatkowo oceniano efekty proste, tzn. porównywano wartości żywotności komórek między pasażami w poszczególnych stężeniach. W porównaniach tych stosowano testy porównań wielokrotnych, aby ocenić różnice między konkretnymi pasażami. Do testowania ogólnych hipotez w analizie wariancji wykorzystywany był test F-Snedecora, a w porównaniach wielokrotnych dla efektów prostych test Bonferroniego.

## 3. Wyniki

Uzyskane wartości  $IC_{50}$  dla badanych biopaliw na ludzkich fibroblastach skórnych i płucnych przedstawiono odpowiednio w tabeli 1 i 2. Najbardziej cytotoksyczny (osiągający najniższe wartości  $IC_{50}$ ) dla komórek obu typów okazał się ekstrakt wodny biopaliwa otrzymanego z odpadowego tłuszczu zwierzęcego (BPII), w którym oznaczono największe stężenie estrów kwasów tłuszczowych. Z kolei najmniej cytotoksyczna była frakcja wodna biopaliwa otrzymanego z surowego oleju rzepakowego (BPIV) o najmniejszej zawartości estrów kwasów tłuszczowych.

Rozpatrując porównanie cytotoksycznego działania biopaliw na młodsze i starsze pasażę komórkowe oceniane testami MTT i NRU stwierdzono, że badane biopaliwa działały słabiej na komórki CC-1136Sk wczesnych pasaży (komórki młode charakteryzowały się większą odpornością na cytotoksyczne działanie badanych biopaliw), co było szczególnie widoczne w środkowym zakresie stosowanych stężeń. W miarę starzenia się komórek występowało zjawisko ich zwiększonej wrażliwości na działanie badanych biopaliw. Wyraźne zwiększenie toksycznego działania biopaliw na starsze komórki w porównaniu z ich oddziaływaniem na komórki młodsze zaobserwowano przy narażeniu komórek na wszystkie badane biopaliwa II generacji: BPI, BPII (rys. 1 i 2) oraz BPIII. Tendencję nasilenia działania cytotoksycznego badanych biopaliw na komórki w miarę ich starzenia się zaobserwowano również w przypadku narażenia komórek CCD-8Lu na BPI, BPIII i BPIV. Należy jednak podkreślić, że z kolei analiza przebiegu krzywych zależności żywotności komórek CCD-8Lu od stężenia biopaliwa BPII ocenianej te-



stem MTT (rys. 3) wskazuje, iż fibroblasty płucne w miarę starzenia się mogą także stawać się mniej wrażliwe (zjawisko odwrotne niż w przypadku fibroblastów pochodzenia skórniego).

**Tabela 1.** Wartości  $IC_{50}$  wyznaczone dla badanych frakcji wodnych biopaliw na kolejnych pasażach komórek CCD-1136Sk (ATCC<sup>®</sup> CRL-2697<sup>TM</sup>) w teście MTT i NRU. Wyniki przedstawiono jako wartości średnie  $\pm$  odchylenie standardowe z trzech niezależnych eksperymentów; „-” – brak możliwości wyznaczenia wartości  $IC_{50}$  ze względu na śmierć wszystkich badanych komórek

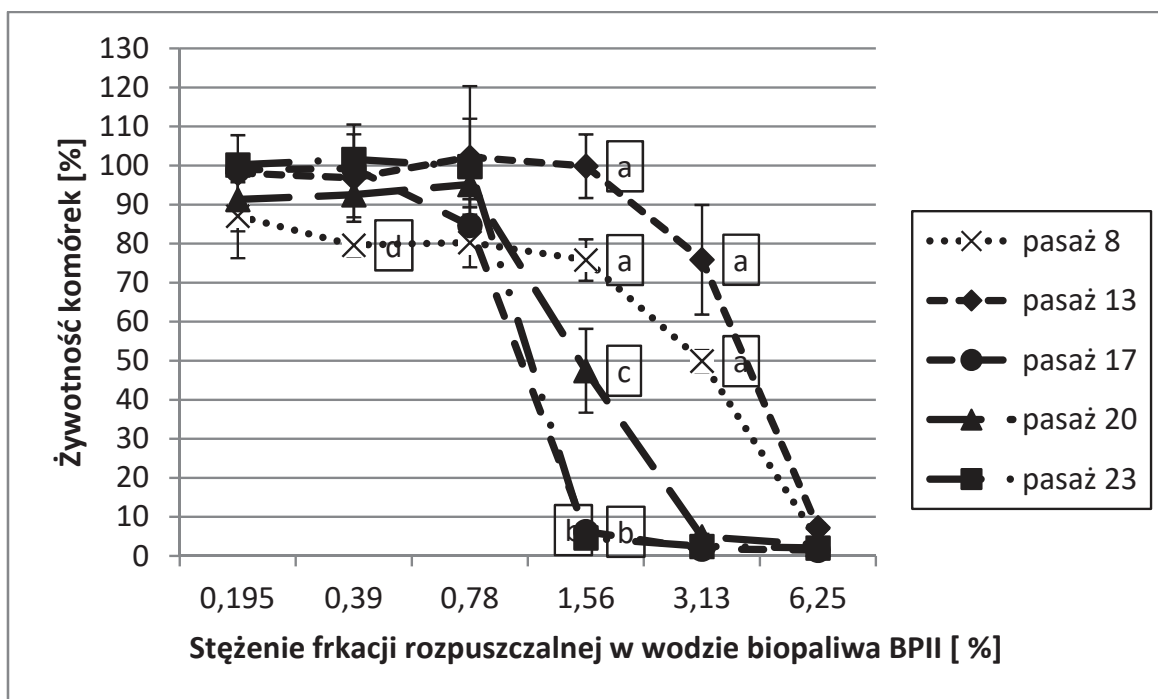
**Table 1.** The  $IC_{50}$  values of water soluble fraction of tested biofuels appointed on consecutive passages of CCD-1136Sk (ATCC<sup>®</sup> CRL-2697<sup>TM</sup>) cells in the MTT and NRU assays. Each value represents the mean ( $\pm$  standard deviation) of three independent experiments; “-” – no possibility of  $IC_{50}$  value determination due to the death of all tested cells

Numer pasażu	Wartość $IC_{50}$ [% frakcji wodnej biopaliwa w medium hodowlanym]							
	BPI		BPII		BPIII		BPIV	
	MTT	NRU	MTT	NRU	MTT	NRU	MTT	NRU
pasaż 8	12,15 $\pm 0,17$	8,94 $\pm 0,88$	3,16 $\pm 0,06$	2,78 $\pm 0,06$	5,06 $\pm 0,31$	3,78 $\pm 0,57$	25,83 $\pm 1,16$	18,01 $\pm 0,41$
pasaż 13	12,52 $\pm 0,01$	9,56 $\pm 1,59$	3,80 $\pm 0,94$	2,80 $\pm 0,30$	4,66 $\pm 0,40$	3,82 $\pm 0,71$	26,51 $\pm 0,61$	16,23 $\pm 0,51$
pasaż 17	2,81 $\pm 0,22$	2,02 $\pm 0,01$	1,01 $\pm 0,00$	0,92 $\pm 0,00$	-	-	19,58 $\pm 0,10$	14,30 $\pm 0,01$
pasaż 20	5,69 $\pm 0,37$	4,46 $\pm 0,15$	1,55 $\pm 0,01$	1,45 $\pm 0,00$	-	-	10,08 $\pm 1,80$	5,76 $\pm 0,00$
pasaż 23	3,61 $\pm 0,13$	2,95 $\pm 0,04$	1,21 $\pm 0,17$	1,41 $\pm 0,00$	-	-	18,37 $\pm 0,04$	14,69 $\pm 0,48$

**Tabela 2.** Wartości  $IC_{50}$  wyznaczone dla badanych frakcji wodnych biopaliw na kolejnych pasażach komórek CCD-8Lu (ATCC<sup>®</sup> CCL-201<sup>™</sup>) w teście MTT I NRU. Wyniki przedstawiono jako wartości średnie  $\pm$  odchylenie standardowe z trzech niezależnych eksperymentów; „-„ – brak możliwości wyznaczenia  $IC_{50}$  ze względu na śmierć wszystkich badanych komórek

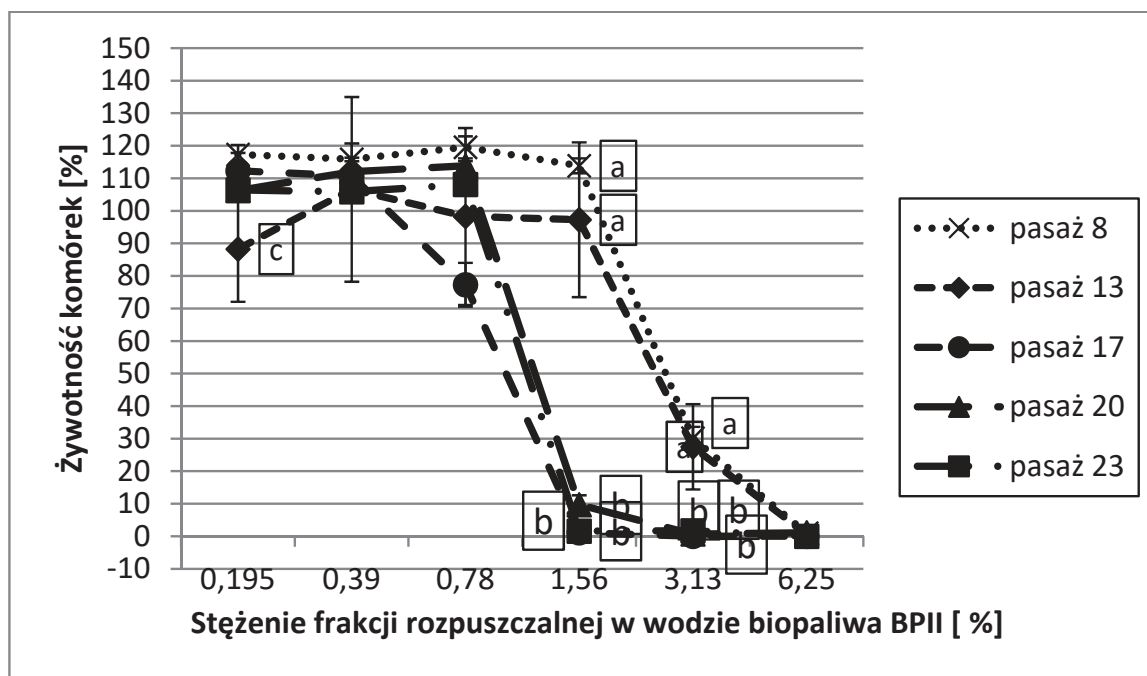
**Table 2.** The  $IC_{50}$  values of water soluble fraction of tested biofuels appointed on consecutive passages of CCD-8Lu (ATCC<sup>®</sup> CCL-201<sup>™</sup>) cells in the MTT and NRU assays. Each value represents the mean ( $\pm$  standard deviation) of three independent experiments

Numer pasażu	Wartość $IC_{50}$ [% frakcji wodnej biopaliwa w medium hodowlanym]							
	BPI		BPII		BPIII		BPIV	
	MTT	NRU	MTT	NRU	MTT	NRU	MTT	NRU
pasaż 15	–	–	3,57 $\pm$ 0,36	4,11 $\pm$ 0,06	7,28 $\pm$ 0,09	7,65 $\pm$ 0,25	29,80 $\pm$ 0,40	27,63 $\pm$ 1,35
pasaż 17	10,70 $\pm$ 1,16	8,05 $\pm$ 1,35	2,69 $\pm$ 0,27	2,77 $\pm$ 0,17	5,58 $\pm$ 0,11	4,03 $\pm$ 1,04	26,16 $\pm$ 0,40	25,16 $\pm$ 0,47
pasaż 22	15,39 $\pm$ 0,43	9,89 $\pm$ 0,83	4,13 $\pm$ 0,37	3,34 $\pm$ 0,25	5,20 $\pm$ 0,48	3,38 $\pm$ 0,04	22,62 $\pm$ 1,70	17,18 $\pm$ 0,57
pasaż 26	8,37 $\pm$ 0,32	7,88 $\pm$ 0,50	2,69 $\pm$ 0,27	2,04 $\pm$ 0,01	3,27 $\pm$ 0,01	–	24,51 $\pm$ 0,46	16,41 $\pm$ 0,05



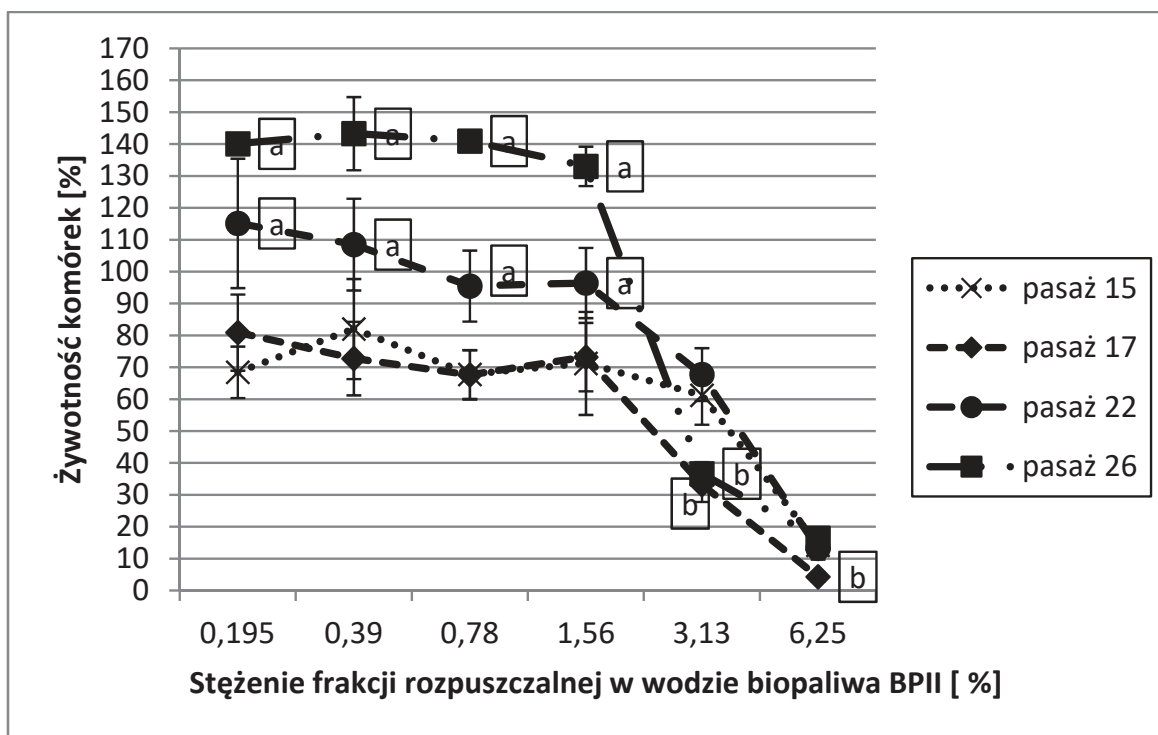
**Rys. 1.** Wpływ frakcji rozpuszczalnej w wodzie BP II na żywotność komórek CCD-1136Sk (ATCC<sup>®</sup> CRL-2697<sup>TM</sup>) ocenianą testem MTT. Każdy punkt reprezentuje średnią i odchylenie standardowe z 9 pomiarów w 3 niezależnych eksperymentach. Zaznaczono średnie istotne statystycznie ( $p < 0,05$ ); a – średnie w pasażach 8 i 13 są istotnie wyższe niż w pasażach późniejszych; b – średnie w pasażu 17 i 23 są istotnie mniejsze niż średnie w pozostałych pasażach; c – średnia pasażu 20 różni się istotnie od średnich pozostałych pasaży; d – średnia pasażu 8 jest istotnie mniejsza od pozostałych, które nie różnią się między sobą

**Fig. 1.** The impact of water-soluble fraction of BPII on CCD-1136Sk (ATCC<sup>®</sup> CRL-2697<sup>TM</sup>) cells viability in MTT assay. Each point represents the mean ( $\pm$  standard deviation, SD) of three independent experiments, each performed in triplicate. Only statistically significant differences are marked ( $P < 0.05$ ); a – the means in the passages 8 and 13 are significantly higher than in the subsequent passages; b – the means in the passage 17 and 23 are significantly lower than the means in other passages; c – the mean in the passage 20 differ significantly from means of other passages; d – the mean of passage 8 is significantly lower than means of other passages



**Rys. 2.** Wpływ frakcji rozpuszczalnej w wodzie BP II na żywotność komórek CCD-1136Sk (ATCC<sup>®</sup> CRL-2697<sup>TM</sup>) ocenianą testem NRU. Każdy punkt reprezentuje średnią i odchylenie standardowe z 9 pomiarów w 3 niezależnych eksperymentach. Zaznaczono średnie istotne statystycznie ( $p < 0,05$ ); a – średnie w pasażach 8 i 13 są istotnie wyższe niż w pasażach późniejszych; b – średnie w pasażu 17, 20 i 23 są istotnie mniejsze niż średnie we wcześniejszych pasażach; c – średnia pasażu 13 jest istotnie mniejsza od pozostałych, które nie różnią się między sobą

**Fig. 2.** The impact of water-soluble fraction of BPII on CCD-1136Sk (ATCC<sup>®</sup> CRL-2697<sup>TM</sup>) cells viability in NRU assay. Each point represents the mean ( $\pm$  standard deviation, SD) of three independent experiments, each performed in triplicate. Only statistically significant differences are marked ( $P < 0.05$ ); a – the means in the passages 8 and 13 are significantly higher than in the subsequent passages; b – the means in the passage 17, 20 and 23 are significantly lower than the means in earlier passages; c – the mean of passage 13 is significantly lower than means of other passage.



**Rys. 3.** Wpływ frakcji rozpuszczalnej w wodzie BP II na żywotność komórek CCD-8Lu (ATCC® CCL-201™) ocenianą testem MTT. Każdy punkt reprezentuje średnią i odchylenie standardowe z 9 pomiarów w 3 niezależnych eksperymentach. Zaznaczono średnie istotne statystycznie ( $p < 0,05$ ); a – średnie w pasażach 22 i 26 są istotnie wyższe niż w pasażach wcześniejszych; b – średnie w pasażach 17 i 26 nie różniąc się między sobą, są istotnie mniejsze niż średnie w pozostałych pasażach

**Fig. 3.** The impact of water-soluble fraction of BP II on CCD-8Lu (ATCC® CCL-201™) cells viability in MTT assay. Each point represents the mean ( $\pm$  standard deviation, SD) of three independent experiments, each performed in triplicate. Only statistically significant differences are marked ( $P < 0.05$ ); a – the means in the passages 22 and 26 are significantly higher than means in the earlier passages; b – the means in the passages 17 and 26 are significantly lower than the means in other passages

## 4. Dyskusja

W pracy zostały przeprowadzone badania porównawcze *in vitro* wrażliwości późnych, przyjętych jako model starzejącego się organizmu, oraz wczesnych pasażerów ludzkich komórek diploidalnych na cytotoksyczne działanie frakcji rozpuszczalnej w wodzie czterech biopaliw.

Została oceniona cytotoksyczność ww. frakcji biopaliw, które zostały otrzymane w procesie transestryfikacji tłuszczów odpadowych, takich jak: przeterminowany olej rzepakowy (BP I), odpadowy tłuszcz zwierzęcy (BP II), roślinny olej posmażalniczy (BP III), a także surowego oleju rzepakowego (BP IV).

Ze względu na niebezpieczeństwo asfiksji komórek, do której mogłoby dojść przy narażeniu ich na biopaliwa jako takie, komórki narażano na frakcję otrzymaną przez wytrząsanie każdego z biopaliw z medium hodowlanym właściwym dla danej linii komórkowej w stosunku 3:1 (v/v) przez 18 h, zgodnie z metodą opisaną przez Chou i in. (2003). Analizie poddawano więc tę część biopaliw, która w wyniku wielogodzinnego wytrząsania była w stanie rozpuścić się lub ulec dyspersji w warstwie medium hodowlanego opartego na wodzie. Jest to powszechną praktyką (Fakness i in. 2015, Hansen i in. 2011, Holth i in. 2014, Jiang i in. 2010, Lei i in. 2016, Perrichon i in. 2016, Won i in. 2013) przy ocenie preparatów słabo rozpuszczalnych i nierozpuszczalnych w wodzie. Niektórzy autorzy piśmiennictwa tematu uzyskaną w ten sposób warstwę określają mianem „water accommodated fraction (WAF)” w odróżnieniu od „frakcji rozpuszczalnej w wodzie, water soluble fraction (WSF)”, gdyż WAF może zawierać także małe krople oleju i niewielkie stężenia związków w nim rozpuszczalnych (Bluhm i in. 2016). W niniejszej pracy uzyskana warstwa została nazwana „frakcją rozpuszczalną w wodzie”. Toksyczność BPII i BPIV określona na podstawie uzyskanych wartości  $IC_{50}$  była odzwierciedleniem zawartości w nich estrów kwasów tłuszczowych: najbardziej cytotoksyczny okazał się ekstrakt wodny BPII, w którym oznaczono największe stężenie estrów kwasów tłuszczowych, podczas gdy najmniej cytotoksyczny był ekstrakt BPIV o najmniejszej zawartości tych związków.

Trzeba zaznaczyć, że istniejące w literaturze wyniki badań dotyczących zarówno toksyczności, jak i ekotoksyczności biopaliw różnią się w szerokim zakresie, także w porównaniu z paliwami konwencjonalnymi.

mi. Niektóre wyniki badań działania ostrego biopaliw, jak również mechanizmów ich toksycznego działania wskazują na słabsze lub porównywalne z tradycyjnym paliwem diesla skutki działania, inne badania natomiast pokazują szereg negatywnych skutków zarówno działania samego biopaliwa, jak i produktów jego emisji (Leite i in. 2011).

W niniejszej pracy w składzie najbardziej toksycznego dla ludzkich fibroblastów pochodzących z tkanki płucnej oraz skóry biopaliwa (BPII), otrzymanego z odpadowego tłuszczu zwierzęcego, przeważają nasycone kwasy tłuszczowe, m.in.: kwas kaprynowy, laurynowy, stearynowy i palmitynowy, natomiast najmniej toksyczne biopaliwo otrzymane z surowego oleju rzepakowego (BPIV) zawiera głównie kwasy jednonienasycone: kwas oktadekenowy i eikozenowy. Z kolei Ruffing i Trahan (Ruffing & Trahan 2014) w badaniach na trzech modelach szczepów sinic: *Synechococcus elongatus* PCC 7942, *Synechocystis* sp. PCC 6803 oraz *Synechococcus* sp. PCC 7002 stwierdzili, że alkohole krótkołańcuchowe: etanol i izobutanol hamowały wzrost wszystkich trzech szczepów, natomiast toksyczność długołańcuchowych wolnych kwasów tłuszczowych (FFA) była zależna od stopnia uwodornienia wiązań. Kwasy nasycone: kwas heksadekanowy (palmitynowy) i oktadekanowy (stearynowy), nie wykazywały efektu hamującego na wzrost żadnego z badanych modeli sinic, podczas gdy kwas wielonienasycony:  $\alpha$ -linolenowy (zawierający trzy wiązania podwójne) hamował wzrost komórek w przypadku wszystkich trzech cyjanobakterii. Stwierdzono, że długołańcuchowe alkohole, nasycone kwasy tłuszczowe oraz alkany/alkeny wpływały w sposób znikomy na wzrost i fizjologię sinic. Wyniki uzyskane przez Ruffing i Trahan (2014) wskazują, że za toksyczność krótkołańcuchowych alkoholi oraz nienasyconych kwasów tłuszczowych są odpowiedzialne różne mechanizmy działania. Wykazano ponadto, że toksyczność biopaliw może być obserwowana w stężeniach przekraczających ich granice rozpuszczalności, co mogło mieć znaczenie również w badaniach przeprowadzonych w niniejszej pracy.

Leite i in. (2011) w badaniach toksyczności frakcji rozpuszczalnych w wodzie (WSF) trzech paliw biodiesla uzyskanych w procesie transestryfikacji metanolem oleju rycynowego (CO), oleju palmowego (PO) i zużytego oleju spożywczego (WCO) na algach i jeżowcach stwierdzili, że najbardziej toksyczne okazało się biopaliwo z oleju rycynowego, zawierające głównie estry kwasu (R)-12-hydrokso-(Z)-9-

oktadekenowego zwanego zwyczajowo rycynolowym, a najmniej toksyczne paliwo z oleju palmowego, którego głównym składnikiem są kwasy nasycone: kwas palmitynowy i oleinowy (Kowalska i in. 2012).

W interpretacji wyników badań należy brać pod uwagę również pochodzenie surowca do produkcji biopaliw – w badaniach przeprowadzonych w niniejszej pracy za toksyczność biopaliwa BPIII z roślinnego oleju posmażalniczego odpowiadać mogą jego zanieczyszczenia powstałe podczas używania oleju w gastronomii, podczas smażenia. Podobnie, Leme i in. (2012) stwierdzili mutagenne i genotoksyczne działanie rozpuszczalnej w wodzie frakcji biodiesla, ale uzyskanych wyników nie łączą z działaniem biodiesla jako takiego, ale z obecnością zanieczyszczeń wtórnych, pochodzących z surowca do jego produkcji, szczególnie soi. Należy pamiętać, że produktami termicznego rozkładu olejów posmażalniczych mogą być wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) o działaniu mutagennym, kancerogennym i genotoksycznym, a nawet mogą one występować w olejach i tłuszczach jadalnych niepoddawanych obróbce termicznej. Ich obecność może być już konsekwencją procesów przetwarzania roślin oleistych (suszenia surowców roślinnych przed właściwą ekstrakcją oraz użycia zanieczyszczonych rozpuszczalników ekstrakcyjnych (Ciecierska i Obiedziński, 2006).

Rozpatrując porównanie wrażliwości na cytotoksyczne działanie biopaliw młodszych pasaży komórkowych z pasażami starszymi stwierdzono, że komórki CC-1136Sk wczesnych pasaży charakteryzowały się większą odpornością na cytotoksyczne działanie badanych biopaliw, co było szczególnie widoczne w środkowym zakresie stosowanych stężeń ksenobiotyków. Natomiast w miarę starzenia się komórek występowało zjawisko ich zwiększonej wrażliwości na działanie badanych biopaliw. Wyraźne zwiększenie wrażliwości starszych pasaży komórkowych zaobserwowano przy narażeniu komórek na BPI, BPII (rys. 1 i 2) i BPIII. Tendencję wzrostu wrażliwości komórek na działanie badanych biopaliw w miarę ich starzenia się zaobserwowano również w przypadku narażenia komórek CCD-8Lu na BPI, BPIII i BPIV.

Obserwowany wzrost wrażliwości komórek starszych na działanie ksenobiotyków wynikać może z upośledzenia mechanizmów obronnych, nagromadzenia produktów przemiany materii czy skutków narażenia komórek np. na stres oksydacyjny.



Należy podkreślić, że z kolei analiza przebiegu krzywych zależności żywotności komórek CCD-8Lu od stężenia biopaliwa BPII ocenianej testem MTT (rys. 3) wskazuje, iż fibroblasty płucne w miarę starzenia się mogą także stawać się mniej wrażliwe (zjawisko odwrotne niż w przypadku fibroblastów pochodzenia skórniego).

Wyniki uzyskane w niniejszym projekcie potwierdzają konstatacje wielu autorów piśmiennictwa tematu o niejednorodności i zmienności wyników badań prowadzonych na komórkach różnego wieku czy pochodzenia. Przegląd literatury na temat wpływu numeru pasażu na linie komórkowe wskazuje, że wpływ ten jest złożony i silnie zależny od wielu czynników, takich jak typ linii komórkowej, tkanka i gatunek jej pochodzenia, warunki hodowli (temperatura, pH, właściwe media i dodatki hodowlane czy powierzchnia wzrostowa) oraz zastosowania, do których dana linia komórkowa jest używana. Stwierdzono na przykład (niepublikowane dane ATCC), że starsze pasażę komórek Caco-2 wykazywały wzrost ekspresji genu białka reporterowego GFP (zielone białko fluorescencyjne) po transfekcji, podczas gdy starsze pasażę linii MCF7 w porównaniu z młodszymi wykazują spadek poziomów GFP (Tech Bulletin of ATCC 2010).

Zaobserwowana w niniejszych badaniach odmienna reaktywność fibroblastów pochodzących z różnych anatomicznie miejsc na cytotoksyczne działanie tych samych ksenobiotyków jest spójna z badaniami Chang i in. (2002), którzy badali różnice na 50 pierwotnych liniach komórkowych fibroblastów wyprowadzonych z 10 miejsc u 16 dawców i obserwowali znaczące różnice między nimi.

Podobnie różną reaktywność komórek w zależności od ich pochodzenia stwierdzili Hetzel i in. (2005), którzy zaobserwowali, że fibroblasty pochodzące z płuc prawidłowych oraz płuc objętych włóknieniem różnią się pod względem reakcji na czynniki wzrostu.

W badaniach Palaiologou i in. (2001) badane trzy rodzaje fibroblastów zachowywały się inaczej i charakteryzowały się różną ekspresją receptorów macierzy zewnątrzkomórkowej (ECM).

Wykazano także (Gron i in. 2002), że fibroblasty pochodzące z błony śluzowej jamy ustnej proliferują szybciej i mają większą zdolność podwojeń populacji niż fibroblasty skórne. Stwierdzono, że fibroblasty pochodzące z błony śluzowej jamy ustnej wydzielają więcej czyn-

nika wzrostu hepatocytów (HGF) oraz keratynocytów (KGF) niż fibroblasty skórne.

Nawet w komórkach linii ustalonych (unieśmiertelnionych), które są utrzymywane przez długi okres czasu mogą występować mutacje, które zmieniają charakterystykę komórek, jaka była stwierdzona we wcześniejszych pasażach danej linii (Wenger i in. 20014). Stwierdzono m.in. zmiany (aberracje) w kariotypie komórek (zestaw chromosomów komórki): duplikacje (powielenia odcinka chromosomu) oraz powielenia całych chromosomów. Autorzy podkreślają, że potwierdzenie pochodzenia linii komórkowej, jak również dokładna jej charakterystyka (z podaniem numeru pasażu) jest warunkiem niezbędnym do uzyskiwania wiarygodnych wyników doświadczeń, które tylko pod tym warunkiem mogą być przydatne dla innych badaczy.

Numer pasażu, przy którym dochodzi do zmian w komórkach jest charakterystyczny dla danej linii komórkowej. Dla komórek zarodka chomika syryjskiego (SHE) stwierdzono (Chang-Liu i Woloschak 1997) „kryzys” pojawiający się przy pasażu nr 37 i trwający do pasażu 49, który charakteryzował się gwałtownymi zmianami liczby kolonii powstających z pojedynczej komórki („plating efficiency”) oraz zmianami parametrów wzrostu komórek. W badaniach prowadzonych w ramach niniejszego projektu zjawisko zahamowania proliferacji zarówno komórek CCD-1136Sk (ATCC<sup>®</sup> CRL-2697<sup>TM</sup>), jak i CCD-8Lu (ATCC<sup>®</sup> CCL-201<sup>TM</sup>) obserwowano przy pasażu nr 27.

Chipev i Simon (2002) stwierdzili, że fibroblasty pochodzące z różnych miejsc ciała mogą różnić się wielkością: fibroblasty pochodzące ze skóry dłoni są mniejsze niż fibroblasty pochodzące ze skóry owłosionej. W przypadku niniejszego projektu takich różnic w odniesieniu do badanych fibroblastów wyprowadzonych z tkanki płucnej oraz skóry w obrazie mikroskopowym (Nikon TMS-F, 100x) nie obserwowano.

Ponadto, badania przeprowadzone w laboratorium Sorrell i Caplan (2004) wskazują na istnienie różnych morfologicznych i biochemicznych fibroblastów pochodzących nawet z tej samej tkanki. Dwie główne populacje fibroblastów wykryto w skórze, płucach i nerkach: mitotycznie czynne, tj. replikacyjne fibroblasty progenitorowe (MF) oraz postmitotyczne fibrocyty (PMF).

Również i badania Schneider i in. (1977) fibroblastów pochodzących ze skóry i płuc tych samych płodów ludzkich wykazały istotne róż-

nice *in vitro*. Fibroblasty z płuc w porównaniu z fibroblastami skórnymi charakteryzowały się większą szybkością replikacji komórek, większym wbudowywaniem [3H]tymidyny do DNA, większą liczbą komórek w konfluencji, mniejszą objętością, oraz mniejszą zawartością komórkowego RNA oraz białek. Ponadto, hodowle te reagowały odmiennie na dodanie hydrokortyzonu do pożywki hodowlanej.

Wszystkie przedstawione obserwacje wskazują, iż nawet pomimo podobieństwa morfologicznego fibroblasty pochodzące z różnych tkanek może przejawiać różnice w ich zachowaniu w hodowli tkankowej, jak również odpowiedzi na oddziaływanie ksenobiotyków, co znalazło odzwierciedlenie także w wynikach niniejszej pracy.

Podsumowując można stwierdzić, że bezpośrednie i pośrednie oddziaływanie na organizmy żywe (w tym starzejące się) biopaliw na etapie ich produkcji jak i wykorzystania nie jest dostatecznie rozpoznane. Biorąc pod uwagę, że nie można wykluczyć ryzyka dla zdrowia człowieka i środowiska związanego z wyciekami czy nawet stosowaniem biopaliw konieczne są dodatkowe badania eksperymentalne, aby zapewnić bardziej kompleksowy zestaw danych do identyfikacji przyszłych alternatywnych paliw o niskim wpływie na człowieka i środowisko (Bluhm i in. 2012). Jest to szczególnie istotne, zwłaszcza biorąc pod uwagę, że dalszy rozwój rynku biopaliw w Polsce jest uwarunkowany wymaganiami stawianymi przez UE. Dodatkowo, z analizy piśmiennictwa tematu wynika, że istnieje istotna różnica pomiędzy toksycznością samych paliw (i kopalnych, i biopaliw) jako takich, a toksycznością produktów ich spalania. Zagadnienie to powinno być brane pod uwagę przy kompleksowej ocenie ryzyka związanej ze stosowaniem biopaliw.

Przedstawione powyżej przykłady różnic obserwowanych przez autorów piśmiennictwa przedmiotu, jak również uzyskanych w niniejszej pracy, wskazują na niezwykle złożony charakter reaktywności komórek wynikający zarówno z ich wieku, jak i tkanki, z której zostały wyprowadzone. Konieczne zatem jest uwzględnianie przy interpretacji wyników badań nad oddziaływaniem ksenobiotyków na żywy organizm również możliwości odmiennej reaktywności komórek starszych i młodszych, co może znajdować też odzwierciedlenie w funkcjonowaniu osób starszych i młodszych zatrudnionych w przemyśle.

Opracowano w ramach III etapu programu wieloletniego „Poprawa bezpieczeństwa i warunków pracy”, finansowanego w latach 2014-2016 w zakresie badań naukowych i prac rozwojowych przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego/Narodowe Centrum Badań i Rozwoju.  
Koordynator programu: Centralny Instytut Ochrony Pracy  
– Państwowy Instytut Badawczy.

## Literatura

- Bluhm, K., Heger, S., Seiler, T.-B., Hallare, A.V., Schäffer, A., Hollert, H. (2012) Toxicological and ecotoxicological potencies of biofuels used for the transport sector literature review. *Energy Environ. Sci.*, 5, 7381-7392. <https://doi.org/10.1039/c2ee03033k>
- Bluhm, K., Seiler, T.-B., Nico Anders, N., Klankermayer, J., Schaeffer, A., Hollert, H. (2016) Acute embryo toxicity and teratogenicity of three potential biofuels also used as flavor or solvent. *Science of the Total Environment*, 566-567, 786-795. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.055>
- Chang, H.Y., Chi, J.T., Dudoit, S., Bondre, C., van de Rijn, M., Botstein, D., et al. (2002). Diversity, topographic differentiation, and positional memory in human fibroblasts. *Proc Natl Acad Sci USA*. 99, 12877-82. <https://doi.org/10.1073/pnas.162488599>
- Chang-Liu, C.M., Woloschak, G.E. (1997). Effect of passage number on cellular response to DNA-damaging agents: cell survival and gene expression. *Cancer Letters*, 26(113), 77-86. [https://doi.org/10.1016/S0304-3835\(97\)04599-0](https://doi.org/10.1016/S0304-3835(97)04599-0)
- Chipev, C. C., Simon, M. (2002). Phenotypic differences between dermal fibroblasts from different body sites determine their responses to tension and TGFbeta1. *BMC Dermatol.*, 2, 1-13. <https://doi.org/10.1186/1471-5945-2-13>
- Chou, C. C., Riviere, J. E., Monteiro-Riviere, N. A. (2003). The cytotoxicity of jet fuel aromatic hydrocarbons and dose-related interleukin-8 release from human epidermal keratinocytes. *Arch Toxicol.*, 77, 384-391. <https://doi.org/10.1007/s00204-003-0461-z>
- Ciecierska, M., Obiedziński, M. (2006). Zanieczyszczenie olejów roślinnych wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi. *Żywność. Nauka. Technologia. Jakość*. 2(47) Supl., 48-55.
- Faksness, L-G., Altin, D., Nordtug, T., Daling, P.S., Hansen, B.H. (2015). Chemical comparison and acute toxicity of water accommodated fraction (WAF) of source and field collected Macondo oils from the Deepwater Horizon spill. *Marine Pollution Bulletin*, 91(1), 222-229. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.12.002>

- Gron, B., Stoltze, K., Andersson, A., Dabelsteen, E. (2002). Oral fibroblasts produce more HGF and KGF than skin fibroblasts in response to co-culture with keratinocytes. *APMIS*. 110, 892-898. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0463.2002.1101208.x>
- Hansen, B.H., Altin, D., Rørvik, S.F., Øverjordet, I.B., Olsen, A.J., Nordtug T. (2011). Comparative study on acute effects of water accommodated fractions of an artificially weathered crude oil on *Calanus finmarchicus* and *Calanus glacialis* (Crustacea: Copepoda). *Science of The Total Environment*, 409, 4, 704-709. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.10.035>
- Hetzel, M., Bachem, M., Anders, D., Trischler, G., Faehling, M. (2005). Different effects of growth factors on proliferation and matrix production of normal and fibrotic human lung fibroblasts. *Lung*. 183, 225–237. <https://doi.org/10.1007/s00408-004-2534-z>
- Holth, T.F., Eidsvoll, D.P., Farnen, E., Sanders, M.B., Martínez-Gómez, C., Budzinski, H., Burgeot, T., Guilhermino, L., Hylland, K. (2014). Effects of water accommodated fractions of crude oils and diesel on a suite of biomarkers in Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Aquat Toxicol.*, 154, 240-252. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2014.05.013>
- Jiang, Z., Huang, Y., Xu, X., Liao, Y., Shou, L., Liu, J., Chen, Q., Zeng J. (2010). Advance in the toxic effects of petroleum water accommodated fraction on marine plankton. *Acta Ecologica Sinica.*, 30(1), 8-15. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2009.12.002>
- Jung, T., Höhn, A., Catalgol, B., Grune, T. (2009). Age-related differences in oxidative protein-damage in young and senescent fibroblasts. *Archives of Biochemistry and Biophysics*, 483, 127-135. <https://doi.org/10.1016/j.abb.2008.12.007>
- Kowalska, M., Aljewicz, M., Mroczek, E., Cichosz, G. (2012). Olej palmowy – tańsza i zdrowsza alternatywa. *Bromat. Chem. Toksykol.* XLV, 2, 171-180.
- Lei, L., Shen, X., Jiang, M. (2016). Effect of water accommodated fraction of 0# diesel oil and crude oil on EROD activity of liver of *Sparus macrocephalus* and its mRNA expression *Ecotox. Environ. Safe.* 134(1), 250-255. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.08.027>
- Leite, M. B. N. L., de Araújo, M. M. S., Nascimento, I. A., da Cruz, A. C. S., Pereira, S. A. and do Nascimento, N. C. (2011). Toxicity of water-soluble fractions of biodiesel fuels derived from castor oil, palm oil, and waste cooking oil. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 30, 893-897. <https://doi.org/10.1002/etc.444>

- Leme, D.M., Grummt, T., Palma de Oliveira, D., Sehr, A., Renz, S., Reinel, S., Ferraz, E. R. A., Rodrigues de Marchi, M.R., Machado, M.C., Zocolo, G.J., Marin-Morales, M.A. (2012) Genotoxicity assessment of water soluble fractions of biodiesel and its diesel blends using the Salmonella assay and the in vitro MicroFlowkit (Litron) assay. *Chemosphere*, 86, 512-520. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.10.017>
- Merkisz, J., Kozak, M. (2003). Wpływ składu mieszanek biopaliw z paliwami konwencjonalnymi na emisję toksycznych składników spalin. *Eksploatacja i Niezawodność - Maintenance and Reliability*, 3, 12-18.
- Mikuła-Pietrasik, J. (2011). Wpływ stilbenów (resweratrolu i jego analogów) na molekularne i czynnościowe wykładniki starzenia się ludzkich komórek mezotelium otrzewnowego in vitro. Rozprawa doktorska z Katedry i Zakładu Patofizjologii Uniwersytetu Medycznego im. Karola Marcinkowskiego w Poznaniu.
- Palaiologou, A. A., Yukna, R. A., Moses, R. & Lallier, T. E. (2001). Gingival, dermal, and periodontal ligament fibroblasts express different extracellular matrix receptors. *J. Periodontol.* 72, 798-807. <https://doi.org/10.1902/jop.2001.72.6.798>
- Pawłowski, L. (2015). Dokąd zmierza świat? Kryzys społeczny stworzony przez promocję biopaliw i współczesny liberalny kapitalizm. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 17, 26-39.
- Perrichon, P., Le Menach, K., Akcha, F., Cachot, J., Budzinski, H., Bustamante, P. (2016). Toxicity assessment of water-accommodated fractions from two different oils using a zebrafish (*Danio rerio*) embryo-larval bioassay with a multilevel approach. *Sci.Total Environ.* 568(15), 952-966. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.186>
- Ruffing, A.M., Trahan, C.A. (2014). Biofuel toxicity and mechanisms of biofuel tolerance in three model cyanobacteria. *Algal Research*. 5, 121-132. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2014.07.006>
- Schneider, E.L., Mitsui, Y., Au, K.S., Shorr, S. (1977). Tissue-specific differences in cultured human diploid fibroblasts. *Experimental Cell Research*. 108(1), 1-6. [https://doi.org/10.1016/S0014-4827\(77\)80002-5](https://doi.org/10.1016/S0014-4827(77)80002-5)
- Skowroń, J., Golimowski, W. (2015). Produkcja biopaliw – priorytetowy kierunek badań naukowych. *Podstawy i Metody Oceny Środowiska Pracy*. 2(84), 5-15. <https://doi.org/10.5604/1231868x.1164521>
- Sorrell, J.M., Caplan, A.I.(2004). Fibroblast heterogeneity: more than skin deep. *J Cell Sci*. 117, 667-675. <https://doi.org/10.1242/jcs.01005>
- Tech Bulletin of ATCC (2010). Passage number effects in cell lines. No. 7. <https://www.atcc.org/~media/PDFs/Technical%20Bulletins/tb07.ashx>

- Wenger, S.L., Senft, J.R., Sargent, L.M., Bamezai, R., Bairwa, N., Grant, S.G. (2004). Comparison of established cell lines at different passages by karyotype and comparative genomic hybridization. *Bioscience Reports*, 24(6), 631-639. <https://doi.org/10.1007/s10540-005-2797-5>
- Won, E-J., Rhee, J-S., Shin, K-H., Jung, J-H., Shim, W-J., Lee, Y-M., Lee, J-S. (2013). Expression of three novel cytochrome P450 (CYP) and antioxidative genes from the polychaete, *Perinereis nuntia* exposed to water accommodated fraction (WAF) of Iranian crude oil and Benzo[ $\alpha$ ]pyrene. *Marine Environmental Research*, 90, 75-84. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.05.014>

## **Second-generation Biofuels – Products of Waste Fats Transesterification: a Comparison of Their Water-soluble Fraction (WSF) Cytotoxicity on Subsequent Passages of Senescent Cells *in vitro***

### **Abstract**

The aim of the study was to compare the cytotoxic action of selected second generation biofuels water-soluble fraction (WSF) and susceptibility of old and young passages of human diploid fibroblasts.

The study was performed on two senescent diploid cell lines: pulmonary fibroblasts CCD-8Lu (ATCC<sup>®</sup> CCL-201<sup>™</sup>) and skin fibroblasts CCD-1136Sk (ATCC<sup>®</sup> CRL-2697<sup>™</sup>). The cytotoxicity of WSF of the four biofuels obtained from the transesterification of expired rapeseed oil (BPI), waste animal fat (BPII), used for frying vegetable oil (BPIII) or crude rapeseed oil (BPIV) was assessed. The MTT test determining metabolic activity and the NRU test, evaluating the integrity of cell membranes were used to assess the cytotoxic activity of tested biofuels WAF.

The most cytotoxic (reaching the lowest IC<sub>50</sub> values) for both types of cells was the water extract of biofuel obtained from animal waste (BPII) concerning the highest concentration of fatty acid esters. Saturated fatty acids, such as capric, lauric, stearic and palmitic acids were dominant in its composition. In turn, the least cytotoxic was water fraction of the biofuel obtained from crude rapeseed oil (BPIV) with the lowest content of fatty acid esters, mainly consisting of monounsaturated acids: octadecenoic acid and eicosenoic acid. Young passages of CCD-1136Sk cells were more insusceptible to the cytotoxic effects of the tested biofuels. The phenomenon of increased CCD-1136Sk cells susceptibility to the BPI, BPII and BPIII was observed starting from the passage No.

17. The trend of increased cells susceptibility to the tested biofuels was also observed in the case of exposure of CCD-8Lu cells on BPI, BPIII and BPIV.

The cytotoxicity of the most toxic and the least toxic water fraction of the tested biofuels was a reflection of the content of fatty acid esters in them. The water-soluble fraction with the highest content of fatty acid esters (BPII) exhibited the strongest cytotoxic effect on both types of fibroblasts (both on CCD-1136Sk and CCD-8Lu cells), whereas BPIV with the lowest content of fatty acid esters was the least toxic. The results indicate that the susceptibility of senescent cells to the cytotoxic action of biofuels WSF may change during their senescence – the older cells become more sensitive to the cytotoxic effect of tested xenobiotics as compared to younger cells in the most cases. The key role in the cytotoxic action of compounds on the younger and older cell passages may also have a concentration of tested compounds.

## **Streszczenie**

Celem badań było porównanie cytotoksycznego działania biopaliw II generacji otrzymanych w procesie transestryfikacji tłuszczów odpadowych na wczesne oraz późne pasaże ludzkich komórek diploidalnych.

Przeprowadzono badania czterech biopaliw otrzymanych w reakcji transestryfikacji z: przeterminowanego oleju rzepakowego (BP I), odpadowego tłuszczu zwierzęcego (BP II), roślinnego oleju posmażalniczego (BP III), które zostały wytworzone na skalę laboratoryjną z wykorzystaniem eksperymentalnej linii produkcyjnej, a także z surowego oleju rzepakowego (BP IV), które otrzymano od producenta biopaliw z oleju rzepakowego. Biopaliwo BP II, czyli biopaliwo z tłuszczu zwierzęcego zawierało największe stężenia estrów kwasów tłuszczowych, oznaczone z wykorzystaniem sprzężonych technik chromatografii gazowej z detekcją spektrometrii mas. Stężenie estrów kwasów tłuszczowych w biopaliwie BPI było o 23%, w biopaliwie BPIII o 29%, a biopaliwie BPIV o 78% niższe w stosunku do biopaliwa BPII. Badania wykonano na dwóch starzejących się diploidalnych liniach komórkowych: fibroblastach płucnych CCD-8Lu (ATCC<sup>®</sup> CCL-201<sup>™</sup>) oraz skórnych CCD-1136Sk (ATCC<sup>®</sup> CRL-2697<sup>™</sup>). Do oceny cytotoksycznego działania zastosowano test MTT, który określa aktywność metaboliczną komórek oraz test pochłaniania czerwieni obojętnej oceniający integralność błon komórkowych (test NRU).

Najbardziej cytotoksyczny (osiągający najniższe wartości IC<sub>50</sub>) dla komórek obu typów okazał się ekstrakt wodny biopaliwa otrzymanego z odpadowego tłuszczu zwierzęcego (BPII), w którym oznaczono największe stężenie estrów kwasów tłuszczowych. W jego składzie przeważają nasycone kwasy tłuszczowe, m.in.: kwas kaprynowy, laurynowy, stearynowy i palmitynowy. Z kolei najmniej cytotoksyczna była frakcja wodna biopaliwa otrzymanego z surowego oleju rze-



pakowego (BPIV) o najmniejszej zawartości estrów kwasów tłuszczowych, zawierający głównie kwasy jednonienasycone: kwas oktadekenowy i eikozenowy. Komórki CCD-1136Sk wczesnych pasaży (8 i 13) charakteryzowały się większą odpornością na cytotoksyczne działanie badanych biopaliw, co było szczególnie widoczne w środkowym zakresie stosowanych stężeń ksenobiotyków. Począwszy od pasażu nr 17 występowało zjawisko zwiększonej wrażliwości komórek CCD-1136Sk na działanie BPI, BPII i BPIII. Tendencję wzrostu wrażliwości komórek na działanie badanych biopaliw w miarę ich starzenia się zaobserwowano również w przypadku narażenia komórek CCD-8Lu na BPI, BPIII i BPIV.

Cytotoksyczność frakcji rozpuszczalnej w wodzie najbardziej i najmniej toksycznego z badanych biopaliw II generacji była odzwierciedleniem zawartości w nich estrów kwasów tłuszczowych. Frakcja rozpuszczalna w wodzie biopaliwa o największej zawartości estrów kwasów tłuszczowych (BPII) wykazywała najsilniejsze działanie cytotoksyczne na obu typach fibroblastów (zarówno na komórkach CCD-1136Sk, jak i CCD-8Lu), natomiast BPIV o najmniejszej zawartości estrów kwasów tłuszczowych było najmniej toksyczne. Uzyskane wyniki wskazują, że wrażliwość starzejących się komórek na cytotoksyczne działanie biopaliw może zmieniać się w miarę ich starzenia się – w przeważającej większości przypadków komórki starsze stawały się bardziej wrażliwe w porównaniu z młodszymi na cytotoksyczne działanie badanych ksenobiotyków. Kluczowe znaczenie w cytotoksycznym działaniu związków chemicznych na młodsze i starsze pasaży komórkowe może mieć także stężenie badanego związku.

**Słowa kluczowe:**

biopaliwa, II generacja, WSF, cytotoksyczność, starzejące się komórki, in vitro

**Keywords:**

biofuels, 2<sup>nd</sup> generation, WSF, cytotoxicity, senescent cells, in vitro



## **Analiza kosztów materiałów użytych do usuwania awarii przewodów wodociągowych**

*Andrzej Studziński, Katarzyna Pietrucha-Urbanik*  
*Politechnika Rzeszowska*

### **1. Wstęp**

Wodociągi należą do systemów technicznych, od których wymaga się wysokiej niezawodności działania (Rak 2009, Boryczko i in. 2014). W głównej mierze ciągłość dostawy wody do odbiorców jest wynikiem bezawaryjnej pracy sieci wodociągowej, stąd w przedsiębiorstwach wodociągowych kładzie się szczególny nacisk na sprawne usuwanie powstałych awarii (Iwanek i in. 2015, Królikowska 2011, Studziński i Woźniak 2015). Wymaga to utrzymywania ekip remontowych oraz stanów magazynowych części niezbędnych do przeprowadzenia napraw. Wiąże się to z zapewnieniem środków finansowych, które przeznaczone zostaną na pokrycie kosztów napraw (Pietrucha-Urbanik i Studziński 2016, Studziński 2016). Analiza uszkodzeń oraz związanych z tym kosztów jest ważnym aspektem w codziennej eksploatacji systemów wodociągowych, składnik kosztowy jest wskazywany jest wskazywany w licznych opracowaniach (Kutyłowska i Hotłoś 2014, Zimoch i Szymik-Gralewska 2016, Pietrucha-Urbanik 2016, Tchórzewska-Cieślak i in. 2016, Valis i in. 2014, Rak i Boryczko 2017).

Wśród kosztów usuwania awarii przewodów znaczącym składnikiem są koszty materiałów wykorzystanych do naprawy awarii. Celem niniejszej pracy jest analiza tych kosztów w jednym z zakładów wodociągowych południowo-wschodniej Polski, podstawą opracowania są dane eksploatacyjne zebrane podczas awarii przewodów. Zaprezentowano dane w podziale na materiał i średnicę przewodów dla średnic nominalnych z zakresu 25-800 mm.

## 2. Opis i metodyka badań

Badania prowadzono na systemie zaopatrzenia w wodę średniej wielkości miasta zlokalizowanego w południowej Polsce. Wodociąg zaopatruje w wodę ponad 100 tys. mieszkańców miasta oraz sąsiednich miejscowości. Sieć wodociągowa ma długość przekraczającą 1000 km, 5,9% długości stanowiły przewody magistralne, 53,3% przewody rozdzielcze natomiast 40,8% długości miały podłączenia wodociągowe (stan na koniec 2015 roku). W strukturze materiałowej dominowały przewody polietylenowe 57,4% oraz przewody wykonane z żeliwa szarego – 22,5%, pozostałe materiały miały następujący udział w długości sieci: stal 8,6%, PCV 7,9%, azbestocement AC 3,3% oraz żeliwo sferoidalne 0,3%. Wiek najstarszych eksploatowanych przewodów wodociągowych przekraczał 100 lat. Niezawodność przewodów wodociągowych mierzona wskaźnikiem intensywności uszkodzeń wykazywała wartości niższe niż zalecane literaturowo (Herbert 1994), wynosiła dla przewodów ogółem  $0,31 \text{ km}^{-1} \text{ a}^{-1}$ .

Sposób przeprowadzenia badań przedstawiono w (Studziński i Pietrucha-Urbanik 2017), prowadzono je notując dane na opracowanych kartach awarii wypełnianych przez pracowników przedsiębiorstwa wodociągowego. Zawierały one informacje dotyczące awarii (czas, miejsce, dane dotyczące przewodu jak wiek, materiał czy średnica, skutki awarii, zakres działań niezbędnych do naprawy, użyty sprzęt oraz wyszczególnione materiały). Badania prowadzono w latach 2014-2015.

Koszt materiałów wyliczono mnożąc ich zużycie przez ich koszt jednostkowy ustalany przez zakład wodociągowy na podstawie cen ich zakupu w 2015 roku.

## 3. Struktura awarii

Dane eksploatacyjne z awarii rurociągów w badanym wodociągu zamieszczono w tabeli 1. Łącznie odnotowano 302 awarie, z czego 298 przedstawionych poniżej dotyczyło przewodów wodociągowych, zaledwie w 4 przypadkach naprawiano armaturę. Procentowy udział awarii poszczególnych rodzajów przewodów wodociągowych był następujący: na przewodach magistralnych odnotowano 7,4% awarii, na przewodach rozdzielczych 31,7%, na przyłączach wodociągowych 59,6%, pozostałe 1,3% stanowiły awarie armatury.

**Tabela 1.** Zestawienie awarii**Table 1.** Summary of failure

DN [mm]	Liczba awarii [-]	Liczba awarii dla poszczególnych materiałów					
		PE	PCV	Stal	Żel. sz.	Żel. sf.	AC
25	143	132	–	11	–	–	–
32	22	19	–	3	–	–	–
40	2	–	–	2	–	–	–
50	8	5	–	2	1	–	–
65	3	2	–	1	–	–	–
80	47	2	5	3	33	–	4
100	28	3	6	1	13	–	5
125	1	–	–	–	1	–	–
150	16	3	6	–	6	1	–
200	5	–	4	1	–	–	–
250	3	3	–	–	–	–	–
300	4	–	1	–	2	–	1
400	7	2	–	1	4	–	–
450	3	2	–	–	–	1	–
500	2	–	–	–	2	–	–
600	3	–	–	3	–	–	–
800	1	–	–	–	1	–	–

Przewody pogrupowano dla ich średnic nominalnych (DN) w odniesieniu do średnicy wewnętrznej zgodnie z (Płuciennik i Wibik 2001). Zaobserwowano zwiększoną liczbę awarii dla przewodów mających największy udział w długości sieci wodociągowej – dla przyłączy wodociągowych 25 i 32 mm, oraz dla przewodów rozdzielczych 80 i 100 mm (Kwietniewski i Rak 2010), średnice przyłączy są typowe dla budynków jednorodzinnych, natomiast średnice przewodów rozdzielczych wynikają z przepisów przeciwpożarowych – zalecanych do stosowania hydrantów oraz z minimalnych średnic przewodów, na których instaluje się hydranty (Dz. U. 2009, nr 124, poz. 1030). Typowy jest również udział poszczególnych materiałów budujących sieć wodociągową – PE i stal w przypadku połączeń wodociągowych, wszystkie materiały dla przewodów rozdzielczych i magistral mniejszych średnic oraz stal i żeliwo szare dla magistral największych średnic – co w ostatnim przypadku wynika z ich wieku.

#### 4. Koszty materiałów

W tabeli 2 pokazano łączne koszty w podziale na funkcję przewodu oraz ich udział w kosztach całkowitych. W przypadku naprawy w pasie drogowym, gdzie istniała konieczność uzyskania wysokiego stopnia zagęszczenia, koszty są wyższe niż w przypadku awarii poza pasem drogowym, co wynika z konieczności wymiany całego gruntu w wykopie. Zwraca uwagę rosnący koszt materiałów wraz ze wzrostem średnic przewodów, wartości największe dotyczą magistral o zakresie średnic nominalnych DN 200-800 mm, niższy dla rurociągów rozdzielczych o średnicach 80-200 mm, a najniższy dla przyłączy wodociągowych. Przedstawioną relację należy tłumaczyć właśnie średnicami przewodów, a nie pełnią przez nie funkcją.

Zauważalnie wzrastają koszty w przypadku konieczności wymiany gruntu. W przypadku przewodów rozdzielczych oraz przyłączy wodociągowych koszt kruszyw stanowi ponad 30% kosztów materiałów, natomiast dla rurociągów magistralnych prawie 20%.

**Tabela 2.** Koszty materiałów w podziale na funkcję przewodu

**Table 2.** Cost of materials in division to pipe function

Element wodociągu	Łączny koszt materiałów [zł]	Łączny koszt materiałów (bez kruszyw) [zł]	Średni koszt na awarię [zł]	Średni koszt na awarię (bez kruszyw) [zł]	Wartość procentowa [%]
Przewody magistralne	44539	31725	1856	1495	28,5%
Przewody rozdzielcze	64230	44082	669	459	41,0%
Przyłącza wodociągowe	47721	35870	268	178	30,5%

Tabela 3 zawiera zestawienie kosztów materiałów (uwzględniających materiały mineralne) dla poszczególnych materiałów przewodów. W przypadku żeliwa sferoidalnego odnotowano tylko 2 awarie, dlatego

udział tego materiału w kosztach całkowitych jest znikomy, a kosztu jednostkowego nie można uważać za miarodajny.

Omawiając uzyskane wyniki można stwierdzić, że znikome są różnice pomiędzy awariami przewodów stalowych i polietylenowych, co wynika z tego, że większość awarii na tych przewodach (odpowiednio 68 i 91%) dotyczy przyłączy wodociągowych, czyli przewodów o najmniejszych średnicach.

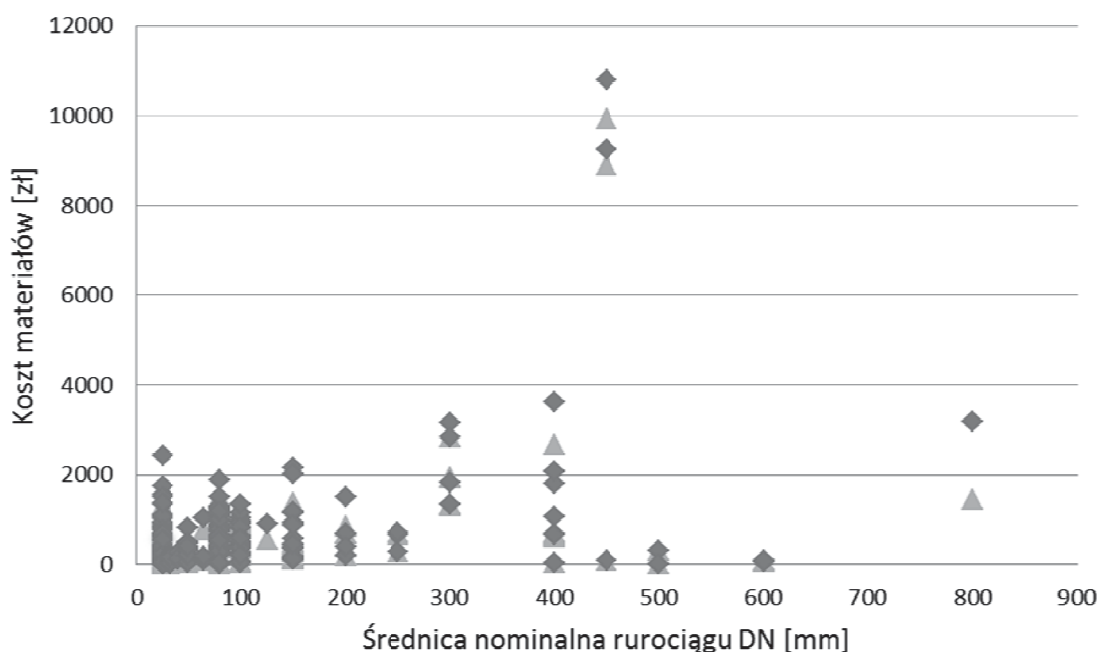
W przypadku PCV średni koszt materiałów jest wyższy o około 100 zł, co wynika z większych średnic – za wyjątkiem jednej awarii dotyczącej przewodów rozdzielczych. Znacząco wyższe koszty dotyczą przewodów azbestowo-cementowych, mimo że dotyczą one również przewodów rozdzielczych. W tym przypadku średnią cenę podnoszą stosowane każdorazowo do naprawy nasuwki pełne.

**Tabela 3.** Koszty materiałów w podziale na materiał przewodu

**Table 3.** Costs of materials into the material of the conduit

Materiał	Liczba awarii [-]	Całkowity koszt materiałów [zł]	Średni koszt na awarię [zł]
AC	10	11059	1106
PVC	23	11349	493
PE	173	70484	407
Stal	28	10619	379
Żeliwo szare	63	50041	794
Żeliwo sferoidalne	2	442	221

Rysunek 1 obrazuje uzyskane wyniki. Liczebność awarii dla poszczególnych średnic w podziale na materiał przewodu zawarto w tabeli 1. Zauważa się 2 awarie dla DN 450 mm, których koszty wynoszą około 10000 zł, w tym zastosowane systemy kołnierzowe stanowiły około 9000 zł. W obu przypadkach konieczna była wymiana gruntu.



**Rys. 1.** Koszty materiałów w zależności od średnicy przewodu, ◆ – koszty materiałów wraz z kruszywami, ▲ – koszty materiałów pomniejszone o koszt kruszyw

**Fig. 1.** Material cost depending on pipe diameter, ◆ – cost of material together with aggregates, ▲ – cost of material without aggregate cost

W tabeli 4 zawarto średnie koszty osuwania awarii w podziale na materiał i średnice z uwzględnieniem kosztów kruszyw. Zauważa się liczebność awarii dla poszczególnych materiałów, która odpowiada zakresowi ich stosowania. Dlatego przewody stalowe i polietylenowe występują praktycznie w całym zakresie stosowanych średnic, natomiast przewodów z żeliwa szarego nie stosowano do budowy przyłączy wodociągowych. Przewody PCV oraz AC występują tylko jako rozdzielcze i mniejsze średnice magistral. Można zauważyć rosnące koszty usuwania awarii wraz ze wzrostem średnicy dla każdego z materiałów, co potwierdza wcześniejsze badania zarówno w odniesieniu do robocizny (Studziński 2013, Studziński i Pietrucha-Urbanik 2017), jak i kosztów całkowitych (Hotłóś 2007). Porównanie kosztów dla poszczególnych materiałów wskazuje, że istotny jest raczej rodzaj uszkodzenia i sposób naprawy, niż materiał przewodu. Obserwuje się tendencję wzrostową kosztów (wyraźna dla PCV i żeliwa szarego) wraz ze wzrostem średnicy naprawianego przewodu. Znikoma liczba zdarzeń dla średnic odpowiadających przewodom magistralnym może fałszować ten obraz.

**Tabela 4.** Średni koszt robocizny związany z naprawą przewodu,

L. – liczba awarii, K. – koszt [zł]

**Table 4.** Average labor cost associated with pipe repair,

L. – number of failures, K. – cost [zł]

DN [mm]	Stal		PE		Żeliwo szare		PCV		AC		Żeliwo sf.	
	L.	K.	L.	K.	L.	K.	L.	K.	L.	K.	L.	K.
25	11	603	132	265	0	–	0	–	0	–	0	–
32	3	132	19	52	0	–	0	–	0	–	0	–
40	2	178	0	–	0	–	0	–	0	–	0	–
50	2	486	5	340	1	383	0	–	0	–	0	–
65	1	177	2	568	0	–	0	–	0	–	0	–
80	3	320	2	489	33	777	5	263	4	1095	0	–
100	1	214	3	203	13	696	6	230	5	973	0	–
125	0	–	0	–	1	894	0	–	0	–	0	–
150	0	–	3	904	6	843	6	504	0	–	1	354
200	1	692	0	–	0	–	5	698	0	–	0	–
250	0	–	3	542	0	–	0	–	0	–	0	–
300	0	–	0	–	2	2240	1	2835	1	1815	0	–
400	1	40	2	2856	4	1053	0	–	0	–	0	–
450	0	–	2	10021	0	–	0	–	0	–	1	88
500	0	–	0	–	2	161	0	–	0	–	0	–
600	3	60	0	–	0	–	0	–	0	–	0	–
800	0	–	0	–	1	3188	0	–	0	–	0	–

W przypadku awarii na przewodach DN 500 mm dwa zanotowane przypadki dotyczyły awarii w komorach wodociągowych, pierwsza z nich polegała na wymianie uszczelnienia zasuwy (koszt 21 zł) a druga uszczelnienia kompensatora, zastosowano sznur uszczelniający, którego wartość wyniosła 300 zł. Awarie na przewodach stalowych DN 600 dotyczyły usunięcia wycieków powstałych na skutek korozji – naprawa polegała na przyspawaniu łaty blaszanej oraz zastosowaniu 2 opasek termokurczliwych (łącznie 83 zł) w pierwszym przypadku, podobnie druga i trzecia awaria (blacha i opaska łącznie 49 zł dla każdej awarii). We wszystkich przypadkach rurociąg zlokalizowany był w terenie zielonym. Wszystkie trzy awarie wskazują na wady materiałowe lub punktowe ubytki izolacji.



**Tabela 5.** Średni koszt materiału związany z naprawą przewodu  
**Table 5.** The average cost of material associated with the pipe repair

DN [mm]	Koszt materiałów z uwzględnieniem kruszyw		Koszt materiałów bez kruszyw	
	Mediana [zł]	Wartość średnia [zł]	Mediana [zł]	Wartość średnia [zł]
25	74	291	55	189
32	22	63	22	57
40	178	178	88	88
50	358	582	304	281
65	177	437	177	343
80	626	708	418	461
100	536	576	361	437
125	894	894	557	557
150	450	697	401	467
200	692	697	692	566
250	654	542	654	542
300	2325	2282	1626	1847
400	1069	1423	649	859
450	9253	6710	8887	6298
500	161	161	161	161
600	49	60	49	60
800	3188	3188	1442	1442

Porównując dane zawarte w tabeli 5 można zauważyć, że w przypadku średnic, dla których notuje się co najmniej 7 awarii zauważa się przewagę wartości średniej kosztów nad medianą, co świadczy o występowaniu zdarzeń, dla których koszty materiałów znacznie przekraczają wartości przeciętne i w ten sposób zwyżają średnią.

Dla całego zakresu średnic nie uzyskano wiarygodnego odwzorowania funkcyjnego kosztów od średnicy nominalnej, natomiast dla średnic DN 25-200 mm otrzymano zależność średniego kosztu materiałów  $k$  [zł] w funkcji średnicy nominalnej DN [mm] w postaci:

$$k = 317,15 \ln(DN) - 838,28 \quad (1)$$

Ze współczynnikiem determinacji  $R^2 = 0,68$ . W przypadku kosztów materiałów bez kruszyw dla średnic nominalnych 25-200 mm zależność przyjmuje postać ( $R^2 = 0,84$ ):

$$k = 245,51 \ln(DN) - 700,88 \quad (2)$$

## 5. Podsumowanie i wnioski

W 2015 roku przedsiębiorstwo wodociągowe wydało prawie 157 tys. zł na materiały stosowane do naprawy przewodów wodociągowych. Średni koszt materiałów zawierający koszt kruszyw użytych do wypełnienia wykopu wyniósł 517 zł (poziom cen 2015 rok). W tej kwocie średnio 150 zł stanowi koszt kruszyw. Łącznie kruszywa kosztowały prawie 45 tys. zł i zostały użyte w 47% awarii, co daje średnio 320 zł na awarię w przypadku wymiany wypełnienia wykopu.

Na podstawie przedstawionych danych można stwierdzić, że koszty materiałów wykazują znaczące zróżnicowanie. W przeciwieństwie do kosztów robocizny, zarówno dla innych sieci wodociągowych (Studziński 2013, 2014), jak i w badanym wodociągu (Studziński i Pietrucha-Urbaniak 2017), które wyraźnie wzrastają wraz ze zwiększaniem się średnicy nominalnej rur, analizowane koszty materiałów nie wykazują tak wyraźnej zależności. Jest to wynikiem w głównej mierze znikomej liczebności awarii na przewodach największych średnic, co z kolei wynika z niewielkiego ich udziału w całkowitej długości sieci wodociągowej (około 5% długości sieci). Dla tych przewodów obserwuje się również największy rozrzut wyników.

Wyraźne jest zróżnicowanie kosztów dla trzech grup przewodów wynikających z ich funkcji, dla przyłączy wodociągowych 268 zł, rozdzielczych 669 zł a dla magistral 1856 zł. Zaobserwowane różnice wynikają głównie ze średnic tych przewodów, można zatem stwierdzić, że wraz ze wzrostem średnicy przeciętny koszt materiałów wzrasta.

Wykazano również zmienność kosztów w funkcji materiału przewodów, od 221 zł dla żeliwa sferoidalnego do 1106 zł dla przewodów azbestowo-cementowych, wynika to nie tylko z technologii naprawy oraz zastosowanych części, ale również wpływa na to średnica przewodu – przewody AC czy żeliwne stosowane są dla przewodów rozdzielczych i mniejszych magistral, a w konsekwencji charakteryzują się większymi średnicami niż np. przewody z PE.

Porównując koszty materiałów z kosztami robocizny można stwierdzić, że dla badanego systemu zaopatrzenia w wodę są one przeciętnie prawie o 300 zł niższe (koszt robocizny dla awarii w 2015 roku 800 zł (Studziński i Pietrucha-Urbanik 2017)). Z uwagi na niewielką liczbę awarii, zwłaszcza w przypadku przewodów o średnicy DN 250 mm i większej konieczne jest kontynuowanie prowadzonych badań.

Przedstawione dane są składową ryzyka eksploatatora systemu zaopatrzenia w wodę, poszerzone o koszty sprzętu mogą znaleźć zastosowanie w planowaniu kosztów eksploatacji systemów wodociągowych.

## Literatura

- Boryczko, K., Piegoń, I. i Eid, M. (2014). Collective water supply systems risk analysis model by means of RENO software. *Safety, Reliability and Risk Analysis: Beyond the Horizon*, Taylor i Francis Group, London, 1987-1992.
- Herbert, H. (1994). Technical and economic criteria determining the rehabilitation and for renewal of drinking water pipelines. *Proceedings of IWSA Regional Conference*, Zurich, 111-123.
- Hotłoś, H. (2007). *Ilościowa ocena wpływu wybranych czynników na parametry i koszty eksploatacji sieci wodociągowych*. Wrocław: Politechnika Wrocławska.
- Iwanek, M., Kowalska, B., Kowalski, D., Kwietniewski, M., Miszta-Kruk, K., Mikołajuk, P. (2015). Wpływ różnych czynników na awaryjność sieci wodociągowej w układzie przestrzennym – studium przypadku. *Czasopismo Inżynierii Lądowej, Środowiska i Architektury – Journal of Civil Engineering, Environment and Architecture*. JCEEA, 62, 167-183. DOI: 10.7862/rb.2015.12.
- Królikowska, J. (2011). Application of PHA Method for Assessing Risk of Failure on the Example of Sewage System in the City of Krakow. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 13(1), 693-710.
- Kutyłowska, M. i Hotłoś, H. (2014). Failure analysis of water supply system in the Polish city of Glogow. *Engineering Failure Analysis*, 41, 23-29.
- Kwietniewski, M., i Rak, J. (2010). *Niezawodność infrastruktury wodociągowej i kanalizacyjnej w Polsce*. Warszawa: Polska Akademia Nauk.
- Pietrucha-Urbanik, K. i Studziński, A. (2016). Wybrane aspekty kosztów oraz awaryjności przewodów przykładowego systemu wodociągowego. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 18, 623-634.
- Pietrucha-Urbanik, K. (2016). Assessing the Costs of Losses Incurred as a Result of Failure, Eds.: Zamojski W., Mazurkiewicz J. i Sugier J. in: *Advances in Intelligent Systems and Computing*, 470, 355-362. DOI: 10.1007/978-3-319-39639-2\_31

- Płuciennik, S. i Wibik, J. (2001). *Warunki techniczne wykonania i odbioru sieci wodociągowych*. Warszawa: COBRTI Instal.
- Rak, J. i Boryczko, K. (2017). Assessment of water supply diversification using the Pielou index. *Environmental Engineering V*, 53-58. Leiden: CRC Press-Balkema.
- Rak, J. (2009). *Bezpieczna woda wodociągowa. Zarządzanie ryzykiem w systemie zaopatrzenia w wodę*. Rzeszów: Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej.
- Rozporządzenie Ministra Spraw Wewnętrznych i Administracji z dnia 24 lipca 2009 r. w sprawie przeciwpożarowego zaopatrzenia w wodę oraz dróg pożarowych, Dz. U. 2009, nr 124, poz. 1030.
- Studziński, A. i Pietrucha-Urbanik, K. (2017). Analiza kosztów robocizny usuwania awarii sieci wodociągowych. *Technologia Wody*, 1, 24-28.
- Studziński, A. i Woźniak, K. I. (2015). Straty wynikające z braku dostawy wody w opinii jej konsumentów. *Czasopismo Inżynierii Lądowej, Środowiska i Architektury – Journal of Civil Engineering, Environment and Architecture. JCEEA*, 62, 437-445. DOI: 10.7862/rb.2015.127
- Studziński, A. (2013). Pracochłonność naprawy przewodów wodociągowych. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 6, 226-228.
- Studziński, A. (2014). Amount of labour of water conduit repair. *Safety, Reliability and Risk Analysis: Beyond the Horizon*, (pod red.) R.D.J.M. Steenbergen, P.H.A.J.M. Van Gelder, S. Miraglia, A.C.W.M. Vrouwenvelder, London, 2081-2084.
- Studziński, A. (2016). Ocena kosztów zakładów wodociągowych. *Czasopismo Inżynierii Lądowej, Środowiska i Architektury – Journal of Civil Engineering, Environment and Architecture. JCEEA*, 63, 523-529.
- Tchórzewska-Cieślak, B., Pietrucha-Urbanik, K. i Urbanik, M. (2016). Analysis of the gas network failure prediction using the Monte Carlo simulation method. *Eksploracja i Niezawodność – Maintenance and Reliability*, 18, 254-259. DOI: 10.17531/ein.2016.2.13
- Valis, D., Zak, L. i Walek, A. (2014). Selected mathematical functions used for operation data information. In: *Safety, Reliability and Risk Analysis*, 1303-1308. Boca Raton: CRC Press-Taylor i Francis Group.
- Zimoch, I. i Szymik-Gralewska, J. (2016). Assessment of the reliability-cost efficiency of the pumping subsystems at water treatment plant. *Ecological Chemistry and Engineering S – Chemia i Inżynieria Ekologiczna S*, 23, 435-445.

## **Analysis of Material Costs Used for Failure Removal of Water Supply Networks**

### **Abstract**

Costs of pipe failure removal cables can be separated into the cost of materials, equipment and labor. The paper concerns the analysis of material costs associated with failure removal of water supply pipelines. The basis of the work constitutes operational data collected during the removal of 302 failures on pipes in city with a population exceeding 100 thousand. The dependence of material costs and the pipe diameter, which grow with increasing diameter, is noted. Cost diversification is also the result of the location of the pipe – where a high degree of soil compaction is required, the exchange is performed, resulting in material costs increase, so the pipes in the lane are characterized by higher material costs. In the analyzed water supply system average cost of materials used to repair the failure amounted to 517 zł (price level for 2015 years) and was lower than labor costs, which amounted to 800 zł. In 47% of the failure it was necessary to use aggregates, which on average increased the cost of materials in this case by 320 zł.

### **Streszczenie**

Koszty usuwania awarii przewodów można rozdzielić na koszty materiałów, sprzętu oraz robocizny. Opracowanie dotyczy analizy kosztów materiałów związanych z usuwaniem awarii rurociągów wodociągowych. Podstawą pracy są dane eksploatacyjne zebrane podczas usuwania 302 awarii przewodów w mieście o liczbie mieszkańców przekraczającej 100 tys. Zauważono zależność kosztów materiałów od średnicy oraz materiału przewodu, które rosną wraz ze wzrostem średnicy. Zróżnicowanie kosztów jest również wynikiem lokalizacji przewodu – tam gdzie wymagany jest wysoki stopień zagęszczenia gruntu przeprowadza się jego wymianę, co skutkuje wzrostem kosztów materiałów, przewody prowadzone w pasie drogowym charakteryzuje więc wyższy koszt materiałów. W badanym systemie zaopatrzenia w wodę średni koszt materiałów użytych do naprawy awarii wyniósł 517 zł (poziom cen 2015 rok), był niższy od kosztów robocizny, które wyniosły 800 zł. W 47% awarii konieczne było zastosowanie kruszyw, co przeciętnie podniosło koszt materiałów w tym przypadku o 320 zł.

### **Słowa kluczowe:**

sieć wodociągowa, awaryjność, koszty usuwania awarii, materiały

### **Keywords:**

water network, failure, cost of failure removal, materials



# **Wpływ syntetycznych hormonów roślinnych na koncentrację Ca, Mg i K w biomasie *Medicago x varia* T. Martyn i *Trifolium pratense* L.**

*Jacek Sosnowski, Justyna Król*

*Uniwersytet Przyrodniczo-Humanistyczny, Siedlce*

## **1. Wstęp**

Zdaniem Frimal i in. (2003) oraz Jenik i Barton (2005), w fizjologicznej regulacji procesów zachodzących w roślinach, ważną rolę odgrywają hormony roślinne z grupy auksyn i cytokinin, które wykazują zdolność regulacji procesu transportowania substancji pokarmowych. Ponadto, według wielu autorów (Mazu i in. 200, Frimal i in. 2003, Jenik i Barton 2005, Cheng i in. 2006, Cheng i in. 2007), roślinne substancje hormonalne są czynnikami uczestniczącymi w regulacji dystrybucji związków pokarmowych poprzez wpływ na wzrost elongacyjny korzeni, co wiąże się z intensywniejszym pobieraniem składników pokarmowych z gleby. Z kolei, jak wynika z badań (Hwang i Sakakibara 2006), z rozwojem systemu korzeniowego, wzrasta pobieranie składników pokarmowych z gleby (Sosnowski i in. 2017). Aldesuquy (2000) oraz Ali i in. (2008) podają, iż największy wpływ odgrywają tutaj auksyny, które sygnalizują o wzrastającym zapotrzebowaniu na substancje pokarmowe. Wśród ogromnej ilości pobranych składników pokarmowych z gleby przez system korzeniowy, bardzo ważne jest, aby jak największa ich część została odtransportowana z organów wegetatywnych do organów generatywnych (Nowak i in. 1997).

Zdaniem Nowak i Wróbla (2010a), nawożenie nie daje już możliwości znacznego podwyższenia plonów, więc coraz częściej zwraca się uwagę na stosowanie różnych substancji wzrostowych w produkcji ro-

ślinnej. Według tych autorów, celem tego typu preparatów powinno być zwiększenia potencjału produkcyjnego w niesprzyjających warunkach klimatycznych, bądź warunkach stresowych dla danej rośliny. Von Richthofen (2006) twierdzi, że ma to duże znaczenie w uprawie roślin bobowatych, charakteryzujących się niestabilnym plonowaniem i wrażliwością na warunki pogodowe. Do takich substancji wzrostowych zaliczyć możemy syntetyczne fitohormony, stosowane jako egzogenne regulatory wzrostu, które już od kilku lat są wykorzystywane w praktyce rolniczej i ogrodniczej (Harms i Nowak 1990, Czaplą i in. 2003, 2005, Nowak i Wróbel 2010 a, b). Warto zaznaczyć, że dostępna literatura (Markarska i Michalik 2003, Wierzbowska 2006 a, b) podaje różne, często sprzeczne informacje o wpływie syntetycznych substancji o działaniu fitohormonalnym na stężenie pierwiastków w biomase roślinnej.

Celem pracy była ocena wpływu syntetycznych hormonów roślinnych z grupy auksyn i cytokinin na kumulację K, Ca i Mg oraz stosunek ilościowy K:(Ca+Mg) w biomase nadziemnej *Medicago x varia* T. Martyn i *Trifolium pratense* L.

## 2. Materiał i metody badań

Badania realizowano w oparciu o doświadczenie pierścieniowe, prowadzone na obiekcie doświadczalnym Uniwersytetu Przyrodniczo-Humanistycznego w Siedlcach (52°10'03"N; 22°17'24"E, Polska) w latach 2014-2016. Jesienią 2014 roku pierścienie poliuretanowe o średnicy 36 cm i wysokości 40 cm, w rozstawie 0,8 x 0,8 m, wkopano na głębokość 30 cm i wypełniono glebą o składzie granulometrycznym piasku gliniastego, która jest zaliczana do rzędu gleb antropogenicznych, typu kulturoziemnych, podtypu hortisoli. Wykazano, że w glebie przed założeniem doświadczenia zawartość węgla w związkach organicznych ( $C_{org}$ ) wynosiła 13,50 g·kg<sup>-1</sup> s. m., natomiast azotu ogółem 1,30 g·kg<sup>-1</sup> s. m. Stosunek C:N wyniósł 10,4:1. Odczyn gleby był zbliżony do obojętnego, pH wynosiło 6,8. Ponadto gleba charakteryzowała się wysoką zasobnością w przyswajalne formy fosforu i magnezu. Przewodność gleby kształtowała się natomiast w granicach średniej zasobności. Ze względu na zasobność gleby, zaniechano przedsięwzięcia i pogłównego nawożenia roślin.

Przestrzeń między pierścieniami wyłożono matą, która zredukowała zachwaszczenie uprawy. Następnie do każdego pierścienia wysiano po 10 nasion badanych gatunków roślin. Po skiełkowaniu, gdy siewki osiągnęły fazę 3-10 liści, dokonano selekcji negatywnej, pozostawiając na przezimowanie 3 najlepiej wyglądające rośliny. Pełny cykl użytkowania obiektów badawczych przypadł na okres wegetacyjny w latach 2015-2016. Doświadczenie prowadzono w układzie split-plot w trzech powtórzeniach. Badania prowadzono na lucernie mieszańcowej (*Medicago x varia* T. Martyn) odmiana Kometa i koniczynie łąkowej (*Trifolium pratense* L.) odmiana Krynica traktowanych syntetycznymi hormonami roślinnymi (w formie oprysku). Obiekty badawcze: K – kontrola (woda destylowana), A – kwas indolilo-3-masłowy (IBA – syntetyczna auksyna), C – 6-benzyloaminopuryna (BAP – syntetyczna cytokinina), AC – kwas indolilo-3-masłowy + 6-benzyloaminopuryna (IBA+BAP – stosunek ilościowy 1:1).

Każdy odrost opryskiwano dwukrotnie w fazach wzrostu i rozwoju roślin określonych według europejskiej skali BBCh. Lucerna mieszańcowa – pierwszy oprysk przy widocznym pierwszym międzywęźlu (BBCh 31), drugi w fazie widocznych pierwszych pąków kwiatowych na zewnątrz liści (BBCh 51). Koniczyna łąkowa – pierwszy oprysk po wykształceniu się pierwszego bocznego rozgałęzienia (BBCh 21), drugi przy widocznych pierwszych kwiatostanach (BBCh 51). Na jednorazowy oprysk zużywano 0,2 dm<sup>3</sup> roztworu o stężeniu regulatora 30 mg·dm<sup>-3</sup>, uzyskując całkowite zroszenie roślin w pierścieniu. Obiekty kontrolne opryskiwano taką samą ilością wody destylowanej. W sezonach wegetacyjnych, w latach pełnego użytkowania doświadczenia (rok 2015 i 2016), zostały zebrane trzy pokosy lucerny mieszańcowej i koniczyny łąkowej (w momencie kwitnienia 30-40% kwiatostanów). W czasie sprzętu roślin, z każdego pierścienia ścięto zieloną masę. Surowiec roślinny w postaci suchej masy, został poddany analizie chemicznej. Zawartość ogólną (g·kg<sup>-1</sup>) K, Ca i Mg oznaczono metodą ICP-AES. Wyliczono także stosunek ilościowy K:(Ca+Mg).

W celu określenia czasowej i przestrzennej zmienności elementów meteorologicznych oraz ich wpływu na przebieg wegetacji roślin, określono współczynnik hydrotermiczny Sielianinova. Współczynnik ten wyznaczono na podstawie miesięcznej sumy opadów atmosferycznych



(P) oraz miesięcznej sumy temperatur powietrza (t) przy pomocy wzoru (Skowera i Puła 2004):

$$K = P/0,1\sum t \quad (1)$$

Wartości współczynnika Sielianinova dla poszczególnych miesięcy w badanych latach przedstawiono w tabeli 1. Przyjęto, iż warunki eksperymentalne miały miejsce gdy wyliczony współczynnik przybierał wartości skrajne – poniżej 0,7 oraz powyżej 2,5 (Skowera i Puła 2004).

**Tabela 1.** Wartość współczynnika hydrotermicznego Sielianinova (K) w poszczególnych miesiącach okresów wegetacyjnych w latach prowadzenia badań  
**Table 1.** The value of the Sielianinov hydrothermal coefficient (K) in each month of the growing season throughout the experiment

Lata	Miesiące						
	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
2014	1,36 (o)	1,87 (dw)	1,64 (dw)	0,59 (bs)	1,92 (dw)	0,64 (bs)	0,12 (ss)
2015	1,22 (ds)	2,63 (bw)	0,87 (s)	1,08 (ds)	0,18 (ss)	1,46 (o)	1,94 (dw)
2016	1,89 (dw)	0,82 (s)	1,02 (ds)	2,15 (w)	1,05 (ds)	0,36 (ss)	7,65 (sw)

$K \leq 0,4$  skrajnie suchy (ss);  $0,4 < K \leq 0,7$  bardzo suchy (bs);  $0,7 < K \leq 1,0$  suchy (s);  $1,0 < K \leq 1,3$  dość suchy (ds);  $1,3 < K \leq 1,6$  optymalny (o);  $1,6 < K \leq 2,0$  dość wilgotny (dw);  $2,0 < K \leq 2,5$  wilgotny (w);  $2,5 < K \leq 3,0$  bardzo wilgotny (bw);  $K > 3,0$  skrajnie wilgotny (sw)

Optymalne warunki termiczno-wilgotnościowe wystąpiły wyłącznie w kwietniu 2014 roku oraz we wrześniu 2015 roku. W pozostałych miesiącach okresu wegetacyjnego warunki termiczno-wilgotnościowe były skrajnie różne od skrajnie suchych w sierpniu 2015 roku. Najlepsze warunki hydrotermiczne występowały na początku okresu wegetacyjnego w każdym roku prowadzenia doświadczenia. Można stwierdzić, że najtrudniejsze warunki do rozwoju roślin występowały w 2015 roku, gdzie nie licząc maja oraz końca okresu wegetacyjnego było dość sucho i skrajnie sucho. Z kolei rok 2016 charakteryzował się brakiem okresu o optymalnych warunkach do uprawy roślin. Duży poziom opadów w lipcu i susze w większości pozostałych miesięcy nie sprzyjały uprawom polowym.

Uzyskane wyniki badań opracowano statystycznie wykorzystując analizę wariancji. O istotności wpływu czynników doświadczalnych na wartość badanych cech wnioskowano na podstawie testu F Fishera-Snedecora, a wartość  $NIR_{0,05}$  weryfikowano testem Tukey'a.

### 3. Wyniki i dyskusja

Z danych przedstawionych w tabeli 2 wynika, że niezależnie od rodzaju regulatora i lat badań, ilość wapnia zawartego w badanych gatunkach była zbliżona i nie różniła się istotnie – lucerna mieszańcowa ( $19,5 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ), koniczyna łąkowa ( $18,6 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ). Również lata badań, niezależnie od gatunku i regulatora, nie wpływały na zróżnicowanie zawartości wapnia w suchej masie roślin. Istotnie statystycznie różnice co do zawartości tego makroelementu w roślinach, uzyskano pod wpływem zastosowanych w doświadczeniu regulatorów wzrostu. Niezależnie od gatunku i roku badań, największa zawartość wapnia ( $21,5 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) w suchej masie roślin wystąpiła na obiektach opryskiwanych auksyną. Wartość ta była o 31,9% wyższa od tej uzyskanej na obiektach kontrolnych. Rośliny z obiektów traktowanych cytokininą, cechowały się mniejszą zawartością badanego pierwiastka w suchej masie ( $19,7 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ).

Z kolei mieszanina auksyny i cytokininy, jeszcze bardziej zmniejszyła udział wapnia w analizowanej biomacie ( $18,8 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) w stosunku do obiektów opryskiwanych auksyną. Należy jednak podkreślić, że każdy regulator powodował istotne zwiększenie zawartości wapnia względem obiektów kontrolnych. Podobne wyniki otrzymały Wierzbowska i Bowszys (2008). Według autorek, zastosowane w przeprowadzonym przez nie doświadczeniu regulatory wzrostu w postaci gibereliny i auksyny, zwiększyły zawartość Ca w ziarnie pszenicy, źdźble, plewach i najstarszych liściach badanych roślin. Różnice względem kontroli wynosiły nawet 28%.

Z badań wynika (tab. 3), że średnia zawartość magnezu w suchej masie lucerny mieszańcowej i koniczyny łąkowej, niezależnie od regulatora i roku badań, była na tym samym poziomie i wynosiła  $3,20 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ .

Ponadto analiza statystyczna wykazała istotny wpływ regulatora na koncentrację magnezu w roślinach. Istotnie większa zawartość wapnia (42,3%) względem obiektów kontrolnych, wystąpiła w roślinach traktowanych auksyną i cytokininą. Mieszanina hormonów nie wpływała na

wzrost koncentracji wapnia. Wpływ syntetycznych hormonów na wzrost kumulacji Mg w pszenicy jarej odnotowały także Wierzbowska i Bowszys (2008). W badaniach autorki wykazały, że giberelina zwiększyła zawartość Mg źdźble, plewach i najstarszych liściach, a auksyna zmniejszała jego stężenie w tych organach, co nie znalazło potwierdzenia w badaniach własnych.

**Tabela 2.** Zawartość wapnia ( $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) w suchej masie roślin w zależności od gatunku i rodzaju regulatora w poszczególnych latach badań (średnia dla pokosu)  
**Table 2.** Calcium concentration ( $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) in the dry matter in relation to the species and the type of treatment (the average of all harvests in a year)

Czynnik	Rok		Średnia
	2015	2016	
Średnia dla regulatora			
K	16,2 Ab	16,4 Ac	16,3 d
A	21,7 Aa	21,4 Aa	21,5 a
C	20,4 Aa	18,9 Ab	19,7 b
AC	17,3 Ab	20,2 Aa	18,8 c
Średnia dla gatunku			
Lucerna mieszańcowa	19,6 Aa	19,5 Aa	19,5 a
Koniczyna łąkowa	18,2 Aa	19,0 Aa	18,6 a
Średnia	18,9 A	19,2 A	
Średnie w kolumnach oznaczone tymi samymi małymi literami nie różnią się istotnie Średnie w wierszach oznaczone tymi samymi dużymi literami nie różnią się istotnie			

K – kontrola, A – syntetyczna auksyna, C – syntetyczna cytokinina, AC – syntetyczna auksyna i cytokinina

**Tabela 3.** Zawartość magnezu ( $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) w suchej masie roślin w zależności od gatunku i rodzaju regulatora w poszczególnych latach badań (średnia dla pokosu)

**Table 3.** Magnesium concentration ( $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) in the dry matter in relation to the species and the type of treatment (the average of all harvests in a year)

Czynnik	Rok		Średnia
	2015	2016	
Średnia dla regulatora			
K	2,50 Ab	2,70 Ab	2,60 b
A	3,60 Aa	3,80 Aa	3,70 a
C	3,70 Aa	3,70 Aa	3,70 a
AC	2,70 Ab	3,00 Ab	2,80 b
Średnia dla gatunku			
Lucerna mieszańcowa	3,20 Aa	3,30 Aa	3,20 a
Koniczyna łąkowa	3,10 Aa	3,30 Aa	3,20 a
Średnia	3,20 A	3,30 A	
Średnie w kolumnach oznaczone tymi samymi małymi literami nie różnią się istotnie			
Średnie w wierszach oznaczone tymi samymi dużymi literami nie różnią się istotnie			

K – kontrola, A – syntetyczna auksyna, C – syntetyczna cytokinina, AC – syntetyczna auksyna i cytokinina

Na ogół rośliny bobowate charakteryzującej się dużą zawartością potasu (Gaweł 2009). Jak stwierdzili Gaweł i Madej (2008), brak opadów może doprowadzić do nadmiernego pobrania tego składnika przez rośliny z gleby i jego nadmiernej kumulacji w częściach nadziemnych. Jak wskazują uzyskane wyniki badań (tab. 4), niezależnie od zastosowanego regulatora i lat badań, zawartość potasu w suchej masie lucerny mieszańcowej wyniosła  $16,8 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$  a koniczyny łąkowej  $17,1 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Wartości te nie różniły się istotnie i jak wskazują dane literaturowe (Ćwintal i Wilczek 2002, Ćwintal i Kościelecka 2005), są typowe dla tych gatunków. Ponadto niezależnie od zastosowanych regulatorów i gatunku, najwięk-

szy udział potasu w suchej masie roślin, wystąpił w pierwszym roku uprawy ( $17,5 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ). Wykazano również zróżnicowanie kumulacji potasu w biomacie roślin w zależności od zastosowanego regulatora. Na obiektach, gdzie aplikowano auksynę i cytokininę, niezależnie od gatunku i roku badań, uzyskano zbliżoną, największą ( $19,2$  i  $19,1 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) zawartość potasu w analizowanym materiale roślinnym. Mniejsze zawartości tego makroelementu wystąpiły w suchej masie roślin zebranej z obiektów traktowanych mieszaniną regulatorów ( $16,6 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ). Z kolei najmniejszą zawartość tego pierwiastka wykazywały rośliny uprawiane na kontroli ( $12,9 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ). O wzroście zawartości potasu w roślinach traktowanych syntetycznymi hormonami informuje także Wierzbowska (2006 a, b). Autorka traktując pszenicę hormonami stwierdziła, że kintyna i auksyna wyraźnie zwiększają zawartość potasu w ziarnie odpowiednio o  $16,73\%$  i  $10,33\%$ . Odmiennie wyniki prezentują Czapla i in. (2003), którzy donoszą o obniżeniu zawartości potasu, średnio o  $9\%$  w nasionach soi po opryskaniu roślin syntetycznymi auksynami tj. IBA i NAA, IBA+NAA. Z kolei Prusiński i Borowska (2002), stosując na rośliny łubinu IBA i BAP oraz IBA+BAP, zaobserwowali spadek zawartości potasu w badanych roślinach, zwłaszcza w nasionach, pod wpływem wszystkich wymienionych hormonów.

Z badań nad roślinami bobowatymi drobnonasiennymi, prezentowanymi w licznych opracowaniach literaturowych (Mosimann i in. 1995, Kallenbach i in. 2002, Kochanowska-Bukowska 2003, Gawęł 2005, Nowak i Sowiński 2007, Mastalerczuk 2007) wynika, że intensywne użytkowanie porostu wzbogaca surowiec roślinny w składniki pokarmowe, powodując zmiany wartości stosunków niektórych makroskładników mineralnych. Zdaniem wielu autorów (Falkowski i in. 2000, Mastalerczuk 2007, Nowak i Sowiński 2007), w ocenie wartości pokarmowej pasz, ważne są optymalne proporcje makroelementów względem siebie, gdyż niedobór lub nadmiar niektórych z nich, zgodnie z efektem antagonizmu i synergizmu jonowego, może zmniejszać wykorzystanie paszy i prowadzić do zaburzeń metabolicznych u zwierząt.

**Tabela 4.** Zawartość potasu ( $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) w suchej masie roślin w zależności od gatunku i rodzaju regulatora w poszczególnych latach badań (średnia dla pokosu)  
**Table 4.** Potassium concentration ( $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) in the dry matter in relation to the species and the type of treatment (the average of all harvests in a year)

Czynnik	Rok		Średnia
	2015	2016	
Średnia dla regulatora			
K	13,0 Ac	12,7 Ac	12,9 c
A	19,6 Aa	18,8 Aa	19,2 a
C	20,2 Aa	18,0 Ba	19,1 a
AC	17,3 Ab	15,9 Ab	16,6 b
Średnia dla gatunku			
Lucerna mieszańcowa	17,3 Aa	16,3 Aa	16,8 a
Koniczyna łąkowa	17,7 Aa	16,4 Aa	17,1 a
Średnia	17,5 A	16,3 B	
Średnie w kolumnach oznaczone tymi samymi małymi literami nie różnią się istotnie Średnie w wierszach oznaczone tymi samymi dużymi literami nie różnią się istotnie			

K – kontrola, A – syntetyczna auksyna, C - syntetyczna cytokinina, AC – syntetyczna auksyna i cytokinina

Ponadto podkreślają oni, że stosunki jonowe pomiędzy potasem a kationami dwuwartościowymi tj. magnezem i wapniem, są bardzo ważne dla utrzymania właściwej kondycji zdrowotnej konsumentów. Według Czapl i Nowaka (1995), proporcje te nie powinny być wyższe od 1,62. Przekroczenie tej wartości świadczy o bardzo dużym niedoborze wapnia oraz magnezu w materiale roślinnym. Z kolei Ćwintal i Wilczek (2002), za wartość graniczną tego stosunku uznają 2,2. Jak wskazują przeprowadzone badania (tab. 5), wyliczony stosunek równoważnikowy  $\text{K}:(\text{Ca}+\text{Mg})$  w suchej masie lucerny mieszańcowej i koniczyny łąkowej nie różnił się istotnie i kształtował się na poziomie odpowiednio 0,75 i 0,79. Wartości te świadczą o prawidłowym udziale poszczególnych makroelementów

w roślinach, gdyż jak podaje Gawęł (2009), dla pasz objętościowych optymalna wielkość omawianego stosunku powinna kształtować się w przedziale 0,66-0,98. Ponadto jak twierdzi autorka, na kształtowanie się tej cechy wpływa częstość koszenia i długość użytkowania uprawy.

**Tabela 5.** Stosunek jonowy K:(Ca+Mg) w suchej masie roślin w zależności od gatunku i rodzaju regulatora w poszczególnych latach badań (średnia dla pokosu)  
**Table 5.** The ion ratio K: (Ca + Mg) by weight in the dry matter in relation to the species and the type of treatment (the average of all harvests in a year)

Czynnik	Rok		Średnia
	2015	2016	
Średnia dla regulatora			
K	0,70 Ab	0,68 Ab	0,69 c
A	0,78 Ab	0,75 Aa	0,77 b
C	0,85 Aa	0,82 Aa	0,83 a
AC	0,87 Aa	0,71 Aab	0,79 b
Średnia dla gatunku			
Lucerna mieszańcowa	0,76 Ab	0,73 Aa	0,75 a
Koniczyna łąkowa	0,84 Aa	0,75 Ba	0,79 a
Średnia	0,80 A	0,74 B	
Średnie w kolumnach oznaczone tymi samymi małymi literami nie różnią się istotnie Średnie w wierszach oznaczone tymi samymi dużymi literami nie różnią się istotnie			

K – kontrola, A – syntetyczna auksyna, C – syntetyczna cytokinina, AC – syntetyczna auksyna i cytokinina

W przytoczonych badaniach, w drugim roku uprawy, nastąpił spadek wartości stosunku K:(Ca+Mg). Warto zatem zaznaczyć, że w badaniach własnych, również wystąpiła podobna tendencja. W pierwszym roku prowadzenia uprawy, stosunek potasu do sumy wapnia i magnezu, niezależnie od regulatora i gatunku, był istotnie wyższy od wartości uzyskanej w kolejnym roku. Należy podkreślić, że analiza staty-

styczna wykazała również istotne zróżnicowanie wartości omawianej cechy w zależności od regulatora wzrostu. Zastosowanie cytokininy spowodowało wzrost wartości stosunku K:(Ca+Mg) z 0,69 dla obiektów kontrolnych do 0,83 dla obiektów traktowanych cytokinina. Oprysk auksyną i mieszaniną hormonów, również przyczynił się do zwiększenia tego stosunku względem upraw kontrolnych, ale uzyskana wartość była istotnie mniejsze od tej wyliczonej dla roślin opryskiwanych cytokinina. Wpływ egzogennych hormonów roślinnych na kształtowanie się stosunku równoważnikowego K:(Ca+Mg) wykazała również Wierzbowska (2006 a, b), badając efekty stosowania fitohormonów w uprawie pszenicy. Autorka podaje, że największy stosunek uzyskano w ziarnie, na obiektach z auksyną i cytokinina. Z kolei w źdźbłach oraz liściach flagowych i podflagowych stosując auksynę i kinetynę. Gibereliny zmniejszyły ten stosunek, poprzez ograniczenie kumulacji wapnia.

#### 4. Wnioski

1. Auksyna i cytokinina stosowane oddzielnie w uprawie lucerny mieszańcowej i koniczyny łąkowej, powodowały wzrost zawartości K i Mg w suchej masie roślin. Naturalnie duża zawartość Ca w badanych gatunkach, w warunkach stosowania auksyny, ulegała dalszemu wzrostowi, co spowodowało zmniejszenie wartości proporcji K:(Ca+Mg), obniżając wartość pokarmową analizowanego surowca roślinnego.
2. Gatunek rośliny nie determinował istotnie kumulacji K, Ca i Mg w suchej masie. Nie wpływał również na zróżnicowanie ocenianej w doświadczeniu proporcji makroelementów.

#### Literatura

- Aldesuquy, H. S. (2000). Effect of indol-3-yl acetic acid on photosynthetic characteristics of wheat flag leaf during grain filling. *Photosynthetica*, 38(1), 135-141.
- Ali, B., Hayat, S., Hasan, S., Ahmad, A. (2008). A comparative effect of IAA and 4-Cl-IAA on growth, nondulation and nitrogen fixation in *Vigna radiata* (L.) *Acta Physiologiae Plantarum*, 30, 35-41.
- Cheng, Y., Dai, X., Zhao, Y. (2006). Auxin biosynthesis by the YUCCA Flavin monooxygenases controls the formation of floral organs and vascular tissues in Arabidopsis. *Genes & Development*, 20, 1790-1799.



- Cheng, Y., Dai, X., Zhao, Y. (2007). Auxin synthesized by the YUCCA flavin monooxygenases is essential for embryogenesis and leaf formation in *Arabidopsis*. *The Plant Cell*, 19, 2430-2439.
- Ćwintal, M. & Kościelecka, D. (2005). Wpływ sposobu i ilości wysiewu nasion na strukturę zagęszczenia, plonowanie oraz jakość di- i tertaploidalnej koniczyny czerwonej w roku siewu. Cz. I. Struktura zagęszczenia roślin i pędów. *Biuletyn IHAR*, 237/238, 237-248.
- Ćwintal, M. & Wilczek, M. (2002). Wpływ liczby pokosów i odmian różnego pochodzenia na plonowanie oraz jakość lucerny. Cz. II. Zawartość składników organicznych i mineralnych. *Acta Scientiarum Polonorum, Agricultura*, 1(2), 141-152.
- Czapla, J., Nogalska, A., Stasiulewicz, L. (2003). Działanie syntetycznych auxyn na plonowanie i gospodarkę mineralną soi. *Acta Scientiarum Polonorum, Agricultura*, 2, 123-131.
- Czapla, J. & Nowak, A. G. (1995). Plonowanie i jakość roślin w warunkach zróżnicowanego żywienia potasem, sodem, wapniem i magnezem. *Acta Academiae Agriculturae ac Technicae Olstenensis*, 61, 101-107.
- Czapla, J., Stasiulewicz, L., Nogalska, A. (2005). Plonowanie pszenżyta jarego w zależności od stosowania regulatorów wzrostu i ich mieszanek z siarczanem magnezu. *Acta Scientiarum Polonorum, Agricultura*, 4(2), 29-36.
- Frimal, J., Vieten, A., Sauer, M., Weijers, D., Schwarz, H., Hamann, T., Oftringa, R., Jürgens, G. (2003). Efflux-dependent auxin gradients establish the apical-basal axis of *Arabidopsis*. *Nature*, 426, 147-153.
- Gaweł, E. (2005). Wpływ terminu zbioru pierwszego pokosu na plonowanie, dynamikę przyrostu suchej masy i strukturę plonu kilku odmian lucerny. *Biuletyn IHAR*, 233, 237-238.
- Gaweł, E. (2009). Struktura i wielkość plonu, zasobność w składniki pokarmowe oraz wartość pokarmowa mieszanki motylkowato-trawiastej w warunkach różnej częstotliwości wypasania. *Fragmenta Agronomica*, 26(2), 43-54.
- Gaweł, E. & Madej, A. (2008). Plon i ekonomiczna ocena pozyskiwania pasz z runi mieszanek roślin motylkowatych z trawami w zależności od sposobu, częstotliwości użytkowania i składu gatunkowego. *Acta Scientiarum Polonorum, Agricultura* 7(3), 53-63.
- Harms, H. & Nowak, G. (1990). Effect of foliar applied nitrogen and kinetin on nitrogen redistribution during growth in wheat. Grain growth, accumulation and redistribution of nitrogen. *Angewandte Botanik*, 64, 253-260.
- Hwang, I. & Sakakibara, H. (2006). Cytokinin biosynthesis and perception. *Physiologia Plantarum*, 126, 528-538.
- Jenik, P.D. & Barton, M.K. (2005). Surge and destroy: the role of auxin in plant embryogenesis. *Development*, 132, 3577-3585.

- Kallenbach, R. I., Nelson, C. J., Coutts, J. H. (2002). Yield, quality, and persistence of grazing – and hay – type alfalfa under three harvest frequencies. *Agronomy Journal*, 94, 1094-1103.
- Kochanowska-Bukowska, Z. (2003). Wstępna ocena przydatności niektórych gatunków traw do mieszanek z lucerna siewną (*Medicago sativa* L.) Legend na użytki przemienne. *Biuletyn IHAR*, 225, 221-228.
- Mastalerczuk, G. (2007). Zawartość składników pokarmowych w organach roślin łąkowych w warunkach różnej intensywności użytkowania. *Łąkarstwo w Polsce*, 9, 131-140.
- Mazur, H., Konop, A., Synak, R. (2001). Indole-3-acetic acid in the culture medium of two axenic green microalgae. *Journal of Applied Phycology*, 13, 35-42.
- Mosimann, E., Chalet, C., Lehmann, J. (1995). Mélange luzerne-graminées: composition et fréquence d'utilisation. *Revue Suisse d'Agriculture*, 27(3), 141-147.
- Nowak, A. & Wróbel, J. (2010 a). Wpływ wybranych regulatorów wzrostu na plonowanie soi (*Glycine max* L. Merr) w warunkach kontrolowanego uwilgotnienia podłoża. *Rośliny Oleiste-Oilseed Crops*, 31, 124-132.
- Nowak, A. & Wróbel J. (2010 b). Wpływ egzogennych regulatorów wzrostu na zawartość barwników asymilacyjnych w liściach trzech odmian soi zwyczajnej (*Glycine max* L. Merr). *Rośliny Oleiste-Oilseed Crops*, 31, 351-359.
- Nowak, G. A., Klasa, A., Wierzbowska, J., Gotkiewicz, M. (1997). Plonowanie oraz zawartość makroskładników w roślinach bobiku w warunkach stosowania retardantów i fitohormonów. Cz. I. Plonowanie roślin. *Biuletyn IHAR*, 201, 289-294.
- Nowak, W. & Sowiński, J. (2007). Wpływ podziału dawki azotu i doboru komponentów traw do mieszanek z koniczyną czerwoną na plonowanie i skład chemiczny. Cz. II. Skład chemiczny. *Zeszyty Problemowe Postępu Nauk Rolniczych*, 516, 129-135.
- Prusiński, J., & Borowska, M. (2002). Wpływ wybranych regulatorów wzrostu na skład chemiczny, żywotność i wigor łubinu żółtego (*Lupinus luteus* L.). *Acta Scientiarum Polonorum, Agricultura*, 1(1), 81-97.
- Skowera, B., & Puła, J. (2004). Skrajne warunki pluwiotermiczne w okresie wiosennym na obszarze Polski w latach 1971-2000. *Acta Agrophysica*, 3(1), 171-177.
- Sosnowski, J., Jankowski, K., Malinowska, E., Truba, M. (2017). The effect of *Eclonia maxima* extract on *Medicago x Varia* T. Martyn biomass. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 17(3), 770-780.
- Von Richthofen, J. S. (2006). What do European farmers think about grain legumes. *Grain Legumes*, 45, 14-15.
- Wierzbowska, J. (2006 a). Gospodarka wapnem i magnezem w roślinach pszenicy jarej w warunkach stosowania regulatorów wzrostu i zróżnicowanych dawek potasu. *Journal of Elementology*, 11(1), 109-118.

- Wierzbowska, J. (2006 b). Gospodarka potasem pszenicy jarej w zależności od stosowania regulatorów wzrostu i poziomu nawożenia tym składnikiem. *Journal of Elementology*, 11(1), 99-107.
- Wierzbowska, J., & Bowszys, T. (2008). Effect of growth regulators applied together with different phosphorus fertilization levels on the content and accumulation of potassium, magnesium and calcium in spring wheat. *Journal of Elementology*, 13(1), 411-422.

## **The Effect of Synthetic Plant Hormones on Ca, Mg, and K Concentration in *Medicago x varia* T. Martyn and *Trifolium pratense* L.**

### **Abstract**

The aim of the experiment was to assess the effect of auxins and cytokinins, synthetic plant hormones, on Ca, Mg, and K concentration and the K: (Ca + Mg) ratio in the above-ground biomass of *Medicago x varia* t. Martyn and *Trifolium pratense* L. The research was based on a pot experiment conducted in an experimental facility of the University of Natural Sciences and Humanities in Siedlce in the years 2014-2016. The experimental factors were as follows: – plant species: alfalfa (*Medicago x varia* T. Martyna) cultivar Comet; red clover (*Trifolium pratense* L.) variety Krynica, – growth regulators: (A) indolilo 3-butyric acid (synthetic auxin IBA); (C) 6-benzylaminopurine (BAP synthetic cytokine); (AC) 3-butyric acid indolilo + 6-benzylaminopurine (IBA + BAP in the ratio 1: 1); control treated with distilled water. During each growth cycle, the grass was treated twice. For a single application, 0.2 dm<sup>3</sup> of spray liquid with a growth regulator concentration of 30 mg·dm<sup>-3</sup> was used until the plants in the pots were thoroughly wet. The control pots were treated with distilled water of the same amount. The experiment was repeated three times, with three harvests during the growing season. The following parameters were determined in the assessment of selected nutritional characteristics of plants: content of selected macroelements (K, Ca, Mg) in the dry mass of plants: ratio of macroelements in the dry matter plants: K: (Ca+Mg). The results of the study were statistically processed using the analysis of variance. F Fisher's test was used to assess the significance of the influence of experimental factors on the tested properties, while the LSD values were verified by the Tukey test. Auxin and cytokinin applied separately to hybrid alfalfa and red clover increased concentration of K and Mg in plant dry matter. Auxin used on its own increased Ca content, which excessively narrowed the ratio of K:(Ca+Mg).

## Streszczenie

Celem pracy była ocena wpływu syntetycznych hormonów roślinnych z grupy auksyn i cytokinin na koncentrację K, Ca i Mg oraz stosunek ilościowy K:(Ca+Mg) w biomacie nadziemnej *Medicago x varia* T. Martyn i *Trifolium pratense* L. Badania realizowano w oparciu o doświadczenie pierścieniowe prowadzone na obiekcie doświadczalnym Uniwersytetu Przyrodniczo-Humanistycznego w Siedlcach w latach 2014-2016. Czynniki doświadczenia: – gatunek rośliny: lucerna mieszańcowa (*Medicago x varia* T. Martyn) odmiana Kometa oraz koniczyna łąkowa (*Trifolium pratense* L.) odmiana Krynica, – regulator wzrostu: (K) kontrola: woda destylowana, (A) kwas indolilo-3-masłowy (IBA – syntetyczna auksyna), (C) 6-benzyloaminopuryna (BAP – syntetyczna cytokinina), (AC) kwas indolilo-3-masłowy + 6 benzyloaminopuryna (IBA + BAP – stosunek ilościowy 1:1). Każdy odrost opryskiwano dwukrotnie. Na jednorazowy oprysk używano 0,2 dm<sup>3</sup> roztworu o stężeniu regulatora 30 mg·dm<sup>-3</sup>, uzyskując całkowite zroszenie roślin w pierścieniu. Pierścienie kontrolne opryskiwano taką samą ilością wody destylowanej. Obiekty prowadzono w trzech powtórzeniach i użytkowano trzykrotnie w sezonie wegetacyjnym. W ocenie wybranych elementów wartości użytkowej roślin, wykorzystano następujące parametry: zawartość ogólna wybranych makroelementów (K, Ca, Mg) w suchej masie roślin, stosunek ilościowy makroskładników K:(Ca+Mg). Uzyskane wyniki badań opracowano statystycznie wykorzystując analizę wariancji. O istotności wpływu czynników doświadczalnych na wartość badanych cech wnioskowano na podstawie testu F Fishera-Snedecora, a wartość NIR<sub>0,05</sub> weryfikowano testem Tukey'a. Auksyna i cytokinina stosowane oddzielnie w uprawie lucerny mieszańcowej i koniczyny łąkowej powodowały wzrost koncentracji K i Mg w suchej masie roślin. Tylko w warunkach stosowania auksyny, udział Ca wzrastał, co nadmiernie zawężyło proporcję K:(Ca+Mg).

### Słowa kluczowe:

makroelementy, fitohormony, lucerna, koniczyna, koncentracja, proporcje

### Keywords:

macroelements, phytohormones, alfalfa, clover, concentration, proportions



## Wpływ nawadniania kropłowego na wzrost sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) poddanej mikoryzacji w nasadzeniu na gruncie porolnym oraz na aktywność enzymatyczną gleb

*Roman Rolbiecki*<sup>\*</sup>, *Stanisław Rolbiecki*<sup>\*</sup>, *Anna Figas*<sup>\*</sup>,  
*Anetta Siwik-Ziomek*<sup>\*</sup>, *Mirosław Kobierski*<sup>\*</sup>, *Barbara Jagosz*<sup>\*\*</sup>,  
*Piotr Stachowski*<sup>\*\*\*</sup>, *Wiesław Ptach*<sup>\*\*\*\*</sup>

<sup>\*</sup>Uniwersytet Technologiczno-Przyrodniczy, Bydgoszcz

<sup>\*</sup>Uniwersytet Rolniczy, Kraków

<sup>\*\*\*</sup>Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań

<sup>\*\*\*\*</sup>Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego, Warszawa

### 1. Wstęp

Głównym celem polityki leśnej państwa jest zwiększenie lesistości kraju. Jego realizacja powinna zapewnić wzrost udziału lasów w Polsce do 30% w 2020 roku, a docelowo do 33% po roku 2050 roku. W Polsce dominującym gatunkiem lasotwórczym jest sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris* L.) dlatego w szkółkach leśnych roślina ta przeważa w produkcji sadzonek (Puchniarski 2008). Uzyskanie materiału szkółkarskiego o wysokiej jakości możliwe jest na glebach o korzystnych właściwościach fizyczno-biologicznych i zasobnych w składniki pokarmowe. Ze względu na niedostateczne ilości opadów i nierównomierny ich rozkład jednym z najważniejszych zabiegów melioracyjnych w szkółkach leśnych jest nawadnianie, które umożliwia systematyczne uzupełnianie wody dawkami optymalnymi dla młodych roślin. Ekonomicznym rozwiązaniem jest zastosowanie systemu nawadniania kropłowego, dzięki któremu woda dostarczana jest bezpośrednio do strefy korzeniowej roślin (Jeznach

i Pierzgalski 1996). Warunkiem uzyskania dobrej jakości sadzonek do odnowień i zalesień jest również stosowanie szczepionek mikoryzowych. Ma to szczególne znaczenie na terenach ubogich w życie biologiczne, takich jak: grunty porolne i zdegradowane (Grzywacz 2009). Mikoryzowane siewki sosny wysadzone na gruncie porolnym charakteryzują się większą przeżywalnością w porównaniu do niemikoryzowanych (Hilszczańska i Sierota 2006).

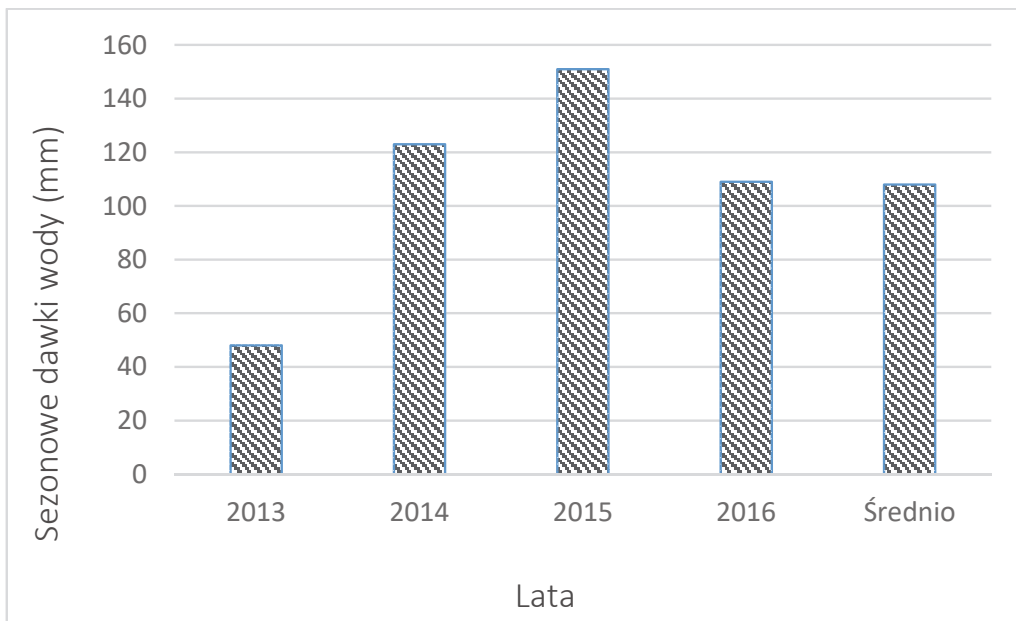
Jedną z korzyści mikoryzacji jest zwiększenie zdolności absorpcyjnej systemu korzeniowego, co wpływa na pobieranie przez rośliny wody i rozpuszczonych w niej soli mineralnych. Natomiast dzięki zwiększonemu zaopatrzeniu roślin w wodę wzrasta wielokrotnie ich tolerancja na suszę (Morte i in. 2001, Aleksandrowicz-Trzcńska 2002, Krupa 2004, Nieckuła 2006, Pritsch i Garbaya 2011). Ponadto niektóre grzyby mikoryzowe syntezują fitohormony, które regulują prawidłowy wzrost i rozwój drzew leśnych (Nieckuła 2006). Mikoryzacja wpływa również na zwiększenie odporności roślin na choroby i stresy środowiskowe oraz na ograniczenie patogenów (Garbaya 2000, Aleksandrowicz-Trzcńska 2004, Krupa 2004, Kowalski 2007).

Aktywność enzymatyczna gleby została zaproponowana jako wskaźnik biologicznej jakości gleby pod plantacjami leśnymi (Lucas-Borja i in. 2012). Dehydrogenazy (DHA) i katalaza (CAT) należą do klasy enzymów oksydoredukcyjnych, które wykazują dużą wrażliwość na zmiany środowiska. Dehydrogenazy są uznawane za wskaźniki potencjalnej aktywności biologicznej, katalaza natomiast od dawna uważana jest za jeden z głównych enzymów o działaniu przeciwutleniającym i działa głównie w celu usunięcia nadmiaru  $H_2O_2$  przez konwersję wody i tlenu we wszystkich organizmach tlenowych.

Celem przeprowadzonego doświadczenia było określenie wpływu nawadniania kropłowego w rzędowych nasadzeniach sosny zwyczajnej poddanej zabiegowi mikoryzacji na gruncie porolnym na wybrane parametry wzrostu badanych roślin oraz określenie aktywności enzymów dehydrogenaz i katalazy glebowej. Doświadczenie przeprowadzono w okolicy Bydgoszczy, gdzie istnieją duże potrzeby nawadniania roślin (Stachowski i Markiewicz 2011, Źarski i in. 2013).

## 2. Materiał i metody

Ścisłe czteroletnie (2013-2016) badania polowe przeprowadzono na gruncie porolnym przeznaczonym pod zalesienie zlokalizowanym w Kruszynie Krajeńskim (53°04'53"N, 17°51'52"E) koło Bydgoszczy (województwo kujawsko-pomorskie – centralna Polska). Doświadczenie polowe założono i przeprowadzono jako jednoczynnikowe w układzie losowanych bloków, w czterech powtórzeniach. Eksperyment obejmował łącznie 8 poletek (2 x 4). Nawadnianie zastosowano w dwóch wariantach: 0 – bez nawadniania (kontrola), K – nawadnianie kropłowe. Do nawodnień kropłowych używano linii kroplującej Euro Drip z emiterami rozmieszczonymi co 20 cm. Zastosowane w latach badań sezonowe dawki nawodnieniowe były ściśle związane z przebiegiem warunków termiczno-opadowych na obiektach badawczych (rysunek 1). Terminy wykonywania nawodnień ustalano na podstawie „Wytycznych nawadniania szkółek leśnych na powierzchniach otwartych” (Pierzgalski i in. 2002). Sadzonki sosny zwyczajnej wyprodukowano w szkółce kontenerowej Bielawy znajdującej się na terenie Nadleśnictwa Dobrzejewice, w obrębie regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Toruniu i wysadzono do gruntu z bryłką gleby 19.10.2012 r. Nasadzenie wykonano przyjmując więźbę 1,4 m x 0,8 m. Do nasadzeń wykorzystano 1 roczne sadzonki sosny z zakrytym systemem korzeniowym (produkcja kontenerowa) (Szabla i Pabian 2003). **Sadzonki w trakcie produkcji były poddane połączonej mikoryzacji standardowej z zastosowaniem grzyba włośnianki rosistej [*Hebeloma crustuliniforme* (Bull.) Quél] oraz ściółkowania na bazie ektopróchnicy leśnej (Klimek i in. 2013b). W procesie produkcyjnym sadzonek sosny zwyczajnej, zastosowano na 1 m<sup>3</sup> podłoża torfowego 24,5 dm<sup>3</sup> substratu z grzybnią włośnianki rosistej. Materiał do ściółkowania pozyskano w dniu aplikacji z warstwy próchnicy nadkładowej dojrzałego boru świeżego. Materiał ten dwukrotnie rozdrobniono przy użyciu rozdrabniacza ogrodowego VIKING GE 250, a po wysianiu nasion rozłożono 1 cm warstwą na powierzchni kontenerów.**



**Rys. 1.** Sezonowe dawki wody zastosowanej do nawodnień sosny w okresie badań (mm)

**Fig. 2.** The seasonal irrigation water rates used for irrigation of Scots pine during the study period (mm)

W przygotowanych zgodnie z normą (PN-ISO 11464. 1999) próbkach glebowych pobranych z każdego wariantu doświadczenia oznaczono skład granulometryczny laserowym miernikiem wielkości cząstek – Mastersizer 2000 firmy Malvern. Odczyn określono potencjometrycznie na pH-metrze po dodaniu do próbek glebowych roztworu 1M KCl, przy stosunku gleba/roztwór 1:2,5 (ISO 10390: 2005). Zawartość węgla i azotu oznaczono analizatorem Vario Max CN firmy Elementar.

W celu oceny aktywności DHA oraz CAT próbki gleby pobrano z każdego wariantu doświadczenia z głębokości 0-25 cm i 25-50 cm i w odległości od linii kroplującej: 50 (K50 oraz O50), 100 (K100 oraz O100) i 150 cm (K150 oraz O150). Oznaczenia wykonano w trzech powtórzeniach. Aktywność dehydrogenaz (E.C. 1.11.1.) wykonano zgodnie z metodyką Thalmanna (1968), a katalazy (E.C. 1.11.1.6) metodą Johnson i Temple (1964).

Pomiary biometryczne roślin sosny (cechy siły wzrostu) obejmowały wysokość części nadziemnej (cm), średnicę pędu (mm), długość pędu bocznego (cm). Pomiary te wykonywano jesienią we wszystkich latach badań.



Parametry wzrostu roślin sosny wykonano w trzech powtórzeniach. Uzyskane wyniki poddano jednoczynnikowej analizie wariancji w układzie całkowicie losowym. Istotność różnic między średnimi weryfikowano testem Tukeya na poziomie ufności  $p = 0,05$ . Do obliczeń wykorzystano program FR-ANALWAR na bazie Microsoft Excel.

### 2.1. Charakterystyka warunków glebowych i meteorologicznych na badanym obiekcie

Glebę, na której przeprowadzono doświadczenie określono jako czarną ziemię zdegradowaną i zaliczono do V i VI klasy bonitacyjnej, kompleksu żytniego słabego oraz bardzo słabego. Na podstawie procentowej zawartości poszczególnych frakcji granulometrycznych zakwalifikowano badane gleby do dwóch podgrup granulometrycznych – piasku luźnego na obiekcie nawadnianym kropłowo i piasku słabo gliniastego na obiekcie kontrolnym (PTG, 2009). Wyniki dotyczące uziarnienia gleby oraz wybranych parametrów gleby przedstawiono w tabeli 1 i 2.

**Tabela 1.** Zawartość poszczególnych frakcji granulometrycznych (%) według PTG (2009)

**Table 1.** Content of individual granulometric fractions (%) according to PTG (2009)

Miejsce poboru	Procentowy udział frakcji granulometrycznych (%)		
	Piasek (mm) $\phi$ 2,0-0,05	Pył (mm) $\phi$ 0,05-0,002	Ił (mm) $\phi$ <0,002
0-bez nawadniania (kontrola)	86,97	12,28	0,75
K-nawadnianie kropłowe	91,16	8,58	0,26

**Tabela 2.** Właściwości fizyczne i chemiczne typowego profilu glebowego według PTG (2009)

**Table 2.** Physical and chemical properties of a typical soil profile according to PTG (2009)

Miejsce poboru	pH	EC	Corg	N <sub>t</sub>	C/N	Mg
		$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	$\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$			$\text{mg}\cdot 100\text{g}^{-1}$
0-bez nawadniania (kontrola)	5,16	62,4	9,6	0,9	10,7	4,1
K-nawadnianie kropłowe	5,24	58,7	8,3	0,9	9,2	3,3

EC-przewodnictwo elektrolityczne

W okresie przeprowadzonych badań średnia z lat od 2013 do 2016 temperatura powietrza w okresie wegetacji wyniosła 14,9°C i była o 0,3°C wyższa od średniej z wielolecia (tabela 3). Najcieplejszy – z temperaturą 15,4°C (0,8°C powyżej średniej wieloletniej) – był okres wegetacyjny 2014 roku. Najcieplejszym miesiącem okresu wegetacji był lipiec, w którym średnia temperatura powietrza wyniosła 19,3°C i była wyższa o 0,5°C od średniej z wielolecia. W okresie wegetacji 2014 roku średnia temperatura powietrza w lipcu wyniosła aż 21,5°C (wyższa o 2,7°C od średniej z wielolecia).

Średnia – w czterolecu 2013-2016 – suma opadów w okresie wegetacji wyniosła 303,2 mm i była o 7,3 mm niższa od średniej z wielolecia (tabela 4). Najwyższe opady wystąpiły w okresie wegetacji roku 2016 – wyniosły one 375,4 mm (64,8 mm powyżej średniej wieloletniej). Najniższa suma opadów okresu wegetacji – wynosząca 193,3 mm (117,3 mm poniżej średniej wieloletniej) – wystąpiła w roku 2015. Sumy opadów w tym okresie, z wyjątkiem września w roku 2015, stanowiły od 34% do 71% normy wieloletniej. Średnie w okresie 2013-2016 sumy opadów maja, czerwca i lipca były wyższe od średniej z wielolecia. Najwyższą miesięczną sumę opadów (133,8 mm) stwierdzono w lipcu 2012 roku.

**Tabela 3.** Temperatura powietrza w okresie wegetacji w latach 2013-2016 (°C)  
**Table 3.** Air temperature during the vegetation period in 2013-2016 (°C)

Wyszczególnienie	Miesiące okresu wegetacji						Średnio IV-IX
	IV	V	VI	VII	VIII	IX	
2013	7	14,2	17,4	18,9	18,1	10,7	14,4
2014	9,9	13,3	16	21,5	17,2	14,4	15,4
2015	7,5	12,4	15,7	18,5	20,9	13,8	14,8
2016	8,3	14,7	17,7	18,3	16,4	14,3	14,9
2013-2016	8,2	13,6	16,7	19,3	18,1	13,3	14,9
1986-2015	8,1	13,3	16,3	18,8	18,0	13,1	14,6

**Tabela 4.** Sumy opadów atmosferycznych w okresach wegetacji w latach 2013-2016 (mm)

**Table 4.** Sum of precipitation in the vegetation period in 2013-2016 (mm)

Wyszczególnienie	Miesiące okresu wegetacji						Suma IV-IX
	IV	V	VI	VII	VIII	IX	
2013	13,6	91,7	49,3	79	56,6	64,1	354,3
2014	40,7	65,7	44,9	55,4	57,3	25,9	289,9
2015	15,6	21,6	33	50,4	20,3	52,4	193,3
2016	28,7	51,4	98,1	133,8	55,3	8,1	375,4
2013-2016	24,6	57,6	56,3	79,6	47,4	37,6	303,2
1986-2015	26,9	50,2	54,9	71,4	59,7	47,5	310,6

### 3. Wyniki i dyskusja

Sadzonki sosny poddane połączonej mikoryzacji standardowej z zastosowaniem grzyba *Hebeloma crustuliniforme* oraz mikoryzacją ściółką na bazie ektopróchnicy leśnej, w czteroletnim okresie badań (2013-

2016) charakteryzowały się 100% przeżywalnością zarówno na obiekcie nawadnianym kropłowo jak i kontrolnym (bez nawadniania). Jak zauważają Villeneuve i in. (1991), Aleksandrowicz-Trzcńska (2004), Hilszczańska i Sierota (2006) mikoryzy utworzone na korzeniach w szkółce pomagają pokonać sadzonkom stress związany z przeniesieniem do nowych warunków uprawy.

Zastosowane nawadnianie kropłowe istotnie wpłynęło na kształtowanie rozpatrywanych cech biometrycznych badanych roślin sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) poddanej mikoryzacji. We wszystkich latach badań (2013-2016) na obiektach nawadnianych kropłowo rośliny sosny zwyczajnej były wyższe w porównaniu do uprawianych w naturalnych warunkach uwilgotnienia (tabela 5).

Na podstawie pomiarów wykonanych w ostatnim roku badań (2016 roku) stwierdzono, iż nawadnianie kropłowe wpłynęło istotnie na zwiększenie ich wysokości z 40,1 cm (nienawadniana kontrola) do 81,2 cm (nawadnianie kropłowe) czyli o 102% (tabela 5). Pozytywną reakcję roślin sosny zwyczajnej na nawadnianie potwierdzają również wcześniej przeprowadzone badania innych autorów (Hilszczańska 2001, Klimek i in. 2008, Rolbiecki i in. 2005a, 2005b, Rolbiecki i in. 2007, Rolbiecki i in. 2008, Dobbertin i in. 2010). Rolbiecki i in. (2005a) w badaniach dotyczących mikronawodnień i nawożenia organicznego na produkcję jednorocznych sadzonek sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) wyprodukowanych z udziałem zabiegu zoomelioracji, przeprowadzonych na tym samym gruncie porolnym obiektu Kruszyn Krajeński zanotowali przyrost wysokości wynoszący nawet 233%. Natomiast w innych badaniach (Rolbiecki i in. 2008), dotyczących nawadniania dwuletnich roślin sosny uzyskano przyrost badanej cechy o 34% w Kruszynie Krajeńskim i 35% w Lipniku pod Stargardem w porównaniu kontrolą.

Rośliny sosny uprawiane w warunkach nawadniania cechowały się we wszystkich latach badań istotnie większą średnicą pędu od rosnących w warunkach naturalnego uwilgotnienia (tabela 6). Wartość tej cechy dla roślin czteroletnich wynosiła 21,5 mm na obiekcie nawadnianym kropłowo i była wyższa w porównaniu z kontrolą o 95%. Dla porównania Rolbiecki i in. (2008) uzyskali 88% przyrost średnicy pędu jednorocznych siewek sosny zwyczajnej pod wpływem nawadniania kropłowego w Kruszynie Krajeńskim i 100% w Lipniku. Z kolei w badaniach Rolbieckiego i in. (2005a) nie zanotowano zwiększonego przyrostu średnicy pędu dwuletnich siewek sosny zwyczajnej pod wpływem nawadniania kropłowego.

**Tabela 5.** Wpływ nawadniania kropłowego na wysokość sosny zwyczajnej (cm)  
**Table 5.** Effect of drip irrigation on the Scots pine height (cm)

Wyszczególnienie	Lata badań				Średnio
	2013	2014	2015	2016	
O-bez nawadniania (kontrola)	8,33	27,25	33,40	40,10	27,27
K-nawadnianie kropłowe	18,20	42,5	57,60	81,20	49,87
Średnio	13,26	34,87	45,50	60,65	38,57
K - O	9,87	15,25	24,20	41,10	26,96
NIR <sub>0,05</sub>	1,607	7,836	5,551	3,759	21,759

NIR<sub>0,05</sub> najmniejsza istotna różnica (przedział ufności Tukey'a) dla P = 95% ( $\alpha = 0,05$ ).

**Tabela 6.** Wpływ nawadniania na średnicę pędu sosny zwyczajnej (mm)  
**Table 6.** Effect of drip irrigation on the Scots pine diameter (mm)

Wyszczególnienie	Lata badań				Średnio
	2013	2014	2015	2016	
O-bez nawadniania (kontrola)	4,35	7,50	9,50	11,00	8,09
K-nawadnianie kropłowe	7,81	10,50	14,80	21,50	13,65
Średnio	6,08	9,00	12,15	16,25	10,87
K -O	3,46	3,00	5,30	10,50	5,56
NIR <sub>0,05</sub>	1,234	2,459	3,417	4,267	5,472

Objaśnienia – pod tabelą 5

Nawadnianie kropłowe wpłynęło również istotnie na długość pędu bocznego na ostatnim okółku we wszystkich latach badań (tabela 7). W warunkach naturalnego uwilgotnienia średnia długość pędu bocznego wynosiła 9,13 cm, natomiast w warunkach nawadniania osiągała

14,39 cm. Średni przyrost badanej cechy wynosił 5,26 cm (ok. 58%) w porównaniu do roślin rosnących na obiektach kontrolnych. Istotny przyrost długości pędów pod wpływem nawadniania kropłowego zaobserwowano również w badaniach, przeprowadzonych w okolicy Bydgoszczy przez innych autorów z brzozą brodawkowatą (Klimek i in. 2009), modrzewiem europejskim (Klimek i in. 2011) oraz lipą drobnolistną (Klimek i in. 2013a).

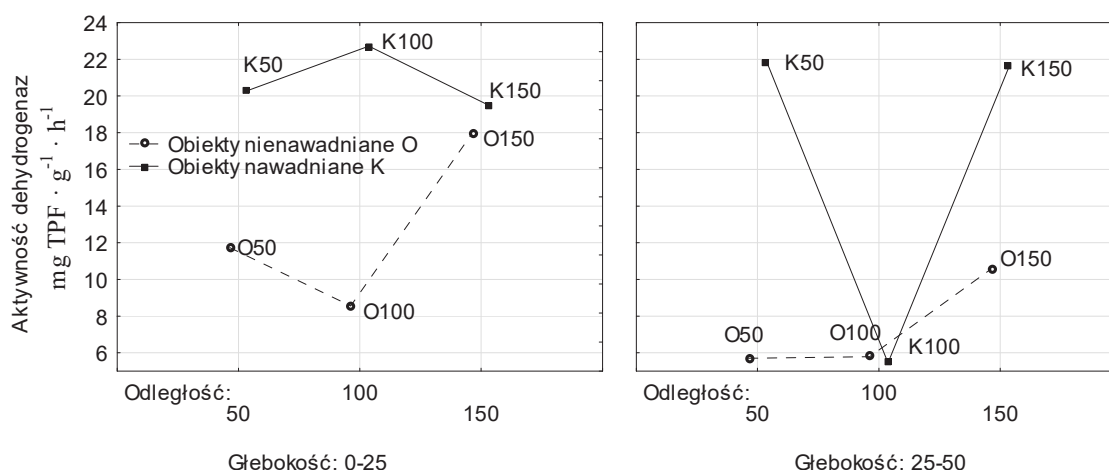
Różnice w wynikach dotyczących cech biometrycznych badanych roślin pod wpływem nawadniania kropłowego w porównaniu z wartościami uzyskanymi przez przytoczonych wyżej autorów mogą być spowodowane zmiennymi warunkami meteorologicznymi w poszczególnych latach badań lub też odmienną techniką produkcji sadzonek sosny zwyczajnej. Jedną z korzyści jaką daje mikoryzacja jest zwiększenie zdolności absorpcyjnej systemu korzeniowego, co z kolei wpływa na pobieranie przez rośliny wody i rozpuszczonych w niej soli mineralnych i tolerancję na suszę (Morte i in. 2001, Aleksandrowicz-Trzcińska 2002, Aleksandrowicz-Trzcińska 2004, Krupa 2004, Nieckuła 2006, Pritsch i Garbaye 2011).

**Tabela 7.** Wpływ nawadniania na długość pędu bocznego na ostatnim okółku sosny zwyczajnej (cm)

**Table 7.** Effect of drip irrigation on the Scots pine length of a lateral shoot on the last circle (cm)

Wyszczególnienie	Lata badań				Średnio
	2013	2014	2015	2016	
O-bez nawadniania (kontrola)	4,71	7,60	10,70	13,50	9,13
K-nawadnianie kropłowe	6,84	11,40	16,80	22,50	14,39
Średnio	5,78	9,50	13,75	18,00	11,76
K -O	2,13	3,80	6,10	9,00	5,26
NIR <sub>0,05</sub>	0,542	1,256	3,475	3,991	4,740

Objaśnienia – pod tabelą 5



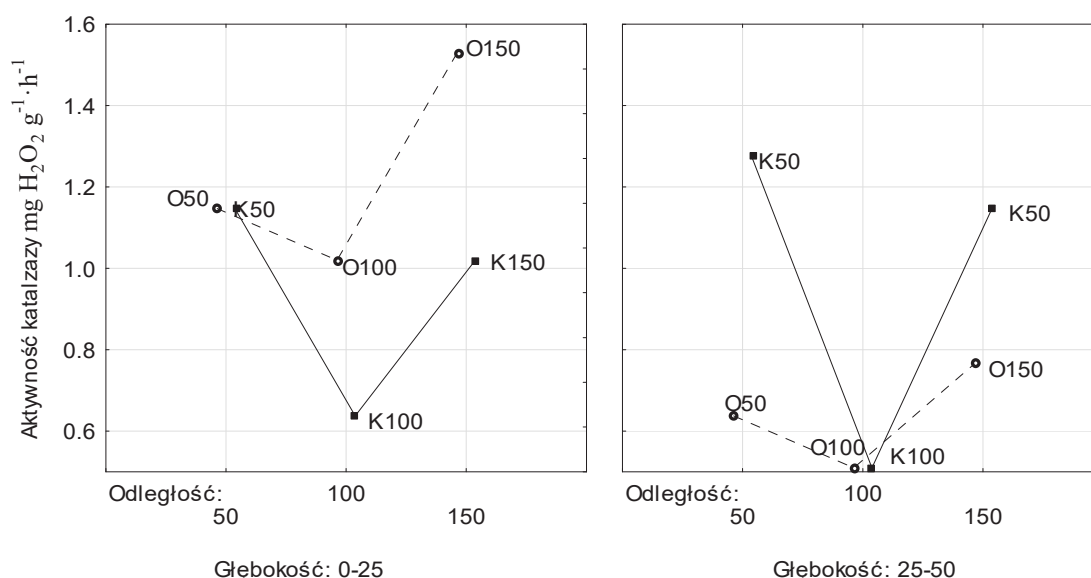
**Rys. 2.** Wykresy interakcji aktywności dehydrogenaz ( $\text{mg TPF} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ ) na obiektach nawadnianych (K) i nienawadnianych (O) w odległości od linii kroplującej 50, 100 i 150 cm.

**Fig. 2.** Interaction of dehydrogenase activity ( $\text{mg TPF} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ ) on irrigated (K) and non-irrigated (O) at a distance from the drip line 50, 100 and 150 cm.

Aktywność obydwu badanych oksydoreduktaz zależała nie tylko od nawadniania ale również od głębokości pobierania próbek glebowych (rysunek 2, 3). O istotnym wpływie nawadniania na aktywność DH donosi Moreno i in. (2017). W opisanych badaniach aktywność dehydrogenaz mieściła się w przedziale od  $5,45 \text{ mg TPF} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$  do  $22,72 \text{ mg TPF} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ . Największą aktywność stwierdzono w glebie pobranej z obiektu nawadnianego kropłowo i oddalanego o 100 cm od linii kroplującej. Natomiast aktywność katalazy zawierała się w przedziale od  $0,51$  do  $1,28 \text{ mg H}_2\text{O}_2 \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ . Najwyższą jej aktywność stwierdzono w glebie pobranej z warstwy 0-25 cm z obiektu O150. Stwierdzono istotną interakcję pomiędzy nawadnianiem a głębokością na aktywność badanych oksydoreduktaz. W próbkach glebowych pobranych z obiektów nienawadnianych z głębokości 0-25 cm aktywność dehydrogenaz była od 32% (obiekt O100) do 51% (obiekt O50) niższa niż w próbkach pobranych z głębszej warstwy profilu glebowego.

Aktywność katalazy wykazywała podobną tendencję i była od 44% (obiekt O50) do 50% (obiekty O100 i O150) niższa w głębszej warstwie. Natomiast w glebie pobranej z obiektów z zastosowanym nawadnianiem kropłowym stwierdzono wyższą aktywność DHA w głębszej warstwie 25-50 cm. Różnica pomiędzy aktywnością z płytszej warstwy była niższa i mieściła się od 7% (obiekt K50) do 10% (obiekt K150).

Z wyjątkiem gleby pobranej z obiektu K100 gdzie aktywność DHA była niższa o 76% w poziomie 25-50 cm. W glebie z tego obiektu stwierdzono najniższą aktywność katalazy w próbkach z obydwu głębokości. Także na obiektach nawadnianych stwierdzono o 10-11% wyższą aktywność katalazy w głębszej warstwy z wyjątkiem obiektu K100.



**Rys. 3.** Wykres interakcji aktywności katalazy ( $\text{mg H}_2\text{O}_2\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ ) na obiektach nawadnianych (K) i nienawadnianych (O) w odległości od linii kroplującej 50, 100 i 150 cm.

**Fig. 3.** Interaction of catalase activity ( $\text{mg H}_2\text{O}_2\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ ) on irrigated (K) and non-irrigated (O) at a distance from the drip line 50, 100 and 150 cm.

Doświadczenie wykazuje, że nawadnianie wpływa na oksydoreduktazy glebowe i stymuluje ich aktywność zwłaszcza w głębszych warstwach profilu glebowego. Dehydrogenazy są enzymami wewnątrzkomórkowymi i ich aktywność jest uważana za bezpośredni wskaźnik mikroorganizmów, których metabolizm jest aktywowany przy obecności substratów węglowych (Kieliszewska-Rokicka 2001). Najprawdopodobniej wysoka aktywność badanych oksydoreduktaz w odległości 50 cm i 150 cm od linii kroplującej jest efektem zwiększenia biomasy mikrobiologicznej na skutek występowania w glebie związków wydzielanych przez korzenie roślin. Nawadnianie kropkowe poprzez dostarczenie wody do głębszych warstw gleby umożliwia rozwój mikroorganizmów i aktywność enzymów. Burns i in. (2013) tłumaczą, że wilgotność gleby decyduje o aktywności enzymów poprzez wpływ na tempo w jakim sub-



straty i produkty ich reakcji są rozpraszane w glebie. Natomiast częste i przerywane cykle zwilżania i przesuszenia gleb powodują stres osmotyczny, który wpływa na skład mikroflory glebowej oraz aktywności enzymów (Chowdhury i in. 2011).

#### 4. Wnioski

1. Nawadnianie kropłowe sadzonek sosny zwyczajnej poddanej zabiegowi mikoryzacji na gruncie porolnym ma istotny wpływ na wysokość części nadziemnej, średnicę pędu oraz długość pędu bocznego na ostatnim okółku.
2. Wyniki czteroletnich badań wykazały, że nawadnianie wpływa na oksydoreduktazy glebowe i stymuluje ich aktywność, zwłaszcza w głębszych warstwach profilu glebowego.
3. Biorąc pod uwagę deficyt wody w obszarach leśnych Polski, poziom nawadniania przetestowany w tym badaniu jest wystarczający, aby utrzymać zarówno aktywność enzymatyczną gleb, jak i odpowiednią produkcję biomasy przez drzewa sosny zwyczajnej.

#### Literatura

- Aleksandrowicz–Trzcińska, M. (2002). *Wpływ fungicydów na wzrost i kolonizację mikoryzową sadzonek sosny zwyczajnej (Pinus sylvestris L.) hodowanych w kontenerach*. Warszawa. Wydawnictwo SGGW.
- Aleksandrowicz-Trzcińska, M. (2004). Kolonizacja mikoryzowa i wzrost sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) w uprawie założonej z sadzonek w różnym stopniu zmikoryzowanych. *Acta Scientiarum Polonorum Silvarum Colendarum Ratio et Industria Lignaria*, 3, 5-15.
- Burns, R.G., DeForest, J.L., Marxsen, J., Sinsabaugh, R.L., Stromberger, M.E., Wallenstein, M.D., Weintraub M.N, Zoppini, A. (2013). Soil enzymes in a changing environment: current knowledge and future directions. *Soil Biology and Biochemistry*, 58, 216-234.
- Chowdhury, N., Marschner, P., Burns, R.G. (2011). Soil microbial activity and community composition as affected by interaction of matric and osmotic potential. *Soil Biology i Biochemistry*, 43, 1229-1236.
- Dobbertin, M., Eilmann, B., Bleuler, P, Giuggiola, A., Graf Pannatier, E., Landolt, W., Schleppe, P., Rigling, A. (2010). Effect of irrigation on needle morphology, shoot and stem growth in a drought-exposed *Pinus sylvestris* forest *Tree Physiology*, 30(3), 346–360. <https://doi.org/10.1093/treephys/ tpp123>

- Garbaye, J. (2000) The role of ectomycorrhizal symbiosis in the resistance of forests to water stress. *Outlook of Agriculture*, 29, 63-69.
- Grzywacz, A. (2009). Nowe możliwości i potrzeby w zakresie kontrolowanej mikoryzacji drzew i krzewów, *Sylwan*, 1, 8-15.
- Hilszczańska, D. (2001). Stan symbiozy mikoryzowej i wzrost inokulowanych siewek sosny *Pinus sylvestris* L. rosnących w szklarni w warunkach różnej wilgotności podłoża, *Sylwan*, 7, 89-95.
- Hilszczańska, D., Sierota, Z. (2006). Wpływ inokulum mikoryzowego grzyba *Thelephora terrestris* na wzrost sadzonek sosny zwyczajnej *Pinus sylvestris* L. II. Badanie polowe. *Sylwan*, 150(2), 20-28.
- Jeznach, J., Pierzgałski, E. (1996). Przyrodnicze i techniczne trendy rozwoju mikronawodnień. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 438, 175-182.
- Johnson, J.I., Temple, K.L. (1964). Some variables affecting the measurement of catalase activity in soil. *Soil Science Society of America, Proceedings*, 28, 207-216.
- Kieliszewska-Rokicka, B. (2001). Enzymy glebowe i ich znaczenie w badaniach aktywności biologicznej gleby. W: *Drobnoustroje środowiska glebowego*. Red. H. Dahn, A. Pokojska-Burdziej. Toruń: Wydaw. A. Marszałek, 37-47.
- Klimek, A., Rolbiecki, S., Rolbiecki, R., Hilszczańska, D., Malczyk, P. (2008). Impact of chosen bare root nursery practices in Scots pine seedling quality and soil mites (Acari). *Polish J. of Environ. Stud.* 17(2), 247-255.
- Klimek, A., Rolbiecki, S., Rolbiecki, R., Malczyk, P. (2009). Impact of chosen bare root nursery practices on white birch seedling quality and soil mites (Acari). *Polish J. of Environ. Stud.* 18(6), 1013-1020.
- Klimek, A., Rolbiecki, S., Rolbiecki, R., Hilszczańska, D., Malczyk, P. (2011). Effects of organic fertilization and mulching under micro-sprinkler irrigation on growth and mycorrhizal colonization of European larch seedlings, and occurrence of soil mites. *Polish J. of Environ. Stud.* 5(20), 1211-1219.
- Klimek, A., Rolbiecki, S., Rolbiecki, R., Długosz, J., Musiał, M. (2013a). Wykorzystanie kompostowanego osadu ściekowego i ektopróchnicy leśnej do wzbogacania gleb w uprawie szkółkarskiej lipy drobnolistnej (*Tilia cordata* Mill.). *Rocznik Ochrona Środowiska*, 15, 2811-2828.
- Klimek, A., Rolbiecki, S., Rolbiecki, R., Kowalska, A. (2013b). Porównanie wpływu ściółkowania ektopróchnicą i sterowanej mikoryzacji na rośliny oraz roztocze (Acari) w kontenerowej produkcji sadzonek sosny zwyczajnej. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, 3, 37-50.

- Kowalski, S. (2007). *Ekologiczne aspekty ektomikoryz od badań podstawowych do praktycznego zastosowania w polskim leśnictwie*. Rozdział pracy zbiorowej „Ektomikoryzy nowe biotechnologie w Polskim szkółkarstwie leśnym” pod red. S. Kowalski. Centrum Innowacyjne Lasów Państwowych. Warszawa, 28-37.
- Krupa, P. (2004). *Ektomikoryzy i ich znaczenie dla drzew rosnących na terenach zanieczyszczonych metalami ciężkimi*. Katowice. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego.
- Lucas-Borja, M.E., Candel, D., Jindo, K., Moreno, J.L., Andrés, M., Bastida, F. (2012). Soil microbial community structure and activity in monospecific and mixed forest stands, under Mediterranean humid conditions. *Plant and soil*, 354(1-2), 359-370.
- Moreno, J.L., Bastida, F., Ondoño, S., García, C., Andrés-Abellán, M., López-Serrano, F.R. (2017). Agro-forestry management of Paulownia plantations and their impact on soil biological quality: The effects of fertilization and irrigation treatments. *Applied Soil Ecology*, 117, 46-56.
- Morte, A, Díaz, G, Rodríguez, P, Alarcón, J.J, Sánchez-Blanco M.J. (2001). Growth and water relations in mycorrhizal and nonmycorrhizal *Pinus halepensis* plants in response to drought. *Biologia Plantarum*, 44, 263-267.
- Nieckuła, E. (2006). W koalicji z grzybem. *Wiedza i Życie*, 9, 32-35.
- Pierzgalski, E., Tyszka J., Boczoń A., Wiśniewski S., Jeznach J., Żakowicz S. (2002). Wytyczne nawadniania szkółek leśnych na powierzchniach otwartych. Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych, Warszawa, 1-63.
- Puchniarski, T.H. (2008). Sosna zwyczajna-hodowla i ochrona. PWRiL. Warszawa, 16, 46-51.
- PN-ISO 11464. (1999). Jakość gleby. Wstępne przygotowanie próbek do badań fizyczno-chemicznych. Warszawa: Polski Komitet Normalizacji.
- PTG. (2009). Klasyfikacja uziarnienia gleb i utworów mineralnych – PTG 2008. *Roczniki Gleboznawcze*, 60(2), 5-16.
- Pritsch, K., Garbaye, J. (2011). Enzyme secretion by ECM fungi and exploitation of mineral nutrients from soil organic matter. *Annals of Forest Science*, 68, 25-32.
- Rolbiecki, R., Rolbiecki, S., Klimek, A., Hilszczańska, D. (2005a). Wpływ mikronawodnień nawożenia organicznego na produkcję jednorocznych sadzonek sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) na gruncie porolnym obiektu Kruszyn Krajeński z udziałem zabiegu zoomelioracji (badania wstępne). *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, 4, 131-143.
- Rolbiecki, R., Rolbiecki, St., Klimek, A., Hilszczańska, D. (2005b). Wpływ mikronawodnień i nawożenia organicznego na produkcję jednorocznych sadzonek sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) z udziałem zabiegu zoomelioracji. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 506, 335-343.

- Rolbiecki, R., Rolbiecki, S., Klimek, A., Hilszczańska, D. (2007). Wpływ mikro-nawodnień i nawożenia organicznego na produkcję dwuletnich sadzonek sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) w szkółce leśnej z udziałem zabiegu zoomezioracji. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, 1, 101-112.
- Rolbiecki, R., Podsiadło, C., Klimek, A., Rolbiecki, S. (2008). Comparison of response of Scots pine seedlings to micro-irrigation and organic fertilization on a postarableland at zoo-melioration treatment applied under rainfall-thermal conditions of Bydgoszcz and Stargard Szczeciński. *Annals of Warsaw University of Life Sciences – SGGW, Land Reclamation*, 40, 55-65.
- Stachowski, P., Markiewicz, J. (2011). Potrzeba nawodnień w centralnej Polsce na przykładzie powiatu kutnowskiego. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 13, 1453-1472.
- Szabla, K., Pabian, R. (2003). Szkółkarstwo kontenerowe. Nowe technologie i techniki w szkółkarstwie leśnym. Warszawa. CILP.
- Thalman, A. (1968). Zurmethodik der bestimmung der dehydrogenases aktivität in bodenmittelstriphenyltetrazoliumchlorid (TTC). *Landwirtschaftliche Forschung*, 21, 249-258.
- Villeneuve, N., Le Tacon, F., Bouchard, D. (1991). Survival of inoculated *Laccariabicolorin* competition with native ectomycorrhizal fungi and effects on the growth of outplanted Douglas – fir seedlings. *Plant Soil*, 135, 95-107.
- Żarski, J., Dudek, S., Kuśmierk-Tomaszewska, R., Rolbiecki, R., Rolbiecki, S. (2013). Prognozowanie efektów nawadniania roślin na podstawie wybranych wskaźników suszy meteorologicznej i rolniczej. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 15, 2185-2203.

## **Effect of Irrigation on the Growth Parameters of Scots Pine (*Pinus sylvestris* L.) Subjected to Mycorrhizal Colonization in Planting on the Post-agricultural Ground and the Activity of Soil Enzymes**

### **Abstract**

High quality forest nursery material is obtained on soils with favorable physico-biological and nutrient-rich properties. Due to insufficient rainfall and uneven distribution, one of the most important melioration treatments in forest nurseries is irrigation, which makes it possible to systematically supplement water with optimum doses for young plants. The economical solution is to use a drip irrigation system, whereby water is delivered directly to the root zone of the plant. An important indicator of the biological quality of soil under forest

plantations is enzymatic activity. The effect of drip irrigation of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) on growth parameters of undergoing mycorrhizal treatment and the activity of soil enzymes dehydrogenases and catalase were evaluated. The research was conducted 2013-2016 on the former land intended for afforestation located in Kruszyn Krajeński (53°04'53"N, 17°51'52"E) near Bydgoszcz (Kuyavian-Pomeranian Province, Central Poland), on the soil classified into a quality class V-VI (black-soil-type degraded belonging to very weak and weak-rye-soil-complexes). Irrigation was used in the two variants: 0 – without irrigation (control) and K – drip irrigation. The experiment included a total of 8 plots (2 x 4). Irrigation was done with the drip line "Euro Drip" where the distance between the drippers was 20 cm. In the research 1-year old Scots pine seedlings with covered root system (container production) was used. Seedlings during production were subjected to a standard combined with mycorrhiza fungus *Hebeloma crustuliniforme* mycorrhization and bedding based ectohumus forest. The Scots pine seedlings subjected to mycorrhizal colonization were characterized by 100% survival in the four-year study period (2013-2016). The drip irrigation of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) significantly increased the height of the above ground part, the diameter of the shoot, and the lateral shoot length. Also, drip irrigated plants were 102% higher compared to the control in 2016 years. Also, pine plants growing under irrigation conditions were 95% larger in shoot diameter than those grown under natural humidity. Drip irrigation resulted in the significant increase of a lateral shoot on the last circle by 58%. Experience shows that irrigation affects soil oxidase and stimulates their activity especially in the deeper layers of the soil profile. The level of irrigation tested in this study is sufficient to maintain both the enzymatic activity of soils and the appropriate production of biomass by pine trees.

## Streszczenie

Uzyskanie materiału szkółkarskiego o wysokiej jakości możliwe jest na glebach o korzystnych właściwościach fizyczno-biologicznych i zasobnych w składniki pokarmowe. Ze względu na niedostateczne ilości opadów i nierównomierny ich rozkład jednym z najważniejszych zabiegów melioracyjnych w szkółkach leśnych jest nawadnianie, które umożliwia systematyczne uzupełnianie wody dawkami optymalnymi dla młodych roślin. Ekonomicznym rozwiązaniem jest zastosowanie systemu nawadniania kropłowego, dzięki któremu woda dostarczana jest bezpośrednio do strefy korzeniowej roślin. Ważnym wskaźnikiem biologicznej jakości gleby pod plantacjami leśnymi jest aktywność enzymatyczna. W pracy badano wpływ nawadniania kropłowego na wybrane parametry wzrostu roślin sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) poddanej zabiegowi mikoryzacji oraz aktywność enzymów glebowych: dehydrogenaz

i katalazy. Badania przeprowadzono w latach 2013-2016 na gruncie porolnym przeznaczonym pod zalesienie zlokalizowanym w Kruszynie Krajeńskim (53°04'53"N, 17°51'52"E) koło Bydgoszczy (województwo kujawsko-pomorskie – centralna Polska), zakwalifikowanym do V-VI klasy bonitacyjnej (czarna ziemia zdegradowana zaliczana do kompleksu żytniego słabego i żytniego bardzo słabego). Doświadczenie polowe założono i przeprowadzono jako jednoczynnikowe. Badanym czynnikiem, stanowiącym źródło zmienności było nawadnianie zastosowane w dwóch wariantach: 0 – bez nawadniania (kontrola), K – nawadnianie kropłowe. Eksperyment obejmował łącznie 8 poletek (2 x 4). Do nawodnień kropłowych używano linii kroplującej 'Euro Drip' z emiterami rozmieszczonymi co 20 cm. W badaniu wykorzystano 1 roczne sadzonki sosny z zakrytym systemem korzeniowym (produkcja kontenerowa). Sadzonki w trakcie produkcji były poddane połączonej mikoryzacji standardowej z zastosowaniem grzyba *Hebeloma crustuliniforme* oraz ściółkowaniu ektopróchnicą leśną. Mikoryzowane sadzonki sosny w czteroletnim okresie badań (2013-2016) charakteryzowały się 100% przeżywalnością zarówno na obiekcie nawadnianym kropłowo jak i kontrolnym (bez nawadniania). Nawadnianie kropłowe roślin sosny zwyczajnej istotnie zwiększyło wysokość części nadziemnej, średnicę pędu oraz długość pędu bocznego. Na podstawie pomiarów wykonanych w 2016 roku stwierdzono, iż nawadniane kropłowo sadzonki sosny były o 102% wyższe w porównaniu z kontrolą. Ponadto rośliny sosny uprawiane w warunkach nawadniania miały o 95% większą średnicę pędu od rosnących w warunkach naturalnego uwilgotnienia. Stwierdzono również wyższy o 58% średni przyrost pędu bocznego na ostatnim okółku. Doświadczenie wykazało, że nawadnianie wpływa na oksydoreduktazy glebowe i stymuluje ich aktywność, zwłaszcza w głębszych warstwach profilu glebowego. Biorąc pod uwagę deficyt wody w obszarach leśnych Polski, poziom nawadniania przetestowany w tym badaniu jest wystarczający, aby utrzymać zarówno aktywność enzymatyczną gleb, jak i odpowiednią produkcję biomasy przez drzewa sosny zwyczajnej.

**Słowa kluczowe:**

szkółka leśna, potrzeby wodne, *Hebeloma crustuliniforme*, ektopróchnica leśna, dehydrogenazy, katalaza

**Keywords:**

forest nurseries, water needs, *Hebeloma crustuliniforme*, ectohumus forest, dehydrogenases, catalasese



## **Pomiar tła akustycznego w środowisku – studium przypadków**

*Adam Zagubień*  
*Politechnika Koszalińska*

### **1. Wstęp**

W artykule poddano analizie wybrane przypadki pomiaru tła akustycznego wokół instalacji będących źródłem hałasu przemysłowego. Tło akustyczne to wszystkie dźwięki występujące w środowisku poza ocenianą instalacją. Wyłączając ocenianą instalację np. zakład przemysłowy lub farmę wiatrową możemy zarejestrować poziom tła akustycznego. Na wynik pomiaru hałasu łącznie z tłem akustycznym oraz wynik pomiaru tła akustycznego w punkcie kontrolnym mają również wpływ dźwięki przypadkowe takie jak szczekanie psa, płacz dziecka, nawoływania lub krótkotrwałe użycie narzędzi itp. W przypadku pomiarów hałasu przemysłowego zakłóceniami będą również przejazdy samochodów nie związane z analizowaną instalacją (Ingielewicz i Zagubień 2016, Wszolek i Kłaczyński 2014). Koniecznością staje się korekta wyniku pomiaru hałasu instalacji łącznie z tłem akustycznym oraz pomiaru samego tła akustycznego. Korekty wyników dokonuje się eliminując próbki zawierające zakłócenia lub wycinając fragmenty pomiaru ciągłego. Pomiar tła akustycznego to ważny element procedury badania emisji hałasu w środowisku (Prusko 2013).

W wielu krajach referencyjne metodyki pomiarowe nakazują odjęcie poziomu tła akustycznego od zmierzonego poziomu emisji w punkcie kontrolnym (Dz. U. poz. 1542. 2014, Oppenheimer 2016). Odbywa się to zazwyczaj według wzoru (1) lub (2).

$$L_{AeqT} = L_{Aeq} - K \quad (1)$$

$$L_{AeqT} = 10 \cdot \log (10^{0,1L_{Aeq}} - 10^{0,1L_{AT}}) \quad (2)$$

gdzie:

$L_{Aeq}$  – równoważy poziom dźwięku A hałasu źródła łącznie z tłem akustycznym, dalej nazywany poziomem emisji hałasu,

$K = 10 \cdot \log(1 - 10^{-0,1\Delta L})$  – poprawka korekcyjna ze względu na poziom tła akustycznego,

$\Delta L = L_{Aeq} - L_{AT}$  – zmierzona różnica źródło – tło,

$L_{AT}$  – równoważny poziom dźwięku A hałasu tła akustycznego, dalej nazywany poziomem tła akustycznego,

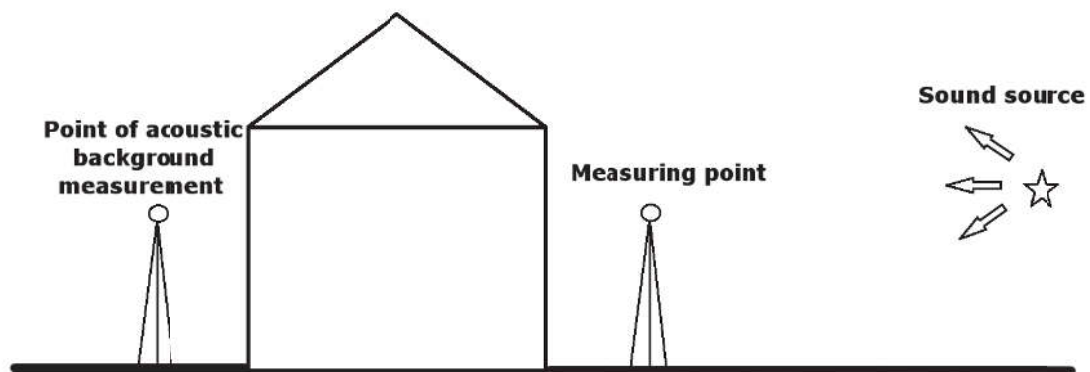
$L_{AeqT}$  – wynik pomiaru po odjęciu tła akustycznego – równoważny poziom dźwięku A w czasie odniesienia, dalej nazywany poziomem emisji hałasu.

Metodyki referencyjne zalecają by pomiar tła akustycznego odbywał się w tym samym punkcie i w tym samym czasie odniesienia pory dziennej lub nocnej (w tej samej dobie pomiarowej) co zasadniczy pomiar emisji hałasu. Ze względu na zmienność warunków meteorologicznych oraz konieczność wyłączenia instalacji będącej źródłem emisji np. farmy wiatrowej na czas pomiaru tła akustycznego pojawiają się propozycje zmiany sposobu realizacji pomiarów (Gallo i in. 2016). Proponowane są przykładowo, wielotygodniowe rejestracje danych meteorologicznych oraz akustycznych. Następnie otrzymane dane akustyczne są czyszczone z sygnałów antropogenicznych i wykonywana jest analiza danych powtarzalnych. Mając na uwadze znaczną zmienność w czasie głównie prędkości wiatru, która powoduje zmiany mocy akustycznej poszczególnych turbin wiatrowych, otrzymane wyniki można uznać za średnie z czasu obserwacji. Z pewnością ta metoda nie pozwoli nam ustalić dobowego (dziennego i nocnego) poziomu równoważnego dźwięku odpowiadającego maksymalnej uciążliwości urządzeń. Wskaźniki hałasu określające dopuszczalne poziomy dźwięku w środowisku to różnica między wynikiem pomiaru emisji łącznie z tłem akustycznym, a tłem akustycznym zmierzonym w tym samym czasie. I właśnie w zależności od poziomu tła akustycznego instalacja taka jak np. farma wiatrowa może powodować przekroczenia poziomu dopuszczalnego lub nie.

Często podczas badań występuje przypadek ciągłej pracy instalacji, a co za tym idzie, brak możliwości wyłączenia wszystkich urządzeń



(przerwania produkcji) na czas pomiaru tła akustycznego. W typowych zakładach przemysłowych o niezmienniej technologii produkcji w ciągu roku jest możliwe odstępstwo od zalecanych procedur pomiarowych lub ich modyfikacja ściśle uzasadniona merytorycznie. Sytuacja taka może zachodzić również w przypadku, gdy zmierzony poziom emisji jest nierozróżnialny z tłem akustycznym ( $L_{Aeq} - L_{AT} < 3$ ), a zakłócenia wyraźnie pochodzą od innego zakładu lub instalacji. Dopuszcza się wtedy, przykładowo w polskiej metodyce referencyjnej (Dz. U. poz. 1542. 2014) wykonanie pomiaru tła akustycznego w cieniu akustycznym powstającym za ocenianym obiektem chronionym akustycznie w stosunku do podstawowego źródła emisji (rys. 1). Jednak postępowanie to musi być przeprowadzone w tym samym czasie odniesienia i w tej samej dobie pomiarowej ze względu na zmienność parametrów meteorologicznych w czasie (Zagubień 2017).



**Rys. 1.** Lokalizacja zastępczego punktu pomiaru tła akustycznego

**Fig. 1.** Location of an alternate background noise measurement point

Instalacją emitującą hałas, dla której pomiar tła akustycznego powinien być wykonywany bezwzględnie w tym samym punkcie pomiarowym i w tym samym czasie odniesienia co pomiar zasadniczy jest farma wiatrowa. Wynika to ze znacznej zmienności w czasie kierunku i prędkości wiatru (Bullmore i in. 2009, Ro i Hunt 2007, van den Berg 2008, Wszolek i Kłaczyński 2014, Koppen i Fowler 2015, Zagubień i Ingielewicz 2017). W artykule omówione zostały dwa szczególne przypadki sposobu pomiaru tła akustycznego wraz z uzasadnieniem. Pierwszy dla zakładu przemysłowego o pracy ciągłej, drugi dla farmy wiatrowej.

## 2. Metodyka pomiarowa i wyniki badań

Pomiary prowadzono przy wykorzystaniu cyfrowego analizatora dźwięku klasy 1 SVAN 912AE z osłoną przeciwwietrzną, umożliwiającą jednoczesny pomiar większości parametrów charakteryzujących hałas. Przed i po pomiarach, tor pomiarowy w postaci: analizatora dźwięku, okablowania, przedwzmacniacza i mikrofonu, sprawdzono kalibratorem akustycznym klasy 1. Cały zestaw pomiarowy miał niezbędne świadectwa wzorcowania.

Położenie punktu pomiarowego określa jego lokalizacja w terenie np. współrzędne geograficzne oraz wysokość nad poziomem terenu. Wysokość pomiarową ustalono na 4,0 m nad poziomem terenu. Lokalizację punktów pomiarowych przyjęto na granicach działek terenów chronionych akustycznie, najbliższych w stosunku do analizowanej instalacji będącej źródłem hałasu. Sytuowanie punktów przy elewacji budynków zwiększa odległość od instalacji, ogranicza możliwość rozbudowy obiektów chronionych w przyszłości i wymaga korekty zmniejszającej wyniki pomiarów kontrolnych o 3 dB. Wykonywanie pomiarów kontrolnych, w punktach położonych na granicy działek najbliższych terenów akustycznych, jest bardziej bezpieczne dla ludzi i środowiska (Ingielewicz i Zagubień 2016).

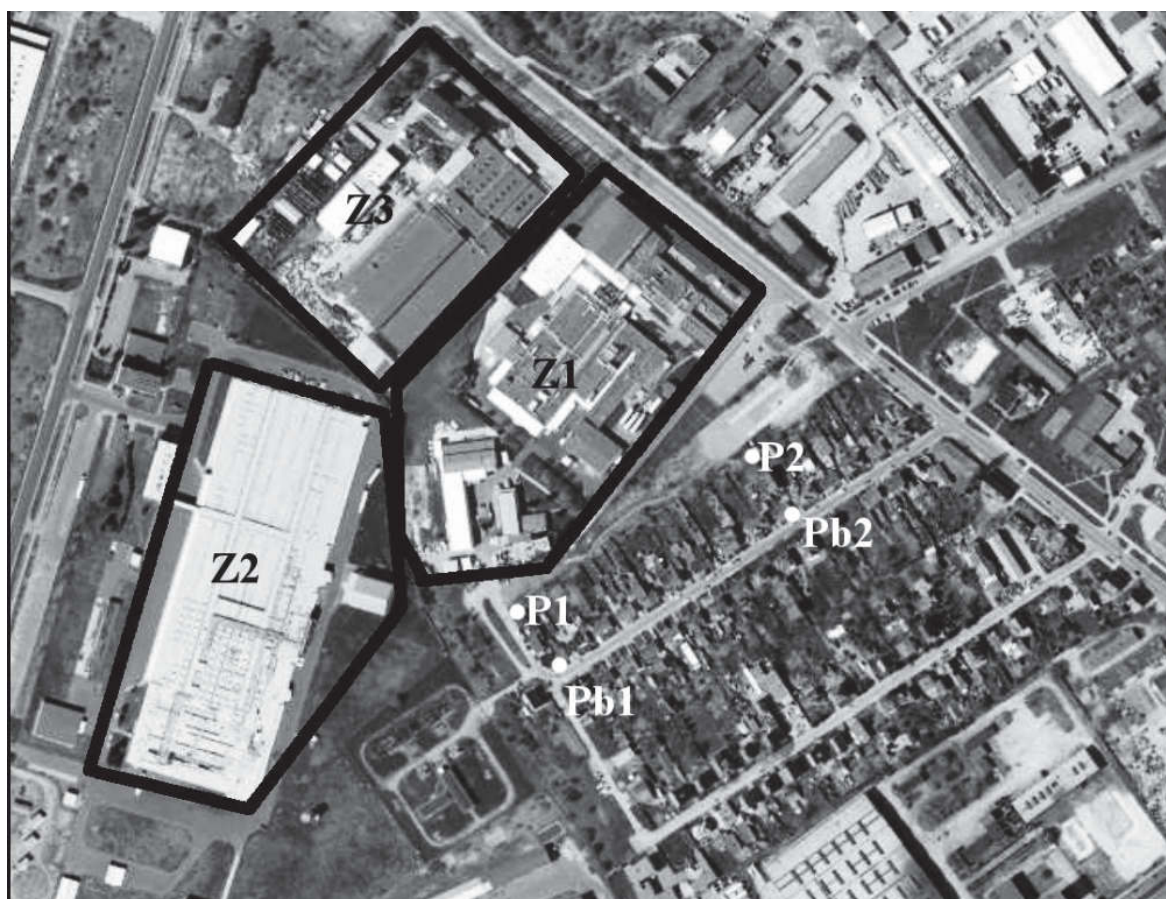
Parametry meteorologiczne podczas pomiarów zawierały się w granicach: ciśnienie atmosferyczne 990-1020 hPa, wilgotność względna 60-80%, temperatura 12-18°C. Średnia prędkość wiatru podczas pomiarów hałasu wokół zakładu przemysłowego nie przekraczała 1 m/s. Podczas pomiarów hałasu wokół farmy wiatrowej średnia prędkość wiatru zawierała się w przedziale 4-5 m/s. Powyższe wartości ustalano za pomocą stacji meteo mocowanej poniżej mikrofonu pomiarowego na wysokości około 3,5 m nad poziomem terenu.

Zasadniczym problemem podczas rejestracji hałasu farm wiatrowych jest dobór optymalnych parametrów prędkości wiatru napędzającego turbiny, przy jednoczesnym zachowaniu warunków meteorologicznych określonych w zastosowanej metodyce pomiarowej. Fakt ten potwierdzają także autorzy innych opracowań (Boczar i in. 2012, Wszolek i Kłaczyński 2014). Prowadząc pomiary należy dążyć do takich warunków, by prędkość wiatru na wysokości osi wirników turbin wiatrowych osiągała wartości odpowiadające maksymalnej mocy akustycznej turbin lub bliskie tym wartościom. Przykładowo, wykonując pomiary zgodnie z polską metodyką referencyjną należy spełnić warunek prowadzenia

pomiarów przy średniej prędkości wiatru w punkcie kontrolnym (najczęściej 4,0 m nad terenem) nie przekraczającej wartości 5 m/s. Zachowanie tego warunku łącznie z dążeniem do sytuacji, by pomiary wykonać przy maksymalnym poziomie mocy akustycznej turbin w praktyce jest trudne do osiągnięcia, a możliwości jego spełnienia zależą od konfiguracji i zagospodarowania terenu (Bullmore i in. 2009), lokalizacji punktów pomiarowych i występujących w otoczeniu elementów ekranujących.

### 2.1. Pomiary wokół zakładu przemysłowego

Analizowany zakład przemysłowy Z1 zlokalizowany jest w dzielnicy przemysłowej miasta. Niestety, do granic zakładu przylega od strony południowej pierwsza linia miejskiej zabudowy mieszkalnej, chroniona akustycznie. Od strony zachodniej i północnej, analizowany zakład przylega do innych instalacji będących również źródłem hałasu (rys. 2).



**Rys 2.** Lokalizacja zakładów i punktów pomiarowych  
**Fig 2.** Location of plants and measuring points

Wykonane pomiary kontrolne w punktach P1 i P2 oraz pomiary tła w punktach Pb1 i Pb2 wykazały, że poziom emisji hałasu w pobliżu zakładu Z1 jest nieznacznie przekroczony w porze nocnej. Jak widać na rysunku 2 pomiar tła wykonany został w cieniu akustycznym powodowanym przez pierwszą linię zabudowy mieszkalnej. Postąpiono tak dlatego, że zakłady Z1, Z2 i Z3 pracują nieprzerwanie całą dobę. Nie było technicznych możliwości przerwania produkcji. Wyniki pomiarów zestawiono w tabeli 1.

**Tabela 1.** Wyniki pomiarów podczas pracy wszystkich zakładów  
**Table 1.** Measurements results during operation of all plants

Punkty pomiarowe	$L_{Aeq}$ – poziom emisji hałasu	$L_{AT}$ – poziom tła akustycznego	$L_{AeqT}$ – poziom emisji hałasu	Dopuszczalny poziom hałasu
	[dB]			
P1/Pb1	42,5	36,4	<b>41,3</b>	40
P2/Pb2	41,4	34,7	<b>40,4</b>	

W analizowanym przypadku pomiarowym na tło akustyczne składa się hałas ciągły od pracy zakładu Z1 oraz sąsiednich zakładów Z2 i Z3. Ponadto pomiary hałasu i tła zakłócały były innymi, krótko trwającymi, zdarzeniami akustycznymi np. szczekanie psa, wyraźnie słyszalny przejazd pojedynczych samochodów, odgłosy z zabudowań i posesji mieszkalnych itp. Zakłócenia te podczas pomiarów eliminowano poprzez odrzucenie takich próbek (pomiarów), jako obarczonych tzw. „grubym błędem”.

Podkreślić należy, że głównym słyszalnym (rejestrowanym uchem) źródłem hałasu wpływającym na poziom tła w punktach pomiarowych była ciągła równoległa praca zakładu Z2. Natomiast ze względu na zagospodarowanie terenu wokół zakładu Z1, zlokalizowanie zastępczego punktu pomiaru tła w cieniu akustycznym, ekranowanego wyłącznie od zakładu Z1 i jednocześnie posiadającego podobne warunki akustyczne, było niemożliwe. Cień akustyczny w otoczeniu zakładu Z1 występuje jedynie za linią zabudowy chronionej akustycznie od strony południowej w punktach pomiarowych Pb1 i Pb2. Każdy punkt zlokalizowany za linią tej zabudowy od strony południowej jest ekranowany nie tylko od zakładu Z1, ale również od innych źródeł hałasu wpływających na poziom tła w punktach pomiarowych P1 i P2, jakim są zakłady Z2 i Z3.

W omawianej sytuacji nie można było zlokalizować punktu pomiaru tła w cieniu akustycznym zachowując jednocześnie porównywalne warunki akustyczne jak w punkcie pomiarowym. Postanowiono wykonać dodatkową serię pomiarów tła akustycznego w innym terminie niż pomiar zasadniczy. Okazję do tego dała przerwa technologiczna w zakładzie Z1 trwająca dwa tygodnie raz w roku. W okresie czternastu dni wybrano dzień pomiaru, w którym warunki meteorologiczne były zbliżone do tych zarejestrowanych podczas pomiarów zasadniczych. Uzyskane wyniki zestawiono w tabeli 2. Po uwzględnieniu wyników pomiarów tła akustycznego wykonanych w punktach P1 i P2 wykazano brak przekroczeń dopuszczalnego poziomu emisji w środowisku (Dz. U. 2014 poz. 112 2014).

**Tabela 2.** Wyniki pomiarów dla tła mierzonego po wyłączeniu zakładu Z1  
**Table 2.** Measurement results for background noise measured after switching off plant Z1

Punkty pomiarowe	$L_{Aeq}$ – poziom emisji hałasu	$L_{AT}$ – poziom tła akustycznego	$L_{AeqT}$ – poziom emisji hałasu	Dopuszczalny poziom hałasu
	[dB]			
P1	42,5	39,1	<b>39,8</b>	40
P2	41,4	37,9	<b>38,8</b>	

Na uzyskane wyniki końcowe emisji hałasu w środowisku znaczący wpływ ma tło akustyczne, którego głównym składnikiem są dźwięki emitowane przez zakład Z2.

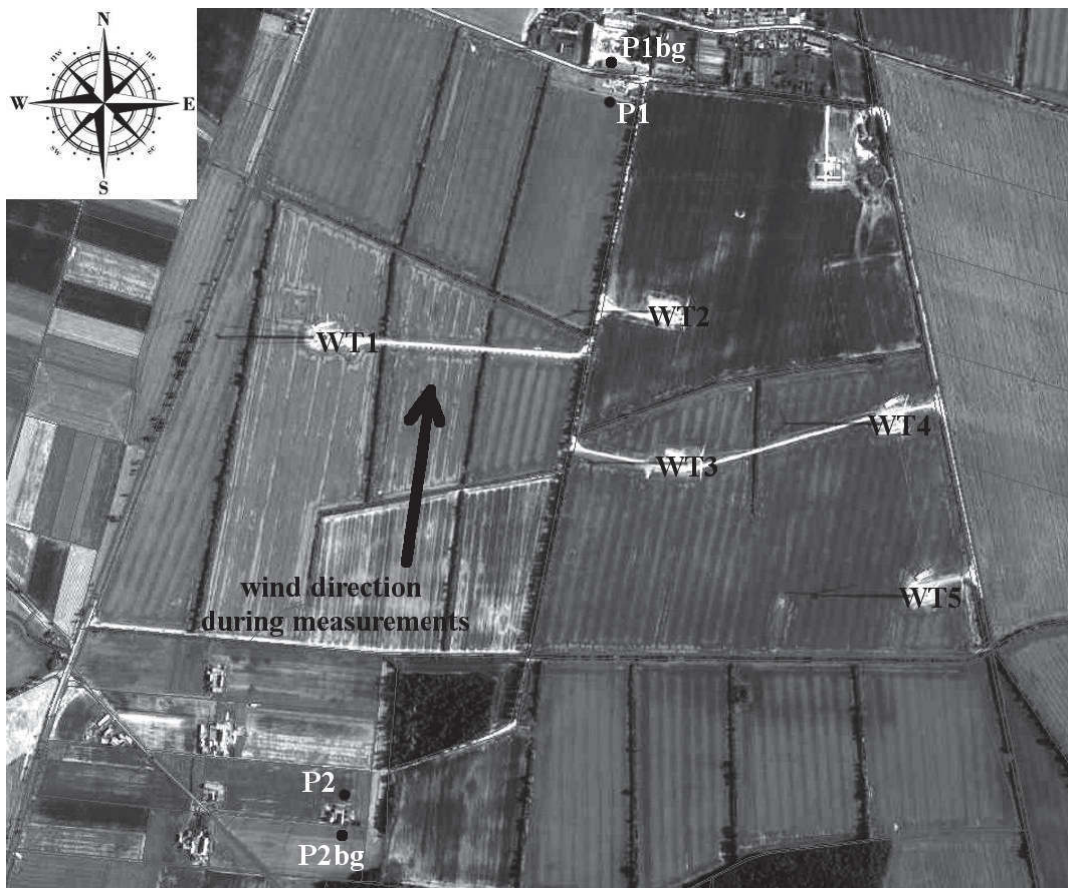
## 2.2. Pomiary wokół farmy wiatrowej

Ze względu na usytuowanie zabudowy mieszkalnej wokół farm wiatrowych, punkty pomiarowe reprezentatywne do oceny klimatu akustycznego zlokalizowane są wokół analizowanej grupy turbin WT1 do WT5 (rys. 3-5). Takie rozmieszczenie punktów pomiarowych powoduje uciążliwość w wykonaniu oceny emisji hałasu w środowisku. Nie występuje nigdy sytuacja, aby propagacja dźwięku od poszczególnych turbin wiatrowych znajdujących się na farmie wiatrowej odbywała się z wiatrem w kierunku każdego punktu pomiarowego. Prezentowane poniżej analizy dotyczą istniejącej farmy wiatrowej i są reprezentatywne dla większości przypadków prowadzenia pomiarów wokół grupy turbin. Punkt pomiaro-

wy P1 znajdował się w odległości 560 m, a punkt P2 w odległości 800 m od skrajnej turbiny farmy wiatrowej. Rozpatrzono trzy warianty pomiarowe W1, W2, W3 różniące się kierunkiem wiatru podczas badań terenowych. W każdym wariacie tło akustyczne mierzono dwoma sposobami. Raz w cieniu akustycznym źródła w punktach P1bg i P2bg bez wyłączenia turbin wiatrowych. Drugi raz w punktach P1 i P2 po wyłączeniu turbin wiatrowych. Założenie takie wymagało oczekiwania na odpowiedni dzień pomiarowy spełniający kryteria meteorologiczne.

### Wariant W1

Podczas prowadzonych badań dominującym kierunkiem wiatru był kierunek południowy – rysunek 3.



**Rys. 3.** Lokalizacja punktów pomiarowych i dominujący kierunek wiatru  
**Fig. 3.** Location of measuring points and wind direction

Uzyskane wyniki pomiarów zestawiono w tabeli 3 i tabeli 4. W żadnym punkcie nie został przekroczony poziom dopuszczalny hałasu. Wartości uzyskane w punkcie P2 (tabela 3) nie pozwalają na określenie liczbowe poziomu emisji hałasu ze względu na małą różnicę wyników pomiaru hałasu łącznie z tłem i samego tła akustycznego ( $L_{Aeq} - L_{AT} < 3$ ).

**Tabela 3.** Wyniki pomiarów emisji hałasu dla tła mierzonego w cieniu akustycznym źródła – wariant W1

**Table 3.** Results of measurements of noise emission for background noise measured in the acoustic shadow of the source – variant W1

Punkty pomiarowe	$L_{Aeq}$ – poziom emisji hałasu	$L_{AT}$ – poziom tła akustycznego	$L_{AeqT}$ – poziom emisji hałasu	Dopuszczalny poziom hałasu
	[dB]			
P1/P1bg	42,6	35,4	<b>41,7</b>	45
P2/P2bg	35,9	33,2	wynik w tle ( $L_{Aeq} - L_{AT} < 3$ )	

**Tabela 4.** Wyniki pomiarów emisji hałasu dla tła mierzonego po wyłączeniu turbin wiatrowych – wariant W1

**Table 4.** Results of measurements of noise emission for background noise measured after switching off the wind turbines – variant W1

Punkty pomiarowe	$L_{Aeq}$ – poziom emisji hałasu	$L_{AT}$ – poziom tła akustycznego	$L_{AeqT}$ – poziom emisji hałasu	Dopuszczalny poziom hałasu
	[dB]			
P1	42,6	36,4	<b>41,4</b>	45
P2	35,9	32,2	<b>33,5</b>	

### Wariant W2

Podczas prowadzonych badań dominującym kierunkiem wiatru był kierunek północny – rysunek 4.

Uzyskane wyniki pomiarów zestawiono w tabeli 5 i tabeli 6. W żadnym punkcie nie został przekroczony poziom dopuszczalny hałasu. Wartości uzyskane w punkcie P1 (tabela 5) nie pozwalają na określenie liczbowe poziomu emisji hałasu ze względu na małą różnicę wyników pomiaru hałasu łącznie z tłem i samego tła akustycznego ( $L_{Aeq} - L_{AT} < 3$ ).



**Rys 4.** Lokalizacja punktów pomiarowych i dominujący kierunek wiatru  
**Fig 4.** Location of measuring points and wind direction

**Tabela 5.** Wyniki pomiarów emisji hałasu dla tła mierzonego w cieniu akustycznym źródła – wariant W2

**Table 5.** Results of measurements of noise emission for background noise measured in the acoustic shadow of the source – variant W2

Punkty pomiarowe	$L_{Aeq}$ – poziom emisji hałasu	$L_{AT}$ – poziom tła akustycznego	$L_{AeqT}$ – poziom emisji hałasu	Dopuszczalny poziom hałasu
	[dB]			
P1/P1bg	37,9	35,0	wynik w tle ( $L_{Aeq} - L_{AT} < 3$ )	45
P2/P2bg	38,6	32,3	<b>37,4</b>	



**Tabela 6.** Wyniki pomiarów emisji hałasu dla tła mierzonego po wyłączeniu turbin – wariant W2

**Table 6.** Results of measurements of noise emission for background noise measured after switching off the wind turbines – variant W2

Punkty pomiarowe	$L_{Aeq}$ – poziom emisji hałasu	$L_{AT}$ – poziom tła akustycznego	$L_{AeqT}$ – poziom emisji hałasu	Dopuszczalny poziom hałasu
	[dB]			
P1	37,9	34,4	<b>35,3</b>	45
P2	38,6	33,7	<b>37,1</b>	

*Wariant W3*

Podczas prowadzonych badań dominującym kierunkiem wiatru był kierunek wschodni lub zachodni – rysunek 5.



**Rys 5.** Lokalizacja punktów pomiarowych i dominujący kierunek wiatru

**Fig 5.** Siting measuring points and wind directions

Uzyskane wyniki pomiarów zestawiono w tabeli 7 i tabeli 8. W żadnym punkcie nie został przekroczony poziom dopuszczalny hałasu.

**Tabela 7.** Wyniki pomiarów emisji hałasu dla tła mierzonego w cieniu akustycznym źródła – wariant W3

**Table 7.** The results of measurements of noise emission for background noise measured in the acoustic shadow of the source – variant W3

Punkty pomiarowe	$L_{Aeq}$ – poziom emisji hałasu	$L_{AT}$ – poziom tła akustycznego	$L_{AeqT}$ – poziom emisji hałasu	Dopuszczalny poziom hałasu
	[dB]			
P1/P1bg	41,7	35,4	<b>40,5</b>	45
P2/P2bg	36,9	33,2	<b>34,5</b>	

Niezależnie od sposobu pomiaru tła akustycznego, uzyskano podobne wartości poziomu równoważnego dźwięku w środowisku. Obliczone wyniki emisji hałasu w obu punktach pomiarowych są niższe od wyników uzyskanych dla propagacji fali dźwiękowej z wiatrem – patrz P1 – tabela 4 i P2 – tabela 6.

**Tabela 8.** Wyniki pomiarów emisji hałasu dla tła mierzonego po wyłączeniu turbin – wariant W3

**Table 8.** The results of measurements of noise emission for background noise measured after switching off the wind turbines – variant W3

Punkty pomiarowe	$L_{Aeq}$ – poziom emisji hałasu	$L_{AT}$ – poziom tła akustycznego	$L_{AeqT}$ – poziom emisji hałasu	Dopuszczalny poziom hałasu
	[dB]			
P1	41,7	35,8	<b>40,4</b>	45
P2	36,9	32,9	<b>34,7</b>	

### 3. Podsumowanie i wnioski

Pomiary tła akustycznego po wstrzymaniu produkcji w zakładzie Z1, prowadzone w tych samych punktach pomiarowych co pomiar emisji łącznie z tłem, pozwalają na realną ocenę klimatu akustycznego wokół analizowanej instalacji. Niekiedy wyniki pomiaru tła akustycznego mają zasadniczy wpływ na przekroczenia poziomu dopuszczalnego hałasu w środowisku. W przedstawionej sytuacji pomiarowej różnice w sposo-

bie pomiaru tła akustycznego wpływały istotnie na ocenę klimatu akustycznego. Wynika z tego, że analiza klimatu akustycznego na terenach chronionych akustycznie powinna zostać przeprowadzona łącznie dla wszystkich trzech zakładów tj. Z1, Z2 i Z3. Jednak wyegzekwowanie przerwy technologicznej w tym samym terminie we wszystkich trzech zakładach było niemożliwe. Gdyby jednak udało się przeprowadzić taki pomiar, to w przypadku ustalenia przekroczeń poziomu dopuszczalnego powstałaby wątpliwość, który konkretnie zakład należy obciążyć karą za przekroczenia. Niezależnie od przedstawionych wątpliwości należy uznać, że w przypadkach uzasadnionych merytorycznie niezbędne są odstępstwa od zalecanych metod pomiarowych.

Pomiar tła akustycznego w cieniu akustycznym bez wyłączania farmy wiatrowej prowadzi do zafałszowania wyników w punkcie pomiarowym. Podczas pomiaru tła od strony nawietrznej często otrzymujemy wyniki równoważnego poziomu dźwięku w punkcie kontrolnym nierozróżnialne z tłem pomiarowym w związku z zawyżonym poziomem tła akustycznego. Powodem tego jest lokalizacja mikrofonu w cieniu akustycznym, a jednocześnie ekspozycja mikrofonu na wiatr. Natomiast od strony zawietrznej otrzymujemy przeszacowany wynik równoważnego poziomu dźwięku wynikający z rejestracji zaniżonego poziomu tła akustycznego. Powodem takiego stanu rzeczy jest lokalizacja mikrofonu pomiarowego nie tylko w cieniu akustycznym ale jednocześnie w miejscu osłoniętym od wiatru.

Pomiar tła akustycznego w punktach pomiaru zasadniczego, ale po wyłączeniu farmy wiatrowej pozwala na ustalenie rzeczywistego równoważnego poziomu dźwięku. Jediną trudnością podczas tak prowadzonych pomiarów, jest konieczność odpowiedniego doboru terminu wykonania pomiarów tj. uwzględniającego prędkość i kierunek wiatru. Uzyskanie wyników pomiarów dla propagacji fali dźwiękowej z wiatrem wymaga wielokrotnych pomiarów. Uzasadnionym postępowaniem w przypadku badań prowadzonych wokół farm wiatrowych jest wykonanie pomiarów dla przynajmniej czterech różnych kierunków wiatru N, S, E i W we wszystkich punktach pomiarowych.

Ze względu na niższe poziomy dopuszczalne hałasu w porze nocnej pomiary kontrolne powinny być prowadzone wyłącznie w porze nocnej. Dopiero wyniki wskazujące na przekroczenia poziomów dopusz-

czalnych w porze nocnej powinny skutkować koniecznością prowadzenia oceny również w porze dziennej.

Podczas prowadzonych pomiarów kontrolnych nie należy kierować się czynnikiem ekonomicznym, lecz poprawnością oceny wpływu farmy wiatrowej na środowisko. Konieczność wyłączenia turbin wiatrowych na czas kilku pomiarów tła akustycznego szczególnie w porze nocnej, to zaledwie strata kilku godzin w produkcji energii. Natomiast poprawnie przeprowadzona ocena wpływu farmy wiatrowej na klimat akustyczny wokół instalacji, pozwala na rzetelne określenie uciążliwości dla okolicznych mieszkańców.

## Literatura

- Boczar, T., Malec, T., Wotzka, D. (2012). Studies on Infrasound Noise Emitted by Wind Turbines of Large Power. *Acta Physica Polonica A.*, 122(5), 850-853.
- Bullmore, A., Adcock, J., Jiggins, M., Cand, M. (2009). Wind Farm Noise Predictions and Comparison with Measurements. *Third International Meeting on Wind Turbine Noise*. Aalborg, Denmark.
- Dz. U. 2014 poz. 1542. (2014). *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 30 października 2014 r. w sprawie wymagań w zakresie prowadzenia pomiarów wielkości emisji oraz pomiarów ilości pobieranej wody*. Warszawa: Dziennik Ustaw.
- Dz. U. 2014 poz. 112 (2014). *Obwieszczenie Ministra Środowiska z dnia 15 października 2013 r. w sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie dopuszczalnych poziomów hałasu w środowisku*. Warszawa: Dziennik Ustaw.
- Gallo, P., Fredianelli, L., Palazzuoli, D., Licitra, G., Fidecaro, F. (2016). A procedure for the assessment of wind turbine noise. *Applied Acoustics*, 114, 213-217.
- Ingielewicz, R., Zagubień, A. (2016). Problemy oceny hałasu farm elektrowni wiatrowych na podstawie terenowych pomiarów kontrolnych. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 18, 531-549.
- Koppen, E., Fowler, K. (2015). International legislation for wind turbine noise. *Tenth European Conference on Noise Control, EuroNoise 2015*. Maastricht, Netherlands.
- Oppenheimer, C.H. (2016). A statistical background noise correction sensitive to the steadiness of background noise. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 140(4), 2888-2901.
- Prusko A. (2013). Znaczenie tła akustycznego w pomiarach hałasu w środowisku i ocenie uzyskanych rezultatów. *Energetyka*, 6, 472-477.

- Ro, K.S., Hunt, P.G. (2007). Characteristic Wind Speed Distributions and Reliability of the Logarithmic Wind Profile. *Journal of Environmental Engineering*, 133(3), 313-318.
- van den Berg, G.P. (2008). Wind turbine power and sound in relation to atmospheric stability. *Wind Energy*, 11, 151-169.
- Wszolek, T., Kłaczyński, M. (2014). Problems in Measurements of Noise Indicators for Wind Turbines in Poland. *Forum Acusticum*. Poland: Cracow.
- Zagubień, A., Ingielewicz, R. (2017). The Analysis of Similarity of Calculation Results and Local Measurements of Wind Farm Noise. *Measurement*, 106, 211-220.
- Zagubień, A. (2017). Wyniki pomiarów i analiz oddziaływania farm elektrowni wiatrowych na klimat akustyczny. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 19, 527-539.

## Measurement of Background Noise in the Environment – Cases Studies

### Abstract

The article analyses selected cases of background noise measurement in the vicinity of installations which constitute sources of industrial noise. The background noise refers to all sounds occurring in the environment outside the installation which is undergoing evaluation. By means of excluding the aforementioned installation, e.g. an industrial plant or a wind farm, one is able to register the background noise level. The reference methodologies recommend that the background noise measurement should take place at the same location and at the same reference time of day or night (during the same measurement day) as the fundamental measurement of noise immission. The article discusses two specific cases of background noise measurement methods and provides justification for both of them. The first case is an industrial plant operating in a continuous manner located in the vicinity of other plants, the second one – a measurement around a wind farm. In the first of the presented measurement situations, the differences in the method of background noise measurement employed significantly influenced the assessment of the acoustic environment. As a result, the analysis of noise levels in acoustically protected areas should be carried out jointly for all plants being located in the vicinity of the measuring point. A deviation from the recommended measurement methodology was proposed and the background noise measurement was conducted at a different time than the measurement of the noise immission together with the background. Regardless of the doubts presented in the article, it should be recognized that in substantively justified instances, deviations from the recommended measure-

ment methods are required. Noise emitting installations, for which background noise measurement should unconditionally be carried out at the same measurement point and at the same reference time as the main measurement, are wind farms. This is due to significant variability in wind direction and velocity over time. Background noise measurement at the main measurement points, after the wind farm is switched off, allows to determine the actual equivalent sound level. The only difficulty during such measurements is the need to select an appropriate date of measurements, i.e. to take the velocity and direction of the wind into account. Obtaining measurement results for sound wave propagation through air requires multiple measurements. A reasonable course of action in wind farm research is to conduct measurements of at least four different wind directions (N, S, E, and W) at all measuring points. While conducting control measurements, one should not be guided by the economic factor but by the correctness of the assessment of the impact of the wind farm on the environment. The necessity of switching wind turbines off for the time which is needed to conduct a few measurements of background noise, especially at night, results in a loss of just a few hours of energy production.

### **Streszczenie**

W artykule poddano analizie wybrane przypadki pomiaru tła akustycznego wokół instalacji będących źródłem hałasu przemysłowego. Tło akustyczne to wszystkie dźwięki występujące w środowisku poza ocenianą instalacją. Wyłączając ocenianą instalację np. zakład przemysłowy lub farmę wiatrową możemy zarejestrować poziom tła akustycznego. Metodyki referencyjne zalecają by pomiar tła akustycznego odbywał się w tym samym punkcie i w tym samym czasie odniesienia pory dziennej lub nocnej (w tej samej dobie pomiarowej) co zasadniczy pomiar emisji hałasu. W artykule omówione zostały dwa szczególne przypadki sposobu pomiaru tła akustycznego wraz z uzasadnieniem. Pierwszy przypadek to zakład przemysłowy o pracy ciągłej znajdujący się w otoczeniu innych zakładów, drugi to pomiar wokół farmy wiatrowej. W pierwszej przedstawionej sytuacji pomiarowej różnice w sposobie pomiaru tła akustycznego wpływały istotnie na ocenę klimatu akustycznego. Wynika z tego, że analiza hałasu na terenach chronionych akustycznie powinna zostać przeprowadzona łącznie dla wszystkich zakładów będących w otoczeniu punktu pomiarowego. Zaproponowano odstępstwo od zalecanej metodyki pomiaru i wykonano pomiar tła akustycznego w innym terminie niż pomiar emisji hałasu łącznie z tłem. Niezależnie od przedstawionych w artykule wątpliwości należy uznać, że w przypadkach uzasadnionych merytorycznie niezbędne są odstępstwa od zalecanych metod pomiarowych. Instalacją emitującą hałas, dla której pomiar tła akustycznego powinien być wykonywany bezwzględnie w tym samym punkcie pomia-

rowym i w tym samym czasie odniesienia co pomiar zasadniczy jest farma wiatrowa. Wynika to ze znacznej zmienności w czasie kierunku i prędkości wiatru. Pomiar tła akustycznego w punktach pomiaru zasadniczego, ale po wyłączeniu farmy wiatrowej pozwala na ustalenie rzeczywistego równoważnego poziomu dźwięku. Jediną trudnością podczas tak prowadzonych pomiarów jest konieczność odpowiedniego doboru terminu wykonania pomiarów tj. z uwzględnieniem prędkości i kierunku wiatru. Uzyskanie wyników pomiarów dla propagacji fali dźwiękowej od źródła do punktu odbioru z wiatrem, wymaga wielokrotnych pomiarów. Uzasadnionym postępowaniem w przypadku badań prowadzonych wokół farm wiatrowych jest wykonanie pomiarów dla przynajmniej czterech różnych kierunków wiatru N, S, E i W we wszystkich punktach pomiarowych. Podczas prowadzonych pomiarów kontrolnych nie należy kierować się czynnikiem ekonomicznym, lecz poprawnością oceny wpływu farmy wiatrowej na środowisko. Konieczność wyłączenia turbin wiatrowych na czas kilku pomiarów tła akustycznego szczególnie w porze nocnej, to zaledwie strata kilku godzin w produkcji energii.

**Słowa kluczowe:**

tło akustyczne, hałas środowiskowy, pomiar hałasu, propagacja hałasu

**Keywords:**

background noise, environmental noise, noise measurements, noise propagation



## **Badanie wspólnego spalania paliwa gazowego i mazutu**

*Aleksander Szkarowski<sup>\*,\*\*</sup>*

*Sylwia Janta-Lipińska<sup>\*</sup>, Tomasz Dąbrowski<sup>\*</sup>*

*<sup>\*</sup>Politechnika Koszalińska*

*<sup>\*\*</sup>St. Petersburg Polytechnic University*

### **1. Wstęp**

Rzadko stosowane wspólne spalanie paliwa gazowego i mazutu w rzeczywistości ma kilka atutów. Po pierwsze dodanie paliwa ciekłego powoduje zwiększenie współczynnika emisyjności (czarności) w objętości paleniska, co fachowcy określają terminem „podświetlenia” płomienia. Wymiana ciepła w kotle w większym stopniu odbywa się wówczas przez powierzchnie ekranowe paleniska przyczyniając się tym samym do zwiększenia sprawności kotła. Po drugie gazowa część płomienia nie pozwala osadzać się i koksować resztkom mazutu na powierzchniach kotła, co jest problemem przy spalaniu samego mazutu.

### **2. Charakterystyka obiektu badań**

Ósma Rejonowa Kotłownia Wyborskiego Rejonu Sankt-Petersburga zlokalizowana jest w wolnostojącym budynku. W kotłowni znajdują się trzy kotły parowe typu DKVR 10-13. Są to kotły dwuwalczkowe, pionowe z podłużnym usytuowaniem walczków. Wydajność nominalna kotła wynosi 10 t/h (z możliwością wydłużonej pracy z obciążeniem do 140%). Maksymalne nadciśnienie pary w walczaku kotła wynosi 1,3 MPa. Każdy kocioł wyposażony jest w 2 palniki gazowo-maztowe typu GMG-5,5. Jest to niezwykle sposób wyposażenia takich kotłów (z reguły stosowane są dwa palniki GMG-4). Palniki przeznaczo-



ne są do spalaniu gazu ziemnego o niskim ciśnieniu i mazutu z parowo-mechanicznym sposobem rozpryskiwania. Indywidualna instalacja wentylatorowo-wyciągowa każdego kotła składa się z wentylatora nadmuchowego VD-8 oraz wentylatora wyciągowego D-10.

Każdy kocioł typu DKVR 10-13 wyposażony jest w indywidualny sieciowy (działający bezpośrednio na sieć ciepłą) ekonomizer VTI o powierzchni 124 m<sup>2</sup> nieodłączny po linii spalin. Odprowadzanie spalin do atmosfery odbywa się poprzez ceglany komin o średnicy 1150 mm i wysokości 45 m.

### **3. Cel i metody badawcze**

Celem niniejszego opracowania było obniżenie emisji toksycznych tlenków azotu do atmosfery z kotłów DKVR-10-13 przy wspólnym spalaniu gazu i mazutu, a także przy samodzielnym spalaniu gazu ziemnego (Szkarowski i in. 2016). Wstępnie zakładano obniżenie tej emisji o 30% przy spalaniu paliwa gazowego oraz o 20% przy wspólnym spalaniu paliwa gazowego i mazutu. Do określenia składu produktów spalania i pomiaru ich temperatury użyto nowoczesnego analizatora spalin typu Optima 7 niemieckiej firmy MRU GmbH, w który to doposażone zostało stanowisko badawcze. Wyniki uzyskanych pomiarów odnoszono do normy PN-EN: 50379-1. Z racji obszerności uzyskanych wyników w niniejszym artykule przedstawione zostały rezultaty badań dla kotła nr 2 jako typowe dla wyposażenia kotłowni. Właśnie na tym kotle zostały opracowane technologiczne i konstrukcyjne elementy technologii autorskiej, którą to po odpowiednim dostosowaniu wykorzystano na pozostałych kotłach.

## **4. Badania teoretyczne**

### **4.1. Analiza metod obniżenia emisji tlenków azotu w spalinach kotłów**

Rozmaitość metod rozwiązywania zagadnienia energo-ekologicznej optymalizacji spalania paliwa wynika z ogromnej różnorodności urządzeń paleniskowych i palnikowych i nie została do teraz sklasyfikowana w jednolity sposób (Szkarowski, Janta-Lipińska, 2013). W związku z ważnością tej kwestii ze względu na zdefiniowane zagadnienie zespół Autorów proponuje klasyfikację kierunków energo-

ekologicznej modernizacji, w której to wyróżnić można cztery główne kierunki:

- optymalizację samego procesu spalania paliwa ukierunkowaną na zmniejszenie powstawania szkodliwych substancji w trakcie procesu spalania paliwa,
- oczyszczanie paliwa z substancji, które mogą doprowadzić do powstawania składników szkodliwych w trakcie procesu spalania,
- oczyszczanie gazów spalinowych z substancji szkodliwych,
- zorganizowane rozpraszanie powstających w wyniku procesu spalania szkodliwych substancji do atmosfery.

Ostatnia z powyższych metod uznana została przez Autorów za błędną, gdyż nie zmniejsza ona stopnia zanieczyszczenia środowiska a jedynie przenosi substancje szkodliwe na sąsiednie terytoria.

W celu porównania metod obniżenia emisji  $\text{NO}_x$ , konieczne jest określenie kryteriów ich skuteczności w stosunku do niewielkich kotłowni wyposażonych w kotły o małej i średniej mocy (Szkarovski 2003, Szyszlak-Bargłowicz i in. 2017). Stosowanie proponowanych metod w kotłach energetycznych dużej mocy jest często nie do zaakceptowania z technologicznego i ekonomicznego punktu widzenia (Кузнецова и др. 1973).

W tabeli 1 przytoczono wyniki analizy w zakresie skuteczności stosowania poszczególnych metod zmniejszenia emisji tlenków azotu do atmosfery (Szkarovski i in. 2016, Jemieljanow 1992). W tym celu przeanalizowano dane z publikacji naukowych i dostępnych sprawozdań z wdrożenia rozwiązań w rozpatrywanym zakresie (Szkarovski, Janta-Lipińska 2015). W tabeli pominięto sposoby, których użycie uznano po wcześniejszej analizie za niemożliwe lub nieefektywne. Zawarte w poniższej tabeli dane stale ulegają zmianie ze względu na ciągłe ulepszanie technologii produkcji kotłów oraz pojawianie się nowych metod redukcji emisji substancji szkodliwych. Ponadto stosowanie dwóch lub więcej metod obniżenia emisji jednocześnie pozwala zwiększyć ich skuteczność (Szkarovski, Janta-Lipińska 2009). Na przykład spalanie emulsji wodno-mazutowej samo w sobie jest złożoną metodą obniżenia emisji  $\text{NO}_x$  (Pavlenko i in. 2014), ponieważ z jednej strony zwiększa sprawność zespołu kotłowego, a z drugiej hamuje proces powstawania  $\text{NO}_x$ , intensyfikując

tym samym proces wymiany ciepła w piecu oraz zmniejszając zawartość azotu w paliwie (Roslakow 1986).

**Tabela 1.** Zestawienie efektywności metod obniżenia emisji tlenków azotu do atmosfery przy wspólnym spalaniu gazu i mazutu

**Table 1.** Comparison of the effectiveness of methods of reducing the emission of nitrogen oxides to the atmosphere in the co-combustion of gas and fuel oil

Charakterystyka metody	Obniżenie emisji, %		Zwiększenie kosztów produkcji ciepła
	NO <sub>x</sub>	Sadza, CO	
1. Zwiększenie sprawności kotła (o 1%)	1,1	ponad 1,3	ekonomia
2. Automatyzacja regulacji	11-14	ponad 10	-
3. Optymalizacja stosunku „paliwo-powietrze”	20 (gaz)	3-5 razy	-
4. Dwustopniowe doprowadzenie powietrza (tylko dla gazu)	20-25	-	-
5. Optymalizacja pracy kotła	10-15	1,5-2,0 razy	-
6. Jakościowe i czasowe nastawianie kotła	10-15	20-25 i więcej	-
7. Recyrkulacja spalin (na 1% recyrkulanta)	0,3-1,0 (gaz) 0,3-1,5 (mazut)	możliwe zwiększenie emisji	10-30
8. Modernizacja palników	20-25	20-30	-
9. Stosowanie dodatków do mazutu	15-20	1,5-2,0 razy	10-15
10. Obniżenie zawartości NO <sub>x</sub> w paliwie mazutowym	20-60	-	25-50
11. Oczyszczenie spalin od zawartości w nich NO <sub>x</sub>	50-80	-	30-60
12. Przystawienie kotłów z mazutu na paliwo gazowe	20-25	5-10 razy	ekonomia
13. Stosowanie mieszaniny mazutu z olejem opałowym	20-25	5-7 razy	-
14. Spalanie emulsji wodno-mazutowej	do 30	50 i więcej	-
15. Wtrysk wilgoci (na 1% od masy powietrza)	30-50	15-25	możliwe do 10
16. Rozproszenie przy pomocy wysokich kominów	zmniejsza stężenie w strefie przyziemnej nie obniżając emisji		zależy od wysokości komina

Na podstawie wstępnych badań uznano, że:

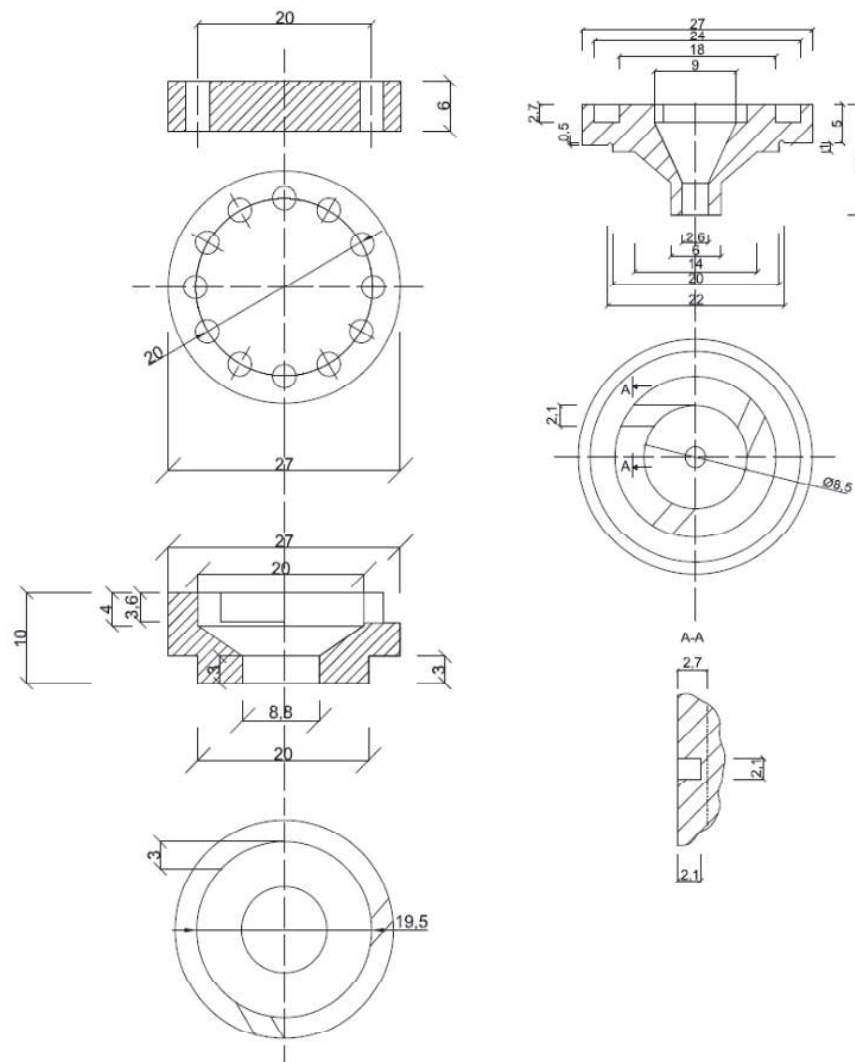
1. Jako efektywne środki zmniejszenia emisji tlenków azotu do atmosfery należy wykorzystywać metody kombinowane, w pierwszej kolejności, metody nie obniżające sprawności czy zupełności spalania paliwa.
2. W każdym przypadku należy przeprowadzić inwentaryzację i analizę pracy kotłów w celu ich ewentualnej optymalizacji (zmniejszenie zasyssania powietrza, optymalizacje trybów pracy itp.)
3. Wstępna analiza teoretyczna jak również własne doświadczenie zespołu badawczego pozwala polecić dla kotłów DKVR-10-13 pracujących w trybie przemysłowo-grzewczym metodę wtryskiwania pary do strefy spalania w ilości 1-1,5% strumienia doprowadzanego powietrza. Oczekiwany efekt – co najmniej 30% zmniejszenie emisji  $\text{NO}_x$  przy spalaniu paliwa gazowego oraz 20% zmniejszenie emisji przy wspólnym spalaniu paliwa gazowego i mazutu.

## 5. Badania doświadczalne

### 5.1. Opracowanie systemu zmniejszenia emisji $\text{NO}_x$

Wstępna analiza metod zmniejszenia emisji tlenków azotu i doświadczenia autorów wykazały istotne zalety metody wtrysku wilgoci do strefy spalania. Przy spalaniu gazu do wtryskiwania wilgoci mogą być wykorzystywane obydwie kanały (parowy i mazutowy) rozpryskiwaczy mazutu. Ta autorska metoda wielokrotnie została już wdrożona i wymagała tylko określenia optymalnych charakterystyk parametrów jej zastosowania (Szkarsowski 2001, Szkarsowski 2002).

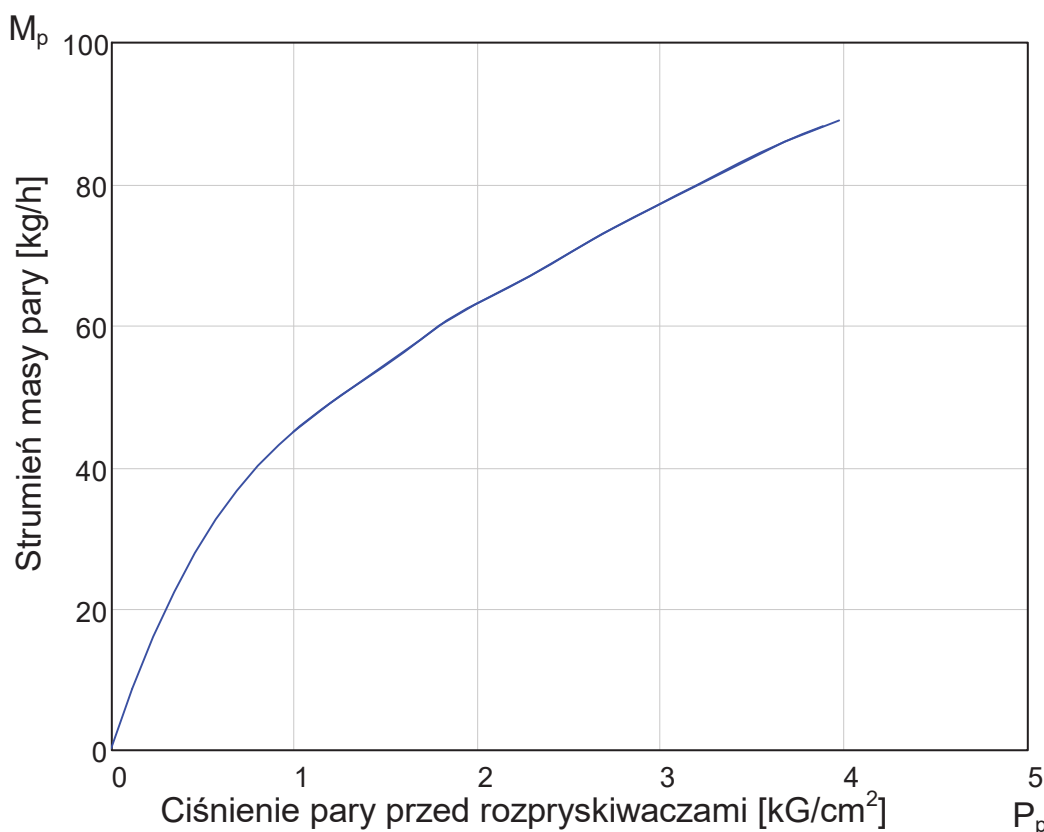
Jednak przy wspólnym spalaniu paliwa wtryskiwacz mazutu wykonuje swoją podstawową funkcję. Para w takim przypadku doprowadzana może być wyłącznie przez kanał parowy wtryskiwacza. Dlatego w celu wtrysku dodatkowej wilgoci powyżej tej ilości pary, która jest potrzebna do rozpryskiwania mazutu należało odpowiednio zmodyfikować zawirowywacze głowicy rozpryskującej. Opracowane zawirowywacze przedstawiono na rysunku 1. Ważne znaczenie miały nie tylko charakterystyki konstrukcyjne, ale również sposób wykończenia krawędzi kanałów i otworów.



**Rys. 1.** Strona lewa – zmodyfikowany zawirowywacz parowy, prawa strona – zmodyfikowany zawirowywacz mazutowy

**Fig. 1.** Left side – modified steam turbulator, right side – modified mazout turbulator

Zmniejszenie średnicy dyszy mazutowej pozwala także poprawić wskaźniki dyspersji i spalania mazutu przy jego obniżonym ciśnieniu. Uzyskane teoretycznie przesłanki zostały sprecyzowane podczas badań na jednym kotle a następnie wdrożone w całej kotłowni. Zależność ilości wtryskiwanej pary od jej ciśnienia dla zmodyfikowanej głowicy przedstawiono na rysunku 2.



**Rys. 2.** Zużycie pary dla zmodyfikowanego wtryskiwacza mazutu w zależności od ciśnienia (na 2 wtryskiwacze jednocześnie)

**Fig. 2.** Steam consumption for a modified mazout injector depending on the pressure (for 2 injectors simultaneously)

## 5.2. Badania eksperymentalne

Program badań eksperymentalnych przewidywał:

1. Określenie faktycznego poziomu emisji w eksploatacyjnym stanie technicznym kotłów, będącego poziomem odniesienia (Сборник 1986).
2. Możliwość optymalizacji pracy kotłów skierowanej na zmniejszenie emisji NO<sub>x</sub> bez zastosowania dodatkowych środków technicznych.
3. Określenie najlepszych konstruktywnych parametrów głowic rozpylających.
4. Ustalenie najkorzystniejszego, pod względem zużycia pary, trybu pracy układu zapewniającego wymagane osiągi.

Zrealizowanie powyższego programu badań pozwoliło na określenie optymalnych, konstruktywnych i reżimowych parametrów systemu zdławienia emisji  $\text{NO}_x$  zakładając oczekiwany poziom zmniejszenia emisji o 30% przy spalaniu paliwa gazowego oraz 20% przy wspólnym spalaniu paliwa gazowego i mazutu.

W pierwszej kolejności zbadano możliwość optymalizacji trybów pracy kotłów pod względem zmniejszenia emisji tlenków azotu (Szkarowski, Janta-Lipińska 2011). Pozwoliło to obniżyć emisję  $\text{NO}_x$  o 3-5% od poziomu faktycznego w trybie nominalnym, co odpowiada danym literaturowym. Wspomniana optymalizacja polegała na dokładniejszym ustaleniu ciśnienia powietrza przed palnikiem i podciśnienia w palenisku. Następnie wykonano badania opracowanego systemu zdławienia emisji tlenków azotu (Szkarowski 1997). Doprowadzenie pary w celu balastowania strefy spalania i odpowiednie zmniejszenie intensywności generacji  $\text{NO}_x$  wykonywano przez wtryskiwacze mazutu palników GMG-5,5. W celu uzyskania optymalnego wyniku (maksymalnego zmniejszenia emisji  $\text{NO}_x$  przy minimalnym zużyciu pary i odpowiednio minimalnym wpływie na sprawność kotła) zmieniano:

- typ i wymiary głowic rozpylających,
- kształt chmury parowej,
- miejsce doprowadzania pary do strefy spalania,
- ilość (ciśnienie) pary i stosunek jego strumieni doprowadzanych przez różne elementy głowicy do różnych stref płomienia.

### 5.3. Wyniki badań

Emisję  $\text{NO}_x$  podaje się w przeliczeniu na masową emisję tlenków azotu  $G_{\text{NO}_x}$  [g/s], ponieważ właśnie ten wskaźnik charakteryzuje bezwzględny wpływ emisji szkodliwych składników spalin na zanieczyszczenie atmosfery.

W trakcie analizy wyników badań rozpatrywano trzy poziomy ewentualnego wpływu emisji ze spalinami kotłów na zanieczyszczenia atmosfery (na przykładzie kotła nr 2):

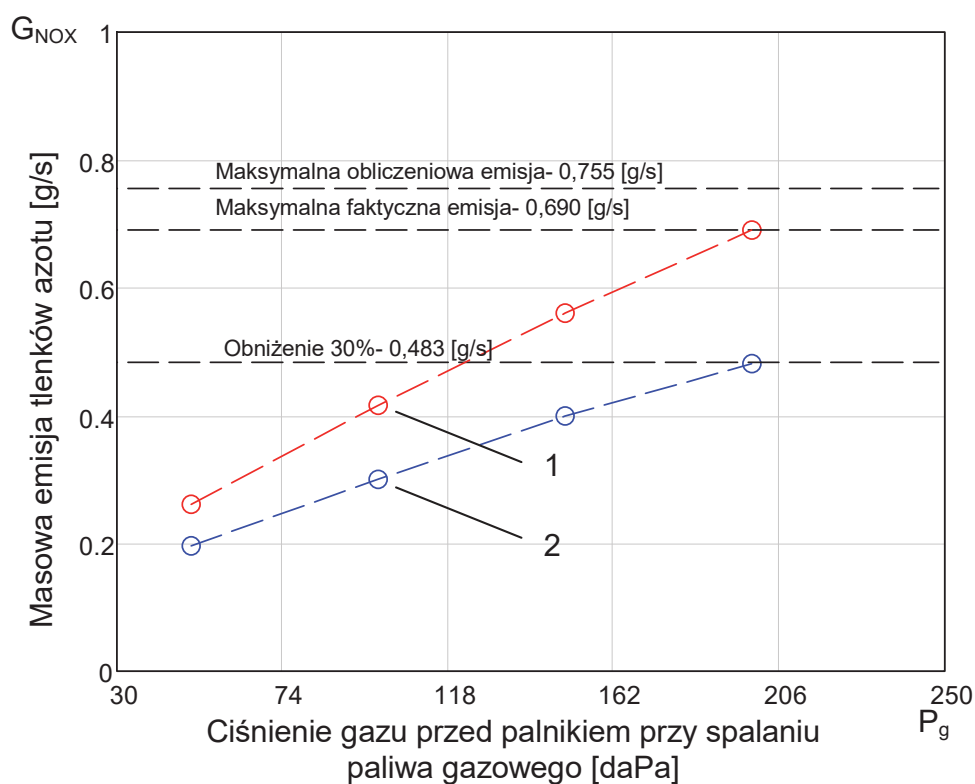
1. Maksymalny obliczeniowy poziom emisji, który dla kotłów DKVR 10-13 wynosi 0,755 g/s.
2. Maksymalny faktyczny poziom określony doświadczalnie, przy maksymalnie osiągniętych w praktyce trybach pracy kotła, wynosi 0,690 g/s.

## 3. Zmniejszony zgodnie z założeniami poziom emisji:

- przy spalaniu paliwa gazowego obniżony o 30% – 0,483 g/s
- przy wspólnym spalaniu paliwa gazowego i mazutu obniżony o 20% – 0,552 g/s

W związku z tym, że maksymalny faktyczny poziom emisji nie przekraczał maksymalnego obliczeniowego za poziom odniesienia przyjęto faktyczną maksymalną emisję tlenków azotu.

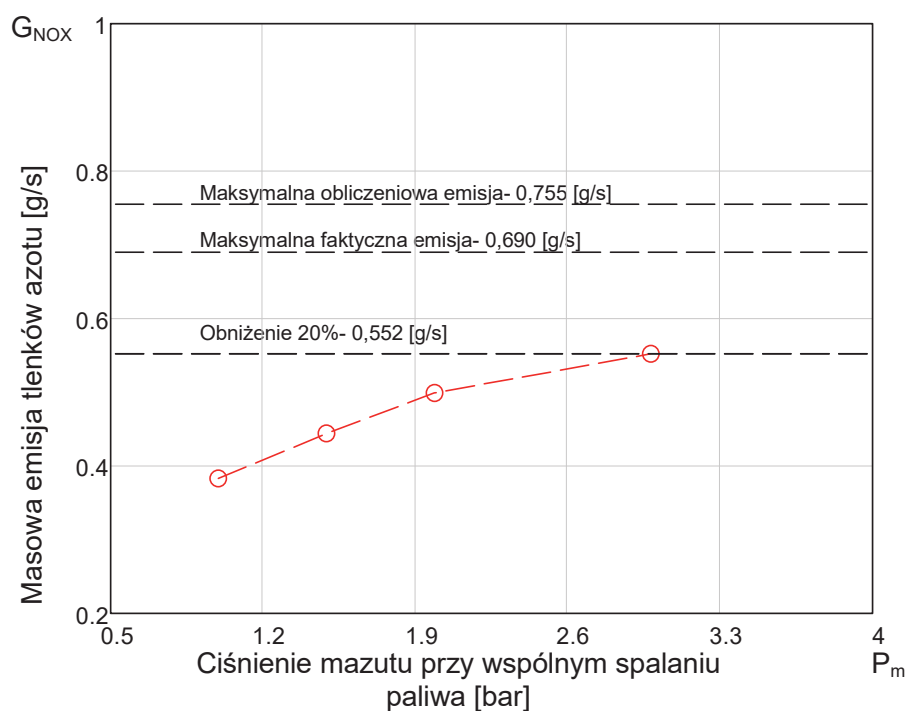
Uzyskane w trakcie badań doświadczalnych wyniki przedstawiono na rysunku 3 i 4.



**Rys. 3.** Masowa emisja  $\text{NO}_x$  dla kotła DKVR 10-13 przy spalaniu paliwa gazowego: 1 – w stanie eksploatacyjnym; 2 – z włączonym systemem zdławienia emisji tlenków azotu

**Fig. 3.** Mass emissions of  $\text{NO}_x$  boiler DKVR 10-13: 1 – in operating condition; 2 – enabled system to stifle emissions of nitrogen oxides





**Rys. 4.** Masowa emisja NO<sub>x</sub> dla kotła DKVR 10-13 przy wspólnym spalaniu paliwa gazowego i mazutu.

**Fig. 4.** Mass emissions of NO<sub>x</sub> for boiler DKVR 10-13 in the co-combustion of gas and fuel oil

Zestawienie głównych opomiarowanych i obliczanych wartości charakteryzujących pracę kotła przy spalaniu paliwa gazowego oraz przy wspólnym spalaniu podano w tabeli 2 i 3.

**Tabela 2.** Zestawienie wyników badań emisji tlenków azotu dla kotła DKVR 10-13 na paliwie gazowym**Table 2.** Summary of the results of the testing of emissions of nitrogen oxides for fuel gas boiler DKVR 10-13

Wskaźniki	Ciśnienie gazu [daPa]			
	50	100	150	200
1. Wydajność kotła [t/h]	5,33	7,64	9,44	10,90
2. Zużycie gazu [m <sup>3</sup> /h]	430	610	750	865
3. Strumień objętości spalin ( $\alpha=1$ , $t=20^{\circ}\text{C}$ ) [m <sup>3</sup> /s]	1,09	1,54	1,90	2,19
4. Stężenie NO <sub>x</sub> w spalinach ( $\alpha=1$ , $t=20^{\circ}\text{C}$ ) [mg/m <sup>3</sup> ]:				
a) faktyczna eksploatacyjna	240	270	295	315
b) z włączonym systemem	180	195	210	220
5. Emisja masowa tlenków azotu [g/s]:				
a) maksymalna obliczeniowa	0,755			
b) maksymalna faktyczna	0,690			
c) obniżenie emisji o 30%	0,483			
c) faktyczna eksploatacyjna	0,261	0,416	0,560	0,690
d) z włączonym systemem	0,196	0,300	0,399	0,481
6. Ciśnienie pary przed wtryskiwaczami systemu [bar]	1,0	1,7	2,3	3,0
7. Zużycie pary na wtrysk [kg/h]	45	58	67	77

**Tabela 3.** Zestawienie wyników badań emisji tlenków azotu dla kotła DKVR 10-13 przy wspólnym spalaniu gazu i mazutu**Table 3.** Summary of the results of the testing of emissions of nitrogen oxides for fuel gas boiler DKVR 10-13

Wskaźniki	Ciśnienie mazutu [bar]			
	1,0	1,5	2,0	3,0
1. Wydajność kotła [t/h]	8,41	9,28	9,96	11,20
2. Ciśnienie gazu [daPa]	30			
3. Zużycie gazu [m <sup>3</sup> /h]	360			
4. Zużycie mazutu [kg/h]	250	305	350	430
5. Strumień objętości spalin ( $\alpha=1$ , $t=20^{\circ}\text{C}$ ) [m <sup>3</sup> /s]	1,74	1,93	2,08	2,34
6. Stężenie NO <sub>x</sub> w spalinach ( $\alpha=1$ , $t=20^{\circ}\text{C}$ ) [mg/m <sup>3</sup> ]:	220	230	240	250
7. Emisja masowa tlenków azotu [g/s]:				
a) obniżenie emisji o 20%	0,552			
b) faktycznie osiągnięty	0,383	0,444	0,499	0,552

## 6. Wnioski

1. Określono faktyczne poziomy emisji kotłów, które tylko przy spalaniu gazu zbliżone są do wartości maksymalnych obliczeniowych. Udowodniono, że metoda wspólnego spalania gazu i mazutu, oprócz sezonowego oszczędzania paliwa gazowego, jest również skuteczną metodą zmniejszenia emisji tlenków azotu.

2. Został opracowany, zbadany i wdrożony układ zmniejszenia emisji tlenków azotu dla kotłów DKVR 10-13 metodą wtryskiwania pary z konkretnym typem urządzenia rozpylającego dla kotłów parowych, sposobem jego montażu oraz miejscem i ilością wtryskiwanej pary.
3. Dostosowane przez Autorów tryby pracy kotłów pozwoliły na redukcję emisji tlenków azotu podczas wspólnego spalania paliwa przynajmniej o 20% przy jednoczesnym zwiększeniu wydajności kotłów.
4. Modyfikacja zawirów wyczu rozpylacza palników mazutowych zapewni jego maksymalną efektywność przy zdławieniu emisji tlenków azotu oraz zapewni dobrą jakość spalania mazutu przy jego umiarkowanym ciśnieniu występującym w trakcie wspólnego spalania gazu i mazutu.

## Literatura

- Сборник методик по расчету выбросов в атмосферу загрязняющих веществ различными производствами (1986). Л. Гидрометеиздат. Госкомгидромет.
- Jemieljanow, A. A., (1992). *Opracowanie urządzeń wtryskujących dla zdławienia tlenków azotu przy spalaniu gazu i mazutu w paleniskach kotłów*. Autoreferat rozprawy doktorskiej. Sankt – Petersburg.
- Кузнецова, Н. и др. (1973). *Тепловой расчет котельных агрегатов: Норматив. метод. М.: Энергия*.
- Pavlenko, A., Szkarowski, A., Janta-Lipińska, S. (2014). Badania spalania emulsji paliwowych. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 16, 376-385.
- Roslakow, P. W. (1986). Obliczenie wytwarzania się paliwowych tlenków azotu przy spalaniu paliwa zawierającego azot. *Energetyka cieplna 1(1)*, 37-41.
- Szkarowski, A. (1997). *Podwyższenie efektywności ochrony atmosfery przy spalaniu gazowego i ciekłego paliwa*. Autoreferat rozprawy habilitacyjnej. Sankt-Petersburg.
- Szkarowski, A. (2001). Technologia redukcji emisji NO<sub>x</sub> metoda dozowanego skierowanego balastowania płomienia. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 3, 53-73.
- Szkarowski, A. (2002). Zasady obliczeń zdławienia NO<sub>x</sub> metodą dozowanego skierowanego wtrysku balastu wodnego. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 4, 365-378.
- Szkarowski, A. (2003). Szczegółowe problemy sprawnego i ekologicznego spalania paliwa w przedpaleniskach pieców. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 5, 67-78.

- Szkarowski, A., Janta-Lipińska, S. (2009). Automatyczne sterowanie jakością spalania paliwa stałego w kotłach przemysłowo-grzewczych. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 11(2), 241-255
- Szkarowski, A., Janta-Lipińska, S. (2011). Modelowanie optymalnego spalania w kotłach przemysłowo-grzewczych. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 13, 511-524.
- Szkarowski, A., Janta-Lipińska, S. (2013). Badania energo-ekologicznych wskaźników pracy kotłów przy spalaniu paliwa ze sterowanym resztkowym niedopałem chemicznym. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 15, 981-995.
- Szkarowski, A., Janta-Lipińska, S. (2015). Badania doświadczalne a dokładność opracowanego modelu. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 17, 576-584.
- Szkarowski, A., Janta-Lipińska, S., Gawin, R. (2016). Obniżenie emisji tlenków azotu z kotłów DKVR. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 18, 565-578.
- Szyszlak-Bargłowicz J., Zajac G., Słowik T. (2017). Badanie emisji wybranych zanieczyszczeń gazowych podczas spalania peletów z agrobiomasy w kotle małej mocy. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 19, 715-730.

## Research on Co-combustion of Gas and Oil Fuels

### Abstract

Nowadays natural gas and fuel oil (mazut) are fuels commonly used in low and medium power industrial boiler houses. Currently majority of refineries improves technological processes of crude oil processing. Each processing of the resource, i.e. crude oil, changes many physio-chemical properties of fuel oil. As a result, while fuel oil combustion, indicators provided in boiler's manual are violated, incomplete combustion is increased, sediments made of coke are created on heat exchange surfaces and combustion stability decreases until flameout, among others. Increasing speed and completeness of the combustion process as well as effective use of screen surfaces requires the highest possible level of fuel dispersing. However, available boilers' burner injectors intended for fuel oil combustion are not capable of spraying it at level lower than 100  $\mu\text{m}$ .

That is why rarely used co-combustion of gas fuel and fuel oil turns out to be a great solution in this situation. It leads to increased emission rate and boiler's proficiency, as well as prevents deposition and coking of fuel oil leftovers on boiler's surfaces.

Achieved research results were used in practice in order to decrease emission of nitric oxides into the atmosphere and increasing thermal efficiency of type DKVR 10-10 boiler. The study was conducted on an example of three boilers installed in the Wyborsky's Eighth Regional Industrial Boiler House of

Sankt Petersburg Region. In the case of this boiler, the analysis of methods aimed at decreasing emission of nitric oxides and author's experiences, indicate important advantages of method based on injection of moisture into the combustion area. However, this method requires setting optimal parameters in order to use it. That is why in order to inject additional moisture, which is needed for pulverizing fuel oil, mixer of pulverizing head needs to be modified (Fig. 1). The abovementioned actions allowed to assume lowering  $\text{NO}_x$  emission by 30% with gas fuel combustion and 20% with gas fuel and fuel oil co-combustion. Emission of  $\text{NO}_x$  is provided in conversion to mass emission of nitric oxides, because this indicator characterizes absolute impact of harmful parts of combustion gases on atmosphere pollution (Fig. 3 and 4). Three levels of potential impact of emission with boiler's combustion gases on atmosphere pollution with gas fuel combustion as well as co-combustion of gas fuel and fuel oil were taken into consideration while conducting the analysis.

The abovementioned solutions provided general improvement in boiler's operation and increased efficiency of fuel use during co-combustion of gas and fuel oil.

## **Streszczenie**

W dzisiejszych czasach gaz ziemny oraz ropa naftowa (mazut) są paliwami powszechnie wykorzystywanymi w kotłowniach przemysłowo-grzewczych małej i średniej mocy. Obecnie większość rafinerii doskonali procesy technologii przeróbki ropy naftowej. Każda przeróbka surowca tj. ropa naftowa powoduje zmiany szeregu fizyko-chemicznych właściwości mazutu. Wskutek tego podczas spalania mazutu następuje m.in. naruszenie wskaźników przewidywanych w karcie pracy kotła, zwiększenie jego niezupełności spalania, powstawanie na powierzchniach wymiany ciepła osadów z cząsteczek koksu oraz obniżenie stabilności spalania aż do zerwania płomienia. Aby móc zwiększyć szybkość i zupełność procesu spalania oraz efektywne wykorzystanie powierzchni ekranowych należy zapewnić jak najwyższy stopień dyspergowania paliwa. Jednak istniejące wtryskiwacze palników kotłów przeznaczonych do spalania mazutu nie są w stanie zapewnić jego rozpylania na poziomie poniżej 100  $\mu\text{m}$ .

Dlatego też rzadko stosowane wspólne spalanie paliwa gazowego i mazutu okazuje się tutaj doskonałym rozwiązaniem posiadającym kilka atutów. Prowadzi ono, bowiem do zwiększenia współczynnika emisyjności, zwiększenia sprawności kotła a także zapobiega osadzaniu się i koksowaniu się resztek mazutu na powierzchniach kotła.

Uzyskane wyniki badań wykorzystano w praktyce w celu zmniejszenia emisji tlenków azotu do atmosfery oraz poprawy sprawności cieplnej kotła typu DKVR 10-13. Opracowanie wykonane zostało na przykładzie jednego z trzech

kotłów zainstalowanych w Ósmej Rejonowej Kotłowni Wyborskiego Rejonu Sankt-Petersburga. W przypadku niniejszego kotła analiza metod zmniejszenia emisji tlenków azotu i doświadczenia autorów wykazują istotne zalety metody wtrysku wilgoci do strefy spalania. Metoda ta wymaga jednak określenia optymalnych charakterystyk parametrów jej zastosowania. Dlatego też w celu wtrysku dodatkowej wilgoci, która jest potrzebna do rozpryskiwania mazutu należy odpowiednio zmodyfikować zawirywacze głowicy rozpryskującej (rysunek 1). Powyższe działania pozwoliły osiągnąć poziom zmniejszenia emisji  $\text{NO}_x$  o 30% przy spalaniu paliwa gazowego oraz o 20% przy wspólnym spalaniu paliwa gazowego i mazutu. Emisję  $\text{NO}_x$  podaje się w przeliczeniu na masową emisję tlenków azotu, ponieważ właśnie ten wskaźnik charakteryzuje bezwzględny wpływ emisji szkodliwych składników spalin na zanieczyszczenie atmosfery (rysunek 3 i 4). W trakcie przeprowadzonej analizy uwzględniane zostały trzy poziomy ewentualnego wpływu emisji ze spalinami kotłów na zanieczyszczenie atmosfery zarówno przy spalaniu paliwa gazowego jak i wspólnym spalaniu paliwa gazowego i mazutu.

Powyższe autorskie rozwiązania towarzyszyły ogólnemu usprawnieniu pracy kotła i zwiększeniu efektywności wykorzystania paliwa przy wspólnym spalaniu gazu i mazutu.

**Słowa kluczowe:**

mazut, rozpryskiwacz, paliwo gazowe, kocioł przemysłowo-grzewczy, spalanie, emisja

**Keywords:**

fuel oil, pulverizer, gas fuel, industrial heating boiler, combustion, emission



# **Gospodarka odpadami w świadomości społeczeństwa**

*Włodzimierz Deluga*  
*Politechnika Koszalińska*

## **1. Wstęp**

Ilość odpadów komunalnych wzrasta w lawinowym tempie, ponadto sytuację pogarsza fakt, że większość odpadów nie jest powtórnie wykorzystywana i trafia na składowiska, w związku z czym ich segregacja i zagospodarowanie odpadów jest jednym z największych wyzwań XXI wieku (Kłós 2012).

Regulacja problemów związanych z ochroną środowiska zarówno w skali globalnej, krajowej czy lokalnej uzależniona jest od zgody i zaangażowania wielu podmiotów, a instrumentem będącym podstawą w tym zakresie jest międzynarodowe prawo ochrony środowiska (Sołtysek 2009). Polityka gospodarowania odpadami podporządkowana jest określonym dyrektywom i ustawom. Nowy system gospodarki odpadami i „ustawa śmieciowa” nakłada obowiązki na gminy, które zobowiązane są do utrzymania czystości i porządku w gminach, a także zapewnienie budowy, eksploatacji i utrzymania regionalnych instalacji do przetwarzania odpadów komunalnych. Prognozowano, że w 2017 roku w obrębie regionu środkowopomorskiego zostanie wytworzonych około 123 296 Mg odpadów komunalnych, jednakże po uwzględnieniu założonego selektywnego zbierania odpadów u źródła, około 77,5% wytworzonych odpadów komunalnych tj. 95 579 Mg powinno zostać przetworzonych w instalacji do termicznego przetwarzania odpadów (Piecuch i Dąbrowski 2014). Za zadania związane z utrzymaniem czystości i gospodarką odpadami odpowiedzialne są gminy, które realizują je poprzez Spółki Gospodarki Komunalnej. Spółki te inicjują wspólnie z gmi-

nami wiele działań proekologicznych oddziałując na mieszkańców, celem wzrostu ich świadomości w aspekcie dbania o miejsce, w którym funkcjonują. Termin „ekologia” pojawił się w nauce ponad 130 lat temu za sprawą Ernesta Haeckela i oznaczał naukę o relacjach i zależnościach między organizmami a środowiskiem w którym żyją (Małachowski 2011).

Celem artykułu jest przedstawienie wybranych implikacji związanych z edukacją proekologiczną a świadomością w kwestiach ekologicznych badanych mieszkańców Koszalina. Tezę badawczą sformułowano następująco: inicjatywy proekologiczne edukujące mieszkańców Koszalina są skuteczne, jednak w niektórych ich obszarach konieczne są zmiany.

## **2. Metodyka badawcza**

W celu przeanalizowania problemu w jaki sposób mieszkańcy Koszalina oceniają gospodarowanie odpadami w mieście oraz jaki jest aktualny stan tej gospodarki, posłużono się badaniem sondażowym, jako narzędzie badawcze wykorzystano ankietę. Charakter próby badawczej, to próba losowa, a wyniki można by uogólnić na całą populację miasta. Kryteria jakie musieli spełnić respondenci w tym przypadku, to bycie pełnoletnim, a także mieszkańcem Koszalina. W teście wykorzystano dwa rodzaje ankiet: internetową i środowiskową. Badanie realizowano w miesiącach lipcu i sierpniu 2015 roku. Polegało ono na wysłaniu 300 kwestionariuszy drogą elektroniczną do losowo wybranych, pełnoletnich Koszalinian, poprzez portale społecznościowe. Założony również został temat na forum Głosu Koszalińskiego. W badaniu wykorzystano oprogramowanie do badań (adres internetowy to [www.surveymonkey.com/pl/](http://www.surveymonkey.com/pl/)). W ten sposób uzyskano 60 odpowiedzi. Przyczyną tak słabego odzewu mógł być fakt, iż ludzie raczej mają negatywne nastawienie do treści wysyłanych przez nieznanymi, a poza tym część kont na portalach mogło być nieaktywnych. Badanie kontynuowano metodą środowiskową - kwestionariusze rozdawano w centrach handlowych, po upewnieniu się, że respondent jest mieszkańcem miasta. Wynikiem tego działania było pozyskanie 55 dodatkowych odpowiedzi. Ankieta zawierała 20 pytań z czego 4 to pytania metryczkowe. W sumie wypełnionych zostało 115 ankiet. Ponadto postawiono dwie tezy dotyczące badania ankietowanego. Pierw-



sza to: 60% badanych wie jak poprawnie segregować odpady, nie mając przy tym żadnych wątpliwości. Druga natomiast: 80% respondentów uważa, iż inicjatywy proekologiczne są potrzebne dla wszystkich.

W badaniu wzięło udział 68 kobiet i 47 mężczyzn, z czego biorąc pod uwagę kategorię wieku to: a) 18-30 lat – 69 osób, 31-45 – 19 osób, 46-60 – 20 osób, powyżej 60 lat – 7 osób. Ze względu na wykształcenie: 48 osób posiadało średnie wykształcenie, 4 osoby zawodowe i wyższe 63 osoby. Stosowana ankieta miała charakter anonimowy.

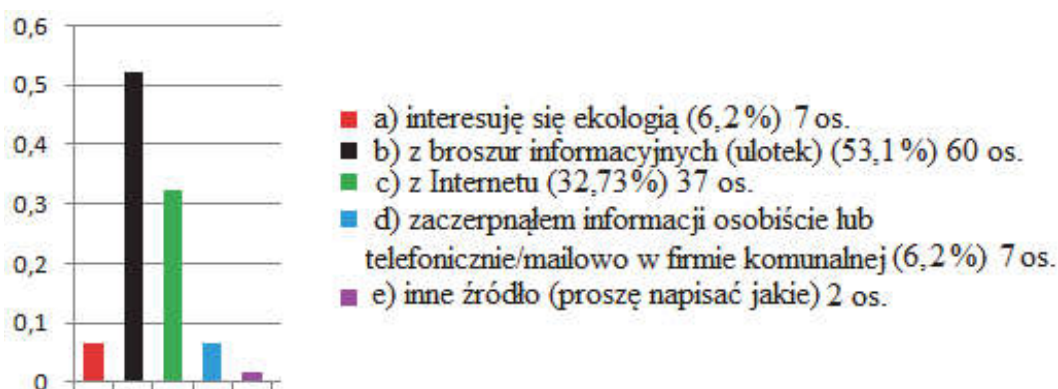
### 3. Wyniki badań i ich interpretacja

Pierwsze sformułowane pytanie, dające jednocześnie odpowiedź na jedną z tez, dotyczyło znajomości sposobu segregacji i brzmiało: „Czy wie Pan/Pani w jaki sposób segreguje się odpady?”. Z odpowiedzi wynika, że aż 71 osób wie jak selekcjonować odpady, nie mając przy tym żadnych wątpliwości. Daje to wynik blisko 62% w stosunku do ogółu badanych. Pierwsza z tez została potwierdzona.

Istotnym jest, że 39 osób (1/3 respondentów) także wie jak dokonywać segregacji, lecz nie jest do końca pewnym i ma przy tym wątpliwości. Śmiało można więc stwierdzić, że poziom wiedzy mieszkańców w tym zakresie jest wysoki. Zaledwie 3 osoby stwierdziły, iż segregacja sprawiłaby im trudność, a tylko 2 dały do zrozumienia, że nie wiedzą jak to robić i te zostały skierowane do pytania 5.

W kolejnym pytaniu, pozostałe 113 osób mające pojęcie o segregacji, mogło podzielić się informacją o źródle pozyskiwania wiedzy na ten temat. Rezultat pytania „Skąd dowiedział/a się Pan/i jak segregować odpady?” obrazuje rysunek 1.

Ponad 53% ankietowanych odpowiedziało, iż informacje o segregacji czerpało z broszur informacyjnych (ulotek), co świadczy o skuteczności tej formy informacji. Podobnie jest z Internetem, z którego skorzystało w tym zakresie prawie 33% badanych. Firma komunalna powinna wyciągnąć z tego wnioski i przyłożyć wagę do rozwoju internetowych form komunikacji.

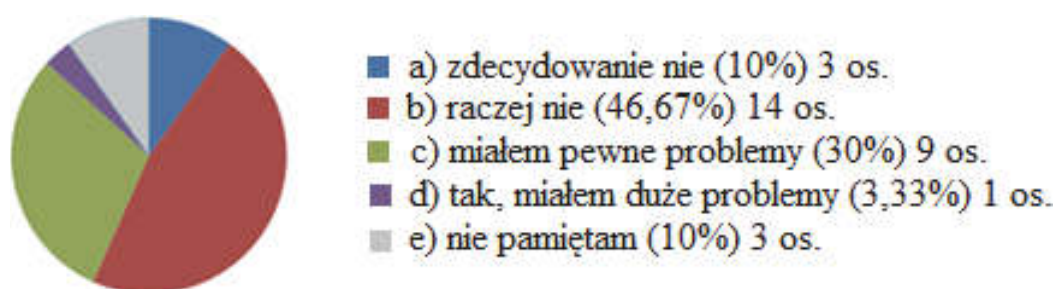


**Rys. 1.** Źródła pozyskiwania informacji o segregowaniu, przez mieszkańców  
**Fig. 1.** Source of obtaining information about segregation by residents

Źródło: Opracowanie własne. Source: own study.

Niepokojącym jest fakt, iż zaledwie 7 osób zaznaczyło, że poziom ich wiedzy jest efektem zainteresowania ekologią, co świadczy o niskiej świadomości ekologicznej. Dowodzi to konieczności stosowania dotychczasowych metod i docierania do mieszkańców sprawdzonymi sposobami. Jeżeli ekologia nie jest przedmiotem zainteresowań ludzi, to w momencie zaprzestania użytkowania obecnych środków, poziom wiedzy mógłby gwałtownie spaść. Wykres wskazuje, iż 7 osób pozyskało informacje bezpośrednio w firmie komunalnej, natomiast 2 zaznaczyły inne źródło, podając, że niezbędne wiadomości wyjaśnili im znajomi, bądź członkowie rodziny pracujący w PGK.

Kolejne pytanie dotyczyło wiedzy mieszkańców na temat segregowania odpadów zanim miasto rozpoczęło akcję informacyjną na ten temat. Aż 83 osoby odpowiedziały, że nie szukały odpowiedzi jak segregować odpady, a zaledwie 30, że szukało. Wynik odpowiedzi na to pytanie powiązany jest z niskim poziomem świadomości ekologicznej społeczeństwa. Społeczeństwo szuka niezbędnych informacji na ten temat dopiero np. w momencie zmian prawa, gdy dotyka to bezpośrednio i skutkuje gruntownymi zmianami pewnych sfer życia (tym bardziej, gdy ma to związek z dotychczasowymi opłatami). Wszyscy, którzy zaznaczyli „nie”, zostali odesłani do pytania 8. Z kolei 30 pozostałych osób odpowiedziało na pytanie 4., które brzmiało: „Czy miał Pan/i problem z uzyskaniem takich informacji?”.



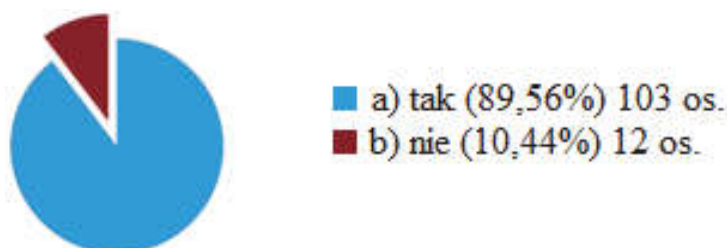
**Rys. 2.** Ocena dostępności i trudności uzyskania informacji o segregacji

**Fig. 2.** Evaluation of availability and difficulty in obtaining information about segregation

Źródło: Opracowanie własne. Source: own study.

Z wykresu na rysunku 2 wynika, że zaledwie 3 osoby zadeklarowały o braku trudności z uzyskaniem informacji o segregacji odpadów, a 14, że raczej nie miało. Spośród 30 osób wypowiadających się w tym zagadnieniu, 10 uznało, że miało z tym problemy. Uzyskane wyniki na tak zadane pytanie sugerują, że system przekazywania informacji nie do końca funkcjonuje optymalnie. Mieszkańcy wykazujący się chęcią segregowania odpadów, chcąc pozyskać niezbędne wiadomości na ten temat, korzystają z różnych źródeł i napotykają na pewne trudności. Rezultatem tego może być spadek ich zaangażowania w ten proces, a może nawet rezygnacja. Pokazuje to, jak istotną sprawą jest system przekazywania informacji.

W kolejnym pytaniu, ankietowanym zadano kluczowe pytanie, o to czy segregują odpady komunalne. Rezultat widzimy na rysunku 3.

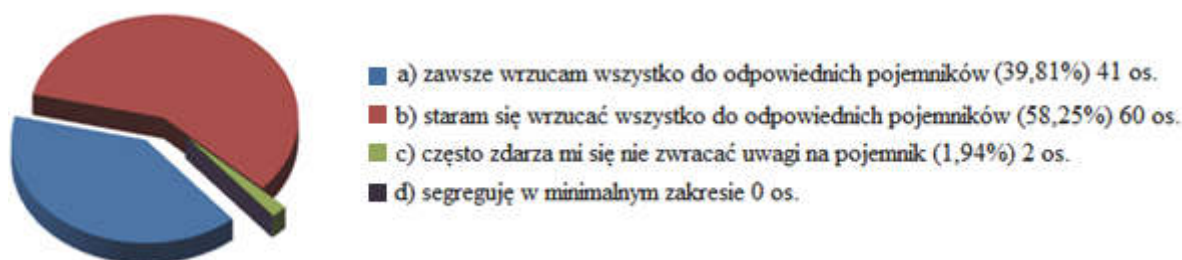


**Rys. 3.** Liczba osób segregujących odpady komunalne

**Fig. 3.** Number of people segregating municipal waste

Źródło: Opracowanie własne. Source: own study.

Nie trudno zauważyć, że prawie 90% badanych Koszalinian odpowiedziało, że segreguje odpady. Na ten stan składają się osoby, które zadeklarowały w umowach „śmieciowych” w 2013 r., że będą segregować swoje odpady. Odpowiedź „nie” zaznaczyło 12 osób, czyli ok. 10% zapytanych. Można się domyślać, że są to mieszkańcy, którzy nie zdecydowali się na segregację i wolą oddawać odpady zmieszane. Oczywiście nie można odrzucać możliwości, że wśród tych 12 osób są też ci z pierwszej grupy deklarowanych, jednak ich liczba prawdopodobnie jest bardzo mała. Uzyskany wynik świadczy o tym, że w przybliżeniu 9 na 10 badanych segreguje odpady w swoich gospodarstwach domowych, co jest efektem bardzo pozytywnym, świadczy o wzroście świadomości mieszkańców, to korzystne dla firmy obsługującej cały system, w zakresie ponoszonych przez nią kosztów. Osoby niesegregujące odpady, skierowane zostały do pytania 9., pozostałe 103 osoby pytano o skrupulatność i dokładność segregacji. Wyniki pytania brzmiącego „Jak skrupulatnie Pan/i segreguje odpady?” zobrazowano na rysunku 4.



**Rys. 4.** Dokładność segregacji odpadów przez mieszkańców.

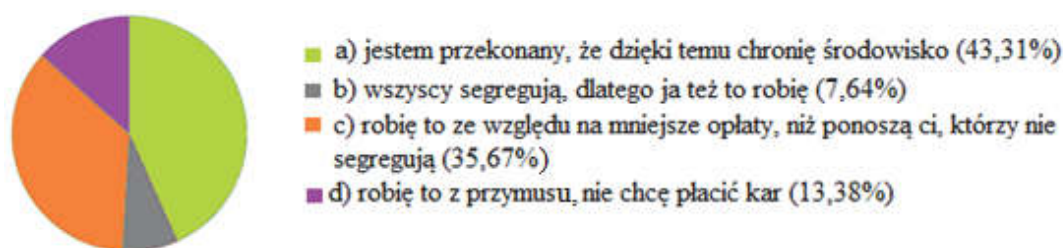
**Fig. 4.** Accuracy of waste segregation by residents

Źródło: Opracowanie własne. Source: own study.

Uzyskany rezultat napawa optymizmem, gdyż jak widać, nikt nie zaznaczył ostatniej odpowiedzi o segregacji w minimalnym zakresie, a zaledwie 2 osoby spośród 103 stwierdziły, że często zdarza im się nie zwracać uwagi na pojemnik, do którego wrzuca odpady. Z pozostałych, 41 ankietowanych przyznało, że zawsze wrzuca każdy odpad do właściwego pojemnika, natomiast 60 odpowiedziało, że stara się segregować poprawnie i wrzucać odpady do właściwych kontenerów. Wynik ten należy uznać za zadowalający, gdyż ponad 100 osób oznajmiło, że postępuje właściwie lub stara się to robić. Byłoby dobrze, gdyby każdy pozbywał się odpadów w sposób prawidłowy, jednak przyznając uczciwie, taki

wynik jest bardzo trudny do osiągnięcia. W gestii miasta i firm komunalnych leży, aby właściwe postępowania mieszkańców z odpadami stało się jednym z podstawowych obowiązków.

Następnym zagadnieniem, na temat którego odpowiadali ankietowani, był powód segregacji odpadów. Pytanie sformułowano następująco: „Dlaczego segreguje Pan/i odpady?”. Jego rezultat pokazuje wykres na rysunku 5.

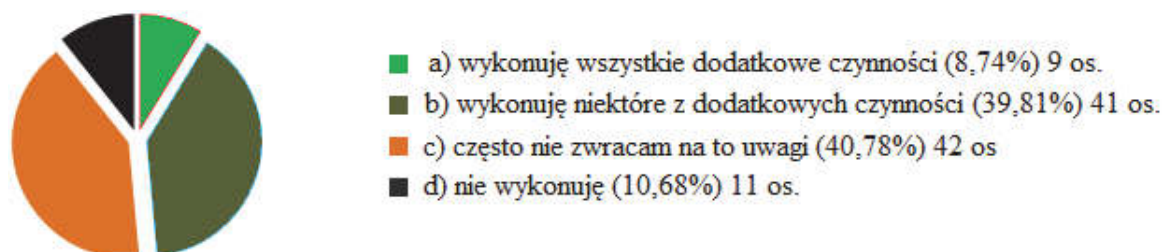


**Rys. 5.** Powody, dla których mieszkańcy Koszalina segregują odpady  
**Fig. 5.** Reasons, for which residents of Koszalin segregate waste

Źródło: Opracowanie własne. Source: own study.

Respondenci mieli możliwość zaznaczania maksymalnie 2 odpowiedzi. Spośród badanych 68 osób (około 43%) segregowało odpady z pobudek ekologicznych i przekonania, że dzięki temu można przyczynić się do ochrony środowiska. Warto dodać, iż wraz z tą odpowiedzią, ankietowani równie chętnie (ponad 35,5% - 56 osób) zaznaczali odpowiedź „c”, stwierdzając, że robią to również ze względu na niższe opłaty. Wielu z nich zatem, oprócz powodów ekologicznych, kieruje się aspektem czysto materialnym. Odpowiedź „d” z kolei stanowi blisko 13,5% ogółu odpowiedzi i świadczy o tym, że co piąty mieszkaniec czuje się zmuszony do segregacji i robi to tylko po to, aby uniknąć kar finansowych. Najmniej, bo 12 osób (7,6% odpowiedzi) stwierdziło, że segreguje dlatego, że inni to robią. Można więc przypuszczać, że w momencie zmiany zachowań tych którzy segregują odpady, prawdopodobnie zrezygnowaliby z dotychczas wykonywanych czynności. Podobnie jak ci, którzy stwierdzili, że są zmuszani do segregacji- gdyby kary zostały zniesione, możliwe, że i oni przestaliby selekcjonować odpady. Optymistyczne jest jednak to, że 3 na 5 osób podejmuje się tych czynności mając na uwadze ochronę środowiska.

W następnym pytaniu zapytano grupę respondentów, czy podczas segregacji wykonują przy tym dodatkowe czynności, takie jak zgniatanie plastikowych butelek, odkręcanie z nich nakrętek itp. Rezultat przedstawiono na rysunku 6.



**Rys. 6.** Liczba osób wykonujących dodatkowe czynności podczas segregacji  
**Fig. 6.** Number of people, who perform additional activities during segregation

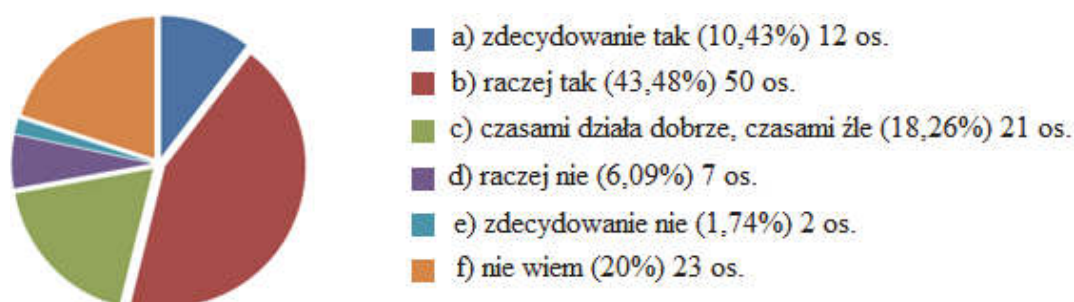
Źródło: Opracowanie własne. Source: own study.

Spośród 103 osób odpowiadających na wyżej wymienione pytanie, zaledwie 9 potwierdziło wykonywanie wszystkich dodatkowych czynności, natomiast prawie 40%, czyli 41 osób przyznało, że wykonuje tylko niektóre z tych czynności. Większa grupa osób, bo aż 42 z nich, stwierdziły, że często nie zwracają na to uwagi. Natomiast 11 ankietowanych przyznało, że nie wykonuje dodatkowych działań, nawet w najmniejszym zakresie. Zatem tylko 50 respondentów, czyli mniej niż połowa, przykłada wagę w zadowalającym stopniu do takich dodatkowych zabiegów, jak chociażby zgniatanie butelki przed wyrzuceniem jej. Jest to informacja dla firm komunalnych, jakie tematy powinny zostać podjęte podczas edukacji ekologicznej i w jakim obszarze należy szukać obniżek ponoszonych kosztów na załadunek odpadów poprzez zmniejszenie ich objętości. Zgniecione butelki zajmują kilkakrotnie mniej miejsca niż te niezmiżdżone, co wpływa na liczbę kursów i wszystkie związane z tym opłaty. Podobnie jak nie zdjęte nakrętki generujące dodatkowe koszty, w postaci np. trudności z rozprasowaniem zamkniętej butelki. Nawet jeśli ciężarówka wyposażona byłaby w prasę, to może wystąpić kłopot ze zgniataniem odpadów.

W pytaniu 9. zwrócono się do 12 osób, które wcześniej deklarowały, że nie podejmują się segregacji odpadów, o to, co mogłoby ich do tego zachęcić. Respondenci mieli możliwość wyboru maksymalnie 3 odpowiedzi spośród pytań. Aż 34% z nich dotyczyło możliwości

zwiększenia ilości pojemników bądź częstotliwości ich opróżniania. Ponadto 10 osób stwierdziło, że do segregacji zachęciłoby ich przebudowanie istniejących pojemników, tak aby dostęp do nich był łatwiejszy, np. umożliwienie łatwiejszego ich otwierania, gdyż obecnie wielu osobom może to sprawiać trudność.

W dalszej części ankiety respondentom zadano pytanie: „Czy system segregacji w Koszalinie Pana/i zdaniem działa sprawnie?”. Wyniki podano na rysunku 7.

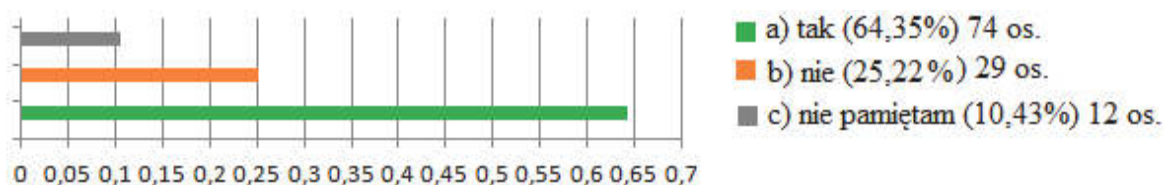


**Rys. 7.** Sprawność systemu koszalińskiej segregacji w percepcji mieszkańców  
**Fig. 7.** Efficiency of the Koszalin segregation system in the perception of residents

Źródło: Opracowanie własne. Source: own study.

Wśród ankietowanych 12 osób stwierdziło zdecydowanie, że system stosowany w Koszalinie działa sprawnie, podobnie też 50 uznało, że raczej działa sprawnie. Wśród negatywnie oceniających system znalazło się blisko 9% badanej społeczności, uznając, że nie prosperuje on w sposób właściwy. Poza tym, na 115 mieszkańców, 23 nie posiadało wiedzy na ten temat i wybrało odpowiedź „nie wiem”.

Na pytanie „Czy zetknął się Pan/i z akcjami propagującymi segregację odpadów?”. Rezultat ukazuje wykres na rysunku 8. Jest to rezultat całkiem zadowolający, jednak trudno się nie zgodzić, że ten obszar działań wymaga jeszcze wielu ulepszeń i prac korygujących.

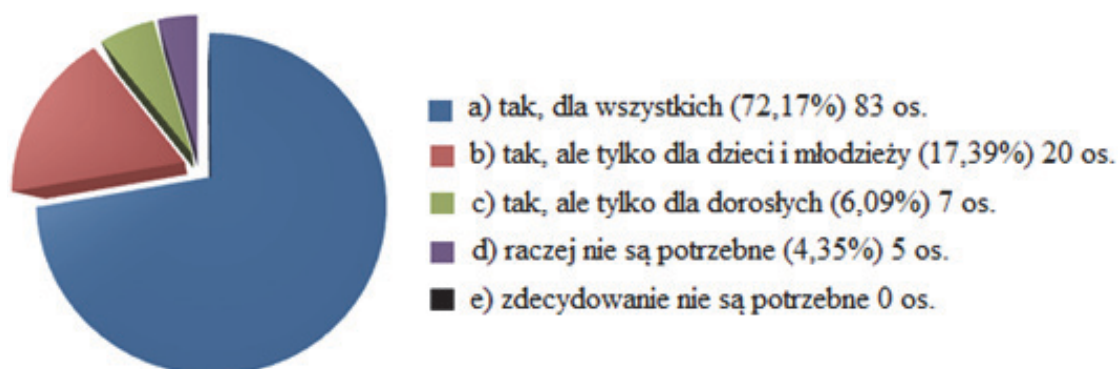


**Rys. 8.** Ilość mieszkańców, którzy zetknęli się z akcjami dot. segregacji

**Fig. 8.** Number of residents, who came across segregation campaigns

Źródło: Opracowanie własne. Source: own study.

W kolejnym pytaniu zapytano grupę Koszalinian o potrzebę organizowania akcji edukacyjnych. W nawiązaniu do poprzedniego pytania, te sformułowano następująco: „Czy uważa Pan/i, że akcje edukacyjne na temat segregacji odpadów są potrzebne?”.



**Rys. 9.** Potrzeba stosowania akcji edukacyjnych w opinii mieszkańców

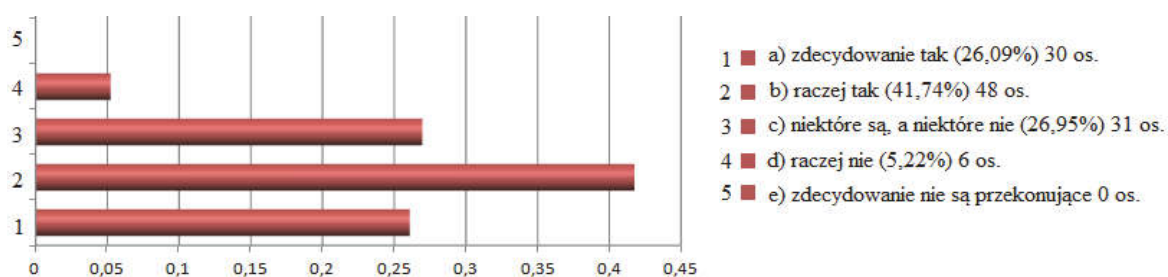
**Fig. 9.** The need to take advantage of educational actions in the opinion of residents

Źródło: Opracowanie własne. Source: own study.

W rezultacie 83 osoby stwierdziły, że takie akcje potrzebne są dla wszystkich. Druga teza zatem, wg której 80% mieszkańców opowie się za koniecznością stosowania wspomnianych inicjatyw dla każdej grupy wiekowej, nie sprawdziła się, gdyż uzyskany wynik to nieco ponad 72%. Uzyskany wynik świadczy o dużej potrzebie stosowania akcji propagujących segregację odpadów i inicjatywy ekologiczne wśród mieszkańców.

Następnym krokiem powinno być rozpatrzenie skuteczności edukacji ekologicznej. I tak kontynuując, zadano pytanie: „Czy proekologiczne akcje i inicjatywy są przekonujące?”. Uzyskany wynik ukazuje kolejny obszar wymagający udoskonalenia.





**Rys. 10.** Liczba osób odbierających stosowane akcje jako przekonujące

**Fig. 10.** Number of people, who think that the undertaken actions are convincing

Źródło: Opracowanie własne. Source: own study.

Spośród ankietowanych, 30 uznało, że stosowane akcje zdecydowanie są przekonujące, a najwięcej, bo 48 – że raczej są. Daje to łącznie 78 osób, które opowiedziały się za skutecznością obecnych działań. Odpowiedź neutralną zaznaczyło blisko 27% zapytanych.

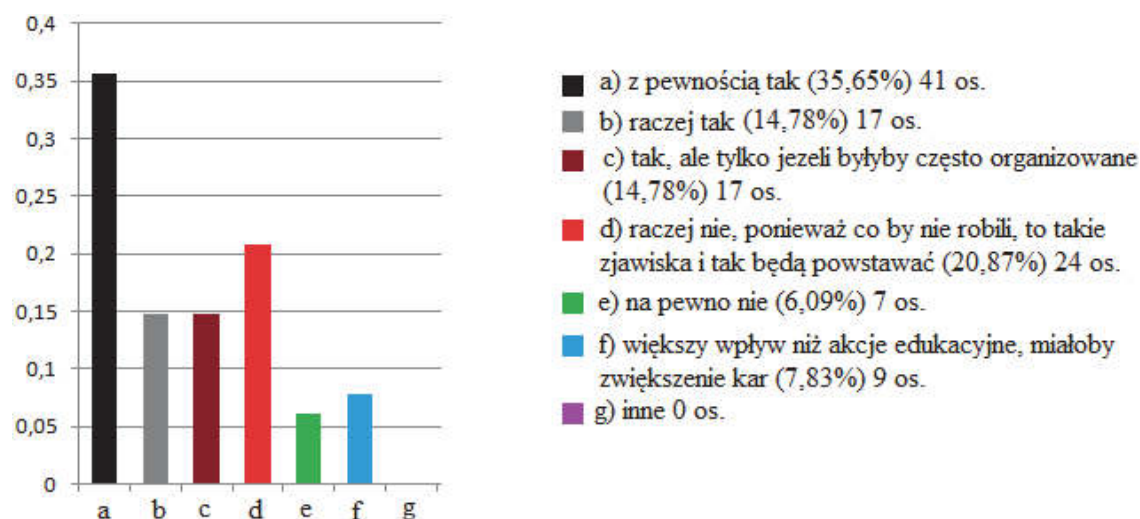
Kontynuując tematykę akcji edukacyjnych zadano ankietowanym pytanie sformułowane następująco: „Czy akcje uświadamiające o szkodliwości takich zjawisk, jak np. dzięki wysypiska śmieci, pozwoliłyby ograniczyć ich występowanie?”. Pytanie dotyczyło popularnego niestety zjawiska, jakim jest porzucanie odpadów w miejscach niedozwolonych. Celem było poznanie opinii mieszkańców w temacie możliwości wyeliminowania lub ograniczenia tych zjawisk poprzez inicjatywy proekologiczne i informacyjne. Rezultat przedstawiono na rysunku 11.

Co ciekawe, prawie 8% zapytanych stwierdziło, że wprowadzenie dodatkowych sankcji i większych kar, dałoby lepszy efekt i większy wpływ na ludzi szkodzących w ten sposób środowisku, niż inicjatywy edukacyjne.

Kolejne zadane mieszkańcom pytanie dotyczyło wiedzy ankietowanych o instalacjach przetwarzających odpady i brzmiało: „Czy wie Pan/i do czego służą poniższe instalacje wykorzystywane przy przetwarzaniu odpadów?”. Zapytano o cztery instalacje jakimi są: wysypisko, kompostownia, sortownia, spalarnia. Ilość odpowiedzi dla każdego elementu przedstawia tabela 1.

Celem tego pytania było poznanie wiedzy mieszkańców o tych instalacjach. Edukacja ludzi dotycząca problematyki odpadów powinna obejmować też takie sfery jako objaśnianie funkcjonowania urządzeń i instalacji przetwarzających odpady po zbiórce, w dalszych procesach.

Może mieć to wpływ na świadomość ludzi i wpłynąć na ich podejście do zbiórki i segregowania odpadów.



**Rys. 11.** Możliwość ograniczenia ilości dzikich wysypisk dzięki akcjom edukacyjnym w opinii mieszkańców

**Fig. 11.** Ability to reduce the number of wild dumps thanks to educational campaigns in the opinion of residents

Źródło: Opracowanie własne. Source: own study.

**Tabela 1.** Stan wiedzy mieszkańców o instalacjach do przetwarzania odpadów

**Table 1.** State of knowledge of residents about waste treatment installations

	Wiem	Nie wiem
Wysypisko	115 (100%)	0
Kompostownia	51 (44,35%)	64 (55,65%)
Sortownia	99 (86,09%)	16 (13,91%)
Spalarnia	113 (98,26%)	2 (1,74%)

Źródło: Opracowanie własne. Source: own study.

W ostatnim pytaniu zapytano o miejsce ich zamieszkania z podziałem na budynek/blok ze zsytem i było to 12 osób, budynek bez zsyphu – 73 osoby oraz domek wolnostojący – 30 osób. Chęć do segregacji i poziom wiedzy w tym zakresie osób, które zadeklarowały, iż zamieszkują w budynku wolnostojącym jest stosunkowo wysoki (30 osób).

Uzyskany rezultat może być punktem wyjścia do określenia preferencji i opinii zarówno młodych mieszkańców stanowiących w badaniu dużą grupę, jak i tych starszych. Faktem jest, iż zarówno młodzi jak i starsi podobnie deklarowali swój udział w segregacji odpadów, podobnie zresztą w aspekcie posiadania wiedzy w tym zakresie. Chociaż przyznać trzeba, iż nieliczne osoby przyznające się do niesegregowania wchodziły w większości w skład osób młodych, z wyższym wykształceniem. Dla Koszalinian z pierwszej grupy wiekowej najpopularniejszym źródłem informacji był Internet oraz broszury, z kolei wśród starszych dominowały raczej ulotki. W pytaniu o powody segregowania, młodzi ludzie opowiadali się często za ochroną środowiska. Starsi podobnie, często jednak zaznaczali też drugą odpowiedź związaną z chęcią ponoszenia mniejszych opłat. Można zauważyć również lekkie zróżnicowanie w tym aspekcie pod względem wykształcenia. Zarówno osoby ze średnim, jak i te z wyższym wykształceniem deklarują, że starają się segregować lub zawsze robią to dokładnie, jednak ci ze średnim mają więcej wątpliwości i ich wiedza w tym temacie jest nieco niższa. Ponadto większą wagę do czynności dodatkowych np. zgniatania plastikowych butelek, przykładają osoby spoza najmłodszej grupy.

#### 4. Wnioski z badań

Przeprowadzone badania być może nie są w pełni reprezentacyjne, stanowią jednak pewne tendencje w zakresie wzrostu świadomości, potrzeby edukacji w sferze działań proekologicznych.

Z przyjętych tez potwierdziła się jedna, wnioskująca, że 60% ankietowanych wie jak segregować odpady i nie ma przy tym żadnych wątpliwości. Uzyskano wynik zbliżony do 62%. Jest to rezultat bardzo dobry, z uwagi na to, że prawie 34% uznały podobnie, czyli, że wie jak selekcjonować, jednak ma przy tym pewne wątpliwości i nie jest do końca pewnym. Daje to łącznie liczbę 96% osób świadomych segregacji. Druga teza dotyczyła tego, że 80% respondentów uważa, iż inicjatywy proekologiczne są potrzebne dla wszystkich. Teza zatem się nie sprawdziła, gdyż za tą odpowiedzią było nieco ponad 72% ankietowanych. Wynik jednak dowodzi konieczności stosowania inicjatyw proekologicznych, gdyż 23,5% zapytanych uznało, że są one potrzebne jednak dla pewnych grup wiekowych. Daje to zatem wynik 110 osób na 115 wypeł-

niających ankietę, którzy uważają iż przeprowadzanie inicjatyw edukacyjnych jest niezbędne, a wręcz obowiązkowe.

Z przeprowadzonych badań wynika, iż rola edukacji w gospodarowaniu odpadami jest bardzo duża. Koszalinianie wiedzą jak segregować odpady, a najpopularniejszymi źródłami informacji w tym zakresie są broszury informacyjne dystrybuowane przez PGK oraz miasto, a także odpowiednie wiadomości i treści umieszczane w Internecie. Duża część społeczeństwa przekonana jest, że dzięki właściwemu postępowaniu z odpadami można chronić środowisko. Gdyby nie odpowiednie akcje wpływające na sposób myślenia ludzi, ich świadomość w tej płaszczyźnie byłaby niższa. Istotną sprawą jest fakt, iż mieszkańców trzeba jeszcze nauczyć i przekonać do wykonywania dodatkowych czynności podczas segregacji, jak odkręcanie nakrętek i zgniatanie plastikowych butelek przed ich wyrzuceniem, bowiem sfera ta wymaga znacznej poprawy. Grupa 64% osób z zapytanych stwierdziła, że zetknęła się z akcjami proekologicznymi. Jest to wynik zadowalający, ale z pewnością wymagający poprawy, gdyż aż 96% ankietowanych uznało, że akcje te są potrzebne. Inaczej ma się sprawa efektywności przeprowadzanych akcji, gdyż ok. 30% zapytanych uważa, że ich skuteczność jest na niskim poziomie i tylko niektóre są dla nich przekonujące. Świadczy to o konieczności pracy nad formą tych inicjatyw. Możliwe, że należałoby wziąć wzór z innych podmiotów komunalnych zarówno krajowych jak i zagranicznych. Rozpatrzyć również trzeba funkcjonowanie systemu informacji i przekazywania komunikatów mieszkańcom.

Podsumowując, przeprowadzone badania wykazały, że badani mieszkańcy Koszalina są świadomi ekologicznie, chociaż ukazała też obszary, które powinny zostać w przyszłości dopracowane. Inicjatywy proekologiczne pełnią dużą rolę i dalsze ich organizowanie jest konieczne ze względu na korzyści jakie dają otoczeniu, samym firmom gospodarującym odpadami, jak i władzom miasta. Gospodarowanie odpadami to nie tylko składowanie, ale także spalanie, recykling, kompostowanie i fermentacja. I tym problemom winniśmy poświęcić sporo uwagi i środków. Istotnym jest także egzekwowanie prawne wobec naruszających przepisy Ustawy o odpadach. Ważne miejsce należy przypisać edukacji ekologicznej od przedszkola do szkoły wyższej. Władze samorządowe i środki masowej informacji powinny wskazywać na konsekwencje nie przestrzegania segregacji odpadów.

## 5. Zakończenie

Według D. Kiełczewskiego świadomość ekologiczna to „stosunek człowieka do środowiska przyrodniczego, zespół informacji i przekonań na jego temat, a także system wartości, jakim ta osoba kieruje się wobec niego w swoim postępowaniu” (Kłós 2014).

Rozpatrując edukację ekologiczną i inicjatywy proekologiczne organizowane w Koszalinie dowiedziono, iż stan środowiska przyrodniczego ulega poprawie. Zmniejsza się liczba dzikich wysypisk, zwiększa się udział segregowanych odpadów. Dowodzi to, że z roku na rok wiedza i świadomość ekologiczna mieszkańców wzrasta. Proces uświadamiania ekologicznego społeczeństwa może trwać długo, jednak w długoletniej perspektywie jest bardzo opłacalny zarówno dla otoczenia przyrodniczego, jak i przedsiębiorstw komunalnych, i samych mieszkańców. Pamiętać należy o nałożonych na Polskę wymaganiach UE, które bez odpowiednich działań edukacyjnych i technologicznych, bardzo trudno będzie spełnić do 2020 roku. Obowiązki wobec gospodarowania odpadami reguluje ustawa z dnia 14 grudnia 2012 roku, z późniejszymi zmianami, o odpadach, tekst jednolity ogłoszono 10 maja 2018 roku (Dz.U. 2018 poz. 992). Ujednolicenie tekstu ustawy być może poprawi stan gospodarowania odpadami i być może wzrośnie świadomość społeczeństwa w tym zakresie.

## Literatura

- Kłós, L. (2012). Gospodarka odpadami komunalnymi – wyzwanie XXI wieku, *Studia i Prace Wydziału Nauk Ekonomicznych i Zarządzania nr 28*, Uniwersytet Szczeciński, Szczecin.
- Kłós, L. (2014). Wiedza i świadomość ekologiczna studentów, *Prace Naukowe Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu, Finanse na rzecz zrównoważonego rozwoju. Gospodarka – etyka – środowisko, 330*, Wrocław.
- Małachowski, K. (2011). Społeczne aspekty ochrony środowiska [w] *Gospodarka, a środowisko i ekologia*, pod red. K. Małachowskiego, CeDeWu, Warszawa.
- Piecuch, T., Dąbrowski, J. (2014). Projekt koncepcyjno-technologiczny Zakładu Termicznego Przekształcania Odpadów Komunalnych dla Regionu Środkowopomorskiego. *Rocznik Ochrona Środowiska, 16(3)*, Koszalin.
- Szołtysek, J. (2009), *Logistyka zwrotna*, Wyższa Szkoła Bankowa w Poznaniu, Poznań.

Ustawa z dnia 1 lipca 2011 r. o zmianie ustawy o utrzymaniu czystości i porządku w gminach oraz niektórych innych ustaw, Dz. U. 2011, Nr 152, poz. 897.

Ustawa z dnia 25 października 2012 r. – Program Ochrony Środowiska Miasta Koszalina na lata 2012 – 2015 z uwzględnieniem perspektywy na lata 2016 – 2019, Nr XXV/375/2012.

Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 roku, z późniejszymi zmianami, o odpadach, tekst jednolity z dnia 10 maja 2018 roku (Dz.U. 2018 poz. 992).

## **Waste Management in Public Awareness**

### **Abstract**

The article presents the issues related to public awareness of waste management. In order to illustrate the issue in question, the author used the results of the researches in the form of a diagnostic survey in the city of Koszalin. Public utility companies in Koszalin were indicated as an example. The results of studies and their quantitative data were interpreted. Moreover, the author made an attempt to generalize the issue by drawing conclusions. After the analysis of results, an opinion concerning the state of waste management in Koszalin and the effectiveness of applied ecological education activities was suggested.

### **Streszczenie**

W artykule podjęto problematykę związaną z świadomością społeczeństwa w zakresie gospodarowania odpadami. Dla ilustracji rozważanej kwestii posłużono się wynikami badań w postaci sondażu diagnostycznego na terenie miasta Koszalina. Jako przykład wykorzystano przedsiębiorstwa Gospodarki Komunalnej w Koszalinie. Wyniki badań i ich ilościowe dane zinterpretowano, i podjęto próbę uogólnienia wyprowadzając wnioski i konkluzje. Po analizie wyników zasugerowano opinię na temat stanu gospodarki odpadami w Koszalinie i skuteczności stosowanych działań z zakresu edukacji ekologicznej.

### **Słowa kluczowe:**

środowisko naturalne, ekologia, edukacja, gospodarka odpadami, kampania edukacyjna, badania opinii społecznej

### **Keywords:**

natural environment, ecology, education, waste management, education campaign, social opinion researches



# **Wpływ wybranych miąższości filtrów piaskowych o przepływie pionowym na jakość oczyszczonych ścieków bytowych**

*Ewa Dacewicz, Grzegorz Kaczor, Piotr Bugajski*  
*Uniwersytet Rolniczy, Kraków*

## **1. Wprowadzenie**

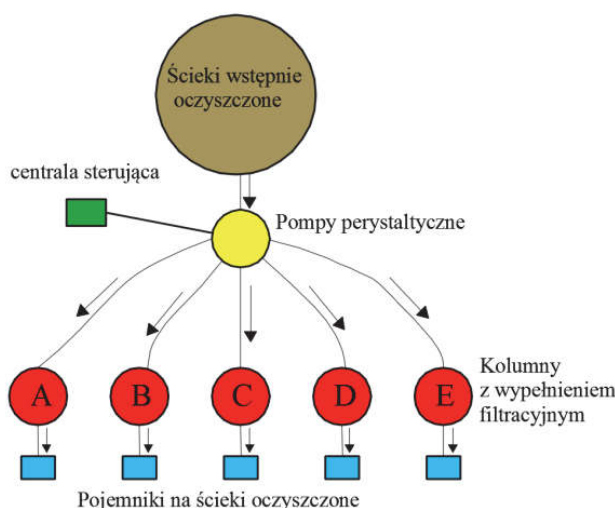
Na rynku jest wiele rozwiązań pozwalających oczyścić ścieki bytowe z pojedynczego gospodarstwa lub niewielkiej grupy gospodarstw. Selekcja systemu zastosowanego w małych oczyszczalniach ścieków wymaga uwzględnienia kryteriów zrównoważonego rozwoju, obejmujących aspekty techniczne, środowiskowe i społeczne (Józwiakowski 2012, Józwiakowski i in. 2015, Mucha i Generowicz 2015, Wójcik i in. 2014). Jednak o wyborze układu optymalnego tak w systemach wodociągowych, jak i kanalizacyjnych, decydują często aspekty ekonomiczne (Jawecki i in. 2013, Kaczor i in. 2017, Nowak i Wawryca 2015, Tchórzewska i Rak 2010). Jako przydomowe oczyszczalnie ścieków coraz częściej stosuje się systemy hydrofitowe (Józwiakowski 2012, Józwiakowski i in. 2016, Józwiakowski 2017). Dominującą rolę zaczynają odgrywać oczyszczalnie na bazie osadu czynnego tj. reaktory przepływowe lub pracujące w układzie sekwencyjnym (SBR), które charakteryzują się niskimi kosztami eksploatacyjnymi (Nowak i Wawryca 2015). Wśród innowacyjnych rozwiązań są też takie, które wykorzystują nietypowe materiały jako element nośnika biomasy (Mazur i in. 2016, Wąsik i Chmielowski 2017). Są to najczęściej obiekty wykonane z tworzywa sztucznego o stosunkowo niewielkich gabarytach. Problem stanowi obsługa tego typu urządzeń, która często wymaga fachowej wiedzy w zakresie ustawiania parametrów poszczególnych urządzeń (dmuchawy,

pompy recyrkulujące). Sam właściciel często nie jest zorientowany, a wręcz nie chce ingerować w obsługę tego typu obiektów. Jednym z takich rozwiązań są filtry piaskowe o przepływie pionowym (Chmielowski i Wałęga 2009). Znacznie mniejsze kłopoty eksploatacyjne sprawia obsługa układów składających się z osadnika gnilnego i filtra piaskowego o przepływie pionowym. Jest to od dawna stosowane rozwiązanie, którego zasadniczą wadą jest możliwość kolmatacji złoża filtracyjnego, zwłaszcza przy niepoprawnie eksploatowanym osadniku gnilnym. Celem pracy było określenie wpływu miąższości złoża filtracyjnego z wypełnieniem piaskowym na jakość oczyszczonych ścieków bytowych.

## 2. Materiały i metody badawcze

### 2.1. Obiekt badań

W celu określenia wpływu miąższości warstwy filtracyjnej w filtrze piaskowym o przepływie pionowym na jakość ścieków oczyszczonych zbudowany został model wycinkowy filtra piaskowego o przepływie pionowym, który był eksploatowany w pomieszczeniu zwanym "Modelarnią" w Katedrze Inżynierii Sanitarnej i Gospodarki Wodnej na Wydziale Inżynierii Środowiska i Geodezji Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie. Model badawczy składał się z pięciu jednakowych kolumn wykonanych z PCV o średnicy 200 mm i wysokości 1100 mm (rysunek 1).

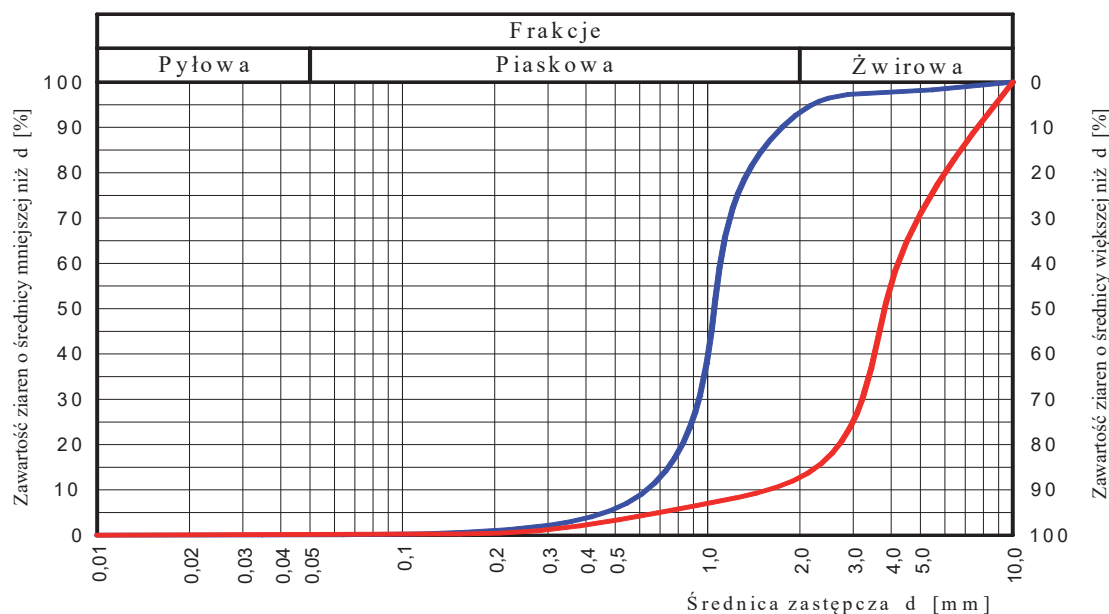


**Rys. 1.** Schemat technologiczny modelu kolumnowego (opracowanie własne)

**Fig. 1.** Technological scheme of the column model (own elaboration)



Wypełnienie kolumn stanowił płukany piasek o średnicy uziarnienia  $d_{10} = 0,62$  mm. Podstawowe parametry zastosowanego materiału filtracyjnego przedstawiono w tabeli 1. Krzywe granulometryczne poszczególnych warstw filtracyjnych, wykonane na podstawie pomiarów masy ziaren zatrzymanych na poszczególnych sitach wytrząsarki do gruntów sypkich, zobrazowano na rysunku 2. W tabeli 1 zestawiono podstawowe parametry warstwy filtracyjnej oraz podtrzymującej w modelu kolumnowym.



**Rys. 2.** Krzywe granulometryczne warstw filtracyjnych: kolor niebieski – warstwa piaskowa; kolor czerwony – warstwa podtrzymująca, drobny żwir (opracowanie własne)

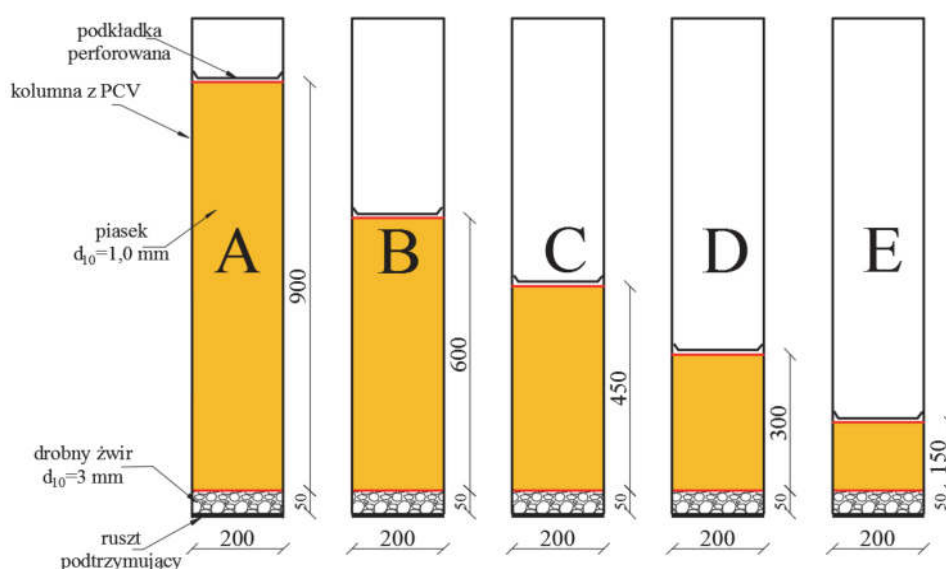
**Fig. 2.** Granulometric curves of filter layer: blue – sand layer; red – support layer, gravel (own elaboration)

**Tabela 1.** Zestawienie parametrów złoża filtracyjnego (model kolumnowy)

**Table 1.** Summary of parameters of filter bed layers (column model)

Rodzaj warstwy	Porowatość [%]	$d_{90}$ [mm]	$d_{60}$ [mm]	$d_{50}$ [mm]	$d_{10}$ [mm]	$U_1 = d_{60}/d_{10}$	$U_2 = d_{90}/d_{10}$	$U_3 = d_{90}/d_{60}$
Warstwa filtracyjna – piaskowa	37	1,80	1,15	1,10	0,62	1,85	2,90	1,57
Warstwa podtrzymująca – żwirowa	41	7,70	4,15	3,80	1,70	2,44	4,53	1,86

Miąższość warstw w poszczególnych kolumnach była następująca A = 15 cm, B = 30 cm, C = 45 cm, D = 60 cm oraz E = 90 cm. Na dnie każdej warstwy filtracyjnej znajdował się ruszt podtrzymujący złożę a na nim warstwa podtrzymująca z drobnego żwiru o miąższości 5 cm (rysunek 3). Model badawczy przez 45 dob był zasilany wstępnie oczyszczonymi ściekami bytowymi pochodzącymi z obiektu użyteczności publicznej. Dawkowanie ścieków do kolumn modelu w ilości 24 dawkowania na dobę, odbywało się za pomocą pompki perystaltycznych, które były załączane cyklicznie co godzinę. W danej serii pomiarowej każda z kolumn modelu była poddawana zróżnicowanemu obciążeniu hydraulicznemu w przedziale od 20 do 80  $\text{dm}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ .



**Rys. 3.** Schemat kolumn modelu badawczego (opracowanie własne)

**Fig. 3.** The scheme of the column model (own elaboration)

## 2.2. Analizy fizykochemiczne

Ścieki wstępnie oczyszczone pobierano średnio, co trzy doby z komory rozdzielczej po osadniku gnilnym, a ścieki oczyszczone pobierano z taką samą częstotliwością jako filtry z poszczególnych kolumn modelu. Próbki ścieków poddawano analizie fizykochemicznej w laboratorium Wydziału Inżynierii Środowiska i Geodezji Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie, którą wykonano dla następujących wskaźników zanieczyszczenia ścieków: BZT<sub>5</sub>, ChZT<sub>Cr</sub>, tlen rozpuszczony, zawiesina ogólna. Analizę fizykochemiczną przeprowadzono łącznie dla 15 serii pomiarowych,

podczas których pobrano 90 próbek ścieków wg norm PN-74/C-04620-11:1974 oraz PN-EN ISO 5667-1:2007. Pomiary stężenia tlenu rozpuszczonego wykonano zgodnie z normą PN-EN 5814:2013-04 za pomocą miernika wieloparametrowego CPO-401 firmy ELMETRON. Badanie BZT<sub>5</sub> przeprowadzono przy użyciu zestawu butelek OXITOP<sup>®</sup> według normy PN-EN 1899-1:2002 metodą manometryczną z rozcieńczeniami oraz normy PN-EN 1899-2:2002 metodą manometryczną bez rozcieńczeń. Oznaczanie ChZT<sub>Cr</sub> wykonano zgodnie z normą PN-ISO 6060:2006 z wykorzystaniem fotometru Aquanal Spectro 3. Badanie zawiesiny ogólnej wykonano zgodnie z normą PN-EN 872:2007 metodą z zastosowaniem filtracji przez sączi z włókna szklanego.

### 2.3. Analizy statystyczne

Obliczeń statystycznych dokonano w oparciu o określenie, czy średnie wartości stężeń badanych wskaźników w ściekach pobieranych z zadanych głębokości złoża filtracyjnego w istotny sposób się od siebie różnią. W tym celu zastosowano jednoczynnikową analizę wariancji ANOVA. Jako zmienną zależną przyjęto wartości badanych wskaźników zanieczyszczenia ze ścieków oczyszczonych dla poszczególnych poziomów złoża filtracyjnego (BZT<sub>5</sub>, ChZT<sub>Cr</sub>, zawiesina ogólna). Czynnikiem determinującym jakość ścieków w odpływie z poszczególnych głębokości złoża filtracyjnego była jego miąższość.

Wstępna analiza danych polegała na wykonaniu testu Grubbsa na wielkości odstające oraz na ocenie normalności rozkładu zmiennych z wykorzystaniem testu Shapiro-Wilka na założonym poziomie istotności równym 0,05. Do dalszej analizy wykorzystano tylko te zmienne, które można było opisać rozkładem normalnym. Dane poddano następnie analizie homogeniczności wariancji jednym z testów stosowanych w celu sprawdzenia istotności różnic pomiędzy wariancjami. Wykorzystano do tego test jednorodności wariancji Leven'a, którego statystyka  $F$  charakteryzuje się rozkładem Fishera.

W celu wskazania, pomiędzy którymi grupami różnice średnich są najbardziej istotne wykorzystano test post hoc Tukaya dla  $N$  zmiennych. Test ten sprawdza istotność różnicy średnich dla wszystkich par grup. W wynikach badań empirycznych przedstawiono tablice wartości prawdopodobieństw testowych (p-value) dla każdej pary grup. Różnica średnich dla danej pary grup została uznana jako istotna, jeśli prawdopodobieństwo testowe (p-value) było mniejsze od 0,05.

### 3. Analiza wyników badań i dyskusja

W tabeli 2 przedstawiono podstawowe statystyki opisowe ścieków wstępnie oczyszczonych dopływających do modelu badawczego.

**Tabela 2.** Charakterystyka jakościowa ścieków wstępnie oczyszczonych dopływających do kolumn modeli

**Table 2.** Quality characteristics of pre-treated sewage inflowing to model columns

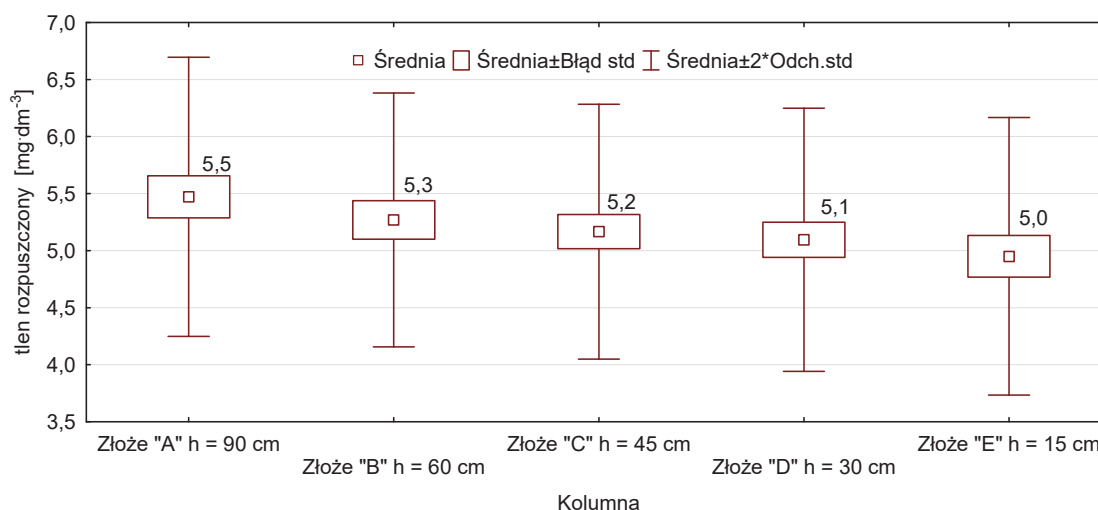
Wskaźnik	Statystyki opisowe (liczba próbek = 15)					
	Wartość średnia	Mediana	Wartość minimalna	Wartość maksymalna	Odchyl. std.	Kurt oza
BZT <sub>5</sub> [mg O <sub>2</sub> ·dm <sup>-3</sup> ]	238,7	240,0	120,0	480,0	93,87	1,83
ChZT <sub>Cr</sub> [mg O <sub>2</sub> ·dm <sup>-3</sup> ]	376,2	363,0	275,0	556,0	96,58	-1,00
Zawiesina ogólna [mg·dm <sup>-3</sup> ]	100,2	99,0	38,0	229,6	54,15	0,92
Tlen rozpuszczony [mg O <sub>2</sub> ·dm <sup>-3</sup> ]	0,38	0,40	0,07	0,60	0,19	-1,24

Ścieki wstępnie oczyszczone dopływające do modelu badawczego charakteryzowały się zmiennością wartości wskaźnika BZT<sub>5</sub> na poziomie 0,39. Średnia wartość BZT<sub>5</sub> wyniosła 238,7 mg O<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup>, odchylenie standardowe 93,9 mg O<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup>. Wartość minimalna (120,0 mg O<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup>) i maksymalna (480,0 mg O<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup>) świadczą o znacznym rozstępie jakości dopływających ścieków (360,0 mg O<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup>), co potwierdzają inni autorzy (Metcalf Eddy 1991, Pawęska i in. 2011, Pawęska i Kuczewski 2013).

Analizując wartości ChZT<sub>Cr</sub> ścieków wstępnie oczyszczonych należy stwierdzić, że średnia wartość ukształtowała się na poziomie 376,2 mg O<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup>. Dane literaturowe, dotyczące wartości ChZT<sub>Cr</sub> ścieków wstępnie oczyszczonych kształtują się w podobnych granicach (Józwiakowski 2012, Wąsik i Chmielowski 2013, Wąsik i Chmielowski 2014, Wąsik i Chmielowski 2017).

Biorąc pod uwagę wartości zawiesiny ogólnej w ściekach dopływających do modelu badawczego stwierdzono jej zakres w przedziale od 38,0 mg·dm<sup>-3</sup> do 229,6 mg·dm<sup>-3</sup>, natomiast średnia wartość ukształtowała się na poziomie 100,2 mg·dm<sup>-3</sup>. W badaniach przeprowadzonych przez

innych autorów średnia wartość zawiesiny ogólnej po osadniku gnilnym wyniosła  $134,4 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  (Chmielowski 2013). Również inni autorzy podają podobne wartości zawiesiny ogólnej po osadniku gnilnym (Chmielowski i Ślizowski 2008a, Chmielowski i Ślizowski 2008b, Józwiakowski 2012, Pawęska i in. 2011).



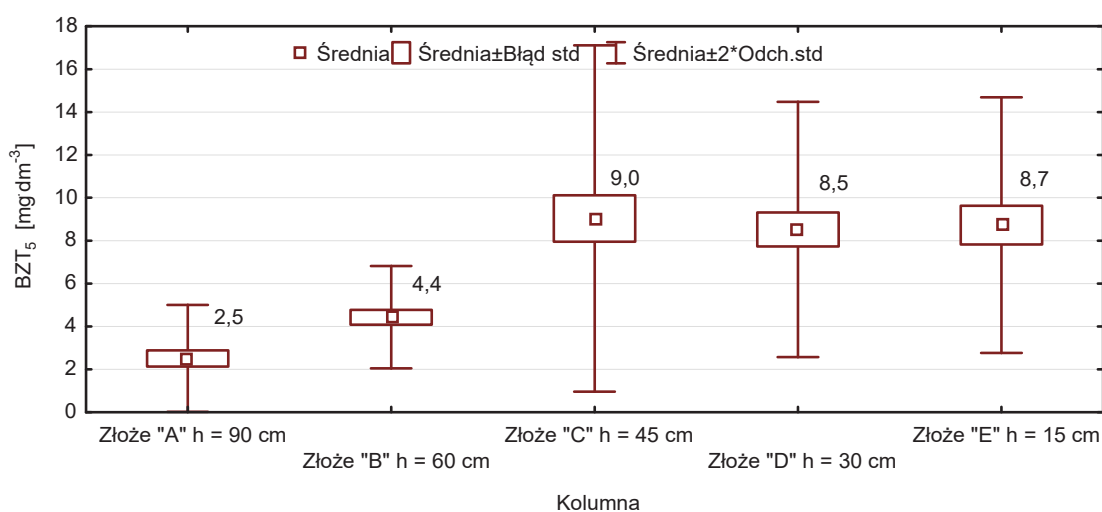
**Rys. 4.** Wykres ramka-wąsy dla stężenia tlenu rozpuszczonego w ściekach oczyszczonych w poszczególnych kolumnach modelu

**Fig. 4.** Box-plot graphs of dissolved oxygen concentration in sewage from each model column

Biorąc pod uwagę dane przedstawione na rysunku 4 można zauważyć, że ścieki odpływające z poszczególnych kolumn modelu odznaczały się wysokim stężeniem tlenu rozpuszczonego (średnia od  $5,0 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$  przy miąższości złoża filtracyjnego 15 cm, do  $5,5 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$  przy miąższości złoża filtracyjnego 90 cm). Świadczy to, o bardzo dobrym przewietrzeniu złoża filtracyjnego. Wraz ze wzrostem miąższości warstwy filtracyjnej dało się zauważyć wzrost stężenia tlenu rozpuszczonego w ściekach oczyszczonych. Potwierdzenie wysokiego stężenia tlenu w odpływie ze zmodyfikowanego filtra żwirowo-piaskowego uzyskano na podstawie badań terenowych (Chmielowski 2013).

Analizując dane przedstawione na rysunku 5 można stwierdzić, że we wszystkich badanych kolumnach uzyskano wartości BZT<sub>5</sub> ścieków oczyszczonych na poziomie zdecydowanie niższym niż dopuszczalna przez Rozporządzenie (2014) wartość  $40 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ . Wartość średnia dla ścieków oczyszczonych w kolumnie „A” wyniosła  $2,5 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ , a przy

miąższości złoża filtracyjnego 60 cm – wyniosła  $4,4 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ . Są to wartości zbliżone do otrzymanych przez innych autorów (Asenizacja indywidualna 1982, Osmulka-Mróż 1995, Ślizowski i Chmielowski 2007). Dla kolumn „C”, „D” i „E” zaobserwowano podobne wartości BZT<sub>5</sub> ścieków oczyszczonych, które nie przekroczyły  $9,0 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ . W badaniach laboratoryjnych przeprowadzonych przez Chmielowskiego i Ślizowskiego (2008a, 2008b) autorzy Ci uzyskali średnią wartość BZT<sub>5</sub> w ściekach oczyszczonych na poziomie  $8,9 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ .

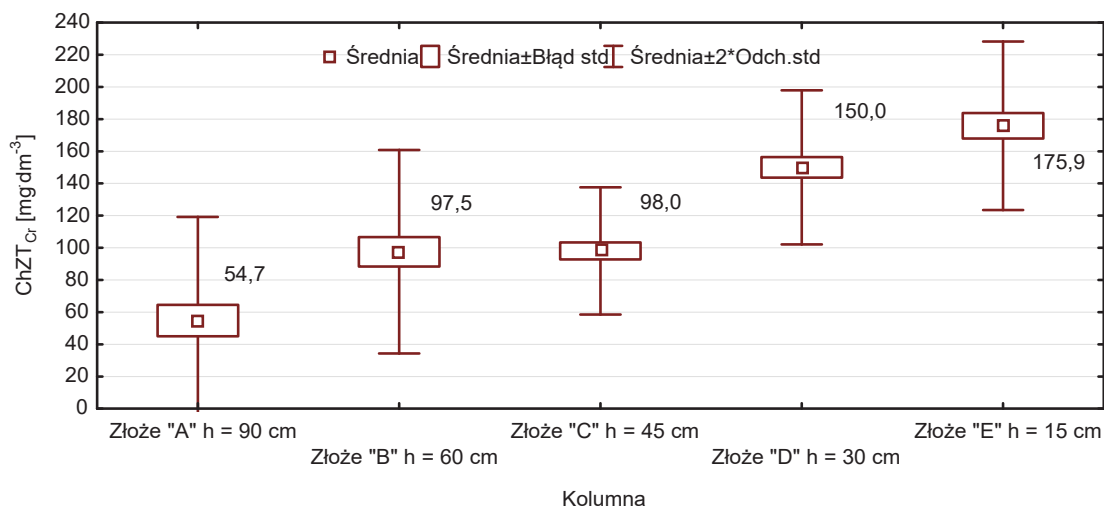


**Rys. 5.** Wykres ramka-wąsy dla BZT<sub>5</sub> w ściekach oczyszczonych w poszczególnych kolumnach modelu

**Fig. 5.** Box-plot graphs of BOD<sub>5</sub> in sewage from each model column

Wysokie stężenia tlenu rozpuszczonego oraz niskie wartości BZT<sub>5</sub> w ściekach oczyszczonych pozwalają stwierdzić, że w samym złożu zachodziły procesy tlenowe ze znaczną intensywnością. Pozwoliło to na rozwój odpowiednich szczepów mikroorganizmów zdolnych do usuwania związków węgla ze ścieków. Na uwagę zasługuje fakt, że nawet przy najmniejszej miąższości złoża filtracyjnego (15 cm) uzyskano bardzo niskie wartości BZT<sub>5</sub>. Dla średniej wartości BZT<sub>5</sub> ścieków dopływających do modelu wynoszącej  $238,7 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ , nastąpiło znaczne zmniejszenie tego wskaźnika w wysokości ponad 96%. Biorąc pod uwagę wyniki badań przeprowadzonych przez Józwiakowskiego (2012), średnia wartość BZT<sub>5</sub> ścieków oczyszczonych w hydrofitowym złożu gruntowo-roślinnym o przepływie pionowym wynosiła  $27,4 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ .

Dla złoża o głębokości autor wykazał 84%-ową średnią skuteczność zmniejszania tego wskaźnika, natomiast w przypadku ChZT – 78%-ową.



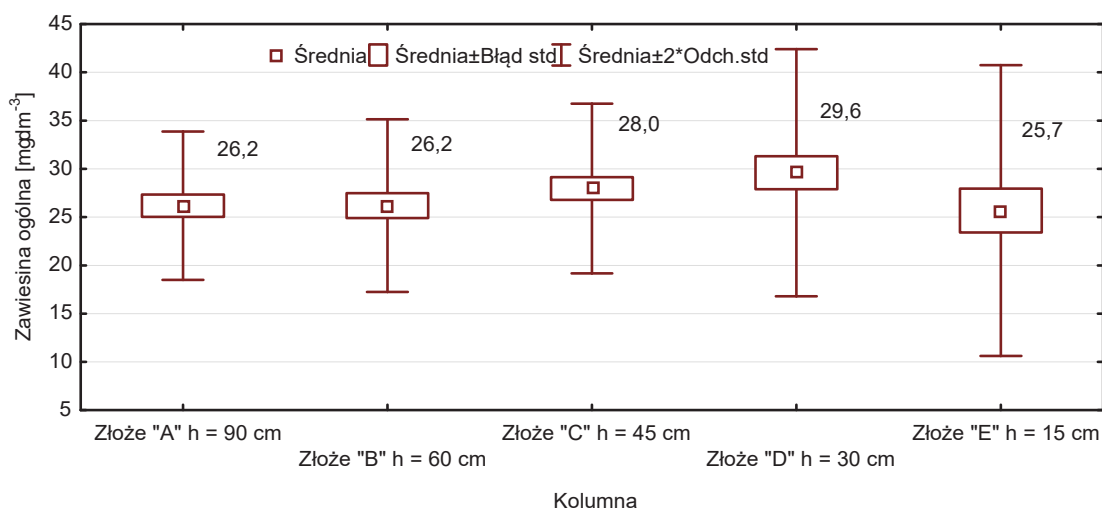
**Rys. 6.** Wykres ramka-wąsy dla  $\text{ChZT}_{\text{Cr}}$  w ściekach oczyszczonych w poszczególnych kolumnach modelu

**Fig. 6.** Box-plot graphs of  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  in sewage from each model column

Analizując wartości  $\text{ChZT}_{\text{Cr}}$  w ściekach oczyszczonych z poszczególnych kolumn modelu (rysunek 6) należy zauważyć wyraźny wzrost średniej wartości  $\text{ChZT}_{\text{Cr}}$  wraz ze zmniejszaniem się wysokości złoża filtracyjnego. Przy miąższości warstwy filtracyjnej równej 90 cm (kolumna „A”) średnia wartość  $\text{ChZT}_{\text{Cr}}$  wyniosła  $54,7 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ . Zdecydowanie wyższe wartości  $\text{ChZT}_{\text{Cr}}$  uzyskano po przesączeniu ścieków przez kolumnę „B” i „C” gdzie uzyskano średnie wartości tego wskaźnika odpowiednio  $97,5$  i  $98,0 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ . Na takie wyniki miał wpływ czas zatrzymania ścieków w złożu filtracyjnym. Uzyskane wyniki mogą być pomocne przy konstruowaniu hybrydowych rozwiązań w zakresie oczyszczania małych ilości ścieków. Stwierdzenie to dotyczy przede wszystkim układów wykorzystujących równocześnie kilka znanych rozwiązań, np. filtr piaskowy o przepływie pionowym plus osad czynny lub technologia MBBR. Analizując wartości  $\text{ChZT}_{\text{Cr}}$  ścieków oczyszczonych na złożach o miąższości 15 cm i 30 cm zaobserwowano znacznie wyższe wartości tego wskaźnika (odpowiednio  $150,0$  dla złoża „D” oraz  $175,9 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$  dla złoża „E”). Niemniej jednak zastosowanie złoża o miąższości 15 cm pozwoliło na zmniejszenie  $\text{ChZT}_{\text{Cr}}$  średnio o  $200,3 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ , czyli o ponad 53%. Takie zmniejszenie świadczy o zachodzących procesach tlenowych w złożu.

Stosunek  $BZT_5$  do  $ChZT_{Cr}$  w ściekach oczyszczonych na poziomie 0,04-0,09 wskazywał na obecność w nich jedynie związków chemicznych nierozkładalnych na drodze biologicznej (Miksch i Sikora 2010).

Podobne wartości zmniejszenia  $ChZT_{Cr}$  uzyskano badając zmodyfikowany filtr żwirowo-piaskowy (Chmielowski 2013), gdzie po przesączeniu ścieków przez 10 cm warstwę złoża uzyskano zmniejszenie wskaźnika  $ChZT_{Cr}$  na poziomie 51,8%, a przez 50 cm warstwę - usunięcie na poziomie 83,7%. Józwiakowski (2012) uzyskał średnią wartość  $ChZT_{Cr}$  w ściekach odpływających ze złoża gruntowo-roślinnego o przepływie pionowym na poziomie  $61,8 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ .



**Rys. 7.** Wykres ramka-wąsy dla stężenia zawiesiny ogólnej w ściekach oczyszczonych w poszczególnych kolumnach modelu

**Fig. 7.** Box-plot graphs of the total suspended solids in sewage from each model column

Analizując dane przedstawione na rysunku 7 można zauważyć zbliżone do siebie wartości średnich stężeń zawiesiny ogólnej odpływającej z poszczególnych kolumn modelu badawczego. Jest to cenna informacja, na podstawie której można wywnioskować, iż zasadnicza część zawiesiny zostaje zatrzymana w powierzchniowej części złoża filtracyjnego. Podobne wyniki uzyskano podczas badania obiektu w skali technicznej (Chmielowski 2013). Stwierdzono wtedy bardzo dużą redukcję zawiesiny oraz związków węgla oznaczanych jako  $BZT_5$ . Mając na uwadze, iż większa część zawiesiny zostaje zatrzymana na powierzchni złoża filtracyjnego, można zalecić dozowanie do złoża biopreparatów z wyse-



lekcjonowanymi szczepami bakterii. Ich zadaniem byłby rozkład substancji organicznych, co pozwoliłoby na znacznie dłuższą pracę filtra piaskowego bez jego wczesnej kolmatacji. Należy przeprowadzić dodatkowe badania w zakresie stosowania różnego rodzaju biopreparatów i zbadanie ich wpływu na jakość ścieków oczyszczonych oraz na postęp procesu kolmatacji złoża filtracyjnego.

W dalszej kolejności przedstawiono wyniki istotności różnic wariancji dla badanych wskaźników w ściekach oczyszczonych w poszczególnych kolumnach modelu badawczego. Z tabeli 3 wynika, że istotne różnice pomiędzy wariancjami występują w przypadku wskaźników BZT<sub>5</sub> oraz ChZT<sub>Cr</sub>. Natomiast dla zawiesiny ogólnej i tlenu rozpuszczonego nie stwierdzono istotnych różnic pomiędzy wariancjami dla tych zmiennych. Wyniki te sugerują, że wysokość złoża filtracyjnego istotnie wpływa na uzyskane wartości badanych wskaźników w ściekach oczyszczonych BZT<sub>5</sub> oraz ChZT<sub>Cr</sub>.

**Tabela 3.** Wyniki istotności różnic wariancji dla badanych wskaźników

**Table 3.** Results of significance of differences of variance for the examined indicators

Wskaźnik	SS-Effect	df	MS	SS-Effect error	Df error	MS error	F	p-value
BZT <sub>5</sub>	422,051	4	105,513	447,153	57	7,845	13,4500	0,000000
ChZT <sub>Cr</sub>	105506,8	4	26376,7	40824,5	57	716,2	36,828	0,000000
Zawiesina ogólna	138,08	4	34,52	1720,36	57	30,18	1,144	0,345310
Tlen rozpuszczony	1,708	4	0,427	18,923	56	0,338	1,264	0,295037

SS-Effect – suma kwadratów (suma kwadratów odchyleń od średniej),  
df – liczba stopni swobody, MS – średnia suma kwadratów, F – wartość empiryczna sprawdzianu testu, p – prawdopodobieństwo testowe (0,05)

Ostatnim etapem badań było określenie, czy miąższość złoża filtracyjnego jest czynnikiem istotnie różnicującym wartość BZT<sub>5</sub> oraz ChZT<sub>Cr</sub> w ściekach oczyszczonych, odpływających z poszczególnych głębokości złoża piaskowego.

W tabeli 4 przedstawiono wartości prawdopodobieństw testowych Tukaya, sprawdzających istotność różnic pomiędzy poszczególnymi parami średnich wartości BZT<sub>5</sub> w ściekach oczyszczonych.

**Tabela 4.** Wartość prawdopodobieństwa testowego (Tukaya) istotności różnic pomiędzy poszczególnymi parami średnich wartości BZT<sub>5</sub> w ściekach oczyszczonych

**Table 4.** Probability value (Tukay) of significance of difference between pairs of mean BOD<sub>5</sub> values in treated sewage

Miąższość złoża [cm]	Prawdopodobieństwa testowe (Tukaya) istotności różnic pomiędzy parami średnich wartości BZT <sub>5</sub> w ściekach oczyszczonych w kolumnach o różnej miąższości złoża filtracyjnego				
	{15cm}	{30 cm}	{45 cm}	{60 cm}	{90 cm}
{15}	-	0,475177	0,000137	0,000148	0,000156
{30}	0,475177	-	0,001052	0,004262	0,004762
{45}	0,000137	0,001052	-	0,988431	0,998805
{60}	0,000148	0,004262	0,988431	-	0,999772
{90}	0,000156	0,004762	0,998805	0,999772	-

Kolorem czerwonym zaznaczono wartości prawdopodobieństwa testowego poniżej 0,05

Wartość prawdopodobieństwa testowego poniżej 0,05 informuje o istotnej różnicy poszczególnych par średnich wartości BZT<sub>5</sub> w ściekach oczyszczonych. Oznacza to, że głębokość złoża filtracyjnego jest czynnikiem decydującym o wartości BZT<sub>5</sub> w ściekach oczyszczonych. Dla par głębokości 15/30 cm, 45/60 cm, 45/60 cm oraz 60/90 cm (głębsze warstwy) nie zaobserwowano różnic pomiędzy średnimi wartościami BZT<sub>5</sub> w ściekach oczyszczonych. Potwierdza to fakt, iż proces usuwania łatwo rozkładalnych substancji organicznych zachodzi najintensywniej w płytszych warstwach (15 i 30 cm).

W tabeli 5 przedstawiono wartości prawdopodobieństw testowych Tukaya sprawdzających istotność różnic pomiędzy poszczególnymi parami średnich wartości ChZT<sub>Cr</sub> w ściekach oczyszczonych.

Analizując powyższe dane należy stwierdzić, że głębokość złoża filtracyjnego jest czynnikiem decydującym istotnie o wartości ChZT<sub>Cr</sub> w ściekach oczyszczonych. Sytuacja ta nie dotyczy zależności pomiędzy średnią wartością BZT<sub>5</sub> w ściekach oczyszczonych dla par głębokości 30/45 cm oraz 60/90 cm. Świadczyć to może o tym, że w warstwach początkowych (do 30 cm) procesy tlenowe zachodzą najintensywniej.

**Tabela 5.** Wartość prawdopodobieństwa testowego (Tukaya) istotności różnic pomiędzy poszczególnymi parami średnich wartości  $\text{ChZT}_{\text{Cr}}$  w ściekach oczyszczonych

**Table 5.** Probability value (Tukay) of significance of difference between pairs of mean  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  values in treated sewage

Miąższość złoża [cm]	Prawdopodobieństwa testowe (Tukaya) istotności różnic pomiędzy parami średnich wartości $\text{ChZT}_{\text{Cr}}$ w ściekach oczyszczonych w kolumnach o różnej miąższości złoża filtracyjnego				
	{15cm}	{30 cm}	{45 cm}	{60 cm}	{90 cm}
{15}	-	0,002991	0,001687	0,000128	0,000128
{30}	0,002991	-	0,999999	0,000184	0,000128
{45}	0,001687	0,999999	-	0,000162	0,000128
{60}	0,000128	0,000184	0,000162	-	0,129933
{90}	0,000128	0,000128	0,000128	0,129933	-

Kolorem czerwonym zaznaczono wartości prawdopodobieństwa testowego poniżej 0,05

#### 4. Wnioski

Na podstawie przeprowadzonych badań można wysnuć następujące wnioski:

- stężenie tlenu rozpuszczonego w ściekach oczyszczonych we wszystkich kolumnach modelu kształtowało się na wysokim poziomie powyżej  $5,0 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ . Przy najmniejszej badanej wysokości złoża filtracyjnego (15 cm) uzyskano wysokie stężenie tlenu rozpuszczonego w ściekach oczyszczonych wynoszące  $5,0 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ . Oznacza to, iż warstwa filtracyjna wykonana z piasku płukanego jest bardzo dobrym elementem zapewniającym wysoki poziom tlenu rozpuszczonego w ściekach oczyszczonych. Można zatem zaproponować takie rozwiązanie w hybrydowym złożu filtracyjnym, którego pierwszy etap będzie stanowiła warstwa piasku małej miąższości (np. 15 cm do 30 cm). Kolejne warstwy stanowiłyby inne materiały, na których zachodziłby proces dalszego doczyszczania ścieków;
- usunięcie związków węgla na filtrze piaskowym o przepływie pionowym zachodziło z dużą intensywnością. W przypadku  $\text{BZT}_5$  zaobserwowano bardzo niskie wartości tego wskaźnika w ściekach oczyszczonych. Już przy złożu o wysokości warstwy filtracyjnej 15 cm uzyskano bardzo niskie wartości  $\text{BZT}_5$  (średnio  $8,7 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ ). Takie wartości świadczą o bardzo intensywnych procesach zachodzących w wierzchniej warstwie złoża;

- zaleca się podjęcie badań w zakresie opracowania takiego rozwiązania, które umożliwiłoby płukanie wierzchniej (np. 15 cm warstwy złoża filtracyjnego), co z kolei pozwoliłoby zabezpieczyć cały filtr piaskowy przed przedwczesną kolmatacją, a tym samym wydłużyć okres jego poprawnej eksploatacji w terenie;
- piasek płukany o badanym uziarnieniu jest bardzo dobrym materiałem, który można stosować do oczyszczania ścieków bytowych. Fakt wysokiej redukcji zanieczyszczeń w złożu o niewielkiej miąższości (15 cm) pozwala na prowadzenie dalszych badań z wykorzystaniem różnych materiałów stosowanych naprzemiennie w warstwie filtracyjnej (np. z tworzywa sztucznego);
- oddzielenie wierzchniej warstwy od filtra zasadniczego pozwoli na wieloletnią pracę takiego układu bez procesu kolmatacji zasadniczej warstwy złoża filtracyjnego;
- zawiesina ogólna była zatrzymywana w badanych złożach niezależnie od ich wysokości (różnice średnich wartości zawiesiny ogólnej w odpływie były statystycznie nieistotne);
- zawiesina ogólna zatrzymana w powierzchniowej części złoża filtracyjnego (15 cm) miała w swoim składzie przede wszystkim związki łatwo rozkładalne, o czym świadczy stosunek  $BZT_5$  do  $ChZT_{Cr}$  w ściekach oczyszczonych na poziomie  $< 0,2$ . Proponuje się stosowanie dodatkowo biopreparatów do rozkładu substancji organicznych zatrzymanych w wierzchniej warstwie filtra piaskowego, co pozwoli na jego dłuższą eksploatację bez nadmiernej kolmatacji.

## Literatura

- Asenizacja indywidualna (1982). Zeszyty Techniczne Francuskiego Ministerstwa Ochrony Środowiska. Warszawa.
- Bugajski, P., Chmielowski, K., Kaczor, G. (2016). Optimizing the Percentage of Sewage from Septic Tanks for Stable Operation of a Wastewater Treatment Plant. *Polish Journal of Environmental Studies*, 25(4), 1421-1425. <http://doi.org/10.15244/pjoes/62299>.
- Bugajski, P., Chmielowski, K., Kaczor, G. (2016). Wpływ wielkości dopływu wód opadowych na skład ścieków surowych w małym systemie kanalizacyjnym. *Acta Scientiarum Polonorum Formatio Circumiectus*, 15(2), 3-11. <http://doi.org/10.15576/ASP.FC/2016.15.2.3>.
- Chmielowski, K. (2013). Skuteczność oczyszczania ścieków w przydomowej oczyszczalni z wykorzystaniem zmodyfikowanego filtra żwirowo-piaskowego. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, 1.

- Chmielowski, K., Ślizowski, R. (2008a). Effect of grain-size distribution of sand on the filtrate quality in vertical-flow filters. *Przemysł Chemiczny*, 87(5), 432-434.
- Chmielowski, K., Ślizowski, R. (2008b). Defining the optimal range of a filter bed's d(10) replacement diameter in vertical flow sand filters. *Environment Protection Engineering*, 34(3), 35-42.
- Chmielowski, K. i Wałęga, A. (2009). Filtry piaskowe o przepływie pionowym jako drugi stopień oczyszczania małych ilości ścieków bytowych. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, 6/2009, 109-119.
- Jawecki, B., Marszałek, J., Pawęska, K., Sobota, M., Malczewska, B. (2013). Budowa i funkcjonowanie przydomowych oczyszczalni ścieków w świetle obowiązujących przepisów – część 1. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, II(2), 501-516, DOI:<http://dx.medra.org/10.14597/infraeco.2016.2.2.035>
- Józwiakowski, K. (2012). Badania skuteczności oczyszczania ścieków w wybranych systemach gruntowo-roślinnych. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, 1.
- Józwiakowski, K. (2017). Efficiency of organic substance removal in a hybrid sand filter with horizontal flow. *Journal of Water and Land Development* 35(1), 95-100.
- Józwiakowski, K., Gajewska, M., Bugajski, P., Mucha, Z., Wójcik, W., Jucherski, A., Nastawny, M. (2016), Reliability of pollutions removal processes during long term operation of one-stage constructed wetland, 15<sup>th</sup> IWA International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, ICWS, 1, Gdańsk, Polska.
- Józwiakowski, K., Mucha Z., Generowicz, A., Baran, S., Bielińska, J. Wójcik, W. (2015). The use of multi-criteria analysis for selection of technology for a household WWTP compatible with sustainable development. *Archives of Environmental Protection*, 41(3), 76-82.
- Kaczor, G., Chmielowski, K., Bugajski, P. (2017). Wpływ sumy rocznej opadów atmosferycznych na objętość wód przypadkowych dopływających do kanalizacji sanitarnej. *Rocznik Ochrona Środowiska*. 19, 668-681.
- Mazur, R., Bedla, D., Chmielowski, K., Nowak, A., i Mazurkiewicz, J. (2016). Wpływ warunków tlenowych na skuteczność oczyszczania ścieków bytowych w technologii zatapialnych filtrów włókninowych. *Przemysł Chemiczny*, 96(8), 1513–1517. <http://doi.org/10.15199/62.2016.8.18>.
- Metcalf i Eddy (1991). *Wastewater Engineering, Treatment, Disposal, Reuse*. Third edition. McGraw-Hill Ltd. New York.
- Miksch, K., Sikora, J. (2010), *Biotechnologia ścieków*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2010.

- Mucha, Z. i Generowicz, A. (2015). Wybór systemu usuwania i oczyszczania ścieków z wykorzystaniem analizy wielokryterialnej. *AUNC, EKONOMIA XLVI* (2) 259-269.
- Nowak, R. i Wawryca, M. (2015). Analiza kosztów funkcjonowania przydomowych oczyszczalni ścieków. *Rocznik Ochrona Środowiska, 17*, 680-691.
- Obarska-Pempkowiak, H., Kołecka, K., Gajewska, M., Wojciechowska, E., Ostojski, A. (2015). Zrównoważone gospodarowanie ściekami na przykładzie obszarów wiejskich. *Rocznik Ochrona Środowiska, 17*, 585-602.
- Osmulska-Mróż, B. (1995). *Lokalne systemy unieszkodliwiania ścieków*. Poradnik Instytutu Ochrony Środowiska, Warszawa, 128-156.
- Pawełek, J. (2015). Water management in Poland in view of water supply and sewage disposal infrastructure development. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, II/2*, 36-376.
- Pawęska, K. i Kuczewski, K. (2013). The small wastewater treatment plants – hydrobotanical systems in environmental protection. *Archives of Environmental Protection, 39(1)*, 3-16, DOI: 10.2478/aep-2013-0005.
- Pawęska, K., Pulikowski, K., Strzelczyk, M., Rajmund, A. (2011). Osadnik gnilny – podstawowy element przydomowej oczyszczalni ścieków. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, 10*, 43-53.
- PN-74/C-04620-11:1974. Woda i ścieki – Pobieranie próbek – Pobieranie próbek ścieków z otwartych kanałów ściekowych do analizy fizycznej i chemicznej oraz bakteriologicznej.
- PN-EN ISO 5667-1:2007. Jakość wody – Pobieranie próbek – Wytyczne dotyczące technik pobierania próbek.
- PN-EN ISO 5814:2013-04. Jakość wody. Oznaczanie tlenu rozpuszczonego, metoda z czujnikiem elektrochemicznym.
- PN-EN 1899-1:2002 pt. Jakość wody – Oznaczanie biochemicznego zapotrzebowania tlenu po n dniach (BZTn) – Część 1: Metoda rozcieńczenia i szczepienia z dodatkiem allilotiomocznika.
- PN-EN 1899-1:2002 pt. Jakość wody – Oznaczanie biochemicznego zapotrzebowania tlenu po n dniach (BZTn) – Część 2: Metoda do próbek nierozcieńczonych.
- PN-ISO 6060:2006 pt. Jakość wody – Oznaczanie chemicznego zapotrzebowania tlenu.
- PN-EN 872:2007 pt. Jakość wody – Oznaczanie zawiesin.
- Rozporządzenie 2014. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 18 listopada 2014 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego. Dz.U. 2014 poz. 1800.

- Ślizowski, R. i Chmielowski, K. (2007). The efficiency of selected sewage pollutant reduction in a vertical flow sand filter. *Polish Journal of Environmental Studies*, 16(2A), 221-226.
- Tchórzewska-Cieślak, B. i Rak, J. (2009). Method of identification of operational states of water supply system, Conf. Proc. of 3rd Congress Environmental Engineering, Lublin, Poland, 521-526.
- Wąsik, E. i Chmielowski, K. (2013). Skuteczność oczyszczania ścieków bytowych w filtrach piaskowych o przepływie pionowym z dodatkiem ziarnistego węgla aktywnego. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, vol. 1, nr 3, 7-17.
- Wąsik, E. i Chmielowski, K. (2014). Wpływ ułożenia warstwy węgla aktywnego na sprawność usuwania zanieczyszczeń ze ścieków bytowych na pionowych filtrach piaskowo-węglowych. *Nauka Przyroda Technologie*, 8(4/48), 1-11.
- Wąsik, E. i Chmielowski, K. (2017). Ammonia and indicator bacteria removal from domestic sewage in a vertical flow filter filled with plastic material. *Ecological Engineering*, 106, Part A, 378-384. [.https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.05.015](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.05.015)
- Wójcik, W., Mucha, Z., Generowicz, A. (2014). Wybór wariantu usuwania i unieszkodliwiania ścieków z wykorzystaniem analizy decyzyjnej na przykładzie wiejskich jednostek osadniczych. *Acta Sci. Pol., Formatio Circumiectus*, 13(3), 101-114. DOI: <http://dx.doi.org/10.15576/ASP.FC/2014.13.3.101>

## Impact of Selected Thicknesses of Vertical Sand Filters on the Quality of Treated Domestic Wastewater

### Abstract

The paper presents the influence of the thickness of the filtration layer in the vertical flow sand filter on the quality of treated domestic wastewater. The thickness of the layers in individual columns was 15 cm, 30 cm, 45 cm, 60 cm and 90 cm. Studies on the removal efficiency of organic compounds and total suspended solids were carried out in the conditions of increasing hydraulic load within the range from  $20 \text{ dm}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$  to  $80 \text{ dm}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ . It was found that the treatment of domestic sewage in the sand filter with the height of filtration layer of 15 cm, allowed to obtain very low  $\text{BOD}_5$  (on average  $8.7 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ ). The efficiency of reducing  $\text{BOD}_5$  in this filter was at the level of 96.4%. In the case of  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ , a significant increase in its mean value – from  $54.7 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$  to  $175.9 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$  – was observed with the decreased height of the filter bed. For the thickness of the filtration layer equal to 90 cm, the average removal of  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  was

85.5%, whereas the use of 15 cm thick filtration bed allowed for an average reduction of  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  by over 53%. The total suspended solids were removed in the range from  $25.7 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  to  $29.6 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  regardless of the height of the filter bed. The mean reduction effectiveness of this indicator was 72.9%.

### Streszczenie

W artykule przedstawiono wpływ miąższości warstwy filtracyjnej w filtrze piaskowym o przepływie pionowym na jakość oczyszczonych ścieków bytowych. Miąższość warstw w poszczególnych kolumnach wyniosła 15 cm, 30 cm, 45 cm, 60 cm oraz 90 cm. Badania efektywności usuwania związków organicznych oraz zawiesiny ogólnej wykonywano w warunkach zwiększającego się obciążenia hydraulicznego w zakresie od  $20 \text{ dm}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$  do  $80 \text{ dm}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ . Stwierdzono, że oczyszczanie ścieków bytowych w filtrze piaskowym o wysokości warstwy filtracyjnej 15 cm pozwoliło na uzyskanie bardzo niskich wartości  $\text{BZT}_5$  (średnio  $8,7 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ ). Skuteczność zmniejszenia  $\text{BZT}_5$  w tym filtrze ukształtowała się na poziomie 96,4%. W przypadku  $\text{ChZT}_{\text{Cr}}$  zauważono wraz ze zmniejszaniem się wysokości złoża filtracyjnego wyraźny wzrost jego średniej wartości od  $54,7 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$  do  $175,9 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ . Dla miąższości warstwy filtracyjnej równej 90 cm średnie usunięcie  $\text{ChZT}_{\text{Cr}}$  wyniosło 85,5%, natomiast zastosowanie złoża o miąższości 15 cm pozwoliło na średnie zmniejszenie  $\text{ChZT}_{\text{Cr}}$  o ponad 53%. Zawiesina ogólna była usuwana w zakresie od  $25,7 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  do  $29,6 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  niezależnie od wysokości złoża filtracyjnego. Średnia skuteczność zmniejszenia tego wskaźnika wyniosła 72,9%.

### Słowa kluczowe:

filtr piaskowy o przepływie pionowym, miąższość, ścieki bytowe

### Keywords:

vertical sand filter, thickness, domestic wastewater





## **Mikrobiologiczna jakość powietrza w klimatyzowanych samochodach osobowych**

*Małgorzata Gołofit-Szymczak, Agata Stobnicka-Kupiec*  
*Centralny Instytut Ochrony Pracy*  
*– Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa*

### **1. Wstęp**

Transport drogowy jest na świecie najbardziej powszechnym środkiem komunikacyjnym. Liczba zarejestrowanych samochodów osobowych w Polsce w dniu 31 grudnia 2016 r. wynosiła 21,7 mln i była większa o 4,6% niż w 2015 r. Na 1000 mieszkańców Polski przypadały w 2016 r. 564 samochody. Przeciętne zatrudnienie na podstawie stosunku pracy w transporcie w sektorze publicznym wynosiło w Polsce w 2016 r. 153,2 tys. osób, natomiast w sektorze prywatnym 405,8 tys. osób (European Vehicle Market Statistics 2016, GUS 2017).

Codziennie tysiące ludzi spędza wiele godzin w różnego typu pojazdach samochodowych (np. samochodach prywatnych, taksówkach, autobusach lub ciężarówkach). Zawodowi kierowcy (np. kierowcy taksówek lub ciężarówek) spędzają w swoich pojazdach średnio 8 godzin dziennie (Holmer i in. 1995, Jo i Lee 2008, Vonberg i in. 2010).

W celu zwiększenia komfortu użytkowania, samochody wyposażane są w instalacje klimatyzacyjne. Systematycznie obserwuje się wzrost liczby samochodów osobowych wyposażonych w instalację klimatyzacyjną. Wśród modeli wyprodukowanych przed 2000 r., samochody z klimatyzacją stanowiły niespełna 50%, natomiast wśród modeli młodszych ten odsetek jest zdecydowanie większy w roku 2013 wynosił 74%.

Sprawnie działający system klimatyzacji samochodowej gwarantuje komfort kierowcy i pasażera, zapewniając np. chłodne powietrze w okresie letnim, a także ochronę przed zanieczyszczonymi cząstkami stałymi powietrzem zewnętrznym (Lee i Jo 2005, Jo i Lee 2008).

W samochodowych instalacjach klimatyzacyjnych panują zazwyczaj sprzyjające warunki do rozwoju szkodliwych czynników biologicznych (głównie bakterii i grzybów) stwarzane dzięki powierzchniom zanieczyszczonym cząstkami pyłu lub zwiększonej wilgotności powodowanej przez przewody klimatyzacyjne o małej średnicy, filtry powietrza, chłodnice powietrza, itp. W miarę wydłużenia się okresu eksploatacji, samochodowe instalacje klimatyzacyjne mogą stanowić źródło niepożądanego skażenia powietrza patogennymi drobnoustrojami. Część zanieczyszczeń mikrobiologicznych zdeponowanych jako biofilm w przewodach klimatyzacyjnych wraz ze strumieniem płynącego powietrza może ulec rozproszonieniu zarówno po innych elementach instalacji, jak i kabinie samochodowej (Simmons i in. 1997, Li i in. 2013).

W tym kontekście, celem niniejszej pracy było określenie wielkości narażenia użytkowników samochodów osobowych na szkodliwe czynniki mikrobiologiczne w kabinach samochodów osobowych wyposażonych w instalacje klimatyzacyjne.

## 2. Materiały i metody

### 2.1. Pomiar i analiza bioaerozoli

Badania przeprowadzono w 35 losowo wybranych samochodach osobowych, wyposażonych w instalacje klimatyzacyjne.

Badane pojazdy były wyposażone w 2 typy instalacji klimatyzacyjnych:

- klimatyzację manualną – jednostrefową,
- klimatyzację automatyczną – jedno-, dwu- lub czterostrefową.

We wszystkich badanych pojazdach ustawiono temperaturę wewnątrz kabiny na 23°C.

Szczegółową charakterystykę pojazdów, z podaniem typu nadwozia, roku produkcji i przebiegu, rodzaju klimatyzacji oraz tapicerki, przedstawiono w tabeli 1.

**Tabela 1.** Charakterystyka badanych samochodów**Table 1.** Characteristics of the studied cars

Nr	Typ nadwozia	Rok produkcji	Przebieg [km]	Rodzaj systemu klimatyzacyjnego	Rodzaj tapicerki
1	SUV	2014	200	Automatyczna, 4-strefowa	skóra
2	Sedan	2013	48.000	Automatyczna, 2-strefowa	tkanina
3	Sedan	2010	48.000	Automatyczna, 2-strefowa	tkanina
4	Sedan	2013	54.000	Manualna	tkanina
5	Sedan	2012	56.000	Automatyczna, 2-strefowa	tkanina
6	Sedan	2010	77.001	Automatyczna, 1-strefowa	skóra
7	Sedan	2013	87.000	Automatyczna, 2-strefowa	tkanina
8	SUV	2012	98.000	Automatyczna, 4-strefowa	skóra
9	Sedan	2014	98.056	Automatyczna, 2-strefowa	tkanina
10	Sedan	2010	98.500	Manualna	tkanina
11	SUV	2011	114.000	Automatyczna, 4-strefowa	skóra
12	Sedan	2007	119.011	Manualna	skóra
13	Sedan	2010	120.000	Manualna	tkanina
14	Kombi	2006	128.000	Automatyczna, 2-strefowa	tkanina
15	Sedan	2012	130.112	Automatyczna, 1-strefowa	tkanina
16	SUV	2011	135.765	Automatyczna, 2-strefowa	skóra
17	Sedan	2013	141.554	Automatyczna, 4-strefowa	tkanina
18	Kombi	2009	143.800	Manualna	tkanina
19	Sedan	2008	153.357	Automatyczna, 2-strefowa	tkanina

Tabela 1. cd.

Table 1. cont.

Nr	Typ nadwozia	Rok produkcji	Przebieg [km]	Rodzaj systemu klimatyzacyjnego	Rodzaj tapicerki
20	Kombi	2015	165.000	Automatyczna, 2-strefowa	tkanina
21	Sedan	2005	176.255	Automatyczna, 1-strefowa	tkanina
22	Sedan	2009	175.000	Automatyczna, 2-strefowa	tkanina
23	Kombi	2011	176.990	Automatyczna, 2-strefowa	tkanina
24	Sedan	2007	189.000	Automatyczna, 1-strefowa	tkanina
25	Kombi	2004	203.898	Automatyczna, 1-strefowa	tkanina
26	Kombi	2005	210.140	Automatyczna, 4-strefowa	skóra
27	Sedan	2006	218.000	Automatyczna, 2-strefowa	tkanina
28	SUV	2007	218.334	Automatyczna, 4-strefowa	skóra
29	Sedan	2007	220.400	Automatyczna, 2-strefowa	tkanina
30	SUV	2004	237.012	Automatyczna, 4-strefowa	skóra
31	Kombi	2005	248.000	Automatyczna, 2-strefowa	tkanina
32	Sedan	2007	264.335	Automatyczna, 2-strefowa	skóra
33	Sedan	2005	270.000	Automatyczna, 2-strefowa	tkanina
34	Kombi	2001	303.898	Automatyczna, 1-strefowa	tkanina
35	Sedan	2008	310.257	Automatyczna, 1-strefowa	tkanina

Próbki powietrza pobierano stacjonarnie, metodą wolumetryczną, przy zastosowaniu 6-stopniowego impaktora Andersena (model WES-710, Westech Instrument, Wielka Brytania). Powierzchnie wychwyty w impaktorze stanowiły standardowe szalki Petriego o średnicy 90 mm wypełnione odpowiednim podłożem mikrobiologicznym. Prędkość przepływu strugi powietrza na wejściu do pompy zestawu pomiarowego wynosiła  $28,3 \text{ dm}^3/\text{min}$ . W badaniach zastosowano 5-minutowy czas aspiracji, a objętość pobranej przez impaktor próbki powietrza wynosiła każdorazowo  $0,1415 \text{ m}^3$ .

Zaletą tego typu impaktora jest możliwość oznaczania różnych frakcji bioaerozoli, penetrujących poszczególne odcinki układu oddechowego człowieka. Od średnicy aerodynamicznej cząstki, poruszającej się w strudze powietrza w drogach oddechowych, zależy punkt jej teoretycznej maksymalnej głębokości penetracji, tj. do jakiego piętra układu oddechowego ona dotrze (Spengler i Wilson 1996). I tak, cząstki o średnicy aerodynamicznej:

- a) poniżej  $0,65 \mu\text{m}$  docierają do rejonu pęcherzyków płucnych,
- b)  $0,65\text{-}1,1 \mu\text{m}$  docierają do rejonu oskrzelików płucnych,
- c)  $1,1\text{-}2,1 \mu\text{m}$  docierają do rejonu oskrzelików końcowych,
- d)  $2,1\text{-}3,3 \mu\text{m}$  docierają do rejonu oskrzeli drugorzędowych,
- e)  $3,3\text{-}4,7 \mu\text{m}$  docierają do rejonu tchawicy i oskrzeli pierwszorzędowych,
- f)  $4,7\text{-}7 \mu\text{m}$  docierają do rejonu gardła,
- g)  $7\text{-}11 \mu\text{m}$  penetrują kanały jamy nosowej,
- h) powyżej  $11 \mu\text{m}$  praktycznie nie penetrują w głąb układu oddechowego.

Impaktor ustawiano między przednimi fotelami kierowcy i pasażera, na wysokości ok. 1 m nad powierzchnią podłogi tak, by znajdował się na wysokości strefy oddechowej człowieka.

Próbki bioaerozolu pobierano w jednej turze pomiarowej, w czasie trwania umownie przyjętego sezonu „letniego” (6-miesięczny okres od kwietnia do września, o średniej temperaturze powietrza zewnętrznego powyżej  $10^\circ\text{C}$  utrzymującej się przez co najmniej 7 dni).

Dla wyznaczenia „tła zewnętrznego” badano bioaerozol pobrany w środowisku atmosferycznym miast – na zewnątrz warsztatów samochodowych w których przeprowadzono badania.

W celu pobrania próbek aerozoli bakteryjnego i grzybowego zastosowano następujące podłoża mikrobiologiczne, odpowiednio, agar tryptozowo-sojowy (Trypcase Soy Agar – TSA, bioMérieux SA, Marcy l’Etoile, Francja) z 5% dodatkiem odwłóknionej krwi baraniej oraz agar słodowy (Malt Extract Agar – MEA, Merck KGaA, Darmstadt, Niemcy). Warunki inkubacji mikrobiologicznych próbek powietrza dla badanych grup mikroorganizmów przedstawiały się następująco: bakterie mezofilne: 1 dzień (37°C) + 3 dni (22°C) + 3 dni (4°C), grzyby: 4 dni (30°C) + 4 dni (22°C) (Jensen i Schafer 1998). Stężenie żywych mikroorganizmów było wyrażane jako liczba jednostek tworzących kolonie (jtk), obecnych w 1 m<sup>3</sup> pobranego powietrza (jtk/m<sup>3</sup>).

Analizę aerozolu bakteryjnego oparto na obserwacji makro- i mikroskopowej oraz charakterystyce cech fizjologicznych i biochemicznych wyizolowanych drobnoustrojów. Do identyfikacji bakterii zastosowano zestawy mikrotestów API (bioMérieux SA). Identyfikacji grzybów dokonano na podstawie obserwacji makro- i mikroskopowych cech kolonii prowadzonych w oparciu o klucze taksonomiczne (Samson i in. 2004). Do identyfikacji drożdży zastosowano szereg biochemiczny API AUX (bioMérieux SA).

Przynależność gatunkowa dominujących bakterii oraz grzybów zidentyfikowanych przy zastosowaniu metod biochemicznych i mikroskopowych, została potwierdzona metodami biologii molekularnej. DNA wyizolowano z czystych kultur bakterii lub grzybów, przy użyciu zestawu, QIamp DNA Mini Kit (Qiagen, Hilden, Niemcy) lub Fungi DNA Mini Kit (Syngen Biotech, Polska). Wyizolowany DNA zastosowano jako matrycę w reakcji PCR przy użyciu zestawu starterów, w przypadku bakterii BAK11w(5'-AGTTTGATCMTGGCTCAG-3') i BAK2(5'-GGACTACHAGGGTATCTAAT-3'), natomiast w przypadku grzybów ITS1(5'-TCCGTAGGTGAACCTGCGG-3') i ITS4(5'-TCCTCCGCTTATTGATATGC-3') (Bosshard i in. 2006). Zamplifikowany produkt PCR oczyszczono, zsekwencjonowano za pomocą analizatora genetycznego ABI3730 (Applied Biosystems, Waltham, USA) i porównano z bazą danych banku genetycznego (National Center for Biotechnology Information, National Library of Medicine, USA) stosując algorytm BLAST (Basic Local Alignment Search Tool). Osiągnięto od 99% do 100% podobieństwa sekwencji analizowanych fragmentów do sekwencji umieszczonych w bazie Gene Bank.

Równolegle z pomiarami bioaerozolu rejestrowano wartości wilgotności względnej i temperatury powietrza za pomocą termohigrometru (Conrad Electronic GmbH, Niemcy).

## 2.2. Analiza statystyczna

Uzyskane dane pomiarowe opracowano statystycznie w oparciu o test Kruskala-Wallis'a, test U Manna-Whitney'a oraz analizę korelacji Spearman'a z wykorzystaniem komputerowy program *Statistica data analysis software system*, wersja 7.1 – 2006, przyjmując za znamienne statystycznie wartości  $p < 0,05$ .

## 3. Wyniki i dyskusja

### 3.1. Analiza ilościowa aerozoli bakteryjnych i grzybowych

Średnie wartości stężeń aerozoli bakteryjnych i grzybowych we wnętrzu badanych kabin samochodów osobowych oraz tle zewnętrznym przedstawiono w tabeli 2.

Średnie wartości stężenia aerozoli bakteryjnego i grzybowego wyznaczone w kabinach samochodów osobowych klimatyzacji wynosiły  $6,2 \cdot 10^2$  jtk/m<sup>3</sup> dla bakterii i  $2,2 \cdot 10^2$  jtk/m<sup>3</sup> dla grzybów.

Obserwowane wartości stężeń bioaerozoli potwierdzają dane piśmiennictwa przedmiotu. Jak podają Vonberga i in. (2010) wskazują, że średnie stężenia mikroorganizmów w powietrzu w samochodach z systemem klimatyzacyjnym wynosiły  $2,0 \cdot 10^2$  jtk/m<sup>3</sup>. Na zbliżonym poziomie wartości stężeń odnotował również Jo i Lee (2008) analizując bioaerozole w samochodach osobowych.

Porównanie wyników pomiarów stężeń bakterii i grzybów w badanych samochodach wykazało, znamienne statystycznie różnice pomiędzy badanymi pojazdami (test Kruskala-Wallisa:  $p < 0,001$ ).

**Tabela 2.** Liczba bakterii i grzybów w badanych samochodach oraz w tle zewnętrznym (wartości średnie i odchylenie standardowe SD)  
**Table 2.** Bacterial and fungal concentrations in studied cars and in the background (average concentration and standard deviation SD)

Nr	Średnie stężenie bakterii [·10 <sup>2</sup> jtk/m <sup>3</sup> ] ± SD	Średnie stężenie grzybów [·10 <sup>2</sup> jtk/m <sup>3</sup> ] ± SD
1	0,75* ± 0,2	0,4* ± 0,3
2	1,2 ± 0,4	0,9 ± 0,4
3	2,1 ± 0,22	1,1 ± 0,7
4	1,7 ± 0,3	1,1 ± 0,7
5	2,7* ± 0,1	1,2* ± 0,3
6	3,2 ± 0,4	1,6 ± 0,1
7	3,0 ± 0,1	1,9 ± 0,1
8	3,8 ± 0,9	1,6 ± 0,3
9	3,1 ± 0,8	1,2 ± 0,2
10	2,9 ± 0,4	1,8 ± 0,1
11	5,1* ± 0,4	1,9* ± 0,1
12	4,9 ± 0,9	2,3 ± 0,4
13	4,6 ± 0,4	2,5 ± 0,1
14	4,3 ± 0,8	1,7 ± 0,4
15	7,9 ± 2,5	1,8 ± 0,3
16	5,8* ± 0,4	1,7* ± 0,2
17	6,1 ± 0,8	1,7 ± 0,01
18	8,1 ± 2,9	0,8 ± 0,3
19	2,3 ± 0,3	3,9 ± 0,2
20	5,9 ± 1,2	2,3 ± 0,5
21	8,2 ± 1,2	2,9 ± 1,1
22	8,4 ± 2,3	3,2 ± 0,8
23	6,7 ± 0,8	1,3 ± 0,3
24	6,4 ± 0,4	1,8 ± 0,3
25	2,8 ± 1,0	1,9 ± 0,1
26	10,5 ± 3,5	4,2 ± 1,0
27	8,0 ± 1,0	3,2 ± 0,4
28	3,1 ± 0,4	2,2 ± 0,3



Tabela 2. cd.

Table 2. cont.

Nr	Średnie stężenie bakterii [ $\cdot 10^2$ jtk/m <sup>3</sup> ] $\pm$ SD	Średnie stężenie grzybów [ $\times 10^2$ jtk/m <sup>3</sup> ] $\pm$ SD
29	9,4 $\pm$ 3,8	1,6 $\pm$ 0,6
30	9,0 $\pm$ 4,2	0,9 $\pm$ 1,1
31	9,9 $\pm$ 1,2	2,8 $\pm$ 0,6
32	9,7 $\pm$ 1,5	2,9 $\pm$ 1,2
33	18,0 $\pm$ 5,7	4,4 $\pm$ 0,5
34	20,3* $\pm$ 0,6	4,2* $\pm$ 0,6
35	9,9 $\pm$ 1,0	5,1 $\pm$ 0,5
Tło zewnętrzne		
	1,9** $\pm$ 0,1	2,9** $\pm$ 0,6

\* Test Kruskala-Wallis:  $p < 0,001$

\*\* Test Manna-Whitney:  $p < 0,05$

Posługując się współczynnikiem korelacji Spearmana dokonano oceny wpływu liczby przejechanych kilometrów, typu klimatyzacji (1-, 2-, 4 - strefowa i manualna), rodzaju karoserii (SUV, sedan, kombi) oraz rodzaju tapicerki (tkanina, skóra), na stężenia aerozolu bakteryjnego i grzybowego w powietrzu badanych pojazdów. Na podstawie wyników przeprowadzonej analizy stwierdzono, że liczba przejechanych kilometrów determinowała w sposób znaczący wielkości obserwowanych stężeń aerozoli bakteryjnego i grzybowego (w obu przypadkach  $p < 0,001$ ). Wraz ze wzrostem liczby przejechanych kilometrów obserwowano wzrost stężenia aerozolu bakteryjnego i grzybowego w badanych pojazdach. Najniższe stężenia bioaerozoli obserwowano w samochodzie nr 1. Pojazd ten był najnowszym samochodem o najmniejszej liczbie przejechanych kilometrów (egzemplarz demonstracyjny w salonie). Najwyższe stężenia bioaerozoli odnotowano w samochodzie nr 34, był to pojazd z największą liczbą przejechanych kilometrów. Obserwowano również istotny wpływ typ nadwozia na stężenie bakterii w powietrzu badanych pojazdów ( $p < 0,05$ ). W samochodach o typie karoserii SUV obserwowano niższe stężenie bakterii niż w pojazdach typu sedan i kombi. Nie odnotowano tego rodzaju różnic w przypadku stężenia grzybów.

Na podstawie wyników przeprowadzonej analizy (analiza korelacji Spearmana) stwierdzono, że typ klimatyzacji oraz rodzaj tapicerki nie determinowały w sposób znaczący wielkości obserwowanych stężeń aerozolu bakteryjnego i grzybowego w badanych pojazdach.

Porównanie średnich wyników pomiarów stężeń mikroorganizmów dla tła zewnętrznego i wnętrza kabin samochodowych, wykazało, że stężenia aerozolu grzybowego w tle zewnętrznym były znamienne wyższe od wartości stężeń obserwowanych w kabinach samochodowych (test Manna-Whitneya:  $p < 0,05$ ). Wartości stężeń aerozolu bakteryjnego wyznaczone we wnętrzu kabin samochodowych były znacząco wyższe od wartości stężeń zmierzonych dla tła zewnętrznego (test Manna-Whitneya:  $p < 0,05$ ).

Interpretacja wyników pomiarów bioaerozoli we wnętrzu samochodów osobowych jest utrudniona z uwagi na brak powszechnie uznanych wartości normatywnych lub referencyjnych. Oznaczanie stopnia mikrobiologicznego zanieczyszczenia powietrza wyrażonego liczbą jednostek tworzących kolonie (jtk) w  $1 \text{ m}^3$  powietrza, jest jak dotąd najlepszą znaną i najczęściej stosowaną miarą określającą narażenie na szkodliwe czynniki biologiczne. W ocenie higienicznej badanych stanowisk w pojazdach posłużono się klasyfikacją dopuszczalnych stężeń mikroorganizmów zaproponowaną przez Zespół Ekspertów ds. Czynników Biologicznych Międzyresortowej Komisji ds. Najwyższych Dopuszczalnych Stężeń i Natężeń Czynników Szkodliwych dla Zdrowia w Środowisku Pracy – tabela 3. Klasyfikacja ta określa wartości dopuszczalnych stężeń mikroorganizmów i endotoksyny w powietrzu w oparciu o wyniki pomiarów wolumetrycznych bioaerozoli (Górny i in. 2011).

Zgodnie z propozycją dopuszczalnych stężeń drobnoustrojów w powietrzu według Zespołu Ekspertów ds. Czynników Biologicznych na stanowiskach pomiarowych w badanych samochodach osobowych nie stwierdzono przekroczenia dopuszczalnych stężeń mikroorganizmów w powietrzu ustalonych dla pomieszczeń użyteczności publicznej.

**Tabela 3.** Polskie propozycje dopuszczalnych stężeń drobnoustrojów w powietrzu (Górny 2016)

**Table 3.** Polish Proposals of Threshold Limit Values for Bioaerosols

Czynnik mikrobiologiczny	Pomieszczenia robocze zanieczyszczone pyłem organicznym	Pomieszczenia mieszkalne i użyteczności publicznej
Bakterie mezofilne	100000 jtk/m <sup>3</sup>	5000 jtk/m <sup>3</sup>
Bakterie Gram-ujemne	20000 jtk/m <sup>3</sup>	200 jtk/m <sup>3</sup>
Termofilne promieniowce	20000 jtk/m <sup>3</sup>	200 jtk/m <sup>3</sup>
Grzyby	50000 jtk/m <sup>3</sup>	5000 jtk/m <sup>3</sup>
Czynniki z grupy 3. i 4. zagrożenia	0 jtk/m <sup>3</sup>	0 jtk/m <sup>3</sup>

jtk – jednostka tworząca kolonie

cfu – colony-forming unit

W celu zmniejszenia narażenia użytkowników pojazdów samochodowa instalacja klimatyzacyjna powinna być systematycznie serwisowana. Regularnie – co najmniej jeden raz w roku, należy wymieniać filtr kabinowy, czyścić i dezynfekować kanały dystrybucji powietrza do wnętrza kabiny, parownik, wloty powietrza umieszczone na zewnątrz pojazdu oraz kontrolować drożność kanału odprowadzającego skropliny z parownika instalacji klimatyzacyjnej (Schmidt 2014).

### 3.2. Analiza jakościowa aerozoli bakteryjnego i grzybowego

Identyfikacja jakościowa mikroorganizmów wykazała, że najliczniejszą ich część stanowiły ziarniaki Gram-dodatnie (40-60% całości wyizolowanej mikrobioty powietrza). Kolejnymi pod względem liczebności grupami mikroorganizmów były grzyby pleśniowe (20-32%), pałeczki Gram-dodatnie wytwarzające przetrwalniki (9-30%), grzyby drożdżoidalne (0-6%) oraz nieprzetrwalnikujące pałeczki Gram-dodatnie (0-5%). Mezofilne promieniowce stanowiły najmniej liczną grupę: 0-3% całości mikrobioty.

Wyniki analizy jakościowej mikroorganizmów wyizolowanych z powietrza w badanych pojazdach oraz tle zewnętrznym przedstawiono w tabeli 4.

**Tabela 4.** Rodzaje i gatunki bakterii i grzybów wyizolowane z powietrza w badanych samochodach

**Table 4.** Bacterial and fungal genera and species isolated from the air in studied cars

Ziarniaki Gram-dodatnie
<i>Aerococcus urinae</i> , <i>Aerococcus</i> spp., <i>Kocuria</i> ( <i>K. rosea</i> , <i>K. varians</i> , <i>K. spp.</i> ), <i>Micrococcus</i> ( <i>M. luteus</i> , <i>M. roseus</i> ), <i>Staphylococcus</i> ( <i>S. auricularis</i> , <i>S. cohnii</i> , <i>S. epidermidis</i> , <i>S. haemolyticus</i> , <i>S. hominis</i> , <i>S. warneri</i> )
Pałeczki Gram-dodatnie nieprzetrwalnikujące
<i>Corynebacterium</i> spp., <i>Microbacterium</i> spp., <i>Micromonospora</i> spp., <i>Rhodococcus</i> spp.
Laseczki Gram-dodatnie wytwarzające przetrwalniki
<i>Bacillus</i> ( <i>B. cereus</i> , <i>B. circulans</i> , <i>B. licheniformis</i> , <i>B. mycoides</i> , <i>B. pumilus</i> , <i>B. sphaericus</i> , <i>B. subtilis</i> *, <i>B. thuringiensis</i> *, <i>B. spp.</i> )
Mezofilne promieniowce
<i>Thermomonospora</i> spp.
Grzyby pleśniowe
<i>Acremonium strictum</i> , <i>Alternaria alternata</i> , <i>Aspergillus</i> ( <i>A. candidus</i> , <i>A. carbonarius</i> , <i>A. clavatus</i> , <i>A. flavus</i> , <i>A. fumigatus</i> *, <i>A. niger</i> , <i>A. oryzae</i> , <i>A. sydowii</i> ), <i>Botrytis</i> spp., <i>Culvularia geniculata</i> , <i>Chaetomium</i> spp., <i>Cladosporium cladosporioides</i> , <i>Doratomyces</i> spp., <i>Fusarium culmorum</i> , <i>Mucor</i> spp., <i>Paecilomyces variotii</i> , <i>Penicillium</i> ( <i>P. brevicompactum</i> , <i>P. chrysogenum</i> , <i>P. citrinum</i> , <i>P. citreonigrum</i> , <i>P. commune</i> , <i>P. palitans</i> , <i>P. spp.</i> ) <i>Phoma</i> spp., <i>Rhizopus stolonifer</i> , <i>Ulocladium</i> spp.
Drożdże
<i>Candida famata</i> , <i>Cryptococcus laurentii</i> , <i>Geotrichum candidum</i>

\* Mikroorganizmy zakwalifikowane do grupy 2. zagrożenia według rozporządzenia Ministra Zdrowia z dnia 22 kwietnia 2005 r.

W badanych próbkach zidentyfikowano 25 gatunków bakterii należących do 10 rodzajów oraz 30 gatunków grzybów należących do 18 rodzajów. Wśród zidentyfikowanych bakterii najczęściej izolowano ziarniaki Gram-dodatnie z rodzaju *Staphylococcus*, *Kocuria* i *Micrococcus*. Szczepy należące do powyższych rodzajów wchodzą w skład naturalnej

mikrobioty człowieka, jak również powszechnie występują w środowisku zewnętrznym. Należy jednak zaznaczyć, że bakterie z rodzaju *Staphylococcus* mogą być niebezpieczne dla osób z obniżoną odpornością i powodować różnego rodzaju zakażenia (m.in. wsierdza, układu moczowego, ran). Laseczki Gram-dodatnie przetrwalnikujące reprezentowane były przez rodzaj *Bacillus*, w obrębie którego zidentyfikowano *Bacillus subtilis* oraz *Bacillus thuringiensis* należący do grupy 2. zagrożenia. Enzymy proteolityczne (subtilizyna) wydzielane przez bakterie powyższych gatunków są odpowiedzialne za wywoływanie alergicznego zapalenia pęcherzyków płucnych (alveolitis allergica) i innych chorób alergicznych.

Mykobiota na badanych stanowiskach została zdominowana przez grzyby pleśniowe. Wśród pleśni dominowały szczepy z rodzajów: *Acremonium*, *Alternaria*, *Penicillium*, *Cladosporium* oraz *Aspergillus*. Wśród grzybów drożdżoidalnych zidentyfikowano łącznie przedstawicieli 3 rodzajów (*Cryptococcus*, *Candida* i *Geotrichum*). Grzyby pleśniowe występując w powietrzu nawet w niskich stężeniach mogą stać się przyczyną wielu niekorzystnych skutków zdrowotnych, np. chorób o podłożu alergicznym, astmy oskrzelowej, alergicznego zapalenia pęcherzyków płucnych, alergii skórnych czy podrażnień.

Gatunkowo wśród grzybów najliczniej reprezentowane były pleśnie z rodzajów *Aspergillus* (8 gatunków) i *Penicillium* (6 gatunków).

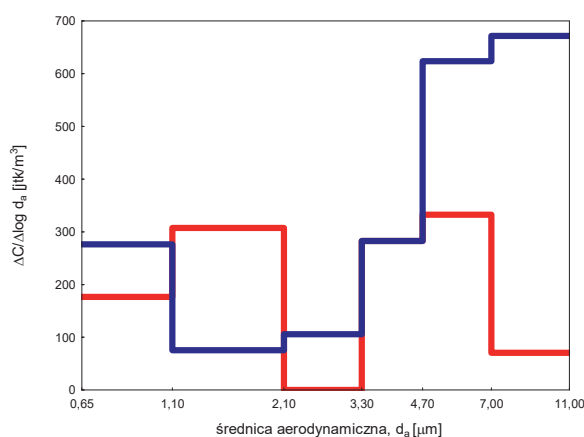
Otrzymane wyniki potwierdzają dane piśmiennictwa przedmiotu, w których spotykane są dość licznie prace charakteryzujące zanieczyszczenie mikrobiologiczne powietrza w samochodach osobowych wyposażonych w instalacje klimatyzacyjne. Z ich analizy wynika, że wśród bakterii najczęściej izolowane są gatunki z rodzajów: *Bacillus*, *Micrococcus*, *Staphylococcus*, *Pseudomonas*, *Acinetobacter*, *Legionella* i *Stenotrophomonas*, a wśród grzybów gatunki z rodzajów *Penicillium*, *Aspergillus*, *Acremonium*, *Alternaria* i *Cladosporium* (Vonberg i in. 2010, Sattar i in. 2016, Stephenson i in. 2014).

### 3.3. Analiza rozkładów ziarnowych

Zastosowanie w badaniach bioaerozolu 6-stopniowego impaktora Andersena pozwoliło na uzyskanie danych o rozkładzie ziarnowym mikroorganizmów. Rozkłady te, przy jednoczesnym uwzględnieniu naturalnych rozmiarów dominujących w powietrzu grup bakterii i grzybów,

pozwołyły na prognozę ich potencjalnej głębokości penetracji układu oddechowego człowieka.

Rysunek 1 przedstawia rozkłady ziarnowe aerozolu bakteryjnego i grzybowego w badanych samochodach. Na podstawie analizy przebiegu krzywych rozkładu ziarnowego aerozolu bakteryjnego, można stwierdzić, że stężenia mikroorganizmów były najwyższe w zakresie średnic 0,65-2,1  $\mu\text{m}$  oraz 3,3-7  $\mu\text{m}$ , co wskazuje, na występowanie drobnoustrojów jako samodzielnych komórek oraz różnej wielkości agregatów uformowanych zarówno z komórek bakteryjnych, jak i z tychże połączonych z cząstkami aerozolu ziarnistego. W przebiegu krzywych rozkładu ziarnowego aerozolu grzybowego, obserwowano istotny wzrost stężeń cząstek dla frakcji 0,65-1,1  $\mu\text{m}$  oraz powyżej 4,7  $\mu\text{m}$ , co wskazuje, że występowały one w formie w postaci pojedynczych spor oraz agregatów grzybowych lub grzybowo-pyłowych ( $p < 0,05$ ).



**Rys. 1.** Rozkłady ziarnowe aerozoli bakteryjnego (—) i grzybowego (—) w badanych samochodach

**Fig. 1.** Size distribution of bacterial (—) and fungal (—) aerosols in studied cars

Na podstawie danych o rozkładach ziarnowych bioaerozoli w badanych samochodach można stwierdzić, że największy „ładunek” mikroorganizmów może dotrzeć w układzie oddechowym człowieka do rejonów: jamy nosowej, gardła, tchawicy, oskrzelików płucnych i oskrzelików końcowych. Interakcja między cząstkami aerozoli, a komórkami organizmu człowieka jest w dużym stopniu zależna od miejsca ich osadzenia się. Cząstki deponowane w rejonie tchawicy mogą wywoływać reakcje w postaci astmatycznej, natomiast te osadzone w dolnych odcinkach dróg oddechowych wywołują reakcje w formie alergicznego zapalenia (Górny i in. 1999).

### Analiza parametrów środowiskowych

Analiza korelacji Spearman'a wykazała brak istotnych statystycznie zależności między stężeniami aerozolu bakteryjnego i grzybowego, a wartościami badanych parametrów mikroklimatycznych powietrza ( $p > 0,05$ ).

### 3. Podsumowanie i wnioski

W samochodowych instalacjach klimatyzacyjnych panują zazwyczaj sprzyjające warunki do rozwoju szkodliwych czynników biologicznych. W miarę wydłużenia się okresu eksploatacji, samochodowe instalacje klimatyzacyjne mogą stanowić źródło skażenia powietrza kabin pojazdów patogennymi drobnoustrojami.

Na podstawie pomiarów czynników biologicznych można stwierdzić, że:

- średnie stężenia aerozolu bakteryjnego i grzybowego wyznaczone w kabinach samochodów osobowych były niskie (poniżej  $10^3$  jtk/m<sup>3</sup>) i nie przekraczały wartości dopuszczalnych stężeń proponowanych dla pomieszczeń użyteczności publicznej;
- mikrobiologiczna jakość powietrza w kabinach samochodów osobowych zależy od liczby przejechanych kilometrów oraz od typu nadwozia. Wraz ze wzrostem liczby przejechanych kilometrów obserwowano wzrost stężenia aerozolu bakteryjnego i grzybowego. W samochodach o typie karoserii SUV obserwowano niższe stężenie bakterii niż w pojazdach sedan i kombi.
- analiza jakościowa mikroorganizmów izolowanych z powietrza badanych samochodów wykazała dominację ziarniaków Gram-dodatnich z rodzajów *Staphylococcus*, *Micrococcus* i *Kocuria*, przetrwalnikujących laseczek z rodzaju *Bacillus* oraz grzybów pleśniowych z rodzajów *Acremonium*, *Alternaria*, *Penicillium*, *Aspergillus* i *Cladosporium*. W badanych pojazdach, wśród wyizolowanych drobnoustrojów stwierdzono obecność bakterii i grzybów pleśniowych zakwalifikowanych według rozporządzenia Ministra Zdrowia do grupy 2. zagrożenia, czyli takich, które mogą wywoływać choroby u ludzi, mogą być niebezpieczne dla pracowników. Wskazuje to, że ich użytkownicy mogą być narażeni na kontakt z biologicznymi czynnikami zagrożenia zawodowego.

- analiza rozkładów ziarnowych bioaerozoli w badanych grupach pojazdów wykazała, że największy „ładunek” mikroorganizmów może dotrzeć w układzie oddechowym człowieka do rejonów: gardła, tchawicy, oskrzeli płucnych i oskrzelików końcowych. Może to wśród narażonych na bioaerozol użytkowników samochodów być przyczyną niekorzystnych efektów zdrowotnych manifestujących się podrażnieniami nosa, oczu oraz wystąpieniem reakcji typu astmatycznego lub alergicznego zapalenia.

*Publikacja przygotowana na podstawie wyników uzyskanych w ramach IV etapu programu wieloletniego pn. „Poprawa bezpieczeństwa i warunków pracy” dofinansowanego w latach 2017-2019 w zakresie służb państwowych przez Ministerstwo Pracy i Polityki Społecznej.*

*Główny koordynator: Centralny Instytut Ochrony Pracy – Państwowy Instytut Badawczy (projekt Nr 2.G.09).*

## Literatura

- Bosshard, P.P., Zbinden, R., Abels, S., Böddinghaus, B., Altwegg, M., Böttger, E.C. (2006). 16S rRNA Gene Sequencing versus the API 20 NE System and the VITEK 2 ID-GNB Card for Identification of Nonfermenting Gram-Negative Bacteria in the Clinical Laboratory. *J Clin Microbiol. Apr, 44(4)*, 1359-1366.
- European Vehicle Market Statistics. Pocketbook 2015/16. (2016). Berlin, International Council on Clean Transportation Europe.
- Górny, R.L., Dutkiewicz, J., Krysińska-Traczyk, E. (1999). Size distribution of bacterial and fungal bioaerosols in indoor air. *Ann Agric Environ Medicine*, 6, 105-13.
- Górny, R.L. (2016). *Szkodliwe czynniki biologiczne*. W: Augustyńska D., Pośniak M. [red.] *Szkodliwe czynniki biologiczne Międzyresortowa Komisja ds. Najwyższych Dopuszczalnych Stężeń i Natężeń Czynników Szkodliwych dla Zdrowia w Środowisku Pracy: Czynniki szkodliwe w środowisku pracy - Wartości dopuszczalne*. CIOP-PIB, Warszawa.
- Holmer, I., Nilsson, H., Bohm, M., Noren, O. (1995). Thermal aspects of vehicle comfort. *Applied Human Science*, 14, 159-165.
- Jensen, P.A., Schafer, M.P. (1998). *Sampling and characterization of bioaerosols. NIOSH manual of analytical methods*. Atlanta: National Institute for Occupational Safety and Health.



- Jo, W.K., Lee, J.H. (2008). Airborne fungal and bacterial levels associated with the use of automobile air conditioners or heaters, room air conditioners, and humidifiers. *Archives of Environmental and Occupational Health*, 63(3), 101-107.
- Lee, J.H., Jo, W.K. (2005). Exposure to airborne fungi and bacteria while commuting in passenger cars and public buses. *Atmospheric Environment*, 39, 7342-7350.
- Li, J.L., Mingzhen, S., Fangxia, Z.Z., Yao, M., Wu, C.Y. (2013). Characterization of biological aerosol exposure risks from automobile air conditioning system. *Environmental Science and Technology*, 47, 10660-10666.
- Samson, R.A., Hoekstra, E.S., Frisvad, J.C. (2004). Introduction to food- and airborne fungi. Seventh Edition, Utrecht: Centraalbureau voor Schimmelcultures.
- Sattar, S.A., Wright, K.E., Zargar, B., Rubino, J.R., Khalid, I. (2016). Airborne infectious agents and other pollutants in automobiles for domestic use: potential health impacts and approaches to risk mitigation, *Journal of Environmental and Public Health*, 2016, 1-12.
- Simmons, R.B., Noble, J.A., Rose, L., Price, D.L., Ahearn, D.G. (1997). Fungal colonization of automobile air conditioning systems. *The Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, 19, 150-153.
- Schmidt, T. (2014) Klimatyzacja samochodowa w praktyce warsztatowej. Wydawnictwa Komunikacji i Łączności Sp. z o.o., Warszawa.
- Spengler, J.D., Wilson, R. (1996). *Emission, dispersion and concentration of particles*. W: Wilson R., Spengler J.D. (Red.): Particles in our air: concentrations and health effects. Harvard: Harvard University Press.
- Stephenson, R.E., Gutierrez, D., Peters, C., Nichols, M., Boles, B.R. (2014). Elucidation of bacteria found in car interiors and strategies to reduce the presence of potential pathogens, *Biofouling*, 30(3), 337-346.
- Główny Urząd Statystyczny (2017), Warszawa.
- Vonberg, R.P., Gastmeier, P., Kenneweg, B., Holdack-Janssen, H., Sohr, D., Chaberny, I.F. (2010). The microbiological quality of air improves when using air conditioning systems in cars. *BMC Infectious Diseases*, 10, 146-151.

## Microbial Air Quality in Air-conditioned Passenger Cars

### Abstract

The road transport is the most common means of communication in the world. To improve the comfort, the cars are equipped with air conditioning installation. Automobile air-conditioning systems (AC) may be a source of microbiological contamination of driver's cabs. The aim of this study was to

assessment the level of microbial contamination inside passenger cars. The study was carried out in 35 randomly selected cars equipped with climate control system. The viable (culturable) bioaerosol samples was stationery taken using 6-stage Andersen impactor. Standard Petri dishes filled with blood trypticase soy agar and malt extract agar were used for bacterial and fungal sampling, respectively. All microorganisms isolated from air samples were quantitatively and qualitatively (to genus and/or species level) analyzed.

The bacterial and fungal concentrations in air samples were between  $6,2 \cdot 10^2$  cfu/m<sup>3</sup> and  $2,2 \cdot 10^2$  cfu/m<sup>3</sup>, respectively. Based on the results of this study, it was found that mileage significantly determined the observed concentrations of bacterial and fungal aerosols while the type of air conditioning and the type of upholstery did not significantly determine the observed concentrations of bioaerosols in the studied vehicles. As the number of miles traveled, the increased of concentration of bacterial and fungal aerosols in the tested vehicles were observed.

The use of the 6-stage Andersen impactor in this study allowed for obtaining data on the particle size distribution of aerosols in the studied cars. The size distribution analysis revealed that microorganisms were present in the air mainly as single cells and large aggregates. Based on results the size and distribution of bioaerosol particles, it can be ascertain that bioaerosols present in the studied cars, penetrating the human respiratory tract, may be deposited within the oral and nasal cavities, trachea, secondary bronchi and bronchioles and, by that, may be responsible for nose and eye irritations, asthmatic reactions, and allergic inflammations.

The most prevalent bacterial species in the air of car cabins were Gram-positive cocci (mainly from *Staphylococcus* and *Micrococcus/Kocuria* genera) and endospore-forming Gram-positive rods from *Bacillus* genus. Among the most common fungal representatives were those from *Alternaria*, *Aspergillus*, *Cladosporium* and *Penicillium* genera.

## Streszczenie

Transport drogowy jest najbardziej powszechnym środkiem komunikacyjnym na świecie. W celu zwiększenia komfortu użytkowania, samochody wyposażane są w instalacje klimatyzacyjne. Systemy klimatyzacji samochodowej mogą być źródłem skażenia mikrobiologicznego wnętrza pojazdów.

Celem niniejszego projektu była ocena poziomu mikrobiologicznego zanieczyszczenia powietrza w samochodach osobowych.

Badanie przeprowadzono w 35 losowo wybranych samochodach osobowych wyposażonych w układ klimatyzacji. Próbkę bioaerozolu zostały pobrane przy użyciu 6-stopniowego impaktora Andersena. Do celu pobierania

próbek aerozoli bakteryjnego i grzybowego stosowano standardowe szalki Petriego wypełnione, odpowiednio agarem tryptozowo-sojowy z 5% dodatkiem odwłóknionej krwi baraniej oraz agarem słodowy. Wszystkie mikroorganizmy wyizolowane z próbek powietrza były analizowane ilościowo i jakościowo (do poziomu rodzaju i / lub gatunku).

Badanie wykazało, że powietrze w samochodach wyposażonych w instalacje klimatyzacyjne jest zanieczyszczone mikrobiologicznie. Stężenie bakterii i grzybów w próbkach powietrza pobranych we wnętrzu kabin samochodów osobowych wynosiło odpowiednio  $6,2 \cdot 10^2$  jtk/m<sup>3</sup> i  $2,2 \cdot 10^2$  jtk/m<sup>3</sup>. Na podstawie wyników badań stwierdzono, że liczba przejechanych kilometrów znacząco determinuje obserwowane stężenia aerozoli bakteryjnych i grzybowych, natomiast rodzaj klimatyzacji i rodzaj tapicerki nie wpływają istotnie na obserwowane stężenia bioaerozoli w badanych pojazdach. Wraz ze wzrostem liczby przejechanych kilometrów zaobserwowano zwiększenia stężenia aerozoli bakteryjnych i grzybowych w badanych pojazdach.

Zastosowanie sześciostopniowego impaktora Andersena pozwoliło uzyskać dane o rozkładzie ziarnowym cząstek aerozoli w badanych samochodach osobowych. Analiza rozkładu ziarnowego bioaerozoli wykazała, że mikroorganizmy były obecne w powietrzu głównie jako pojedyncze komórki i duże agregaty.

Na podstawie danych o wielkości cząstek aerozoli bakteryjnych i grzybowych oraz ich potencjalnej depozycji w układzie oddechowym człowieka, można stwierdzić, że bioaerozole obecne w badanych pojazdach, penetrując ludzki układ oddechowy, mogą osadzać się w jamie ustnej i nosowej, w tchawicy, oskrzelach i oskrzelikach płucnych. Może to być przyczyną podrażnienia nosa i gardła, reakcji astmatycznej lub reakcji w postaci alergicznego zapalenia.

Analiza jakościowa mikroorganizmów izolowanych z powietrza badanych samochodów wykazała dominację ziarniaków Gram-dodatnich z rodzajów *Staphylococcus*, *Micrococcus* i *Kocuria*, przetrwalnikujących laseczek z rodzaju *Bacillus* oraz grzybów pleśniowych z rodzajów *Acremonium*, *Alternaria*, *Penicillium*, *Aspergillus* i *Cladosporium*.

**Słowa kluczowe:**

samochody, system klimatyzacyjny, bioaerozol

**Keywords:**

cars, air-conditioning system, bioaerosol



## **Aerozol bakteryjny w wybranych pomieszczeniach szkolnych woj. małopolskiego**

*Krzysztof Frączek, Maria J. Chmiel, Karol Bulski*  
*Uniwersytet Rolniczy, Kraków*

### **1. Wstęp**

W ostatnich latach obserwuje się dynamiczny wzrost świadomości społeczeństwa na temat zagrożeń związanych z nieodpowiednią mikrobiologiczną jakością powietrza w budynkach, na którą mają wpływ zanieczyszczenia występujące wewnątrz pomieszczeń oraz pochodzące ze środowiska zewnętrznego. Dotyczy to zwłaszcza budynków dydaktycznych, takich jak przedszkola i szkoły, gdyż dzieci stanowią szczególną grupę narażenia, ponieważ w odniesieniu do swojej masy ciała wdychają więcej powietrza niż dorośli (Korta-Pepłowska i in. 2016, Mainka i in. 2015, Kubera i in. 2015) oraz ich organizmy w fazie wzrostu są bardziej podatne na uszkodzenia niż organizmy już rozwinięte (Mainka i in. 2015). Wiele badań przeprowadzonych w szkołach wskazuje na związki między poziomami zanieczyszczeń wewnątrz pomieszczeń a negatywnym wpływem na zdrowie ich użytkowników. Ze względu na swój ściśle określony charakter użytkowy w pomieszczeniach szkolnych istnieje możliwość wystąpienia zwiększonego zanieczyszczenia powietrza drobnoustrojami, które mogą być przyczyną zarówno problemów zdrowotnych uczniów, jak i nauczycieli, a także wpływać na komfort ich nauki i pracy (Mainka i in. 2015, Wlazło i in. 2008). Spośród mikroorganizmów największe znaczenie dla stanu zdrowia narażonych na kontakt z nimi osób mają bakterie. Mikroorganizmy te stanowią stały element środowiska, a łatwość rozprzestrzeniania się drogą powietrzną sprawia, że w sprzyjających warunkach mikroklimatycznych mogą wywierać ne-

gatywny wpływ na zdrowie osób przebywających w tego typu pomieszczeniach (Wlazło i in. 2008, Górny 2004).

Celem niniejszej pracy było przeprowadzenie ilościowej analizy aerozolu bakteryjnego oraz wyznaczenie jego rozkładu ziarnowego w wybranych pomieszczeniach budynków szkolnych, zlokalizowanych w woj. małopolskim.

## 2. Materiały i metody

Badania przeprowadzono w okresie jesiennym w dziesięciu szkołach średnich, zlokalizowanych na terenie dziewięciu miejscowości województwa małopolskiego (Kraków/K1 i K2, Tarnów/T, Nowy Sącz/NS, Chrzanów/Ch, Myślenice/M, Olkusz/O, Andrychów/A, Limanowa/L, Korzkiew/Ko). W każdej z badanych szkół wyznaczono po 4 stanowiska pomiarowe zlokalizowane w pomieszczeniach szkolnych: sala lekcyjna mała (A), sala lekcyjna duża (B), sala gimnastyczna (C), korytarz (D). Wszystkie badane pomieszczenia były naturalnie przewietrzane poprzez okresową wymianę powietrza w pomieszczeniach przez otwieranie okien, drzwi lub innych otworów w przegrodach budowlanych. Ponadto dla wyznaczenia tzw. „tła zewnętrznego (Z)” badano aerozol bakteryjny, pobierany w środowisku na zewnątrz badanych obiektów. Pozwoliło to na określenie możliwej migracji zanieczyszczeń mikrobiologicznych do środowiska badanych wewnątrz. W środowisku zewnętrznym próbki powietrza były pobierane jednokrotnie na jednym stanowisku pomiarowym wyznaczonym w otoczeniu każdego badanego obiektu.

Pobieranie próbek powietrza przeprowadzone zostało stacjonarnie, metodą wolumetryczną, przy zastosowaniu 6-stopniowego impaktora Andersena (model 10-710, Graseby-Andersen, Inc., Atlanta, GA, USA). Próbki powietrza pobierano jednokrotnie, w dwóch powtórzeniach, w czasie trwania zajęć lekcyjnych (w środku lekcji), w obecności uczniów i nauczycieli. Aparat umieszczano na wysokości 1,0-1,5 m nad podłogą lub gruntem (pomiary zewnętrzne) w celu pobrania próbek ze strefy oddychowej człowieka. Zastosowano 5-minutowy czas poboru aerozoli bakteryjnych. Próbki powietrza pobierano przy prędkości przepływu  $28,3 \text{ dm}^3 \cdot \text{min}^{-1}$ . W celu pobrania próbek aerozolu bakteryjnego zastosowano podłoże mikrobiologiczne agar tryptozowo-sojowy (Trypcase Soy Agar – TSA, BioMerieux, Polska) dla ogólnej liczby bakterii. Płytki z aga-

rem TSA inkubowano przez 1 dobę w 37°C a następnie przez 3 doby w 22°C i przez następne 3 doby w 4°C (Jensen i in. 1998). Przedłużona inkubacja próbek w kierunku bakterii miała na celu umożliwienie wzrostu szczepom rosnącym wolno w niższym zakresie temperatur. Po inkubacji przeprowadzono analizy ilościowe wyrosłych bakterii. Stężenie aerozolu bakteryjnego przedstawiono jako liczbę jednostek tworzących kolonie na metr sześcienny powietrza ( $\text{jtk}\cdot\text{m}^{-3}$ ). Równoległe z pomiarami aerozolu bakteryjnego rejestrowano wartości wilgotności względnej i temperatury powietrza przy użyciu anemometru Kestrel 4000 (Nielsen-Kellerman, USA) oraz wartości zapylenia (pył całkowity – PM10 i pył respirabilny – PM4) przy użyciu pyłomierza DustTrak II (model 8530, TSI Inc., Shoreview, MN, USA). Przez pył całkowity rozumie się wszystkie cząstki zawieszone w powietrzu, a przez pył respirabilny cząstki mniejsze niż 4,0  $\mu\text{m}$ . Według British Medical Research Council (BMRC) przyjęto definicję pyłu respirabilnego jako pyłu docierającego w procesie oddychania do obszaru pęcherzykowego płuc (Więcek 2011).

Z uwagi na fakt, że uzyskane dane charakteryzowały się rozkładem nieparametrycznym, analizy statystyczne przeprowadzono przy użyciu testu Kruskal'a-Wallis'a oraz korelację Spearman'a za pomocą programu Statistica v. 12 (StatSoft, Inc., Tulsa, OK, USA), przyjmując za statystycznie istotne wartości przy poziomie  $p < 0,05$ .

### 3. Wyniki i dyskusja

Stężenia aerozolu bakteryjnego w badanych budynkach szkolnych przedstawiono w tabeli 1 oraz na rysunku 1. Wykazano, że zakres stężenia aerozolu bakteryjnego w środowisku wewnętrznym pomieszczeń szkolnych wahał się od 7 do 27 162  $\text{jtk}\cdot\text{m}^{-3}$  i był znacznie wyższy niż dla powietrza zewnętrznego, w którym aerozol bakteryjny występował w stężeniu od 176 do 7 434  $\text{jtk}\cdot\text{m}^{-3}$ . Jego najwyższe stężenia obserwowano w korytarzach badanych szkół (27 162  $\text{jtk}\cdot\text{m}^{-3}$ ) oraz małych salach lekcyjnych (20 439  $\text{jtk}\cdot\text{m}^{-3}$ ), jednakże różnice te nie były istotne statystycznie (test Kruskal'a-Wallis'a:  $p > 0,05$ ). Analiza danych wykazała, że wewnątrz sal lekcyjnych zmierzone stężenia aerozolu bakteryjnego wahały się od 70 do 20 439  $\text{jtk}\cdot\text{m}^{-3}$ , w salach gimnastycznych osiągnęły wartości od 678 do 14 113  $\text{jtk}\cdot\text{m}^{-3}$ , a w korytarzach szkolnych od 7 do 27 162  $\text{jtk}\cdot\text{m}^{-3}$  (w obecności uczniów) (tabela 1). Porównując medianę

stężenia bakterii pomiędzy badanymi pomieszczeniami, najwyższe różnice obserwowano pomiędzy salami lekcyjnymi (mediana: 2 078 i 2 351 jtk·m<sup>-3</sup>) a korytarzami szkolnymi (mediana: 2 798 jtk·m<sup>-3</sup>), jednak nie stwierdzono statystycznie istotnego związku ( $p > 0,05$ ).

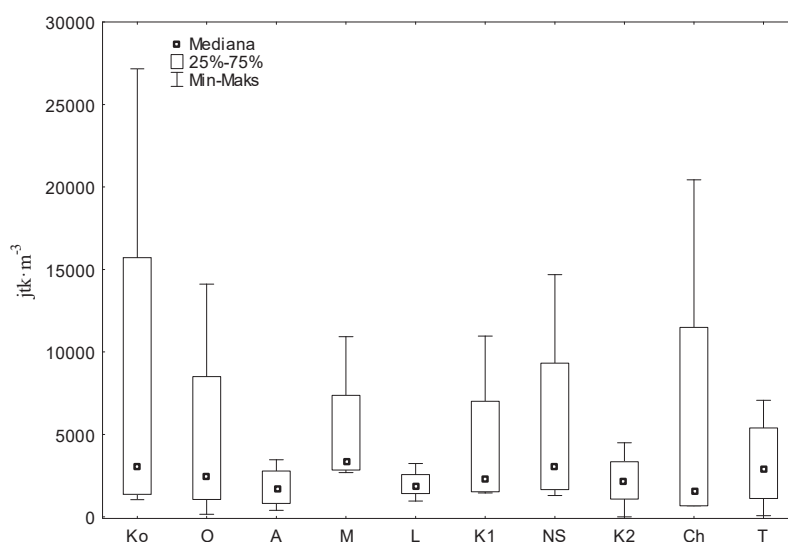
**Tabela 1.** Stężenia aerozolu bakteryjnego (jtk·m<sup>-3</sup>) wewnątrz wytypowanych pomieszczeń szkolnych i w środowisku zewnętrznym

**Table 1.** Concentrations of bacterial aerosol (cfu·m<sup>-3</sup>) inside selected school premises and in the external environment

Środowisko		Bakterie	
		Zakres	Mediana
Pomieszczenia szkolne	Sala lekcyjna – mała (A)	70-20 439	2 078
	Sala lekcyjna – duża (B)	168-14 679	2 351
	Sala gimnastyczna (C)	678-14 113	2 085
	Korytarz szkolny (D)	7-27 162	2 798
Tło zewnętrzne (Z)		176-7 434	494

Wyniki analiz wykazały brak statystycznie istotnych różnic w poziomach stężeń tych mikroorganizmów między poszczególnymi typami badanych pomieszczeń szkolnych (test Kruskal'a-Wallis'a:  $p > 0,05$ ). Analiza statystyczna danych nie wykazała także istotnych różnic między poszczególnymi szkołami ( $p > 0,05$ ). Porównanie stężeń bakterii w powietrzu tła zewnętrznego oraz pomieszczeń szkolnych wykazało natomiast znacząco wyższe wartości zmierzone wewnątrz badanych pomieszczeń szkolnych niż w powietrzu zewnętrznym (test Kruskal'a-Wallis'a:  $p < 0,05$ ). Większa liczba mikroorganizmów w badanych budynkach szkół może wynikać z tego, że w takich placówkach grupy uczniów liczą ponad 30 osób. Zaobserwowane relacje są też zgodne z obecnym stanem wiedzy na temat źródeł pochodzenia badanego bioaerozolu (Pegas i in. 2010). W pomieszczeniach zamkniętych o dużym zagęszczeniu ludzi stężenie bioaerozolu jest wielokrotnie większe niż w miejscach otwartych (Kubera i in. 2015). Stopień zanieczyszczenia powietrza mikroorganizmami zależy bowiem od zaludnienia, aktywności ludzi, intensywnej wymiany powietrza, pyłów, wilgotności względnej i temperatury powietrza (Mainka i in. 2015). Za największe i stałe aktywne źródła emisji aerozolu bakteryjnego w nieprzemysłowym środowisku

sku wewnątrz uważany jest człowiek. Należy podkreślić, że aktywność ludzka (w tym czynności fizjologiczne takie jak kichanie, kaszel, a także wysiłek fizyczny) jest głównym źródłem wytwarzania bioaerozolu w środowisku wewnątrz (Gaska-Jędruch i Dudzińska 2009, Grzyb in. 2004, Gołofit-Szymczak i in. 2015).



**Rys. 1.** Stężenia aerozolu bakteryjnego ( $\text{jtk}\cdot\text{m}^{-3}$ ) wewnątrz budynków szkolnych

**Fig. 1.** Concentrations of bacterial aerosol ( $\text{cfu}\cdot\text{m}^{-3}$ ) inside school buildings

Wyniki dotyczące pomiarów parametrów mikroklimatycznych przedstawione w tabeli 2 wykazały bardzo dużą stabilność warunków termicznych. Wartości temperatury i wilgotności względnej powietrza w badanych pomieszczeniach szkolnych zmieniały się w zakresie i wynosiły odpowiednio: w pomieszczeniach szkolnych; 18,2-27,0°C i 32,0-65,0%, natomiast w środowisku zewnętrznym; 2,8-14,1°C i 40,7-80,4%. Analiza korelacji Spearman'a między stężeniami aerozolu bakteryjnego w badanych pomieszczeniach szkolnych, a wartościami parametrów mikroklimatycznych powietrza wykazała, że czynniki te nie wpływały znacząco na poziom obserwowanych stężeń bakterii. Podobne zależności odnotowała Ejdys (2009) oceniając sezonowy wpływ powietrza atmosferycznego na zanieczyszczenie powietrza budynków szkolnych zarodnikami grzybów w warunkach miejskich oraz Gołofit-Szymczak i in. (2015), badając aerozole bakteryjne i grzybowe w środowisku pracy firm sprzątających.



**Tabela 2.** Temperatura (°C) i wilgotność względna powietrza (%) wewnątrz pomieszczeń szkolnych i w środowisku zewnętrznym  
**Table 2.** Temperature (°C) and relative humidity of air (%) inside school premises and in the external environment

Środowisko		Temperatura (°C)		Wilgotność względna (%)	
		Zakres	Mediana	Zakres	Mediana
Pomieszczenia szkolne	Sala lekcyjna – mała (A)	19,8-27,0	23,0	33,0-58,9	49,0
	Sala lekcyjna – duża (B)	21,0-25,0	21,7	42,9-65,0	49,7
	Sala gimnastyczna (C)	18,2-23,1	21,3	32,0-61,1	49,3
	Korytarz szkolny (D)	19,6-26,0	20,9	36,0-60,2	44,7
Tło zewnętrzne (Z)		2,8-14,1	9,3	40,7-80,4	68,5

Na każdym wyznaczonym stanowisku pomiarowym podczas prowadzonych badań dotyczących aerozolu bakteryjnego były równocześnie wykonywane także pomiary dotyczące pyłu ogólnego (tab. 3). Są to czynniki, które współdziałając ze sobą w różny sposób, wywierają znaczny wpływ na liczbę mikroorganizmów obecnych w powietrzu (Jurado i in. 2014, Ramachandran i in. 2002). Szczegółowe dane dotyczące zapylenia przedstawiono w tabeli 3. Mediana stężenia pyłu całkowitego wewnątrz budynku szkół, wahała się od 0,11 do 0,14 mg/m<sup>3</sup> i była generalnie niższa niż na zewnątrz (0,15 mg/m<sup>3</sup>). Uzyskane wyniki w niniejszej pracy, są niższe od zalecanych wartości pyłów dla najwyższych stężeń czynników szkodliwych dla zdrowia w środowisku pracy (Augustyńska i Pośniak 2016). Oceniając wpływ stężenia pyłu całkowitego oraz frakcji respirabilnej na mierzone stężenia aerozolu bakteryjnego w badanych pomieszczeniach szkolnych, w oparciu o obliczony współczynnik korelacji Spearman’a można stwierdzić, że nie miały one istotnego statystycznie wpływu na obserwowane stężenia bakterii. Przedstawione relacje są inne niż zaobserwowane w środowisku wewnątrz szkolnych (Fsadni i in. 2017, Sheik i in. 2015).

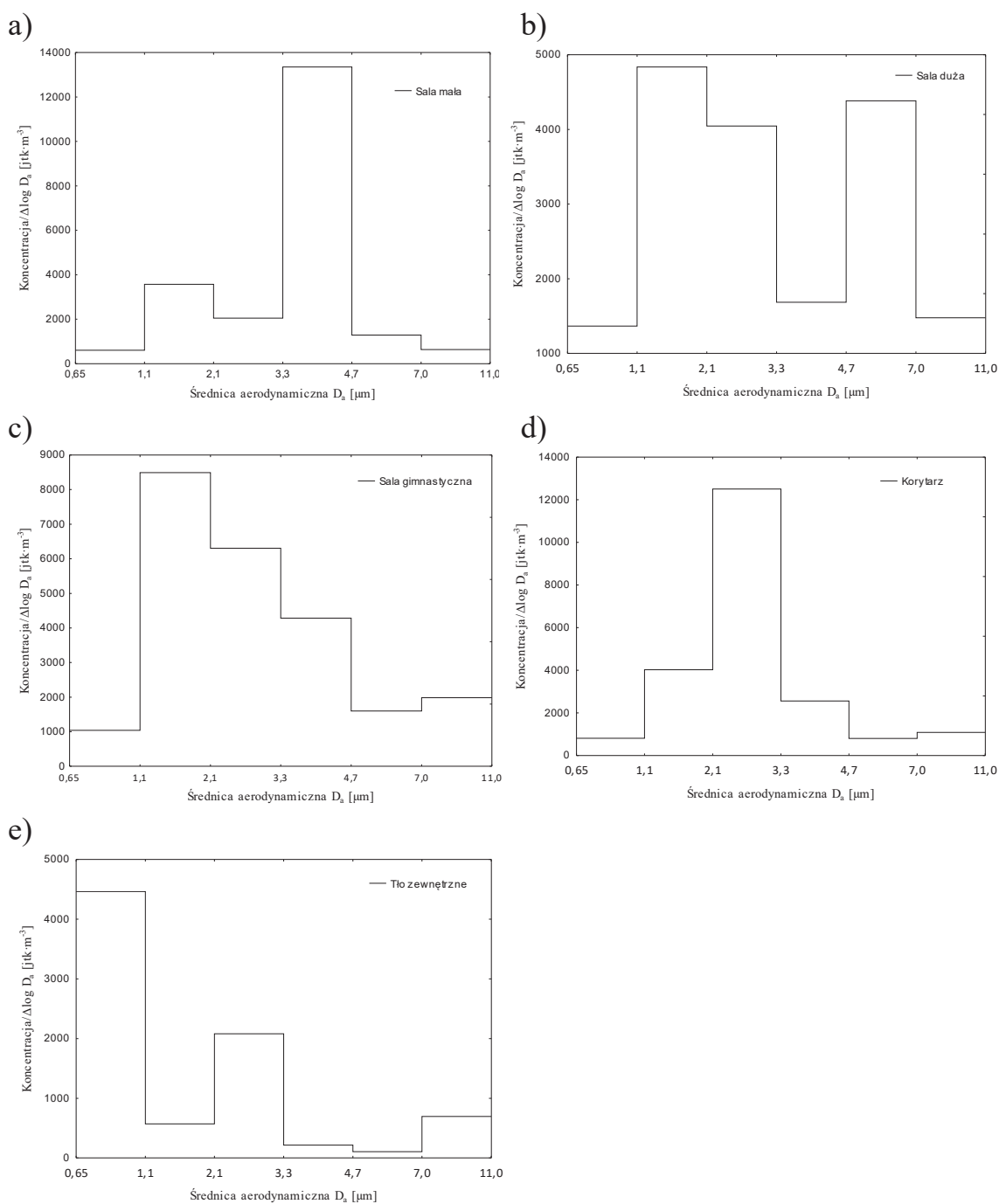
Należy podkreślić, że cząstki aerozoli zdeponowane w obszarze tchawiczo-oskrzelowym mogą się przyczyniać do rozwoju nieżytów oskrzeli, a cząstki aerozoli zdeponowane w obszarze wymiany gazowej mogą powodować rozedmę płuc i pylice płuc. Wiadomo, że stężenie frakcji respirabilnej przyjmuje się za adekwatny wskaźnik zagrożenia zdrowia (Augustyńska i Pośniak 2016, Więcek 2011).

**Tabela 3.** Stężenia pyłu ogólnego w powietrzu ( $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ ) wewnątrz pomieszczeń szkolnych i w środowisku zewnętrznym

**Table 3.** Total concentrations of particulate matter in the air ( $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ ) inside the school premises and in the external environment

Środowisko	Frakcja całkowita		Frakcja respirabilna		
	Zakres	Mediana	Zakres	Mediana	
Pomieszczenia szkolne	Sala lekcyjna - mała (A)	0,07-0,25	0,11	0,06-0,17	0,10
	Sala lekcyjna - duża (B)	0,06-0,20	0,11	0,06-0,19	0,10
	Sala gimnastyczna (C)	0,08-0,41	0,14	0,06-0,24	0,12
	Korytarz szkolny (D)	0,06-0,39	0,14	0,06-0,32	0,13
Tło zewnętrzne (Z)		0,05-0,60	0,15	0,05-0,46	0,15

Interpretacja ilościowa wyników pomiarów bioaerozoli w środowisku badanych pomieszczeń szkolnych jest utrudniona z uwagi na brak zarówno w Polsce jak i na świecie powszechnie uznanych wartości normatywnych, które określałyby dopuszczalne stężenia drobnoustrojów w tych środowiskach. Główną przyczyną takiego stanu rzeczy są trudności metodyczne wynikające z różnorodności mikroorganizmów, brak standaryzacji metod pomiarowych i doświadczalnych oraz trudności w określeniu efektów działania bioaerozoli na narażone populacje (Dutkiewicz i Górny 2002, Górny 2010). W naszym kraju nie obowiązują już także dwie Polskie Normy dotyczące stopnia zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego bakteriami (PN-Z-04111-02:1989) i grzybami (PN-Z-04111-03:1989). Oba te akty prawne nie są już zgodne ze współczesnym stanem wiedzy, albowiem błędnie dopuszczały w ocenie ilościowej bioaerozoli stosowanie przestarzałej metody sedymentacyjnej, niedającej wiarygodnych wyników. W związku z tym oceny higienicznej badanego środowiska dokonano na podstawie zalecanych wartości dopuszczalnych stężeń najpowszechniejszych kategorii mikroorganizmów w środowisku wewnątrz, tj. pomieszczeń mieszkalnych i użyteczności publicznej oraz w środowisku zewnętrznym, ( $5\cdot 10^3$  jtk $\cdot\text{m}^{-3}$  dla bakterii) wyznaczonych przez Zespół Ekspertów ds. Czynników Biologicznych Międzyresortowej Komisji ds. Najwyższych Dopuszczalnych Stężeń i Natężeń Czynników Szkodliwych dla Zdrowia w Środowisku Pracy (Augustyńska i Pośniak 2016, Górny 2010).



**Rys. 2.** Rozkłady ziarnowe aerozolu bakteryjnego (wartości średnie) w powietrzu zewnętrznym oraz w środowisku wewnątrz pomieszczeń szkolnych: (a) sala lekcyjna – mała (A), (b) sala lekcyjna – duża (B), (c) sala gimnastyczna (C), (d) korytarz szkolny (D), (e) tło zewnętrzne (Z)

**Fig. 2.** Bacterial aerosol particle size distribution (mean values) in outdoor air and indoor environment of school premises: (a) classroom – small (A), (b) classroom – big (B), (c) gym (C), (d) school corridor (D), (e) outdoor air (Z)

Porównanie uzyskanych wartości stężeń aerozolu bakteryjnego z zalecanymi wartościami progowymi pozwala stwierdzić, że koncentracja bakterii występujących w powietrzu wszystkich badanych pomieszczeń szkolnych oraz w środowisku zewnętrznym przekraczała wartości dopuszczalne. Może to wskazywać na dodatkową emisję bakterii z osób obecnych w trakcie badań, gdyż człowiek jest ich głównym rezerwuarem. Przyczyny tego można również upatrywać we wzmroście szczelności budynku (pozamykane drzwi i okna w czasie lekcji), przez co niemożliwa była ciągła wymiana powietrza, która zapewniałaby usuwanie zanieczyszczeń powstających wskutek wewnętrznej emisji mikroorganizmów (Gołofit-Szymczak i in. 2015).

Z danych literatury przedmiotu wynika, że ważnym parametrem służącym do oceny skutków oddziaływania aerozoli biologicznych na organizm człowieka jest określenie średnicy aerodynamicznej ich cząstek, gdyż ta cecha determinuje ich zachowanie oraz dynamikę w powietrzu, co decyduje o miejscu ich depozycji w określonej przestrzeni lub na powierzchni (Harrison i in. 2004, Górny 2004, Byeon i in. 2008). Uzyskane dane o rozkładzie ziarnowym aerozolu bakteryjnego w badanych pomieszczeniach szkolnych oraz w środowisku zewnętrznym przedstawiono na rysunku 2a-e. Na podstawie analizy przebiegu krzywej rozkładu ziarnowego aerozolu bakteryjnego dla powietrza zewnętrznego stwierdzono, że bakterie występowały najczęściej w środowisku zewnętrznym jako małe pojedyncze komórki (0,65-1,1  $\mu\text{m}$ ) lub formowały małe agregaty bakteryjne (2,1-3,3  $\mu\text{m}$ ). Analiza rozkładów ziarnowych aerozolu bakteryjnego występującego w powietrzu pomieszczeń szkolnych wykazała, że w powietrzu małej sali lekcyjnej bakterie najczęściej tworzyły małe agregaty bakteryjne lub bakteryjno-pyłowe (3,3-4,7  $\mu\text{m}$ ), natomiast w powietrzu dużej sali lekcyjnej były one głównie obecne w postaci pojedynczych komórek i małych agregatów bakteryjnych w zakresie średnic 1,1-3,3  $\mu\text{m}$  oraz w formie dużych agregatów bakteryjnych lub bakteryjno-pyłowych (4,7-7,0  $\mu\text{m}$ ), co prawdopodobnie było związane z połączeniem komórek bakteryjnych z wtórnie unoszonymi cząsteczkami pyłu (Mainka i in. 2015, Wlazło 2008). Z analizy przebiegu krzywej rozkładu dla sali gimnastycznej wynika, że aerozol bakteryjny osiągał tu swoje maksymalne stężenia w zakresie cząstek 1,1-2,1  $\mu\text{m}$ , co wskazuje iż dominowały tu pojedyncze komórki bakteryjne, natomiast w przypadku korytarza szkolnego bakterie tworzyły aerozol złożony

głównie z małych agregatów bakteryjnych (2,1-3,3  $\mu\text{m}$ ). Na podstawie przeprowadzonych badań i uzyskanych danych o rozkładach ziarnowych cząstek można stwierdzić, że w pomieszczeniach szkolnych w przypadku bioaerozolu złożonego z bakterii największy ich „ładunek” o powyżej opisanych rozmiarach może w układzie oddechowym człowieka (ucznia/nauczyciela) dotrzeć do regionu tchawicy po oskrzela końcowe oraz do oskrzelików płucnych (Górny 2004). Informacja ta ma szczególne znaczenie dla oceny skutków oddziaływania aerozoli biologicznych na organizm człowieka, gdyż pozwala prognozować potencjalny niekorzystny efekt zdrowotny wywołany tego typu ekspozycją (Clauß 2015, Górny 2004).

#### 4. Podsumowanie i wnioski

1. Przeprowadzone badania wykazały, że zakres stężenia aerozolu bakteryjnego w środowisku wewnętrznym pomieszczeń szkolnych wahał się od 7 do 27 162  $\text{jtk}\cdot\text{m}^{-3}$  i od 176 do 7 434  $\text{jtk}\cdot\text{m}^{-3}$  dla powietrza zewnętrznego.
2. Wyniki przeprowadzonych analiz wskazują, że bez względu na badane środowisko, stężenia aerozolu bakteryjnego zarówno wewnątrz (w pomieszczeniach szkolnych), jak i na zewnątrz były wysokie i przekraczały dopuszczalne wartości dla tego typu wnętrz, wskazując na możliwość występowania dodatkowego źródła zanieczyszczenia.
3. Na podstawie przeprowadzonej analizy stwierdzono, że parametry mikroklimatyczne, tj. temperatura i wilgotność względna powietrza oraz zapylenie nie wpływały istotnie na wielkości stężeń aerozolu bakteryjnego zaobserwowane w badanych pomieszczeniach szkolnych.
4. Uzyskane wyniki wskazują, że jakość bakteriologiczna powietrza badanych wnętrz uzależniona była od obecności uczniów oraz ich aktywności co sugeruje, że naturalna wentylacja w tym typie pomieszczeń nie wystarcza w celu zapewnienia odpowiedniej jakości powietrza. W związku z tym należy wyposażyć budynki szkolne w sprawnie działający wydajny system wentylacji lub klimatyzacji, w celu zapewnienia „czystego” powietrza w pomieszczeniach szkolnych, w których przebywają uczniowie.

## Literatura

- Augustyńska, D., Pośniak, M. (red.). (2016). *Czynniki szkodliwe w środowisku pracy-wartości dopuszczalne*. Warszawa: Centralny Instytut Ochrony Pracy – Państwowy Instytut Badawczy.
- Byeon, J. H., Park, Ch. W., Yoon, K. Y., Park, J. H., Hwang, J. (2008). Size distributions of total airborne particles and bioaerosols in a municipal composting facility. *Bioresource Technology*, 99(11), 5150-5154.
- Clauß, M. (2015). Particle size distribution of airborne microorganisms in the environment – a review. *Landbauforsch Appl Agric Forestry Res*. DOI: 10.3220/LBF1444216736000
- Dutkiewicz, J., Górny, R.L. (2002). Biologiczne czynniki szkodliwe dla zdrowia – klasyfikacja i kryteria oceny narażenia. *Medycyna Pracy*, 53(1), 29-39.
- Ejdys, E. (2009). Wpływ powietrza atmosferycznego na jakość bioaerozolu pomieszczeń szkolnych w okresie wiosennym i jesiennym – ocena mikologiczna. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*, 41, 142-150.
- Fsadni, P., Frank, B., Fsadni, C., Montefort, S. (2017). The Impact of Microbiological Pollutants on School Indoor Air Quality. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 5, 54-65.
- Gąska-Jędruch, U., & Dudzińska, M. R. (2009). *Zanieczyszczenia mikrobiologiczne w powietrzu wewnętrznym*. Polska Inżynieria Środowiska pięć lat po wstąpieniu do Unii Europejskiej. Pr. zbior. Red. J. Ozonek, A. Pawłowski. T. 2. Lublin. PAN, 31-40.
- Gołofit-Szymczak, M., Górny, R.L., Ławniczek-Wałczyk, A., Cyprowski, M., Stobnicka, A. (2015). Aerozole bakteryjne i grzybowe w środowisku pracy firm sprzątających. *Medycyna Pracy*, 66(6), 779-791.
- Górny, R.L. (2004). Cząstki grzybów i bakterii jako składniki pomieszczeń: właściwości, mechanizmy emisji, detekcja. *IMPiZŚ*. Sosnowiec.
- Górny, R.L. (2010). Normatywy higieniczne dla szkodliwych czynników mikrobiologicznych w ochronie powietrza wewnętrznego. *Instal*, 4, 38-45.
- Grzyb, J., Bis, H., Barabasz, W., Fraczek, K., Chmiel, M. (2004). Badania nad występowaniem bakterii w powietrzu komór sanatoryjnych w kopalniach soli w Bochni i Wieliczce. *Acta Agr. et Silv., Ser. Agr.*, XLII, 163-175.
- Harrison, R.M., Jones, A.M., Lawrence, R.G. (2004). Major component composition of PM10 and PM2.5 from roadside and urban background sites. *Atmos. Environ.*, 38, 4531-4538.
- Jensen, P.A., Schafer, M.P. (1998). *Sampling and characterization of bioaerosols*. Atlanta: National Institute for Occupational Safety and Health.
- Jurado, S. R., Bankoff, A. D. P., Sanchez, A. (2014). Indoor Air Quality In Brazilian Universities. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 1, 7081-7093.

- Korta-Pełowska, M., Chmiel, M. J., Frączek, K. (2016). Zagrożenia mikrobiologiczne w środowisku pomieszczeń. *Medycyna Środowiskowa*, 19(2), 48-54.
- Kubera, Ł., Studzińska, J., Dokładna, W., Małecka-Adamowicz, M., Donderski, W. (2015). Mikrobiologiczna jakość powietrza w wybranych przedszkolach oraz antybiotykooporność bakterii z rodzaju *Staphylococcus* spp. *Medycyna Pracy*, 66(1), 49-56.
- Mainka, A., Zajusz-Zubek, E., Kozielska, B., Brągoszewska, E. (2015). Badanie zanieczyszczeń powietrza oddziałujących na dzieci w przedszkolu miejskim zlokalizowanym przy drodze o dużym natężeniu ruchu. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 18(1), 119-133.
- Pegas, P. N., Evtuygina, M. G., Alves, C. A., Nunes, T., Cerqueira, M., Pio, M. F., Freitas, M. C. (2010). Outdoor/indoor air quality in primary schools in lisbon: a preliminary study. *Quim. Nova*, 33(5), 1145-1149.
- Ramachandran, G., Adgate, J. L., Church, T. R., Jones, D., Fischer, G., Fredrickson, A., Sexton, K. (2002). Indoor air quality in two urban elementary schools: comfort parameters and microbial concentrations in air and carpets. *Proceedings: Indoor Air*, 461-466.
- Sheik, G. B., Rheam, A. I., Shehri, Z. S., Otaibi, O. B. M. (2015). Assessment of Bacteria and Fungi in air from College of Applied Medical Sciences (Male) at AD-Dawadmi, Saudi Arabia. *International Research Journal of Biological Sciences*, 4(9), 49-53.
- Więcek, E. 2011. Kryteria zdrowotne pobierania próbek aerozoli w środowisku pracy. *Podstawy i Metody Oceny Środowiska Pracy*, 2(68), 5-21.
- Wlazło, A, Górny, RL, Złotowska, R, Ławniczek, A, Łudzień-Izbińska, B, Harkawy, AS, Anczyk, E. (2008). Narażenie pracowników na wybrane szkodliwe czynniki biologiczne w bibliotekach województwa śląskiego. *Medycyna Pracy*, 59, 159-170.

## **Bacterial Aerosol at Selected Rooms of School Buildings of Malopolska Province**

### **Abstract**

The quality of the air of the internal and external environment has always been of particular interest to man. In recent years more and more attention has been paid to the study of bioaerosol in didactic buildings, especially such as kindergartens and schools, because students and teachers staying at school for several hours can not be exposed to conditions harmful to their health. It should be emphasized that in schools where there are no ventilation systems and ventilation is primarily a method of airing, the concentration of microbiological fac-

tors and dusts are largely determined by the concentration of these pollutants contained in atmospheric air. The aim of the study was to perform a quantitative analysis of bacterial aerosol and to determine the particle size distribution in the premises of school buildings located in southern Poland. The research was conducted in ten schools located in different cities of the Malopolska province. Measurements of bacterial aerosol were made by using Andersen's 6-stage impactor, during school hours, in 4 naturally ventilated school rooms (small classroom, large classroom, gym, corridor) and outside. The capture surface were a standard Petri dishes, filled with Tryptic Soy Agar (TSA), for the determination of bacteria. Particular matter measurements were made with the DustTrak II sampler (model 8530, TSI Inc., Shoreview, MN, USA) and microclimate parameters – temperature and relative humidity were measured using the Kestrel 4000 Anemometer (Nielsen-Kellerman, USA). Studies have shown that the concentration of bacterial aerosol in the indoor environment of school premises ranged from 7 to 27 162 cfu·m<sup>-3</sup> and was significantly higher than bacterial concentrations in outdoor air, where the concentration of bacteria ranged from 176 to 7 434 cfu·m<sup>-3</sup>. The highest concentration of bacterial aerosol was observed in the school corridor (27 163 cfu·m<sup>-3</sup>) and the small classroom (20 439 cfu·m<sup>-3</sup>). However, these differences were not statistically significant. Comparing the median of concentration of bacteria between the examined rooms, the highest differences were observed between the classrooms (median: 2 078 and 2 351 cfu·m<sup>-3</sup>) and the school corridor (median: 2 798 cfu·m<sup>-3</sup>), however, there was no statistically significant association ( $p < 0.05$ ).

Regardless of the tested environment, bacterial aerosol concentrations inside and outside the classroom were high and exceeded the proposal limit values for this type of interiors. As a result, it should think the equipping school buildings with a functioning, efficient ventilation or air conditioning system to provide "clean" air in school premises where teachers and students are present.

## **Streszczenie**

Jakość powietrza środowisk wewnętrznych i zewnętrznych była zawsze przedmiotem szczególnego zainteresowania człowieka. W ostatnich latach coraz częściej zwraca się uwagę na badanie bioaerozolu w budynkach dydaktycznych, zwłaszcza, takich jak przedszkola i szkoły, ponieważ uczniowie i nauczyciele przebywając po kilka godzin w szkole nie mogą być narażeni na warunki szkodliwe dla ich zdrowia. Należy podkreślić, że w pomieszczeniach szkolnych, w których brak jest systemów wentylacyjnych i wentylacja odbywa się przede wszystkim metodą przewietrzania, stężenia czynników mikrobiologicznych oraz pyłów drobnych w znacznym stopniu zależą od stężeń tych zanieczyszczeń zawartych w powietrzu atmosferycznym.



Celem niniejszej pracy było przeprowadzenie ilościowej analizy aerozolu bakteryjnego oraz wyznaczenia jego rozkładu ziarnowego w pomieszczeniach budynków szkolnych, położonych w południowej Polsce. Badania przeprowadzono w dziesięciu szkołach zlokalizowanych na terenie różnych miast województwa małopolskiego. Pomiarów aerozolu bakteryjnego dokonywano przy użyciu 6-stopniowego impaktora Andersena w czasie trwania zajęć lekcyjnych, w 4 naturalnie przewietrzanych pomieszczeniach szkolnych (sala lekcyjna mała, sala lekcyjna duża, sala gimnastyczna, korytarz) oraz na zewnątrz. Powierzchnię wychwytu stanowiły standardowe płytki Petriego, wypełnione agarem tryptozowo-sojowym (TSA), do oznaczania bakterii. W trakcie poboru próbek wykonywano także pomiary zapylenia przy użyciu pyłomierza DustTrak II (model 8530, TSI Inc., Shoreview, MN, USA) oraz parametrów mikroklimatycznych tj. temperatury i wilgotności względnej przy użyciu anemometru Kestrel 4000 (Nielsen-Kellerman, USA). Przeprowadzone badania wykazały, że zakres stężenia aerozolu bakteryjnego w środowisku wewnętrznym pomieszczeń szkolnych wahał się na poziomie od 7 do 27 162 jtk·m<sup>-3</sup> i był znacznie wyższy niż dla powietrza zewnętrznego, w którym stężenie bakterii występowało w stężeniu od 176 do 7 434 jtk·m<sup>-3</sup>. Najwyższe stężenia aerozolu bakteryjnego obserwowano w korytarzu szkoły (27 162 jtk·m<sup>-3</sup>) oraz małej sali lekcyjnej (20 439 jtk·m<sup>-3</sup>), jednakże różnice te nie były istotne statystycznie. Porównując medianę stężenia bakterii pomiędzy badanymi pomieszczeniami, najwyższe różnice obserwowano między salami lekcyjnymi (mediana: 2 078 i 2 351 jtk·m<sup>-3</sup>) a korytarzem szkolnym (mediana: 2 798 jtk·m<sup>-3</sup>), jednak nie stwierdzono statystycznie istotnego związku ( $p < 0.05$ ). Bez względu na badane środowisko, stężenia aerozolu bakteryjnego zarówno wewnątrz (w pomieszczeniach szkolnych) jak i na zewnątrz były wysokie i przekraczały proponowane wartości dopuszczalne dla tego typu wnętrz. Skutkiem tego, należałoby się zastanowić nad obligatoryjnym wyposażeniem budynków szkolnych w sprawnie działający, wydajny system wentylacji lub klimatyzacji w celu zapewnienia „czystego” powietrza w pomieszczeniach szkolnych, w których przebywają nauczyciele i uczniowie.

**Słowa kluczowe:**

szkoły, aerozol bakteryjny, powietrze

**Keywords:**

schools, bacterial aerosol, air



# **Implementacja rozszerzonej odpowiedzialności producenta do systemu gospodarowania odpadami w Polsce**

*Wojciech Piontek*  
*Uniwersytet Pedagogiczny*  
*im. Komisji Edukacji Narodowej, Kraków*

## **1. Wprowadzenie**

Przyjęty przez Unię Europejską pakiet działań na rzecz gospodarki obiegu zamkniętego stanowi próbę poszukiwania kompromisu pomiędzy celami makroekonomicznymi definiowanymi przez ekonomię neoklasyczną, a celami środowiskowymi. Dla Europy ma stać się czynnikiem rozwoju gospodarczego, wzrostu bogactwa i liczby miejsc pracy. W myśl założeń koncepcji gospodarki cyrkularnej konsumenci oraz przedsiębiorcy zmuszeni zostaną do wykorzystywania zasobów w sposób zrównoważony. Jednym z narzędzi urzeczywistnienia koncepcji jest zasada rozszerzonej odpowiedzialności producenta.

W Polsce w wyniku silnych i efektywnych działań lobbingowych, zakres odpowiedzialności producentów za cykl życia wprowadzanego na rynek produktu jest wysoce ograniczony. Rozszerzenie odpowiedzialności producentów wymaga nowych rozwiązań prawnych oraz nowych narzędzi ekonomicznych.

## **2. Pojęcie rozszerzonej odpowiedzialność producenta**

Odpowiedzialność jest pojęciem wieloznacznym, ewoluującym w czasie i odmiennie postrzeganym w różnych wymiarach życia. Pierwotnie używane było w prawie rzymskim. (Krzysztofek 2015). W prowadzonych w dalszej części artykułu rozważaniach odpowiedzialność

postrzegana jest jako gotowość lub konieczność ponoszenia konsekwencji pozytywnych i negatywnych efektów wewnętrznych i zewnętrznych podejmowanych decyzji i działań.

Pojęcie rozszerzonej odpowiedzialności producenta wprowadzone zostało przez OECD w 1994 roku. Rozszerzona odpowiedzialność producenta zdefiniowana została jako rodzaj polityki środowiskowej, w której odpowiedzialność producenta za produkt rozszerzona zostaje do etapu pokonsumpcyjnego. Wyraża zmianę tradycyjnego podejścia do odpowiedzialności producentów i importerów towarów konsumpcyjnych, konsumentów oraz rządów w odniesieniu do gospodarki odpadami. Charakteryzują ją wzajemnie powiązane cechy:

- a) przeniesienie odpowiedzialności za etap pokonsumpcyjny (fizycznej lub/i ekonomicznej, całkowitej lub częściowej) w górę na producenta, bez angażowania samorządów,
- b) tworzenie zachęt dla producentów do uwzględniania aspektów środowiskowych w procesie kształtowania całego cyklu życia produktów. (OECD 2001)

W literaturze dostępnych jest wiele definicji rozszerzonej odpowiedzialności producenta. Wspólnym elementem dla większości definicji jest postrzeganie zasady jako strategii/polityki ochrony środowiska ukierunkowanej na ograniczanie efektów zewnętrznych procesów produkcji i konsumpcji oraz przypisanie odpowiedzialności za cały cykl życia produktu jego producentowi. (por. Lindhqvist 2000; Nash, Bosso 2013) Różnicowanie definicji obserwuje się w zakresie identyfikacji oraz sposobu postrzegania przez autorów wymiaru normatywnego, prawnego, ekonomicznego, finansowego, fizycznego, informacyjnego odpowiedzialności producenta.

Na gruncie prawa unijnego rozszerzona odpowiedzialność producenta wprowadzona została na mocy artykułu 8 ramowej dyrektywy w sprawie odpadów. (2008/98/WE) Zasada współistnieje i uzupełnia zasadę odpowiedzialności wytwórców i posiadaczy odpadów za gospodarowanie odpadami. Dyrektywa nie definiuje zasady rozszerzonej odpowiedzialności producenta *explicite*, a jedynie określa ją jako jeden ze sposobów wspierania projektowania i produkcji wyrobów, które w pełni uwzględniają i ułatwiają efektywne wykorzystywanie zasobów podczas całego ich cyklu życia, w tym ich naprawę, ponowne użycie, demontaż

*i recykling i nie wpływają przy tym niekorzystnie na swobodny obieg wyrobów na rynku wewnętrznym* (pkt. 27 preambuły dyrektywy 2008/98/WE). Państwowi członkowskim przysługuje prawo – a nie obowiązek - podejmowania środków prawodawczych i innych mających na celu implementację zasady do sfery realnej w odniesieniu do wszystkich producentów. Grupę podmiotów wskazanych jako zobowiązane do kierowania się rozszerzoną odpowiedzialnością producenta tworzą: podmioty zawodowo opracowujące, wytwarzające, przetwarzające, obrabiające, sprzedające lub wwożące produkty. Stosowanie zasady powinno uwzględniać uwarunkowania techniczne, efektywność ekonomiczną, oddziaływanie na środowisko, zdrowie ludzkie i aspekty społeczne podejmowanych działań, a także gwarantować właściwe funkcjonowanie rynku wewnętrznego (art. 8 pkt. 3). W myśl art. 8 pkt. 4 dyrektywy stosowanie zasady nie może powodować uszczerbku dla odpowiedzialności za gospodarowanie odpadami oraz obowiązujących szczególnych przepisów dotyczących strumieni odpadów i produktów (w szczególności: opakowań i odpadów opakowaniowych (94/62/WE), pojazdów wycofanych z eksploatacji (2000/53/WE), baterii i akumulatorów (2006/66/WE), zużytego sprzętu elektrycznego i elektronicznego (2012/19/UE), opon (1999/31/WE, 2000/53/WE)).

Ustawodawca unijny różnicuje charakter instrumentów, które mogą być stosowane w procesie implementowania rozszerzonej odpowiedzialności producenta. Instrumenty nakazowe dopuszczone są do stosowania wyłącznie w fazie cyklu życia, gdy produkt stał już się odpadem. W fazach cyklu życia produktu poprzedzających powstanie odpadu instrumenty mogą mieć charakter zachęt do zmniejszania negatywnego oddziaływania na środowisko.

Katalog dopuszczonych do stosowania instrumentów tworzą:

- a) obowiązek przyjmowania zwracanych produktów i odpadów pozostających po wykorzystaniu produktów, obowiązek gospodarowania odpadami i odpowiedzialność finansowa za te działania, (art. 8 ust. 1),
- b) obowiązek podawania do wiadomości publicznej informacji o stopniu, w jakim można ponownie wykorzystać i przetworzyć dany produkt, (art. 8 ust. 1),
- c) stosowanie środków:

- zachęcających do projektowania produktów i składników produktów w taki sposób, aby zmniejszyć ich oddziaływanie na środowisko i wytwarzanie odpadów podczas produkcji i użytkowania produktów,
  - gwarantujących, że odzysk i unieszkodliwianie produktów, które stały się odpadami, będą się odbywać zgodnie postanowieniami dyrektywy,
  - zachęcających do opracowywania, produkcji i wprowadzania do obrotu produktów i składników produktów: nadających się do wielokrotnego użycia, zawierających materiały pochodzące z recyklingu, technicznie trwałych, łatwo naprawialnych, które po staniu się odpadami nadają się do przygotowania do ponownego użycia i recyklingu, (art. 8 ust. 2),
- d) systemy rozszerzonej odpowiedzialności producenta (art. 8 ust. 1, art. 8a).

System rozszerzonej odpowiedzialności producenta w rozumieniu dyrektywy oznacza zestaw środków podjętych przez państwa członkowskie w celu zapewnienia, aby producenci produktów ponosili odpowiedzialność finansową lub odpowiedzialność finansową i organizacyjną na etapie cyklu życia produktu, gdy staje się on odpadem (art. 1 ust. 21 znowelizowanej dyrektywy). Umożliwia rozszerzenie systemu odzysku i recyklingu na produkty niebędące przedmiotem regulacji unijnych (odzież i obuwie, leki, meble, żywność, zabawki, artykuły sportowe).

Zgodnie z zapisem pkt. 14 preambuły do dyrektywy (2018/851) system rozszerzonej odpowiedzialności może również określać odpowiedzialność organizacyjną i odpowiedzialność za przyczynianie się do zapobiegania powstawaniu odpadów oraz do zwiększania przydatności produktów do ponownego użycia i recyklingu. Producenci produktów mogą wypełniać obowiązki wynikające z systemu rozszerzonej odpowiedzialności producenta indywidualnie lub zbiorowo. Minimalne wymagania w zakresie tworzenia systemów rozszerzonej odpowiedzialności producenta określa art. 8a znowelizowanej dyrektywy. Należą do nich między innymi:

- a) określenie roli i obowiązków producentów produktów,
- b) wskazanie wymiernych celów gospodarowania odpadami,
- c) zapewnienie systemu sprawozdawczości,
- d) zapewnienie równego traktowania i niedyskryminowania producentów.

Przeniesienie na poziom krajów członkowskich kompetencji w zakresie definiowania rozszerzonej odpowiedzialności producenta stwarza szerokie możliwości interpretacyjne. W praktyce zaś skutkuje podejmowaniem przez podmioty odpowiedzialne (producentów) działań na rzecz narzucenia definicji pojęcia, jak i interpretacji zapisów dyrektyw. Opracowywane i rozpowszechniane dokumenty, w fazie tworzenia prawa, jak i definiowania systemów rozszerzonej odpowiedzialności producenta będą stanowiły płaszczyznę odniesienia. Podkreślenia wymaga, iż pozaprawna interpretacja pojęć może przyczynić się do stosowania w praktyce rozwiązań sprzecznych z zapisami ustawowymi. Przykładem może być nie znajdujące uzasadnienia prawnego traktowanie opakowań wielomateriałowych zbudowanych z dwóch różnych plastików jako opakowań monomateriałowych (Piontek 2018).

### 3. Podstawy teoretyczne rozszerzonej odpowiedzialności producenta

Na płaszczyźnie teorii ekonomii koncepcja rozszerzonej odpowiedzialności producenta wpisuje się w ekonomię klasyczną, jak również kształtującą się ekonomię postkapitalistyczną. Stanowi próbę przeniesienia do sfery realnej paradygmatu o kluczowym znaczeniu zasobów przyrodniczych dla rozwoju gospodarki w przyszłości i konieczności racjonalnego ich wykorzystania.

Ekonomiści klasyczni pomimo postrzegania licznych zasobów jako nieograniczone (A. Smith, J.B. Say), dostrzegają gospodarcze konsekwencje braku zasobów oraz konieczność racjonalnego z nich korzystania (A. Smith, J.B. Say, T.H. Malthus, D. Ricardo J.S. Mill). A. Smith w swoim dziele *Badania nad naturą i przyczynami bogactwa narodów* (Smith 2007) na przykładzie starożytnej Grecji analizuje problem ograniczonych możliwości wyżywienia rozwijających się miast. J.B. Say zwraca uwagę na problematykę racjonalnej i uzasadnionej konsumpcji nieprodukcyjnej, za którą uznaje:

- a) konsumpcję zaspokajającą rzeczywiste potrzeby, od zaspokojenia których zależy byt, zdrowie i zadowolenie większości ludzi. Konsumpcją nieuzasadnioną – według J.B. Say'a – jest konsumpcja wpływająca z przesadnej zmysłowości, urojenia i kaprysu,

- b) konsumpcję powolną oraz konsumpcję produktów najlepszej jakości. Konsumpcję uzasadnioną i racjonalną stanowi konsumpcja przedmiotów trwałych, o długim okresie użyteczności. *Pożądane jest, aby naród konsumował przede wszystkim produkty dobrej jakości (...) trzeba zwłaszcza, aby większość ludności nie była tak uboga, że zawsze musi kupować rzeczy tanie, aczkolwiek rzeczy tanie w ostatecznym rezultacie wypadają drogo,*
- c) konsumpcję wspólną - usługi, *których koszty nie zwiększają się proporcjonalnie do ilości dokonywanych konsumpcji* ( np. usługi gastronomiczne – wspólne konsumowanie pozwala na uzyskanie oszczędności),
- d) konsumpcję zgodną ze zdrowymi zasadami moralnymi. Konsumpcja obrażająca moralność – zdaniem J.B. Say'a – źle się kończy zarówno dla narodów, jak i jednostek (Say 1960).

Pierwszą teorią szczupłości zasobów było *Prawo ludności* T.H. Malthusa. Przyjmuje założenie o istnieniu pewnej absolutnej granicy ilości zasobów, poza którą przestają być one dostępne. (Barnett, Morse 1968) Głównym elementem ricardiańskiej teorii szczupłości zasobów jest analiza potencjalnego wpływu ograniczoności zasobów przyrodniczych, jak i pogarszania się ich gospodarczej jakości na wartość towarów.

Poglądy ekonomii klasycznej pozostają w bezpośredniej opozycji do paradygmatów ekonomii neoklasycznej. Problem ograniczoności zasobów i barier rozwoju gospodarczego, z tym związanych przez J.M. Keynes'a jest całkowicie pomijany.

Neoklasyczne podejście do problemu gospodarowania zasobami reprezentatywnie wyrażają F.A. von Hayek, L. Mises, M. i R. Friedman oraz M.N. Rothbard.

F.A. von Hayek'a podnoszone przez „aktywistów ruchu ochrony przyrody” kwestie zbyt szybkiego zużywania nieodnawialnych zasobów przyrody, jak i nieefektywnego wykorzystywania zasobów odnawialnych uznaje za wynik błędnego rozumowania, które unieważnia ich argumentację. (Hayek 2012) M.N. Rothbard'a wskazuje, iż gospodarka wolnorynkowa jest *wyposażona w działającą automatycznie zasadę służącą o decydowaniu o właściwym poziomie zachowania zasobów*. (Rothbard 2009) Prywatyzacja zasobów naturalnych stanowi warunek konieczny ich ochrony i racjonalnego użytkowania. Prywatni właściciele – kierując się własnym interesem – nie dopuszczą bowiem do dewastacji i nieracjonalnego

eksploatowania zasobów będących w ich posiadaniu. Problem kryteriów, według których ograniczone zasoby środowiska miałyby podlegać prywatyzacji oraz społecznych konsekwencji tego procesu nie jest przez M.N. Rothbard'a podejmowany. Jednocześnie kwestionuje zasadność podejmowanych działań na rzecz ochrony środowiska przyrodniczego we wszystkich jego wymiarach. Troskę o środowisko przyrodnicze uznaje za próbę cofnięcia ludzkości do czasów przedindustrialnych, a w konsekwencji pogorszenia jakości życia współczesnych społeczeństw.

Naukowcy skupieni wokół nurtu wolnorynkowego environmentalizmu degradację środowiska przyrodniczego postrzegają jako jeden z najbardziej reprezentatywnych skutków przemocy i agresji przeciwko ludzkiemu działaniu i przedsiębiorczości. Agresorem jest państwo, które poprzez interwencjonizm, jak i nadawanie zasobom środowiska charakteru dóbr publicznych, zaburza *spontaniczny proces koordynacji i dostosowania pojawiający się na rynku zawsze wtedy, gdy ludzie mają możliwość swobodnego praktykowania przedsiębiorczości i wchodzenia w interakcje z samymi sobą oraz innymi gatunkami i zasobami naturalnymi* (De Soto 2010).

M. i R. Friedman wizję świata bez zanieczyszczeń uznają jako nonsens. Zanieczyszczenia zaś traktują jako cenę płaconą przez ludzkość za obecny poziom życia. Jediną drogą ograniczania zanieczyszczeń jest rezygnacja z produkcji, jak i wydajności, co musi prowadzić do spadku poziomu życia, a dla niektórych oznaczać śmierć. Zanieczyszczenia środowiska traktują jako zjawisko nieobiektywne. To, co z punktu widzenia jednego człowieka stanowi zanieczyszczenie, dla innego jest czymś miłym. (Friedman 1994) Czyste środowisko przyrodnicze postrzegają w kategoriach kaprysu bogatych, odmawiając zarazem biednym prawa do wyrażania potrzeby życia w czystym środowisku. Możliwość, jak i maksymalizacja konsumpcji mają dla M i R. Friedman wartość wyższą od wartości życia i zdrowia. Jakość życia postrzegana jest w kategoriach tylko i wyłącznie wyborów konsumpcyjnych (Friedman 1994).

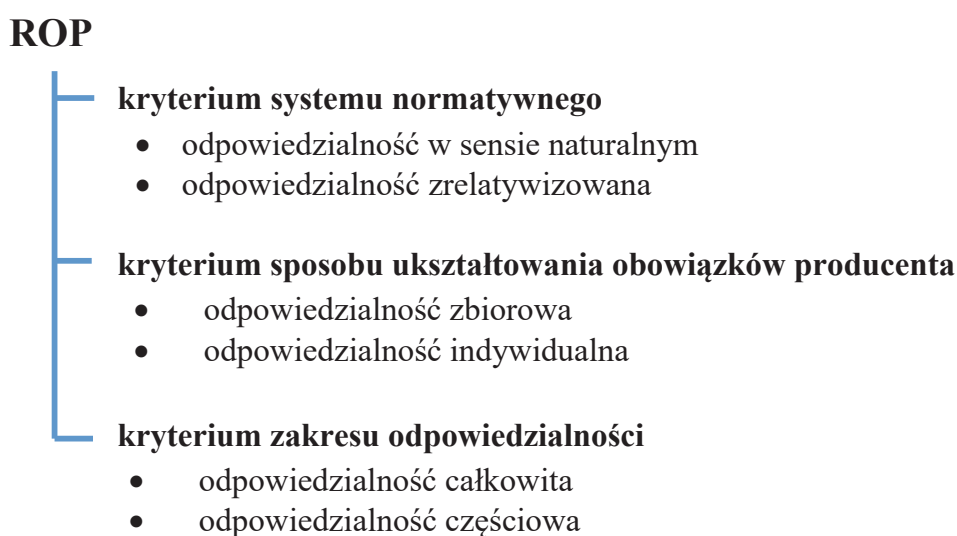
Relatywizowaniu przez ekonomię neoklasyczną problemu zanieczyszczania środowiska, towarzyszą próby zwolnienia przedsiębiorców z odpowiedzialności za negatywne efekty środowiskowe procesu gospodarowania. Podejmowane są one między innymi przez M. i R. Friedman'ów. Odpowiedzialnością za skażenie środowiska obciążają oni konsumentów, czyniąc producentów ofiarami popytu (Friedman 1994). Tym samym, koncepcja rozszerzonej odpowiedzialności producenta jedno-



znacznie kontestuje podejście neoklasyczne do problematyki zasobów i odpowiedzialności za zanieczyszczenie środowiska.

#### 4. Rodzaje rozszerzonej odpowiedzialności producenta

Studia literaturowe pozwoliły wyodrębnić trzy kryteria klasyfikacji rodzajów rozszerzonej odpowiedzialności producenta: systemu normatywnego, sposobu ukształtowania obowiązku producenta oraz zakresu odpowiedzialności. Klasyfikację przeprowadzoną w oparciu o wyróżnione kryteria przedstawia rysunek 1.



**Rys. 1.** Klasyfikacja rodzajów rozszerzonej odpowiedzialności producenta

**Fig. 1.** Classification of the types of extended producer responsibility

Źródło: opracowanie własne.

Kryterium systemu normatywnego wyróżnia odpowiedzialność w sensie naturalnym i odpowiedzialność zrelatywizowaną. Rozszerzona odpowiedzialność producenta w sensie naturalnym jest odpowiedzialnością obiektywną i absolutną, pozbawioną relatywizmu. Nie odnosi się do obowiązującego w danym momencie systemu normatywnego, a bezpośrednio wynika z prawa naturalnego. Pozostaje niezmienna w czasie. (Kruszyński 2015) Wyraża się podejmowaniem przez producentów rzeczywistych działań na rzecz ograniczenia powstających odpadów. Odrzucony zostaje zrelatywizowany system normatywny definiowany przez

paradygmat nieustającego wzrostu gospodarczego. Implementacja zasady powoduje przemianę charakteru procesów rynkowych. Na rynek wprowadzane są produkty charakteryzujące się długimi okresami życia, co realnie zmniejsza wielkość produkcji i strumień powstających odpadów. W konsekwencji następuje spowolnienie tempa wzrostu PKB i bogactwa.

W celu implementacji do sfery realnej rozszerzonej odpowiedzialności producenta rozumianej w sensie naturalnym, wykorzystywane mogą być – niedopuszczone na gruncie obowiązującego prawa unijnego – instrumenty:

- a) prawnie określone dla poszczególnych kategorii produktów minimalne okresy trwałości i użytkowania,
- b) wymóg projektowania dóbr w sposób umożliwiający ich wielokrotną naprawę, połączony z wymogiem zapewnienia przez producenta serwisu i pełnego katalogu części zamiennych w całym okresie użytkowania przez konsumenta produktu,
- c) maksymalna dopuszczalna waga produktów, jak i opakowań,
- d) bezwzględny wymóg projektowania dóbr zgodnie z wymogami przyszłych procesów recyklingu i odzysku oraz wymóg eliminacji rozwiązań utrudniających ten proces. (Piontek 2015).

Rozwiązaniami alternatywnymi, zapewniającym konkurencyjność pomiędzy producentami wytwarzającymi produkty o długich i krótkich okresach życia jest stosowanie rozwiązań podatkowych dyskryminujących produkty o krótkich okresach życia lub o wiele bardziej złożona poprawna wycena wartości zasobów wykorzystywanych w procesach produkcyjnych.

Producenci dóbr niskiej jakości oferują produkt tańszy, niemniej wymagający częstej wymiany. Zysk producenta czerpany jest z wielokrotnej sprzedaży tego samego produktu, temu samemu konsumentowi. Powyższa strategia biznesowa jest możliwa w następstwie wadliwej wyceny zasobów i ich powszechnego niedowartościowania. W odróżnieniu, producenci dóbr wysokiej jakości oferują produkt trwały, niemniej drogi. W cenie produktu zawarta zostaje renta środowiskowa producenta stanowiąca rekompensatę utraconych zysków w związku z rezygnacją z częstej sprzedaży produktu temu samemu konsumentowi. Renta wyraża wartość jaką dla producenta i konsumenta nabywającego produkt mają zasoby wykorzystane do jego wytworzenia. Oszczędzają oni zasoby,

które mają dla nich wysoką wartość. W ocenie konsumentów preferujących towary o krótkim okresie życia, kierujących się zasadą „dużo i tanio”, producenci dóbr trwałych postrzegani są jako niekonkurencyjni (Piontek 2015).

Zrelatywizowana rozszerzona odpowiedzialność producenta definiowana jest przez obowiązujący w danym okresie czasu system normatywny (prawny, etyczny, moralny, ekonomiczny). Podlega zmianom w czasie wraz ze zmianami systemu normatywnego na bazie którego jest formułowana (Kruszyński 2015). Podporządkowana zostaje doktrynie nieustającego wzrostu gospodarczego i wykorzystaniu procesów gospodarowania odpadami jako czynnika wzrostu gospodarczego. Wzrost gospodarczy postrzegany jest jako proces dialektyczny. Proces nieustannego tworzenia i znoszenia sprzeczności.

Stosowanie zasady nie wpływa negatywnie na swobodny obieg wyrobów na rynku wewnętrznym. Procesy szeroko rozumianego gospodarowania odpadami służą ponownemu wykorzystaniu surowców zawartych w nieustannie powiększającym strumieniu odpadów. Wszelkie działania na rzecz wydłużania okresów żywotności produktów postrzegane są jako niepożądane, negatywnie oddziałujące na wzrost gospodarczy. U podstaw podejścia leży koncepcja pobudzania wzrostu gospodarczego zaproponowana w okresie Wielkiego Kryzysu przez Bernarda Londona. Przyczyn kryzysu upatruje w zachowaniach konsumentów, którzy kierując się racjonalnością całkowicie wykorzystują posiadane dobra, nie ulegając marketingowi i modzie. Jako sposób walki z kryzysem proponuje administracyjne wyznaczanie okresu użyteczności każdego produktu, po upływie którego produkty uznawane zostawałyby za odpady (*legally “dead”*) i przekazywane rządowej agencji w celu zniszczenia. W konsekwencji konsument byłby zmuszony w ściśle określonych odstępach czasu ponownie nabywać poszczególne dobra, co zapewniałoby ciągłość produkcji i zatrudnienia (London 1932).

Potwierdzeniem odniesienia do zrelatywizowanego systemu wartości w procesie definiowania przez UE rozszerzonej odpowiedzialności producenta jest analiza artykułu 9 znowelizowanej dyrektywy określającego zasady przeciwdziałania powstawaniu odpadów. W myśl powołanego artykułu aktywność państw członkowskich na rzecz przeciwdziałania powstawaniu odpadów ograniczona zostaje do stosowania środków:

- a) zachęt do korzystania z produktów zasobooszczędnych, trwałych, nadających się do naprawy i recyklingu,
- b) zachęt do tworzenia systemów wspierających ponowne użycie, w szczególności w odniesieniu do sprzętu elektrycznego i elektronicznego, tekstyliów, mebli, opakowań oraz materiałów i produktów budowlanych.

Naturalny system wartości nakazuje całkowitą eliminację z rynku produktów o krótkich okresach życia, nienadających się do naprawy i recyklingu oraz obligatoryjne tworzenie systemów wspierających ponowne użycie. Instrumenty dopuszczone przez UE nie eliminują procesów rynkowych odpowiedzialnych za zjawisko nieuzasadnionego wytwarzania odpadów, jak również nie obligują do zachowań ograniczających wywarzanie odpadów. W konsekwencji przeciwdziałają powstawaniu odpadów w stopniu wysoce ograniczonym. Jak można wnioskować artykuł 9 stanowi próbę zaspokojenia oczekiwań lobby ekologicznego.

Drugim analizowanym kryterium klasyfikacji form rozszerzonej odpowiedzialności producenta jest kryterium sposobu ukształtowania obowiązku producenta. Pozwala ono na wyróżnienie zbiorowej odpowiedzialności producenta oraz indywidualnej odpowiedzialności producenta.

Odpowiedzialność solidarna przewiduje wspólną odpowiedzialność producentów za zagospodarowanie całości powstających odpadów. Udział poszczególnych producentów w kosztach systemu określa się na podstawie ilości wprowadzonych na rynek produktów. W przypadku odpowiedzialności indywidualnej, producent odpowiedzialny jest za zagospodarowanie odpadów powstałych wyłącznie z wprowadzonych przez niego produktów (Karpus 2014).

Analizę wad i zalet przedstawionych form rozszerzonej odpowiedzialności producenta przedstawia tabela 1.

**Tabela 1.** Zalety i wady solidarnej i indywidualnej rozszerzonej odpowiedzialności producenta

**Table 1.** Advantages and disadvantages of joint and individual extended producer responsibility

	Zalety	Wady
Solidarna rozszerzona odpowiedzialność producenta	<ul style="list-style-type: none"> <li>• niższe koszty realizacji obowiązku z stosunku do indywidualnej ROP</li> <li>• na etapie sortowania odpadu nie wymaga identyfikacji producenta</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• premiovani są producenci wprowadzający produkty projektowane w sposób niezapewniający możliwości ponownego użycia i recyklingu, w rozliczeniu obowiązku mogą wykorzystywać produkty spełniające wymogi, których dodatkowe koszty projektowania i produkcji zostały poniesione przez podmioty trzecie</li> </ul>
Indywidualna rozszerzona odpowiedzialność producenta	<ul style="list-style-type: none"> <li>• premiowanie producentów kształtujących cykl życia produktu w sposób zorientowany na odzysk</li> <li>• sprzyja przestrzeganiu reguł konkurencji – producenci, których produkty nie uwzględniają w stopniu dostatecznym wymogów odzysku mają ograniczone możliwości uniknięcia odpowiedzialności</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• wysokie koszty wypełnienia obowiązku</li> <li>• trudności w identyfikacji producenta produktu na etapie sortowania i zagospodarowania odpadów</li> </ul>

Źródło: opracowanie własne z wykorzystaniem (Karpus 2014)

Zjawisko korzystania z „działań podejmowanych przez innych” w sposób reprezentatywny można przedstawić na przykładzie recyklingu opakowań wielomateriałowych. Na rynek wprowadzanych jest sześć kategorii opakowań wielomateriałowych, w szczególności opakowania: z przewagą tworzywa sztucznego, z przewagą aluminium, z przewagą

stali, z przewagą papieru i tektury, z przewagą szkła oraz z przewagą drewna. Potencjał recyklingowy posiadają jedynie opakowania z przewagą papieru i tektury. Zróżnicowanie rodzajowe i stosunkowo niewielka masa pozostałych kategorii odpadów opakowań wielomateriałowych sprawiają, iż tworzenie potencjału recyklingowego, jak i ich selektywna zbiórka są technicznie, ekonomicznie i ekologicznie nieuzasadnione. Koszty przewyższają bowiem korzyści uzyskiwane z odzyskanych surowców. Przedstawiony stan faktyczny narusza zasadę konkurencyjności, jak i samą zasadę rozszerzonej odpowiedzialności producenta. Pomimo to, pozostaje dopuszczalny w świetle powołanego już art. 8 pkt. 3 dyrektywy odpadowej nakazującego państwom członkowskim stosowanie rozszerzonej odpowiedzialności producenta z uwzględnieniem wykonalności technicznej i opłacalności ekonomicznej (Piontek 2018).

Ostatnim analizowanym kryterium podziału form rozszerzonej odpowiedzialności producenta jest kryterium zakresu odpowiedzialności. Zgodnie z kryterium wyróżnia się odpowiedzialność całkowitą oraz odpowiedzialność częściową. Odpowiedzialność całkowita jest rozwiązaniem, w którym producent ponosi odpowiedzialność w odniesieniu do całości wprowadzanych na rynek produktów. W przypadku odpowiedzialności częściowej producent odpowiada jedynie za część wprowadzanych na rynek produktów. Granicę odpowiedzialności producenta wyznaczają normy prawne, w szczególności minimalne wymagane poziomy odzysku i recyklingu. Odpowiedzialność za pozostałą część produktów spoczywa na konsumentach lub nie jest prawnie zdefiniowana.

W następstwie rozwoju gospodarki cyrkularnej systemy rozszerzonej odpowiedzialności producenta będą ewoluowały w kierunku odpowiedzialności całkowitej producenta. Wprowadzenie rozwiązań czyniących producenta odpowiedzialnym za całość produktów wprowadzanych na rynek stanowi jeden z warunków koniecznych zamknięcia obiegu zasobów w gospodarce. Potwierdzeniem wskazanego kierunku rozwoju rozszerzonej odpowiedzialności producenta jest analiza procesu negocjacji nowelizacji pakietu dyrektyw odpadowych. W odniesieniu do odpadów opakowaniowych ustalono cel recyklingu i przygotowania do ponownego użycia na poziomie 70%. Uwagę zwracają propozycje przedstawione przez Komisję Europejską i Parlamentu Europejskiego zakładające poziomy recyklingu odpowiednio na 75% i 80%.

## 5. Rozszerzona odpowiedzialność producenta w Polsce

Analiza dotychczasowego procesu kształtowania systemu gospodarowania odpadami w Polsce, w tym implementacji zasady rozszerzonej odpowiedzialności producenta jednoznacznie wskazuje na całkowity brak kultury strategicznej, jak i troski o porządek prawny. Istniejący system stanowi konglomerat kopiowanych rozwiązań zagranicznych i rozwiązań przedstawionych przez instytucje lobbujące na rzecz przemysłu. W konsekwencji system w ograniczonym stopniu stanowi zespół wzajemnie powiązanych i realizujących nadrzędny cel elementów. Jak słusznie wskazuje K. Karpus polskie prawo o odpadach charakteryzuje daleko idąca europeizacja. Podejmowane działania ograniczają się wyłącznie do transponowania dyrektyw unijnych. Samodzielna aktywność ustawodawcy mająca na celu realizację oryginalnych rozwiązań prawnych jest nieznaczna (Karpus 2014).

Rozszerzoną odpowiedzialnością producentów w Polsce w konsekwencji implementacji prawa unijnego objęci zostali wprowadzający na rynek opakowania, pojazdy, baterie i akumulatory oraz sprzęt elektryczny i elektroniczny, oleje, preparaty smarowe, opony. Odpowiedzialność ta odnosi się do fazy postkonsumpcyjnej i ma charakter odpowiedzialności częściowej. Zakres jej wyznaczają minimalne wymagane poziomy odzysku, recyklingu i zbiórki odpadów, do osiągnięcia których zobowiązani są wprowadzający wskazane produkty na rynek oraz obowiązki w zakresie tworzenia i udziału w systemie. Przykładowe poziomy recyklingu odpadów opakowaniowych przedstawia tabela 2.

W przedstawionym przykładzie szczególną uwagę zwraca ograniczenie odpowiedzialności wprowadzających na rynek produkty w opakowaniach z tworzyw sztucznych. Producenci ci ponoszą odpowiedzialność jedynie za 23,5% masy opakowań i tym samym są w sposób szczególny promowani w stosunku do wprowadzających produkty w pozostałych opakowaniach. Odpowiedzialność producentów wprowadzających produkty w opakowaniach metalowych określona została na 51%, a szklanych i papierowych na 61% masy opakowań wprowadzanych na rynek. Ograniczenie odpowiedzialności wprowadzających produkty w opakowaniach z tworzyw sztucznych utrzymane zostanie także w perspektywie 2030 roku.

**Tabela 2.** Docelowe poziomy odzysku i recyklingu odpadów opakowaniowych  
**Table 2.** Target levels of recovery and recycling of packaging waste

Wyszczególnienie	Wymagany poziom recyklingu w %		
	Obecny <sup>1)</sup>	do 2025 <sup>2)</sup>	do 2030 <sup>2)</sup>
Opakowania razem	56%	65%	70%
Opakowania z tworzyw sztucznych	23,5%	50%	55%
Opakowania z aluminium	51%	50%	60%
Opakowania ze stali	51%	70%	80%
Opakowania z papieru i tektury	61%	75%	85%
Opakowania ze szkła	61%	70%	75%
Opakowania z drewna	16%	25%	30%
Opakowania wielomateriałowe	poziom określony zgodnie z przepisami wydanymi na podstawie art.25 ust.4	x	x
Inne rodzaje opakowań	–	x	x

Źródło: <sup>1)</sup> Ustawa z dnia 13 czerwca 2013 r. o gospodarce opakowaniami i odpadami opakowaniowymi, Dz.U. 2013 poz. 888 ze zm.; <sup>2)</sup> EU ambassadors approve new rules on waste management and recycling, <http://www.consilium.europa.eu/en/press/press-releases/2018/02/23/eu-ambassadors-approve-new-rules-on-waste-management-and-recycling/> [dostęp: 30.04.2018]

Odpowiedzialność finansowa przedsiębiorców za powstające odpady i ich udział w finansowaniu procesów gromadzenia i przetwarzania odpadów przyjmuje formy:

- a) zapewnienia we własnym zakresie odzysku i recyklingu odpadów, takich samych jak odpady powstające w wyniku wprowadzanych na rynek produktów,
- b) zlecenia wykonania obowiązku odzysku i recyklingu odpadów takich samych jak odpady powstające w wyniku wprowadzanych na rynek produktów wyspecjalizowanym podmiotom trzecim (tzw. organizacje odzysku),
- c) uiszczania opłaty środowiskowej.

Odpowiedzialność za produkty wprowadzane na rynek w części przekraczającej poziom recyklingu nie została zdefiniowana. Stanowią one koszt środowiskowy procesów gospodarowania.



Cechą charakteryzującą tworzony od 2001 roku systemu gospodarowania odpadami w Polsce jest odrzucenie pełnej odpowiedzialności producenta. Do uchwalenia w 2001 roku ustawy o obowiązkach przedsiębiorców w zakresie gospodarowania niektórymi odpadami oraz o opłacie produktowej (2001.63.639), polski system opłat ekologicznych przewidywał wyłącznie nakładanie opłat na całość dokonywanej emisji. W sytuacjach przekroczenia norm stosowane były pieniężne kary ekologiczne.

Ustawa o obowiązkach przedsiębiorców w zakresie gospodarowania niektórymi odpadami oraz o opłacie produktowej implementowała rozwiązanie ograniczające odpowiedzialność producenta jedynie do części negatywnych efektów zewnętrznych jego działalności. Opłata produktowa nakładana jest w sytuacji nieosiągnięcia przez podmiot zobowiązany minimalnego wymaganego poziomu odzysku i recyklingu.

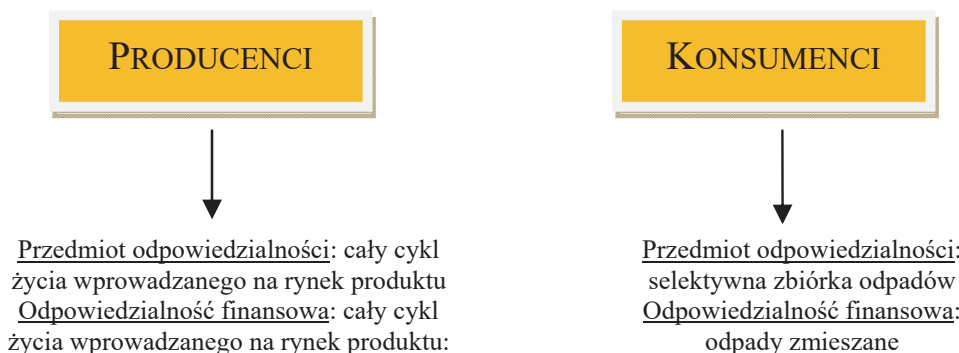
## **6. Kierunki reformy instrumentów ekonomicznych w systemie gospodarowania odpadami**

Implementacja do polskiego porządku prawnego systemów rozszerzonej odpowiedzialności producenta wymaga przeprowadzenia reformy instrumentów ekonomicznych stosowanych w systemie gospodarowania odpadami. Przedstawiona koncepcja reformy instrumentów opiera się na założeniu odrzucenia podejścia wyrażanego twierdzeniami: „tego się nie da zrobić”, „to jest niemożliwe do wykonania”, „ile to będzie kosztowało”. Zastępuje je podejście ukierunkowane na nieustanne poszukiwanie, w ramach wszystkich faz cyklu życia produktu, innowacyjnych rozwiązań maksymalizujących okres wykorzystywania zasobów.

Implementacja systemów rozszerzonej odpowiedzialności producenta wymaga określenia przedmiotowego zakresu odpowiedzialności producentów i konsumentów produktów wprowadzanych na rynek. Producent ponosi odpowiedzialność za cały cykl życia produktu i powinien pokrywać koszty niezbędne do osiągnięcia celów gospodarowania odpadami oraz innych celów i zadań, w tym dotyczących zapobiegania powstawaniu odpadów, zdefiniowanych w ramach systemu rozszerzonej odpowiedzialności producenta. Ustawodawca unijny dopuszcza – pod ściśle określonymi warunkami – podział kosztów z pierwotnymi wytwórcami odpadów lub dystrybutorami, jeżeli jest to uzasadnione potrze-

bą zapewnienia właściwego gospodarowania odpadami i efektywności gospodarczej systemu rozszerzonej odpowiedzialności producenta.

Konsument (pierwotny wytwórca odpadów) jest odpowiedzialny za selektywne gromadzenie wytwarzanych odpadów. Zapewnienie skuteczności systemu gospodarowania odpadami wymaga, aby konsumenci finansowali proces zagospodarowania odpadów zmieszanych, których powstanie jest wynikiem niewłaściwego wywiązywania się przez nich z obowiązku selektywnego gromadzenia wytwarzanych odpadów. Finansowanie zagospodarowania zmieszanego strumienia odpadów przez producentów skutkowałoby brakiem zainteresowania konsumentów prowadzeniem selektywnej zbiórki (rys. 2).



**Rys. 2.** Zakres odpowiedzialności producentów i konsumentów w systemach rozszerzonej odpowiedzialności producenta

**Fig. 2.** The scope of producer and consumer responsibility in extended producer responsibility systems

Źródło: opracowanie własne

Obszarami wymagającymi uregulowania w procesie rozwoju rozszerzonej odpowiedzialności producenta, wykraczającymi poza obszar regulacji prawodawstwa unijnego, są:

- a) etap projektowania – w odniesieniu do wszystkich producentów wprowadzających produkty do obrotu – zgodnie z art. 8 ust. 1 dyrektywy ramowej – proponuje się ustanowienie szczególnych obowiązków operacyjnych i finansowych mających na celu motywowanie do projektowania produktów w sposób:
- zapewniający minimalne – określone jako zbiór dobrych praktyk – okresy życia produktu,
  - umożliwiający naprawę i ponowne użycie produktu,

- umożliwiające poddanie odpadu pokonsumpcyjnego w 100% procesom recyklingu. Prawo do wprowadzania produktów na rynek powinno zostać uzależnione od wskazania przez producenta, procesów recyklingu jakim odpad pokonsumpcyjny może zostać poddany. W sytuacji braku technologii recyklingu, wprowadzanie na rynek produktu/materiału z mocy prawa może zostać zakazane lub warunkowo dopuszczone, a jego producent zobowiązany do zapewnienia możliwości recyklingu w prawnie określonym okresie czasu.

Zakaz wprowadzania na rynek produktów stosowany jest w ustawie o bateriach i akumulatorach (2009.79.666). Rozdział 3 ustawy określa wymagania dotyczące wprowadzanych do obrotu baterii i akumulatorów. Jednocześnie na mocy art. 10 ustawy zakazuje się wprowadzania do obrotu oraz dystrybucji baterii i akumulatorów wymagań tych niespełniających,

- b) etap produkcji: proponuje się ustanowienie obowiązku osiągnięcia przez producentów minimalnych poziomów recyklingu odpadów produkcyjnych, niezależnych od wymogów recyklingu odpadów pokonsumpcyjnych,
- c) etap konsumpcji – proponuje się ustanowienie obowiązku podawania do wiadomości publicznej informacji:
  - o stopniu, w jakim można ponownie wykorzystać i przetworzyć dany produkt (art. 8 ust. 1 dyrektywy),
  - o okresie rzeczywistej/planowanej użyteczności produktu połączonego z odpowiedzialnością finansową producenta za funkcjonowanie produktu w tym okresie, w następstwie rozwiązania klient uzyskiwałby informację o rzeczywistej jakości produktu, co służyłoby wzmocnieniu konkurencyjności i ochronie praw konsumenta,
- d) etap ponownego wykorzystania: proponuje się ustanowienie szczególnych obowiązków operacyjnych i finansowych mających na celu motywowanie producentów do zapewnienia serwisu i pełnego katalogi części zamiennych umożliwiających naprawę i ponowne użycie produktów,

- e) etap pokonsumpcyjny:
- zapewnienie jednakowego traktowania wszystkich grup producentów wymaga ustanowienia szczególnych obowiązków operacyjnych i finansowych, w tym obowiązku tworzenia systemów selektywnej zbiórki, wyznaczenia minimalnych wymaganych poziomów odzysku i recyklingu dla produktów: odzieży i obuwia, leków, żywności, mebli, zabawek, artykułów sportowych,<sup>1</sup>
  - w odniesieniu do producentów, których produkty potencjalnie mogą podlegać naprawie i ponownemu użyciu wprowadzenie szczególnych obowiązków operacyjnych i finansowych motywujących do zapewniania serwisu oraz pełnego katalogu części zamiennych umożliwiających naprawę produktów,
  - odzysk inny niż recykling jest wymagany zgodnie z regulacjami prawa unijnego, jego stosowanie nie powinno jednak stanowić uzasadnienia dla pomniejszania obciążeń finansowych wynikających z opłat produktowych,
- f) wykorzystanie surowca wtórnego – zapewnienie popytu na surowce wtórne odzyskiwane w procesach recyklingu stanowi warunek konieczny dla zapewnienia szeroko postrzeganej efektywności procesu gospodarowania odpadami. Rozwój procesów recyklingu musi współistnieć ze wzrostem popytu na surowce wtórne.

Oczekiwaną reakcją przedsiębiorców na nowe instrumenty ekonomiczne jest wypracowywanie i wdrażanie nowych modeli biznesowych. Wśród proponowanych w literaturze modeli biznesowych urzeczywistniających koncepcję gospodarki cyrkularnej wskazać można modele: *Łańcucha Dostaw Obiegu Zamkniętego* (polega na stosowaniu materiałów, które są całkowicie odnawialne, nadają się do recyklingu lub biodegradowalne), *Odzyskiwania i Recyklingu* (zakłada tworzenie systemów produkcji i konsumpcji, w których wszystko, co było uznawane dotąd za odpady jest ponownie wykorzystywane), *Wydłużania życia produktu* (model zakłada wykorzystanie wartości produktów zepsutych,

---

<sup>1</sup> od 1 stycznia 2025 roku kraje UE zobowiązane są wprowadzić selektywne zbieranie tekstyliów oraz odpadów niebezpiecznych z gospodarstw domowych; od 1 stycznia 2024 roku UE zobowiązane są selektywne zbieranie bioodpadów lub ich przetwarzanie u źródła.

niemodnych oraz niepotrzebnych początkowemu konsumentowi), *Platformy Współdzielenia* (proponuje nowy typ relacji i możliwości dla konsumentów oraz przedsiębiorców; proponuje wynajmowanie, dzielenie się, zamienianie lub wypożyczanie przez konsumentów rzadko wykorzystywanych dóbr; w następstwie proponowanych postaw konsumentów potrzebne jest mniej zasobów do wytwarzania nowych, rzadko wykorzystywanych), *Produktu jako usługi* (istotą propozycji jest zastąpienie kupna produktów ich wynajmowaniem; źródłem korzyści dla producenta jest wynajem produktu nie zaś jego sprzedaż; skutkuje to zaprzestaniem produkcji dóbr o krótkich okresach życia) (Karwacka, Łuba 2016).

Propozycje instrumentów ekonomiczno-prawnych urzeczywistniających rozszerzoną odpowiedzialność producenta przedstawiono w tabeli 3. Koncepcja przewiduje kształtowanie pożądanых postaw producentów poprzez rozwój systemu opłaty produktowej oraz stosowanie preferencji podatkowych. Ma charakter wariantowy. Obejmuje dwa warianty rozwiązań kreujących odpowiedzialność całkowitą oraz jeden wariant kreujący odpowiedzialność ograniczoną producenta w ramach systemów rozszerzonej odpowiedzialności producenta.

W przeciwieństwie do rozwiązań obowiązujących, naliczanie opłaty produktowej od całej masy wprowadzanych na rynek produktów realnie przyczynia się do rozwoju recyklingu i urzeczywistnienia gospodarki obiegu zamkniętego.

W przedstawionej propozycji podstawę naliczania opłaty produktowej stanowi różnica pomiędzy masą produktów wprowadzonych na rynek, a masą produktów/odpadów poddanych recyklingowi. Skala opłaty produktowej ma charakter regresywny i zakłada spadek stawki opłaty wraz ze wzrostem masy produktów wprowadzonych na rynek poddanych recyklingowi (rys. 3).

**Tabela 3.** Propozycja instrumentów ekonomiczno-prawnych urzeczywistniających rozszerzoną odpowiedzialność producenta

**Table 3.** A suggestion for economic and legal instruments to implement extended producer responsibility

Faza cyklu życia	Zakres odpowiedzialności		
	Całkowita		Ograniczona
	Wariant I	Wariant II	
Projektowanie	Stosowana tzw. opłata projektowa nakładana na producenta w sytuacji wprowadzania na rynek produktów zaprojektowanych niezgodnie z wymogami przyszłych procesów recyklingu, bez możliwości naprawy oraz wykorzystania materiałów nieposiadających technologii recyklingu. Środki z opłaty projektowej przekazywane są na finansowanie rozwoju technologii recyklingu.		Nie stosuje się instrumentów finansowych – sankcyjnych wobec podmiotów projektujących wyroby niezgodnie z wymogami przyszłych procesów recyklingu, naprawy i ponownego użycia oraz wykorzystujących w procesach produkcyjnych materiały nieposiadające technologii recyklingu.
Produkcja	Stosowana tzw. opłata produkcyjna nakładana na producenta w sytuacji nieosiągnięcia wymaganego poziomu recyklingu odpadów produkcyjnych.	Stosowana tzw. opłata produkcyjna nakładana na producenta w sytuacji nieosiągnięcia wymaganego poziomu recyklingu odpadów produkcyjnych.	Stosowana tzw. opłata produkcyjna nakładana na producenta w sytuacji nieosiągnięcia wymaganego poziomu recyklingu odpadów produkcyjnych.
Konsumpcja	Ustanowienie obowiązku informowania: <ul style="list-style-type: none"> <li>o stopniu, w jakim można ponownie wykorzystać i przetworzyć dany produkt,</li> <li>o okresie rzeczywistej/planowanej użyteczności produktu połączonego z odpowiedzialnością finansową producenta za funkcjonowanie produktu w tym okresie.</li> </ul>	Ustanowienie obowiązku informowania: <ul style="list-style-type: none"> <li>o stopniu, w jakim można ponownie wykorzystać i przetworzyć dany produkt,</li> <li>o okresie rzeczywistej/planowanej użyteczności produktu połączonego z odpowiedzialnością finansową producenta za funkcjonowanie produktu w tym okresie.</li> </ul>	Ustanowienie obowiązku informowania : <ul style="list-style-type: none"> <li>o stopniu, w jakim można ponownie wykorzystać i przetworzyć dany produkt,</li> <li>o okresie rzeczywistej/planowanej użyteczności produktu połączonego z odpowiedzialnością finansową producenta za funkcjonowanie produktu w tym okresie.</li> </ul>
Ponowne wykorzystanie	Stosowana opłata serwisowa nakładana na producentów, którzy nie zapewniają serwisu i pełnego katalogu części zamiennych umożliwiających naprawę i ponowne użycie produktów. Naliczana od ilości/masy wprowadzonych na rynek produktów. Środki z opłaty przeznaczone na finansowanie rozwoju sieci serwisowych i promocję ponownego wykorzystania produktu wśród konsumentów.		Nie stosuje się instrumentów finansowych – sankcyjnych wobec podmiotów niezapewniających serwisu i pełnego katalogu części zamiennych umożliwiających ponowne użycie produktu.

**Tabela 3. cd.**

**Table 3. cont.**

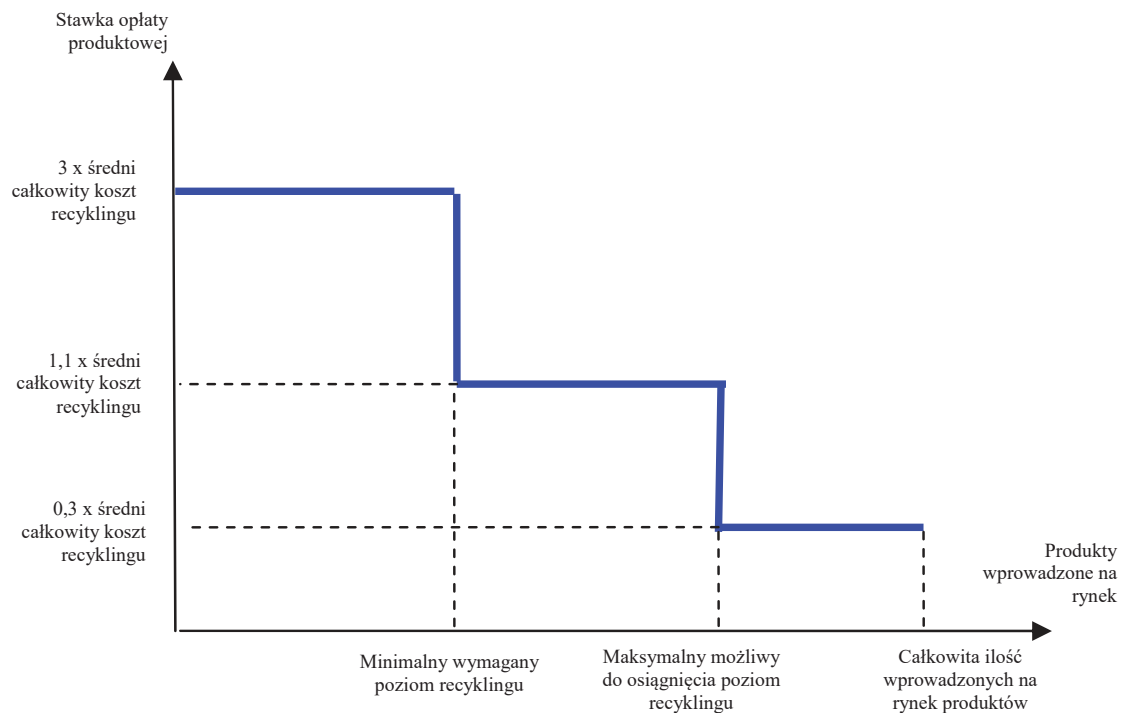
Faza cyklu życia	Zakres odpowiedzialności		
	Całkowita		Ograniczona
	Wariant I	Wariant II	
Postkonsumpcyjna	<p>Prawnie zdefiniowane poziomy odzysku i recyklingu oraz obowiązki sprawozdawcze w odniesieniu do kategorii produktów nieobjętych regulacjami unijnymi.</p> <p>Producent uiszcza opłatę produktową od całej masy produktów wprowadzanych na rynek. Skala opłaty jest skalą regresywną. Należna opłata naliczana jest od różnicy pomiędzy masą wprowadzonych produktów, a masą produktów poddanych recyklingowi. Środki z opłaty przeznaczone zostają na rozwój systemów selektywnego gromadzenia odpadów i finansowanie procesów odzysku i recyklingu.</p>	<p>Prawnie zdefiniowane poziomy odzysku i recyklingu oraz obowiązki sprawozdawcze w odniesieniu do kategorii produktów nieobjętych regulacjami unijnymi.</p> <p>1. Producent uiszcza opłatę produktową od całej masy produktów wprowadzanych na rynek w sytuacji, gdy spełnia jedno z kryteriów:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>wprowadza na rynek produkty zaprojektowane niezgodnie z wymogami przyszłych procesów recyklingu, bez możliwości naprawy oraz wykorzystujące materiały nieposiadające technologii recyklingu,</li> <li>nie zapewnia serwisu i pełnego katalogu części zamiennych umożliwiających naprawę i ponowne użycie produktu lub innych rozwiązań umożliwiających ponowne użycie produktu.</li> </ul> <p>Należna opłata naliczana jest od różnicy pomiędzy masą wprowadzonych na rynek produktów, a masą produktów poddanych recyklingowi. Skala opłaty jest skalą regresywną.</p>	<p>Prawnie zdefiniowane poziomy odzysku i recyklingu oraz obowiązki sprawozdawcze w odniesieniu do kategorii produktów nieobjętych regulacjami unijnymi.</p> <p>Producent uiszcza opłatę produktową od różnicy pomiędzy wymaganym minimalnym poziomem recyklingu produktów wprowadzonych na rynek, a poziomem faktycznie zrealizowanego recyklingu. Instrument stosowany w ramach aktualnie funkcjonujących w Polsce rozwiązań.</p>

**Tabela 3. cd.**  
**Table 3. cont.**

Faza cyklu życia	Zakres odpowiedzialności		
	Całkowita		Ograniczona
	Wariant I	Wariant II	
		<p>2. Producent uiszcza opłatę produktową od różnicy pomiędzy wymaganym minimalnym poziomem recyklingu produktów wprowadzonych na rynek, a poziomem faktycznie zrealizowanego recyklingu, gdy łącznie spełnia kryteria:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• wprowadza na rynek produkty zaprojektowane zgodnie z wymogami przyszłych procesów recyklingu, nadające się do naprawy oraz wykorzystujące wyłącznie materiały posiadające technologie recyklingu,</li> <li>• zapewnia serwis i pełny katalog części zamiennych umożliwiających naprawę i ponowne użycie produktu lub inne rozwiązania umożliwiające ponowne użycie produktu.</li> </ul>	
Wykorzystanie recyrkulatów	System preferencji podatkowych zachęcających do wykorzystywania surowców wtórnych. Wielkość ulg, z których producent może skorzystać pozostaje w bezpośredniej zależności od udziału zużycia surowców wtórnych w całkowitym zużyciu surowców. System zamówień publicznych wymuszający wykorzystanie surowców wtórnych.	System preferencji podatkowych zachęcających do wykorzystywania surowców wtórnych. Wielkość ulg, z których producent może skorzystać pozostaje w bezpośredniej zależności od udziału zużycia surowców wtórnych w całkowitym zużyciu surowców. System zamówień publicznych wymuszający wykorzystanie surowców wtórnych.	System preferencji podatkowych zachęcających do wykorzystywania surowców wtórnych. Wielkość ulg, z których producent może skorzystać pozostaje w bezpośredniej zależności od udziału zużycia surowców wtórnych w całkowitym zużyciu surowców. System zamówień publicznych wymuszający wykorzystanie surowców wtórnych.

Źródło: opracowanie własne





**Rys. 3.** Regresywna opłata produktowa w rozszerzonej odpowiedzialności producenta

**Fig. 3.** Regressive product fee in extended producer responsibility

Źródło: opracowanie własne.

W przykładowym – stworzonym dla potrzeb niniejszego artykułu – scenariuszu przyjęto trzystopniową skalę stawek opłaty produktowej. W zakresie podstawy naliczenia opłaty:

- a) do wysokości minimalnego wymaganego poziomu recyklingu – stawka opłaty ustalona została na poziomie trzykrotnego średniego kosztu recyklingu. Stawka ma charakter kary finansowej i jest stosowana wyłącznie w sytuacji nie osiągnięcia ustalonych prawem poziomów recyklingu,
- b) w przedziale powyżej minimalnego wymaganego poziomu recyklingu do maksymalnego możliwego do osiągnięcia poziomu recyklingu – stawka ustalona została na poziomie 1,1 średniego kosztu recyklingu. Koszt opłaty nieznacznie przewyższający koszt recyklingu kształtuje efektywność ekonomiczną poddawania recyklingowi odpadów ponad wymagane prawem minimum,

- c) powyżej maksymalnego możliwego do osiągnięcia poziomu recyklingu – stawka opłaty ustalona została na poziomie 0,3 średniego kosztu recyklingu. Stawka urzeczywistnia zasadę zanieczyszczający płaci. Wprowadzający nie ma możliwość realizacji recyklingu, niemniej nie zostaje zwolniony z odpowiedzialności za konsekwencje środowiskowe wynikające z wprowadzenia produktów na rynek i powstających odpadów.

Średni koszt recyklingu ustalany jest na podstawie danych statystycznych, pozyskiwanych z regionalnych instalacji przetwarzania odpadów komunalnych oraz recyklerów. Koszt obejmuje koszt gromadzenia odpadów, przygotowania do recyklingu, koszty recyklingu oraz koszty transportu. Maksymalny możliwy do osiągnięcia poziom recyklingu wyznaczany jest przez uwarunkowania technologiczne oraz ekonomiczne i określany jest w badaniach eksperckich.

## 7. Zakończenie

Urzeczywistnienie modelu gospodarki cyrkularnej w Polsce wymaga kształtowania i rozwoju systemów rozszerzonej odpowiedzialności producenta w oparciu o poprawnie zdefiniowany interes społeczny. Proces ten nie może zostać ograniczony do wyłącznego transponowania dyrektyw unijnych, jak również być prowadzony pod wpływem instytucji lobbingowych reprezentujących interesy przemysłu. W następstwie rozwoju gospodarki cyrkularnej systemy rozszerzonej odpowiedzialności producenta będą ewoluowały w kierunku odpowiedzialności całkowitej producenta. Wprowadzenie rozwiązań czyniących producenta odpowiedzialnym za całość produktów wprowadzanych na rynek stanowi jeden z warunków koniecznych zamknięcia obiegu zasobów w gospodarce. Niepożądanym jest zwalnianie z odpowiedzialności konsumentów. Zobowiązani są do selektywnej zbiórki wytwarzanych odpadów i powinni ponosić konsekwencje finansowe niewywiązywania się z obowiązku.

Rozwój rozszerzonej odpowiedzialności producentów w sposób wysoce efektywny będą kształtowały: rozwój systemu opłat produktowych oraz preferencje podatkowe. Instrumenty te poprzez wpływ na wynik finansowy, kształtują w sposób budzący ograniczony sprzeciw pożądane zachowania producentów.

## Literatura

- Barnett, H.J., Morse, Ch. (1968), *Ekonomika zasobów naturalnych*, Wyd. Książka i Wiedza, Warszawa.
- De Soto, J.H. (2010), *Sprawiedliwość a efektywność*, Fijor Publishing, Warszawa.
- Dyrektywa 2006/66/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 6 września 2006 r. w sprawie baterii i akumulatorów oraz zużytych baterii i akumulatorów oraz uchylająca dyrektywę 91/157/EWG, L 266/1 ze zm.
- Dyrektywa 94/62/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 20 grudnia 1994 r. w sprawie opakowań i odpadów opakowaniowych, L 365/10 ze zm.
- Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2000/53/WE z dnia 18 września 2000 r. w sprawie pojazdów wycofanych z eksploatacji, L 269.
- Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/98/WE z dnia 19 listopada 2008 r. w sprawie odpadów oraz uchylająca niektóre dyrektywy, L 312/3.
- Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2012/19/UE z dnia 4 lipca 2012 r. w sprawie zużytego sprzętu elektrycznego i elektronicznego (WEEE), L 197/38.
- Dyrektywa 2006/66/WE Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2018/851 z dnia 30 maja 2018 r. zmieniająca dyrektywę 2008/98/WE w sprawie odpadów, L 150/109.
- EU ambassadors approve new rules on waste management and recycling, <http://www.consilium.europa.eu/en/press/press-releases/2018/02/23/eu-ambassadors-approve-new-rules-on-waste-management-and-recycling/> [dostęp: 30.04.2018].
- Friedman, M. i R. (1994), *Wolny wybór*, Wyd. PANTA, Sosnowiec.
- Hayek, F.A. (2012), *Konstytucja wolności*, Wyd. Naukowe PWN, Warszawa.
- Karpus, K. (2014). "Rozszerzona odpowiedzialność producenta" jako instytucja prawna prawa o odpadach (w:) B. Rakoczy, M. Szalewska, K. Karpus (red.) Prawne aspekty gospodarowania zasobami środowiska : oddziaływanie na zasoby środowiska, Towarzystwo Naukowe Organizacji i Kierownictwa "Dom Organizatora", Toruń.
- Karwacka, M., Łuba, P. (red.) (2016), *W kierunku gospodarki obiegu zamkniętego. Wyzwania i szanse*, Koalicja na rzecz Gospodarki Obiegu Zamkniętego RECONOMY, Warszawa.
- Kruszyński, R.J. (2015). *Odpowiedzialność naturalna człowieka* (w:) Acta Universitatis Lodzianis. Folia Iuridica 74, Część I. Odpowiedzialność – uwarunkowania etyczne, moralne i prawne.
- Krzysztofek, A. (2015). *Rozważania o pojęciu odpowiedzialności* (w:) Prace naukowe Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu, 401.

- Lindhqvist, T. (2000), *Extended Producer Responsibility in Cleaner Production. Policy Principle to Promote Environmental Improvements of Product Systems*, Lund University.
- London, B. (1932). *Ending the Depression Through Planned Obsolescence*, New York, Library of Congress HD82.L6.
- Nash, J., Bosso Ch. (2013). "Extended Producer Responsibility in the United States: Full Speed Ahead?" *Journal of Industrial Ecology*, 17(2): 175-185.
- OECD, (2001). *Extended Producer Responsibility, A guidance manual for governments*. Environment, OECD Publications Service.
- Piontek, W. (2015). *Gospodarowanie odpadami komunalnymi jako czynnik wzrostu gospodarczego*, Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok.
- Piontek, W. (2018). *Analiza uwarunkowań gospodarowania odpadami opakowań wielomateriałowych, Propozycje zmian systemowych*, Warszawa.
- Rothbard, M.N., (2009). *Egalitaryzm jako bunt przeciw naturze*, Fijor Publishing, Warszawa.
- Say, J.B. (1960), *Traktat o ekonomii politycznej, czyli prosty wykład sposobu, w jaki się tworzą, rozdzielają i spożywają bogactwa*, PWN.
- Smith, A. (2007), *Badania nad naturą i przyczynami bogactwa narodów*, tom. II. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa.
- Ustawa z dnia 11 maja 2001 r. o obowiązkach przedsiębiorców w zakresie gospodarowania niektórymi odpadami oraz o opłacie produktowej, Dz.U. 2001 nr 63 poz. 639.
- Ustawa z dnia 13 czerwca 2013 r. o gospodarce opakowaniami i odpadami opakowaniowymi, Dz.U. 2013 poz. 888 ze zm.
- Ustawa z dnia 24 kwietnia 2009 r. o bateriach i akumulatorach, Dz.U. 2009 nr 79 poz. 666 ze zm.
- Wniosek Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady zmieniająca dyrektywę 2008/98/WE w sprawie odpadów, Bruksela, dnia 2.12.2015, COM(2015) 595final.

## **Implementation of Extended Producer Responsibility to the Waste Management System in Poland**

### **Abstract**

The aim of this article is to identify directions for the reform of the waste management system in Poland in the wake of the implementation of extended producer responsibility systems. The Circular Economy Package adopted by the EU is supposed to become the factor that influences economic development, supports prosperity and increases the number of jobs. One of the

tools implementing the circular economy concept is the principle of extended producer responsibility. In this article the notion of extended producer responsibility and its types classified based on the established criteria have been characterised. Special emphasis has been put on the analysis of embedding this principle in the theory of economics. The problem of producer responsibility in the existing Polish legal order has been discussed. As part of the reflections about the implementation of extended producer responsibility systems, the areas that need to be regulated and that are beyond the scope of the regulation of the EU legislation have been characterised. The suggestions for economic instruments to implement the extended producer responsibility system have been presented. This concept is optional. It assumes shaping the desired producer attitudes through development of the product fee system, and using tax preferences.

### **Streszczenie**

Celem artykułu jest określenie kierunków reformy systemu gospodarowania odpadami w Polsce w następstwie implementacji systemów rozszerzonej odpowiedzialności producenta. Przyjęty przez UE pakiet na rzecz gospodarki obiegu zamkniętego ma stać się czynnikiem rozwoju gospodarczego, wzrostu bogactwa i liczby miejsc pracy. Jednym z narzędzi urzeczywistniających koncepcję gospodarki cyrkularnej jest zasada rozszerzonej odpowiedzialności producenta. W artykule scharakteryzowano pojęcie rozszerzonej odpowiedzialności producenta oraz jej rodzaje sklasyfikowane w oparciu o wyznaczone kryteria. Szczególną uwagę poświęcono analizie umocowania zasady w teorii ekonomii. Omówiony został problem odpowiedzialności producenta w istniejącym w Polsce porządku prawnym. W ramach rozważań nad implementacją systemów rozszerzonej odpowiedzialności producenta scharakteryzowane zostały obszary wymagające uregulowania, wykraczające poza zakres regulacji prawodawstwa unijnego. Przedstawione zostały propozycje instrumentów ekonomicznych urzeczywistniających system rozszerzonej odpowiedzialności producenta. Koncepcja ma charakter wariantowy. Przewiduje kształtowanie pożądanych postaw producentów poprzez rozwój systemu opłaty produktowej oraz stosowanie preferencji podatkowych.

### **Słowa kluczowe:**

ekonomia cyrkularna, rozszerzona odpowiedzialność producenta, rozwój gospodarczy, instrumenty ekonomiczne, cykl życia produktu

### **Keywords:**

circular economy, extended producer responsibility, economic development, economic instruments, product life cycle



# **Pszeniczny wywar gorzelniczy jako surowiec do produkcji etanolu II generacji – wpływ wstępnego przetwarzania na skład chemiczny frakcji**

*Małgorzata Krzywonos, Przemysław Seruga, Hanna Pińkowska,  
Daniel Borowiak, Marta Wilk, Paweł Wolak  
Uniwersytet Ekonomiczny, Wrocław*

## **1. Wstęp**

Wywar gorzelniczy jest bogatym w materię organiczną, wieloskładnikowym, uciążliwym i trudnym do utylizacji produktem odpadowym powstającym w gorzelniach w ilości 10-12 krotnie przekraczającej ilość wytwarzanego spirytusu (Czupryński i Kotarska 2011, Krzywonos i in. 2009). Surowy wywar gorzelniczy nie powinien być odprowadzany do środowiska, a możliwości wykorzystania istniejących metod zagospodarowania, polegających przede wszystkim na zastosowaniu go jako komponentu pasz dla zwierząt hodowlanych, ulegają wyczerpaniu i są niewystarczające (Czupryński i Kotarska 2011).

W związku z istniejącym na rynku nadmiarem wywaru gorzelniczego konieczne staje się opracowanie alternatywnej koncepcji jego zagospodarowania. Koncepcja ta stanowiąca przyjazną dla środowiska metodę utylizacji, polega na redukcji ładunku zanieczyszczeń do poziomu zgodnego z obowiązującymi przepisami i normami. Ze względu na znaczną zawartość frakcji polisacharydowej w wywarze gorzelniczym, niską cenę i powszechną dostępność, interesującym kierunkiem jego wykorzystania jest zastosowanie go jako źródła surowcowego do produkcji etanolu II generacji (Bhatia i in. 2017, Manwar i in. 2014, Mussatto i in. 2010, Nair i in. 2017, Paulova i in. 2015).

Biologiczna transformacja wywaru musi być poprzedzona depolimeryzacją polisacharydów: hemicelulozy i celulozy, prowadzącą do uzyskania frakcji ciekłej produktów bogatej w podatne na fermentację monosacharydy (Favaro i in. 2013). Jednakże czynnikiem ograniczającym upowszechnienie koncepcji biotransformacji wywaru, prowadzącej do etanolu II generacji jest obecność w zhydrolizowanym wywarze niepożądanych składników, a w szczególności 2-furfuralu (FA) i 5-hydroksymetylofurfuralu (HMF) (Baeyens i in. 2015, Delgenes i in. 1996, Lawford i in. 1992, Palmqvist i Hahn-Hagerdal, 2000). Obecność furfurali, ubocznych produktów depolimeryzacji polisacharydów, niekorzystnie wpływa na rozwój drożdży, inhibując lub nawet zatrzymując przebieg fermentacji alkoholowej pozostałych składników zhydrolizowanego wywaru (Allen i in. 2010, Almeida i in. 2009, Liu i in. 2009).

Niezwykle istotne są także koszty operacyjne zwłaszcza te generowane w trakcie wytwarzania ciepła (energii). Alternatywnym rozwiązaniem wydaje się być wykorzystanie ciepła nadmiarowego z gorzelnii w procesach wstępnej obróbki (Nair i in., 2017). W literaturze są przedstawiane różne metody obróbki wstępnej materiałów lignocelulozowych, kluczowego etapu produkcji bioetanolu (Kawa-Rygielska i in. 2014, Wilk i Krzywonos, 2015, Smuga-Kogut, 2016). Jednak procesy obróbki w temp. ok. 100°C, jak do tej pory były przedmiotem zaledwie kilku opracowań. Xing i in. (2016) w temp. 100-130°C hydrolizowali kwasem siarkowym kolby kukurydzy w celu pozyskania furfuralu; Hong i in. (2016), poddali kwasowej hydrolizie słomę kukurydzianą w 120°C, czy Nair i in. (2017) testowali hydrolizę otrąb pszenicznych i wywaru rozcieńczonymi kwasami (siarkowym i fosforowym) w temp. 100°C. Wydaje się, że szansą dla tradycyjnych gorzelnii może być połączenie procesów pierwszej i drugiej generacji, które potencjalnie mogą zredukować koszty wytwarzania etanolu drugiej generacji (Joelsson i in., 2016), a co za tym idzie także przyczynić się do niższych emisji CO<sub>2</sub> (Krzywonos i in. 2017). Z tego powodu użycie pszenicznego wywaru gorzelnicznego jako surowca do produkcji etanolu II generacji może stać się technologicznie efektywne i opłacalne dopiero po usunięciu FA i HMF (detoksykacji) zhydrolizowanego wywaru (Baeyens i in. 2015). Mimo ograniczeń procesowych, propozycja zastosowania pszenicznego wywaru gorzelnicznego jako surowca do produkcji etanolu II generacji wydaje się być atrakcyjnym sposobem jego zagospodarowania, zwłaszcza, że nadal można by

stosować te same drobnoustroje (bez modyfikacji genetycznych) do fermentacji, co w procesach I generacji.

Celem pracy było zbadanie przebiegu kwasowej hydrolizy pszenicznego wywaru gorzelniczego prowadzonej w temperaturze 121°C oraz określenie wpływu użytego do hydrolizy stężenia kwasu siarkowego (VI) i zastosowanego czasu procesu na uzyskany skład chemiczny frakcji produktów, w tym zawartość furfurali. Określono także możliwość usuwania FA i HMF (detoksykacji) z wywaru poddanego hydrolizie oraz wpływ tego zabiegu na skład chemiczny tak uzyskanej frakcji.

## **2. Materiały i metody**

### **2.1. Surowce, odczynniki i reagenty**

Do badań zastosowano surowy gorzelniczy wywar pszeniczny (SWP). Monosacharydy (glukoza, fruktoza i ksyloza), kwasy karboksylowe (bursztynowy, mlekowy i octowy) pochodziły z firmy Fluka, a woda i furfurali (FA i HMF) z firmy Aldrich. Pozostałe odczynniki użyte do sporządzenia roztworów, wykorzystane do hydrolizy wywaru i jego detoksykacji oraz użyte w oznaczeniach chromatograficznych zakupiono w firmie POCh. W pracy wykorzystano odczynniki i reagenty o czystości cz.d.a. i do HPLC uzależnionej od wymagań stosowanej metody analitycznej.

### **2.2. Przebieg hydrolizy kwasowej i detoksykacji gorzelniczego wywaru pszenicznego oraz rozdział frakcji produktów**

Hydrolizę kwasową SWP prowadzono w butlach Schotta, do których każdorazowo wprowadzano 900 cm<sup>3</sup> surowego wywaru i 100 cm<sup>3</sup> H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> o stężeniu odpowiednio 1, 3 i 5% (v/v). Zawartość butli wytrząsano przez 24 h (100 obrotów·min<sup>-1</sup>), a następnie ogrzewano w 121°C w czasie 15 i 30 min. W kolejnym etapie rozdzielano na frakcję ciekłą i stałą pozostałość w wirówce przy prędkości obrotowej 9000 g, w czasie 20 min. Zawartość suchej pozostałości oznaczano grawimetrycznie w temp. 105°C. W zależności od zastosowanego do hydrolizy stężenia kwasu siarkowego uzyskano frakcje zhydrolizowanego wywaru pszenicznego HWP-1, HWP-3 i HWP-5. Wszystkie eksperymenty przeprowadzono w 4 powtórzeniach, zaprezentowano wartości średnie.



Po hydrolizie dokonano próby detoksykacji tj. usunięcia HMF i FA substancji hamujących/toksycznych dla drobnoustrojów zwłaszcza dla drożdży. Polegała ona na ogrzaniu frakcji HWP-1, HWP-3 i HWP-5 do temp. 40°C, korekcie pH do 10,5 ( $\pm 0,2$ ) za pomocą 1 M KOH. Następnie po 30 min. separowano wywar pszeniczny na frakcję ciekłą i stałą pozostałość w wirówce przy prędkości obrotowej 9000 g, w czasie 20 min. Za pomocą 1 M HCl dokonano końcowej korekty pH wywaru (DWP) do pH = 5,5 ( $\pm 0,2$ ), wartości typowej dla fermentacji etanolowej. W ten sposób w zależności od zastosowanej frakcji HWP uzyskano frakcje DWP-1, DWP-3 i DWP-5 (1, 3 i 5 oznacza stężenie % kwasu siarkowego (VI) zastosowanego do hydrolizy).

### 2.3. Metody analityczne i metodyka pomiarów

W SWP oraz frakcjach HWP i DWP oznaczono zawartość FA i HMF oraz wybranych monosacharydów i kwasów karboksylowych. Do oznaczenia zawartości analitów użyto wysokosprawnej chromatografii cieczowej (HPLC), korzystając z zestawu firmy Knauer. Stężenie glukozy, fruktozy i ksylozy oraz kwasów bursztynowego, mlekowego i octowego oznaczono w temp. 40°C, prowadząc ich rozdział na kolumnie Rezex ROA – Organic Acids H<sup>+</sup> (300 mm x 7,8 mm i.d.) (Phenomenex, USA). Jako fazę ruchomą zastosowano 2 mM H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> o prędkości przepływu 0,5 cm<sup>3</sup> min.<sup>-1</sup>. Do detekcji monosacharydów użyto detektora refraktometrycznego, a do wykrywania kwasów karboksylowych – detektora UV-VIS ( $\lambda = 210$  nm).

Furfural (FA) i 5-hydroksymetylofurfural (HMF) oznaczono stosując kolumnę Unisol-C18 (250 mm x 4,6 mm i.d.) (Agela, USA). Jako fazę ruchomą zastosowano roztwór składający się z acetonitrylu i roztworu A (2 cm<sup>3</sup> kwasu octowego + 0,2 cm<sup>3</sup> kwasu fosforowego - uzupełnienie wodą do 1 dm<sup>3</sup>) w proporcji 18 : 82 v/v. Prędkość przepływu fazy ruchomej wyniosła 1,2 cm<sup>3</sup> min.<sup>-1</sup>. Zastosowano detektor UV-VIS, a pomiary prowadzono przy długości fali 290 nm (Alcazar i in., 2006).

Odczyn SWP wynosił 4,9. Skład chemiczny ciekłej fazy SWP był następujący: (g·dm<sup>-3</sup>): glukoza 2,57; fruktoza 1,82; ksyloza 2,46; kwas mlekowy 10,43; bursztynowy 2,84; kwas octowy 0,42; HMF 0,06; FA 0,23.

### 3. Wyniki i dyskusja

Surowy wywar pszeniczny został poddany procesowi wstępnego przetworzenia – hydrolizie za pomocą rozcieńczonych, wodnych roztworów  $H_2SO_4$ . Wraz ze wzrostem stężenia kwasu siarkowego użytego do hydrolizy SWP, pH końcowe wszystkich frakcji HWP malało, zmieniając się od wartości pH = 4,27 (wywar surowy) do pH = 2,46, uzyskanego dla frakcji HWP-5. Natomiast czas hydrolizy nie wpływał na kształtowanie się pH przetwarzanego surowca. Z kolei zarówno wraz ze wzrostem stężenia kwasu siarkowego, jak i wydłużaniem czasu sterylizacji, zawartość suchej masy we frakcjach DWP malała, zmieniając się w zakresie od 12,1% mas. (DWP-1) do 9,9% mas. (DWP-5).

Hydroliza kwasowa polisacharydów – hemicelulozy i celulozy, przebiegała zgodnie z mechanizmem, w którym początkowym etapem była ich depolimeryzacja i pirolityczne rozszczepienie wiązań glikozydowych oraz odszczepianie grup acetylowych, prowadzące do utworzenia odpowiednio monosacharydów – przede wszystkim ksylozy, glukozy i fruktozy oraz kwasu octowego jako pierwotnych produktów reakcji (Yu i in. 2008). W zastosowanych warunkach hydrolizy kwasowej, monosacharydy ulegały przemianom wtórnym i częściowej degradacji, a ich dehydratacja prowadziła do uzyskania FA i HMF (Aida i in. 2007, Yu i in. 2008), a kolejne współzachodzące przemiany, takie jak hydratacja, dehydratacja, tautomeryzacja prowadziły do otrzymania kwasu mlekowego i bursztynowego (Aida i in. 2007a, Aida i in. 2007b).

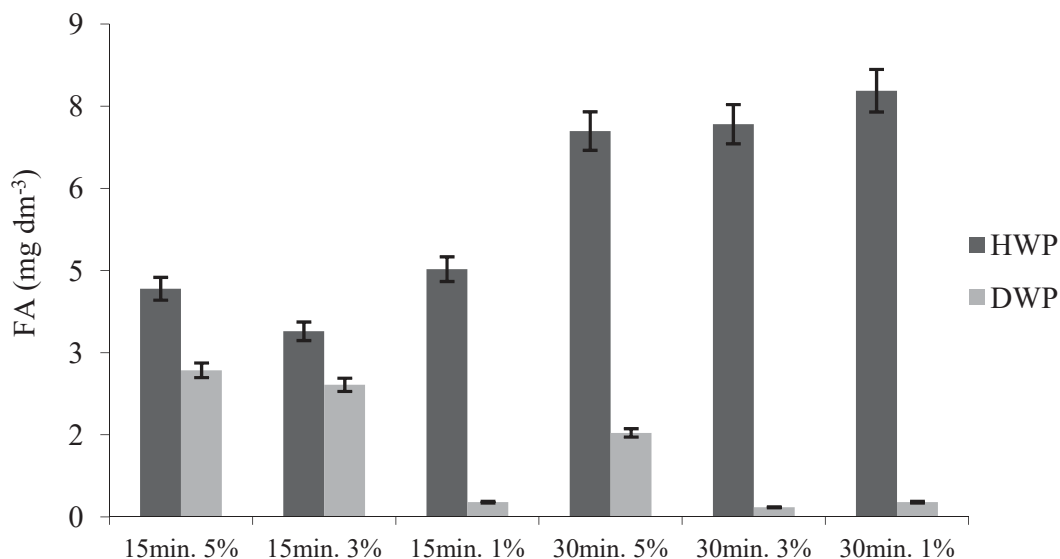
W tabeli 1 przedstawiono wpływ czasu hydrolizy kwasowej na stopień usunięcia (detoksykacji) furfurali: FA i HMF z frakcji HWP. W zależności od zawartości furfurali we frakcjach HWP wynikającej ze stężenia  $H_2SO_4$  użytego do hydrolizy SWP, różny był wpływ zastosowanego czasu hydrolizy na stopień redukcji ich zawartości w przetwarzanym wywarze (DWP). Usunięciu FA z frakcji HWP po procesie detoksykacji (frakcja DWP) sprzyjało wydłużenie czasu hydrolizy. Porównując eksperymenty, w których do hydrolizy surowego wywaru stosowano takie samo stężenie  $H_2SO_4$ , w każdym przypadku zawartość FA ulegała zmniejszeniu w znacznie większym stopniu, gdy czas ten był dłuższy. Największy stopień usunięcia FA wynoszący 96,5% uzyskano dla frakcji DWP-1, gdy czas hydrolizy wynosił 30 min. Również usunięcie HMF z frakcji HWP przebiegało efektywniej, gdy czas hydrolizy wynosił 30 min., chociaż największy stopień redukcji, wynoszący 87,9% uzyskano dla frakcji DWP-5 po 15 min. hydrolizy.

**Tabela 1.** Wpływ czasu kwasowej hydrolizy na stopień usunięcia FA i HMF we frakcjach DWP w zależności stężenia użytego kwasu

**Table 1.** Effect of hydrolysis time and sulfuric acid (VI) concentration on furfural and HMF removal from detoxified (DWP) wheat stillage fraction

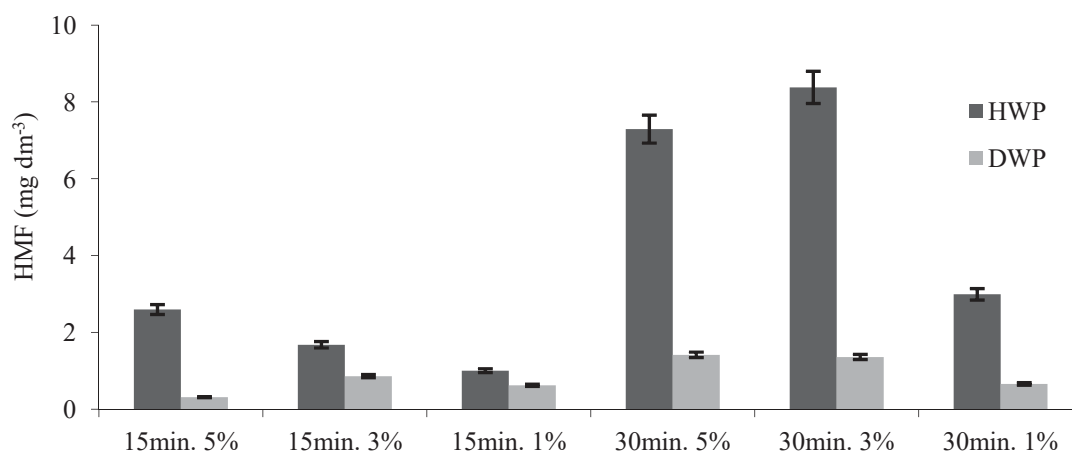
Stopień usunięcia furfurali	Czas prowadzenia hydrolizy					
	15 min.			30 min.		
	stężenie H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (%)					
	1	3	5	1	3	5
	DWP-1	DWP-3	DWP-5	DWP-1	DWP-3	DWP-5
Furfural (%)	94,0	28,8	35,7	96,5	97,5	78,2
HMF (%)	37,9	48,7	87,9	78,0	83,8	80,6

Na rysunkach 1 i 2 przedstawiono stężenie furfurali, odpowiednio FA i HMF we frakcjach HWP i DWP w zależności od stężenia H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> użytego do hydrolizy surowego wywaru i zastosowanego czasu hydrolizy. W każdym z przeprowadzonych eksperymentów widoczny był wyraźny, pozytywny wpływ wydłużenia czasu hydrolizy frakcji HWP na redukcję zawartości furfurali.



**Rys. 1.** Stężenie FA we frakcjach HWP i DWP w zależności od czasu hydrolizy i stężenia kwasu siarkowego

**Fig. 2.** Effect of hydrolysis time and sulfuric acid (VI) concentration on furfural content in hydrolyzed (HWP) and detoxified (DWP) wheat stillage fractions



**Rys. 2.** Stężenie HMF we frakcjach HWP i DWP w zależności od czasu hydrolizy i stężenia kwasu siarkowego (VI)

**Fig. 2.** Effect of hydrolysis time and sulfuric acid (VI) concentration on HMF content in hydrolyzed (HWP) and detoxified (DWP) wheat stillage fractions

W tabeli 2 przedstawiono stężenia wybranych monosacharydów i kwasów karboksylowych we frakcjach HWP i DWP w zależności od stężenia kwasu siarkowego (VI) użytego do hydrolizy surowego wywaru i zastosowanego czasu hydrolizy frakcji HWP, a w tabeli 3 – stopień usunięcia badanych związków, wyrażony procentowo we frakcjach DWP.

W wyniku detoksykacji, w większości frakcji HWP następowało znaczące zmniejszenie się zawartości monosacharydów i kwasów karboksylowych, natomiast detoksykacja frakcji HWP-1, czas hydrolizy 30 min., spowodował wzrost zawartości wszystkich badanych związków.

W niektórych frakcjach HWP poddanych detoksykacji zawartość monosacharydów i kwasów karboksylowych znalazła się poniżej zakresu analizy, co pozwala przypuszczać, że zawartość związków tych została zredukowana całkowicie. Zawartość kwasu octowego i bursztynowego we frakcjach DWP sugeruje, że przy czasie sterylizacji wynoszącym 15 min. stopień usunięcia tych kwasów był tym wyższy, im wyższe stężenia kwasu siarkowego zastosowano do hydrolizy surowego wywaru. Po trwającej 30 min. hydrolizie, zawartość kwasów karboksylowych w większości frakcji DWP znajdowała się poza zakresem analizy. W przypadku kwasu mlekowego nie można jednoznacznie znaleźć zależności między stopniem redukcji jego zawartości a zastosowanym czasem hydrolizy. W przypadku zawartości glukozy i ksylozy jedynie w jednym

przypadku (30 min. i 1% H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) zauważono wzrost zawartości po procesie detoksykacji, co z punktu widzenia dalszych etapów (np. fermentacji etanolowej) byłoby bardzo pożądane.

**Tabela 2.** Zawartość monosacharydów i kwasów karboksylowych we frakcjach HWP i DWP

**Table 2.** Content of monosaccharides and carboxylic acids in fractions of hydrolyzed (HWP) and detoxified (DWP) wheat stillage

Stężenie H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> [%]	Czas [min.]	Frakcja	Stężenie (g·dm <sup>-3</sup> )					
			Glukoza	Fruktoza	Ksyloza	Kwas mlekowy	Kwas octowy	Kwas bursztynowy
5%	15	HWP-5	0,987 ±0,025	0,852 ±0,021	4,570 ±0,025	17,027 ±0,048	1,131 ±0,047	0,155 ±0,025
		DWP-5	- <sup>1)</sup>	0,025 ±0,009	0,000	-	-	-
3%		HWP-3	0,419 ±0,018	0,390 ±0,015	8,833 ±0,034	17,621 ±0,054	1,290 ±0,037	0,126 ±0,021
		DWP-3	0,312 ±0,014	0,256 ±0,022	1,830 ±0,015	13,967 ±0,062	0,765 ±0,026	-
1%		HWP-1	-	0,012 ±0,008	0,000	0,089 ±0,008	0,004 ±0,003	0,008 ±0,005
		DWP-1	-	-	0,002 ±0,003	0,015 ±0,008	0,003 ±0,005	0,002 ±0,003
5%	30	HWP-5	0,464 ±0,017	0,436 ±0,031	1,502 ±0,042	16,432 ±0,075	1,377 ±0,019	0,205 ±0,011
		DWP-5	0,445 ±0,015	0,120 ±0,009	1,226 ±0,035	12,218 ±0,069	-	-
3%		HWP-3	0,127 ±0,011	0,215 ±0,010	0,340 ±0,013	1,090 ±0,057	-	-
		DWP-3	-	-	0,000±	0,678 ±0,021	-	-
1%/		HWP-1	-	-	0,026 ±0,007	0,178 ±0,011	-	-
		DWP-1	0,201 ±0,010	-	1,015 ±0,041	2,647 ±0,035	0,239 ±0,022	0,023 ±0,006

<sup>1)</sup>- zawartość analitu poniżej zakresu analizy

**Tabela 3.** Wpływ czasu hydrolizy na stopień usunięcia monosacharydów I kwasów karboksylowych we frakcjach DWP

**Table 3.** Effect of hydrolysis time on removal of monosaccharides and carboxylic acids in fractions of detoxified wheat stillage

Stężenie kwasu siarkowego (VI)/ Czas reakcji	Frakcja	Stopień redukcji [%]					
		Glukoza	Fruktoza	Ksyloza	Kwas mlekowy	Kwas octowy	Kwas bursztynowy
5%/15 min.	DWP-5	100,0	97,06	100,0	100,0	100,0	100,0
3%/15 min.	DWP-3	25,4	34,34	79,3	20,7	40,7	100,0
1%/15 min.	DWP-1	brak	100,00	100,0	82,6	13,8	76,3
5%/30 min.	DWP-5	4,2	72,48	18,3	25,6	100,0	100,0
3%/30 min.	DWP-3	100,0	100,00	100,0	37,8	brak	brak
1%/30 min.	DWP-1	Wz <sup>1)</sup>	100,0	Wz	Wz	Wz	Wz

<sup>1)</sup> - wzrost zawartości analitu

Na podstawie przeprowadzonych eksperymentów i uzyskanych wyników analizy frakcji HWP i DWP ustalono, że ze względu na pożądaną jak największą stopień depolimeryzacji polisacharydów zawartych w SWP do monosacharydów fermentujących i zarazem jak najmniejszy stopień ich degradacji do produktów toksycznych, optymalne parametry wstępnego przetworzenia wywaru, umożliwiające dalsze jego wykorzystanie jako surowca do biologicznej produkcji etanolu II generacji, wymagają użycia 1% H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> i czasu reakcji wynoszącego 30 min.

Uzyskane wyniki są zbliżone do przedstawionych przez Sałę i in. (2005), którzy poddali hydrolizie kwasowej słomę pszeniczną w celu konwersji hemicelulozy i celulozy do monosacharydów. Autorzy użyli kwasu siarkowego o stężeniu 0,75% (v/v), a uzyskany produkt poddali enzymatycznemu scukrzaniu. W zastosowanych warunkach przetworzenia powstały tylko śladowe ilości FA i HMF. Operacje wstępnego przetworzenia słomy pszenicznej miały pozytywny wpływ na istotne skrócenie czasu fermentacji i uzyskaną wydajność etanolu.

Guerra-Rodríguez i in. (2012) zbadali przebieg hydrolizy kwasowej (1, 2, 3, 4 i 5% kwas siarkowy) słomy pszenicznej, uzyskując w najlepszym przypadku (2% kwas siarkowy, 130 C, 29 min.) 18,9 g·dm<sup>-3</sup> ksylozy, 3,5 g·dm<sup>-3</sup> glukozy, 0,6 g·dm<sup>-3</sup> FA, 0,3 g·dm<sup>-3</sup> HMF i 2,3 g·dm<sup>-3</sup> kwasu octowego. Optymalne parametry hydrolizy opracowane przez cy-

towanych autorów są zbliżone do uzyskanych w niniejszej pracy. Lujan-Rhenals i in., (2014) badali wpływ minimalnego stężenia HMF, FA i kwasu octowego na wzrost *Saccharomyces cerevisiae* (NRRL Y-2233) i *Zygomonas mobilis subspecies mobilis* (NRRL B-4286) w detoksykowanej zhydrolizowanej mączce sojowej jak też na podłożu zawierającym ekstrakt drożdżowy z dodatkiem wspomnianych związków. Mączka sojowa była hydrolizowana z wykorzystaniem rozcieńczonego kwasu siarkowego (0,0, 0,5, 1,25 i 2,0% w/v), przy trzech wartościach temperatury (105, 120 i 135°C) i trzech czasach hydrolizy (15, 30 i 45 min.), a następnie poddana detoksykacji z wykorzystaniem węgla aktywowanego. Tylko dla procesów na podłożu uzyskanym w procesie hydrolizy prowadzonym w 135°C, 2,0% H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> przez 45 min. i 135°C, 1,25% H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, przez 45 min. cytowani autorzy zauważyli inhibowanie wzrostu testowanych mikroorganizmów.

Fonseca i in. (2014) badali możliwość wykorzystania procesu słabej hydrolizy kwasowej i fal ultradźwiękowych do pozyskiwania frakcji bogatych w monosacharydy (arabinozę i ksylozę) suchego wywaru gorzelniczego (DDG). Zwiększyli oni selektywność ekstrakcji pojedynczych monosacharydów (arabinozy o ok. 81,5%) (ksylozy 85,2%).

Wpływ warunków hydrolizy tj. czasu reakcji (30-90 min.), temperatury procesu (110-130°C), stężenia stosowanego kwasu (2-4%, w/v), na profil i wydajność uzyskiwanych monocukrów (ksylozy, arabinozy i glukozy) z kukurydzianego DDGS badali Xu i Hanna (2010). Temperatura, czas reakcji i stężenie użytego kwasu do hydrolizy miały wpływ na uzyski ksylozy i arabinozy, zaś na stężenie glukozy wpływały temperatura i stężenie kwasu. Im niższa była stosowana przez nich temperatura i dłuższy czas reakcji, tym wyższe były wydajności, jakie uzyskali w przypadku ksylozy i arabinozy. Badania te są zgodne z danymi uzyskanymi w ramach niniejszej pracy (tabela 3), w których dłuższy czas sprzyjał uzyskaniu lepszym wydajnościom.

Nair i in. (2017) badali wpływ wstępnej obróbki kwasowej otręb pszenicznych i wywaru pszenicznego z wykorzystaniem kwasu siarkowego i fosforowego w temp. 100°C. Stwierdzili oni, że czas obróbki jak i typ kwasu miały znaczący wpływ na hydrolizę włókien. Potwierdzili oni też, że zarówno otręby jak i wywar mogą być stosowane jako potencjalne substraty do produkcji etanolu II generacji przy wykorzystaniu ciepła odpadowego z gorzelnii I generacji.

## 4. Wnioski

Ze względu na pożądaną jak największą stopień depolimeryzacji polisacharydów zawartych w badanym wywarze pszenicznym do monosacharydów fermentujących i zarazem jak najmniejszy stopień ich degradacji do produktów toksycznych, optymalne parametry wstępnego przetworzenia wywaru, umożliwiającego dalsze jego wykorzystanie jako surowca do biologicznej produkcji etanolu II generacji, wymagają użycia 1%  $H_2SO_4$  i czasu reakcji wynoszącego 30 min. W tych warunkach wpływ stężenia  $H_2SO_4$  użytego do hydrolizy na uzyskany wynik detoksykacji był niewielki. Z kolei przy czasie hydrolizy wynoszącym 15 min., użycie  $H_2SO_4$  o różnych stężeniach miało wpływ na efekt detoksykacji (usuwanie FA i HMF). W przypadku FA najkorzystniejszy wynik uzyskano, stosując 1%  $H_2SO_4$ , natomiast dla HMF – 5%  $H_2SO_4$ , przy czym stopień detoksykacji FA osiągnął 96%, a HMF 88%. Niestety, operacja detoksykacji zhydrolizowanego wywaru pszenicznego niekorzystnie wpływała na zawartość monosacharydów we frakcji produktów. Wyjątek stanowiły eksperymenty, w których do hydrolizy surowego wywaru pszenicznego użyto 1%  $H_2SO_4$ , a czas reakcji wynosił 30 min.

Mimo ograniczeń procesowych, propozycja zastosowania pszenicznego wywaru gorzelniczego jako surowca do produkcji etanolu II generacji wydaje się być atrakcyjnym sposobem jego zagospodarowania, zwłaszcza, że nadal można by stosować te same drobnoustroje (bez modyfikacji genetycznych) do fermentacji, co w procesach I generacji.

*Autorzy dziękują pani Kamili Michałowskiej za pomoc  
w przeprowadzeniu eksperymentów*

## Literatura

- Aida, T.M., Sato, Y., Watanabe, M., Tajima, K., Nonaka, T., Hattori, H., Arai, K. (2007a). Dehydration of D-glucose in high temperature water at pressures up to 80 MPa. *Journal of Supercritical Fluids*, 40, 381-388.
- Aida, T.M., Tajima, K., Watanabe, M., Saito, Y., Kuroda, K., Nonaka, T., Hattori, H., Smith, R.L., Arai, K. (2007b). Reactions of D-fructose in water at temperatures up to 400°C and pressures up to 100 MPa. *Journal of Supercritical Fluids*, 42, 110-119.



- Alcazar, A., Jurado, J.M., Pablos, F., Gonzalez, A.G., Martin, M.J. (2006). HPLC determination of 2-furaldehyde and 5-hydroxymethyl-2-furaldehyde in alcoholic beverages. *Microchemical Journal*, 82, 22-28.
- Allen, S., Clark, W., McCaffery, J.M., Cai, Z., Lanctot, A., Slininger, P.J., Liu, Z.L., Gorsich, S.W. (2010). Furfural induces reactive oxygen species accumulation and cellular damage in *Saccharomyces cerevisiae*. *Biotechnology for Biofuels*, 3:2.
- Almeida, J.R.M., Bertilsson, M., Gorwa-Grauslund, M.F., Gorsich, S., Lidén, G. (2009). Metabolic effects of furaldehydes and impacts on biotechnological process. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 82, 625-638.
- Baeyens, J., Kang, Q., Apples, L., Dewil, R., Lv, Y., Tan, T. (2015). Challenges and opportunities in improving the production of bio-ethanol. *Progress In Energy and Combustion Science*, 47, 60-88.
- Bhatia, S.K., Kim, S.H., Yoon, J.J., Yang, Y.H. (2017). Current status and strategies for second generation biofuel production using microbial systems. *Energy Conversion and Management*, 148, 1142-1156.
- Czupryński, B., Kotarska, K. (2011). Recykulacja i sposoby zagospodarowania wywaru gorzelniczego, *Inżynieria i Aparatura Chemiczna*, 50(2), 21-23.
- Delgenes, J., Moletta, R., Navarro, J. (1996). Effects of lignocellulose degradation products on ethanol fermentations of glucose and xylose by *Saccharomyces cerevisiae*, *Zymomonas mobilis*, *Pichia stipitis* and *Candida shehatae*. *Enzyme and Microbial Technology*, 19, 220-225.
- Favaro, L., Basaglia, M., Van Zyl, W.H., Casella, S. (2013). Using an efficient fermenting yeast enhances ethanol production from unfiltered wheat bran hydrolysates. *Applied Energy*, 102, 170-178.
- Fonseca, D., Lupitsky, R., Timmons, D., Gupta, M., Satyavolu, J. (2014). Towards integrated biorefinery from dried distillers grains: Selective extraction of pentoses using dilute acid hydrolysis. *Biomass and Bioenergy*, 71, 178-186.
- Guerra-Rodríguez, E., Portilla-Rivera, O.M., Jarquín-Enríquez, L., Ramírez, J.A., Vázquez, M. (2012). Acid hydrolysis of wheat straw: A kinetic study. *Biomass and Bioenergy*, 36, 346-355.
- Hong, E., Kim, J., Rhie, S., Ha, S.-J., Kim, J., Ryu, Y. (2016). Optimization of dilute sulfuric acid pretreatment of corn stover for enhanced xylose recovery and xylitol production. *Biotechnology and Bioprocess Engineering*, 21(5), 612-619.
- Joelsson, E., Erdei, B., Galbe, M., Wallberg, O. (2016). Techno-economic evaluation of integrated first- and second-generation ethanol production from grain and straw. *Biotechnology of Biofuels*, 9, 1-16.

- Kawa-Rygielska, J., Wcisło, G., Chmielewska, J. (2014). Fermentacja etanolo-wa surowców ligninocelulozowych. *Acta Scientiarum Polonorum Biotechnologia* 13(1), 5-12.
- Krzywonos, M., Cibis, E., Miśkiewicz, T., Ryznar-Luty, A. (2009). Utilization and biodegradation of starch stillage (distillery wastewater). *Electronic Journal of Biotechnology*, 12(1).
- Krzywonos, M., Tucki, K., Kupczyk, A., Wojdalski, J., Sikora, M., (2017). Ana-liza właściwości syntetycznych węglowodorów wytwarzanych metodą ETG i wybranych konwencjonalnych biopaliw wytwarzanych w Polsce w kontekście osiągniętych efektów środowiskowych. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 19, 394-410.
- Lawford, H.G., Rousseau, J.D. (1992). The effect of lactic acid on fuel ethanol production by *Zymomonas*. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 34-5, 205-216.
- Liu, Z.L., Ma, M., Song, M. (2009). Evolutionarily engineered ethanologenic yeast detoxifies lignocellulosic biomass conversion inhibitors by repro-grammed pathways. *Molecular Genetics and Genomics*, 282(3), 233-244.
- Lujan-Rhenals, D.E, Morawicki, R.O., Ricke, S.C. (2014) Tolerance of *S. cerevisiae* and *Z. mobilis* to inhibitors produced during dilute acid hydrolysis of soybean meal, *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 49(4), 305-311.
- Manwar, J., Manmode, R., Padgilwar, S., Patil, S. (2014). Bioethanol produc-tion: Feedstock and current technologies. *Journal of Environmental Chem-ical Engineering*, 2, 573-584.
- Mussatto, S.I., Dragone, G., Guimarães, L., Teixeira, J.A. (2010). Technologi-cal trends, global market, and challenges of bio-ethanol production. *Bio-technology Advances*, 28, 817-830.
- Nair, R.B., Kalif, M., Ferreira, J.A., Taherzadeh, M.J., Lennartsson, P.R., (2017) Mild-temperature dilute acid pretreatment for integration of first and second generation ethanol processes, *Bioresource Technology*, 245(A), 145-151.
- Palmqvist, E., Hahn-Hagerdal, B. (2000). Fermentation of lignocellulosic hydrolysates. I: inhibition and detoxification. *Bioresource Technology*, 74(1), 17-24.
- Paulova, L., Patakova, P., Branska, B., Rychtera, M., Melzoch, K. (2015). Lignocellulosic ethanol: Technology design and its impact on process effi-ciency. *Biotechnology Advances*, 33, 1091-1107.
- Saha, B.C., Iten, L.B., Cotta, M.A., Wu, Y.V. (2005). Dilute acid pretreatment, enzymatic saccharification and fermentation of wheat straw to ethanol. *Process Biochemistry*, 40(12), 3693-3700.

- Smuga-Kogut, M. (2016) Wykorzystanie słomy kukurydzianej do produkcji bioetanolu II generacji. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 18(1), 507-518.
- Wilk, M., Krzywonos, M. (2015). Metody wstępnej obróbki surowców lignocelulozowych w procesie produkcji bioetanolu drugiej generacji. *Przemysł Chemiczny*, 94(4), 599-604.
- Xing, Y., Bu, L., Zheng, T., Liu, S., Jiang, J. (2016). Enhancement of high-solids enzymatic hydrolysis of corncob residues by bisulfite pretreatment for biorefinery. *Bioresource Technology*, 221, 461-468.
- Xu, Y., Hanna, M. (2010). Optimum conditions for dilute acid hydrolysis of hemicellulose in dried distillers grains with solubles. *Industrial Crops and Products*, 32, 511-517.
- Yu, Y., Lou, X., Wu, H. (2008). Some recent advances in hydrolysis of biomass in hot-compressed water and its comparisons with other hydrolysis methods. *Energy & Fuels*, 22, 46-60.

## **Whole Wheat Stillage as an Attractive Feedstock for Ethanol 2<sup>nd</sup> Generation Biofuel – Effect of Pretreatment on Chemical Composition**

### **Abstract**

The influence of the acidic hydrolysis (reaction time (15 and 30 min.) and acid concentration (1, 3 and 5% H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>)) conducted at 121°C on chemical composition of the raw wheat stillage fractions has been studied. After hydrolysis, an attempt was made to detoxify, i.e. to remove substances (mainly furfurals) that inhibit the course of ethanol fermentation.

At 30 min. the effect of H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentration on the obtained detoxification results was small. In turn, with 15 min., the use of H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> with different concentrations had an effect on detoxification. In the case of furfural (FA), the most favorable result was obtained using 1% H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, while for hydroxymethylfurfural (HMF) – 5% H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, the degree of FA detoxification reached 96% and HMF 88%.

Removal of FA and HMF from the acidic hydrolysis fractions adversely affected the content of monosaccharides. The exception were the experiments in which 1% H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> and the reaction time 30 min. was used to hydrolyze the raw wheat stillage.

## **Streszczenie**

W pracy zbadano przebieg kwasowej hydrolizy surowego pszenicznego wywaru gorzelniczego prowadzonej w temperaturze 121°C, określono wpływ zastosowanych parametrów hydrolizy (czas reakcji (15 i 30 min.) i stężenie kwasu (1, 3 i 5%)) i uzyskany skład chemiczny frakcji produktów. Po hydrolizie dokonano próby detoksykacji tj. usunięcia z wywaru poddanego hydrolizie furfurali tj. substancji inhibujących przebieg fermentacji etanolowej.

Przy 30 min. hydrolizy wpływ użytego do hydrolizy stężenia H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> na uzyskany wynik detoksykacji był niewielki. Z kolei przy czasie sterylizacji wynoszącym 15 min., użycie H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> o różnych stężeniach miało wpływ na przebieg detoksykacji. W przypadku FA najkorzystniejszy wynik uzyskano stosując 1% H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, natomiast dla HMF – 5% H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, przy czym stopień detoksykacji FA osiągnął 96%, a HMF 88%.

Usuwanie FA i HMF z frakcji poddanych kwasowej hydrolizie niekorzystnie wpływało na zawartość monosacharydów. Wyjątek stanowiły eksperymenty, w których do hydrolizy surowego wywaru pszenicznego użyto 1% H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, a czas reakcji wynosił 30 min.

## **Słowa kluczowe:**

wywar pszeniczny, kwaśna hydroliza, biopaliwa, produkcja etanolu, gorzelnia

## **Keywords:**

wheat stillage, acidic hydrolysis, biofuel, ethanol production, distillery



## **Świadomość ekologiczna mieszkańców aglomeracji górnośląskiej**

*Adam Adamek, Agnieszka Ziernicka-Wojtaszek*  
*Uniwersytet Rolniczy, Kraków*

### **1. Wstęp**

Zanieczyszczenie środowiska stanowi jeden z najistotniejszych problemów o skali globalnej, z jakimi mierzy się ludzkość w XXI wieku. Świadomość ekologiczna może być rozumiana, między innymi jako stan wiedzy oraz poglądów i wyobrażeń ludzi na temat roli środowiska w życiu człowieka oraz presji antropogenicznej wywieranej na środowisko, jego ochronie i stopniu wyeksploatowania (Domka 1998). Wzrost świadomości ekologicznej społeczeństwa może wywoływać przyspieszenie dążenia do poprawy stanu otaczającego nas środowiska, co sprawia, iż temat ten staje się niezwykle aktualny i istotny. Według Raportu dotyczącego stanu środowiska w Polsce w roku 2016, opracowanego przez Główny Inspektorat Ochrony Środowiska (GIOŚ 2017), w jedenastu z dwunastu polskich aglomeracji liczba dni z przekroczeniem poziomu dopuszczalnego pyłu PM10 w powietrzu była wyższa niż 35 dni, co stanowi wartość ponadnormatywną. Według tego samego badania stan 76% jednolitych części wód został uznany za zły, chociaż pod kątem stanu chemicznego jedynie 28% jednolitych części wód charakteryzowało się stanem poniżej dobrego, a w zakresie potencjału ekologicznego 29% jednolitych części wód zostało zakwalifikowane jako słabe lub złe (GIOŚ 2017). W Polsce, ze szczególnie złym stanem środowiska kojarzona jest aglomeracja górnośląska, co wynika z wieloletniego, przemysłowego charakteru tego obszaru.

Wartym jest opisanie faktycznego stanu środowiska w województwie śląskim. W zakresie stanu powietrza, największe problemy związa-

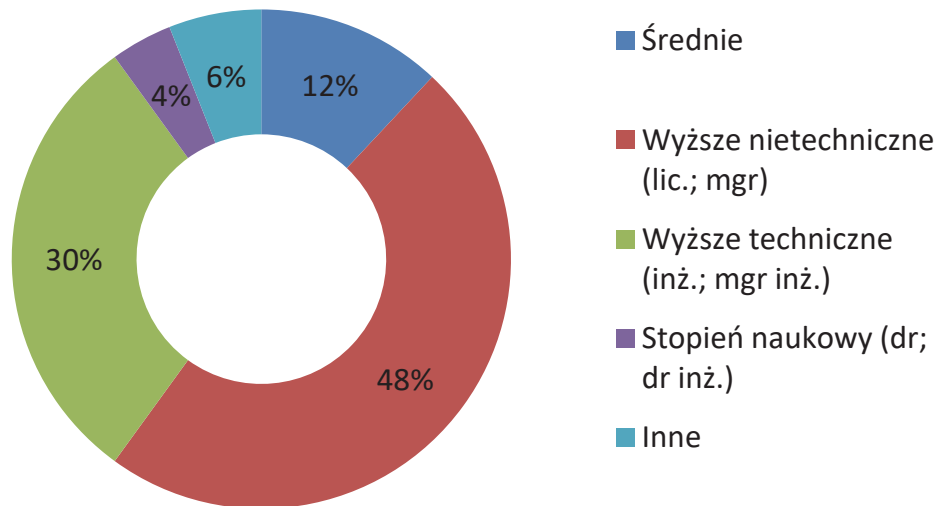
ne są ze stężeniem pyłów, w roku 2015, liczba dni przekroczeń dopuszczalnego poziomu stężeń 24-godzinnych PM10 była wyższa niż dopuszczalna częstość i wynosiła od 69 dni w Sosnowcu do 110 w Gliwicach, przy dopuszczalnej ilości równej 35 dni. W przypadku pyłu PM2,5 wartość dopuszczalna stężenia średniorocznego równego  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  na terenie aglomeracji osiągała poziomy  $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$  w Katowicach ul. Kossutha,  $33 \mu\text{g}/\text{m}^3$  w Katowicach ul. Plebiscytowa/A4 (stacja komunikacyjna) i  $31 \mu\text{g}/\text{m}^3$  w Gliwicach. W przypadku benzo( $\alpha$ )pirenu stężenia średnioroczne również zostały przekroczone i na terenie aglomeracji górnośląskiej wynosiły od 5 do  $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , przy wartości docelowej na poziomie  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Spośród 162 jednolitych części wód powierzchniowych na terenie województwa śląskiego, klasyfikację potencjału ekologicznego w roku 2015 dokonano dla 137 jednolitych części wód powierzchniowych. Ocena wykazała dobry stan wód w 3 oraz zły stan wód w 134 jednolitych częściach wód powierzchniowych. W roku 2015, badania wód podziemnych wykonano dla 37 punktów pomiarowych na obszarze województwa śląskiego. Dobry stan osiągnęły 23 punkty zakwalifikowane w większości jako wody klasy III. W pozostałych 14 punktach pomiarowych stwierdzono słaby stan chemiczny wód, klasyfikując większą część do wód klasy IV (WIOŚ Katowice 2016). Należy również zaznaczyć, iż w roku 2017 w mediach dość głośno omawiane były problemy związane z jakością powietrza w sezonie grzewczym, czy też afera dotycząca składowisk odpadów, jakie odkryto na terenie miasta Bytomia.

Celem pracy było zbadanie świadomości ekologicznej mieszkańców aglomeracji górnośląskiej. Wyniki badań mogą być pomocne we wskazaniu dalszego kierunku kształtowania wzrostu świadomości ekologicznej.

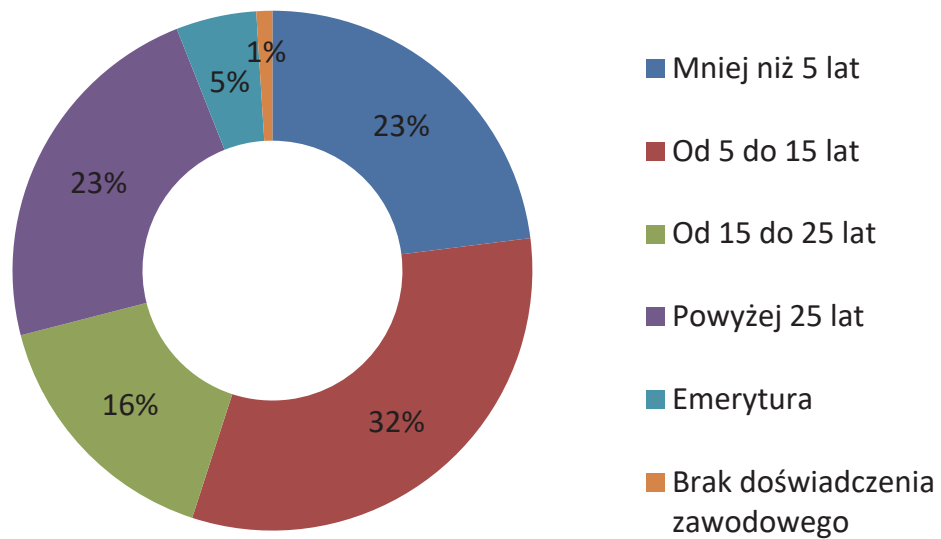
## **2. Materiały i metody**

Badaniu zostało poddanych sto przypadkowych, pełnoletnich osób zamieszkujących aglomerację górnośląską. Ankietę, złożoną z metryczki respondenta, sześciu pytań zamkniętych oraz nieobowiązkowych dwóch pytań otwartych, przeprowadzono w trzecim kwartale roku 2017 na terenie aglomeracji górnośląskiej. W gronie ankietowanych, 56% stanowiły kobiety, natomiast 44% mężczyźni. W celu otrzymania wiarygodnych wyników, pozwalających na zrozumienie świadomości ekologicznej regionu mieszkańców aglomeracji górnośląskiej, ankietę przeprowadzono wśród osób o możliwie jak najbardziej zróżnicowanym wieku, wykształceniu, czy też doświadczeniu zawodowym (rys. 1).

a)



b)



**Rys. 1.** Podsumowanie metryczki respondentów a) wykształcenie badanych osób; b) okres trwania doświadczenia zawodowego badanych

**Fig. 1.** Summary of the respondents' demographics a) respondents' education; b) duration of respondents' professional experience

Pod względem wykształcenia najliczniejszą grupę badanych, równą 48%, stanowiły osoby z wykształceniem wyższym nietechnicznym (posiadające tytuł licencjata lub magistra). Osoby z tytułem inżyniera lub magistra inżyniera, czyli z wykształceniem wyższym technicznym to 30% badanych. 12% osób posiadało wykształcenie średnie, 6% określiło swoje wykształcenie jako inne, przez co należy rozumieć wykształcenie zawodowe, natomiast 4% mogło pochwalić się stopniem naukowym doktora.

Informacja na temat długości okresu doświadczenia zawodowego, pozwala również wnioskować odnośnie wieku ankietowanych. Dominującą grupą były osoby z doświadczeniem zawodowym wynoszącym od 5 do 15 lat, stanowili oni 32%. Osoby pracujące mniej niż 5 lat, jak również badani z karierą zawodową trwającą dłużej niż 25 lat stanowili po 23%. Około 16% należy przypisać do respondentów o doświadczeniu trwającym od 15 do 25 lat, natomiast 5% stanowiły osoby na emeryturze. Zaledwie 1% badanych nie posiadało doświadczenia zawodowego.

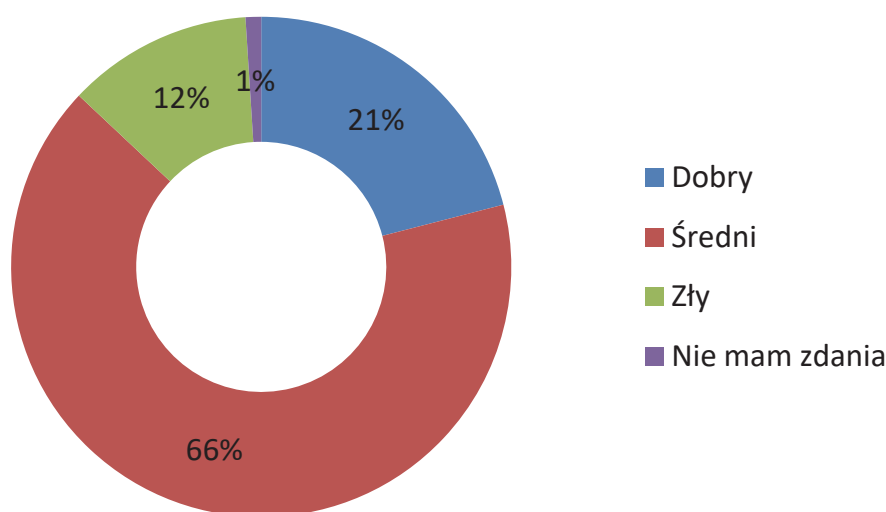
### **3. Analiza i dyskusja wyników**

#### **3.1. Ocena stanu środowiska**

Pierwsze zadane respondentom pytanie dotyczyło prostej oceny stanu środowiska w ich najbliższym otoczeniu, rozumianym jako miejsce zamieszkania (rys. 2).

Większość mieszkańców aglomeracji górnośląskiej (66%) ocenia stan środowiska w swoim najbliższym otoczeniu jako średni. Około 21% badanych określiło stan środowiska w swoim otoczeniu jako dobry, natomiast jedynie 12% uznało go za zły. Tylko 1% badanych stwierdziło, że nie ma zdania w tym temacie. Jak omówiono wcześniej, stan środowiska aglomeracji górnośląskiej, mimo widocznej poprawy, wciąż nie jest zadowalający, jednak fakt ten nie jest całkowicie dostrzegany przez lokalne społeczeństwo. Podobne konkluzje można odnaleźć w wynikach badań o zbliżonej tematyce, prowadzonych na szczeblu krajowym. Zgodnie z nimi, społeczeństwo wykazuje zaniepokojenie kondycją środowiska naturalnego na Ziemi, natomiast nie zauważa problemów ze stanem środowiska w kraju lub miejscu zamieszkania (Centrum Badań Opinii Społecznej 2014, Barczyk 2017).





**Rys. 2.** Ocena stanu środowiska w najbliższym otoczeniu respondentów  
**Fig. 2.** Respondents' assessment of the environmental condition of their immediate surroundings

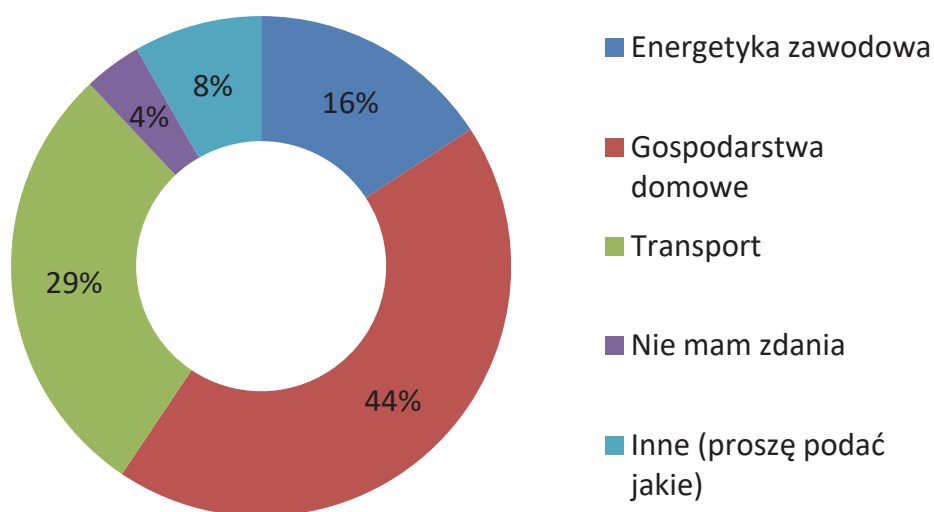
W odniesieniu do omówionych wcześniej danych z Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Katowicach oraz wspomnianych doniesień prasowych dotyczących stanu środowiska, powyższe wyniki powinny zostać uznane za niecałkiem zadowalające. Taki rezultat można uznać za zgodny z wynikami ankietyzacji Polaków prowadzonymi przez Ministerstwo Środowiska, zgodnie z którymi zaledwie 8% uważa, że ochrona środowiska jest jednym z obszarów, w których Polska ma najwięcej problemów do rozwiązania (Ministerstwo Środowiska 2014).

### 3.2. Źródła zanieczyszczeń środowiska

W kolejnym pytaniu ankietowani mieli wskazać, co ich zdaniem w największym stopniu zanieczyszcza środowisko naturalne (rys. 3). Pytanie posiadało charakter zamknięty z możliwością wielokrotnego wyboru.

Najwięcej badanych (44%) określiło gospodarstwa domowe jako źródło największego zanieczyszczenia środowiska. Wynik ten może być spowodowany głośnym w roku 2017 tematem niskiej emisji, powodowanej spalaniem paliw złej jakości w kotłowniach domowych. Należy pamiętać, że istnienie gospodarstw domowych związane jest również z wytwarzaniem ścieków oraz odpadów, nie wiadomo jednak czy respondenci brali

pod uwagę zanieczyszczenia inne, niż gazowo-pyłowe wprowadzane do powietrza. Badania prowadzone w innych obszarach kraju potwierdzają, iż mieszkańcy coraz częściej dostrzegają wpływ własnych działań na środowisko (Banaszak i in. 2010). Około 29% osób wskazało transport jako największego truciela środowiska. Spośród badanych 16% uznało energetykę zawodową, jako źródło największej ilości zanieczyszczeń, co pokazuje iż ta gałąź przemysłu wciąż jest postrzegana jako istotne zagrożenie środowiskowe.

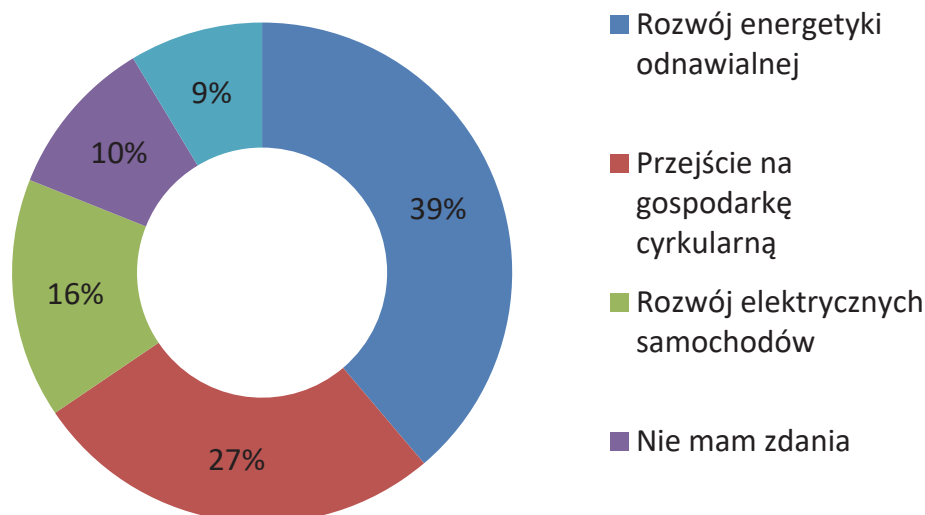


**Rys. 3.** Najwięksi emitenci zanieczyszczeń według respondentów  
**Fig. 3.** The largest emitters of pollutants according to respondents

Warto wspomnieć, że duże zakłady przemysłowe obarczone są długą listą wymagań środowiskowych dotyczących emisji zanieczyszczeń gazowo-pyłowych, ścieków, hałasu, gospodarki odpadami, wpływu na krajobraz, czy też przyrodę. Ponadto wspomniane wymagania środowiskowe ulegają systematycznemu zaostrzaniu na skutek wprowadzania dokumentów takich jak dyrektywa IED, czy też zalecenia BAT. Zaledwie 8% respondentów stwierdziło, iż obszary inne niż wymienione powodują największe zanieczyszczenia. Jako inne zostały wskazane małe zakłady przemysłowe, kopalnie, szeroko rozumiany przemysł, nieprzemysłana gospodarka odpadami, codzienne zachowania ludzi, jak również zbyt krótki czas życia sprzętów elektronicznych, prowadzący do generowania zbyt dużej ilości odpadów tego typu.

### 3.3. Szansa na poprawę środowiska

Trzecie pytanie polegało na wskazaniu działań, które realizowane na szeroką skalę mogą przyczynić się do poprawy stanu środowiska. W pytaniu istniała możliwość wybrania więcej niż jednej odpowiedzi, bądź wskazania innego działania (rys. 4).



**Rys. 4.** Działania, które mogą przyczynić się do poprawy stanu środowiska według respondentów

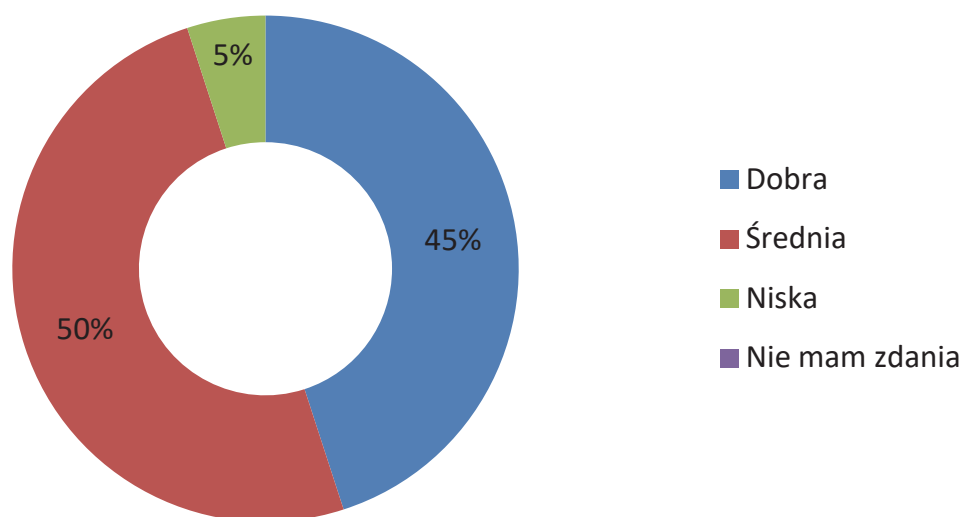
**Fig. 4.** Measures that can improve the condition of the environment according to the respondents

Rozwój energetyki odnawialnej został wskazany przez 39% Respondentów jako największa szansa na poprawę stanu środowiska. Wynik ponownie sugeruje, iż energetyka wielkoskalowa jest postrzegana przez społeczeństwo jako istotne zagrożenie środowiska. Nie można jednak zaprzeczyć, iż rozwój energetyki odnawialnej związanej z znacznie niższymi, lub nawet zerowymi, emisjami zanieczyszczeń gazowo-pyłowych oraz gazów cieplarnianych, ścieków, czy też odpadów, wpłynie pozytywnie na stan środowiska. Warto wspomnieć, iż w badaniach prowadzonych przez Ministerstwo Środowiska w roku 2013 aż 50% respondentów wskazało rozwój energetyki odnawialnej jako szansę na poprawę stanu jakości powietrza, natomiast w 2014 było to 48% (Ministerstwo Środowiska 2013, 2014), co pozostaje w zgodzie z otrzymanym wynikiem. 27% respondentów wskazało przejście na gospodarkę cyрку-

larną, czyli taką w której dąży się do zagospodarowania jak największej liczby odpadów w sposób praktyczny, nie powodujący konieczności ich spalania lub składowania na wysypiskach, jako główną szansę na poprawę stanu środowiska. Przez 16% badanych rozwój samochodów elektrycznych stanowi działanie mogące przynieść największe korzyści środowiskowe. Grupa 10% ankietowanych stwierdziła, że nie ma zdania w tym temacie, natomiast 9% wymieniło działania inne. Wśród nich wymieniano między innymi zwiększenie nacisku na edukację ekologiczną, zaostrzenie wymogów prawa, prowadzenie termomodernizacji na szeroką skalę, modernizacje elektrowni, czy też projektowanie urządzeń w sposób umożliwiający ich możliwie najdłuższą eksploatację. Ponownie uwypukla się stosunek społeczeństwa do energetyki. Jako zjawisko pozytywne, należy jednak wskazać, iż badane osoby w większości przypadków wykazywały zrozumienie pojęć takich jak gospodarka cyrkularna, czy też energetyka odnawialna.

### 3.4. Ocena świadomości ekologicznej respondentów

Respondenci zostali poproszeni o dokonanie prostej oceny własnej świadomości ekologicznej (rys. 5).



**Rys. 5.** Ocena własnej świadomości ekologicznej respondentów

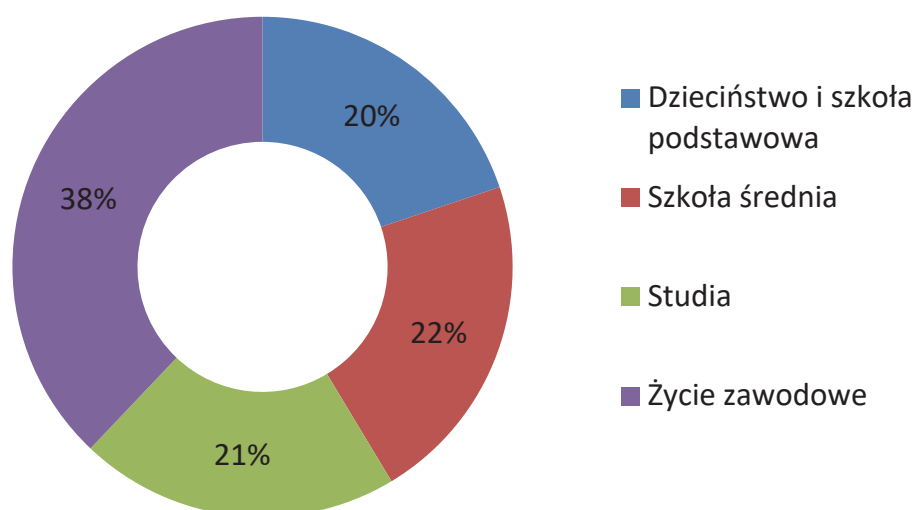
**Fig. 5.** Respondents' assessment of their own ecological awareness

W gronie badanych osób, aż 50% oceniło swój stan świadomości ekologicznej jako średni, co sugeruje częściowe zrozumienie tematyki związanej ze środowiskiem, jak również świadczy o pewnej niepewności ankietowanych w tym zakresie. Niewiele mniej, bo 45% osób określiło własną świadomość ekologiczną jako dobrą, co w zestawieniu z wynikami otrzymanymi po analizie poprzednich pytań, świadczy o przecenianiu własnej świadomości ekologicznej wśród wielu ankietowanych osób. Jedynie 5% ankietowanych szczerze przyznało, iż ocenia własną świadomość ekologiczną jako niską. Wyniki pozwalają podejrzewać, że istotną kwestią jest prowadzenie działań zwiększających ekologiczną świadomość mieszkańców aglomeracji górnośląskiej. Można wywnioskować, że zdecydowana większość badanych osób jest średnio zainteresowana tematyką środowiska, co pozostaje w zgodzie z wynikami dotyczącymi innych regionów kraju (Nycz-Wróbel 2012). Ponadto wyniki pozwalają podejrzewać, że istotną kwestią jest prowadzenie działań zwiększających ekologiczną świadomość mieszkańców aglomeracji górnośląskiej.

### **3.5. Kształtowanie się świadomości ekologicznej ze względu na okresy życia respondentów**

Badane osoby wskazały etap życia, w którym kształtowała się ich własna świadomość ekologiczna (rys. 6). Pytanie to jest niezwykle istotne w obliczu wyników sugerujących konieczność prowadzenia działań służących poprawie świadomości ekologicznej mieszkańców aglomeracji górnośląskiej.

Otrzymane wyniki można uznać za niezwykle ciekawe, ponieważ aż 38% badanych stwierdziło, że ich świadomość ekologiczna kształtowała się na etapie życia zawodowego. Najczęściej, życie zawodowe rozumiane jest jako okres, w którym zakończona została intensywna edukacja. Taki wynik sugeruje skuteczność, jak również konieczność, poruszania tematyki środowiskowej w różnego rodzaju kampaniach społecznych, czy też mediach ukierunkowanych na dorosłego odbiorcę. Pośród respondentów 22% stwierdziło, iż ich świadomość ekologiczna kształtowała się na etapie szkoły średniej, prawie tyle samo, bo 21% wskazało na okres studiów. Podobnie (20%) badanych określiło okres dzieciństwa i szkoły podstawowej, jako najistotniejszy okres życia pod względem kształtowania się świadomości ekologicznej. Należy więc zauważyć, że budowanie tej świadomości jest procesem ciągłym, zachodzącym na każdym etapie życia.



**Rys. 6.** Wskazanie etapu życia, na którym kształtowała się świadomość ekologiczna respondentów

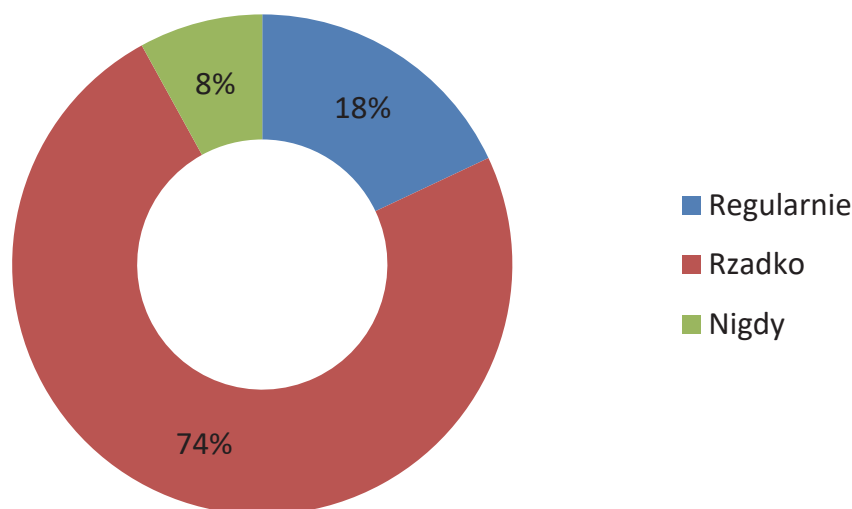
**Fig. 6.** Stage of life when the respondents' ecological awareness was formed

Warto przywołać inne badania prowadzone w tym zakresie przez Ziernicką-Wojtaszek (2011), które dotyczyły ankietyzacji z roku 2010 grupy 260 studentów Uniwersytetu Rolniczego im. Hugona Kołłątaja w Krakowie. Na podstawie wyników ankiet stwierdzono, że 25% badanych określiło okres nauki w szkole podstawowej, a 22% wczesne dzieciństwo jako etapy zasadniczego kształtowania swojej świadomości ekologicznej.

Rozbieżność wyników badań z roku 2010 oraz badań opisanych w niniejszym opracowaniu, może wynikać z kilku czynników. Przede wszystkim ankietyzacja na terenie aglomeracji górnośląskiej dotyczyła grupy osób pracujących, gdzie dominowały osoby w wieku 30-45 lat, a spora część respondentów ukończyła 50 rok życia. Można podejrzewać, iż w trakcie dzieciństwa tych osób, kwestie związane ze środowiskiem nie były mocno akcentowane we wczesnych latach szkoły podstawowej, ani w domu rodzinnym. W efekcie, świadomość ekologiczna badanych osób ukształtowała się w okresie życia dorosłego, prawdopodobnie po wstąpieniu Polski do Unii Europejskiej, której działania dążące do poprawy stanu środowiska, stały się głośniejsze podnoszone w mediach.

### 3.6. Źródła wiedzy związane z tematyką środowiskową

Ostatnie pytanie zamknięte dotyczyło częstotliwości korzystania z czasopism lub portali internetowych o tematyce ekologicznej (rys. 7). Takie działania mogą być rozumiane jako nieformalne samokształcenie. Respondentów poproszono o określenie jak często sięgają po czasopisma o charakterze ekologicznym lub odwiedzają portale internetowe o takiej tematyce.



**Rys. 7.** Częstotliwość sięgania przez respondentów po czasopisma/portale internetowe o charakterze ekologicznym

**Fig. 7.** How often respondents look at ecological magazines or websites

Największa grupa badanych, licząca 74%, przyznała, iż rzadko zapoznaje się z publikacjami o tematyce ekologicznej. Znacznie mniej osób, 18% stwierdziło, iż regularnie zapoznaje się z opracowaniami dotyczącymi tematyki ekologicznej, natomiast 8% nigdy nie czyta takich materiałów. Wynik można uznać za niepokojący, ponadto potwierdza się wyciągnięty wcześniej wniosek, iż spora część respondentów przecenia własną wiedzę ekologiczną. Nie jest możliwe, by świadomość ekologiczna była odpowiednio wysoka, bez regularnego pozyskiwania informacji o tematyce środowiskowej. Ponownie nasuwa się wniosek, iż działania zwiększające świadomość ekologiczną mieszkańców aglomeracji górnośląskiej nie są wystarczające. Poszerzanie wiedzy związanej z te-

matyką środowiskową wymaga własnego zaangażowania. Z drugiej strony, większa ilość badanych osób wykazywałaby większe zainteresowanie omawianą tematyką, gdyby ułatwiony został dostęp do informacji. Przykładowym działaniem tego typu mogłoby być częstsze poruszanie kwestii środowiskowych w ogólnodostępnych mediach.

### **3.7. Podnoszenie własnej świadomości ekologicznej respondentów i ich działania na rzecz poprawy środowiska**

Pierwszym nieobowiązkowym pytaniem otwartym, było zagadnienie podnoszenia własnej świadomości ekologicznej. W tej kwestii, ankietowani wskazywali na czytanie artykułów o tematyce ekologicznej. Większość osób, która podjęła się odpowiedzi na pytanie, stwierdziła, iż głównie ogląda w telewizji lub słucha w radiu programów o treściach ekologicznych, jeśli takie są emitowane. Jednocześnie badani sugerują, iż media zdecydowanie częściej powinny podnosić tematykę środowiska. Ankietowani przyznawali, iż starają się rozmawiać z najbliższym otoczeniem (np. sąsiedzi, osoby z pracy) o kwestiach środowiskowych takich jak niska emisja lub gospodarka odpadami.

Respondenci z konkretnych praktycznych przedsięwzięć wskazywali przede wszystkim na segregowanie odpadów jako skuteczne działanie służące poprawie stanu środowiska. Dość duża grupa badanych stara się ograniczać zużycie wody oraz energii we własnych gospodarstwach domowych. Niewielka część ankietowanych osób zainwestowała w domowe instalacje energetyki odnawialnej. Niektórzy badani, dla których kwestie środowiska nie są obojętne, przy kupowaniu produktów zwracają uwagę na materiał, z którego wykonano opakowanie. Ponadto część ankietowanych przestała używać jednorazowych reklamówek, na rzecz materiałowych toreb na zakupy, które mogą być użytkowane przez długi czas. Badani wskazywali również na regularne poruszanie się rowerem zamiast samochodem. Pewna grupa osób wykazywała, iż regularnie bierze udział w akcjach sadzenia drzew lub też aktywnie udziela się w działalności regionalnych klubów ekologicznych np. Klubie Gaja. Osoby świadome problemu niskiej emisji zwracały uwagę na jakość oraz sposób spalania paliwa w domowych instalacjach, jak również wymieniły stare, niskosprawne urządzenia na nowsze. Można stwierdzić, iż mało jest osób obojętnych względem problematyki ekologicznej, co obserwowane jest również w innych regionach Polski (Kłós 2015, Wiater 2011).



### 3.8. Kształtowanie świadomości ekologicznej w społeczeństwie

Ostatnie z pytań, będące nieobowiązkowym pytaniem otwartym, dotyczyło wskazania metod kształtowania świadomości ekologicznej w społeczeństwie oraz podmiotu odpowiedzialnego za to zadanie. Badani, którzy postanowili opisać swój punkt widzenia wykazywali bardzo dużą zgodność. Większość osób wymieniała władze lokalne oraz instytucje publiczne jako organy, które powinny prowadzić kampanie na rzecz zwiększania świadomości ekologicznej społeczeństwa oraz programy dofinansowania termomodernizacji lub zabudowy instalacji energetyki odnawialnej w domach jednorodzinnych. Według respondentów, już od najmłodszych lat rodzice powinni nauczać dzieci ekologicznego postrzegania otoczenia, w celu wykształcenia odpowiedniej świadomości. Często odpowiedzią było również wskazanie przedszkola oraz szkoły, jako miejsca, gdzie kwestie świadomości ekologicznej powinny być często poruszane, w celu wyrobienia poczucia, iż "środowisko jest naszym wspólnym domem". Dobrą metodą kształtowania świadomości ekologicznej według badanych są codzienne rozmowy prowadzone w gronie najbliższego otoczenia. Ponadto, ankietowani odpowiedzialnością za kształtowanie świadomości ekologicznej obarczają media, jednocześnie wskazując niezbyt częste poruszenie tej tematyki w powszechnie słuchanych i oglądanych programach radiowych i telewizyjnych. Warto jednak pamiętać, iż obecnie funkcjonuje wiele kanałów telewizyjnych, w tym również skupionych na kwestiach środowiska, więc osoby żywo zainteresowane tematyką ekologiczną posiadają możliwość odnalezienia ciekawych programów. Pewna grupa badanych stwierdziła, iż również Kościół powinien mocniej angażować się w zwiększanie świadomości ekologicznej wiernych.

## 4. Wnioski

Literatura przedmiotu nie jest bogata. Badania Jonderki (1990) i Wodza (1990) dotyczą stanu sprzed prawie 30 lat. Raport o stanie Górnośląsko-Zagłębiowskiej Metropolii „Silesia” z 2009 roku (Raport o stanie ... 2009) w odpowiednim rozdziale poświęconym świadomości ekologicznej mieszkańców wprost stwierdza, że „generalnie w miastach GZM nie prowadzono badań świadomości ekologicznej mieszkańców”. W roku 2010 została opracowana ankieta przez Wydział Planowania

Strategicznego i Przestrzennego Urzędu Marszałkowskiego Województwa Śląskiego oraz Centrum Dziedzictwa Przyrody Górnego Śląska, której celem było zbadanie stanu wiedzy społeczeństwa dotyczącej przyrody i jej ochrony w województwie śląskim, jak również spostrzeżeń społeczeństwa dotyczących otaczającej go przyrody. Badania zostały przeprowadzone przez firmę TNS OBOP z Warszawy na losowej, reprezentatywnej próbie 1200 osób w wieku 18 lat i więcej (600 mieszkańców województwa śląskiego oraz 600 mieszkańców pozostałych województw) techniką wywiadów telefonicznych CALI (Strategia ochrony ... 2012). Ze względu na różną treść pytań można wymienioną i niniejszą pracę traktować jako nawzajem się uzupełniające.

Podsumowując, przeprowadzone badania pozwalają na sprecyzowanie następujących wniosków:

- 1) Mieszkańcy aglomeracji górnośląskiej nie dostrzegają wszystkich problemów związanych ze środowiskiem, które dotyczą ich najbliższego otoczenia. Większość badanych wykazała niepewność podczas określania własnej świadomości ekologicznej, natomiast spora grupa badanych przeceniła własną świadomość, co sugeruje o potrzebie dalszej edukacji społeczeństwa w kwestii problemów środowiskowych.
- 2) W opinii mieszkańców aglomeracji górnośląskiej wciąż poważnym źródłem zanieczyszczenia środowiska są elektrownie zawodowe. W społeczeństwie nie ma świadomości na temat systematycznie zastrzanych wymogów prawnych dotyczących dużych zakładów przemysłowych oraz licznych modernizacji zmniejszających oddziaływanie tych obiektów na środowisko.
- 3) Wśród społeczeństwa aglomeracji górnośląskiej wyraźnie widać zainteresowanie kwestiami środowiska, wciąż jednak jest wiele do zrobienia w tym zakresie. Badani zgodnie wskazywali niedostateczne zaangażowanie mediów w zwiększanie świadomości ekologicznej społeczeństwa oraz konieczność realizowania przez lokalne władze kampanii na rzecz poprawy świadomości ekologicznej.

*Wyniki badań zrealizowane w ramach tematu DS 3337/KEKiOP/2018 zostały sfinansowane z dotacji na naukę przyznanej przez MNiSW*

## Literatura

- Banaszak, K., Sowińska, K., Sieradzka, A., Stachura, A. (2010). Badanie świadomości ekologicznej mieszkańców powiatu wołomińskiego, woj. mazowieckie, Pectore - Eco Sp. z o.o., Raport wykonany na zlecenie Starostwa Powiatowego w Wołominie.
- Barczyk, A. (2017). Świadomość ekologiczna mieszkańców województwa dolnośląskiego w świetle badań ankietowych. *Prace Naukowe Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu*, 470, 9-18.
- Centrum Badań Opinii Społecznej (2014). Polacy o stanie środowiska i zmianach klimatu, Komunikat z Badań CBOS, 171/2014, Warszawa.
- Domka, L. (1998). Kryzys środowiska a edukacja dla ekorozwoju. *Wydawnictwo Naukowe Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza*, 87-95.
- Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, GIOŚ (2017). Stan Środowiska w Polsce. Sygnały 2016, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- Jonderko, G. (1990). Świadomość ekologiczna społeczeństwa Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego w oczach lekarza. *Problemy świadomości ekologicznej*, Wódz (red.), Katowice: ŚIN.
- Kłos, L. (2015). Świadomość ekologiczna Polaków – przegląd badań. *Uniwersytet Szczeciński, Studia i Prace Wydziału Nauk Ekonomicznych i Zarządzania*, 42(2), 35-44.
- Ministerstwo Środowiska (2013). Raport PBS przygotowany dla Ministerstwa Środowiska: Badanie świadomości i zachowań ekologicznych mieszkańców Polski, Badanie trackingowe - pomiar: październik 2013.
- Ministerstwo Środowiska (2014). Raport TNS Polska dla Ministerstwa Środowiska: Badanie świadomości i zachowań ekologicznych mieszkańców Polski, Badanie trackingowe – pomiar: październik 2014.
- Nycz-Wróbel, J. (2012). Świadomość ekologiczna społeczeństwa i wynikające z niej zagrożenia środowiska naturalnego (na przykładzie opinii mieszkańców województwa podkarpackiego). *Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej*, 286, 63-76.
- Raport o stanie Górnośląsko-Zagłębiowskiej Metropolii „Silesia” (2009). Górnośląski Związek Metropolitalny, 2009.
- Strategia ochrony przyrody województwa śląskiego do roku 2030 (2012). Województwo Śląskie, Katowice.
- Wiater, J. (2011). Ocena świadomości ekologicznej gminy Choroszcz. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 13, Środkowo-Pomorskie Towarzystwo Ochrony Środowiska, 653-680.
- Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Katowicach, WIOŚ (2016). Stan Środowiska w województwie śląskim w 2015 roku, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Katowice.

Wódz, J. (1990). Świadomość ekologiczna mieszkańców Górnego Śląska – postawienie problemu. *Problemy świadomości ekologicznej*, Wódz (red.), Katowice: ŚIN.

Ziernicka-Wojtaszek, A. (2011). Kształtowanie się postaw ekologicznych na przykładzie studentów Wydziału Rolniczo-Ekonomicznego UR w Krakowie. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, 2/2011, PAN, Oddział w Krakowie, 225-233.

## **Ecological Awareness of the Inhabitants of the Upper Silesian Agglomeration**

### **Abstract**

The aim of the study was to investigate the ecological awareness of upper silesian inhabitants. Questionnaire on ecological awareness was conducted on a group of 100 people with diverse backgrounds and professional experience. Analysis of the results shows that upper silesian are not fully aware of the state of the environment in their surroundings. The respondents pointed to households as the main source of environmental pollution, whereas the development of renewable energy is seen as an activity which may result in a significant improvement of the environment. The majority of respondents believe that their ecological awareness was formed at work. It can be said that it is important to conduct pro-ecological campaigns aimed at adults.

### **Streszczenie**

Celem pracy było zbadanie świadomości ekologicznej mieszkańców aglomeracji górnośląskiej. W tym celu na grupie stu osób, o zróżnicowanym wykształceniu i doświadczeniu zawodowym, przeprowadzono ankietę poruszającą kwestię świadomości ekologicznej. Analiza wyników pozwala stwierdzić, iż mieszkańcy aglomeracji górnośląskiej nie są całkowicie świadomi stanu środowiska w swoim otoczeniu. Badani wskazali gospodarstwa domowe jako główne źródło zanieczyszczenia środowiska, natomiast rozwój energetyki odnawialnej jawi się jako działanie, które może skutkować znaczną poprawą stanu środowiska. Większość respondentów uważa, że ich świadomość ekologiczna kształtowała się w okresie życia zawodowego, co sugeruje skuteczność oraz konieczność prowadzenia kampanii proekologicznych ukierunkowanych na dorosłych odbiorców.

### **Słowa kluczowe:**

badania ankietowe, świadomość ekologiczna, aglomeracja górnośląska

### **Keywords:**

questionnaire surveys, ecological awareness, upper Silesia agglomeration



# **Zastosowanie metod wskaźnikowych do oceny jakości gleby na terenach poszukiwania i eksploatacji gazu z niekonwencjonalnych złóż węglowodorów**

*Ewa Kukulska-Zajac, Jadwiga Holewa-Rataj, Anna Król*  
*Instytut Nafty i Gazu – Państwowy Instytut Badawczy, Kraków*

## **1. Wstęp**

Wprowadzanie do środowiska nowych substancji chemicznych, stosowanie nowych rozwiązań technologicznych i szybki postęp techniczny powoduje, że nowowprowadzana technologia wymaga szerokiego, indywidualnego i kompleksowego podejścia pod kątem ochrony środowiska. Z tego typu sytuacją mamy do czynienia w przypadku prowadzenia prac poszukiwawczych i eksploatacyjnych niekonwencjonalnych złóż węglowodorów. Dokładne poznanie możliwych zagrożeń oraz opracowanie odpowiednich metod badawczych pozwalających na szybką ocenę stanu środowiska glebowego w rejonie prowadzenia prac poszukiwawczych i eksploatacyjnych przyczynia się do zwiększenia bezpieczeństwa środowiska naturalnego i zdrowia ludzi. Ocena stanu środowiska glebowego przy użyciu metod wskaźnikowych, rozumianych jako proste metody analityczne stosowane w warunkach polowych, pozwala na szybkie uzyskanie informacji o ewentualnych zanieczyszczeniach jakie przedostały się do środowiska, wraz z określeniem skali i zasięgu powstałych zanieczyszczeń. Uzyskanie takich informacji w warunkach polowych pozwala również na podjęcie odpowiednich działań naprawczych. Zastosowanie metod wskaźnikowych wymaga jednak:

- ich właściwego doboru pod kątem mogących wystąpić w środowisku zanieczyszczeń,

- opracowania właściwych zwalidowanych procedur badawczych stosowanych w terenie oraz
- określenia wartości parametrów granicznych, których przekroczenie stanowi informację o potencjalnym zanieczyszczeniu gleby.

Ze względu na fakt, że metody wskaźnikowe nie dają pełnej informacji o substancjach zanieczyszczających, w celu prawidłowej oceny stanu środowiska glebowego z wykorzystaniem metod wskaźnikowych, niezbędne jest również określenie zestawu uzupełniających badań laboratoryjnych, jakie powinny zostać wykonane w przypadku przekroczenia wartości granicznej przypisanej danej metodzie wskaźnikowej. Opracowanie poprawnych algorytmów postępowania, opartych na zwalidowanych metodach wskaźnikowych, posiadających właściwie wyznaczone wartości graniczne parametrów, i badaniach uzupełniających stanowi właściwe narzędzie, które może być stosowane podczas oceny stanu środowiska glebowego na każdym etapie prowadzenia prac poszukiwawczych oraz wydobywczych węglowodorów ze złóż konwencjonalnych oraz niekonwencjonalnych.

## **2. Wybór, optymalizacja i walidacja metod wskaźnikowych**

### **2.1. Wybór metod**

Metody wskaźnikowe, mimo iż swoją czułością i niezawodnością nie dorównują metodom laboratoryjnym, mogą być stosowane do szybkiej, wstępnej oceny zanieczyszczenia poszczególnych elementów środowiska w warunkach polowych. Aktualnie stosowane szybkie metody kontroli stanu środowiska (metody skryningu), obejmujące proste testy stosowane w celu wstępnej identyfikacji zagrożeń, charakteryzują się niskim kosztem, szybkim uzyskaniem wyniku, ale niestety z drugiej strony niską precyzją i dokładnością. Metody wskaźnikowe służące do oceny stanu gleby powinny (Zueng-Sang 1999):

- korelować dobrze z naturalnymi procesami zachodzącymi w ekosystemie,
- integrować fizyczne, chemiczne i biologiczne właściwości i procesy zachodzące w glebie oraz służyć jako podstawa do oceny właściwości lub funkcji gleby, które trudno zmierzyć bezpośrednio,

- być stosunkowo łatwe w użyciu w warunkach polowych, dzięki czemu mogą być stosowane do oceny jakości gleby,
- być wrażliwe na zmiany w technologii i klimacie; powinny być wystarczająco czułe, aby odzwierciedlić wpływ technologii i klimatu na długoterminowe zmiany w jakości gleby, ale powinny być odporne na krótkoterminowe zmiany pogodowe oraz
- w miarę możliwości znajdować się w istniejących bazach danych glebowych.

Doran i Parkin stworzyli listę podstawowych właściwości gleby i/lub wskaźników do skringu jakości gleby. Lista ta obejmuje (Doran i Parkin 1994) :

- wskaźniki fizyczne, w tym strukturę gleby, głębokość warstwy ornej gleb, infiltrację, gęstość objętościową gleby oraz zdolność zatrzymywania wody,
- wskaźniki chemiczne, w tym zawartość materii organicznej w glebie lub węgla organicznego i azotu, pH gleby, przewodnictwo elektryczne oraz zawartość ekstrahowalnego azotu, fosforu i potasu,
- wskaźniki biologiczne, w tym mikrobiologiczny węgiel i azot, potencjalnie ulegający mineralizacji azot oraz zawartość wody i temperatura gleby.

Wskaźniki jakości gleby wymienione na powyższej liście są najczęściej oznaczanymi podstawowymi parametrami (wskaźnikami) podczas prowadzenia oceny jakości środowiska glebowego i nie wyczerpują listy wszystkich parametrów, które są oznaczane w glebach (Jurandy Bran Nogueira Cardoso i in. 2013, Kelly i in. 2009, Arshad i Martin 2002, Giacometti i in. 2013, Pulido i in 2017, Rojas 2016). Zakres oznaczanych parametrów powinien być za każdym razem indywidualnie dobierany w zależności od typu badanej gleby, celu prowadzenia badań oraz obowiązujących regulacji prawnych. Z tego względu podczas oceny stanu środowiska glebowego na terenach prowadzenia prac poszukiwawczych i eksploatacyjnych na konwencjonalnych i niekonwencjonalnych złożach węglowodorów najodpowiedniejsze do stosowania wydają się być wskaźniki chemiczne, które zgodnie z obowiązującym prawodawstwem pozwalają na zidentyfikowanie zagrożeń związanych z występowaniem w glebie co najmniej

metali ciężkich, wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA), jednopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (BTEX) oraz węglowodorów benzynowych i olejowych (Rozporządzenie Ministra Środowiska 2016, Kukulska-Zajac i in. 2017).

Mając powyższe na uwadze oraz uwzględniając zarówno skład płynów technologicznych stosowanych w procesach poszukiwania i eksploatacji gazu z formacji łupkowych (Kujawska i in. 2016, Pawłowski i in. 2015, Karakulski i in. 2012, Kowalik-Klimczak i in. 2016, Granops i in. 2013), jak i skład powstających w wyniku tych procesów odpadów, jako wskaźniki charakteryzujące jakość gleby wytypowano cztery parametry:

- pH gleby – metoda elektrochemiczna (Metoda 1),
- przewodność elektryczna właściwa gleby – metoda elektrochemiczna (Metoda 2),
- zawartość jonów chlorkowych – metoda miareczkowa (Mohra) (Metoda 3) oraz
- sumaryczna zawartość węglowodorów – metoda spektroskopii w podczerwieni (Metoda 4).

Pierwsze z trzech wybranych parametrów stanowią wskaźniki dla zanieczyszczeń nieorganicznych, ostatni parametr natomiast dla zanieczyszczeń organicznych (głównie węglowodorowych), mogących przedostać się do gleby w wyniku prowadzonych prac poszukiwawczych i eksploatacyjnych na niekonwencjonalnych złożach węglowodorów.

## 2.2. Optymalizacja metod

Opracowane dla metod wskaźnikowych procedury pomiarowe w większości oparto na znormalizowanych metodykach badawczych i doniesieniach literaturowych (PN-EN ISO 10390:1997, PN ISO 11265:1997, PN-ISO 9297:1994, Gajec i in. 2016). Ze względu na specyficzny charakter metod wskaźnikowych konieczne było ich maksymalne uproszczenie i skrócenie czasu realizacji w taki sposób, aby metody te mogły być stosowane w laboratorium mobilnym w warunkach terenowych i pozwalały na szybką diagnozę stanu środowiska glebowego. Optymalizacja procedur pomiarowych dla metod wskaźnikowych koncentrowała się w głównej mierze na:



- skróceniu czasu ekstrakcji, który zgodnie ze znormalizowanymi metodykami badawczymi wynosił nawet do 24 godzin (PN-EN ISO 10390:1997),
- wyeliminowaniu, stosowanego w metodach znormalizowanych (PN-EN ISO 10390:1997, PN ISO 11265:1997, PN-ISO 9297:1994) etapu suszenia próbki oraz
- możliwości prowadzenia pomiarów w szerokim zakresie temperatur.

Podczas optymalizacji procedur pomiarowych wykorzystano przygotowane w laboratorium próbki gleby, których matrycę stanowiła gleba pobrana z terenu wiertni i zanieczyszczona w laboratorium rzeczywistymi płynami technologicznymi i/lub odpadami powstającymi podczas poszukiwania i eksploatacji niekonwencjonalnych złóż węglowodorów. Charakterystykę kluczowych parametrów dla zoptymalizowanych metod wskaźnikowych, służących do wstępnej oceny jakości gleby, przedstawiono w tabeli 1.

**Tabela 1.** Charakterystyka kluczowych parametrów opracowanych metod wskaźnikowych

**Table 1.** Characteristics of key parameters of the developed indicator methods

Cecha/Metoda	Metoda 1	Metoda 2	Metoda 3	Metoda 4
rozpuszczalnik	woda	woda	woda	tetrachloroetylen
stosunek próbki do rozpuszczalnika	1:5	1:5	1:5	1:2 lub 1:4
czas ekstrakcji, min.	15	15	15	30 lub 45
stan próbki	po pobraniu			
temperatura prowadzenia badań, °C	10-25	10-25	10-25	brak ograniczeń

Zoptymalizowane metody wskaźnikowe pozwalają na pomiar wybranych parametrów wskaźnikowych w warunkach terenowych np. przez laboratoria mobilne.

### 2.3. Walidacja metod

Opracowane metody wskaźnikowe, mimo iż oparte na normach, to jednak ze względu na wprowadzenie licznych modyfikacji pozwa-

lających na ich realizację w terenie, nie mogą być traktowane jako metody znormalizowane. Dlatego też przed wdrożeniem metod wskaźnikowych należy dokonać walidacji tych metod. Celem walidacji jest wykazanie, że dana metoda jest odpowiednia i optymalna dla osiągnięcia zamierzonego przez analityka celu (Konieczka 2007). Walidacja może składać się z wielu elementów i zgodnie z definicją walidacji należy dokonać wyboru jej elementów w taki sposób, aby wykazać wystarczające sprawdzenie metody i jej użyteczność do celu w jakim ma być stosowana (Burnus 2013). Do najważniejszych parametrów wyznaczanych podczas walidacji metody zaliczamy (Konieczka 2003, Konieczka i Namieśnik 2007):

- poprawność metody – czyli stopień zgodności pomiędzy uzyskanym wynikiem pomiaru a wartością oczekiwaną (rzeczywistą),
- granice wykrywalności i oznaczalności – czyli odpowiednio najmniejszą ilość lub najmniejsze stężenie substancji możliwe do wykrycia, z odpowiednim prawdopodobieństwem, za pomocą danej procedury analitycznej albo najmniejszą ilość lub najmniejsze stężenie substancji możliwe do ilościowego oznaczenia daną metodą analityczną z założoną dokładnością i precyzją,
- zakres pomiarowy metody – czyli przedział zamknięty pomiędzy najwyższym a najniższym stężeniem, które mogą zostać oznaczone za pomocą danej metody z założoną dokładnością i precyzją,
- precyzja metody – czyli parametr charakteryzujący rozrzut wyników oznaczeń wokół wartości średniej, na który składają się powtarzalność i odtwarzalność. Powtarzalność wyznacza się na podstawie odchylenia standardowego serii pomiarów wykonanych przez danego analityka przy użyciu danego urządzenia pomiarowego w krótkim czasie, natomiast odtwarzalność wyznacza się na podstawie odchylenia standardowego wyników uzyskanych przez różne laboratoria,
- liniowość metody – czyli parametr charakteryzujący przedział zawartości analitu, dla którego sygnał wyjściowy urządzenia jest proporcjonalny do zawartości analitu,
- specyficzność/selektywność metody – czyli parametr charakteryzujący możliwość dokładnego oznaczenia zawartości analitu w obecności innych składników występujących w próbce,
- elastyczność metody – czyli parametr określający przydatność metody analitycznej w przypadku zmiany warunków prowadzenia pomiaru.

Zakres w jakim przeprowadzana jest walidacja metody zależy od wielu czynników, głównie związanych z charakterem danej metody oraz z wymogami stawianymi metodzie analitycznej. W przypadku metod wskaźnikowych wymogi analityczne stawiane metodzie nie są bardzo restrykcyjne, dlatego też nie wszystkie z wymienionych parametrów metody wymagają uwzględnienia ich w procesie walidacji.

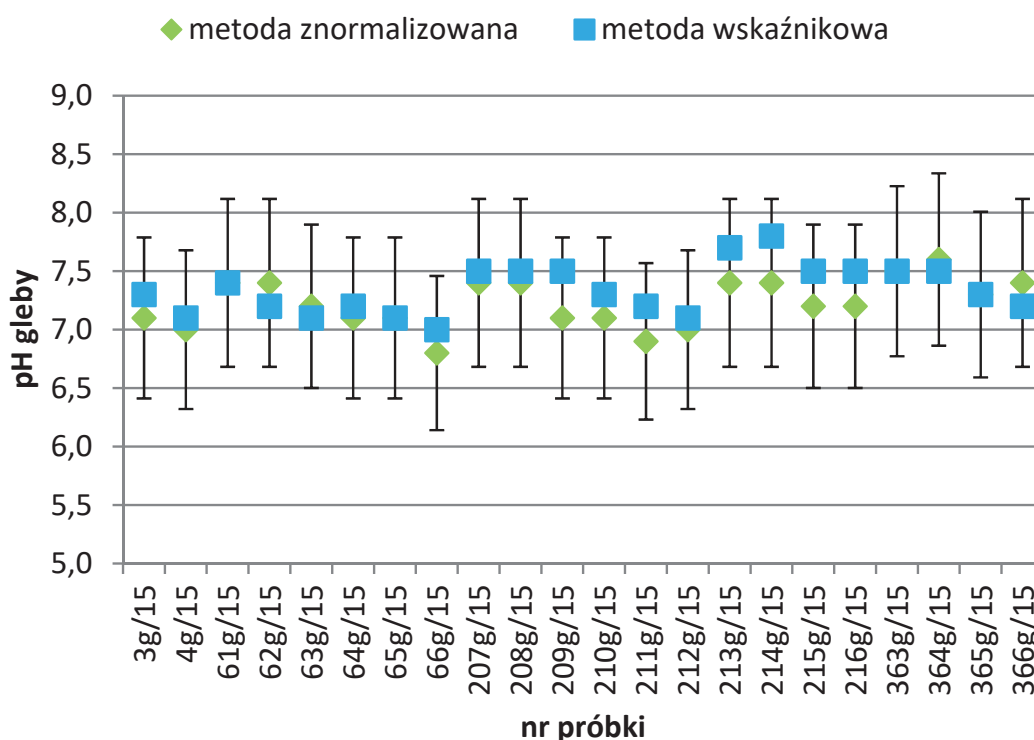
Bez wątplenia najważniejszymi walidowanymi parametrami metody są jej zakres pomiarowy i poprawność metody w tym zakresie. Pożądanym zakresem pomiarowym poszczególnych metod wskaźnikowych ustalony na podstawie danych literaturowych (Rozporządzenie Ministra Środowiska 2016, Hołubowicz-Kliza 2006, Jakubiak 2010) przedstawiono w tabeli 2.

**Tabela 2.** Zwalidowany zakres pomiarowy opracowanych metod wskaźnikowych

**Table 2.** Validated measurement range of the developed indicator methods

Zakres metody	
Metoda 1	4-9
Metoda 2, mS/m	1-600
Metoda 3, mg/kg	50-10 000
Metoda 4, mg/kg	150-20 000

Z reguły poprawność metody analitycznej określa się przy użyciu certyfikowanych materiałów odniesienia (Mironiuk i in. 2014, Bodnar i in. 2013), jednak w przypadku walidowanych metod wskaźnikowych duży wpływ na poprawność otrzymywanych wyników może mieć złożona matryca próbki, jaką stanowi gleba zanieczyszczona płynami technologicznymi i/lub odpadami powstającymi podczas prac poszukiwawczych i eksploatacyjnych niekonwencjonalnych złóż węglowodorów. Z tego względu poprawność procedur wskaźnikowych oceniono poprzez porównanie wyników uzyskanych metodą wskaźnikową z wynikami uzyskanymi akredytowaną metodą odniesienia. Jako kryterium akceptacji dla poprawności walidowanej metody przyjęto założenie, że wynik otrzymany metodą wskaźnikową powinien mieścić się w przedziale wyznaczonym przez wartość uzyskaną metodą odniesienia wraz z odpowiadającą jej niepewnością. Przykładowy wynik walidacji poprawności wskaźnikowej metody pomiaru pH gleby przedstawiono na rysunku 1.



**Rys. 1.** Ocena poprawności metody pomiaru pH gleby

**Fig. 1.** Evaluation of the accuracy of methods for measuring soil pH

Przedstawione na rysunku 1 wyniki badań otrzymane podczas walidacji metody wskaźnikowej oznaczania pH gleby w zakresie poprawności pokazują, że w przypadku wszystkich analizowanych 22 próbek spełnione zostało założone kryterium akceptacji. Oznacza to, że walidowana metoda może być stosowana do założonego celu.

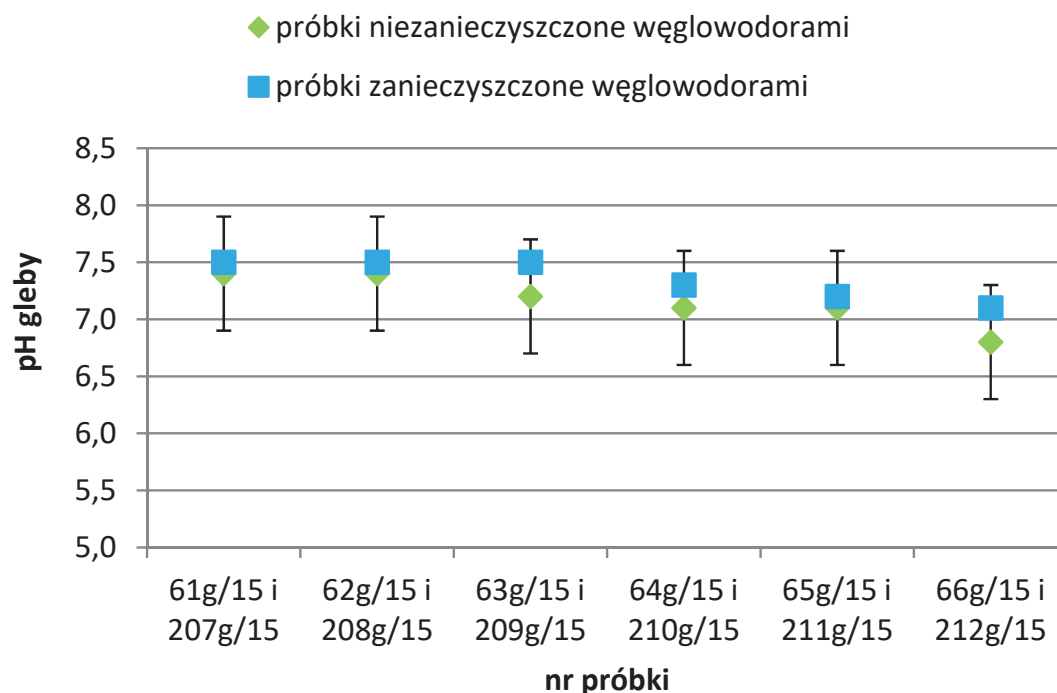
Następnym elementem walidacji wszystkich metod wskaźnikowych była ocena ich powtarzalności. W przypadku tego parametru przyjęto, że względne odchylenie standardowe (CV) wyznaczone dla serii 5 pomiarów nie może przekraczać 5% (dla metod pomiaru pH, przewodności elektrycznej właściwej oraz zawartości jonów chlorkowych) oraz 15% (dla metody pomiaru zawartości węglowodorów). Wyniki walidacji w zakresie powtarzalności wybranych do wstępnej oceny jakości gleby metod wskaźnikowych przedstawiono w tabeli 3.

**Tabela 3.** Ocena powtarzalności metod wskaźnikowych  
**Table 3.** Evaluation of repeatability of indicator methods

Metoda	CV, %	Kryterium akceptacji CV, %
Metoda 1	0,87-2,25	5
Metoda 2	1,49-3,51	5
Metoda 3	1,17-1,99	5
Metoda 4	2,60-12,30	15

Kolejnym walidowanym parametrem metod wskaźnikowych była ich selektywność. W przypadku trzech pierwszych metod, ze względu na to, że oznaczane parametry mają służyć przede wszystkim do oceny potencjalnych zanieczyszczeń gleby spowodowanych wprowadzeniem substancji nieorganicznych, istotne jest, aby metody te były selektywne dla tej grupy związków, czyli żeby na wyniki pomiarów uzyskiwanych metodami wskaźnikowymi nie miało wpływu wprowadzenie do próbki związków organicznych. W celu oceny selektywności trzech pierwszych metod wskaźnikowych porównano wyniki oznaczenia poszczególnych parametrów metodą wskaźnikową w próbkach gleby zanieczyszczonych płynem po szczelinowaniu z wynikami uzyskanymi dla tych samych próbek zanieczyszczonych dodatkowo użytą płuczką wiertniczą zawierającą węglowodory. Natomiast w przypadku metody oznaczania sumarycznej zawartości węglowodorów, metoda ta powinna być odporna na efekty interferencyjne pochodzące głównie od innych substancji organicznych mogących występować w płynach technologicznych i odpadach, w tym głównie od alkoholi (Gajec i in. 2016). Kryterium akceptacji przyjęte podczas walidacji metody w zakresie selektywności oparto na różnicy w wynikach otrzymanych metodą wskaźnikową dla próbek niezawierających i zawierających wybrany interferent. Przykład oceny selektywności metod wskaźnikowych przedstawiono na rysunku 2.

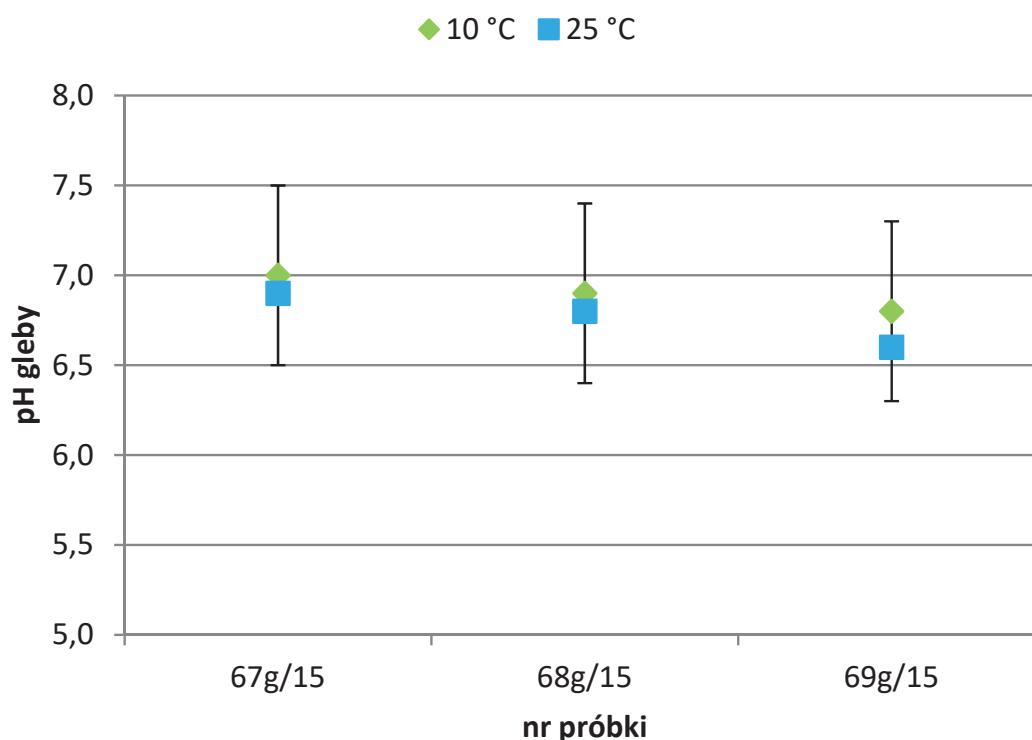
Przedstawione na rysunku 2 wyniki badań oznaczania pH gleby wykonane w ramach walidacji metody w zakresie selektywności wskazują, że w przypadku wszystkich analizowanych próbek spełnione zostało założone kryterium akceptacji. Oznacza to, że walidowana metoda jest selektywna.



**Rys. 2.** Ocena selektywności metody pomiaru pH gleby

**Fig. 2.** Evaluation of the selectivity of methods for measuring soil pH

Ostatnim walidowanym elementem dla trzech pierwszych metod wskaźnikowych, tj. pomiaru pH, przewodności elektrycznej oraz zawartości jonów chlorkowych, była ich elastyczność. Elastyczność metody charakteryzuje jej odporność na zmiany warunków prowadzenia pomiaru i jest cechą niezmiernie istotną w przypadku metod polowych, gdyż w terenie trudno o utrzymanie stałych, założonych warunków prowadzenia pomiaru. Elastyczność metody oceniono w zakresie zmiany dwóch najbardziej istotnych warunków prowadzenia pomiaru, czyli zmiany zawartości wilgoci w próbce oraz zmiany temperatury ekstraktu. Podczas oceny elastyczności metody pod uwagę wzięto zmianę wilgotności próbki w zakresie od stanu powietrze-suchego do 15% zawartości wilgoci oraz zmianę temperatury ekstraktu w zakresie od 10 do 25°C. Kryterium akceptacji przyjęte podczas walidacji metody w zakresie elastyczności oparto na różnicy w wynikach otrzymanych metodą wskaźnikową dla próbek badanych w różnych warunkach. Przykład oceny elastyczności metod wskaźnikowych przedstawiono na rysunku 3.



**Rys. 3.** Ocena elastyczności metody pomiaru pH gleby

**Fig. 3.** Evaluation of the flexibility of methods for measuring soil pH

Przedstawione na rysunku 3 wyniki badań oznaczania pH gleby wykonane w ramach walidacji metody w zakresie elastyczności potwierdzają, że w przypadku wszystkich analizowanych próbek spełnione zostało założone kryterium akceptacji. Oznacza to, że walidowana metoda jest elastyczna.

W przypadku Metody 4, tj. oznaczania sumarycznej zawartości węglowodorów, ze względu na brak ograniczeń w zakresie warunków prowadzenia pomiarów nie dokonano oceny elastyczności metody.

Przeprowadzona walidacja metod wskaźnikowych wykazała, że spełnione zostały wszystkie założone kryteria akceptacji, co świadczy o tym, że metody te mogą być stosowane do pomiarów wskaźnikowych realizowanych w warunkach terenowych.

### 3. Wykorzystanie metod wskaźnikowych do oceny stanu środowiska glebowego

Opracowane metody wskaźnikowe mogą służyć do wstępnej, szybkiej oceny stanu środowiska glebowego przed, w trakcie i po zakończeniu prac związanych z poszukiwaniem i eksploatacją niekonwencjonalnych złóż węglowodorów. Metody te zostały dobrane w taki sposób, aby umożliwiały szybką diagnozę stanu środowiska glebowego, możliwą do przeprowadzenia w terenie. Natomiast wyniki uzyskane z wykorzystaniem metod wskaźnikowych pozwalają nie tylko na ocenę stanu środowiska glebowego, ale także na wskazanie przyczyn występowania potencjalnych zanieczyszczeń oraz wybranie niezbędnych uzupełniających badań laboratoryjnych, które pozwolą na uzyskanie pełnej informacji o stanie jakości gleby. W tym celu dla każdej z metod wskaźnikowych wskazano:

- wartości graniczne, których przekroczenie wskazywać będzie na potencjalne zanieczyszczenie środowiska glebowego na obszarze, z którego została pobrana próbka gleby poddana analizie,
- zestaw badań laboratoryjnych, których wykonanie jest zalecane, gdy przekroczone zostały wartości graniczne wyznaczone dla tych metod, a których celem jest uzyskanie pełnej informacji o badanych próbkach.

Wartości graniczne dla każdej z wybranych metod wskaźnikowych zostały określone na podstawie informacji uzyskanych w procesie walidacji, tj. niepewności metody oraz jej zakresu, a także danych literaturowych dotyczących zmienności poszczególnych parametrów w glebie, dopuszczalnych zawartości określonych w prawie, czy też maksymalnych zawartości, które nie powodują negatywnego wpływu na funkcjonowanie ekosystemu (Rozporządzenie Ministra Środowiska 2016, Hołubowicz- Kliza 2006, Jakubiak 2010, Rozporządzenie Ministra Gospodarki 2015). Wartości graniczne określone dla poszczególnych metod wskaźnikowych zebrano w tabeli 4.



**Tabela 4.** Wyznaczone wartości graniczne dla opracowanych metod wskaźnikowych

**Table 4.** Determined limit values for developed indicator methods

Wartości graniczne	
Metoda 1	zmiana pH o 1 w stosunku do wartości pH określonej dla próbki tła
Metoda 2	przekroczenie wartości 200 mS/m
Metoda 3	przekroczenie wartości 500 mg/kg
Metoda 4	przekroczenie wartości 500 mg/kg

Po przekroczeniu wartości granicznych rekomendowane jest wykonanie dla próbek gleby laboratoryjnych badań uzupełniających, które pozwolą na dokładne zdiagnozowanie stanu środowiska glebowego oraz zidentyfikowanie substancji, które spowodowały zanieczyszczenie środowiska. Wykaz rekomendowanych badań uzupełniających zebrano w tabeli 5.

**Tabela 5.** Rekomendowane badania laboratoryjne

**Table 5.** Recommended laboratory tests

Metoda	Rekomendowane badania
Metoda 1	<ul style="list-style-type: none"> <li>• oznaczenie zawartości wilgoci w glebie,</li> <li>• pomiar pH gleby metodą znormalizowaną,</li> <li>• oznaczenie zdolności do neutralizacji kwasów (ANC),</li> <li>• oznaczenie zawartości anionów kwasów solnego, azotowego(V) oraz octowego.</li> </ul>
Metoda 2	<ul style="list-style-type: none"> <li>• oznaczenie zawartości wilgoci w glebie,</li> <li>• pomiar przewodności elektrycznej właściwej gleby metodą znormalizowaną,</li> <li>• oznaczenie zawartości anionów: Cl<sup>-</sup>, F<sup>-</sup>, Br<sup>-</sup> oraz SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>,</li> <li>• oznaczenie zawartości metali: As, Sb, Ba, Cr, Zn, Sn, Cd, Co, Cu, Mo, Ni, Pb, Hg oraz Se.</li> </ul>
Metoda 3	<ul style="list-style-type: none"> <li>• oznaczenie zawartości wilgoci w glebie,</li> <li>• oznaczenie zawartości jonów chlorkowych w glebie metodą znormalizowaną,</li> <li>• oznaczenie anionów: F<sup>-</sup>, Br<sup>-</sup> oraz SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>,</li> <li>• oznaczenie zawartości metali: As, Sb, Ba, Cr, Zn, Sn, Cd, Co, Cu, Mo, Ni, Pb, Hg oraz Se.</li> </ul>

Tabela 5. cd.

Table 5. cont.

Metoda	Rekomendowane badania
Metoda 4	<ul style="list-style-type: none"><li>• oznaczenie zawartości wilgoci w glebie,</li><li>• oznaczenie zawartości węglowodorów benzynowych C<sub>6</sub>-C<sub>12</sub>,</li><li>• oznaczenie zawartości węglowodorów olejowych C<sub>12</sub>-C<sub>35</sub>,</li><li>• oznaczenie zawartości jednopierścieniowych węglowodorów aromatycznych,</li><li>• oznaczenie zawartości wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych,</li><li>• oznaczenie rozpuszczonego węgla organicznego (RWO) oraz</li><li>• oznaczenie ogólnego węgla organicznego (OWO).</li></ul>

Należy dodać, że badania rekomendowane w przypadku przekroczenia wartości granicznych wskazanych dla danego oznaczania powinny być wykonywane przez akredytowane w tym zakresie laboratoria.

#### 4. Podsumowanie

Monitoring jakości elementów środowiska, w tym gleby, powinien być prowadzony na terenach prac poszukiwawczych i eksploatacyjnych niekonwencjonalnych złóż węglowodorów na każdym etapie prowadzenia tych prac, tj. przed ich rozpoczęciem, w trakcie prowadzenia poszczególnych prac oraz po ich zakończeniu. Wytypowane i zwalidowane metody wskaźnikowe mogą z powodzeniem służyć do szybkiej wstępnej oceny jakości gleby na każdym z tych etapów, jednak nie zastąpią wymaganej prawem oceny jakości gleby, wykonywanej przez odpowiednio przygotowane laboratoria. Stosowanie opracowanych metod wskaźnikowych nie ogranicza się wyłącznie do wspomagania rutynowego monitoringu jakości gleby, w trakcie którego wyniki uzyskane metodami wskaźnikowymi mogą służyć do wstępnej oceny jakości gleby oraz wytypowania obszarów, dla których powinny zostać utworzone próbki zbiorcze do szczegółowej analizy w laboratoriach. Opracowane metody wskaźnikowe mogą być przydatne również w sytuacji, gdy podczas prowadzenia prac poszukiwawczych i eksploatacyjnych niekonwencjonalnych złóż węglowodorów dojdzie do awarii lub innych nieprzewidzianych zdarzeń, takich jak erupcja płuczki wiertniczej, niekontrolowany

wyciek płynów technologicznych czy rozszczelnienie zbiorników z odpadami. W takim przypadku uzyskane metodami wskaźnikowymi wyniki mogą posłużyć do oceny zasięgu rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń.

Podczas stosowania metod wskaźnikowych należy jednak pamiętać o tym, że metody te jak wszystkie metody analityczne wymagają walidacji oraz o tym, że do prawidłowej interpretacji wyników otrzymanych metodami wskaźnikowymi niezbędne jest określenie wartości granicznych, których przekroczenie wskazywać będzie na istotne zanieczyszczenie środowiska oraz konieczność przeprowadzenia dodatkowych badań laboratoryjnych, dla których wytyczne znajdują odzwierciedlenie w obowiązujących przepisach prawnych.

*Artykuł powstał na podstawie pracy badawczej pt.: Logistyka i technologie monitoringu oraz sposoby ochrony środowiska przed rozpoczęciem prac, w trakcie wiercenia, w procesach szczelinowania hydraulicznego oraz na etapie eksploatacji, w tym monitoring wód podziemnych, powietrza, hałasu, gleby, emisji gazów i innych. – praca INiG-PIB na zlecenie Narodowego Centrum Badań i Rozwoju nr archiwalny: DK-4100-13/13, nr zlecenia: 6116/GE/13*

## Literatura

- Arshad, M.A., Martin, S. (2002). Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems, *Agriculture. Ecosystems and Environment*, 88, 153-160.
- Bodnar, M., Dubalska, K., Rutkowska, M., Konieczka, P., Namieśnik, J. (2013). Certyfikowane materiały odniesienia – niezbędne narzędzie w kontroli i zapewnieniu jakości wyników pomiarów. *Analityka: nauka i praktyka*, 3, 33-39.
- Burnus, Z. (2013). Problematyka walidacji metod badań w przemyśle naftowym na przykładzie benzyn silnikowych. *Nafta-Gaz*, 2, 143-152.
- Doran, J.W., Parkin, T.B. (1994). Defining and assessing soil quality. In: Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. *Soil Sci. Soc. Am. Special Publication*, 35, 3-21.
- Gajec, M., Holewa-Rataj J., Wiśniecka, M.(2016). Zastosowanie techniki spektroskopii w podczerwieni (FT-IR) do oceny stanu zanieczyszczenia gleb węglowodorami. *Nafta-Gaz*, 9, 729-735.
- Giacometti, C., Scott, Demyan, M., Cavani, L., Marzadori, C., Ciavatta, C., Kandeler, E. (2013). Chemical and microbiological soil quality indicators and their potential to differentiate fertilization regimes in temperate agroecosystems. *Applied Soil Ecology*, 64, 32-48.

- Granops, M., Firlit, Z., Michel, M. M., Granops, J. (2013). Oczyszczanie ścieków (płynu zwrotnego) powstających po szczelinowaniu hydraulicznym. *Przemysł Chemiczny*, 92(5), 675-678.
- Hołubowicz-Kliza, G. (2006). Wapnowanie gleby w Polsce. Instrukcja upowszechnieniowa Nr 128. Puławy. Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa Państwowy Instytut Badawczy.
- Jakubiak, M. (2010). Zastosowanie symulacji laserowej wybranych gatunków roślin w celu zwiększenia ich przydatności dla rekultywacji terenów zasolonych. Rozprawa doktorska. Kraków. Wydział Geodezji Górniczej i Inżynierii Środowiska Akademii Górniczo – Hutniczej im. Stanisława Staszica w Krakowie.
- Jurandy, Bran, Nogueira, Cardoso, E., Figueiredo, Vasconcellos, R. L., Bini, D., Yumi, Horta, Miyauchi, M., Alcantara, dos Santos, C., Lopes, Alves, P. R., Monteiro, de Paula, A., Shigueyoshi, Nakatani, A., de Moraes, Pereira, J., Nogueira, M. A. (2013). Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? *Review, Sci. Agric.*, 4, 274-289.
- Karakulski, K., Gryta, M., Morawski, A., Mozia, S. (2012). Oczyszczanie wód z procesu wydobywania gazu zwanego łupkowym. *Przemysł Chemiczny*, 91/10, 2011-2015.
- Kelly, B., Allan, C., Wilson, B.P. (2009). Soil indicators and their use by farmers in the Billabong Catchment. southern New South Wales. *Australian Journal of Soil Research*, 47, 234-242.
- Konieczka, P. (2003). Walidacja metodyk analitycznych. *Chemia i Inżynieria Ekologiczna*, Vol 10, 1071-1100.
- Konieczka, P. (2007). Jakość wyników pomiarów analitycznych problemy i wyzwania. *Zeszyty Naukowe Politechniki Gdańskiej. Chemia*, 56, 3-67.
- Konieczka, P., Namieśnika, J. (2007). *Ocena i kontrola jakości wyników pomiarów analitycznych*. Warszawa. Wydawnictwo Naukowo-Techniczne.
- Kowalik-Klimczak, A., Szwasz, M., Gierycz P. (2016). Procesy membranowe w zagospodarowaniu płynu powrotnego ze szczelinowania hydraulicznego złóż gazu z łupków. *Przemysł Chemiczny*, 95(5), 984-952.
- Kujawska, J., Cel, W., Wasąg, H. (2016). Wymywalność metali ciężkich z odpadów wiertniczych górnictwa gazu łupkowego. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 18, 909-919.
- Kukulaska-Zajac, E., Król, A., Dobrzańska, M. (2017). Prowadzenie oceny stanu środowiska glebowego pod kątem występowania zanieczyszczeń węglowodorami w aspekcie obowiązujących uregulowań prawnych. *Nafta-Gaz*, 5, 350-359.
- Mironiuk, M., Chojnacka, K., Górecka, H. (2014). Zastosowanie certyfikowanych materiałów odniesienia w walidacji metod analizy wielopierwiastkowej. *Przemysł Chemiczny*, 93(4), 578-584.

- Pawłowski, A., Pawłowski, L., Gromiec, M., Baran, S. (2015). Gaz łupkowy: wpływ wierceń na środowisko. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 254-258.
- PN-ISO 10390:1997 Jakość gleby. Oznaczanie pH.
- PN-ISO 11265:1997 Jakość gleby. Oznaczanie przewodności elektrycznej właściwej.
- PN-ISO 9297:1994 Jakość wody. Oznaczanie chlorków. Metoda miareczkowania azotanem srebra w obecności chromianu jako wskaźnika (Metoda Mohra).
- Pulido, M., Schnabel, S., Lavado, Contador, J. F., Lozano-Parra, J., Gómez-Gutiérrez, Á. (2017). Selecting indicators for assessing soil quality and degradation in rangelands of Extremadura. SW Spain. *Ecological Indicators*, 74, 49-61.
- Rojas, J. M., Prause, J., Sanzano, G. A., Antonio, Arce, O. E., Sánchez, M. C. (2016). Soil quality indicators selection by mixed models and multivariate techniques in deforested areas for agricultural use in NW of Chaco. Argentina. *Soil & Tillage Research*, 155, 250-262.
- Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 16 lipca 2015 r. w sprawie dopuszczania odpadów do składowania na składowiskach (Dz. U. z dnia 1 września 2015 r.).
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi (Dz.U. 2016 nr 0 poz. 1395).
- Zueng-Sang, Ch. (1999). *Selecting Indicators to Evaluate Soil Quality*. Department of Agricultural Chemistry. National Taiwan University.

## **Application of Methods Indicator to Evaluation of Soil Quality in the Areas of Exploration and Exploitation of Gas from Unconventional Gas Deposits**

### **Abstract**

The paper presents the possibility of using quick field indexing methods for initial soil quality assessment in the areas of exploration and exploitation of hydrocarbon origin from unconventional fields, including hydrocarbon from shale gas fields. As methods for the initial assessment of soil quality, methods such as pH measurement, conductivity, chloride ion measurement by Mohr method and measurement of hydrocarbon content by spectrophotometry were tested. These methods was selected to provide a good indicator of typical organic and inorganic soil contamination that may result from exploration and exploitation of unconventional hydrocarbon deposits. These methods, although known for a long time and to a large extent, were subjected to an optimization process

with respect to primary methods. The optimization process was supposed to help increase the applicability of particular methods in field conditions and to shorten the time needed to implement them. For this reason, parameters such as the method and time of extraction of analytes and the necessity of drying the sample were included among the optimized parameters. At the end of the optimization process, each indicator method was subjected to a validation process to the extent necessary to evaluate whether the proposed method could be implemented in field trials. Validation parameters such as correctness, measuring range, precision, selectivity and elasticity of the method were validated and the linearity of the method was used in the case of the hydrocarbon indicator for the determination of hydrocarbon content by spectrophotometric method. Obtaining satisfactory results of validation of individual indicator methods made it possible to assure that the selected methods can be used for preliminary assessment of soil quality in exploration and exploitation areas of unconventional hydrocarbons. Full implementation for field application of indicator methods required, in addition to the optimization and validation processes, the designation of limit values which would indicate the presence of environmental pollution in the area. The limit values for each of the four tested indicator methods are based on the information obtained from the validation process, the literature data on the variability of the individual soil parameters, the permitted content of the individual substances and the maximum content that does not adversely affect the functioning of the ecosystem. Exceeding certain limits not only indicate the potential for soil contamination in a given area, but also serve as an indication that soil quality tests conducted in a given area should be supplemented by detailed laboratory tests. Consequently, for each of the four indicator methods, supplementary laboratory tests were selected which should be performed after exceeding the established limit values for the different indicator methods. Laboratory tests are designed to confirm the presence of contamination and to accurately determine its nature. The developed indicator methods along with defined limit values and the scope of complementary laboratory tests provide a sufficient tool for rapid assessment of the state of the soil environment in the exploration and exploitation areas of unconventional hydrocarbons.

## **Streszczenie**

W artykule przedstawiono możliwość wykorzystania szybkich polowych metod wskaźnikowych do wstępnej oceny jakości gleby na terenach prowadzenia prac poszukiwawczych i eksploatacyjnych węglowodorów pochodzących ze złóż niekonwencjonalnych, w tym węglowodorów ze złóż typu shale gas. Jako metody wskaźnikowe służące do wstępnej oceny jakości gleby przetestowane zostały takie metody jak pomiar pH, przewodność elektryczna właści-

wa, pomiar zawartości jonów chlorkowych metodą Mohra oraz pomiar zawartości węglowodorów metodą spektrofotometryczną. Metody te zostały dobrane w taki sposób, aby stanowiły dobry wskaźnik typowych zanieczyszczeń organicznych i nieorganicznych gleby, które mogą wynikać z prowadzenia prac poszukiwawczych i eksploatacyjnych niekonwencjonalnych złóż węglowodorów. Metody te, mimo iż znane od dawna i w znacznej mierze znormalizowane zostały poddane procesowi optymalizacji w stosunku do metod pierwotnych. Proces optymalizacji miał przyczynić się do zwiększenia możliwości zastosowania poszczególnych metod w warunkach terenowych oraz skrócenia czasu ich realizacji. Z tego względu wśród optymalizowanych parametrów znalazły się takie parametry jak sposób i czas ekstrakcji analitów oraz konieczność suszenia próbki. Po zakończeniu procesu optymalizacji, każda z metod wskaźnikowych została poddana procesowi walidacji w zakresie niezbędnym do przeprowadzenia oceny czy proponowana metoda może zostać wdrożona do prowadzenia badań w warunkach terenowych. Walidacji poddano takie parametry jak poprawność, zakres pomiarowy, precyzja, selektywność oraz elastyczność metody, a w przypadku metody wskaźnikowego oznaczania zawartości węglowodorów metodą spektrofotometryczną również liniowość metody. Otrzymanie zadawalających rezultatów walidacji poszczególnych metod wskaźnikowych pozwoliło na uzyskanie pewności, że wybrane metody mogą być stosowane do wstępnej oceny jakości gleby na terenach prowadzenia prac poszukiwawczych i eksploatacyjnych węglowodorów pochodzących ze złóż niekonwencjonalnych. Pełne wdrożenie do stosowania w warunkach terenowych metod wskaźnikowych wymagało, oprócz przeprowadzenia procesów optymalizacji i walidacji, wytypowania wartości granicznych, których przekroczenie wskazywać będzie na występowanie na danym obszarze zanieczyszczenia środowiska. Wartości graniczne dla każdej z czterech przetestowanych metod wskaźnikowych określono na podstawie informacji uzyskanych w procesie walidacji, danych literaturowych dotyczących zmienności poszczególnych parametrów gleby, dopuszczalnych zawartości poszczególnych substancji określonych prawem oraz maksymalnych zawartości, które nie powodują negatywnego wpływu na funkcjonowanie ekosystemu. Przekroczenie określonych wartości granicznych nie tylko wskazuje na możliwość występowania zanieczyszczenia gleby na danym terenie, ale stanowi również wskazówkę, że badania jakości gleby prowadzone na danym terenie powinny zostać uzupełnione o szczegółowe badania laboratoryjne. W związku z tym dla każdej z czterech metod wskaźnikowych wytypowano uzupełniające badania laboratoryjne, które powinny zostać wykonane po przekroczeniu ustalonych wartości granicznych dla poszczególnych metod wskaźnikowych. Badania laboratoryjne mają na celu potwierdzenie występowania zanieczyszczenia oraz dokładne określenie jego charakteru. Opracowane metody wskaźnikowe wraz ze zdefiniowanymi wartościami graniczny-

mi oraz zakresem uzupełniających badań laboratoryjnych stanowią wystarczające narzędzie do szybkiej oceny stanu środowiska glebowego na terenach prowadzenia prac poszukiwawczych i eksploatacyjnych węglowodorów pochodzących ze złóż niekonwencjonalnych.

**Słowa kluczowe:**

metody wskaźnikowe, jakość gleby, niekonwencjonalne złoża węglowodorów

**Keywords:**

indicators methods, soil quality, unconventional hydrocarbons deposits





# **Zastosowanie modelu trójwarstwowego do opisu transportu rumowiska w sąsiedztwie progów podwodnych na przykładzie Kołobrzegu**

*Martyna Chuda, Leszek M. Kaczmarek*  
*Politechnika Koszalińska*

## **1. Wstęp**

Zwiększone tempo rozmywania i zanikania plaż, obserwowane w ostatnich latach, wymaga podjęcia stosownych działań ochronnych brzegu przed abrazją. W tym celu coraz częściej są używane narzutowe bądź ażurowe konstrukcje modułów siedliskowych, które stanowią obecnie innowacyjne rozwiązania techniczne, zyskując tym samym większą popularność od klasycznych metod ochrony brzegu morskiego (Zawadzka-Kahlau 1999).

Zmiany erozyjne brzegu w obrębie Kołobrzegu, obserwowane w latach 2007-2011, były bezpośrednią przyczyną powzięcia decyzji o rozpoczęciu w 2012 roku budowy umocnień ochronnych w postaci progów podwodnych, ostróg brzegowych oraz wykonania sztucznego zasilania plaży (Łabuz 2012). Obliczenia wykonane na podstawie danych UM w Słupsku z 2013 roku (Chuda 2015, Chuda i in. 2017) wykazują jednak brak skuteczności tych umocnień, gdyż we wszystkich profilach brzegowych zanotowano zmniejszenie tzw. powierzchni aktywnej, obliczonej według metody holenderskiej (Cieślak 2001). Zmniejszanie powierzchni aktywnej profilu niwelacyjno-batymetrycznego oznacza, że brzeg jest erodowany. Jedynie w profilu 331,5 KM zanotowano nieznaczny wzrost powierzchni czynnej. Ukazuje to tendencję do akumulacji rumowiska w profilu. Profil ten został wzięty pod uwagę w przeprowadzonej poniżej analizie hydrodynamicznej.

W rejonie klasycznych budowli narzutowych zachodzą skomplikowane procesy hydrodynamiczne, które odgrywają istotną rolę w przybrzeżnej cyrkulacji osadu (Sánchez-Arcilla 2003, Cálabrese i inni 2003, Burcharth i inni 2007). Kwestią otwartą jest natomiast rozpoznanie ich oddziaływania na morfodynamikę strefy brzegowej morza.

Proces transformacji falowania dla klasycznych progów podwodnych został wielokrotnie zbadany i sparametryzowany (Lasser i inni 2003, Johnson i in. 2005, Van der Meer i in. 2005). Jak wynika z obliczeń wykonanych w niniejszej pracy, wciąż istnieje konieczność modyfikacji znanych do tej pory sposobów obliczeń progów podwodnych (Zyserman i in. 2005). Obecny stan wiedzy dotyczący litodynamiki osadów dennych w rejonie narzutowych konstrukcji progów podwodnych ogranicza się tylko do obserwacji i pomiarów w terenie (Kubowicz-Grajewska 2015). O ile zjawisko podmywania i stabilności konstrukcji w rejonie progów podwodnych jest stosunkowo dobrze rozpoznane (Fredsoe i Sumer 2000), o tyle sprawą całkowicie otwartą jest rozpoznanie procesów lokalnej abrazji oraz określenie stabilności konstrukcji zbudowanych z narzutów kamiennych lub modułów ażurowych, zwłaszcza w warunkach sztormowych.

Procesy zachodzące w strefie brzegowej, wywołujące erozję brzegu, powodują konieczność wykonania analizy hydrodynamicznej w celu oceny skuteczności zaprojektowanych umocnień technicznych. Celem niniejszej pracy jest analiza hydrodynamiczna przeprowadzona w obszarze występowania progów podwodnych, w zależności od odległości ich usytuowania od linii brzegowej oraz dla różnych wysokości budowli, w zależności od zanurzenia korony budowli pod powierzchnią wody. Analizę hydrodynamiczną wykonano w oparciu o obliczenia natężenia transportu niejednorodnego rumowiska w kierunku od- i dobrzegowym oraz wzdłużbrzegowym.

Obliczenia natężenia transportu rumowiska zostały przeprowadzone w oparciu o trójwarstwowy model osadów niejednorodnych granulometrycznie według Kaczmarka i innych (2004). Model ten wyszczególnia trzy warstwy: warstwę wleczenia, warstwę kontaktową oraz warstwę zewnętrzną. Warstwy te określone są odmiennymi równaniami z uwagi na różny charakter współoddziaływania pomiędzy wodą a osadami w poszczególnych warstwach. Kompletnie rozwiązanie opisujące transport osadów o niejednorodnym uziarnieniu zostało zaproponowane

z uwzględnieniem zachowania ciągłości zarówno prędkości, jak i koncentracji na granicach tych warstw (Kaczmarek 1999).

Porównane wyników obliczeń transportu rumowiska przeprowadzonych dla profilu brzegowego z wybudowanymi progami do sytuacji bez progów pozwoliło na sformułowanie kryterium oceny efektywności działania tych budowli. Zgodnie z nim, prawidłowo zaprojektowane progi podwodne to takie budowle, które swoją obecnością nie powodują wzrostu transportu rumowiska w profilu w stosunku do sytuacji bez progów. Wzrost transportu rumowiska w profilu oznacza bowiem erozję dna. Zastosowanie powyższego kryterium umożliwiło przeprowadzenie oceny działania progów w profilach, w których erozję udokumentowano poprzez zmniejszanie się obliczonych powierzchni efektywnych (Chuda 2015).

## **2. Analiza hydrodynamiczna**

### **2.1. Wprowadzenie**

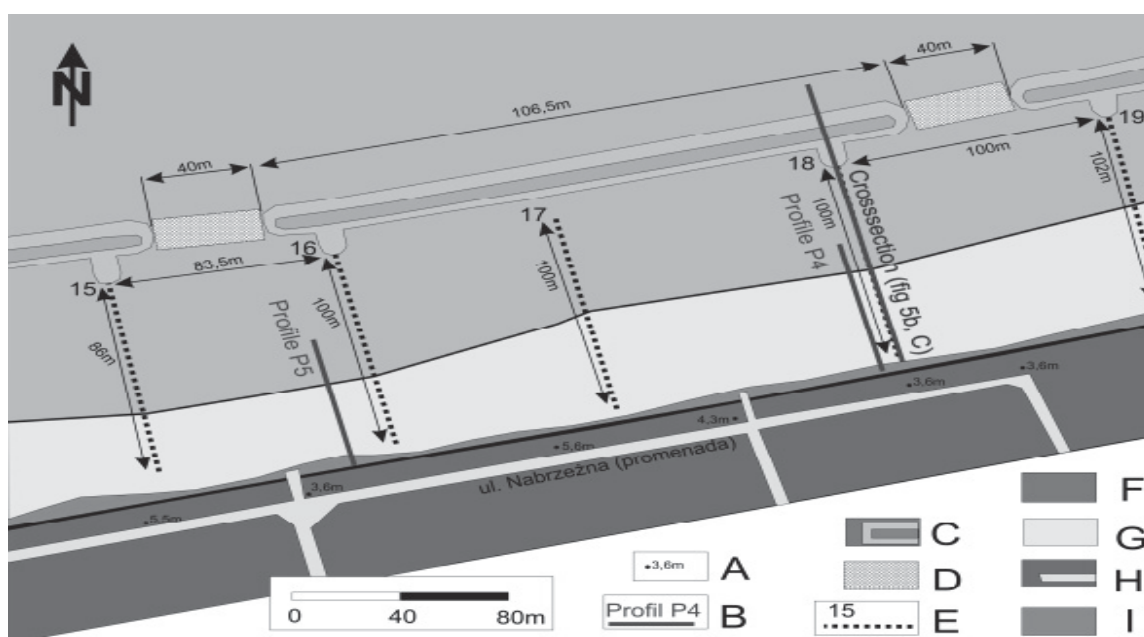
Kołobrzeskie progi podwodne są podstawowymi zabezpieczeniami hydrotechnicznymi brzegu morskiego na odcinku 330,4-333,4 KM. Zlokalizowane są w odległości średnio około 100 m od umownej linii brzegowej, co przedstawiono na rysunku 1. Parametry konstrukcji przedstawiono na rysunku 2, na przekroju poprzecznym progów podwodnych.

Zadaniem progów podwodnych jest zmniejszenie wysokości falowania oraz wymuszenie odkładania osadu przede wszystkim po ich odlądowej stronie (Hueckel 1972, Basiński i inni 1993). Wybór takich parametrów jak długość, odległość od brzegu oraz głębokość posadowienia wpływa na natężenie transportu rumowiska w profilu brzegowym, w szczególności zaś transportu wzdłużbrzegowego, który jest dominującym i najbardziej niebezpiecznym dla brzegu w południowej strefie Bałtyku. Właśnie dlatego podstawową zasadą przy projektowaniu progów jest odpowiednie rozpoznanie warunków hydrodynamicznych. Nieodpowiednie wykonanie może bowiem doprowadzić do ujemnego bilansu rumowiska, a co za tym idzie do wzmożonej erozji profilu brzegowego.

### **2.2. Trójwarstwowy model transportu rumowiska**

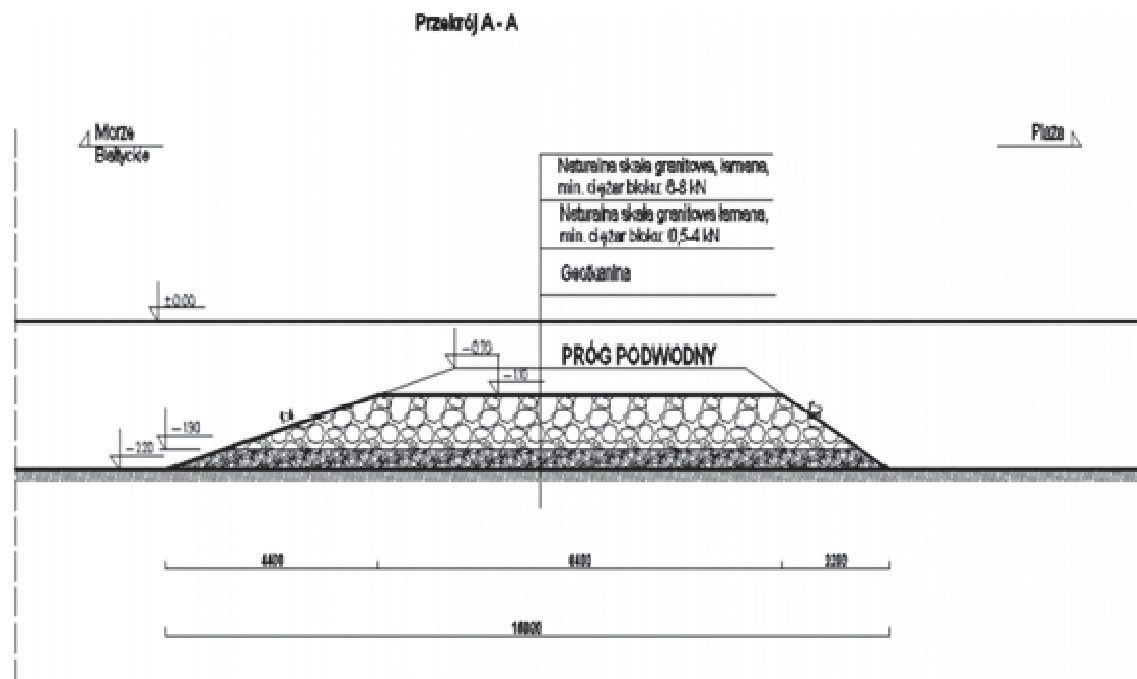
Matematyczny model transportu osadów niejednorodnych granulometrycznie jest kompleksowym i kompletnym narzędziem do rozwiązywania problemów inżynierskich związanych m.in. z projektowaniem

umocnień hydrotechnicznych i z zapiaszczaniem torów wodnych (Kaczmarek i in. 2015, 2017) Pozwala on na oszacowanie natężenia transportu rumowiska w różnych warunkach hydrodynamicznych. Przyjęcie przez Kaczmarka (1999) schematu trójwarstwowej wymiany pędu pozwala wyznaczyć trzy zasadnicze warstwy ruchu osadów: warstwę wleczenia  $\delta_{br}$ , warstwę kontaktową  $\delta_{cl}$  oraz warstwę zewnętrzną.



**Rys. 1.** Przedstawiona na planie zagospodarowania terenu lokalizacja modułów progów podwodnych: A – wysokość nabrzeża, B – lokalizacja profilu P4, C – progi podwodne, D – materace kamienne między progami, E – ostrogi brzegowe, F – woda morska, G – plaża po sztucznym zasileniu, H – nabrzeże oraz ścieżki, I – szerokość plaży (Łabuz 2003)

**Fig. 1.** Presented on the land development plan location of underwater threshold modules: A – height of the wharf, B – location of the P4 profile, C – underwater thresholds, D – stone mattresses between the sills, E – shore spurs, F – sea water, G – beach after artificial feeding, H – wharf and paths, I – the width of the beach (Łabuz 2003)



**Rys. 2.** Przekrój poprzeczny progu podwodnego (UM w Słupsku)

**Fig. 2.** Cross section of the underwater threshold (UM in Słupsk)

Przyjęte w pierwszej warstwie tj. w warstwie wleczenia założenie o poruszaniu się wszystkich frakcji rumowiska z tą samą prędkością  $U_b(z', t)$ , wyeliminowało możliwość wystąpienia sortowania osadów w tej warstwie. Oznacza to jednakową prędkość i koncentrację  $c_b(z', t)$  wszystkich frakcji rumowiska o średnicach  $d_i$ , na dowolnym poziomie w odległości  $z'$  (oś  $z'$  skierowana jest w dół) od poziomu teoretycznego dna. Posługując się zależnościami Sayed'a i Savage'a (1983) dla naprężeń stycznych o charakterze lepkościowym, a także dla naprężeń wywołanych tarciem Coulomba między ziarnami, Kaczmarek (1999) zaproponował następujący układ równań:

$$\alpha^0 \left( \frac{C_b - C_0}{C_m - C_b} \right) \sin \varphi \sin 2\psi + \mu_1 \left( \frac{\partial u_b}{\partial z'} \right)^2 = \rho u_f^2, \quad (1)$$

$$\begin{aligned} \alpha^0 \left( \frac{C_b - C_0}{C_m - C_b} \right) (1 - \sin \varphi \cos 2\psi) + (\mu_0 + \mu_2) \left( \frac{\partial u_b}{\partial z'} \right)^2 = \\ = \left( \frac{\mu_0 + \mu_2}{\mu_1} \right) \Big|_{c=C_0} \rho u_f^2 + (\rho_s - \rho) g \int_0^{z'} c_b dz', \end{aligned} \quad (2)$$

w których współczynniki  $\mu_0, \mu_1, \mu_2$  są funkcjami koncentracji osadu  $c_b$ , opisane poniższymi wzorami:

$$\frac{\mu_1}{\rho_s d^2} = \frac{0,03}{(C_m - C_b)^{1,5}} \quad (3) \quad \frac{\mu_0 + \mu_2}{\rho_s d^2} = \frac{0,02}{(C_m - C_b)^{1,75}} \quad (4)$$

gdzie:

$c_0 = 0,32$  – koncentracja osadów na poziomie dna teoretycznego,

$c_m = 0,53$  – maksymalna koncentracja osadów ze ściśle przylegającymi do siebie ziarnami,

$c_b$  – chwilowa w okresie fali koncentracja osadów w warstwie wleczonej,

$u_b$  – chwilowa w okresie fali prędkość osadów w warstwie wleczonej,

$\varphi$  – kąt tarcia wewnętrznego (quasi-statyczny), przy czym  $\psi = \frac{\pi}{4} - \frac{\varphi}{2}$ ,

zaś  $\frac{\alpha_0}{\rho_s g d} = 1$ .

W modelu przyjmuje się, że liczba oraz udział poszczególnych frakcji rumowiska są zgodne z wielkościami uzyskanymi w analizie sitowej. Jedynie w warstwie wleczonej niejednorodność frakcji przedstawia się za pomocą średnicy reprezentatywnej  $d_r = d_{50}$ . Oznacza to, że można wyznaczyć szorstkość efektywną  $k_e = k_r$  na podstawie wzoru zaproponowanego przez Kaczmarka (1999) w postaci:

$$k_{er} = 47,03 d_r \theta_{2,5}^{-0,658} \quad (5)$$

w którym bezwymiarową wielkość tarcia  $\theta_{2,5}$  określił Nielsen (1992). Postępując dalej zgodnie z modelem całkowym Fredsøe (1984), uzyskuje się chwilowe prędkości tarcia  $u_f(t)$  na powierzchni dna akwenu.

W drugiej warstwie tj. kontaktowej przyjęto założenie, że transport poszczególnych frakcji rumowiska różni się ze względu na pulsacje turbulentne i chaotyczne zderzenia ziaren. Wynikiem tego są zróżnicowane prędkości  $u_{ci}(z'', t)$  oraz koncentracje  $c_{ci}(z'', t)$  każdej i-tej frakcji rumowiska. Zbliżając się stopniowo w stronę warstwy zewnętrznej, procesy segregacyjne ulegają spowolnieniu. Uwzględniając zmienną w okresie fali prędkość tarcia naskórkowego  $u'_f(t)$  (Kaczmarek 1999), możemy określić chwilową w okresie fali koncentrację osadów  $c_{ci}$  oraz chwilową prędkość  $u_{ci}$ , zgodnie z równaniem:

$$\left[ \frac{3}{2} \left( \alpha_{si} \frac{d_i}{w_{si}} \frac{\partial u_{ci}}{\partial z''} \frac{2s+c_M}{3c_D} + \beta_{si} \right)^2 d_i^2 c_{ci}^2 (s+c_M) + l^2 \right] \left( \frac{\partial u_{ci}}{\partial z''} \right)^2 = u_f'^2(t) \quad (6)$$

$$\left[ 3 \left( \alpha_{si} \frac{d_i}{w_{si}} \frac{\partial u_{ci}}{\partial z''} \frac{2s+c_M}{3c_D} + \beta_{si} \right)^2 d_i^2 \frac{\partial u_{ci}}{\partial z''} c_{ci} + l^2 \frac{\partial u_c}{\partial z''} \right] \left( \frac{\partial c_{ci}}{\partial z''} \right)^2 = -w_{si} c_{ci} \quad (7)$$

gdzie:

$c_{ci}$  – chwilowa w okresie fali koncentracja i-tej frakcji rumowiska osadów w warstwie kontaktowej,

$c_D = 1,0$  – współczynnik oporu,

$c_M$  – współczynnik masy dołączonej,

$u_{ci}$  – zmienna w okresie fali prędkość i-tej frakcji osadów w warstwie kontaktowej,

$s + c_M = 3,0$  – założenie Deigaarda (za Kaczmarek 1999),

$\alpha_{si}, \beta_{si}$  – współczynniki proporcjonalności i-tej frakcji rumowiska wyznaczane metodą iteracyjną,

$l = 0,4 \text{ kz}''$  – długość turbulentnego mieszania, gdzie  $z'' = z + k'$ ,

przy czym  $z = 0$  oznacza poziom teoretycznego dna zaś oś  $z$  skierowana jest w górę,

$w_{si}$  – prędkość opadania i-tej frakcji rumowiska.

Zmienność prędkości tarcia naskórkowego  $u_f'(t)$  w okresie fali, można wyznaczyć z modelu Fredsøe (1984), przy założeniu, że wysokość szorstkości naskórkowej równa jest  $k' = \frac{2,5d_i}{30}$ . Warunki brzegowe dla wszystkich frakcji wynoszą:

$$u_{ci} \left( z'' = \frac{2,5d_i}{30}, t \right) = u_b(z' = 0, t) \quad (8)$$

$$c_{ci} \left( z'' = \frac{2,5d_i}{30}, t \right) = c_b(z' = 0) = 0,32 \quad (9)$$

W obszarze zewnętrznym zakłada się, że rozkład uziarnienia osadów zawieszonych nie zmienia się wraz z głębokością i jest taki sam jak na górnej granicy warstwy kontaktowej. Uśredniona w okresie fali koncentracja osadów w warstwie zewnętrznej opisana jest wzorem:

$$c(z) = c_z(z = \delta_{cr}) \left( \frac{z}{\delta_{cr}} \right)^{-\alpha_1} \quad (10)$$

w którym:

$c_z(z = \delta_{cr})$  – uśredniona w okresie fali koncentracja na górnej granicy warstwy kontaktowej,

$\alpha_1 = 0,6 \rightarrow$  założony wykładnik potęgi

Program obliczeniowy opracowany w IBW PAN w Gdańsku przez zespół pod kierunkiem Leszka M. Kaczmarka otrzymał nazwę Klepsydra. Pozwala on, przy wykorzystaniu wyników prądów od- i do-brzegowych oraz wzdłużbrzegowych, obliczyć (na podstawie równań (1) i (2) oraz (6) i (7) oraz (10)) natężenia transportu rumowiska odpowiednio w warstwie wleczenia, kontaktowej i zewnętrznej. Zakłada się przy tym, że falowanie jest opisane tzw. II przybliżeniem Stokesa, jako że wypadkowy w okresie fali transport osadów w warstwie wleczenia i kontaktowej dla I przybliżenia jest równy zero. Algorytm programu pozwala zatem na obliczenie następujących składników:

1. Transport wzdłużbrzegowy pochodzenia falowego:

$$q_{fl} = \left( q_{B_{net}} + \sum_{i=1}^N n_i \cdot q_{C_{net,i}} \right) \cdot \cos \alpha \frac{\pi}{180} \quad (11)$$

gdzie:

$n_i$  – zawartość ułamkowa danych frakcji,

$q_{B_{net}}$  – wypadkowy w okresie fali transport osadów w warstwie wleczenia,

$q_{C_{net,i}}$  – wypadkowy w okresie fali transport i-tej frakcji osadów w warstwie kontaktowej,

$\alpha$  – kąt podchodzenia fali do brzegu, definiowany jako kąt pomiędzy linią normalną do brzegu a kierunkiem propagacji fali.



2. Transport wzdłużbrzegowy pochodzenia prądowego:

$$q_{pl} = U_L \cdot C_P \cdot h \quad (12)$$

gdzie:

$U_L$  – uśredniona po głębokości i w okresie fali prędkość prądu wzdłużbrzegowego,

$C_P$  – uśredniona po głębokości i w okresie fali koncentracja osadów w warstwie zewnętrznej,

$h$  – głębokość wody.

3. Transport dobrzegowy pochodzenia falowego:

$$q_{fn} = \left( q_{B_{net}} + \sum_{i=1}^N n_i \cdot q_{C_{net,i}} \right) \cdot \sin \alpha \frac{\pi}{180} \quad (13)$$

4. Transport powrotny pochodzenia prądowego:

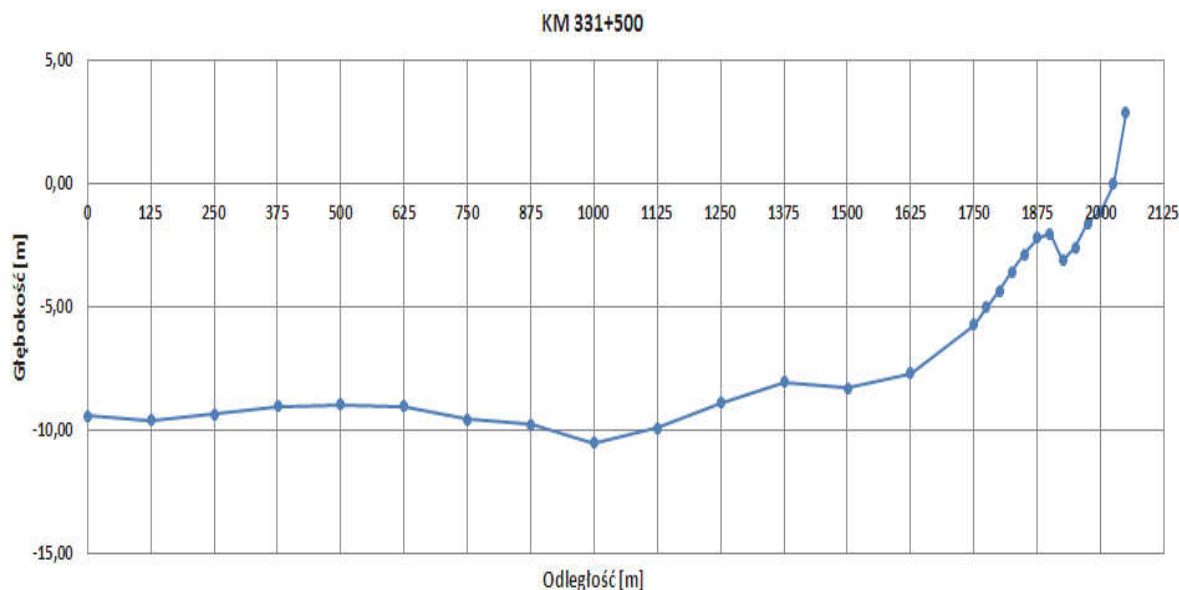
$$q_{pn} = U_p \cdot C_P \cdot h \quad (14)$$

gdzie:

$U_p$  – uśredniona po głębokości prędkość prądu powrotnego.

### 2.3. Procedura obliczeń

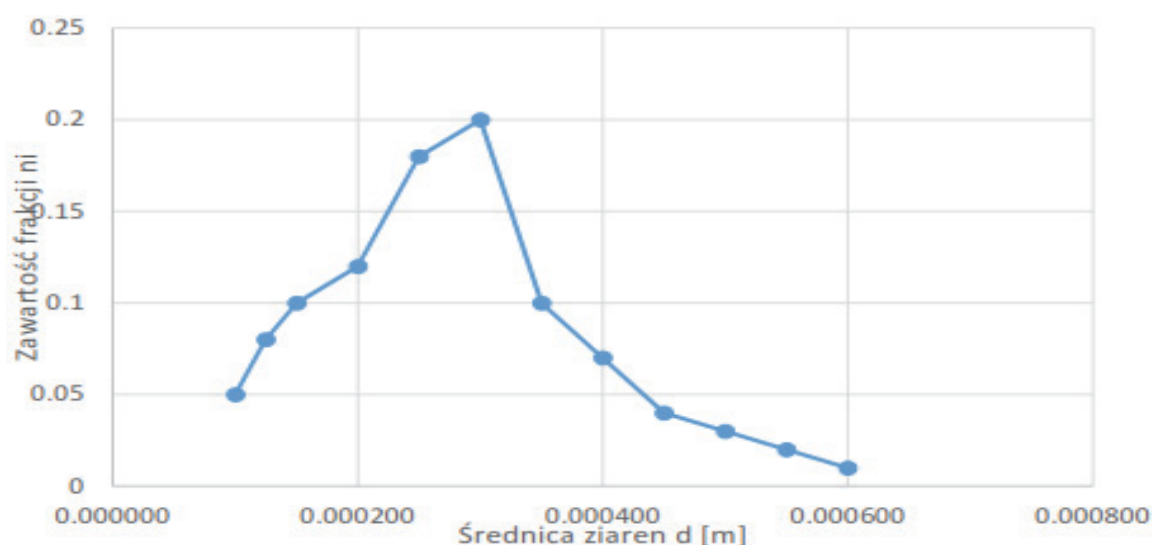
Analiza zjawisk zachodzących w strefie brzegowej morza w sąsiedztwie progów podwodnych została wykonana dla profilu 331,5 KM (rys. 3). Krążenie wód w strefie brzegowej tj. transformacja fali i prądy morskie zostały obliczone programem Crosmor (wersja 3.0.5.1), opracowanym w Laboratorium Delft Hydraulics w oparciu o koncepcję (Battjes, Janssen 1978) dla transformacji fali. Do programu wprowadzone zostały wielkości umocnienia hydrotechnicznego (wysokość progu, nachylenie skarp) odwzorowanego w postaci sztucznej rewy i posadowionego w określonej odległości od linii brzegowej. Dane przyjęte do obliczeń dla profilu 331,5 KM: średnia wysokość fali  $H = 1$  m, okres  $T = 6,5$  s, kąt podejścia fal:  $0^\circ$  i  $30^\circ$ . Powyższe parametry fali przyjęto arbitralnie jako parametry charakteryzujące strefę brzegową. Po otrzymaniu wyników prądów od- i dobrzegowych oraz wzdłużbrzegowych, można przystąpić do obliczania natężenia transportu rumowiska – w tym celu został użyty program Klepsydra. Poszczególne zawartości frakcji zostały przyjęte na podstawie rozkładu uziarnienia (rys. 4) proponowanego przez UM w Słupsku.



**Rys. 3.** Profil niwelacyjno-batymetryczny odcinka 331,5 KM odtworzony w programie Excel na podstawie danych z UM w Słupsku

**Fig. 3.** Leveling-bathymetric profile of the 331.5 KM section reproduced in Excel based on data from UM in Słupsk

Dla zadanego profilu niwelacyjno-batymetrycznego oraz przyjętego rozkładu uziarnienia rumowiska, obliczenia natężenia transportu przeprowadzono dla dwóch kątów podchodzenia fali do brzegu tj. dla  $0^\circ$  i  $30^\circ$  oraz dla dwóch odległości posadowienia progów podwodnych od linii brzegowej tj. 100 m i 175 m. Przy odległości ok. 100 m posadowienia progów od brzegu, przeprowadzono obliczenia dla czterech poziomów zanurzenia korony progów pod wodą tj. dla poziomów -0,7 m, -1,0 m, 1,5 m, -2,0 m, zaś w przypadku posadowienia ok. 175 m od linii brzegowej dla poziomów -1,5 m, -1,75 m, oraz -2,0 m. Wyniki obliczeń porównano z sytuacją przed budową progów i zaproponowano najbardziej efektywne usytuowanie progów podwodnych.



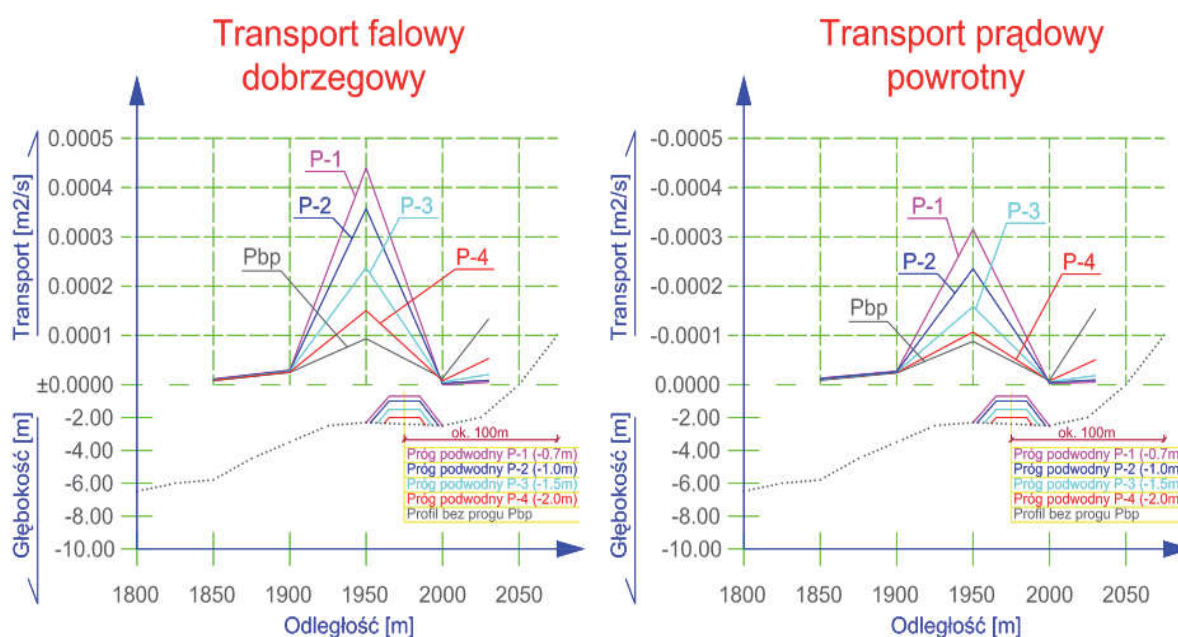
**Rys. 4.** Odzwierciedlenie umownego rozkładu granulometrycznego dla Kołobrzegu (dane z UM w Słupsku)

**Fig. 4.** Reflecting the conventional granulometric distribution for Kołobrzeg (data from UM in Słupsk)

#### 2.4. Transport od- i dobrzegowy – wyniki obliczeń

Na rysunkach 5 i 6 przedstawiono wyniki obliczeń natężenia transportu rumowiska od- i dobrzegowego. Przyjęto, że kąt podchodzenia fali w stronę brzegu jest równy  $0^\circ$  (wiatr wieje prostopadle do linii brzegowej), co oznacza, że transport wzdłużbrzegowy w tych sytuacjach nie występuje oraz  $30^\circ$ , co oznacza obecność transportu wzdłużbrzegowego. Obliczenia transportu rumowiska zostały przeprowadzone dla profilu 331,5 KM, gdy progi posadowione były na głębokości 2,2 m, w odległości ok. 100 m od brzegu i przy zmiennie zanurzonej koronie progu poniżej poziomu wody. Rysunki zawierają także wyniki obliczeń transportu rumowiska w sytuacji bez progów podwodnych, w naturalnym systemie rew.

Analizując rysunki 5 i 6 można zauważyć, że wartości transportu rumowiska są większe przy kącie podchodzenia fali do brzegu  $0^\circ$  niż przy kącie  $30^\circ$ . Jest to związane z prostopadłym kierunkiem wiatru. Mniejsze wartości transportu przy kącie podchodzenia fali do brzegu  $30^\circ$  wynikają z faktu, iż jego wypadkowa dzieli się w tym przypadku na składową pionową (prostopadłą) i poziomą (równoległą) do linii brzegowej.

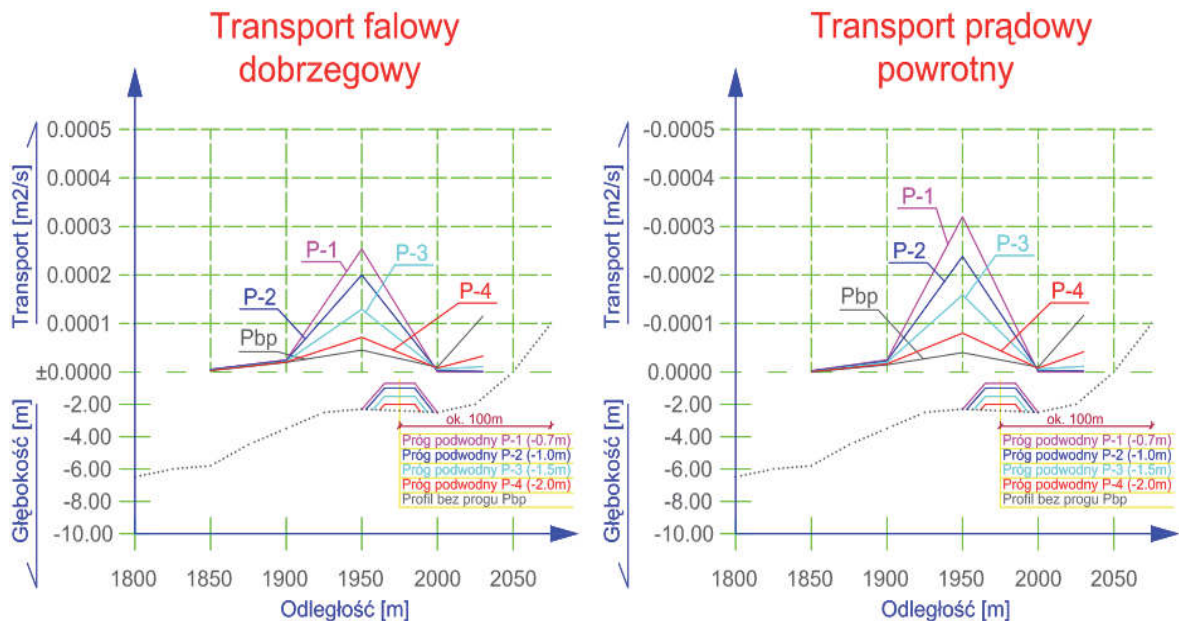


**Rys. 5.** Wykres obliczeń natężenia transportu od- i dobrzegowego wykonanych dla profilu przy usytuowaniu progów podwodnych 100 m od linii brzegowej I przy zmiennie zanurzonej koronie poniżej poziomu wody oraz przy kącie podchodzenia fali do brzegu  $0^\circ$

**Fig. 5.** Graph of calculation of the intensity of transport from land to the waterline made for the profile at the location of the underwater threshold 100 m from the shoreline and with a variably submerged crown below the water level and at the angle of approaching the wave to the edge  $0^\circ$

Rozpatrując obecną sytuację posadowienia progów podwodnych w odległości 100 m od linii brzegowej i przy zmiennie zanurzonej koronie progów poniżej poziomu wody widać, że w każdym przypadku obliczony transport od- i dobrzegowy jest większy niż byłby w sytuacji bez progów. Progi zatem powodują radykalny wzrost natężenia transportu rumowiska w miejscu załamania fali przed progiem od strony odmorskiej i jego radykalny spadek za progiem w kierunku brzegu. Jego wartości po stronie odmorskiej progów mają tendencję rosnącą wraz ze zwiększaniem wysokości progów. Łatwo więc zauważyć, że im wyższy próg, tym większy wzrost natężenia transportu przed progiem i tym większe „wyciszenie” — z punktu widzenia transportu osadów -obszaru pomiędzy progiem a brzegiem. Niepokojącym sygnałem jest jednak przewaga obliczonych wartości transportu rumowiska odbrzegowego nad dobrzegowym przy kącie podchodzenia fali do brzegu  $30^\circ$  (rys. 6). Może to skutkować erozją po stronie odmorskiej progów, gdyż w tej sytuacji większa ilość rumowi-

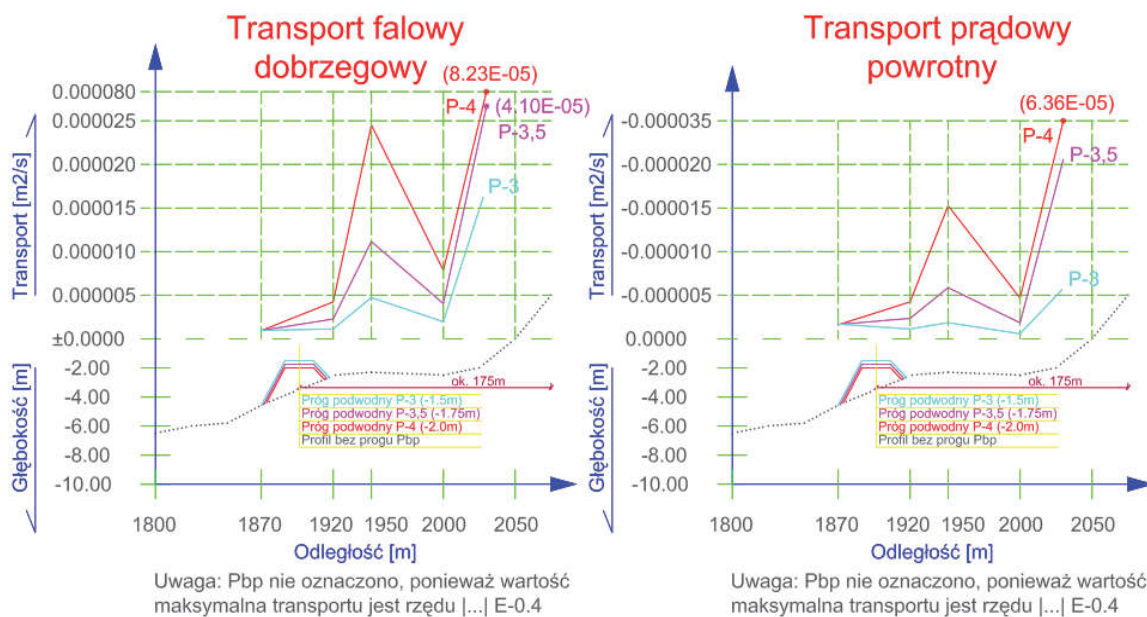
ska będzie „wynoszona” ku morzu niż transportowana do brzegu. Warto zwrócić uwagę, iż taka sytuacja nie występowała przed wybudowaniem progów, co pokazuje symulacja bez progów (rys. 6).



**Rys. 6.** Wykres obliczeń natężenia transportu od- i do brzegowego wykonanych dla profilu przy usytuowaniu progów podwodnego 100 m od linii brzegowej i przy zmiennie zanurzonej koronie poniżej poziomu wody oraz przy kącie podchodzenia fali do brzegu  $30^\circ$

**Fig. 6.** Graph of calculation of the intensity of transport from and to the waterline made for the profile at the location of the underwater threshold 100 m from the shoreline and with a variably submerged crown below the water level and at the angle of approaching the wave to the edge  $30^\circ$

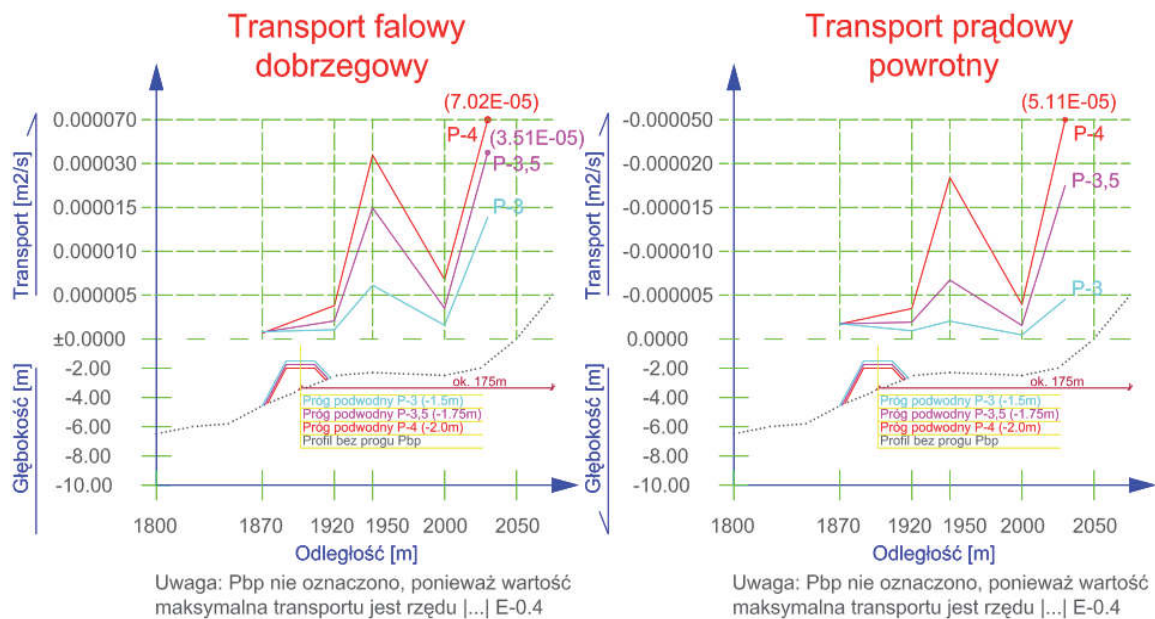
Następnie przeprowadzono obliczenia dla progów usytuowanych w odległości ok. 175 m od linii brzegowej i przy zmiennie zanurzonej koronie poniżej poziomu wody (rys. 7 i 8). Obliczone wartości natężenia transportu rumowiska są mniejsze niż w sytuacji bez progów. Występuje również przewaga wartości transportu rumowiska do brzegowego nad odbrzegowym przy kącie podchodzenia fali do brzegu zarówno  $0^\circ$  jak i  $30^\circ$ .



**Rys. 7.** Wykres obliczeń natężenia transportu od- i dobrzegowego wykonanych dla profilu przy usytuowaniu progu podwodnego 175 m od linii brzegowej I przy zmiennie zanurzonej koronie poniżej poziomu wody oraz przy kącie podchodzenia fali do brzegu  $0^\circ$

**Fig. 7.** Graph of the calculation of the intensity of transport, both distance and distance, made for the profile at the location of an underwater threshold of 175 m from the shoreline and with a variably submerged crown below the water level and at the angle of approaching the wave to the edge  $0^\circ$

Warto zwrócić uwagę, że we wszystkich przypadkach, od P-3 do P-4 włącznie, obszar pomiędzy brzegiem a progiem byłby bardzo dobrze „wyciszony” z punktu widzenia transportu osadów. W tym przypadku progi byłyby posadowione na głębokości ok. 3,5 m. Wydaje się, że na tej głębokości nie ma zagrożeń stateczności dla budowli o wysokości 2 m (P-3), a ewentualne osiadanie (do 0,5 m) tej budowli nie spowodowałoby (zob. P-4) znaczącego pogorszenia „wyciszenia” obszaru pomiędzy brzegiem a progiem. Ponadto przesunięcie budowli na odległość ok. 175 m od brzegu spowodowałoby znaczące poszerzenie obszaru kąpieliskowego dla turystów.



**Rys. 8.** Wykres obliczeń natężenia transportu od- i dobrzegowego wykonanych dla profilu przy usytuowaniu progu podwodnego 175 m od linii brzegowej i przy zmiennie zanurzonej koronie poniżej poziomu wody oraz przy kącie podchodzenia fali do brzegu  $30^\circ$

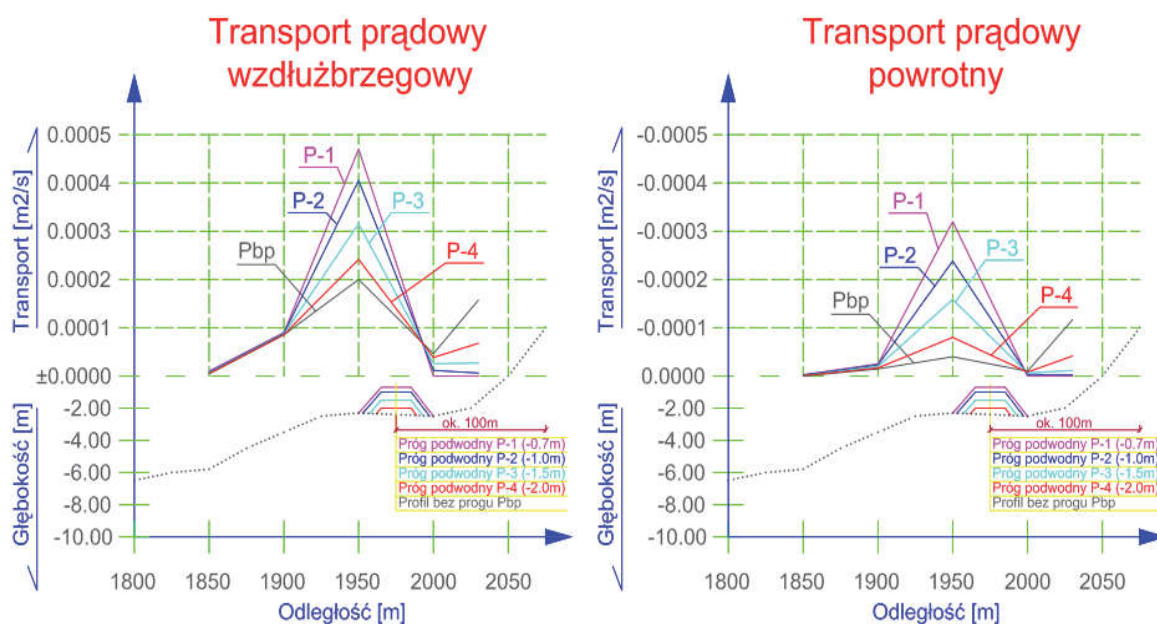
**Fig. 8.** Graph of the calculation of the intensity of transport, both distance and distance, made for the profile at the location of an underwater threshold of 175 m from the shoreline and with a variably submerged crown below the water level and at the angle of approaching the wave to the edge  $30^\circ$

### 2.5. Transport wzdłuż brzegowy – wyniki obliczeń

W tym podrozdziale przedstawione zostały wyniki obliczeń natężenia transportu rumowiska skierowanego wzdłuż brzegu (rys. 9 i 10), w sytuacjach, gdy kąt podchodzenia fali w stronę brzegu jest równy  $30^\circ$ . Zgodnie z różną wiatrów jest to bardzo częsty przypadek, jaki występuje na Bałtyku w strefie brzegowej. Dodatkowo na rysunku 9 i 10 pokazane zostały wyniki obliczeń transportu prądowego powrotnego w celu porównania ich z rezultatami obliczeń transportu wzdłużbrzegowego. Obliczenia transportu rumowiska przeprowadzono dla tego samego profilu i prowadzone były pod kątem takich samych scenariuszy, jak w przypadku transportu od- i dobrzegowego.

Analizując rysunki 9 i 10 możemy zauważyć, że obliczone wartości transportu wzdłużbrzegowego rumowiska (dla kąta  $30^\circ$ ) są większe od obliczonego natężenia transportu dobrzegowego (rys. 5-8) – zarówno przy kącie podchodzenia fali do brzegu  $0^\circ$ , jak i  $30^\circ$ , a co za tym idzie

transport ten odgrywa kluczową rolę w przebudowie dna w profilu poprzecznym brzegu. Zaczynając od rozpatrywania obecnej sytuacji (rys. 9), tj. progów podwodnych posadowionych w odległości 100 m od linii brzegowej widać, że w każdym przypadku, niezależnie od wielkości zanurzenia korony progów poniżej poziomu wody, obliczony transport wzdłużbrzegowy po stronie odmorskiej progów jest większy niż byłby w naturalnym systemie rew bez progów.



**Rys. 9.** Wykres obliczeń natężenia wzdłużbrzegowego wykonanych dla profilu przy usytuowaniu progów podwodnych 100 m od linii brzegowej i przy zmienne zanurzonej koronie poniżej poziomu wody oraz przy kącie podchodzenia fali do brzegu  $30^\circ$

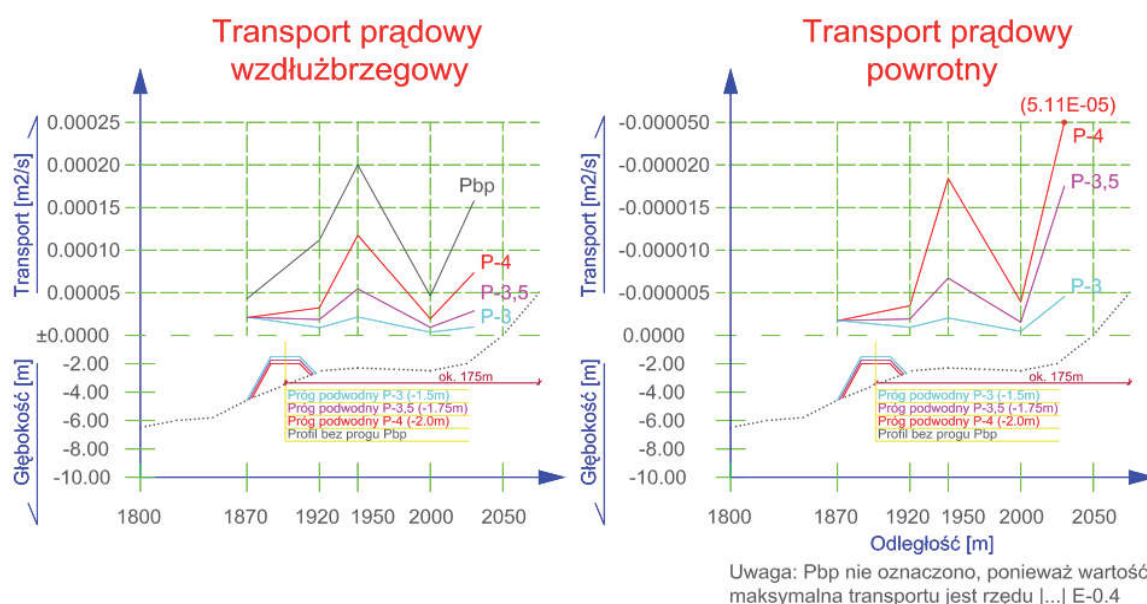
**Fig. 9.** Graph of the calculation of the longitudinal intensity made for the profile at the location of the underwater threshold 100 m from the shoreline and with the variably submerged crown below the water level and at the angle of approaching the wave to the edge  $30^\circ$

Progi zatem powodują radykalny wzrost natężenia transportu wzdłużbrzegowego rumowiska w miejscu załamania fali po stronie odmorskiej progów, przy czym jego wartości mają tendencję rosnącą wraz ze wzrostem wysokości progów. Jednocześnie obserwuje się spadek wartości tego transportu w kierunku brzegu. Porównując rozwiązania P-1, P-2, P-3 i P-4 widać, że z punktu widzenia obszaru pomiędzy progami a brzegiem rozwiązanie P-1 i P-2 są korzystniejszym rozwiązaniem niż P-3 i P-4, gdyż



w tych przypadkach obszar pomiędzy brzegiem a progiem byłby bardziej „wyciszony” z punktu widzenia transportu osadów. Ponadto we wszystkich przypadkach uwidoczniła się przewaga obliczonych wartości transportu rumowiska wzdłużbrzegowego nad transportem prądowym powrotnym.

Następnie przyjęto usytuowanie progu w odległości 175 m od linii brzegowej i przeprowadzono obliczenia przy zmiennie zanurzonej koronie poniżej poziomu wody (rys. 10). Uzyskane wartości natężenia transportu rumowiska są na całej długości profilu mniejsze niż w sytuacji bez progu.



**Rys. 10.** Wykres obliczeń natężenia wzdłużbrzegowego wykonanych dla profilu przy usytuowaniu progu podwodnego 175 m od linii brzegowej i przy zmiennie zanurzonej koronie poniżej poziomu wody oraz przy kącie podchodzenia fali do brzegu  $30^\circ$

**Fig. 10.** Graph of the calculation of the longitudinal intensity made for the profile at the location of an underwater threshold of 175 m from the shoreline and with a variably submerged crown below the water level and at the angle of approaching the wave to the edge of  $30^\circ$

Występuje przy tym przewaga obliczonych wartości transportu rumowiska wzdłużbrzegowego nad transportem prądowym powrotnym. Ponadto we wszystkich przypadkach od P-3 do P-4, obszar pomiędzy progiem a brzegiem byłby „wyciszony” z punktu widzenia transportu osadów. Patrząc z jeszcze innego punktu widzenia, tj. z uwagi na wyko-

nawstwo, progi o wysokości 2,0 m (P-3) i 1,5 m (P-4) byłyby posadowione na głębokości ok. 3,5 m, a więc wydaje się, że nie byłyby narażone na problemy związane z osiadaniem i utratą stateczności.

### 3. Zakończenie

Analiza powierzchni aktywnych *A* profili niwelacyjno-batymetrycznych w Kołobrzegu wykazała, że w profilach poprzecznych brzegu występuje zjawisko erozji dna. Obliczenia pokazały, że w omawianym profilu 331,5 KM przeważają tendencje erozyjne, choć w latach 2007-2011 zauważalny był lekki trend akumulacyjny. Postępujące zmiany erozyjne były powodem podjęcia decyzji o budowie w 2012 roku umocnień ochronnych, takich jak progi podwodne. Obliczenia powierzchni kontrolnych profili poprzecznych brzegu, zmierzonych przez UM w Słupsku w 2013 roku, wykazały jednak brak skuteczności wykonanych umocnień. Ponownie jedynie w profilu 331,5 KM zauważono lekką tendencję do akumulacji rumowiska.

Profil ten został więc wzięty pod uwagę w analizie omawianego odcinka brzegu. Ocenie podlegały zarówno zaprojektowana odległość posadowienia progów od linii brzegowej, jak i wysokość korony progów poniżej poziomu wody. Analiza została wykonana w oparciu o obliczenia natężenia transportu rumowiska od- i dobrzegowego oraz wzdłużbrzegowego.

Analiza wariantu z progiem ok. 100 m od brzegu pokazała, że transport rumowiska wzdłuż brzegu dominuje nad transportem od i do-brzegowym. Obliczona maksymalna wartość tego transportu przed progiem od strony morza jest dwa razy większa od wartości tego transportu w sytuacji bez progów. Należy spodziewać się zatem wzmożonej erozji dna przed progiem od strony morza, wywołanej wzrostem transportu wzdłuż brzegu, spowodowanym wybudowaniem progów. Ponadto okazało się, że w sytuacji ukośnego podchodzenia fali do brzegu pod kątem  $30^\circ$ , dodatkowo przed progiem od strony morza występuje przewaga obliczonych wartości transportu od-brzegowego nad do-brzegowym, co również może oznaczać potencjalną erozję dna przed progiem. Z drugiej jednak strony obliczenia natężenia transportu rumowiska na odcinku pomiędzy progiem a linią brzegu pokazały, że jest ono praktycznie zerowe, co oznacza stabilizację profilu pomiędzy progiem a brzegiem.

W pracy przeprowadzono także analizę różnych scenariuszy, dzięki którym można było ocenić skuteczność działania progów w zależności od odległości ich posadowienia od linii brzegowej oraz od położenia korony budowli pod poziomem wody. Obliczenia pokazały, że najkorzystniejszą lokalizacją budowli byłoby położenie progów na głębokości 3,5 m, w odległości ok. 175 m od brzegu. Optymalną wysokością budowli byłaby wysokość rzędu 2,0 m. W takim przypadku obliczone wartości transportu wzdłuż brzegu oraz transportu od- i do-brzegowego w całym profilu poprzecznym są znacząco mniejsze od wartości uzyskanych dla wariantu bez progów, zaś strefa stabilizacji profilu pomiędzy progiem a linią brzegu jest znacząco szeroka.

Reasumując, obecne usytuowanie progów może być przyczyną zmian erozyjnych w profilach poprzecznych tego odcinka brzegu. Zaleca się zatem monitorowanie działania tych konstrukcji poprzez systematyczne i okresowe zbieranie danych tachimetrycznych plaży i batymetrycznych przekrojów podwodnych w sąsiedztwie progów.

## Literatura

- Basiński, T., Pruszek, Z., Tarnowska, M., Zeidler, R. (1993). *Ochrona brzegów morskich*. Gdańsk. Wydawnictwo PAN.
- Battjes, J. A. and Janssen, J. P. F. M. (1978). Energy loss and set-up due to breaking of random waves. ASCE, Reston, Virginia, USA. *Proceedings Coastal Engineering*. 569-587.
- Burcharth, H.F., Hawkins, S.J., Zanuttigh, B., Lamberti, A. (2007). *Environmental Design Guidelines for Low Crested Coastal Structures*. Amsterdam. Elsevier.
- Cálabrese, M., Vicinanza, D., Buccino, M. (2003). *2D wave set up behind low crested and submerged breakwaters*. Proc. 13th International Conference ISOPE. Hawaii. Honolulu.
- Chuda, M. (2015). *Analiza hydrodynamiczna progów podwodnych i ich skuteczności w ochronie brzegu w rejonie Koszalina i Słupska*. Koszalin. Praca Magisterska.
- Chuda, M., Biegowski, J., Kaczmarek, L.M. (2017). Nowatorska metoda analizy hydrodynamicznej progów podwodnych i ich skuteczności w ochronie brzegu, *Gospodarka Wodna*, 12.
- Cieślak A. (2001). Zarys strategii ochrony brzegów morskich. *Inżynieria Morska i Geotechnika*, 2.

- Fredsøe J. (1984). Turbulent boundary layer in combined wave-current motion. *J. Hydraulic Eng., ASCE*, 110(HY8), 1103-1120.
- Hueckel S. (1972). *Budowle morskie T. I-IV*. Gdańsk. Wydawnictwo Morskie.
- Kaczmarek L., Biegowski J., Ostrowski R., (2004). Modelling cross-shore intensive sand transport and changes of bed grain size distribution versus field data. *Coastal Engineering*, 51, 501-529.
- Kaczmarek L.M., Sawczyński Sz., Biegowski J. (2015). Hydrodynamic Equilibrium for Sediment Transport and Bed Response to Wave Motion. *Acta Geophys.* 63, 486-513.
- Kaczmarek L.M., Sawczyński Sz., Biegowski J. (2017). An equilibrium transport formula for modelling sedimentation of dredged channel. *Coastal Engineering Journal*, 5.
- Kaczmarek L.M. (1999). *Moveable sea bed boundary layer and mechanics of sediment transport*. Gdańsk. Wydawnictwo PAN.
- Kubowicz-Grajewska A. Kosmacz M. (2016). *Ochrona brzegu w Kołobrzegu*. Procesy geologiczne w strefie brzegowej morza GEOST II, Materiały Konferencyjne, Jastrzębia Góra.
- Lesser G.R., J.H. de Vroeg, Roelvink J.A., M. de Gerloni, Ardone V. (2003). *Modelling the morphological impact of the submerged offshore Breakwaters*. Florida, USA. World Scientific Publishing Co.
- Łabuz T. (2013). *Sposoby ochrony brzegów morskich i ich wpływ na środowisko przyrodnicze polskiego wybrzeża Bałtyku – Raport WWF*.
- Sánchez-Arcilla A. (2003). *The role of low crested detached breakwaters in coastal engineering* [w:] Pruszek Z. (red.), Proc. International Summer School – Workshop, Coastal Zone, Centre of Environmental Engineering and Mechanics (CEM), Lubiatowo. Wydawnictwo PAN.
- Sumer B.M., Fredsøe J. (2000). *Experimental study of 2D scour and its protection at rubble-mound breakwater*. Coastal Engineering Vol.40.
- Sayed M., Savage S.B. (1983). Rapid gravity flow of cohesionless granular materials down inclined chutes. *J. Applied Mathematics and Physics (ZAMP)*. 34, 84-100.
- Van der Meer J.W., Briganti R., Zanuttigh B., Wang B. (2005). Wave transmission and reflection at low crested structures: Design formulae, oblique wave attack and spectral change. *Coastal Engineering*, 52.
- Warunki zamówienia dot. pełnienia usług nadzoru inwestorskiego przy projekcie Odbudowa i rozbudowa umocnień brzegu morskiego w Kołobrzegu, km 330,4-333,4, (2009). Urząd Morski w Słupsku, Słupsk, załącznik nr 12, 32.
- Zawadzka-Kahlau E. (1999). *Tendencje rozwojowe polskich brzegów Bałtyku Południowego*. Gdańskie Towarzystwo Naukowe.

## **The Use of a Three-layer Model for Description of the Sediment Transport in the Vicinity of Underwater Threshold on the Example of Kolobrzeg**

### **Abstract**

The main aim of this thesis was to determine and parameterize hydrodynamic phenomena occurring in the coastal zone of the sea within the submerged structures. The hydrodynamic processes occurring in the region of submerged breakwaters play a significant role in transport of both cross-shore sediment transport and primarily for long-shore sediment transport. In this article 331,5 KM of the Baltic Sea was analyzed and simulated for different locations and different levels of submerged breakwaters. Coastal erosional changes within Kolobrzeg, observed in 2007-2011, were the direct cause of the decision to launch in 2012 the construction of protective fortifications in the form of underwater thresholds, shore spurs and artificial beach power supply. The calculations based on the data from the Maritime Office in Slupsk from 2013 showed the lack of effectiveness of these reinforcements, as in all edge profiles there was a decrease in the so-called active surface. The analysis of the variant with a threshold of about 100 m from the shore showed that the transport of sediment along the shore dominates over the transport and the coastage. The calculated maximum value of this transport before the seaside threshold is twice as large as the value of this transport in a non-threshold situation. Therefore, an increased erosion of the bottom before the seaside threshold, caused by the increase of transport along the shore and the construction of the threshold should be expected. It turned out that in case of an inclined wave approach to the shore at an angle of  $30^\circ$ , in addition to the sea-front threshold, there is a predominance of calculated values of the transport over the shore which may also mean potential bottom erosion. On the other hand calculations of the sediment transport intensity in the section between the threshold and the shoreline showed that it is virtually zero which means stabilization of the profile between the threshold and the edge. The study also involved analysis of various scenarios in which it was possible to assess the effectiveness of thresholds depending on the distance of their foundation from the shoreline and the location of the building crown below the water level. The researches showed that the most favorable location of the building would be the location of the thresholds at a depth of 3.5 m at a distance of about 175 m from the shore. The optimal height of the building would be the height of 2.0 m. In this case the calculated values of transport along the shore and the distance of transport in the whole cross section are significantly smaller than the values obtained for the variant without a threshold and the profile stabi-

lization zone between the threshold and the shoreline is significantly wide. Studies have shown that the current location of this construction may cause erosive lesions in the researched place. It is recommended to monitor the area of these structures by systematic and periodic collection of tacheometric beach data and bathymetric underwater sections in the vicinity of the thresholds.

## Streszczenie

Głównym celem pracy było określenie i sparametryzowanie zjawisk hydrodynamicznych zachodzących w strefie brzegowej morza w obrębie progów podwodnych. W rejonie budowli typu próg podwodny zachodzą skomplikowane procesy hydrodynamiczne, które odgrywają znaczącą rolę w transporcie osadów zarówno od- i dobrzegowych, jak i wzdłużbrzegowych. W niniejszym artykule przeprowadzono analizę dla profilu 331,5 KM w rejonie Kołobrzegu i wykonano obliczenia transportu osadów przy różnym usytuowaniu progów względem brzegu oraz dla różnych ich wysokości i różnych wysokości progów podwodnych. Zmiany erozyjne brzegu w obrębie Kołobrzegu, obserwowane w latach 2007-2011, były bezpośrednią przyczyną powzięcia decyzji o rozpoczęciu w 2012 roku budowy umocnień ochronnych w postaci progów podwodnych, ostróg brzegowych oraz wykonania sztucznego zasilania plaży. Obliczenia wykonane na podstawie danych Urzędu Morskiego w Słupsku z 2013 roku wykazują jednak brak skuteczności tych umocnień, gdyż we wszystkich profilach brzegowych zanotowano zmniejszenie tzw. powierzchni aktywnej. Analiza wariantu z progiem ok. 100 m od brzegu pokazała, że transport rumowiska wzdłuż brzegu dominuje nad transportem od- i dobrzegowym. Obliczona maksymalna wartość tego transportu przed progiem od strony morza jest dwa razy większa od wartości tego transportu w sytuacji bez progu. Należy spodziewać się zatem wzmożonej erozji dna przed progiem od strony morza, wywołanej wzrostem transportu wzdłuż brzegu, spowodowanym wybudowaniem progu. Ponadto okazało się, że w sytuacji ukośnego podchodzenia fali do brzegu pod kątem  $30^\circ$ , dodatkowo przed progiem od strony morza występuje przewaga obliczonych wartości transportu odbrzegowego nad dobrzegowym, co również może oznaczać potencjalną erozję dna przed progiem. Z drugiej jednak strony obliczenia natężenia transportu rumowiska na odcinku pomiędzy progiem a linią brzegu pokazały, że jest ono praktycznie zerowe, co oznacza stabilizację profilu pomiędzy progiem a brzegiem. W pracy przeprowadzono także analizę różnych scenariuszy, dzięki którym można było ocenić skuteczność działania progów w zależności od odległości ich posadowienia od linii brzegowej oraz od położenia korony budowli pod poziomem wody. Obliczenia pokazały, że najkorzystniejszą lokalizacją budowli byłoby położenie progów na głębokości 3.5 m, w odległości ok. 175 m od brzegu. Optymalną wysokością bu-

dowli byłaby wysokość rzędu 2.0 m. W takim przypadku obliczone wartości transportu wzdłuż brzegu oraz transportu od- i dobrzegowego w całym profilu poprzecznym są znacząco mniejsze od wartości uzyskanych dla wariantu bez progów, zaś strefa stabilizacji profilu pomiędzy progiem a linią brzegu jest znacząco szeroka. Badania wykazały, że obecne usytuowanie progów może być przyczyną zmian erozyjnych w badanym miejscu. Zaleca się zatem monitorowanie działania tych konstrukcji poprzez systematyczne i okresowe zbieranie danych tachimetrycznych plaży i batymetrycznych przekrojów podwodnych w sąsiedztwie progów.

**Słowa kluczowe:**

próg podwodny, transport osadów od- i dobrzegowy, wzdłużbrzegowy transport osadów, ochrona brzegu

**Keywords:**

submerged breakwater, cross-shore sediment transport, long-shore sediment transport, shore protection



# **Badanie wpływu właściwości termicznych okna na pracę grzejnika w pomieszczeniu – badania numeryczne**

*Magdalena Orłowska*  
*Politechnika Koszalińska*

## **1. Wprowadzenie**

Obecnie dąży się do ograniczania zapotrzebowania na energię końcową, którego sposobem realizacji może być minimalizacja wartości współczynnika przenikania ciepła, a tym samym ograniczenia strat ciepła budynku. Dziennik Ustaw Rzeczypospolitej Polskiej a konkretnie Rozporządzenie Ministra Infrastruktury i Budownictwa z dnia 14 listopada 2017 r. w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie wprowadza zmiany w stosunku do poprzedniego Rozporządzenia z roku 2014. Zmiany mają związek z przepisami i wymaganiami Unii Europejskiej. Budynki są coraz bardziej szczelne w przypadku stosowania nowoczesnej stolarki okiennej czy drzwi. Izolacje budynków mają również coraz lepsze parametry termoizolacyjne. Nie można zapomnieć jednak, że dla zachowania odpowiedniego komfortu cieplnego, wewnętrznego potrzebna jest odpowiednia jakość powietrza w pomieszczeniu. Przy szczelnych przegrodach należy pamiętać o przewietrzaniu i dostępie świeżego powietrza z zewnątrz. Od roku 2017 dla okien fasadowych i drzwi współczynnik przenikania ciepła przy temperaturze pomieszczenia ogrzewanego większej lub równej  $16^{\circ}\text{C}$  nie może przekraczać  $1,1 \text{ W}/(\text{m}^2\text{K})$ , a dla okien dachowych  $1,3 \text{ W}/(\text{m}^2\text{K})$ . Od roku 2021 przepisy zostaną jeszcze bardziej zaostrzone kolejno do  $0,9$  i  $1,1 \text{ W}/(\text{m}^2\text{K})$  przy tych samych warunkach temperaturowych ogrzewanego pomieszczenia. W kwestii drzwi w przegrodach zewnętrznych lub



w przegrodach między pomieszczeniami ogrzewanymi i nieogrzewanymi wartość współczynnika przenikania ciepła od 2017 roku 1,5 a od 2021 r. 1,3 W/(m<sup>2</sup>K) (Dziennik Ustaw Rzeczypospolitej Polskiej).

„Według Krajowej Agencji Poszanowania Energii (KAPE) zużycie energii w polskich budynkach kształtuje się na poziomie 120-300 kWh/m<sup>2</sup> rocznie, podczas gdy w innych krajach Europy wartość ta nie przekracza 50 kWh. Około 70 proc. energii zużywanej w budynkach przypada na ogrzewanie pomieszczeń i przygotowanie ciepłej wody użytkowej” (<http://odnawialnezrodlaenergii.pl/domy-energooszczedne-aktualnosci/item/2800-ue-do-2021-roku-wiekszosc-budynkow-powinna-byc-samowystarczalna-energetyczne>).

Grzejniki płytowe obecnie są najczęściej wybieranym rodzajem grzejników stosowanych w budownictwie mieszkaniowym. Są lekkie, mają małą pojemność wodną, przystępną cenę, łatwo się je czyści. Dlatego taki rodzaj grzejnika został ujęty w opracowaniu.

Aby obliczyć moc cieplną grzejników niezbędne jest wykonanie bilansu cieplnego pomieszczenia. Na bilans ten wpływają m.in. zyski ciepła, infiltracja powietrza, promieniowanie słoneczne, temperatura zewnętrzna. Większość grzejników oddaje ciepło na zasadzie konwekcji, np. członowe, ożebrowane i konwektorowe. Znacznie mniejszą grupę stanowią grzejniki, oddające ciepło z przewagą promieniowania (głównie płaszczyznowe) (Nantka 2010).

Z powyższej analizy wynika, iż rodzaj okien i drzwi ma bardzo duży wpływ na efekt cieplny pomieszczeń. Jest to temat bardzo aktualny zwłaszcza w dobie, gdzie budownictwo jest kołem napędowym gospodarki. W niniejszym artykule podjęto więc próbę wyjaśnienia wpływu różnych wartości strumienia ciepła okna na efekt cieplny – wydajność płytowego wymiennika ciepła. Wybrano kilka wartości strumienia ciepła dla porównania efektu rozpatrywanego zagadnienia. Nie wszystkie domy posiadają w naszym kraju nowoczesne okna czy drzwi. Wiele budynków niestety wznoszonych było w starej technologii i mnóstwo funkcjonuje jeszcze bez termomodernizacji po dzień dzisiejszy. Dlatego różne są też wyniki bilansów cieplnych dla pomieszczeń pracujących z różnymi oknami np. oknami starego typu-drewnianymi czy oknami plastikowymi PCV.

Artykuł stanowi kontynuację badań autorki nad konwekcyjną wymianą ciepła (Czapp i inni 2016, Orłowska i Czapp 2012, Orłowska i in. 2017, Orłowska 2017, Orłowska 2018).

## 2. Obliczenia numeryczne

Analizę numeryczną wykonano w pakiecie programu obliczeniowego Ansys Mechanical CFD – Flo. Jest on jednym z najnowocześniejszych narzędzi wspomagania komputerowego. Kod obliczeniowy oparty jest na rozwiązaniu równań bilansu energii, pędu i masy, stosowanych w Numerycznej Mechanice Płynów (ang. CFD – Computational Fluid Dynamic). Wersja standardowa umożliwia modelowanie w oparciu o tradycyjne zależności fenomenologiczne oraz dodatkowe równania domknięcia, opisujące turbulentne strumienie pędu i energii. Tak zwany dwuwymiarowy model zamknięcia został opracowany przez Laundera. Dla małej prędkości przepływu często zakłada się model turbulencji dla niskich liczb Reynoldsa. Model ten może być wykorzystywany zarówno do rozwiązywania problemów konwekcji naturalnej, jak i wymuszonej (Ansys, Szpakowska 2010).

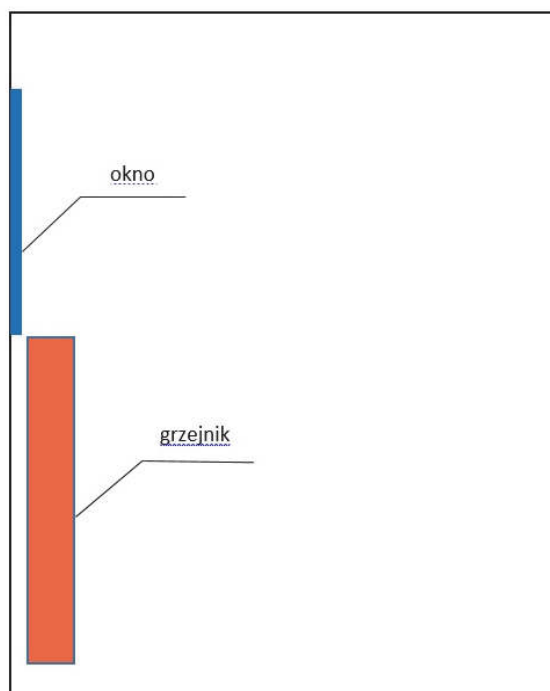
Jak wskazuje wielu badaczy, m in. (Szkarsowski i Janta-Lipinska 2015, Szkarsowski i Janta-Lipinska 2011) bardzo ważną kwestią jest również dokładność zaproponowanego modelu.

Analiza ma charakter dwuwymiarowy.

Schemat rozpatrywanego zagadnienia znajduje się na rysunku 1.

Założenia modelu:

- pomieszczenie o wysokości 2,5 m oraz szerokości 2 m,
- ściana, na której znajduje się grzejnik posiada okno o wysokości 1 m,
- okno umieszczono w odległości 25 cm od sufitu,
- w pomieszczeniu umieszczono w odległości 15 cm od podłogi grzejnik płaski o szerokości 10 cm i wysokości 110 cm,
- odległość grzejnika od ściany 5 cm,
- liczba iteracji 100,
- wielkość długości krawędzi elementu siatki o kształcie kwadratu, typie ogólnym, kształtowanym po powierzchni dla analizy to 0,0035,
- ruch laminarny,
- na oknie zadano w poszczególnych analizach numerycznych dla porównania pięć, różnych wartości strumieni ciepła [ $W/m^2$ ]; kolejno: 8, 10, 12, 20, 2,
- strumień ciepła na pozostałych ścianach:  $2 W/m^2$ ,
- temperatura grzejnika  $70^{\circ}C$ ,
- temperatura ścian  $20^{\circ}C$ .



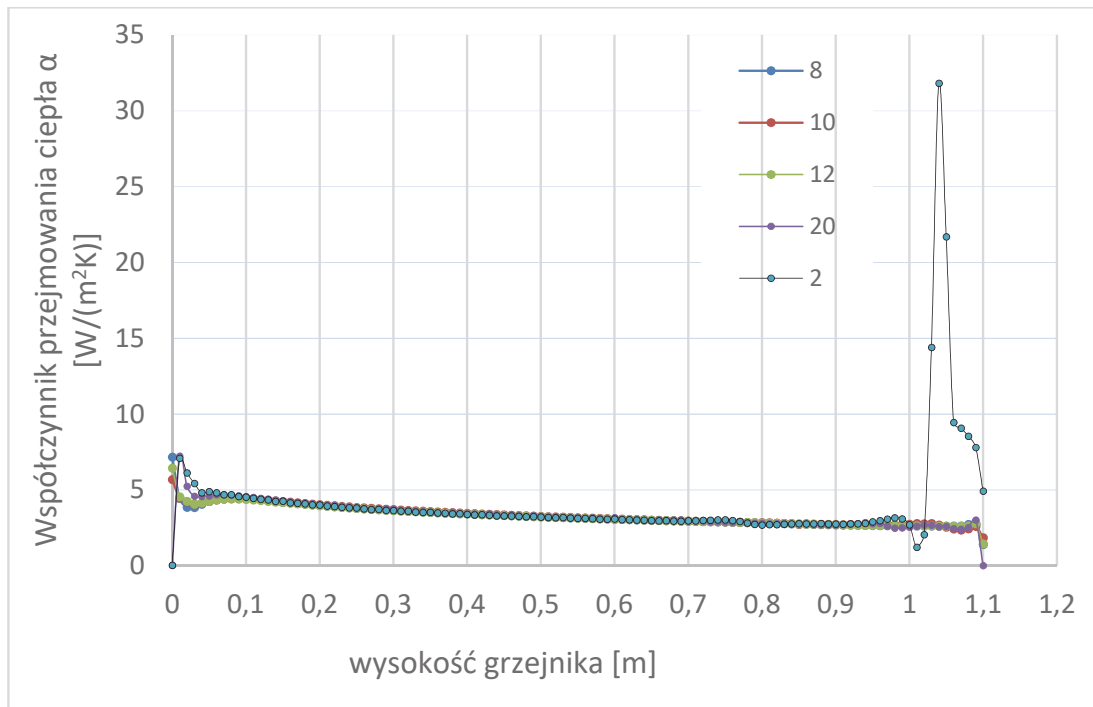
**Rys. 1.** Schemat modelu badań numerycznych

**Fig. 1.** Diagram of model numerical research

Po zadaniu parametrów wejściowych dla podanej geometrii oraz warunków brzegowych program wykonuje obliczenia wg żądanej liczby iteracji.

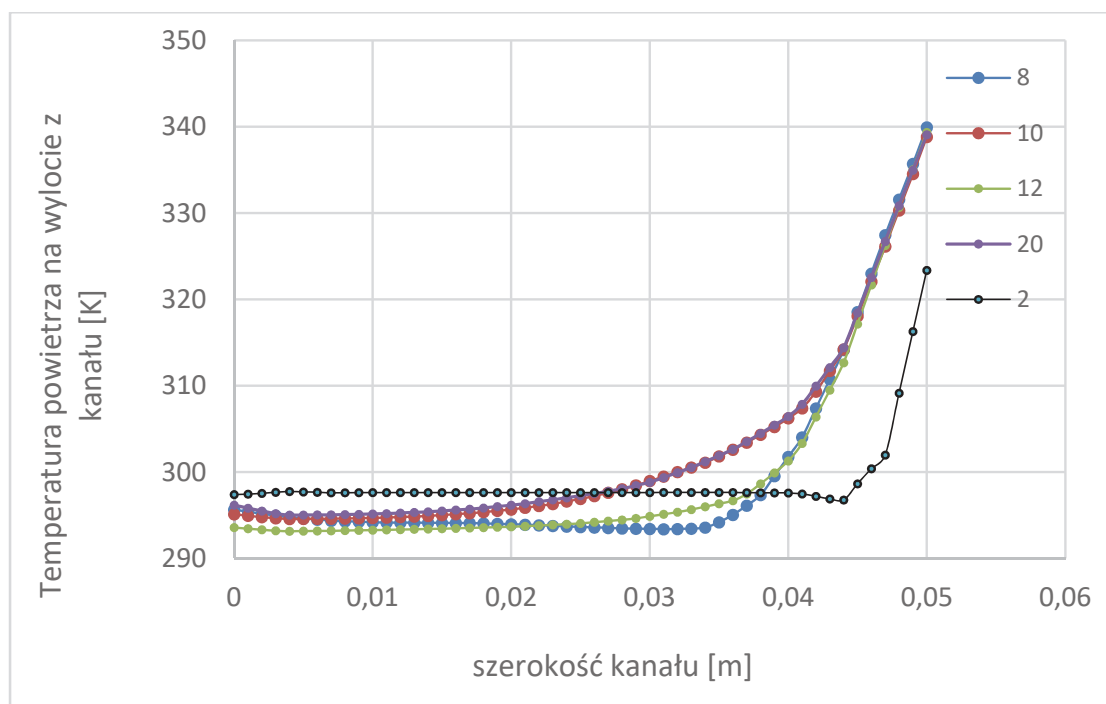
### 3. Wyniki obliczeń numerycznych

Na podstawie przeprowadzonych badań symulacyjnych uzyskano rozkłady temperatury i prędkości powietrza na wlocie oraz wylocie z kanału. Przez kanał należy rozumieć tu przestrzeń między grzejnikiem a ścianą. Ma on szerokość 5 cm i wysokość 110 cm. Wlot to wejście do kanału od dołu, wylot – wyjście z kanału – góra. Na powierzchni wymiennika ciepła od strony kanału wzdłuż jego wysokości wyznaczono współczynnik przejmowania ciepła  $\alpha$ . Z analizy możemy dowiedzieć się jakie są różnice w wartościach temperatury i prędkości powietrza oraz współczynnika przejmowania ciepła  $\alpha$  w badanych układach oraz który układ jest najkorzystniejszy? Uzyskane wyniki obliczeń przedstawiono na rysunkach 2-5. Obejmują one otrzymane pola temperatury – rysunek 3 i prędkości powietrza – rysunki 4 i 5, oraz rozkłady współczynnika przejmowania ciepła  $\alpha$  – rysunek 2, decydującego o intensywności wymiany ciepła.



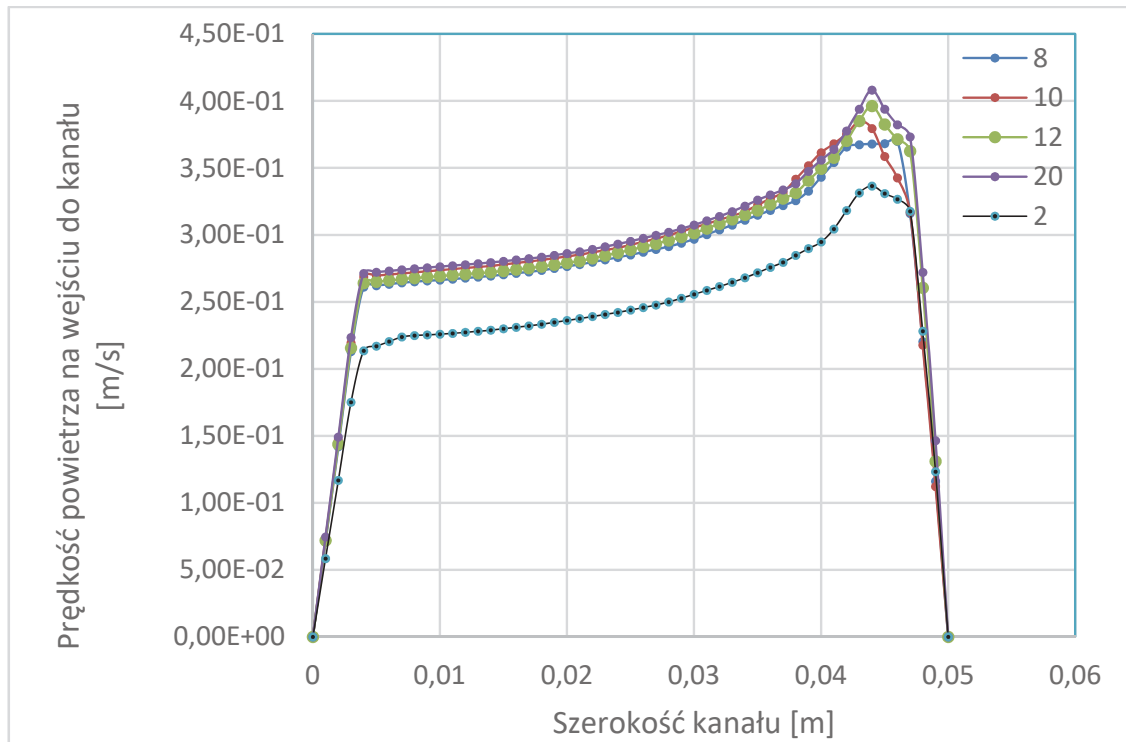
**Rys. 2.** Rozkłady współczynnika przyjmowania ciepła  $\alpha$  [W/(m<sup>2</sup>K)] w funkcji wysokości grzejnika [m], legenda przedstawia pięć różnych wartości strumienia ciepła dla okna [W/m<sup>2</sup>] kolejno: 8, 10, 12, 20, 2

**Fig. 2.** Distribution of heat transfer coefficient  $\alpha$  [W/(m<sup>2</sup>K)] as a function of radiator height [m], the legend presents five different values of heat flux [W/m<sup>2</sup>] in turn: 8, 10, 12, 20, 2



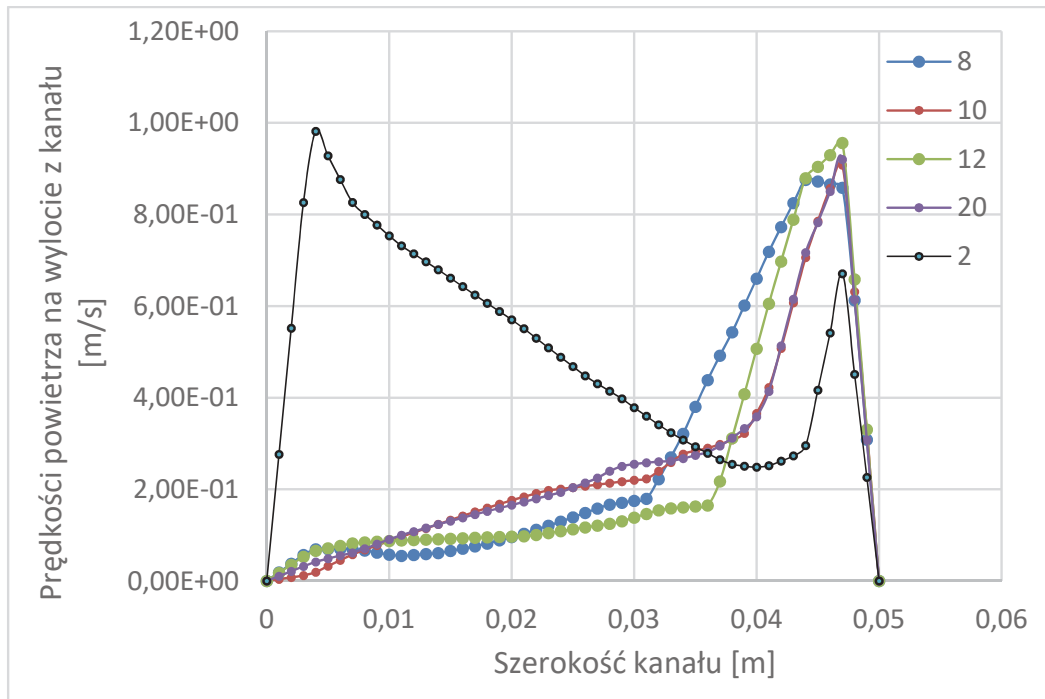
**Rys. 3.** Rozkłady pól temperatury powietrza [K] w funkcji szerokości kanału na wyjściu [m], legenda przedstawia pięć różnych wartości strumienia ciepła dla okna [ $\text{W}/\text{m}^2$ ] kolejno: 8, 10, 12, 20, 2

**Fig. 3.** Distribution of air temperature fields [K] as a function of canal width (outlet) [m], the legend presents five different values of heat flux [ $\text{W}/\text{m}^2$ ] in turn: 8, 10, 12, 20, 2



**Rys. 4.** Rozkłady pól prędkości powietrza [m/s] w funkcji szerokości kanału na wejściu [m], legenda przedstawia pięć różnych wartości strumienia ciepła [ $\text{W}/\text{m}^2$ ] kolejno: 8, 10, 12, 20, 2

**Fig. 4.** Distribution of air velocity fields [m/s] as a function of canal width (inlet) [m], the legend presents five different values of heat flux [ $\text{W}/\text{m}^2$ ] in turn: 8, 10, 12, 20, 2



**Rys. 5.** Rozkłady pól prędkości powietrza [m/s] w funkcji szerokości kanału na wyjściu [m], legenda przedstawia pięć różnych wartości strumienia ciepła [ $\text{W}/\text{m}^2$ ] kolejno: 8, 10, 12, 20, 2

**Fig. 5.** Distribution of air velocity fields [m/s] as a function of canal width (outlet) [m], the legend presents five different values of heat flux [ $\text{W}/\text{m}^2$ ] in turn: 8, 10, 12, 20, 2

#### 4. Wnioski i podsumowanie

Z przeprowadzonej analizy wynika, iż w kwestii współczynnika przejmowania ciepła największą średnią wartość otrzymano w układzie z zadanym strumieniem ciepła o wartości  $2 \text{ W/m}^2$  i wynosiła ona  $4,11 \text{ W/(m}^2\text{K)}$ . Z przedstawionego na rysunku 2 widać, iż charakter przebiegu  $\alpha$  przy najniższej zadanej z rozpatrywanych wartości strumienia ciepła  $2 \text{ W/m}^2$  jest nieco inny niż pozostałe przebiegi  $\alpha$  wzdłuż wysokości grzejnika od strony kanału. Są to przebiegi czysto teoretyczne, należy pamiętać o tym, że jest to analiza numeryczna a nie wyniki badań eksperymentalnych. Najniższe wartości współczynnika przejmowania ciepła otrzymano w układzie ze strumieniem ciepła o wartości  $8 \text{ W/m}^2$ , tutaj średnia wartość  $\alpha = 3,29 \text{ W/(m}^2\text{K)}$ .

Najwyższą średnią wartość temperatury na wylocie z kanału otrzymano w układzie ze strumieniem ciepła równym  $20 \text{ W/m}^2$  i wynosiła ona  $302,38 \text{ K}$ . Najniższą średnią wartość temperatury na wylocie z kanału otrzymano w układzie ze strumieniem ciepła równym  $2 \text{ W/m}^2$  i wynosiła ona  $298,84 \text{ K}$ . Widać to również na przebiegu wartości temperatury powietrza na rysunku 3, gdzie temperatura przy grzejniku na wylocie jest znacznie niższa od pozostałych badanych układów.

Prędkości powietrza na wlocie do kanału (rys. 4) najwyższe wartości okazały się mieć w układzie ze strumieniem ciepła  $20 \text{ W/m}^2$ , średnia wartość to  $2,85 \text{ m/s}$ , najniższe w układzie  $2 \text{ W/m}^2$ , średnia wartość  $2,36 \text{ m/s}$ . Prędkości powietrza na wylocie z kanału (rys. 5) mają nieco inny charakter przebiegu w układzie ze strumieniem ciepła równym  $2 \text{ W/m}^2$ . Jest to najniższa z rozpatrywanych wartości strumienia ciepła. Tutaj prędkości okazują się być najwyższe, średnia wartość to  $4,91 \text{ m/s}$ , najniższe wartości w układzie z  $12 \text{ W/m}^2$ , średnia wartość  $2,33 \text{ m/s}$ . Wysokie wartości prędkości powietrza na wylocie z kanału w układzie ze strumieniem  $2 \text{ W/m}^2$  łączą się z również wysokimi wartościami współczynnika przejmowania ciepła.

Podsumowując pod względem temperatury i prędkości powietrza najlepszym okazał się układ z  $20 \text{ W/m}^2$  na oknie. Pod względem współczynnika przejmowania ciepła najkorzystniejszy jest układ z  $2 \text{ W/m}^2$  na oknie. W badanym zakresie można przyjąć, że im niższa zadana wartość strumienia ciepła okna tym korzystniejsza pod względem cieplnym wymiana ciepła w pomieszczeniu przy czym różnice w prędkościach między badanymi układami są nieznaczne i wynoszą dla prędkości  $0,49 \text{ m/s}$ , dla temperatury  $3,54 \text{ K}$ , dla współczynnika przejmowania ciepła  $0,2 \text{ W/(m}^2\text{K)}$ .



Uzyskane wyniki badań numerycznych uzupełniają dotychczasowe rezultaty badań dotyczących konwekcyjnej wymiany ciepła, spotykanych w literaturze. Są one badaniami chętnie realizowanymi mimo, iż złożonymi, wymagającymi jeszcze uzupełnienia eksperymentem. Mogą być wskazówkami przy projektantów grzejników płytowych i okien. Mogą również stanowić bazę porównawczą do innych badanych układów w tym zakresie. Wnoszą nowe informacje dla użytkowników grzejników panelowych, pracujących w warunkach konwekcji.

## Literatura

Ansyes Flotran CFD, User Instruction

Czapp, S., Czapp, M., Orłowska, M. (2016). *Numerical and experimental investigation of thermal convection near electric devices with vertical channels*, 2016 International Conference on Information and Digital Technologies (IDT), Rzeszów, 54-58.

Dziennik Ustaw Rzeczypospolitej Polskiej, Poz. 2285, Rozporządzenie Ministra Infrastruktury i Budownictwa z dnia 14 listopada 2017 roku, zmieniające rozporządzenie w sprawie warunków technicznych jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie.

Nantka, M.B., *Ogrzewnictwo i Ciepłownictwo*, Tom II, Gliwice 2010, 14.

Orłowska, M., Czapp, M. (2012). Analiza numeryczna wydajności cieplnej konwekcyjnego wymiennika ciepła obudowanego poziomymi płytami. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 14, 582-586.

Orłowska, M., Szkarowski, A., Janta-Lipińska, S. (2017). Badania numeryczne wpływu zabudowy grzejnika konwekcyjnego półką poziomą z zakrzywieniem na rozkład pól temperatury i prędkości powietrza w pomieszczeniu. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 12, 590-599.

Orłowska, M. (2017). *Numerical analysis of the heat exchanger energy efficiency depending on location from the floor*, 9th Conference on Interdisciplinary Problems in Environmental Protection and Engineering, EKO-DOK 2017, E3S Web Conf. 17.

Orłowska, M. (2018). *Numerical analysis of a heat exchanger with differentiated temperatures surface at varying distances from the wall*, E3S Web Conf. Volume 30, 2018 The First Conference of the International Water Association IWA for Young Scientist in Poland "Water, Wastewater and Energy in Smart Cities.

Szkarowski, A., Janta-Lipinska, S. (2015). Experimental Research Vs. Accuracy of the Elaborated Model. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 17(1), 576-584.

Szkarowski, A., Janta-Lipinska, S. (2011). Modeling of Optimum Burning of Fuel in Industrial Heating Boilers. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 13(1), 511-524.

Szpakowska, M. (2010), *Badanie wpływu warunków brzegowych i na intensyfikację konwekcyjnej wymiany ciepła od płyty pionowej w przestrzeni częściowo ograniczonej*, Praca doktorska.

<http://odnawialnezrodlaenergii.pl/domy-energooszczędne-aktualnosci/item/2800-ue-do-2021-roku-wiekszosc-budynkow-powinna-byc-samowystarczalna-energetyczne>

## **Study of the Influence of Window Thermal Properties on Radiator Work in the Room – Numerical Research**

### **Abstract**

The purpose of the work was to perform numerical tests of convective heat exchange. Numerical analyzes were carried out in a two-dimensional system. They were realized using the modern Ansys Mechanical CFD-Flo computer program. The heat exchange concerned a room-mounted flat plate heater mounted on a wall with a window. Several calculation options have been created. Five different values of the heat transfer factor  $\alpha$  on the window were given. On this basis of the conducted tests it is possible to determine the differences in temperature and air velocity at different values of the heat flux on the window and how the heat transfer coefficient  $\alpha$  is determined which determines the intensity of heat exchange.

### **Streszczenie**

Celem pracy było wykonanie badań numerycznych konwekcyjnej wymiany ciepła. Analizy numeryczne przeprowadzono w układzie dwuwymiarowym. Zrealizowano je przy użyciu nowoczesnego programu komputerowego Ansys Mechanical CFD-Flo. Wymiana ciepła dotyczyła pokojowego grzejnika płytowego, płaskiego umieszczonego na ścianie z oknem. Utworzono kilka wariantów obliczeń. Zadano pięć, różnych wartości współczynnika przejmowania ciepła  $\alpha$  na oknie. Na podstawie przeprowadzonych badań można stwierdzić jakie są różnice wartości temperatury oraz prędkości powietrza przy różnych, zadanych wartościach strumienia ciepła na oknie oraz jak kształtuje się współczynnik przejmowania ciepła  $\alpha$ , decydujący o intensywności wymiany ciepła.

### **Słowa kluczowe:**

grzejnik, okno, współczynnik przejmowania ciepła  $\alpha$ , konwekcja

### **Keywords:**

radiator, window, heat transfer coefficient  $\alpha$ , convection



## **Ocena mikrobiologiczna nasion trzech odmian soi po zastosowaniu biostymulatora**

*Anna Kocira<sup>\*</sup>, Ewa Czerwińska<sup>\*\*</sup>,  
Dariusz Tomkiewicz<sup>\*\*</sup>, Rafał Kornas<sup>\*</sup>*

*<sup>\*</sup>Państwowa Wyższa Szkoła Zawodowa, Chełm  
<sup>\*\*</sup>Politechnika Koszalińska*

### **1. Wstęp**

W nowoczesnym rolnictwie dąży się do ograniczenia stosowania nawozów mineralnych i chemicznych środków ochrony roślin na rzecz preparatów pochodzenia naturalnego nazywanych regulatorami wzrostu i rozwoju roślin (Maciejewski i in. 2007). Stosowanie chemicznych środków ochrony roślin może powodować gromadzenie się niebezpiecznych związków chemicznych w roślinach (Dymkowska-Malesa i in. 2014). Dlatego też produkcja bezpiecznej, wysokiej jakości żywności w sposób chroniący środowisko naturalne wspiera wykorzystanie biostymulatorów zwłaszcza w warunkach czynników stresujących, które negatywnie wpływają na plony (Kocira i in. 2017a, Szczepanek i in. 2017a-c, Kocira i in. 2018a-b). W praktyce rolniczej trudno jest zapewnić skuteczną ochronę roślin przed czynnikami abiotycznymi, stąd też zaleca się stosowanie syntetycznych lub naturalnych biostymulatorów, których celem jest poprawa biochemicznych, morfologicznych i fizjologicznych (takich jak kiełkowanie czy tworzenie i rozwój korzeni) procesów zachodzących w roślinie uprawnej (Basak 2008, Paradiković i in. 2011, Kocira i in. 2015a, Kocira i in. 2017b, Szparaga i Kocira 2018). Związki te są nieszkodliwe dla środowiska i konsumentów, ponieważ występują w komórkach roślin i biorą udział w procesach fizjologicznych i biochemicznych (Czeczko i Mikos-Bielak 2004, Maciejewski i in. 2007, Matysiak i in. 2011).

Wykaz substancji czynnych środków ochrony roślin dopuszczonych do stosowania w Unii Europejskiej ciągle ulega zmianie i prowadzi do zmniejszania ich ogólnej liczby. Tak więc ochrona roślin przed chorobami i szkodnikami dysponuje ograniczoną liczbą preparatów. W tej sytuacji najtańszą i najskuteczniejszą metodą ochrony roślin staje się podwyższenie ich odporności, bądź tolerancji na stresy powodowane różnymi czynnikami abiotycznymi i biotycznymi, poprzez stosowanie substancji pochodzenia naturalnego (Pruszyński 2008, Matyjaszczyk 2018). Do głównych czynników biotycznych zalicza się oddziaływanie drobnoustrojów, zasiedlających nasiona oraz bytujących w glebie, które stwarzają duże zagrożenie nie tylko dla wschodzących roślin, ale także w czasie przechowywania materiału siewnego (Czerwińska i Szparaga 2015). Patogeny pogarszają wigor, siłę kiełkowania, wzrost oraz stanowią groźne źródło infekcji roślin (Tylkowska i in. 2011, Gleń i Gospodarek 2009, Gleń i in. 2013), szczególnie w przypadku nasion o dużej ilości tłuszczu (Janda i in. 2013). Oprócz drobnoustrojów wpływających niekorzystnie na rośliny są też takie, które występują w tkankach roślinnych i wspierają wzrost roślin poprzez m.in. dostarczanie hormonów, stymulowanie reakcji obronnych roślin lub wywieranie reakcji antagonizmu na patogeny roślinne (Newman i in. 2008, Reinhold-Hurek i Hurek 1998, Rosenblueth i Martínez-Romero 2006).

W biostymulatorach składniki aktywujące procesy metaboliczne w roślinach mogą występować samodzielnie lub w połączeniu z innymi substancjami czynnymi (Kocira i in. 2015b-c). Wydaje się, że połączenie aktywnych składników jest bardziej efektywne w stymulowaniu procesów metabolicznych w roślinie i w związku z tym w prezentowanych badaniach skupiamy się na biostymulatorze Fylloton. Opiera się on na związkach naturalnie występujących w środowisku, takich jak ekstrakt z alg morskich gatunku *Ascophyllum nodosum* i wolne aminokwasy pochodzenia roślinnego uzyskane w hydrolizie enzymatycznej. Fylloton stymuluje syntezę białek i biopromotorów naturalnego wzrostu. Dodatkowo jest bardzo bogaty w tryptofan, naturalny prekursor auksyn, które stymulują wegetatywny rozwój rośliny. Do tej pory jednak badania dotyczące łącznego wykorzystania ekstraktu z alg i aminokwasów były rzadkie (Norouzpour i Abad 2013). Brak jest także doniesień dotyczących wpływu stosowania regulatorów wzrostu i rozwoju roślin na stan mikrobiologiczny nasion. Dlatego właściwym wydaje się zbadanie wpływu biostymulatora Fylloton na zasiedlenie nasion soi przez drobnoustroje. Jakość mikrobiologiczna nasion jest bowiem bardzo ważna dla przemy-

słowego ich wykorzystania. W związku z tym w pracy przedstawiono również wyniki identyfikacji dominujących bakterii i grzybów występujących na nasionach soi *Glycine max* (L.) Merr. ev. Bragg.

## 2. Materiał i metody badań

Badania polowe przeprowadzono w latach 2014-2016 w gospodarstwie rolnym położonym w miejscowości Perespa (50°66'N; 23°63'E) na Zamojszczyźnie w województwie lubelskim. Doświadczenie polowe przeprowadzono na glebie należącej do podtypu rędziny brunatne typowe, zaliczanej do kompleksu pszennego dobrego, klasy bonitacyjnej IIIa. Zasobność gleby w przyswajalne składniki pokarmowe była następująca: fosfor – średnia (12,6 – 14,2 mg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> w 100 g gleby), potas – średnia (15,3-17,1 mg K<sub>2</sub>O w 100 g gleby), magnez – średnia (6,2-6,8 mg Mg w 100 g gleby). Wiosną wysiewano nawozy mineralne w dawkach: 30 kg N·ha<sup>-1</sup>, 70 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>·ha<sup>-1</sup> i 140 kg K<sub>2</sub>O·ha<sup>-1</sup>.

W każdym roku badań przedplonem dla soi uprawnej była pszenica ozima odmiany Bamberka. Nasiona trzech odmian soi uprawnej: Annushka, Mavka i Atlanta wysiano siewnikiem punktowym mechanicznym w następujących terminach: 25 kwietnia 2014 r., 25 kwietnia 2015 r. i 23 kwietnia 2016 r. Nasiona wysiano w rozstawie międzyrzędzi co 30 cm, stosując odstęp w rzędzie co 3,5 cm. W okresie wegetacji zastosowano biostymulator Fylloton (zawiera ekstrakt z alg morskich gatunku *Ascophyllum nodosum* i aminokwasy pochodzenia roślinnego: alana, glicyna, seryna, walina, arginina, cysteina, hydroksyprolina, lizyna, metionina, fenyloalanina, tyrozyna, prolina, treonina) (<http://biolchim.pl/project/fylloton/>). Biostymulator stosowano w czterech kombinacjach: jednokrotne opryskiwanie 0,1% lub 0,2% roztworem preparatu w fazie BBCH 13-15 i dwukrotne opryskiwanie tymi samymi stężeniami w fazach BBCH 13-15 i BBCH 61 a otrzymane wyniki porównywano z obiektem kontrolnym, w której do opryskiwania roślin zastosowano czystą wodę. Zabiegi wykonano w następujących terminach: 2014 r. – pierwsze opryskiwanie 21 czerwca a drugie 5 lipca; 2015 r. – pierwsze opryskiwanie 20 czerwca a drugie 3 lipca; 2016 r. – pierwsze opryskiwanie 7 czerwca a drugie 23 czerwca. Rośliny opryskiwano roztworem biostymulatora za pomocą opryskiwacza plecakowego akumulatorowego marki Garland model FUM 12 B przy stałym ciśnieniu 0,30 MPa, zużywając 300 l cieczy roboczej na 1 ha.

Średnią temperaturę i opady w okresie wegetacji soi zawarto w tabeli 1.

**Tabela 1.** Temperatura (T) i opady atmosferyczne w okresie wegetacji soi w latach 2014-2016**Table 1.** Temperature (T) and atmospheric precipitation during the growing seasons of soybeans in 2014-2016

Miesiąc	Rok									Średnia z lat 2002-2013	
	2014			2015			2016			T (°C)	Opady (mm)
	T (°C) (min/max)	Opady (mm)	K	T (°C) (min/max)	Opady (mm)	K	T (°C) (min/max)	Opady (mm)	K		
Kwiecień	9,4 (-6,0/22,7)	36,5	1,18	8,2 (-1,7/24,3)	30,1	1,11	9,2 (-1,2/22,6)	68,4	2,31	8,5	41,2
Maj	13,7 (0,5/27,7)	208,3	4,90	12,7 (1,5/24,9)	108,6	2,76	13,8 (2,6/26,7)	61,3	1,43	12,7	63,4
Czerwiec	16,1 (6,7/28,9)	67,1	1,39	17,4 (6,6/30,5)	14,1	0,27	18,1 (4,2/31,5)	97,1	1,79	17,7	68,6
Lipiec	20,3 (10,0/31,0)	104,2	1,66	19,6 (8,4/33,4)	59,2	0,97	19,5 (8,8/31,2)	107,6	1,78	18,9	79,1
Sierpień	18,2 (6,3/34,0)	115,4	2,05	21,6 (5,6/35,5)	23,4	0,35	18,2 (7,1/30,7)	95,3	1,69	19,4	71,8
Wrzesień	13,7 (3,7/25,8)	89,4	2,18	15,1 (4,2/34,5)	137,6	3,04	15,2 (1,6/28,7)	41,2	0,90	14,1	69,2
Średnia/Suma	15,1	620,9	-	15,8	373,0	-	17,1	470,9	-	15,2	393,3

K – współczynnik Sielianiowa

Zebrane nasiona z doświadczeń polowych poddane zostały analizie mikrobiologicznej. Ogólną liczbę bakterii i grzybów zasiedlających nasiona określono po wykonaniu posiewu wgłębnego badanych próbek metodą dziesięciokrotnych rozcieńczeń. Do wykonania rozcieńczeń wykorzystano jałowy roztwór o składzie: 8,5 g NaCl i 1000 cm<sup>3</sup> wody destylowanej (AOAC r.17.2). W badaniu wykorzystano rozcieńczenie 10<sup>2</sup> i 10<sup>6</sup> badanych próbek. Hodowlę bakterii prowadzono na agarze odżywczym (firmy BTL) w temperaturze 35°C przez okres 48 godzin (AOAC r.17).

Identyfikację wyhodowanych bakterii wykonano za pomocą analizatora mini API firmy bioMerieux stosując testy API 50 CHB, ID 32 STAPH, ID 32 GN. Aby ocenić, rodzaje grzybów zasiedlających nasiona oraz ich liczebność, wykorzystano podłoże agarowe Sabourauda z chloramfenikolem, a inkubację prowadzono przez 5 dni w temperaturze 20°C (AOAC r. 17). Identyfikację grzybów pleśniowych do rodzaju wykonano na podstawie cech makro- i mikroskopowych uwzględniając takie struktury morfologiczne jak: budowa strzępek, owocników i zarodników (Czerwińska i Piotrowski 2014).

### 3. Wyniki badań

Analizując uzyskane wyniki badań (tab. 2) należy stwierdzić, że liczba aplikacji wpłynęła istotnie na liczbę drobnoustrojów, które zasiedliły soję. Odmiany, które najlepiej zareagowały na aplikację biopreparatu w przypadku oceny bakterii to ‘Mavka’ i ‘Atlanta’, a grzybów to ‘Atlanta’. We wszystkich przypadkach dwukrotne opryskiwanie soi 0,7% lub 1,0% roztworem preparatu ograniczył zasiedlenie mikroorganizmami badanych odmian w stosunku do obiektu kontrolnego, przy czym mniejszą ogólną ich liczbę stwierdzono po zastosowaniu biostymulatora w stężeniu 1,0%.

Największą ogólną redukcję drobnoustrojów wszystkich odmian zaobserwowano po dwukrotnym opryskiwaniu 1,0% roztworem preparatu.

W przypadku bakterii (tab. 2) na nasionach odmiany ‘Mavka’ uzyskanych z roślin traktowanych biostymulatorem Fylloton redukcja drobnoustrojów w stosunku do obiektu kontrolnego była największa. Natomiast na nasionach odmian ‘Atlanta’ i ‘Mavka’, które otrzymano z roślin dwukrotnie opryskiwanych 1,0% roztworem biostymulatora

stwierdzono najmniejszą ogólną liczbę drobnoustrojów w stosunku do obiektu kontrolnego.

Pod względem liczby grzybów zasiedlających badane odmiany soi (tab. 2) odnotowano, iż liczba aplikacji i stężenie preparatu wpłynęły na stan mikrobiologiczny nasion. Największą średnią redukcję grzybów w stosunku do obiektu kontrolnego stwierdzono w odmianie 'Mavka'. Z kolei największe średnie zasiedlenie przez grzyby chorobotwórcze zaobserwowano w odmianie 'Annushka'. Można przypuszczać, że wynikało to między innymi ze zróżnicowanych warunków termiczno – wilgotnościowych, jakie panowały podczas wegetacji rośliny.

We wszystkich badanych odmianach liczba grzybów była na podobnym poziomie i ich redukcja na nasionach uzyskanych z roślin traktowanych biopreparatem była największa, gdy zastosowano dwukrotne opryskiwanie 1,0% roztworem preparatu. Najlepszy efekt uzyskano w przypadku odmiany 'Annushka', gdzie redukcja grzybów wyniosła 99,87% w stosunku do obiektu kontrolnego. W przypadku odmiany 'Atlanta' zaobserwowano, także wysoką skuteczność biopreparatu o stężeniu 0,7%, gdyż ogólna liczba grzybów w tej kombinacji uległa redukcji na poziomie 99,91% w stosunku do obiektu kontrolnego. Biorąc pod uwagę temperaturę zaobserwowano, że w roku 2015, który charakteryzował się suszą w czasie wzrostu badanych roślin liczba grzybów w stosunku do liczby bakterii była mniejsza. Różnice w większej liczbie bakterii w stosunku do grzybów w tym roku można wytłumaczyć tym, że termostabilność komórek bakteryjnych spada w miarę wzrostu wilgotności otoczenia, natomiast u grzybów wzrost temperatury i wilgotności wpływają na intensywność ich rozwoju (Jędrzak 2007).



**Tabela 2.** Wpływ aplikacji biostymulatora Fylloton na ogólną liczbę bakterii oraz grzybów zasiedlających nasiona soi  
**Table 2.** The effect of Fylloton treatment on the total number of bacteria and fungi in soybean seeds

Odmiana soi	Aplikacja Fyllotonu	Liczba kolonii bakterii (cfu g <sup>-1</sup> )					Liczba kolonii grzybów (cfu g <sup>-1</sup> )				
		Average (N = 12)	SD	Min	Max	C%	Average (N = 12)	SD	Min	Max	C%
Annushka	K	3,8 x 10 <sup>5</sup>	8,0 x 10 <sup>3</sup>	3,0 x 10 <sup>5</sup>	4,6 x 10 <sup>5</sup>	21,05	1,7 x 10 <sup>4</sup>	5,8 x 10 <sup>3</sup>	1,0 x 10 <sup>4</sup>	2,0 x 10 <sup>4</sup>	34,64
	JO 0,7%	3,3 x 10 <sup>5</sup>	2,5 x 10 <sup>3</sup>	4,1 x 10 <sup>5</sup>	4,5 x 10 <sup>5</sup>	76,23	2,8 x 10 <sup>4</sup>	7,5 x 10 <sup>2</sup>	2,0 x 10 <sup>4</sup>	3,5 x 10 <sup>4</sup>	27,18
	DO 0,7%	2,1 x 10 <sup>3</sup>	1,6 x 10 <sup>2</sup>	2,1 x 10 <sup>2</sup>	2,5 x 10 <sup>3</sup>	81,50	3,8 x 10 <sup>2</sup>	1,9 x 10 <sup>2</sup>	2,0 x 10 <sup>2</sup>	5,9 x 10 <sup>2</sup>	51,82
	JO 1,0%	2,3 x 10 <sup>5</sup>	1,7 x 10 <sup>3</sup>	3,5 x 10 <sup>4</sup>	3,0 x 10 <sup>3</sup>	73,70	1,8 x 10 <sup>3</sup>	3,0 x 10 <sup>2</sup>	1,5 x 10 <sup>3</sup>	2,1 x 10 <sup>3</sup>	16,32
	DO 1,0%	1,8 x 10 <sup>5</sup>	7,7 x 10 <sup>2</sup>	1,0 x 10 <sup>3</sup>	2,0 x 10 <sup>3</sup>	41,61	1,6 x 10 <sup>2</sup>	6,3 x 10 <sup>1</sup>	9,0 x 10 <sup>1</sup>	2 x 10 <sup>2</sup>	38,88
Mavka	K	4,8 x 10 <sup>4</sup>	1,8 x 10 <sup>4</sup>	2,9 x 10 <sup>4</sup>	6,5 x 10 <sup>4</sup>	38,59	2,4 x 10 <sup>5</sup>	3,9 x 10 <sup>3</sup>	2,1 x 10 <sup>5</sup>	2,9 x 10 <sup>5</sup>	16,07
	JO 0,7%	3,2 x 10 <sup>3</sup>	1,2 x 10 <sup>4</sup>	2,1 x 10 <sup>4</sup>	4,5 x 10 <sup>4</sup>	12,03	2,0 x 10 <sup>4</sup>	2,6 x 10 <sup>2</sup>	1,7 x 10 <sup>4</sup>	2,2 x 10 <sup>4</sup>	13,37
	DO 0,7%	2,2 x 10 <sup>4</sup>	2,6 x 10 <sup>3</sup>	2,0 x 10 <sup>4</sup>	2,5 x 10 <sup>4</sup>	12,35	1,5 x 10 <sup>2</sup>	5,0 x 10 <sup>1</sup>	1,0 x 10 <sup>2</sup>	2,0 x 10 <sup>2</sup>	33,33
	JO 1,0%	3,1 x 10 <sup>3</sup>	3,8 x 10 <sup>2</sup>	2,8 x 10 <sup>3</sup>	3,5 x 10 <sup>3</sup>	20,70	1,1 x 10 <sup>4</sup>	1,7 x 10 <sup>3</sup>	1,0 x 10 <sup>4</sup>	1,3 x 10 <sup>4</sup>	15,12
	DO 1,0%	2,6 x 10 <sup>3</sup>	5,3 x 10 <sup>2</sup>	2,0 x 10 <sup>3</sup>	3,1 x 10 <sup>3</sup>	37,67	9,0 x 10 <sup>2</sup>	1,1 x 10 <sup>1</sup>	7,8 x 10 <sup>2</sup>	1,0 x 10 <sup>3</sup>	12,34
Atlanta	K	6,0 x 10 <sup>4</sup>	1,8 x 10 <sup>3</sup>	4,5 x 10 <sup>4</sup>	8,1 x 10 <sup>4</sup>	31,68	1,7 x 10 <sup>4</sup>	6,4 x 10 <sup>2</sup>	1,0 x 10 <sup>4</sup>	2,3 x 10 <sup>4</sup>	38,27
	JO 0,7%	7,1 x 10 <sup>4</sup>	1,0 x 10 <sup>4</sup>	5,9 x 10 <sup>4</sup>	7,8 x 10 <sup>4</sup>	14,45	2,2 x 10 <sup>3</sup>	8,2 x 10 <sup>2</sup>	1,5 x 10 <sup>3</sup>	3,1 x 10 <sup>3</sup>	37,21
	DO 0,7%	4,1 x 10 <sup>2</sup>	7,9 x 10 <sup>1</sup>	3,5 x 10 <sup>2</sup>	5,0 x 10 <sup>2</sup>	19,40	1,7 x 10 <sup>2</sup>	3,4 x 10 <sup>1</sup>	1,3 x 10 <sup>2</sup>	1,9 x 10 <sup>2</sup>	20,51
	JO 1,0%	2,9 x 10 <sup>4</sup>	6,5 x 10 <sup>2</sup>	2,3 x 10 <sup>4</sup>	3,6 x 10 <sup>4</sup>	22,18	6,1 x 10 <sup>2</sup>	1,7 x 10 <sup>2</sup>	4,5 x 10 <sup>2</sup>	7,9 x 10 <sup>2</sup>	27,94
	DO 1,0%	2,6 x 10 <sup>4</sup>	8,3 x 10 <sup>1</sup>	1,9 x 10 <sup>2</sup>	3,5 x 10 <sup>2</sup>	31,76	1,3 x 10 <sup>2</sup>	2,5 x 10 <sup>1</sup>	1,0 x 10 <sup>2</sup>	1,5 x 10 <sup>2</sup>	19,87

Oznaczenia: K – obiekt kontrolny; JO – jednokrotne opryskiwanie; DO – dwukrotne opryskiwanie

W dostępnej literaturze jest niewiele doniesień, w których autorzy zajmowali się określaniem zależności między liczbą bakterii i grzybów pleśniowych zasiedlających nasiona. Badania dotyczące porównania parametrów wpływających na zasiedlenie przez grzyby nasion wykonali Janda i in. (2013), Janda i Markowska-Szczupak (2014). Niestety autorzy skupili się na nasionach soi i słonecznika, nie identyfikując zasiedlających nasiona grzybów. W badaniach w/w największą liczbę kolonii grzybów wyizolowano w temperaturze 25°C na pożywce DG18 ( $1,4 \times 10^5$  jtk/g) – były to gatunki kserofilne, przy czym autorzy zaobserwowali, iż im większa była wilgotność nasion tym większa ogólna liczba grzybów je zasiedlających (Janda i Markowska-Szczupak 2014).

Identyfikacja drobnoustrojów na nasionach soi (tab. 3) zebranych z roślin, które traktowano biostymulatorem wykazała ich dużą różnorodność. W badaniach nie stwierdzono mikroorganizmów, które są patogenami soi, natomiast zdecydowanie więcej wyizolowano w materiale bakterii w stosunku do grzybów, odpowiednio średnia  $1,1 \times 10^5$  jtk g<sup>-1</sup>,  $8,6 \times 10^4$  jtk g<sup>-1</sup>). Pośród bakterii dominowały rodzaje *Bacillus*, których liczba w stosunku do pozostałych stanowiła 86%. Bakterie te należą do drobnoustrojów wytwarzających przetrwalniki stąd tak duża ich różnorodność.

Uzyskane wyniki badań własnych znajdują potwierdzenie także w badaniach Pięty (2006) nad wpływem biopreparatów na zbiorowiska mikroorganizmów w glebie ryzosferowej nasion roślin bobowatych. Analiza mikrobiologiczna, przeprowadzona przez wymienioną autorkę, poszczególnych prób wykazała, że w 1 g s.m. gleby ryzosferowej była różna liczba bakterii *Bacillus* spp. i *Pseudomonas* spp. Bez względu na gatunek badanej rośliny najmniej bakterii było w glebie ryzosferowej pobranej z obiektu kontrolnego, w którym rośliny nie zostały wcześniej traktowane biopreparatem. Natomiast w kombinacjach, w których zastosowano biopreparaty, zarówno do zaprawiania nasion, jak i do opryskiwania, liczebność kolonii *Bacillus* spp. i *Pseudomonas* spp. w glebie ryzosferowej była istotnie większa w porównaniu do obiektu kontrolnego (Pięta 2006).

Zdaniem Pięty i in. (2002) występowanie wymienionych gatunków bakterii zarówno na powierzchni nasion, jak i w glebie, może dodatkowo efektywnie działać w ochronie przed grzybami przeżywającymi w glebie. Fiddman i in. (2000) potwierdzili w swoich badaniach, że występowanie bakterii *Bacillus subtilis* może znaleźć zastosowanie w ochronie sałaty przed *Botrytis cinerea*. Natomiast zdaniem Księżniaka i Kobusa (1993)

siderofory wytwarzane przez fluoryzujące *Pseudomonas* mogą mieć fungistatyczny i fungicydalny wpływ na grzyby chorobotwórcze w glebie. Do powszechnie znanych antagonistów z rodzajów *Pseudomonas* i *Bacillus* należą takie gatunki, jak *P. fluorescens*, *P. putida*, *P. cepacia*, *P. aureofaciens*, *B. subtilis*, *B. mycoides*, *B. polymyxa* (Goel i in. 2000, Manwar i in. 2000, Yeole i Dube 2000). Bakterie te wytwarzają różne metabolity o właściwościach fungicydalnych lub fungistatycznych. Badania własne wskazują na obecność wymienionych drobnoustrojów i prawdopodobnie one też ograniczyły liczbę grzybów na nasionach.

W badaniach własnych zidentyfikowano następujące rodzaje grzybów: *Aspergillus* ssp., *Alternaria* ssp., *Chaetomium* ssp., *Colletotrichum* ssp., *Fusarium* sp., *Mucor* ssp., *Penicillium* ssp., *Rhizoctonia* ssp., *Rhizopus* ssp., i inne (tab. 6). Największą liczbę grzybów wyizolowano w odmianie 'Annushka', gdzie stwierdzono także największą różnorodność gatunków. Nasiona, strąki i siewki soi są podatne na porażenie przez patogeny grzybowe dzięki dużej zawartości składników odżywczych. Izolowaniem grzybów toksynotwórczych w nasionach soi, zajmowali się Cortina i in. (2013). Autorzy opisali szczegółowo mikroflorę, lecz nie podjęli się badania parametrów fizykochemicznych nasion. Do wyodrębniania grzybów wykorzystali podłoże MEA w 25°C. Wśród wyizolowanych grzybów znajdowały się *Aspergillus* ssp., *Rhizoctonia* spp., *Fusarium* ssp., *Chaetomium* ssp., *Penicillium* ssp., *Colletotrichum* ssp., *Alternaria* ssp. i *Cercospora* spp. Z kolei Roy i in. (2000) skupili się na identyfikacji grzybów występujących na nasionach soi i wyizolowali rodzaje grzybów: *Aspergillus*, *Fusarium*, *Chaetomium*, *Penicillium*, *Colletotrichum* i *Alternaria*. W badaniach Lakshmeesha i in. (2013) najczęściej izolowanymi grzybami na nasionach soi (JS-335) były *Fusarium* spp., *Macrophomina phaseolina*, *Pythium* spp., *Aspergillus* spp., *Phoma* spp. i *Phomopsis* spp. *Macrophomina phaseolina* jest ważnym patogenem grzybowym roślin zasiedlającym nasiona, który powoduje zgorzel siewek, zgniliznę korzeni u ponad 500 gatunków roślin. W badaniach własnych obecności w/w grzyba nie stwierdzono, ale obecność grzybów toksynotwórczych z rodzaju *Aspergillus*, *Penicillium* i *Fusarium* stanowi dla soi zagrożenie.

**Tabela 3.** Zidentyfikowane bakterie i grzyby zasiedlające nasiona soi  
**Table 3.** The identified of bacteria and fungi in soybean seeds

Odmiana soi	Apikacja Fylogotonu	Rodzaje bakterii	Rodzaje grzybów
Annushka	K	<i>Acinetobacter</i> ssp., <i>Bacillus</i> ssp.; <i>B.circulans</i> , <i>coagulans</i> , <i>macerans</i> , <i>megaterium</i> , <i>mycoides</i> , <i>polymyxa</i> , <i>pumilis</i> , <i>subtilis</i> ; <i>Citrobacter</i> sp.; <i>Enterococcus decorum</i> ; <i>Leuconostoc</i> spp.; <i>Leuconostoc mesenteroides</i> ; <i>Pantoea</i> spp.; <i>Pseudomonas fluorescens</i> ; <i>Streptococcus sanguinis</i> ; <i>Raoultella</i> spp.	<i>Alternaria alternata</i> ; <i>Aspergillus</i> ssp.; <i>Chaetomium</i> ssp.; <i>Fusarium oxysporum</i> ; <i>Mucor mucedo</i> ; <i>Rhizopus</i> ssp.; <i>Rhizopus oryzae</i> ; <i>Penicillium</i> ssp.; <i>Saccharomyces cerevisiae</i> .
	JO 0,7%	<i>Bacillus</i> ssp.; <i>B.circulans</i> , <i>coagulans</i> , <i>macerans</i> , <i>megaterium</i> , <i>mycoides</i> , <i>polymyxa</i> , <i>pumilis</i> , <i>subtilis</i> ; <i>Enterococcus decorum</i> ; <i>Leuconostoc</i> spp.; <i>Pseudomonas fluorescens</i> ; <i>Streptococcus sanguinis</i> ;	<i>Aspergillus</i> ssp.; <i>Chaetomium</i> ssp.; <i>Fusarium oxysporum</i> ; <i>Mucor mucedo</i> ; <i>Penicillium</i> ssp.; <i>Rhizopus</i> ssp.; <i>Rhizopus oryzae</i> ;
	DO 0,7%	<i>Bacillus</i> ssp.; <i>B.circulans</i> , <i>coagulans</i> , <i>macerans</i> , <i>megaterium</i> , <i>mycoides</i> , <i>polymyxa</i> , <i>pumilis</i> , <i>subtilis</i> ; <i>Pseudomonas fluorescens</i> ;	<i>Aspergillus</i> ssp.; <i>Chaetomium</i> ssp.; <i>Penicillium</i> ssp.; <i>Rhizopus oryzae</i> ;
	JO 1,0%	<i>Bacillus</i> ssp.; <i>B.circulans</i> , <i>macerans</i> , <i>megaterium</i> , <i>polymyxa</i> , <i>pumilis</i> , <i>subtilis</i> ; <i>Pseudomonas fluorescens</i> ;	<i>Penicillium</i> ssp.; <i>Rhizopus oryzae</i> ;
	DO 1,0%	<i>Bacillus</i> ssp.; <i>B.circulans</i> , <i>macerans</i> , <i>megaterium</i> , <i>polymyxa</i> , <i>pumilis</i> , <i>subtilis</i> ; <i>Leuconostoc</i> spp.; <i>Pseudomonas fluorescens</i> ; <i>Streptococcus sanguinis</i> ;	<i>Penicillium</i> ssp.; <i>Rhizopus</i> ssp.;
Mavka	K	<i>Aerococcus viridians</i> ; <i>Bacillus</i> ssp.; <i>B. circulans</i> , <i>coagulans</i> , <i>licheniformis</i> , <i>macerans</i> , <i>megaterium</i> , <i>mycoides</i> , <i>polymyxa</i> , <i>pumilis</i> , <i>subtilis</i> ; <i>Citrobacter freundii</i> group; <i>Enterococcus</i> sp.; <i>Leuconostoc</i> ssp., <i>Leuconostoc mesenteroides</i> ; <i>Micrococcus luteus</i> ; <i>Pantoea</i> spp; <i>Pseudomonas</i> ssp.; <i>Pseudomonas fluorescens</i> ; <i>Streptococcus sanguinis</i>	<i>Aspergillus flavus</i> ; <i>Mucor mucedo</i> ; <i>Penicillium</i> ssp.; <i>Rhizopus oryzae</i> ; <i>Rhizopus</i> sp.
	JO 0,7%	<i>Aerococcus viridians</i> ; <i>Bacillus</i> ssp.; <i>B. circulans</i> , <i>coagulans</i> , <i>licheniformis</i> , <i>macerans</i> , <i>megaterium</i> , <i>polymyxa</i> , <i>subtilis</i> ; <i>Enterococcus</i> sp.; <i>Leuconostoc mesenteroides</i> ; <i>Micrococcus luteus</i> ; <i>Pseudomonas fluorescens</i> ;	<i>Aspergillus flavus</i> ; <i>Mucor mucedo</i> ; <i>Penicillium</i> ssp.; <i>Rhizopus</i> sp.
	DO 0,7%	<i>Bacillus</i> ssp.; <i>B. circulans</i> , <i>coagulans</i> , <i>licheniformis</i> , <i>macerans</i> , <i>megaterium</i> , <i>mycoides</i> , <i>polymyxa</i> , <i>pumilis</i> , <i>subtilis</i> ; <i>Enterococcus</i> sp.; <i>Leuconostoc</i> ssp., <i>Micrococcus luteus</i> ; <i>Pseudomonas</i> ssp.; <i>Pseudomonas fluorescens</i> ;	<i>Aspergillus flavus</i> ; <i>Rhizopus</i> sp.
	JO 1,0%	<i>Bacillus</i> ssp.; <i>B. circulans</i> , <i>coagulans</i> , <i>licheniformis</i> , <i>macerans</i> , <i>megaterium</i> , <i>subtilis</i> ; <i>Micrococcus luteus</i> ;	<i>Aspergillus flavus</i> ; <i>Mucor mucedo</i> ; <i>Penicillium</i> ssp.; <i>Rhizopus</i> sp.
	DO 1,0%	<i>B. circulans</i> , <i>coagulans</i> , <i>macerans</i> , <i>mycoides</i> , <i>pumilis</i> , <i>subtilis</i> ; <i>Enterococcus</i> sp.; <i>Micrococcus luteus</i> ; <i>Pseudomonas</i> ssp.;	<i>Aspergillus flavus</i> ; <i>Rhizopus</i> sp.

**Tabela 3. cd.**  
**Table 3. cont.**

Odmiana soi	Apikacja Fylotonu	Rodzaje bakterii	Rodzaje grzybów
Atlanta	K	<i>Bacillus</i> ssp.; <i>B. circulans</i> , <i>subtilis</i> , <i>coagulans</i> , <i>polymyxa</i> , <i>macerans</i> , <i>mycoides</i> ; <i>Citrobacter freundii</i> group; <i>Leuconostoc</i> spp.; <i>Leuconostoc mesenteroides</i> ; <i>Pseudomonas fluorescens</i> ; <i>Streptococcus gordonii</i> , <i>S. sanguinis</i> ; <i>Raoultella</i> spp	<i>Aspergillus</i> ssp.; <i>Colletotrichum</i> ssp.; <i>Mucor mucedo</i> ; <i>Penicillium</i> ssp.; <i>Rhizoctonia</i> ssp.; <i>Rhizopus</i> ssp.; <i>Rhizopus oryzae</i> .
	JO 0,7%	<i>Bacillus</i> ssp.; <i>B. circulans</i> , <i>subtilis</i> , <i>polymyxa</i> , <i>macerans</i> , <i>mycoides</i> ; <i>Citrobacter freundii</i> group; <i>Leuconostoc</i> spp.; <i>Pseudomonas fluorescens</i> ; <i>Streptococcus gordonii</i> , <i>S. sanguinis</i> ;	<i>Penicillium</i> ssp.; <i>Rhizoctonia</i> ssp.; <i>Rhizopus</i> ssp.;
	DO 0,7%	<i>Bacillus</i> ssp.; <i>B. circulans</i> , <i>subtilis</i> , <i>polymyxa</i> , <i>macerans</i> , <i>mycoides</i> ; <i>Leuconostoc</i> spp.; <i>Pseudomonas fluorescens</i> ; <i>Streptococcus gordonii</i> , <i>S. sanguinis</i> ;	<i>Penicillium</i> ssp.; <i>Rhizopus</i> ssp.;
	JO 1,0%	<i>Bacillus</i> ssp.; <i>B. circulans</i> , <i>subtilis</i> , <i>coagulans</i> , <i>polymyxa</i> , <i>mycoides</i> ; <i>Pseudomonas fluorescens</i> ;	<i>Penicillium</i> ssp.; <i>Rhizopus</i> ssp.;
	DO 1,0%	<i>Bacillus</i> ssp.; <i>B. circulans</i> , <i>subtilis</i> , <i>polymyxa</i> , <i>macerans</i> , <i>Leuconostoc</i> spp.; <i>Leuconostoc mesenteroides</i> ;	<i>Penicillium</i> ssp.; <i>Rhizopus</i> ssp.;

Oznaczenia: K – obiekt kontrolny; JO – jednokrotne opryskiwanie; DO – dwukrotne opryskiwanie

Uzyskane w badaniach własnych wyniki są zbliżone do analizy mikologicznej nasion bobu, przeprowadzonych przez Gleń i in. (2013), gdzie wśród oznaczonych 14 gatunków grzybów dominowały rodzaje: *Acremonium*, *Aspergillus*, *Mucor*, *Penicillium*, *Fusarium* i *Cladosporium*. Jednocześnie badania te wykazały, że zastosowana ochrona, zarówno naturalna jak i chemiczna, nie różnicowała pod względem jakościowym zbiorowiska grzybów zasiedlających nasiona bobu.

#### 4. Wnioski

1. Zastosowanie biostymulatora opartego na ekstrakcie z alg morskich i wolnych aminokwasów ograniczyło liczebność drobnoustrojów zasiedlających nasiona soi. W tym kontekście wnikliwa obserwacja roślin i znajomość drobnoustrojów, które je zasiedlają pozwala na wczesne reagowanie i ochronę roślin poprzez stosowanie m.in. biostymulatorów.

2. Dwukrotna aplikacja 1,0% roztworu biostymulatora Fylloton wpływała na zmniejszenie liczby bakterii i grzybów zasiedlających nasiona trzech odmian soi.
3. W zasiedleniu nasion drobnoustrojami przeważały bakterie – 86%, a grzyby stanowiły 14%. Spośród zidentyfikowanych bakterii dominującym był rodzaj *Bacillus*, a wśród grzybów *Aspergillus* sp. – 35%, *Penicillium* ssp. 25% *Rhizopus oryzae* 38%.

## Literatura

- Basak, A. (2008). *Biostimulators. Definitions, classification and legislation*. W: *Biostimulators in modern agriculture, General Aspects*, H. Gawrońska (red.), *Wiś Jutra*, Warszawa, 7-17.
- Cortina, J. V.; Theodoro, G. F.; Walker, D. R. (2013). Identification of fungi on diseased soybean seeds harvested during a high rainfall period in Mato Grosso do Sul, Brazil. *Biosci. J.*, 29(2), 386-391.
- Czeczko, R., i Mikos-Bielak, M. (2004). Efekty stosowania biostymulatora Asahi w uprawie różnych gatunków warzyw. *Ann. UMCS, Sectio E*, 59(3), 1073-1079.
- Czerwińska, E., Piotrowski, W. (2014). Microbiological purity and selected physicochemical properties of cereal products stored in different packages. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 16, 161-172.
- Czerwinska, E., Szparaga, A. (2015). Antibacterial and antifungal activity of plant extracts. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 17, 209-229.
- Dymkowska-Malesa, M., Szparaga, A., Czerwinska, E. (2014). Evaluation of polychlorinated biphenyls content in chosen vegetables from Warmia and Mazury Region. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 16, 290-299.
- Fiddman, P.J., O'Neill, T.M., Rossall, S. (2000). Screening of bacteria for the suppression of *Botrytis cinerea* and *Rhizoctonia solani* on lettuce (*Lactuca sativa*) using leaf disc bioassays. *Ann. Appl. Biol.*, 137(3), 223-235.
- Gleń, K., & Gospodarek, J. (2009). Mikroflora nasion bobu (*Vicia faba* L. ssp. *Maior*) uprawianego w warunkach gleby skażonej metalami ciężkimi. *Prog. Plant Prot.*, 49(3), 1260-1236.
- Gleń, K., Boligłowa, E., Gospodarek, J. (2013). Grzyby zasiedlające nasiona bobu w zależności od sposobu ochrony roślin. *Polish J. Agron.*, 12, 9-16.
- Goel, A.K., Sindhu, S.S., Dadarwal, K.R. (2000). Pigment diverse mutant of *Pseudomonas* sp. inhibition of fungal growth and stimulation of growth of *Cicer arietinum*. *Biol. Planet.*, 43(4), 563-569.
- <http://biolchim.pl/project/fylloton/> (dostęp 2.09.2017).

- Janda, K., & Markowska-Szczupak A. (2014). Zależności pomiędzy wybranymi cechami jakościowymi nasion słonecznika a ich zasiedleniem przez grzyby, *Folia Pomer. Univ. Technol. Stetin., Agric., Aliment., Pisc., Zootech.*, 309(29), 59-66.
- Janda, K., Ulfig, K., Hury, G., Markowska-Szczupak A. (2013). Zależności pomiędzy wybranymi cechami jakościowymi nasion soi a ich zasiedleniem przez grzyby. *Rośliny Oleiste – Oilseed Crops*, 34(1), 95-102.
- Jędrzcak, A. (2007). *Biologiczne przetwarzanie odpadów*. Warszawa: PWN SA.
- Kocira, S., Sujak, A., Kocira, A., Wójtowicz, A., Oniszczyk, A. (2015a). Effect of Fylloton application on photosynthetic activity of Moldavian dragon-head (*Dracocephalum moldavica* L.). *Agric. Agric. Sci. Proc.*, 7, 108-112. DOI 10.1016/j.aaspro.2015.12.002.
- Kocira, S., Kocira, A., Szmigielski, M., Piecak, A., Sagan, A., Malaga-Toboła, U. (2015b). Effect of an amino acids-containing biostimulator on common bean crop. *Przem. Chem.*, 94(10), 1732-1736. DOI10.15199/62.2015.10.16.
- Kocira, A., Kocira, S., Stryjecka, M. (2015c). Effect of Asahi SL application on common bean yield. *Agric. Agric. Sci. Proc.*, 7, 103-107. DOI: 10.1016/j.aaspro.2015.12.045.
- Kocira, A., Kocira S., Świeca M., Złotek, U., Jakubczyk, A., Kapela, K. (2017a). Effect of foliar application of a nitrophenolate-based biostimulant on the yield and quality of two bean cultivars. *Sci. Hortic.*, 214, 76–82, DOI: 10.1016/j.scienta.2016.11.021.
- Kocira, S., Kocira, A., Kornas, R., Koszel, M., Szmigielski, M., Krajewska, M., Szparaga, A., Krzysiak, Z. (2017b). Effects of seaweed extract on yield and protein content of two common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) cultivars. *Legume Res.*, In press. Online Published. DOI 10.18805/LR-383.
- Kocira, S., Szparaga, A., Kocira, A., Czerwińska, E., Wójtowicz, A., Bronowicka-Mielniczuk, U., Koszel, M., Findura, P. (2018a). Modeling biometric traits, yield and nutritional and antioxidant properties of seeds of three soybean cultivars through the application of biostimulant containing seaweed and amino acids. *Frontiers in Plant Science*, 9, 388, DOI: 10.3389/fpls.2018.00388.
- Kocira, S., Szparaga, A., Kocira, A., Czerwińska, E., Depo, K., Erlichowska B., Deszcz E. (2018b). Effect of applying a biostimulant containing seaweed and amino acids on the content of fiber fractions in three soybean cultivars. *Legume Research*. In press. Online Published. DOI: 10.18805/LR-412.
- Książniak, A., & Kobus, J. (1993). Udział drobnoustrojów ryzosfery pszenicy, jęczmienia i owsa w produkcji sideroforów. *Pam. Puł.-Prace IUNG*, 102, 77-90.

- Lakshmeesha, T R, Sateesh, M K, Vedashree, S, Sofi Mohammad Shafi. (2013). Antifungal activity of some medicinal plants on Soybean seed-borne *Macrophomina phaseolina*. *J. App. Pharm. Sci.*, 3(2), 84-87.
- Maciejewski, T., Szukała, J., Jarosz, A. (2007). Influence of biostimulator Asahi SL and Atonik SL on qualitative tubers of potatoes. *J. Res. Appl. Agric. Eng.*, 52(3), 109-112.
- Manwar, A.V., Vaiganker, P.D., Bhonge, L.S., Chincholkar, S.B. (2000). In vitro suppression of plant pathogens by siderophores of fluorescent *Pseudomonas*. *Indian J. Microbiol.*, 40(2), 109-112.
- Matyjaszczyk, E. (2018). "Biorationals" in integrated pest management strategies. *J. Plant Dis. Protect.*, DOI: 10.1007/s41348-018-0180-6.
- Matysiak, K., Adamczewski, K., Kaczmarek, S. (2011). Wpływ biostymulatora Asahi SL na plonowanie i wybrane cechy ilościowe i jakościowe niektórych roślin rolniczych uprawianych w warunkach Wielkopolski. *Prog. Plant Prot.*, 51(4), 1849-1857.
- Newman, K.L., Chatterjee, S., Ho, K.S., Lindow, S.E. (2008). Virulence of plant pathogenic bacteria attenuated by degradation of fatty acid cell-to-cell signaling factors. *Mol. Plant-Microbe Interact.*, 21, 326-334.
- Norouzpour, S., & Abad K.M. (2013). Studying the effect of growth stimulants and nano-fertilizers foliar application on agronomic characters and nuts sunflower seed yield. *Journal of Research in Crop Sciences*, 6(21), 63-72.
- Paradiković, N., Vinković, T., Vinković Vrček, I., Žuntar, I., Bojić, M., Medić-Šarić, M. (2011). Effect of natural biostimulants on yield and nutritional quality: an example of sweet yellow pepper (*Capsicum annuum* L.) plants. *J Sci Food Agric.*, 91, 2146-2152.
- Pięta, D. (2006). Wpływ wybranych biopreparatów na zbiorowiska mikroorganizmów w glebie ryzosferowej grochu, fasoli zwykłej i fasoli wielokwiatowej. *Ann. UMCS, Sectio EEE*, 16, 73-84.
- Pięta, D., Patkowska, E., Pastucha, A., Bełkot, M. (2002) Wpływ mikroorganizmów antagonistycznych na ograniczanie porażenia soi przez grzyby chorobotwórcze przeżywające w glebie. *Acta Sci Pol-Hortoru.*, 1(1), 23-30.
- Pruszyński, S. (2008). *Biostimulators in plant protection*. W: Biostimulators in modern agriculture, General Aspect, Gawrońska (red.). *Wieś Jutra*, Warszawa, 18-23.
- Reinhold-Hurek, B., & Hurek, T. (1998). Life in grasses: diazotrophic endophytes. *Trends Microbiol.*, 6, 139-144.
- Rosenblueth, M., & Martínez-Romero, E. (2006). Bacterial endophytes and their interactions with hosts. *Mol. Plant-Microbe Interact.*, 19, 827-837.



- Roy, K.W., Baird, R.E., Abney, T.S. (2000). A review of soybean (*Glycine max*) seed, pod, and flower mycofloras in North America, with methods and a key for identification of selected fungi. *Mycopathologia*, 150, 15-27.
- Szczepanek, M., Siwik-Ziomek, A., Wilczewski, E. (2017a). Effect of biostimulant on accumulation of Mg in winter oilseed rape under different mineral fertilization rates. *J Elementol.*, 22(4), 1375-1385. DOI: 10.5601/jelem.2017.22.1.1317.
- Szczepanek, M., Wilczewski, E., Pobereźny, J., Wszelaczyńska, E., Ochmian, I. (2017b). Carrot root size distribution in response to biostimulant application. *Acta Agr Scand B-S P*, 67(4), 334-339. DOI: 10.1080/09064710.2017.1278783.
- Szczepanek, M., Wszelaczyńska, E., Pobereźny, J., Ochmian, I. (2017c). Response of onion (*Alium cepa* L.) to the method of seaweed biostimulant application. *Acta Sci Pol-Hortoru.*, 16(2), 113-122.
- Szparaga, A., & Kocira, S. (2018). Generalized logistic functions in modelling emergence of *Brassica napus* L. *PLoS ONE*, 13(8), e0201980. DOI: 10.1371/journal.pone.0201980.
- Tylkowska, K., Dorna, H., Szopińska, D. (2011). *Patologia nasion*. Poznań: Wydawnictwo Akademii Rolniczej w Poznaniu.
- Yeole, R.D., & Dube, H.C. (2000). Siderophore-mediated antibiosis of rhizobacterial fluorescent pseudomonads against certain soil-borne fungal plant pathogens. *J. Mycol. Plant Pathol.*, 30(3), 335-338.

## Microbiological Evaluation of Three Soybean Cultivars Seeds after Biostimulant Application

### Abstract

The production of safe and high quality food in a way that protects the natural environment is now associated with the use of biostimulants in agricultural crops. In practice, it is difficult to ensure effective protection of plants against various types of abiotic factors. In addition, modern agriculture strives to reduce the use of mineral fertilizers and chemical plant protection products for natural products. In soya cultivation, bacterial and fungal pathogens are extremely dangerous, their occurrence depends not only on weather conditions, resistance of varieties but also on some agrotechnical treatments. Therefore, regulators of plant growth and development may respond to the challenges and problems in soybeans cultivation. In the available literature, there is few information on the impact of the use of regulators of plant growth and development on the microbiological state of seeds. Therefore, the aim of this study was to

investigate the influence of a natural biostimulant, based on the extract from seaweed and free amino acids, on the colonization of soybeans by microorganisms. The microbiological quality of seeds is extremely important for their industrial use. The article also presents the results of identification of dominant bacteria and fungi occurring on the soybean seeds *Glycine max* (L.) Merr. Field experiments were conducted in the years 2014-2016. During the growing season a biostimulant based on the extract of brown algae (*Ascophyllum nodosum*) and amino acids of plant origin (alanine, glycine, serine, valine, arginine, cysteine, hydroxyproline, lysine, methionine, phenylalanine, tyrosine, proline, threonine, and others) was used. The biostimulant was used in four combinations: single spraying at a concentration of 0.1% and 0.2% in the phase BBCH 13-15 and twice spraying in phases BBCH 13-15 and BBCH 61 and the obtained results were compared with a control combination in which to spray plants only water was used.

The conducted research proved that the application of a natural biostimulant reduced the number of microorganisms on soybeans. It was found that the number of bacteria and fungi colonizing soybeans was reduced compared to the control depending on the number of applications and the concentration of biostimulant used in the cultivation. In microbial seeding, bacteria predominated – 86%, while only 14% were fungi. Among the identified bacteria, the dominant type was *Bacillus*, among the fungi *Aspergillus* sp. and *Penicillium* ssp.

The results obtained from the conducted research, the biostimulant application limited the number of microorganisms. In connection with the above, the conclusion is that thorough observation of plants and knowledge of microorganisms that inhabit them allowed for early response and protection of plants through the use of, among others, biostimulants.

## Streszczenie

Wytwarzanie bezpiecznej i wysokiej jakości żywności w sposób chroniący środowisko naturalne związane jest obecnie z wykorzystaniem w uprawach rolniczych biostymulatorów. W praktyce trudno jest zapewnić skuteczną ochronę roślin przed różnego rodzaju czynnikami abiotycznymi. Dodatkowo w nowoczesnym rolnictwie dąży się do ograniczenia stosowania nawozów mineralnych i chemicznych środków ochrony roślin, na rzecz preparatów pochodzenia naturalnego. W uprawach soi bardzo duże zagrożenie stanowią bakterie oraz grzyby, których występowanie uzależnione jest nie tylko od warunków atmosferycznych, odporności odmian ale także od niektórych zabiegów agrotechnicznych. W związku z tym na wyzwania i problemy w uprawie soi mogą odpowiadać regulatory wzrostu i rozwoju roślin. W dostępnej literaturze nie-

wiele jest informacji dotyczących wpływu stosowania regulatorów wzrostu i rozwoju roślin na stan mikrobiologiczny nasion. Dlatego celem niniejszej pracy było zbadanie wpływu naturalnego biostymulatora, opartego na ekstrakcie z wodorostów i wolnych aminokwasach, na zasiedlenie nasion soi przez drobnoustroje. Jakość mikrobiologiczna nasion jest niezmiernie ważna dla przemysłowego ich wykorzystania. W artykule przedstawiono również wyniki identyfikacji dominujących bakterii i grzybów występujących na nasionach soi *Glycine max* (L.) Merr. Badania polowe przeprowadzono w latach 2014-2016. W okresie wegetacji zastosowano biostymulator oparty na ekstrakcie z alg brunatnych (*Ascophyllum nodosum*) i aminokwasach pochodzenia roślinnego (alanina, glicyna, seryna, walina, arginina, cysteina, hydroksyprolina, lizyna, metionina, fenyloalanina, tyrozyna, prolina, treonina, i inne). Biostymulator stosowano w czterech kombinacjach: jednokrotne opryskiwanie w stężeniu 0,1% i 0,2% w fazie BBCH 13-15 i dwukrotne opryskiwanie w fazach BBCH 13-15 i BBCH 61 a otrzymane wyniki porównywano z obiektem kontrolnym, w którym do opryskiwania roślin stosowano czystą wodę.

Przeprowadzone badania dowiodły, że aplikacja naturalnego biostymulatora, ograniczyła liczebność drobnoustrojów na nasionach soi. Stwierdzono, iż liczba bakterii oraz grzybów zasiedlających nasiona soi uległa redukcji w stosunku do obiektu kontrolnego w zależności od liczby aplikacji oraz stężenia zastosowanego w uprawie biostymulatora. W zasiedleniu nasion przez drobnoustroje przeważały bakterie – 86%, natomiast tylko 14% stanowiły grzyby. Spośród zidentyfikowanych bakterii dominującym był rodzaj *Bacillus*, wśród grzybów natomiast *Aspergillus* sp. oraz *Penicillium* ssp.

Jak wynika z przeprowadzonych badań, aplikacja biostymulatora ograniczyła liczebność drobnoustrojów. W związku z powyższym nasuwa się wniosek, iż wnikliwa obserwacja roślin i znajomość drobnoustrojów, które je zasiedlają pozwalają na odpowiednio wczesne reagowanie i ochronę roślin poprzez stosowanie m.in. biostymulatorów.

**Słowa kluczowe:**

soja, nasiona, bakterie, grzyby, biostymulator

**Keywords:**

soybeans, seeds, bacteria, fungi, biostimulant



## **Badania zaworu kulowego zintegrowanego z kryzowym systemem pomiarowym**

*Robert Matysko<sup>\*</sup>, Marcin Lackowski<sup>\*</sup>, Edward Krzemiński<sup>\*\*</sup>*

*<sup>\*</sup>Instytut Maszyn Przepływowych  
im. Roberta Szewalskiego, PAN, Gdańsk*

*<sup>\*\*</sup>Zakład Produkcji Doświadczalnej  
Automatyki sp. z o.o., Ostrów Wielkopolski*

### **1. Wstęp**

W pracy opisano zawór kulowy z możliwością kryzowego pomiaru przepływu. Jest to nowa i własna propozycja rozwiązania pozwalającego albo odcinać przepływ albo dokonywać pomiar strumienia masy. W prezentowanym zaworze zainstalowano kryzę wielootworową, która z uwagi na swoją geometrię umożliwi osiągnięcie:

1. niższego spadku ciśnienia podczas pomiaru wydatku przepływającego płynu,
2. wysokiej powtarzalności pomiarów nawet przy dodatkowych zaburzeniach przed i za kryzą wielootworową,
3. mniejszych oporów przepływu na elemencie pomiarowym,
4. mniejszego zapotrzebowania na moc do transportowania (pompowania, sprężania) płynów.

Opisywany w artykule zintegrowany z kryzą pomiarową zawór poszerza zakres stosowalności zaworów kulowych w obrębie metrologii przepływów (albo odcięcie przepływu albo jego pomiar). W artykule przedstawiono charakterystyki przepływowe zaworu. Przedstawiono metodykę określania jego wewnętrznej charakterystyki przepływowej  $K_V$ , oraz wyznaczono ją. Przedstawiono również metodykę określania wy-

datku masowego przy użyciu kryzy wielootworowej jak i jednotworowej które są zainstalowane w zaworze odcinającym.

## 2. Charakterystyki przepływowe zaworów

Zawory kulowe pracują jako zawory odcinające. Często jest tak, że stosowane są również do lekkiego zdławienia przepływu w efekcie zmieniają się warunki przepływowe w urządzeniach w których zawory kulowe są stosowane. Wynika to z ich charakterystyki przepływowej. Histereza pojawiająca się podczas pracy zaworów kulowych w czasie przepływu związana jest również nie tylko z tarciem lepkiem, lecz również z wartościami ciśnienia panującymi między wlotem a wylotem z zaworu kulowego (spadek ciśnienia na zaworze). Im większa różnica ciśnień między wlotem a wylotem z zaworu tym wolniej reaguje przepływ podczas przemykania zaworu (Cui et al. 2017). W przypadku modelowania pracy zaworu z innymi urządzeniami można zauważyć, że charakterystyki histerezy związane z opóźnieniem przepływu przenoszą się na inne systemy połączone z zaworem (Kuczyński W. 2013). Praca zaworu ma znaczący wpływ na dynamikę zachodzących procesów przemian fazowych zarówno podczas skoków jednostkowych jak i oscylacji periodycznych (Kuczyński i Charun 2014). Chcąc opisać opory jakie zawór generuje w przepływie będące przyczyną pojawiającej się histerezy zapisuje się równanie (Bohdal i in 1997, Cui i in. 2017):

$$\zeta = \frac{2\Delta p}{\rho v^2} \quad (1)$$

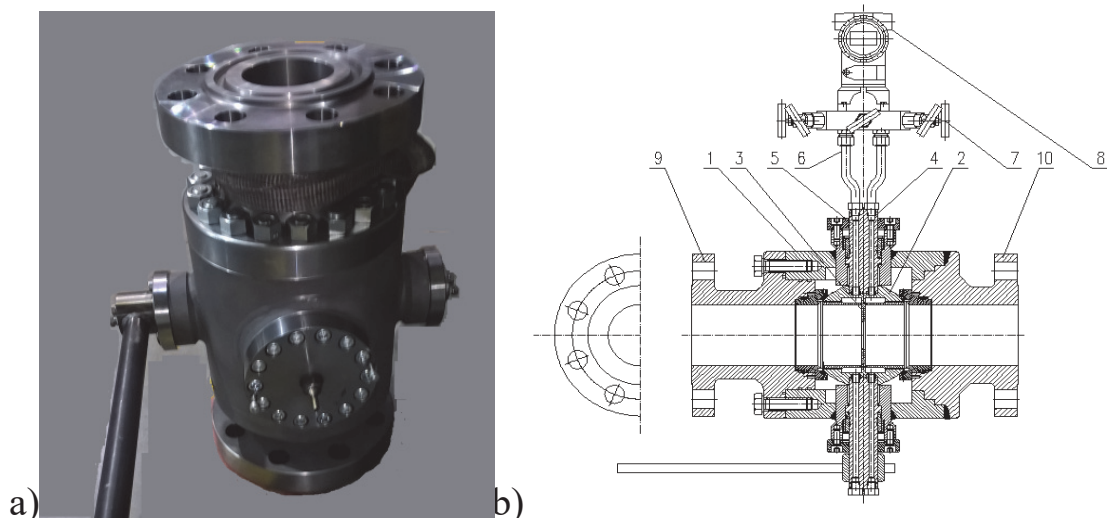
Z równania tego również można wyznaczyć bezwymiarowy współczynnik przewężenia zaworu  $\alpha_z$  (Zhifang i in. 2008):

$$\alpha_z = \frac{1}{\zeta} \quad (2)$$

Posiadając charakterystyki związane z oporami jakie zawór generuje można wyznaczyć również najczęściej stosowany współczynnik przepływu  $K_V$ . W niniejszej pracy wyznaczono parametry przepływowe prototypowego zaworu kulowego zintegrowanego z kryzą wielootworową jako elementem pomiarowym. Nowy zawór kulowy z zintegrowaną kryzą pomiarową z racji innowacyjnej konstrukcji posiada własne charakterystyki przepływowe, które w niniejszym artykule zostaną przybli-

żone. Również przedstawiony zostanie sposób pomiaru oraz określania wydatku płynącego płynu za pomocą kryz zainstalowanych w zaworze.

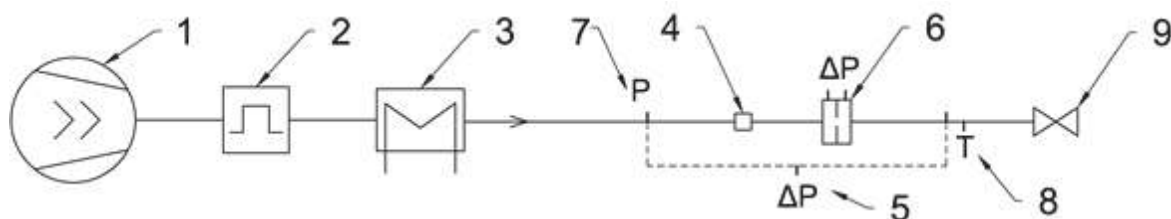
### 3. Konstrukcja zaworu oraz opis stanowiska badawczego



**Rys. 1.** Zawór KP100 a) zdjęcie, b) konstrukcja zaworu; 1 – korpus zaworu, 2 – kula, 3 – kryza pomiarowa, 4 – trzpień obrotowy, 5 – otwór impulsowy, 6 – rurka impulsowa, 7 – zawór pięciodrogowy, 8 – przetwornik różnicy ciśnień, 9 – kołnierz przyłączeniowy wlotowy, 10 – kołnierz przyłączeniowy wylotowy

**Fig. 1.** KP100 valve a) photo, b) valve design; 1 – valve housing, 2 – ball, 3 – measuring orifice, 4 – spindle, 5 – pulse hole, 6 – impulse tube, 7 – five-way valve, 8 – differential pressure transducer, 9 – inlet mounting flange, 10 – outlet mounting flange

Przedmiotem prowadzonych badań był przedstawiony na rysunku 1 zawór kulowy z zintegrowaną kryzą pomiarową. Zawór wykonano jako prototypową jednostkę KP100 do testów ruchowych. Przedstawiony zawór umożliwia albo odcięcie przepływu gazu albo pomiar jego strumienia przy całkowicie otwartym zaworze. Na rysunku 2 przedstawiono schemat stanowiska badawczego.



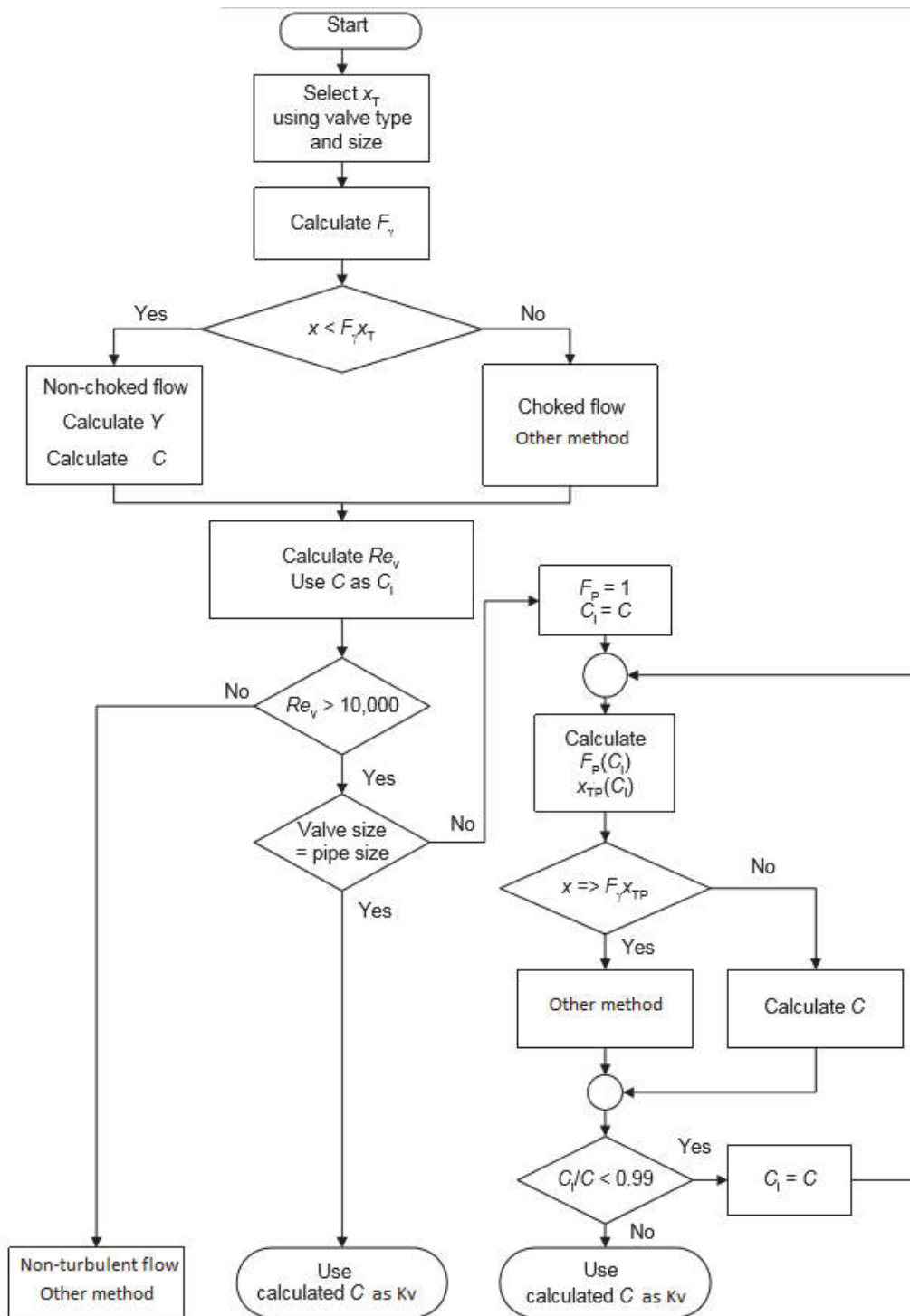
**Rys. 2.** Stanowisko badawcze przygotowane dla testów zaworu kulowego; 1 – sprężarka, 2 – przepływomierz Coriolisa, 3 – podgrzewacz powietrza, 4 – element wprowadzający zburzenie, 5 – pomiar ciśnienia, 6 – badany zawór zintegrowany z kryzą pomiarową, 7 – system pomiaru spadku ciśnienia na całym układzie pomiarowym, 8 – pomiar temperatury, 9 – zawór regulacyjny

**Fig. 2.** Test stand prepared for testing the ball valve; 1– compressor, 2 – Coriolis flowmeter, 3 – air heater, 4 – element introducing the breaking in the liquid flow, 5 – pressure measurement, 6 – the tested valve integrated with the measuring orifice, 7 – pressure drop measurement system for the entire measuring system, 8 – temperature measurement, 9 – regulating valve

Z punktu widzenia możliwości prowadzenia prac pomiarowych najważniejsze jest zapewnienie odpowiedniego natężenia przepływu oraz jego precyzyjny pomiar referencyjny z wykorzystaniem przyrządu o co najmniej rząd lepszej dokładności. W pracach pomiarowych wykorzystano sprężarkę śrubową olejową KAESER DSD 238 T SFC, o zmiennej wydajności. Regulacja wydajności odbywa się automatycznie za pomocą regulacji prędkości obrotowej napędu sprężarki za pomocą falownika. Zakres wydatku wynosi 5,8-20 m<sup>3</sup>/min. Kompresor ma możliwość zadawania nastawy ciśnienia tłoczenia w zakresie od 5,5-10 bar. W pracach badawczych wykorzystywano zbiornik buforowy znajdujący się za kompresorem oraz zestaw dwóch zaworów regulacyjnych, jeden po zbiorniku oraz drugi na wylocie systemu. W badaniach wykorzystano referencyjny element pomiaru przepływu oparty na przepływomierzach systemu Coriolisa E+H Promass 80F DN50.

#### 4. Algorytm obliczania współczynnika $K_V$ zaworu dla turbulentnego przepływu gazu

Badania zaworu wykonano w zakresie turbulentnego przepływu powietrza. To determinuje procedurę obliczeń współczynnika  $K_V$ , którą zaczerpnięto z normy ISA-75.01.01-200. Na rysunku 3 przedstawiono algorytm obliczeniowy zastosowany w procedurze określania wartości  $K_V$ .



**Rys. 3.** Algorytm obliczeniowy dla wartości  $K_V$  zaworu  
**Fig. 3.** The calculation algorithm for  $K_V$  value of the valve



Współczynnik związany z rodzajem czynnika przepływającego wyznaczono z zależności opisującej współczynnik stosunków ciepła właściwego.

$$F_\gamma = \frac{\gamma}{1,40} \quad (3)$$

gdzie dla powietrza przyjęto  $\gamma = 1,40$ .

Stosunek różnicy ciśnień dla zaworu z dodatkowym oporem przepływu.

$$x = \frac{\Delta P}{P_1} \quad (4)$$

Z poniższej zależności, dla pierwszego kroku iteracji, wyznaczono współczynnik ekspansji.

$$Y = 1 - \frac{X}{3F_\gamma x_T} \quad (4)$$

gdzie współczynnik  $x_T$  przyjmowany jest dla zaworów kulowych:

$$x_T = 0,42 \quad (5)$$

$$C = \frac{\dot{m}}{N_6 Y \sqrt{x p_1 \rho_1}} \quad (6)$$

gdzie  $N_6 = 3,16$ .

Dla kolejnych kroków iteracji wyznacza się kolejno

$$x_{TP} = \frac{\frac{x_T}{F_p^2}}{1 + \frac{x_T \zeta (C_i)}{N_5 (d^2)^2}} \quad (7)$$

gdzie  $N_5 = 0,0018$ ,

$$Y = 1 - \frac{X}{3F_\gamma x_{TP}} \quad (8)$$

$$F_p = \frac{1}{\sqrt{1 + \frac{\sum \zeta (C_i)}{N_2 (d^2)^2}}} \quad (9)$$

gdzie  $N_2 = 0,0016$ ,

$$C_i = \frac{\dot{m}}{N_6 Y F_p \sqrt{x p_1 \rho_1}} \quad (10)$$

$$Re = \frac{N_4 Q F_d}{\nu \sqrt{C_i F_L}} \left( \frac{C_i^2 F_L^2}{N_2 D^4} + 1 \right)^{1/4} \quad (11)$$

gdzie  $N_4 = 0,0707$ ,  $F_L = 0,74$ .

Wynik  $C_i$  dla którego  $C_i/C \leq 0,99$  przyjmuje się jako  $K_V = C_i$ . Po obliczeniu współczynnika  $K_V$  zaworu z zainstalowaną kryzą wielootworową wykonano również obliczenia przepływu objętościowego powietrza za pomocą kryz. Obliczenia te następnie porównano z wartością referencyjną zmierzoną przy pomocy przepływomierza Couriolisa.

## 5. Algorytm obliczania wydatku masowego z kryzy wielootworowej i jednootworowej

W zaworze zainstalowano w badaniach do celów porównawczych normatywną kryzę jednootworową, oraz kryzę wielootworową (rys. 4). Wykonano obliczenia wydatku objętościowego wg poniżej przedstawionej metodyki, którą zaczerpnięto z normy PN-EN ISO 5167-2:2005.

A) Określenie przewężenia kryzy

$$\beta = \left( \frac{A_n}{A_D} \right)^{0,5} \quad (12)$$

B) Określenie liczby Re względem średnicy rurociągu

C) Określenie  $L_1$  i  $L_2'$

Po stronie dopływowej  $L_1 = l_1/D$ ,

Po stronie odpływowej  $L_2' = l_2'/D$

$l_1$  – odległość mierzona od powierzchni dopływowej do otworu impulsowego

$l_2'$  – odległość mierzona od powierzchni odpływowej do otworu impulsowego

D) Określenie liczby ekspansji dla kryzy

$$\epsilon_1 = 1 - (0,41 + 0,35\beta^4) \frac{\Delta p}{\kappa p_1} \quad (13)$$

$p_1$  – ciśnienie absolutne przed kryzą

Wzór ten można stosować jedynie w przypadku spełnienia warunku:

$$\frac{p_2}{p_1} = 0,75 \quad (14)$$

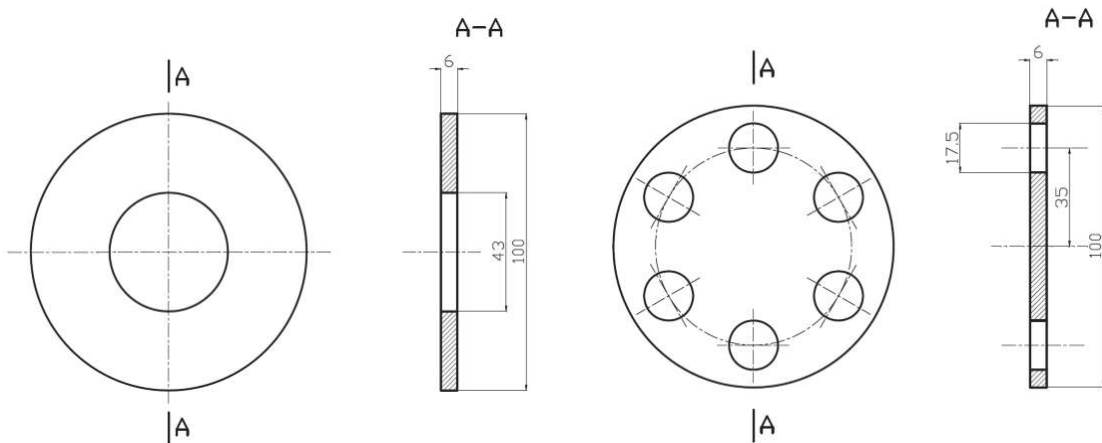
E) Określenie współczynnika przepływu dla kryzy zgodnie z równaniem Stolza:

$$S = 0,5959 + 0,0312 \beta^{2,1} - 0,1840 \beta^3 + 0,0029 \beta^{2,5} \left[ \frac{10^6}{Re_D} \right]^{0,75} + 0,09 L_1 \beta^4 (1 - \beta^4)^{-1} - 0,0337 L_2' \beta^3 \quad (15)$$

F) Określenie gęstości przepływającego medium  $\rho$

G) Określenie wydatku masowego kryzy

$$\dot{m} = \frac{C}{\sqrt{1-\beta^4}} \epsilon \frac{\pi d^2}{4} \sqrt{2\Delta p \rho} \quad (16)$$



**Rys. 4.** Kryzy zainstalowane w zaworze wykorzystane w badaniach eksperymentalnych

**Fig. 4.** Orifices installed in the valve used in experimental research

## 6. Wyniki badań eksperymentalnych

Badania eksperymentalne prowadzono zarówno w celu określenia charakterystyki przepływowej  $K_V$  zaworu jak i w celu weryfikacji poprawności pomiaru masowego wydatku za pomocą kryz.  $K_V$  zaworu określono gdy w zaworze zainstalowana była docelowa kryza wielootworowa (6 otworów). W celu weryfikacji dokładności pomiaru wydatku za pomocą kryz wielootworowych zainstalowanych w zaworze stosowano przepły-

womierz Coriolisa. W badaniach wydatku określono również dokładność i wrażliwość na zakłócenia pomiarowe kryz wielootworowych w odniesieniu do kryz jednotworowych zainstalowanych w zaworze.

### 6.1. Określenie współczynnika $K_V$ zaworu

Poniżej (tabela 1) przedstawiono wyniki badań eksperymentalnych dla przepływu gazu przez zawór z kryzą wielootworową.

**Tabela 1.** Wyniki badań eksperymentalnych dla przepływu gazu przez kryzę wielootworową

**Table 1.** Experimental results for the gas flow through a multi-hole orifice

$\Delta p$	[kPa]	3,253	2,853	2,362	1,904	1,515	1,213	0,827	0,534	0,256
$P$	[kPa]	399,08	400,06	399,3	399,18	400,43	397,92	400,7	397,60	400,27
$\dot{Q}_{ref}$	$\left[\frac{nm^3}{h}\right]$	877,031	823,3	747,2	668,7	600,8	537,0	443,8	356,15	246,953

Wyniki obliczeń  $K_V$  oraz wydatku objętościowego  $\dot{Q}_{kryza}$  w przypadku pomiaru kryzą przedstawiono w tabeli 2.

Wartość średnia współczynnika określającej charakterystykę wewnętrzną zaworu wynosi  $K_V = 88,5 \frac{m^3}{h}$ . Niska wartość  $K_V$  zaworu kulowego wynika z faktu zainstalowania w nim wielootworowej kryzy pomiarowej. Typowe zawory kulowe o DN100 np. firmy Danfoss posiadają  $K_V = 620 \frac{m^3}{h}$ , tym niemniej nie posiadają one możliwości dokonywania pomiaru, gdy przepływ jest otwarty.

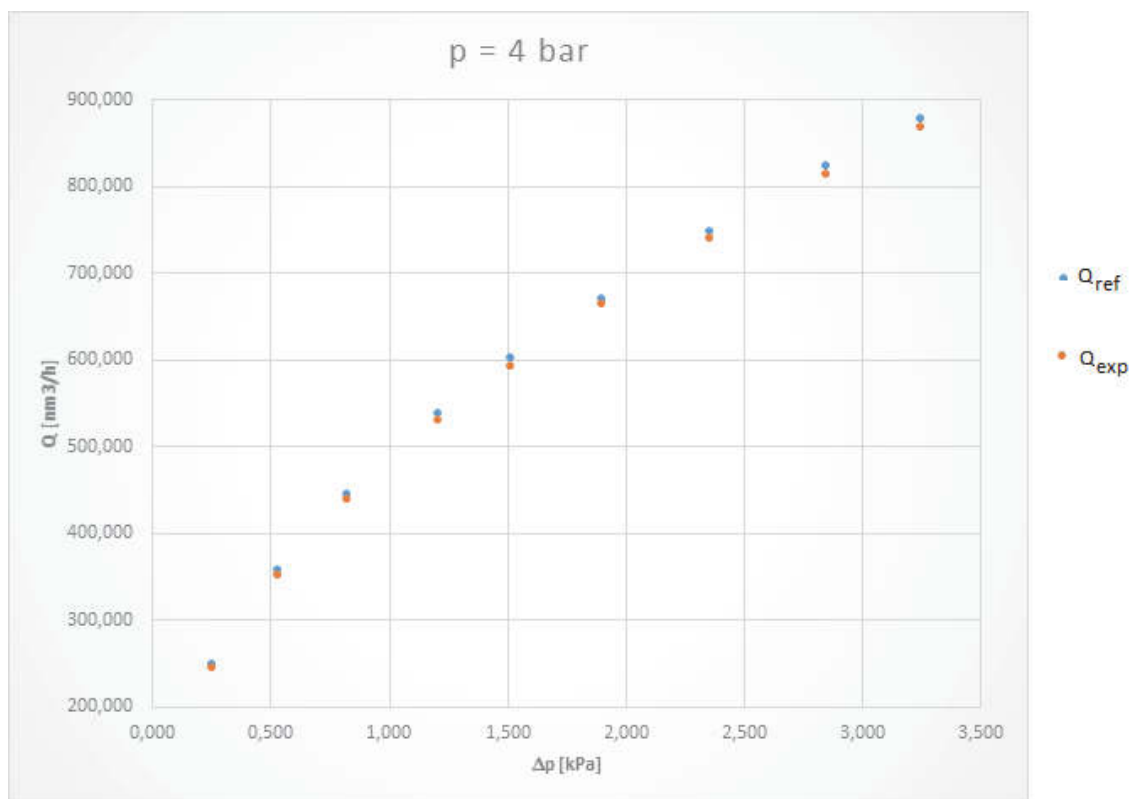
**Tabela 2.** Wyniki obliczeń strumieni objętościowych oraz współczynnika  $K_V$  zaworu

**Table 2.** Results of the volumetric flow and valve  $K_V$  calculation

$Re$	–	75648,72	71015,1	64451,6	57679,4	51822,4	46320,9	38286,9	30720,4	21301,0
$K_V$	$\left[\frac{m^3}{h}\right]$	88,58011	88,6801	88,4908	88,1549	88,565	88,7117	88,3509	88,5479	88,2491
$\dot{Q}_{exp}$	$\left[\frac{nm^3}{h}\right]$	866,729	812,342	738,462	662,963	592,488	528,696	438,313	351,213	243,935

## 6.2. Stabilność pomiaru wydatku objętościowego za pomocą kryz wielootworowych zainstalowanych w zaworze

Dokonując analizy wyników badań eksperymentalnych otrzymanych z kryzy wielootworowej zainstalowanej w zaworze kulowym podjęto decyzję by wykonać takie same badania dla kryzy jednootworowej zainstalowanej w zaworze o jednakowej powierzchni przesłonięcia przekroju poprzecznego. Poniżej przedstawiono wyniki tych badań. Badano kryzy jednootworowe oraz wielootworowe o geometrii jak na rysunku 4.



**Rys. 5.** Wyniki pomiarów strumienia objętości dla zaworu z kryzą pomiarową  
**Fig. 5.** Results of volume flow rate measurements for the valve with a measuring orifice

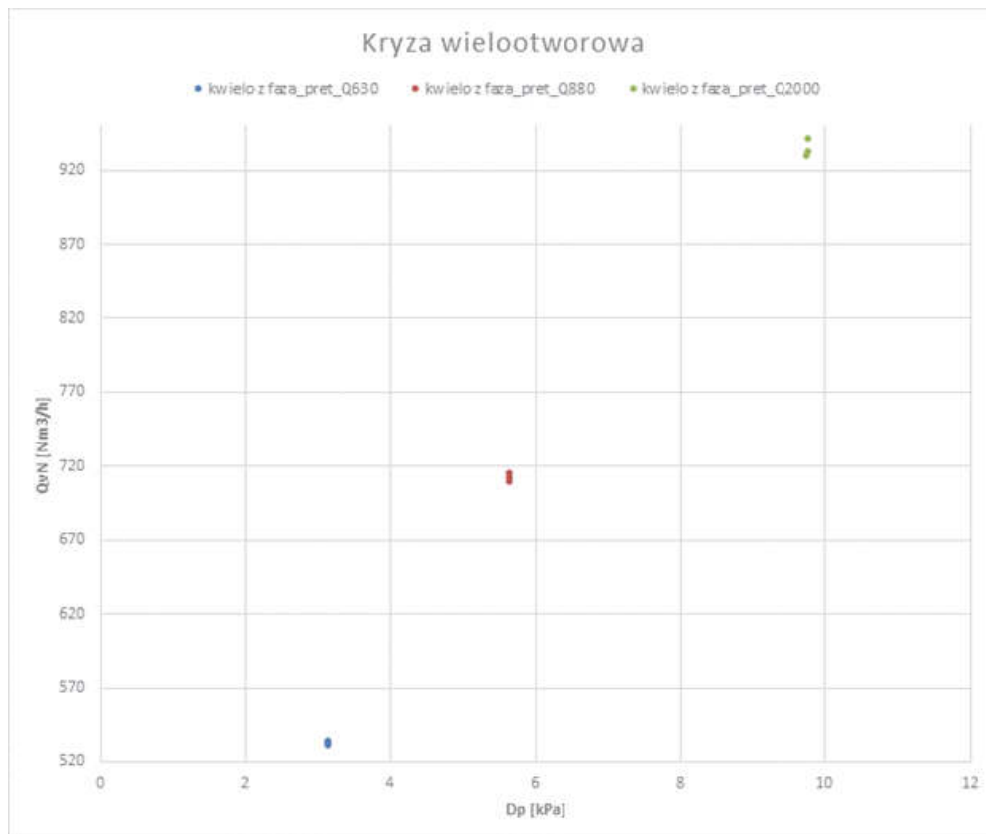
Na rysunku 5 przedstawiono wyniki pomiarów natężenia przepływu powietrza wykonane za pomocą kryzy wielootworowej ( $Q_{exp}$ ), i przepływomierzem Coriolisa ( $Q_{ref}$ ) w funkcji różnicy ciśnień przed i za kryzą. W czasie pomiarów do zbadania stabilności pomiarowej wprowadzono zaburzenie w postaci pręta umieszczonego w odległości 1 m od elementu pomiarowego. Zaburzenie było wprowadzane od góry rurocią-

gu w jego osi, elementem zaburzającym był pręt o średnicy 8 mm. Badania przeprowadzono dla trzech stopni wprowadzenia elementu w przepływ, dbając o stabilizację wydatku dla różnych stopni wprowadzonego elementu. Dało to możliwość porównania wpływu wygenerowanego zaburzenia na pracę systemu pomiarowego opartego na kryzie jedno i wielootworowej.

Poniżej (rysunki 6-9) przedstawiono wykresy na których uwidoczniono, że pomiary za pomocą kryzy wielootworowej są jakościowo bardziej poprawne.

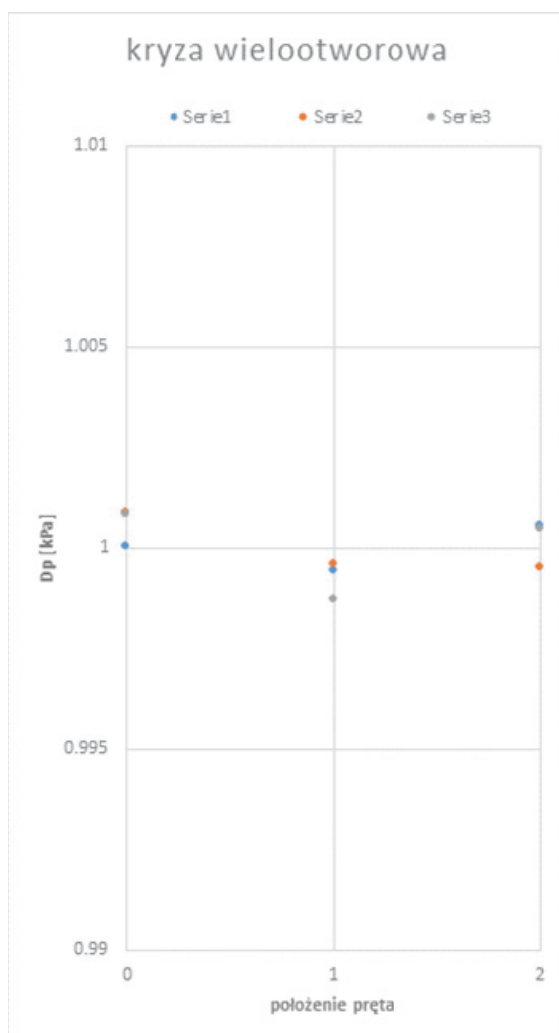
Przedstawione na rysunku 6 wyniki pomiarów pokazały, że wprowadzone zaburzenie wpływa w minimalny sposób na mierzone przy wykorzystaniu kryzy wielootworowej wartości natężenia przepływu. Jest to wynik szczególnie ciekawy jeśli porównamy te wyniki z przedstawionymi na rysunku 8, gdzie został przedstawiony wpływ wprowadzanego do przepływu elementu zaburzającego na wartości mierzone przy wykorzystaniu jednootworowej kryzy pomiarowej. Z przedstawionych na tym rysunku wyników pomiarowych wynika, że wpływ zaburzenia na pomierzone wartości natężenia przepływu jest stosunkowo duży. Co ciekawe w obu przypadkach wprowadzenie zaburzenia (czyli dodatkowego oporu do przepływu) wpływało na zwiększenie mierzonego strumienia gazu, oczywiście rzeczywisty strumień był stały (kontrolowany przepływomierzem Coriolisa), jest to szczególnie ciekawe jeśli uświadomimy sobie, że wprowadzenie elementu zaburzającego wpływa na zwiększenie oporu przepływu tego odcinka.

Dla natężenia przepływu wynoszącego około  $930 \text{ Nm}^3/\text{h}$  w przypadku kryzy wielootworowej rozrzut wyników pomiarowych dla wprowadzanego za pomocą pręta zaburzenia przepływu (wprowadzanego 1 m od kryzy) nie przekracza 1%, podczas gdy dla kryzy jednootworowej dochodzi do 2%. Jeszcze wyraźniej efekt ten jest widoczny na rysunku 7 oraz rysunku 9. Dla kryzy wielootworowej efekt ten jest dużo mniejszy.



**Rys. 6.** Wyniki pomiarów natężenia przepływu dla wielootworowej kryzy pomiarowej, w przepływie do którego wprowadzono zaburzenie w osi przepływu w odległości 1 m od kryzy

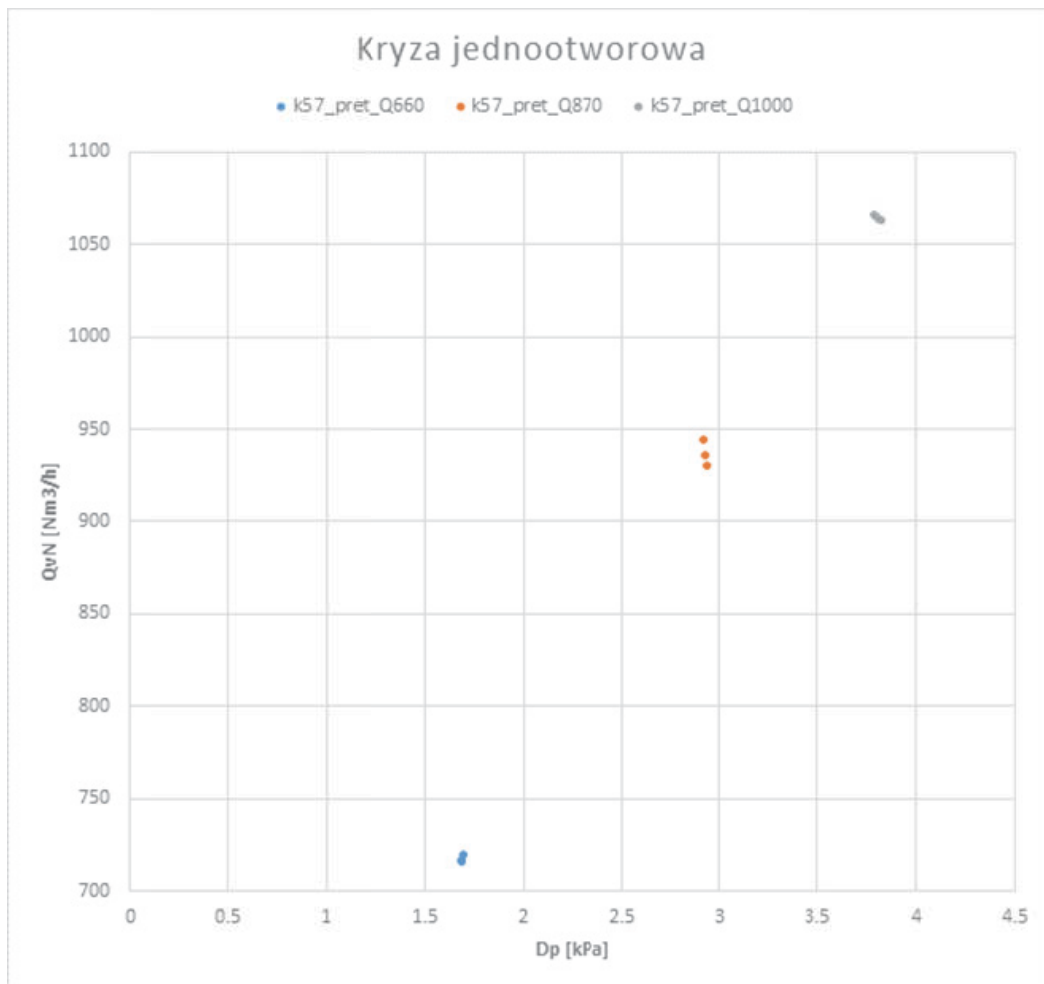
**Fig. 6.** Results of flow rate measurements for the multi-hole measuring orifice with disturbance introduced in the flow axis 1 m from the orifice



**Rys. 7.** Wyniki pomiarów spadków ciśnienia dla wielootworowej kryzy pomiarowej, w przepływie do którego wprowadzano zaburzenie w osi przepływu

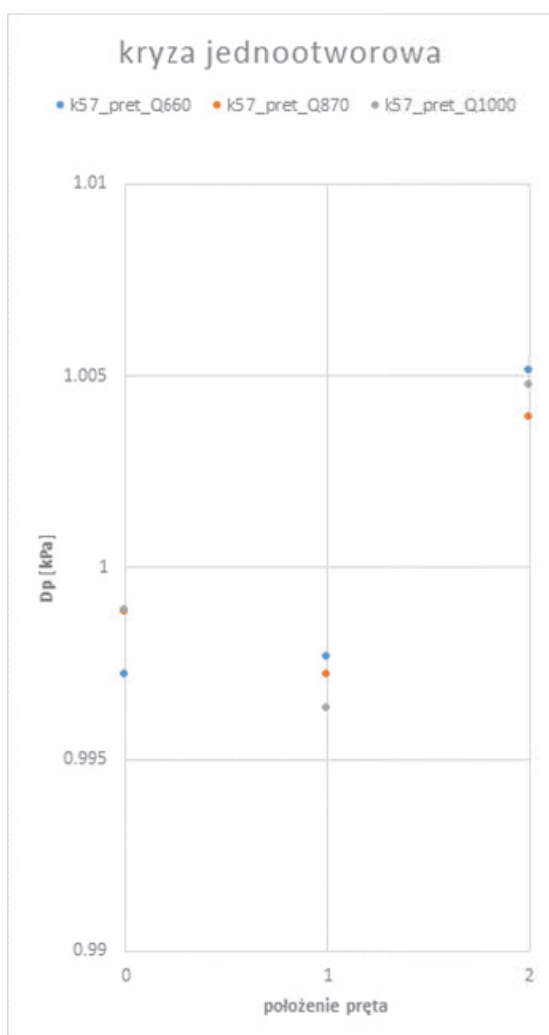
**Fig. 7.** Results of pressure drop measurements for the multi-hole measuring orifice with disturbance introduced in the flow axis





**Rys. 8.** Wyniki pomiarów natężenia przepływu dla jednotworowej kryzy pomiarowej, w przepływie do którego wprowadzono zaburzenie w osi przepływu w odległości 1 m od kryzy

**Fig. 8.** Results of flow rate measurements for the single-hole measuring orifice with disturbance introduced in the flow axis 1 m from the orifice



**Rys. 9.** Wyniki pomiarów spadków ciśnienia dla jednootworowej kryzy pomiarowej, w przepływie do którego wprowadzano zaburzenie w osi przepływu

**Fig. 9.** Results of pressure drop measurements for the single-hole measuring orifice with disturbance introduced in the flow axis

## 7. Podsumowanie

Przeprowadzone badania eksperymentalne pozwoliły określić charakterystykę wewnętrzną zaworu  $K_v$  z dodatkowym zintegrowanym z zaworem wielootworowym kryzowym systemem pomiaru wydatku objętościowego lub masowego przepływającego medium. Nowatorska konstrukcja zaworu kulowego w którym zainstalowano kryzę wielootworową pozwala odcinać przepływ lub dokonywać pomiaru w przypadku gdy zawór jest w pozycji otwartej. Badania pokazały niższą wartość

współczynnika wymiarowego ( $K_V = 88,5 \frac{m^3}{h}$ ) zaworu zintegrowanego z kryzą wielootworową, niż w przypadku klasycznych zaworów kulowych. Badania pokazały również jakościowo bardziej poprawne wyniki związane z określoną wartością wydatku objętościowego gazu dla kryzy wielootworowej. W przypadku zainstalowanej w zaworze kryzy wielootworowej rozrzut wyników pomiarowych dla wprowadzanego zaburzenia przepływu nie przekracza 1%, podczas gdy dla zainstalowanej w zaworze kryzy jednootworowej dochodzi do 2%.

Proponowane rozwiązanie zaworu z systemem pomiarowym może być implementowane w instalacjach biogazowych oczyszczalni ścieków zarówno do pomiaru jak i odcinania przepływu biogazu. Konstrukcja zaworu spełnia wymagania związane ze szczelnością oraz jakością pomiaru wydatku biogazu.

*Research was carried out under the Operational Program  
"Intelligent Development" (POIR 01.01.01-00-0013 / 15  
"Development of devices for measurement  
of media flow on industrial trunk-lines"*

## Literatura

- Bohdal, T., Charun, H., Ewertowska, Z. i in. (1997) *Ćwiczenia laboratoryjne z mechaniki płynów*. Wydawnictwo Politechniki Koszalińskiej, Koszalin.
- Cui, B., et al. (2017) Influence of opening and closing proces of ball valve on external performance and internal flow characteristics. *Experimental Thermal and Fluid Science*, 80, 193-202.
- ISA-75.01.01-200
- Kuczyński, W. (2013) Modeling of the Propagation of a Pressure Wave During the Condensation Process of R134a Refrigerant in a Pipe Minichannel Under the Periodic Conditions of Hydrodynamic Disturbances. *International Journal of Heat and Mass Transfer*, 56(1-2), 715-723.
- Kuczyński, W., Charun, H. (2014) Modeling of a Two-Phase Region Length of the Condensation of R134a and R404A Refrigerants in Pipe Minichannels With Periodic Hydrodynamic Instabilities, *Heat Transfer Engineering*, 35(9), 850-862.
- PN-EN ISO 5167-2:2005
- Zhifang, X., Lin, S., Hongfei, O. (2008) Refrigerant flow characteristics of electronic expansion valve based on thermodynamic analysis and experiment. *Applied Thermal Engineering*, 28, 238-243.

**Symbole**

- $\alpha_z$  – współczynnik przewężenia zaworu [-],  
 $A_D$  – powierzchnia poprzeczna rurociągu [m<sup>2</sup>],  
 $A_n$  – sumaryczna powierzchnia otworów w kryzie [m<sup>2</sup>],  
 $\beta$  – przewężenie kryzy [-],  
 $C, C_i$  – współczynnik przepływu zaworu dla celów iteracyjnych [m<sup>3</sup>/h],  
 $d$  – wymiar nominalny zaworu, średnica otworu w kryzie pomiarowej [m, mm],  
 $D$  – wewnętrzna średnica rurociągu [m, mm],  
 $\epsilon_1$  – współczynnik ekspansji dla kryzy pomiarowej [-],  
 $\zeta$  – współczynnik strat lokalnych w przepływie [-],  
 $F_\gamma$  – współczynnik dla stosunków ciepła właściwego [-],  
 $F_p$  – współczynnik geometryczny rurociągu [-],  
 $F_L$  – współczynnik odzysku ciśnienia statycznego ( $F_L = 0,74$ ),  
 $F_d$  – współczynnik kształtu zaworu  $F_d = 0,99$ ,  
 $\gamma$  – stosunek dla ciepła właściwego [-],  
 $\kappa$  – wykładnik izentropy [-],  
 $K_V$  – współczynnik charakterystyczny zaworu [m<sup>3</sup>/h],  
 $l_1$  – odległość mierzona od powierzchni dopływowej do otworu impulsowego,  
 $l_2'$  – odległość mierzona od powierzchni odpływowej do otworu impulsowego,  
 $\nu$  – lepkość kinematyczna [m<sup>2</sup>/s],  
 $\dot{m}$  – wydatek masowy [kg/h],  
 $N_6$  – stała numeryczna ( $N_6 = 3,16$ ),  
 $N_5$  – stała numeryczna ( $N_5 = 0,0018$ ),  
 $N_2$  – stała numeryczna ( $N_2 = 0,0016$ ),  
 $N_4$  – stała numeryczna ( $N_4 = 0,0707$ ),  
 $p_1$  – ciśnienie absolutne na wlocie [kPa],  
 $p_2$  – ciśnienie absolutne na wylocie [kPa],  
 $\Delta p$  – różnica ciśnień ( $p_1 - p_2$ ) [kPa],  
 $Q$  – wydatek objętościowy [m<sup>3</sup>/h],  
 $\dot{Q}_{exp}$  – objętościowe natężenie przepływu z pomiaru za pomocą kryz pomiarowych [m<sup>3</sup>/h],  
 $\dot{Q}_{ref}$  – wydatek objętościowy referencyjny mierzony przepływomierzem Couriolisa [m<sup>3</sup>/h],  
 $\rho$  – gęstość [kg/m<sup>3</sup>],  
 $\rho_1$  – gęstość płynu na dolocie do zaworu pomiarowego [kg/m<sup>3</sup>],  
 $Re$  – liczba Reynoldsa dla zaworu [-],  
 $Re_D$  – liczba Reynoldsa dla rurociągu [-],  
 $S$  – współczynnik Reader Harris/Gallaghera [-],

$v$  – prędkość przepływu [m/s],

$x_T$  – współczynnik stosunku ciśnienia dla zaworu (bez dodatkowych elementów) w warunkach przepływu nadkrytycznego  $x_T = 0,42$ ,

$x_{TP}$  – współczynnik stosunku ciśnienia dla zaworu

(z dodatkowymi elementami) w warunkach przepływu nadkrytycznego [-],

$x$  – stosunek różnicy ciśnienia do ciśnienia panującego na wlocie ( $\Delta p / p_1$ ),

$Y$  – współczynnik ekspansji w zaworze kulowym.

## Tests of a Ball Valve Integrated with the Orifice Measuring System

### Abstract

This paper describes a new design of a ball valve integrated with multi-hole measuring orifice. The innovative design of this valve allows simultaneous cutting off the flow or measuring volumetric flow rate of the fluid (air) flowing through. The article presents methodology for determining the value of the volumetric flow rate and dimension factor  $K_V$  of the valve integrated with multi-hole measuring orifice. It shows also research and calculations results of volumetric flow rate values obtained from the valve integrated with multi-hole measuring orifices. Stability of the volumetric flow rate measurement in relation to the reference value was examined. Stability of the volumetric flow rate measurement for the multi-hole and single-hole measuring orifices installed in the valve was compared.  $K_V$  of the valve with installed original multi-hole measuring orifice was determined. The proposed solution of a valve with a measuring system can be implemented in biogas installations of sewage treatment plants for both measuring and shutting off biogas flow.

### Streszczenie

W artykule opisano nową konstrukcję zaworu kulowego zintegrowanego z kryzą pomiarową wielootworową. Innowacyjna konstrukcja tego zaworu pozwala albo na odcinanie przepływu albo pomiar strumienia objętości przepływającego płynu (biogaz, powietrze). W artykule przedstawiono metodykę określania wartości wydatku objętościowego oraz współczynnika wymiarowego  $K_V$  zaworu zintegrowanego z kryzą pomiarową wielootworową. Przedstawiono również wyniki badań oraz obliczeń wartości wydatku objętościowego uzyskanego z zaworu zintegrowanego z kryzami wielootworowymi. Zbadano stabilność pomiaru wydatku objętościowego w odniesieniu do wartości referencyjnej. Porównano stabilność pomiaru wydatku dla kryzy wielootworowej oraz jedno-

otworowej zainstalowanej w zaworze. Określono  $K_V$  tego zaworu z zainstalowaną oryginalną kryzą wielootworową. Proponowane rozwiązanie zaworu z systemem pomiarowym może być implementowane w instalacjach biogazowych oczyszczalni ścieków zarówno do pomiaru jak i odcinania przepływu biogazu.

**Słowa kluczowe:**

zawór kulowy, kryza wielootworowa, charakterystyka zaworu, spadek ciśnienia na zaworze

**Keywords:**

ball valve, multi-hole orifice, valve characteristics, valve pressure drop



## **Analiza ekologicznej metody zaprawiania w aspekcie zwiększenia żywotności i zdrowotności ziaren jęczmienia jarego *Hordeum vulgare* L.**

*Sławomir Kocira*<sup>\*</sup>, *Ewa Czerwińska*<sup>\*\*</sup>, *Agnieszka Szparaga*<sup>\*\*</sup>

<sup>\*</sup>*Uniwersytet Przyrodniczy, Lublin*

<sup>\*\*</sup>*Politechnika Koszalińska*

### **1. Wstęp**

Nasilające się dyskusje i krytyka dotycząca nadmiernej chemizacji rolnictwa oraz zwiększająca się powierzchnia upraw ekologicznych skutkuje ograniczeniem nadmiernego stosowania związków chemicznych i wymusza zainteresowanie biologicznymi metodami ochrony plonu i poprawy jakości nasion (Grzesik i in. 2012, Kocira i in. 2017). Trzeba bowiem mieć na uwadze, że stosując środki chemiczne należy się liczyć z pojawieniem się i gradacją odpornych form patogenów. Wynika to z naruszenia stosunków biotycznych w glebie i zmniejszenia się jej potencjału fitosanitarnego. Środki ochrony roślin, w których substancją czynną są związki występujące w roślinach, stanowią tylko kilka % preparatów dopuszczonych do obrotu w rolnictwie ekologicznym. Współczesne metody stosowane przez biologię molekularną mogą modyfikować cechy roślin uprawnych, w kierunku sprzyjającym ich odporności, ale o wiele tańsze i bezpieczniejsze dla ochrony środowiska jest poszukiwanie gatunków roślin o pozytywnym wpływie na plonowanie roślin (Mrówczyński i in., 2009, Czerwińska i Szparaga 2015). Jednym z podstawowych zabiegów agrotechnicznych, który ma na celu ochronę kiełkujących nasion oraz wschodzących młodych roślin przed patogenami, jest zaprawianie nasion (Fiedorow i in. 2004, Krczyński i Weber 2010). Grzyby zasiedlające nasiona oraz bytujące w glebie stwarzają duże za-

grożenie dla wschodzących roślin (Frąc i in. 2015). W ostatnich latach duży nacisk kładzie się na wyprodukowanie dobrej jakości produktu, który jest bezpieczny dla zdrowia konsumentów. Jest to skorelowane z mniejszym zużyciem środków chemicznych do zwalczania agrofagów, które zastępowane są przez, np. biopreparaty (Sas-Piotrowska i Piotrowski 2012).

Obecnie wzrosło zainteresowanie innowacyjnymi biopreparatami zwanymi też biostymulatorami, które mogą chronić rośliny przed patogenami. Najwięcej jednak aktualnie prowadzonych badań nad tymi substancjami jest zorientowanych na analizę ich wpływu zarówno na podniesienie jakości plonu (Kocira i in. 2017a-b, Szczepanek 2017a-b, Kocira i in. 2018), jak i zapewnianie bezpieczeństwa konsumentom, przy jednoczesnym braku negatywnego oddziaływania na środowisko naturalne (Dymkowska-Malesa i in. 2014, Kocira i in. 2015a-c).

W kontekście powyższego, wykorzystanie wyciągów z roślin, popularnych w ziołolecznictwie czy medycynie, do zaprawiania nasion może wzmocnić rynek preparatów ochronnych w uprawach systemem ekologicznym lub zrównoważonym. Warunkiem, aby ochrona nasion była skuteczna jest wskazanie takich ekstraktów roślinnych, które stymulując zdolność kiełkowania nasion, jednocześnie ograniczą ich zasiedlenie przez patogeny. Biopreparaty znalazły już zastosowanie praktyczne w ogrodnictwie. Natomiast trudno jest wskazać na praktyczne ich wykorzystanie w uprawach polowych roślin. Są to działania przyszłościowe i będą stanowiły element zintegrowanej ochrony roślin, a zwłaszcza ochrony roślin w systemie rolnictwa ekologicznego.

Badania miały na celu określenie gatunków roślin, których wyciągi jednocześnie działając stymulująco na kiełkowanie ziaren, ograniczały ich kontaminację powierzchniową przez mikroorganizmy. Dodatkowo wskazano, który ze sposobów pozyskiwania wyciągów (macerat, napar, wywar) będzie najskuteczniejszy dla żywotności i zdrowotności badanych ziaren. Jest to niezmiernie ważne, gdyż wykorzystanie wodnych wyciągów w ochronie roślin w rolnictwie integrowanym może spowodować ograniczenie stosowania środków syntetycznych, a w rolnictwie ekologicznym wzmocnić opory środowiska dzięki ochronie jego bioróżnorodności.



## 2. Materiał i metody badań

Materiałem badawczym były niezaprawione nasiona jęczmienia jarego *Hordeum vulgare* L. odmiany ‘Stratus’. Rośliny z których sporządzono wyciągi w postaci maceratów, naparów oraz wywarów do zaprawiania nasion zestawiono w tabeli 1. Wyboru 40 gatunków roślin dokonano na podstawie wyników wcześniej prowadzonych badań *in vivo* nad skutecznością działania ekstraktów wodnych na zdolność kiełkowania różnych gatunków roślin uprawnych.

Wyciągi roślinne w postaci maceratów, naparów oraz wywarów przygotowano zgodnie z przedstawioną metodyką. Macerat – 5 g suszu roślinnego zalewano 100 ml zimnej wody i pozostawiano na 24 h w temperaturze 20°C, po czym sączono; napar – 5 g suszu zalewano 250 ml wrzącej wody i pozostawiono pod przykryciem na 30 minut, po wystudzeniu sączono. Wywar – odważono 8,75 g suszu każdej z roślin i zalewano litrem wody destylowanej. Zawiesinę dokładnie mieszano, odstawiano na 24 godziny i następnie gotowano przez 15 minut. Zagotowane wywary przecedzono przez sito wyłożone gazą do szklanych pojemników i po ostudzeniu wykorzystano do badań (Tyszyńska-Kownacka i Starek 1989). Otrzymane po filtracji wyciągi roślinne zostały wykorzystane do zaprawiania nasion na mokro. Wytrząsano nasiona przez 10 minut w wytrząsarce laboratoryjnej typ 358 A. Nasiona w wyciągach do zaprawiania pozostawiano na 20 godzin w temperaturze 21°C przykryte folią aluminiową (Sas-Piotrowska i Piotrowski 2012).

Doświadczenie wykonano testem bibułowym według norm ISTA 2010 (Międzynarodowe Przepisy Oceny Nasion – Rozdział 7) określając zdolność kiełkowania. Kryteriami oceny była liczba nasion: normalnie kiełkujących; nienormalnie kiełkujących; zdrowych niekiełkujących i martwych (zasiedlonych bakteriami i grzybami). Przy omawianiu uzyskanych wyników badań, wartości zdolności kiełkowania i kontaminacji przedstawiono w odniesieniu do obiektu kontrolnego, którym były ziarna jęczmienia jarego potraktowane jedynie sterylną wodą. Wzór użyty do obliczenia % ziaren w porównaniu do obiektu kontrolnego:

$$X\% = (100 \cdot a/k) - 100 \quad (1)$$

gdzie:

X% – odchylenie od kombinacji kontrolnej,

a – średnia liczba ziaren w badanej próbce,

k – średnia liczba ziaren w próbce kontrolnej.

**Tabela 1.** Rośliny z których sporządzono wyciągi wodne  
**Table 1.** Plants from which prepared aqueous extracts

1. <i>Acorus calamus</i> L.; Tatarak zwyczajny (korzeń)	21. <i>Lavandula vera</i> L.; Lawenda prawdziwa (kwiaty)
2. <i>Aesculus hippocastanum</i> L.; Kasztanowiec zwyczajny (kora)	22. <i>Levisticum officinale</i> L.; Lubczyk lekarski (korzenie)
3. <i>Aesculus hippocastanum</i> L.; Kasztanowiec zwyczajny (kwiaty)	23. <i>Linum usitatissimum</i> L.; Len zwyczajny (nasiona)
4. <i>Allium sativum</i> L.; Czosnek zwyczajny (cebule)	24. <i>Marrubium vulgare</i> L.; Szanta zwyczajna (ziele)
5. <i>Archangelica officinalis</i> Hoffm.; Arcydzięgiel litwor (korzeń)	25. <i>Matricaria chamomilla</i> L.; Rumianek pospolity (koszyczki)
6. <i>Arctium lappa</i> L.; Łopian większy (korzeń)	26. <i>Melissa officinalis</i> L.; Melisa lekarska (liście)
7. <i>Artemisia absinthium</i> L.; Bylica piołun (ziele)	27. <i>Mentha piperita</i> L.; Mięta pieprzowa (liście)
8. <i>Artemisia vulgaris</i> L.; Bylica pospolita (ziele)	28. <i>Origanum majorana</i> L.; Lebiodka majeranek(ziele)
9. <i>Betula verrucosa</i> Ehrh.; Brzoza brodawkowata (liście)	29. <i>Pinus sylvestris</i> L.; Sosna zw. (młode pędy)
10. <i>Calendula officinalis</i> L., Nagietek lekarski (kwiat)	30. <i>Quercus robur</i> L.; Dąb szypułkowy (kora)
11. <i>Camelina sinensis</i> L.; Herbata czerwona (liście)	31. <i>Ribes nigrum</i> L.; Porzeczka czarna (liście)
12. <i>Carum carvi</i> L.; Kminek zwyczajny (owoce)	32. <i>Rosa canina</i> L.; Róża dzika (owoce)
13. <i>Coriandrum sativum</i> L.; Kolendra siewna (owoce)	33. <i>Salix alba</i> and <i>S. purpurea</i> L.; Wierzba biała i purpurowa (kora)
14. <i>Crataegus oxyacantha</i> L.; Głóg dwuszyjkowy (kwiaty)	34. <i>Sambucus nigra</i> L.; Bez czarny (kwiaty)
15. <i>Equisetum arvense</i> L. (herb); Skrzyp polny (ziele)	35. <i>Saponaria officinalis</i> L.; Mydlnica lekarski (korzenie)
16. <i>Frangula alnus</i> Mill. (bark); Kruszyna pospolita (kora)	36. <i>Satureja hortensis</i> L.; Cząber ogrodowy(ziele)
17. <i>Hyssopus officinalis</i> L. (herb); Hyzop lekarski (ziele)	37. <i>Taraxacum officinale</i> Web.; Mniszek lekarski (korzenie)
18. <i>Inula helenium</i> L. (roots); Oman wielki (korzenie)	38. <i>Urtica dioica</i> L.; Pokrzywa zwyczajna (liście)
19. <i>Juglans regia</i> L. (leaves); Orzech włoski (liście)	39. <i>Verbascum thapsiforme</i> L.; Dziewanna wielokwiatowa (kwiaty)
20. <i>Juniperus communis</i> L. (fruit); Jałowiec pospolity (owoce)	40. <i>Zea mays</i> L.; Kukurydza zwyczajna (znamiona)

W przypadku zdolności kiełkowania, wartości oznaczone (+) wskazują na wzrost kiełkowania w stosunku do obiektu kontrolnego. Podczas, gdy w przypadku zdrowotności ziaren wartości oznaczone znakiem (-) wskazywały na zmniejszoną kontaminację materiału siewnego przez mikroorganizmy w stosunku do próby kontrolnej.

Wszystkie badania przeprowadzoną w pięciu powtórzeniach, a na każde z nich składało się 100 ziaren.

Uzyskane wyniki sprawdzono w programie Statistica 13PL (Stat-Soft) pod kątem jednorodności wariancji testem Levene'a a normalność rozkładu analizowanych zmiennych zweryfikowano za pomocą testu Shapiro-Wilka. Uzyskane wyniki opracowano statystycznie metodą analizy wariancji (ANOVA) z pojedynczą klasyfikacją (P = 95%), oddziel-

nie dla każdej rośliny, z której sporządzono wyciąg, sposobu przygotowania wyciągu i kryterium oceny. Do porównania wyników uzyskanych dla badanych ziaren jęczmienia i kryteriów oceny wykorzystano współczynniki korelacji  $r$  (dla  $\alpha = 0,05$  oraz dla  $\alpha = 0,01$ ). Istotność współczynnika korelacji przy  $P = 95\%$  została oznaczona znakiem “\*” a przy  $P = 99\%$  znakiem podwójnym “\*\*”. Wyznaczono także najmniejszą istotną różnicę (test Fishera –  $NIR_{0,05}$ ). Analizę statystyczną wykonano przy wykorzystaniu programów ANW (Analiza Wariancji Doświadczeń) oraz ANK (Analiza Korelacji Doświadczeń).

### 3. Wyniki badań

Analiza wariancji wykazała, że zarówno zdolność kiełkowania jak i liczba zasiedlonych przez mikroorganizmy nasion zmieniały się w zależności od gatunku rośliny, z której sporządzono wyciąg oraz sposobu jego przygotowania. Istotne okazały się również interakcje I i II rzędu.

Traktowanie ziaren jęczmienia jarego wyciągami spowodowało, że zdolność kiełkowania ulegała redukcji przeciętnie o  $-0,47\%$  w stosunku do obiektu kontrolnego. Wyciągi sporządzone z różnych gatunków roślin wykazywały niezależnie od sposobu przygotowania odmienne działanie na zdolność kiełkowania badanych nasion.

Zdolność kiełkowania stymulowały wyciągi z  $42,50\%$  roślin (zakres od  $+1,39\%$  do  $+21,63\%$  w stosunku do próby kontrolnej). Najkorzystniej w porównaniu do ziaren kontrolnych działał wyciąg z części zielonych *Marrubium vulgare* (przeciętna zdolność kiełkowania  $+21,63\%$ ), kwiatów *Crataegus oxyacantha* (przeciętna zdolność kiełkowania  $+21,35\%$ ), z kory *Frangula alnus* (przeciętna zdolność kiełkowania  $+20,81\%$ ). Jednak niektóre wyciągi użyte w doświadczeniu inhibitowały, w porównaniu do próby kontrolnej, kiełkowanie ziaren. Zdolność kiełkowania w stosunku do próby kontrolnej ograniczało  $57,50\%$  wyciągów (zakres od  $-0,97\%$  do  $-20,99\%$ ). Najsilniej wyciąg z owoców *Rosa canina* (przeciętna zdolność kiełkowania  $-20,99\%$ ), z owoców *Juniperus communis* (przeciętna zdolność kiełkowania  $-19,70\%$ ) oraz korzeni *Levisticum officinale* (przeciętna zdolność kiełkowania  $-15,88\%$ ). Pomimo różnic w sile oddziaływania wyciągów na zdolność kiełkowania nasion, uszeregowanie ich pod względem aktywności było istotnie zgodne ( $r > r$  granicznego).

Również sposób przygotowania wyciągów niezależnie od pozostałych badanych czynników (tabela 2), różnicował zdolność kiełkowania ziaren jęczmienia jarego. Najkorzystniej, w stosunku do prób kontrolnych, działały wywary (przeciętnie +9,58%), natomiast maceraty ograniczały ją o -4,85%, a napary o -6,14% w stosunku do obiektu kontrolnego. Stwierdzono także, że niezależnie od pochodzenia wyciągu, reakcja badanych ziaren jęczmienia zależała od sposobu ich przygotowania.

Analizując reakcję ziaren na wyciągi wodne (tabela 2), w zależności od ich pochodzenia oraz sposobu przygotowania (interakcja I°) stwierdzono, że spośród 120 badanych kombinacji, w 50,00% przypadków następował (w porównaniu do kombinacji kontrolnej bezwzględnej) istotny wzrost zdolności kiełkowania.

**Tabela 2.** Zdolność kiełkowania [%] ziaren jęczmienia jarego w zależności od gatunku rośliny, z której przygotowano wyciąg oraz sposobu wykonania ekstraktów roślinnych

**Table 2.** Germination capacity [%] of barley grains depending on plant species from which prepared extracts and method of its preparation

Gatunek rośliny, z której sporządzono wyciąg	Forma wyciągu			Średnia, %
	Macerat, %	Napar, %	Wywar, %	
<i>Acorus calamus</i>	86,55	97,28	94,87	92,90
<i>Aesculus hippocastanum</i> (kora)	69,47	53,27	96,48	73,07
<i>Aesculus hippocastanum</i>	80,21	81,67	92,12	84,67
<i>Allium sativum</i>	69,37	45,95	97,87	71,07
<i>Archangelica officinalis</i>	65,79	67,48	72,29	68,52
<i>Arctium lappa</i>	74,08	67,39	87,10	76,19
<i>Artemisia absinthium</i>	67,23	62,72	86,37	72,10
<i>Artemisia vulgaris</i>	72,50	44,40	90,65	69,18
<i>Betula verrucosa</i>	72,48	66,56	96,89	78,64
<i>Calendula officinalis</i>	76,15	64,48	72,58	71,07
<i>Camelina sinensis</i>	80,24	85,36	95,09	86,90
<i>Carum carvi</i>	65,92	68,16	66,13	66,74
<i>Coriandrum sativum</i>	74,95	73,03	81,72	76,57
<i>Crataegus oxyacantha</i>	93,82	95,02	93,51	94,12
<i>Equisetum arvense</i>	57,12	49,32	91,46	65,97
<i>Frangula alnus</i>	94,56	92,06	94,48	93,70
<i>Hyssopus officinalis</i>	63,98	70,04	95,10	76,38
<i>Inula helenium</i>	86,58	81,05	83,41	83,68
<i>Juglans regia</i>	82,90	78,98	86,85	82,91
<i>Juniperus communis</i>	60,60	64,92	61,32	62,28
<i>Lavandula vera</i>	67,39	82,83	94,78	81,67
<i>Levisticum officinale</i>	60,42	68,19	67,12	65,24
<i>Linum usitatissimum</i>	78,74	80,69	97,96	85,80

Tabela 2. cd.

Table 2. cont.

Gatunek rośliny, z której sporządzono wyciąg	Forma wyciągu			Średnia, %
<i>Marrubium vulgare</i>	94,57	94,23	94,21	94,34
<i>Matricaria chamomilla</i>	60,93	85,55	66,52	71,00
<i>Melissa officinalis</i>	90,05	94,24	62,45	82,25
<i>Mentha piperita</i>	97,70	91,73	90,98	93,47
<i>Origanum majorana</i>	74,23	64,40	91,79	76,81
<i>Pinus sylvestris</i>	81,09	82,07	85,35	82,84
<i>Quercus robur</i>	76,09	80,29	89,31	81,90
<i>Ribes nigrum</i>	60,62	69,38	87,95	72,65
<i>Rosa canina</i>	66,36	51,17	66,30	61,28
<i>Salix alba</i> i <i>S. purpurea</i>	84,72	80,80	82,09	82,54
<i>Sambucus nigra</i>	44,16	56,70	97,86	66,24
<i>Saponaria officinalis</i>	74,96	57,02	93,87	75,28
<i>Satureja hortensis</i>	67,49	66,50	84,55	72,85
<i>Taraxacum officinale</i>	62,72	86,85	52,06	67,21
<i>Urtica dioica</i>	74,12	41,09	94,79	70,00
<i>Verbascum thapsiforme</i>	59,75	71,28	69,60	66,88
<i>Zea mays</i>	81,41	97,87	93,76	91,01
Obiekt kontrolny	77,56			
NIR: gatunek rośliny = 6,39%; forma wyciągu = 10,72%; interakcja = 13,76%				

Porównując reakcję ziaren jęczmienia na wyciągi użyte do ich zawiązania okazało się, że pozytywnie na zdolność kiełkowania oddziaływały w mniejszym lub większym stopniu wszystkie formy wyciągów (macerat, napar, wywar) przygotowane z kwiatów *Crataegus oxyacantha*, kory *Frangula alnus*, korzeni *Acorus calamus*, kwiatów *Aesculus hippocastanum*, liści *Camelina sinensis*, korzeni *Inula helenium*, liści *Juglans regia*, nasion *Linum usitatissimum* a także liści *Mentha piperita*.

Najkorzystniej, w odniesieniu do obiektu kontrolnego, na zdolność kiełkowania jęczmienia jarego działały napary przygotowane z 45% badanych roślin (zakres +1,83% do +26,19%), a szczególnie napary przygotowane ze znamion *Zea mays* (przeciętna zdolność kiełkowania +26,19%), z korzeni *Acorus calamus* (przeciętna zdolność kiełkowania +25,43%), z kwiatów *Crataegus oxyacantha* (przeciętna zdolność kiełkowania +22,51%). Maceraty przygotowane z 35,0% (zakres +1,52% do +25,97%) roślin stymulowały zdolność kiełkowania w odniesieniu do ziaren kontrolnych. Najbardziej, gdy przygotowano je z liści *Mentha piperita* (+25,97%), części zielonych *Marrubium vulgare* (+21,93%) oraz kory *Frangula alnus* (+21,92%).

Zdolność kiełkowania jęczmienia podwyższały w stosunku do próby kontrolnej wywary przygotowane aż z 72,50% roślin (zakres +5,37% do +26,30%). Pozytywnym działaniem wykazywały się wywary z nasion *Linum usitatissimum* (+26,30%), kwiatów *Sambucus nigra* (+26,17%) oraz liści *Betula verrucosa* (+24,92%)

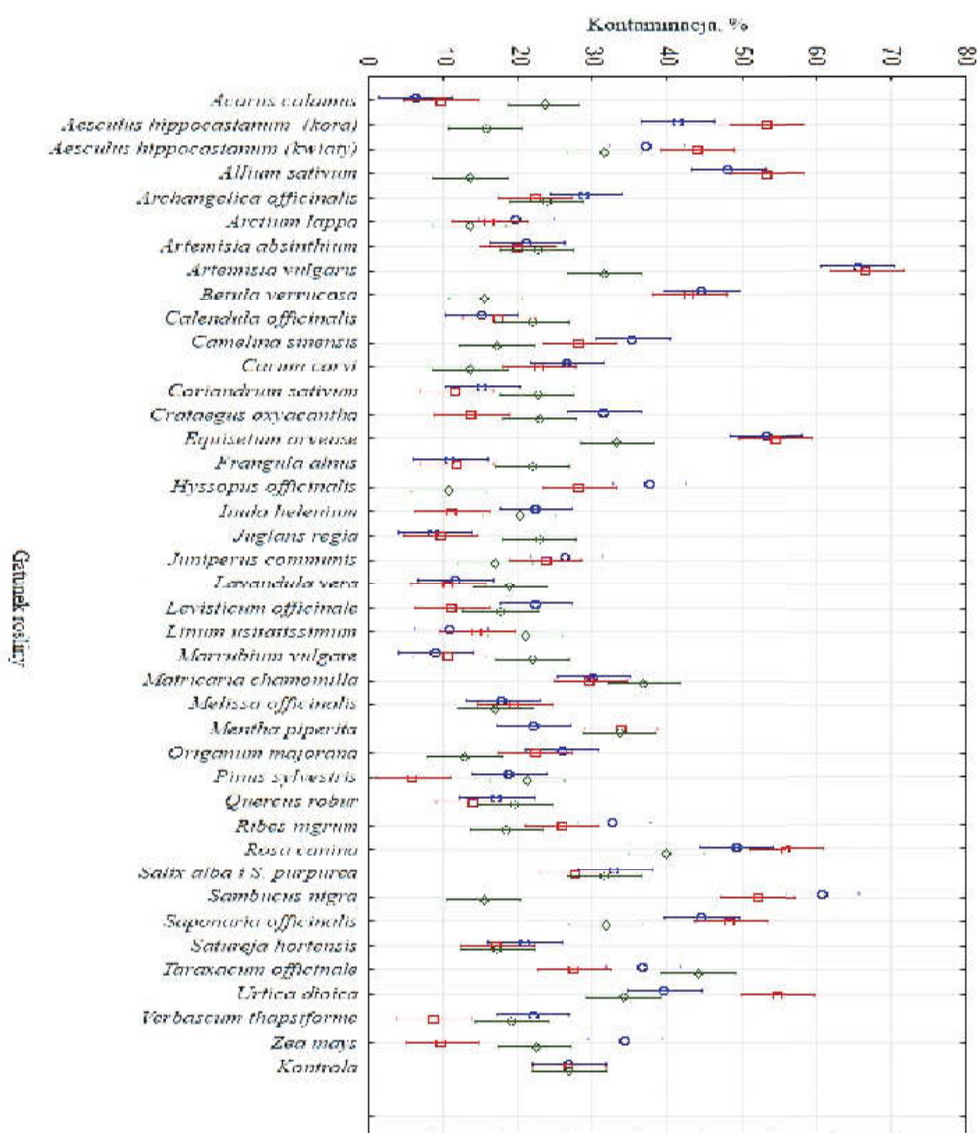
Traktowanie ziarniaków jęczmienia wyciągami roślinnymi spowodowało, że liczba zasiedlonych mikroorganizmami kiełkujących ziaren wzrosła średnio o +1,11% w stosunku do obiektu kontrolnego. Ograniczenie zasiedlenia, w porównaniu do ziaren kontrolnych, obserwowano w przypadku stosowania 57,50% wyciągów (od -0,87% do -46,31%). Najlepsze był wyciągi przygotowane z liści *Juglans regia* (-46,31%), korzeni *Acorus calamus* (-46,01%), oraz części zielonych *Marrubium vulgare* (-45,94%).

Analiza statystyczna zasiedlenia ziaren jęczmienia jarego mikroorganizmami (rysunek 1) wykazała istotne różnice między gatunkami roślin, z których wykonano wyciąg – NIR = 4,23%, formą wyciągu – NIR = 8,36%. Stwierdzono też istotne różnice w interakcji (gatunek rośliny i forma wyciągu) – NIR = 10,35%.

Traktowanie nasion wyciągami z 42,50% ziół powodowało wzrost liczby ziaren z objawami zasiedlenia mikroorganizmami (od +0,83% do +110,04%). Największe, gdy wyciągi przygotowano z części zielonych *Artemisia vulgaris* (+108,27%), owoców *Rosa canina* (+81,72%) oraz części zielonych *Equisetum arvense* (+80,14%).

Traktowanie ziaren jęczmienia naparami z 55,00% roślin powodowało spadek ich skażenia przez mikroorganizmy w zakresie od -1,87% do -65,70%. Największą redukcję zaobserwowano po traktowaniu ziarniaków naparami z młodych pędów (-65,70%), znamion *Zea mays* (-58,36%) oraz liści *Juglans regia* (-56,63%). Maceraty przygotowane z 52,50% roślin wpływały na ograniczenie liczby zasiedlonych ziaren (zakres od -1,5% do -76,51%). Największą redukcję stwierdzono, gdy zastosowano maceraty z korzeni *Acorus calamus* (-76,51%), liści *Juglans regia* (-66,91%) oraz części zielonych *Marrubium vulgare* (-66,54%).

Obserwowano spadek zasiedlenia ziaren jęczmienia w wyniku traktowania ich wywarami z 75,00% roślin. Największy, gdy stosowano wywary z części zielonych *Hyssopus officinalis* (-60,21%), korzeni *Arc-tium lappa* (-49,88%), a także owoców *Carum carvi* (-49,57%).



**Rys. 1.** Kontaminacja [%] ziaren jęczmienia jarego mikroorganizmami w zależności od gatunku rośliny, z której przygotowano wyciąg oraz od sposobu wykonania ekstraktów roślinnych

**Fig. 1.** Contamination [%] of barley grains depending on plant species from which prepared extracts and method of its preparation

Kontaminacja mikroorganizmami ziaren jęczmienia była ograniczona w wyniku zastosowania wszystkich form wyciągów (macerat, napar, wywar) z korzeni *Acorus calamus*, liści *Juglans regia*, części zielonych *Marrubium vulgare*, kwiatów *Lavandula vera*, kory *Frangula alnus*, kory *Quercus robur*.

Wyniki badań dowiodły, że 58,33% spośród 120 badanych kombinacji, ograniczało istotnie w porównaniu do kombinacji kontrolnej

bezwzględnej liczbę zasiedlonych mikroorganizmami ziaren, a 41,67% powodowało jej wzrost. Wszystkie formy wyciągów przygotowanych z części zielonych *Artemisia vulgaris* i owoców *Rosa canina* oraz kwiatów *Sambucus nigra* i liści *Urtica dioica* najsilniej wpłynęły na wzrost kontaminacji powierzchniowej ziaren jęczmienia jarego.

Analiza zróżnicowania zdolności kiełkowania ziaren traktowanych wyciągami sporządzonymi z różnych roślin oraz liczby ziaren z objawami zasiedlenia przez drobnoustroje wykazała, że im silniej wyciągi ograniczały kontaminację nasion mikroorganizmami, tym lepsze było ich kiełkowanie. Potwierdza to współczynnik korelacji (kontaminacja x zdolność), który wynosił -0,77\*\*.

#### 4. Dyskusja

W rolnictwie nie tylko ważna jest reakcja rośliny uprawnej na zaprawy biologiczne, ograniczające jej porażenie przez patogeny. Ważna jest także zdolność do prawidłowego kiełkowania zaprawionych wyciągami nasion (Janas i Grzesik 2005). Z badań prowadzonych przez Sas-Piotrowską i Piotrowskiego (2003), wynika, że aktywność biologiczna ekstraktów roślinnych, zależy od wielu czynników, m.in. od zawartości określonych związków chemicznych i ich zdolności do dyfuzji. Dodatkowo niektóre związki mogą pobudzać rozwój patogenów i zwiększać stopień zanieczyszczenia nasion i ziaren, a inne mogą działać jako czynniki inhibitoryjne. Różnice pomiędzy oddziaływaniem maceratów, naparów i wywarów wynikają z możliwych strat spowodowanych przez odparowanie rozpuszczalnika podczas ich przygotowywania oraz zróżnicowanej rozpuszczalności związków czynnych, zawartych w roślinach (Sas-Piotrowska i Piotrowski 2003). Sas-Piotrowska i in. (2005, 2010) badając żywotność i zdrowotność ziaren zbóż, traktowanych wyciągami roślinnymi z 40 gatunków roślin wykazali istotne zróżnicowane działania wyciągów oraz sposobów ich przygotowania na zdolność kiełkowania i kontaminację ziaren mikroorganizmami. W przypadku badań własnych stwierdzono, że wymienione ekstrakty wodne działały korzystnie także na żywotność ziaren jęczmienia. Wyniki przeprowadzonego doświadczenia znajdują odzwierciedlenie w badaniach Czerwińskiej i in. (2015b) prowadzonych na nasionach łubinu żółtego, w których wykazano, że zarówno żywotność nasion jak i zanieczyszczenie przez mikroorganizmy



zmieniały się w zależności od gatunku rośliny zielarskiej oraz sposobu jego przygotowania (macerat, napar, wywar). Zastosowane wyciągi wodne w różnym stopniu ograniczały liczbę zasiedlonych nasion przez bakterie i grzyby, szczególnie sposób przygotowania wyciągu różnicował zasiedlenie nasion (Czerwińska i in. 2015b). Badania Sas-Piotrowskiej i in. (2004), w których wykorzystano do zaprawiania ziaren pszenicy, żyta i pszenżyta 20 wyciągów wodnych, potwierdziły istotne zróżnicowanie ich działania na żywotność ziaren. Wyróżniły się zaprawy z kory *Frangula alnus* i kwiatów *Crataegus oxyacantha*. Natomiast inhibitująco na wymienioną cechę działały z owoców *Rosa canina*, kwiatów *Sambucus nigra* czy ziela *Artemisia vulgaris* (Sas-Piotrowska i in. 2004). Wyróżnione wyciągi wodne działające pozytywnie na normalne kiełkowanie ziarniaków trzech zbóż w prezentowanych badaniach własnych znalazły się także wśród działających korzystnie na żywotność ziaren jęczmienia.

Badania Sas-Piotrowskiej i in. (2005), w których wykorzystano także 40 wyciągów wodnych wykazały, że żywotność nasion owsa siewnego stymulowały zaprawy z korzeni *Arctium lappa*, kory *Frangula alnus* i ziela *Marrubium vulgare*. W dostępnej literaturze najczęściej wymienianymi roślinami, które mają pozytywny wpływ na żywotność i zdrowotność nasion i ziaren są *Allium sativum*, *Urtica dioica* oraz *Equisetum arvense* (Saniewska i Żuradzka 2001, Pisarek 2003, Pisarek 2006, Burgiel 2005, Jarosz i Gołębiak 2005, Panasiewicz i in. 2007, Stompor-Chrzan 2008). W prezentowanych badaniach własnych nie potwierdzono pozytywnego działania wymienionych roślin.

Analizując wyniki badań własnych i dokonując ich porównania z wynikami uzyskanymi przez innych autorów, należy podkreślić ich ogromne zróżnicowanie. Pokazują one również, iż może być bardzo trudne znalezienie roślin, które z pozytywnym skutkiem oddziałują na zdolność kiełkowania i liczbę zasiedlonych nasion roślin uprawnych. Jest tak, ponieważ każda z badanych roślin uprawnych reaguje specyficznie na stosowane biopreparaty. Podsumowując można stwierdzić, iż naturalne, roślinne związki grzybobójcze w praktyce rolniczej są stosowane w niewielkim zakresie. Podkreślić należy jednak, że wykorzystanie substancji przeciwdrobnoustrojowych pochodzenia biologicznego, przyczynia się do ochrony środowiska, gdyż szybciej niż fungicydy syntetyczne, ulegają one biodegradacji, a wprowadzane celowo ograniczają np. zachwaszczenie i kształtują środowisko glebowe dla rozwijających się ro-

ślin i wpływają na ich plonowanie (Matyjaszczyk & Sobczak 2011). Rozporządzenie Rady (WE) nr 834/2007 (art.16, punkt 4 i 5) dopuszcza bowiem możliwość stosowania w rolnictwie ekologicznym preparatów, które w świetle ustawy nie są środkami ochrony roślin, lecz mogą oddziaływać pozytywnie na ich zdrowotność (Dz.U. nr 147 z 2007). Obecnie w wielu ośrodkach badawczych prowadzone są intensywne badania *in vitro* nad mechanizmem działania i bezpieczeństwem ekstraktów roślinnych oraz ich poszczególnych składników. Uzyskane wyniki wskazują na konieczność kontynuacji badań w zakresie przydatności wyciągów roślinnych do ekologicznego zwalczania, szczególnie niebezpiecznych w uprawach, mikroorganizmów (Hussain i in. 2011, Inouye i in. 2001, Shabbir 2009, Mahesh i Satish 2008).

## 5. Wnioski

1. Zdolność kiełkowania ziaren jęczmienia jarego oraz liczba ziaren z objawami kontaminacji mikroorganizmami zmieniały się w zależności od pochodzenia wyciągu (gatunku rośliny, z której sporządzono wyciąg) oraz sposobu jego przygotowania.
2. Zdolność kiełkowania ziaren jęczmienia jarego stymulowały wyciągi z 42,50% roślin. Najkorzystniej działał wyciąg z części zielonych *Marrubium vulgare*, kwiatów *Crataegus oxyacantha* i z kory *Frangula alnus*.
3. Porównując przeciętną reakcję ziaren jęczmienia na wyciągi użyte do ich zaprawiania, pozytywnie na zdolność kiełkowania oraz ograniczenie liczby ziaren zasiedlonych przez mikroorganizmy, oddziaływały wywary. Stwierdzono także, że najkorzystniej na kiełkowanie ziaren oraz jednoczesne ograniczenie ich kontaminacji, działały wszystkie formy wyciągów z korzeni *Acorus calamus*, kory *Frangula alnus*, korzeni *Inula helenium*, liści *Juglans regia*, nasion *Linum usitatissimum* oraz młodych pędów *Pinus sylvestris*.
4. Liczbę ziaren zasiedlonych przez mikroorganizmy ograniczało 57,50% wyciągów, a zwłaszcza wyciągi przygotowane z liści *Juglans regia*, korzeni *Acorus calamus* oraz części zielonych *Marrubium vulgare*.
5. Kontaminacja mikroorganizmami ziaren jęczmienia była ograniczona w wyniku zastosowania wszystkich form wyciągów z korzeni *Acorus calamus*, liści *Juglans regia*, części zielonych *Marrubium vulgare*, kwiatów *Lavandula vera*, kory *Frangula alnus* oraz kory *Quercus robur*.

## Literatura

- Burgieł, Z.J. (2005). *Czy preparaty roślinne zastąpią syntetyczne fungicydy? Ochrona środowiska naturalnego w XXI wieku - nowe wyzwania i zagrożenia*. Kraków: Wydawnictwo Akademii Rolniczej.
- Czerwińska, E., & Szparaga, A. (2015a). Antibacterial and antifungal activity of plant extract. *Rocznik Ochrony Środowiska*, 17, 209-229.
- Czerwińska, E., Szparaga, A., Deszcz. E. (2015b). Ocena wpływu zaprawiania wyciągami roślinnymi na zdolność kiełkowania nasion łubinu żółtego i grochu siewnego. *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu, Rolnictwo*, 612, 7-19.
- Dymkowska-Malesa, M., Szparaga, A., Czerwińska, E., (2014). Evaluation of polychlorinated biphenyls content in chosen vegetables from warmia and mazury region. *Rocznik Ochrona Srodowiska*. 16(1), 290-299.
- Dz.U. nr 147 z 2007, poz.1033. *Ustawa o nawozach i nawożeniu*.
- Fiedorow, Z., Gołębiak, B., Weber, Z. (2004). *Ogólne wiadomości z fitopatologii*. Poznań: Wydawnictwo Akademii Rolniczej 208.
- Fraç M., Oszust K., Kocira A., Kocira S. 2015. Molecular identification of fungi isolated from *Dracocephalum moldavica* L. seeds. *Agriculture and Agricultural Science Procedia*, 7, 74-79, DOI: 10.1016/j.aaspro.2015.12.036.
- Grzesik, M., Janas, R., Górnik, K., Romanowska-Duda, Z. (2012). Biologiczne i fizyczne metody stosowane w produkcji i uszlachetnianiu nasion. *Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering*, 57(3), 147-152.
- Hussain, A.I., Anwar, F., Rao, J.R., Mazumdar, A. (2011). Antibacterial activity of some Lamiaceae essential oils using resazur in as an indicator of cell growth. *Food Science and Technology*, 44(4), 1199-1206.
- Inouye, S., Uchida, K., Yamaguchi, H. (2001). *In-vitro* and *in-vivo* anti-Trichophyton activity of essential oils by vapour contact. *Mycoses*, 44, 99-107.
- ISTA (2010). *International rules for seed testing*. Zurich: International Seed Testing Association
- Janas, R., Grzesik M. (2005). Zastosowanie środków biologicznych do poprawy jakości nasion roślin ogrodniczych. *Progress in Plant Protection*, 45(2), 739-741.
- Jarosz, A., Gołębiak, B. (2005). Wpływ ekstraktów roślinnych i chitozanu na rozwój skórzastej zgnilizny owoców truskawki (*Phytophthora cactorum*). *Progress in Plant Protection*, 45(2), 749-751.
- Kocira, S., Kocira, A., Szmigielski, M., Piecak, A., Sagan, A., and Malaga-Toboła, U. (2015a). Effect of an amino acids-containing biostimulator on common bean crop. *Przem. Chem.* 94, 1732-1736. doi: 10.15199/62.2015.10.16

- Kocira, A., Kocira, S., and Stryjecka, M. (2015b). Effect of Asahi SL application on common bean yield. *Agric. Agric. Sci. Proc.* 7, 103-107. doi: 10.1016/j.aaspro.2015.12.045
- Kocira, S., Sujak, A., Kocira, A., Wójtowicz, A., and Oniszczyk, A. (2015c). Effect of Fylloton application on photosynthetic activity of Moldavian dragonhead (*Dracocephalum moldavica* L.). *Agric. Agric. Sci. Proc.* 7, 108-112. doi: 10.1016/j.aaspro.2015.12.002
- Kocira, A., Kocira, S., Swieca, M., Złotek, U., Jakubczyk, A., and Kapela, K. (2017a). Effect of foliar application of a nitrophenolate-based biostimulant on the yield and quality of two bean cultivars. *Sci. Hortic.* 214, 76-82. doi: 10.1016/j.scienta.2016.11.021
- Kocira, S., Kocira, A., Kornas, R., Koszel, M., Szmigielski, M., Krajewska, M., et al. (2017b). Effects of seaweed extract on yield and protein content of two common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) cultivars. *Legume Res.* doi: 10.18805/LR-383
- Kocira, S., Szparaga, A., Kocira, A., Czerwińska, E., Wójtowicz, A., Bronowicka-Mielniczyk, U., et al. (2018). Modeling biometric traits, yield and nutritional and antioxidant properties of seeds of three soybean cultivars through the application of biostimulant containing seaweed and amino acids. *Front. Plant Sci.* 9:388. doi: 10.3389/fpls.2018.00388
- Kryczyński, S., Weber, Z. (2010). *Podstawy fitopatologii*. Poznań: PWRiL 639.
- Mahesh, B., Satish, S. (2008). Antimicrobial activity of some important medicinal plant against plant and human pathogens. *World Journal of Agricultural Sciences*, 4(S), 839–843.
- Matyjaszczyk, E., Sobczak, J. (2011). Środki ochrony roślin zawierające substancje aktywne pochodzenia naturalnego. *Bydgoskie Towarzystwo Naukowe*, 307-310.
- Mrówczyński, M., Korbas, M., Praczyk, T., Gwiazdowski, R., Jajor, E., Pruszyński, G., Wachowiak, H. (2009). Ochrona roślin w integrowanej produkcji rzepaku. *Rośliny Oleiste*, XXX, 245-256.
- Panasiewicz, K., Koziara, W., Sulewska, H., Skrzypczak, W. (2007). Wpływ biologicznych i chemicznych zapraw nasiennych na parametry wigorowe ziarna zbóż. *Progress in Plant Protection*, 47(2), 235-237.
- Pisarek, M. (2003). Próby wykorzystania ekstraktów z roślin leczniczych do zwalczania ślimaków nagich. *Progress in Plant Protection*, 43(2), 866-867.
- Pisarek, M. (2006). Odziaływanie wodnych wyciągów i naparów z korzeni wybranych roślin zielarskich na żerowanie ślimaków nagich z rodzaju Arion. *Progress in Plant Protection*, 46(2), 334-337.

- Rozporządzenie Rady nr 834/2007 z dnia 28 czerwca 2007 r. w sprawie produkcji ekologicznej i znakowania produktów ekologicznych (Dz.Urz. L 189 z 20.07.2007 r., s.1).
- Saniewska, A., Żuradzka, I. (2001). Comparison of antifungal activity of four cultivars of garlic (*Allium sativum*L.) for several pathogenic fungi. *Folia Horticulturae*, 13/1A, 405-412.
- Sas-Piotrowska B., Piotrowski, W., Kaczmarek-Cichosz, R. (2004). Plant extracts and their influence on some properties of seeds of cultivated plants-grain plants. *Annual Set the Environment Protection*, 6, 77-89.
- Sas-Piotrowska, B., Piotrowski, W. (2003). Wpływ wyciągów roślinnych na żywotność i zdrowotność korzeni roślin strączkowych zarażonych przez *Fusarium oxysporum* (Schl.). *Rocznik Ochrona Środowiska*, 5, 191-202.
- Sas-Piotrowska, B., Piotrowski, W. (2010). Vitality and healthiness of barley (*Hordeum vulgare* L.) seeds treated with plant extracts. *Journal of Plant Protection Research*, 50(1), 117-124.
- Sas-Piotrowska, B., Piotrowski, W. (2012). Żywotność i zdrowotność nasion *Lupinus angustifolius* L. traktowanych wyciągami roślinnymi. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 14, 525-537.
- Sas-Piotrowska, B., Piotrowski, W., Kaczmarek-Cichosz, R. (2005). Longevity and healthiness of oat (*Avena sativa* L.) seeds treated with plant extracts. *Journal of Plant Protection Research*, 45(3), 181-193.
- Shabbir, M.K., Nadeem, R., Mukhtar, H., Anwar, F., Mumtaz, M.W. (2009). Physico-chemical analysis and determination of various chemical constituents of essential oil in *Rosa centifolia*. *Pakistan Journal of Botany*, 41(2), 615-620.
- Stompor-Chrzan, E. (2008). Wpływ wybranych biopreparatów na rozwój plamistości floksa. *Progress In Plant Protection*, 48(2), 277-278.
- Szczepanek, M., Siwik-Ziomek, A., and Wilczewski, E. (2017a). Effect of biostimulant on accumulation of Mg in winter oilseed rape under different mineral fertilization rates. *J Elementol.* 22(4), 1375-1385. doi: 10.5601/jelem.2017.22.1.1317.
- Szczepanek, M., Wilczewski, E., Pobereżny, J., Wszelaczyńska, E., and Ochmian, I. (2017b). Carrot root size distribution in response to biostimulant application. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science.* 67(4), 334-339. doi: 10.1080/09064710.2017.1278783.
- Tyszyńska-Kownacka, D., Starek, T. (1989). *Zioła w polskim domu*. Warszawa: Wydawnictwo Warta.

## Analysis of the Ecological Method of Treatment in the Aspect of Increasing the Vitality and Healthiness of Spring Barley Grains *Hordeum vulgare* L.

### Abstract

The work presents the results of investigations on the ecological method of spring barley grains dressing, which would improve their vitality and healthiness, without negative impact on natural environment. The experiment evaluated the effect of plant extracts on germination capacity and surface contamination of *Hordeum vulgare* L. grains 'Stratus' variety. In the investigations were used an aqueous extracts, in the form of macerates, infusions and decoctions, prepared from various morphological parts of 40 plant species. The research was aimed at identifying plant species which extracts, while stimulating germination of barley grains, limited their surface contamination by microorganisms. In addition, it was analyzed which method of obtaining extracts most effectively stimulated the vitality and healthiness of the tested grains. The above is extremely important because use of aqueous extracts in plant protection will lead to reduction in the use of synthetic agents in integrated agriculture, and in organic farming can strengthen the resistance of the environment, by protecting its biodiversity. Analysis of the obtained results showed that the activity of the extracts depended on the plant species and the method of preparation of aqueous extracts. The germination capacity of spring barley grains was stimulated by extracts prepared from 42.5% of plants. The most beneficial effect was observed for extracts from the *Marrubium vulgare* green parts, *Crataegus oxyacantha* flowers and *Frangula alnus* bark. The number of barley grains, settled by microorganisms, was limited by 57.5% of extracts, especially extracts prepared from *Juglans regia* leaves, *Acorus calamus* roots and green parts of *Marrubium vulgare*. The grains contamination was limited by the use of all forms of extracts from *Acorus calamus* roots, *Juglans regia* leaves, green parts of *Marrubium vulgare*, *Lavandula vera* flowers, *Frangula alnus* bark and *Quercus robur* bark.

Comparing the average reaction of the spring barley grains to the plant extracts used for their treatment, it was found that decoctions positively affected on the germination capacity and the limitation of the number of contaminated grains. The investigations also showed that preferably on grains germination and simultaneous limitation of its contamination influenced all forms of extracts from *Acorus calamus* roots, *Frangula alnus* roots, *Inula helenium* roots, *Juglans regia* leaves, *Linum usitatissimum* seeds and young sprouts of *Pinus sylvestris*. The observed in many tested combinations improvement in vitality and healthi-

ness of grains may have resulted from the fact that plant extracts were a source of active substances which (in varying degree) inhibited the growth and development of microorganisms. Additionally, the conducted research proved that the effect of plant extracts depended on the method of their preparation, which probably influenced on the formation of different chemical compounds profiles.

## Streszczenie

W pracy przedstawiono badania nad ekologicznym sposobem zaprawiania ziaren jęczmienia jarego, który pozwoliłby na poprawę ich żywotności i zdrowotności, przy jednoczesnym braku negatywnego oddziaływania na środowisko naturalne. W doświadczeniu oceniano wpływ działania ekstraktów roślinnych na zdolność kiełkowania oraz kontaminację powierzchniową ziaren *Hordeum vulgare*, odmiany 'Stratus'. Materiałem użytym do badań były wodne wyciągi, w postaci maceratów, naparów i wywarów, wykonane z różnych części morfologicznych 40 gatunków roślin. Badania miały na celu wskazanie gatunków roślin, których ekstrakty jednocześnie działając stymulująco na kiełkowanie ziaren jęczmienia, ograniczały ich kontaminację powierzchniową przez mikroorganizmy. Dodatkowo analizowano, który ze sposobów pozyskiwania ekstraktów najskuteczniej stymulował żywotność i zdrowotność badanych ziaren. Powyższe jest niezmiernie ważne, gdyż wykorzystanie wodnych ekstraktów w ochronie roślin w rolnictwie integrowanym może spowodować ograniczenie stosowania środków syntetycznych, a w rolnictwie ekologicznym wzmocnić opory środowiska, dzięki ochronie jego bioróżnorodności. Analiza uzyskanych wyników wykazała, że aktywność wyciągów zależała od gatunku rośliny oraz sposobu przygotowania ekstraktów wodnych. Zdolność kiełkowania ziaren jęczmienia jarego stymulowały ekstrakty przygotowane z 42,5% roślin. Najkorzystniejszym działaniem charakteryzowały się wyciągi z części zielonych *Marrubium vulgare*, kwiatów *Crataegus oxyacantha* i kory *Frangula alnus*. Liczbę ziaren jęczmienia, zasiedlonych przez mikroorganizmy, ograniczało 57,5% ekstraktów, a zwłaszcza wyciągi przygotowane z liści *Juglans regia*, korzeni *Acorus calamus* oraz części zielonych *Marrubium vulgare*.

Kontaminacja mikroorganizmami ziaren była ograniczona w wyniku zastosowania wszystkich form ekstraktów z korzeni *Acorus calamus*, liści *Juglans regia*, części zielonych *Marrubium vulgare*, kwiatów *Lavandula vera*, kory *Frangula alnus* oraz kory *Quercus robur*.

Porównując przeciętną reakcję ziaren jęczmienia jarego, na ekstrakty roślinne użyte do ich zaprawiania, pozytywnie na zdolność kiełkowania oraz ograniczenie liczby ziaren zasiedlonych przez mikroorganizmy, oddziaływały wywary. Badania wykazały także, że najkorzystniej na kiełkowanie ziaren oraz jednoczesne ograniczenie ich kontaminacji, działały wszystkie formy wyciągów

z korzeni *Acorus calamus*, kory *Frangula alnus*, korzeni *Inula helenium*, liści *Juglans regia*, nasion *Linum usitatissimum* oraz młodych pędów *Pinus sylvestris*. Zaobserwowana w wielu badanych kombinacjach poprawa żywotności i zdrowotności ziaren mogła wynikać z faktu, iż ekstrakty roślinne były źródłem substancji aktywnych, które w różnym stopniu wpływały na zahamowanie wzrostu i rozwoju mikroorganizmów. Dodatkowo badania dowiodły, iż działanie ekstraktów roślinnych było uzależnione od sposobu ich przygotowania, który prawdopodobnie wpłynął na kształtowanie się różnych profili związków chemicznych.

**Słowa kluczowe:**

ziarna, jęczmień jary, ekstrakty roślinne, zdolność kiełkowania, kontaminacja powierzchniowa, macerat, napar, wywar

**Keywords:**

grains, spring barley, vegetable extracts, germination capacity, surface contamination, macerate, infusion, decoction





## **Ekologiczne metody zwalczania grzybów powodujących choroby roślin uprawnych**

*Patryk Hara, Agnieszka Szparaga, Ewa Czerwińska  
Politechnika Koszalińska*

### **1. Wstęp**

Intensywna degradacja środowiska, zagrożenie bezpieczeństwa zdrowotnego rolników oraz stale zwiększająca się odporność patogenów na stosowane dotychczas środki ochrony roślin pochodzenia syntetycznego, stały się przyczyną poszukiwania alternatywnych metod oraz środków w zwalczaniu agrofagów w uprawach roślinnych (Walikowiak i Krzyśko-Łupicka 2014, Krzyśko-Łupicka i Walkowiak 2014). Dlatego też od wielu lat prowadzone są liczne badania nad możliwością wykorzystania w ochronie roślin środków niesyntetycznych.

Pod hasłem niesyntetyczne środki ochrony roślin rozumie się produkty pozwalające na ograniczenie występowania szkodników i patogenów roślin, które są bezpieczne zarówno dla środowiska, jak i zwierząt i ludzi (Piwowar 2015). Do tej pory opracowano wiele preparatów, które skutecznie ograniczają występowanie agrofagów na roślinach. Preparaty te, zwane również biopestycydami, w swoim składzie mogą zawierać mikroorganizmy takie jak: *Bacillus* s.p., *Pseudomonas* s.p., *Trichoderma* s.p., *Pythium* s.p., *Beauveria* s.p. lub makroorganizmy (nicienie, roztozcza) oraz substancje pochodzenia naturalnego (peptydy, olejki, ekstrakty roślinne, chitozan, kwasy organiczne itp.), które wpływają na zahamowanie rozwoju entomofagów lub mikroorganizmów chorobotwórczych (Mazur & Nawrocki 2007, Martyniuk 2012). W ostatnim okresie wzrosło zainteresowanie innowacyjnymi biopreparatami zwanymi też biostymulatorami, jako substancjami mogącymi korzystnie wpływać na ochronę przed patogenami. Najwięcej jednak badań nad tymi substancjami jest

ukierunkowanych na ich wpływ na nie tylko podniesienie jakości plonu (Kocira i in. 2017a-b, Szczepanek i in. 2017a-b; Kocira i in. 2018), ale także zapewnianie bezpieczeństwa konsumentom, przy jednoczesnym braku negatywnego oddziaływania na środowisko naturalne (Kocira i in. 2015a-c).

Brak negatywnych skutków oddziaływania niesyntetycznych środków ochrony roślin spowodował, że znalazły one zastosowanie w rolnictwie ekologicznym (Zydlík 2008). Obecnie w Polsce zakwalifikowane są 44 preparaty, które stosować można w uprawach ekologicznych (<https://www.ior.poznan.pl>). Liczba tych środków jest niestety niewystarczająca, aby możliwe było ich stosowanie we wszystkich uprawach ekologicznych takich, jak: sadownictwo, warzywnictwo czy uprawy rolnicze opierające się na produkcji zbóż i roślin oleistych. Dlatego też niezbędne jest prowadzenie dalszych badań w tym zakresie i wprowadzenie nowych biopestycydów.

Celem niniejszej pracy było określenie możliwości wykorzystania w uprawach ekologicznych wodnych ekstraktów roślinnych i olejków eterycznych otrzymanych z *Menthae Piperitae* L. oraz *Juniperus communis* L. poprzez określenie właściwości fungistatycznych ekstraktów wobec patogennych grzybów powodujących choroby roślin uprawnych.

## **2. Materiał i metody**

### **2.1. Materiał roślinny**

Materiał roślinny stanowiły suszone ziele mięty pieprzowej (*Menthae Piperitae* L.) i jałowca pospolitego (*Juniperus communis* L.), które zostały zakupione w aptece na terenie Koszalina.

### **2.2. Otrzymywanie ekstraktów roślinnych**

W badaniach *in vitro* preparaty roślinne wytwarzano w postaci wodnych ekstraktów, w formie maceratów, naparów i wywarów. Ekstrakty te przygotowano zgodnie z recepturą podaną przez Sas-Piotrowską i in. (2005). Macerat (metoda na zimno) sporządzono z 5 g suszu, który następnie zalano 100 ml wody o temperaturze około 20°C, całość pozostawiano na 24 godziny w temperaturze pokojowej. Napar (metoda na ciepło) otrzymano z 5 g suszonych ziół, które zalano 250 ml wody o temperaturze około 100°C i pozostawiono pod przykryciem na okres

30 minut w temperaturze 20°C. Wywar został przygotowany według receptury Tyszyńskiej-Kownackiej i Starka (1989). W celu jego przygotowania odważono 8,75 g suszu, który zalano 1 l wody destylowanej. Powstałą zawiesinę dokładnie mieszano i pozostawiono na 24 godziny. Po tym czasie całość doprowadzono do wrzenia i gotowano przez 15 minut w celu odparowania 1/3 części wody. Wszystkie otrzymane wyciągi roślinne sączono z wykorzystaniem sączków filtracyjnych w celu uzyskania klarownego preparatu.

### 2.3. Ekstrakcja olejków eterycznych

Ekstrakcję olejków eterycznych wykonano za pomocą aparatu Derynga zgodnie z metodyką podaną przez Farmakopeę Polską VI (2002). W tym celu 20 g suszonych ziół destylowano przez 4 godziny. Wyizolowany olejek eteryczny poddano oczyszczaniu poprzez dodanie bezwodnego siarczanu sodu w celu usunięcia pozostałej wody.

### 2.4. Badane mikroorganizmy

Aktywność przeciwgrzybowa ekstraktów roślinnych analizowana była na siedmiu gatunkach grzybów pleśniowych: *Fusarium poae* (Peck), *F. oxysporum* (E.F.Sm.), *F. solani* (Mart.), *F. culmorum* (Sacc.), *F. graminearum* (Schwabe), *Sclerotinia sclerotiorum* (de Bary) i *Botrytis cinerea* (Pers).

Wszystkie drobnoustroje pochodziły z kolekcji Katedry Agrobiotechnologii Politechniki Koszalińskiej.

### 2.5. Otrzymywanie inokulum

Inokulum z grzybów pleśniowych zostało przygotowane z siedmiodniowej hodowli na podłożu agarowym Sabouroda z dodatkiem chloramfenikolu. Następnie zawieszono hodowle w sterylnej wodzie destylowanej, a gęstość zarodników oceniano z wykorzystaniem spektrofotometru przy długości fali  $\lambda = 595$  nm, w celu otrzymania końcowego stężenia około  $10^5$  zarodników/ml. Wartość gęstości zawiesin potwierdzono przy użyciu densytometru w stopniach Mc Farlanda.

### 2.6. Analiza właściwości fungistatycznych

Aktywność przeciwgrzybową ekstraktów roślinnych oraz olejków eterycznych określono metodą dyfuzyjno – krążkową na szalkach Petrie-

go ( $\varnothing$  10 cm) z podłożem agarowym Sabouroda z dodatkiem chloramfenikolu. Na każdą płytkę наносono po 4 krople wodnej zawiesiny zarodników i fragmentów grzybni, następnie za pomocą głaszczki całość równomiernie rozprowadzono na powierzchni płytki. Na tak przygotowane szalki Petriego наносono krążki bibułowe ( $\varnothing$  6 mm) nasączone ekstraktem roślinnym. Kontrole stanowiły krążki bibułowe nasączone sterylną wodą.

Miarą aktywności wyciągów roślinnych i olejków eterycznych była wielkość strefy zahamowania wzrostu kolonii (mm) zmierzona po 5 dniach inkubacji w 22°C.

Przeprowadzone analizy wykonano w trzech powtórzeniach dla każdej rośliny, metody przygotowania ekstraktów oraz patogenów grzybowych. Analizę wariancji uzyskanych wyników badań przeprowadzono za pomocą testu Tukey`a przy poziomie istotności  $\alpha = 0,05$ .

### **3. Wyniki i dyskusja**

Ekstrakty sporządzone z *Mentha piperita* L. ograniczały rozwój patogenów badanych grzybów w większym stopniu (średnia wartość strefy zahamowania wzrostu wynosiła 28,4 mm) w porównaniu do ekstraktów otrzymanych z *Juniperus communis* L. (przeciętnie 16,86 mm). Najwyższą aktywność fungistatyczną zaobserwowano w odniesieniu do olejku eterycznego z *Mentha piperita* L. Olejek ten ograniczał rozwój wszystkich patogenów średnio o 62,63 mm. W przypadku ekstraktów pozyskanych z *Juniperus communis* L. nie stwierdzono działania hamującego rozwój grzybów z rodzaju *Fusarium* sp.

Analiza wariancji wykazała istotne różnice w badanych czynnikach i ich interakcjach. Reakcja testowanych grzybów pleśniowych na zmodyfikowane warunki środowiskowe zależała od gatunku rośliny, z której otrzymywano ekstrakt (tabela 1) i sposobu jego przygotowania (tabela 2).

**Tabela 1.** Aktywność przeciwgrzybowa wyciągów roślinnych, strefa zahamowania wzrostu (mm)

**Table 1.** Antifungal activity of plant extracts, inhibition zone (mm)

Grzyby	<i>Juniperus communis</i> L.	<i>Mentha piperita</i> L.
<i>Fusarium poae</i>	0,00	16,18
<i>Fusarium oxysporum</i>	0,00	16,93
<i>Fusarium solani</i>	0,00	15,00
<i>Fusarium culmorum</i>	0,00	16,08
<i>Fusarium graminearum</i>	0,00	15,68
<i>Sclerotinia sclerotiorum</i>	58,08	59,03
<i>Botrytis cinerea</i>	59,93	59,90
$NIR_{roślina} = 0,081$	$NIR_{grzyb} = 0,108$	$NIR_{roślina} \times NIR_{grzyb} = 0,215$

**Tabela 2.** Reakcja grzybów na różne rodzaje ekstraktów roślinnych (średnia wartość strefy zahamowania wzrostu w mm)

**Table 2.** The reaction of fungi on the different type of plant extracts (mean value of growth inhibition zone in mm)

Grzyby	Macerat	Wywar	Napar	Olejek eteryczny
<i>F. poae</i>	0,00	0,00	0,00	32,35
<i>F. oxysporum</i>	0,00	0,00	0,00	33,85
<i>F. solani</i>	0,00	0,00	0,00	30,00
<i>F. culmorum</i>	0,00	0,00	0,00	32,15
<i>F. graminearum</i>	0,00	0,00	0,00	31,35
<i>S. sclerotiorum</i>	59,15	58,20	58,35	58,50
<i>B. cinerea</i>	60,15	60,00	59,50	60,00
$NIR_{grzyb} = 0,108$	$NIR_{ekstrakcja} = 0,081$	$NIR_{grzyb} \times NIR_{ekstrakcja} = 0,215$		$NIR_{roślina} \times NIR_{ekstrakcja} = 0,163$

Brak aktywności przeciwgrzybowych ekstraktów z jałowca pospolitego (*Juniperus communis* L.) na grzyby z rodzaju *Fusarium* sp. potwierdzają badania przeprowadzone przez Karaman i in. (2003) na metanolowym oraz wodnym wyciągu z *Juniperus oxycedrus* L. (jałowiec kolczasty). Autorzy w badaniach nie stwierdzili hamującego działania testowanych ekstraktów na drobnoustroje z gatunku *F. oxysporum* oraz *F. poae* (Karaman i in. 2003). Podobne wyniki uzyskali Ennajar i in. (2009). Autorzy w swojej pracy badali właściwości przeciwdrobnoustrojowe ekstraktów otrzymanych z różnych części morfologicznych (liście, jagody) z *Juniperus phoenicea* L. W badaniach nie stwierdzono aktywności fungistatycznej ekstraktów metanolowych, etanolowych oraz wyciągów ekstrahowanych za pomocą octanu etylu i dichlorometanu wobec *Aspergillus westerdijkiae*. Jedynie olejek eteryczny był w stanie ograniczyć rozwój tego patogenu powodując, że strefa zahamowania wzrostu szacowała się na poziomie 13 mm (Ennajar i in. 2009).

W przypadku ekstraktów pozyskanych z *Mentha piperita* L. jedynie olejek eteryczny skutecznie ograniczał rozwój grzybów z rodzaju *Fusarium* sp. Największą strefę zahamowania wzrostu dla tego olejku uzyskano dla *F. oxysporum* i wynosiła ona 67,7 mm. Z kolei najmniejszą wartość tego parametru (ok. 60,0 mm) otrzymano wobec *F. solani*. Gulluce i inni (2007) badając właściwości fungistatyczne metanolowego ekstraktu oraz olejku eterycznego z *Mentha longifolia* ssp. *longifolia* (mięta długolistna) nie stwierdzili działania fungistatycznego metanolowego wyciągu na takich gatunkach patogennych grzybów jak: *F. acuminatum*, *F. oxysporum*, *F. solani*, *F. tabacinum* oraz *S. sclerotiorum*. Jedynie olejek eteryczny powodował, że średni obszar hamowania wzrostu linowego wynosił nawet 35 mm w przypadku *F. acuminatum* i *F. oxysporum*. Natomiast w przypadku *F. tabacinum* oraz *S. sclerotiorum* obszar ten wynosił odpowiednio 20 i 23 mm. Autorzy nie zaobserwowali działania fungistatycznego olejku na *F. solani* (Gulluce i in. 2007).

Analiza uzyskanych wyników wykazała, że aktywność ekstraktów zależy od gatunku rośliny, techniki otrzymywania ekstraktów roślinnych oraz wrażliwości grzybów zastosowanych do badań. W największym stopniu rozwój badanych patogenów ograniczały olejki eteryczne. Średnia strefa zahamowania wzrostu była ponad dwukrotnie większa (39,74 mm) w porównaniu do wodnych wyciągów. Zbliżone wyniki otrzymały Czerwińska i Szparaga (2015). W swoich badaniach wykaza-

ły, że wodne wyciągi (macerat, wywar, napar) pozyskane z *Lavandula vera*, *Melissa officinalis*, *Pinus sylvestris* w słabszym stopniu wpływają na ograniczenie wzrostu liniowego grzybów takich jak: *F. culmorum*, *F. oxysporum*, *F. poae*, *F. solani* i *F. sambucinum* w porównaniu do olejku eterycznego otrzymywanego z tych samych roślin. Wymienione autorki stwierdziły, że średnica zahamowania wzrostu liniowego *F. poae* traktowanego maceratem z analizowanych roślin wynosiła średnio 7,44 mm, podczas gdy efekt działania olejek eterycznego był dwukrotnie większy (około 18,00 mm). Podobną zależnością charakteryzował się wywar, którego działanie sprawdzano na *F. oxysporum*. Strefa zahamowania wzrostu wynosiła około 8,33 mm, podczas gdy ten sam parametr dla olejku eterycznego wynosił 17,22 mm (Czerwińska & Szparaga 2015).

Różnica w działaniu inhibitującym olejku eterycznego oraz ekstraktów wodnych spowodowana może być odmiennym składem jakościowym. Badania prowadzone przez Adaszyńską i współautorów (2013) dowiodły, że olejek eteryczny oraz ekstrakt etanolowy z *Mentha piperita* L. charakteryzują się odmiennym składem. Analiza chromatografii gazowej wykazała, iż ciecze te zawierają te same związki główne, lecz różnią się w dużym stopniu ich liczbą ogólną. W etanolowym ekstrakcie zidentyfikowano jedynie 15 związków, podczas gdy olejek eteryczny zawierał ich aż 45 (Adaszyńska i in. 2013). Na skład chemiczny olejków i ekstraktów roślinnych wpływać mogą czynniki środowiskowe takie jak: pochodzenie i wiek rośliny oraz nasłonecznienie (Lawrence 2007).

#### 4. Podsumowanie

Uzyskane wyniki badań wykazały, że aktywność ekstraktów zależy od gatunku rośliny, metody ich otrzymywania oraz wrażliwości testowanych gatunków grzybów.

Wodne wyciągi roślinne (napar, wywar, macerat) w tym olejek eteryczny otrzymany z *Juniperus communis* L. nie wykazywały właściwości fungistatycznych wobec testowanych grzybów z rodzaju *Fusarium* sp. Jedynie olejek z *Mentha piperita* L. hamował w różnym stopniu rozwój tych patogenów, ponieważ był źródłem substancji czynnych.

Wykazano, że najbardziej wrażliwym patogenem grzybowym na badane preparaty roślinne był *Botrytis cinerea*. Jednakże ekstrakty pozy-

skane z *Juniperus communis* L. w większym stopniu ograniczyły jego wzrost niż wyciągi z *Mentha piperita* L.

Ze względu na stale zwiększającą się odporność patogenów powodujących choroby roślin uprawnych, wyniki badań wykazują, że ekstrakty roślinne, a zwłaszcza olejki eteryczne, stosować można w ochronie upraw.

## Literatura

- Adaszyńska, M., Swarczewicz, M., Markowska-Szczupak, A., Jadczyk, D. (2013). Skład chemiczny i właściwości przeciwdrobnoustrojowe olejku eterycznego i ekstraktu z mięty pieprzowej odmiany Asia. *Żywność. Nauka. Technologia. Jakość*, 2, 116-125.
- Czerwińska, E., & Szparaga, A. (2015). Antibacterial and antifungal activity of plant extract. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 17, 209-229.
- Ennajar, M., Bouajila, J., Lebrihi, A., Mathieu, F., Abderraba, M., Raies, A., Romdhane, M. (2009). Chemical composition and antimicrobial and antioxidant activity of Essentials oils and various extracts of *Juniperus phoenicea* L. (Cupressaceae). *Journal of food science*, 74, 364-371.
- Farmakopea Polska, VI. (2002). Oznaczanie zawartości olejku. Warszawa: Polskie Towarzystwo Farmaceutyczne.
- Gulluce, M., Sahin, F., Sokmen, M., Ozer, H., Darerera, D., Sokmen, A., Polissiou, M., & Adiguzel, A., & Ozkan, H. (2007). Antibacterial and antioxidant properties of the essential oils and methanol extract from *Mentha longifolia* L. spp. *Longifolia. Food Chemistry*, 103, 1449-1456.
- <https://www.ior.poznan.pl>
- Karaman, I., Sahin, F., Gulluce, M., Ogutcu, H., Sengul, M., Adiguzel, A. (2003). Antibacterial activity of aqueous and methanol extract of *Juniperus oxycedrus* L. *Journal of Ethnopharmacology*, 85, 231-235.
- Kocira, S., Kocira, A., Szmigielski, M., Piecak, A., Sagan, A., and Malaga-Toboła, U. (2015a). Effect of an amino acids-containing biostimulator on common bean crop. *Przem. Chem.* 94, 1732-1736. doi: 10.15199/62.2015.10.16
- Kocira, A., Kocira, S., and Stryjecka, M. (2015b). Effect of Asahi SL application on common bean yield. *Agric. Agric. Sci. Proc.* 7, 103-107. doi: 10.1016/j.aaspro.2015.12.045
- Kocira, S., Sujak, A., Kocira, A., Wójtowicz, A., and Oniszczyk, A. (2015c). Effect of Fylloton application on photosynthetic activity of Moldavian dragonhead (*Dracocephalum moldavica* L.). *Agric. Agric. Sci. Proc.* 7, 108-112. doi: 10.1016/j.aaspro.2015.12.002



- Kocira, A., Kocira, S., Swieca, M., Złotek, U., Jakubczyk, A., and Kapela, K. (2017a). Effect of foliar application of a nitrophenolate-based biostimulant on the yield and quality of two bean cultivars. *Sci. Hort.* 214, 76–82. doi: 10.1016/j.scienta.2016.11.021
- Kocira, S., Kocira, A., Kornas, R., Koszel, M., Szmigielski, M., Krajewska, M., et al. (2017b). Effects of seaweed extract on yield and protein content of two common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) cultivars. *Legume Res.* doi: 10.18805/LR-383
- Kocira, S., Szparaga, A., Kocira, A., Czerwińska, E., Wójtowicz, A., Bronowicka-Mielniczuk, U., et al. (2018). Modeling biometric traits, yield and nutritional and antioxidant properties of seeds of three soybean cultivars through the application of biostimulant containing seaweed and amino acids. *Front. Plant Sci.* 9:388. doi: 10.3389/fpls.2018.00388
- Kręcidło, Ł., & Krzyśko – Łupicka, T. (2015). Wrażliwość grzybów wyizolowanych z magazynów zakładu przemysłu spożywczego na wybrane olejki eteryczne. *Inżynieria Ekologiczna*, 43, 100-108.
- Krzyśko – Łupicka, T., & Walkowiak, W. (2014). Evaluation of susceptibility of phytopathogenic *Fusarium culmorum* strain on selected essential oils. *Ecological Chemistry and Engineering. A*, 21, 355-366.
- Lawrence, B.M. (2007). Mint. The Genus *Mentha*. *Medicinal and Aromatic Plants – Industrial Profiles*. London: CRC Press.
- Martyniuk, S. (2012). Skutecznie i nieskutecznie preparaty mikrobiologiczne stosowane w uprawie roślin oraz rzetelne i nierzetelne metody ich oceny. *Postępy Mikrobiologii*, 50, 3321-328.
- Mazur, S., & Nawrocki, J. (2007). Wykorzystanie związków naturalnych w ochronie marchwi przed alternariozą. *Rocznik Akademii Rolniczej, Poznań*, CCC-LXXXIII, *Ogrodnictwo*, 41, 565-569.
- Piwowar, A. (2015). Środki biologiczne i biotechnologiczne w produkcji roślinnej. *Zagadnienia Doradztwa Rolniczego*, 4, 92-102.
- Sas-Piotrowska, B., Piotrowski, W., Karczmarek-Cichosz, R. (2005). Longevity and healthiness of Oat (*Avena sativa* L.) seeds treated with plant extracts. *Journal of Research*, 45, 181-193.
- Szczepanek, M., Siwik-Ziomek, A., Wilczewski, E. (2017a). Effect of biostimulant on accumulation of Mg in winter oilseed rape under different mineral fertilization rates. *J Elementol.* 22(4), 1375-1385. doi: 10.5601/jelem.2017.22.1.1317
- Szczepanek, M., Wilczewski, E., Pobereżny, J., Wszelaczyńska, E., Ochmian, I. (2017b). Carrot root size distribution in response to biostimulant application. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science.* 67(4), 334-339. doi: 10.1080/09064710.2017.1278783

- Tyszyńska-Kownacka, D., Starek, T. (1989). *Herbs in polish house*. Warszawa: Wydawnictwo Warta.
- Walkowiak, W., & Krzyśko-Łupicka, T. (2014). Nowe rozwiązania w ochronie zbóż przed fuzariozami. *Progress in Plant Protection*, 54, 127-134.
- Zydlik, P. (2008). Wykorzystanie preparatów pochodzenia naturalnego w zwalczaniu niektórych chorób roślin sadowniczych. *Nauka Przyroda Technologie*, 2, 1-6.

## **Ecological Methods Used to Control Fungi that Cause Diseases of the Crop Plant**

### **Abstract**

Laboratory experiments analyzed the fungistatic activity of aqueous plant extracts (macerate, brew, decoction) and essential oils to inhibit the growth of mold fungi that are the perpetrators of diseases of cultivated plants. The following plant droughts were used to obtain extracts and essential oils: *Mentha piperita* L. (peppermint), *Juniperus communis* L. (common juniper). The fungistatic activity of the obtained natural biological preparations was tested on following fungi: *Fusarium poae*, *Fusarium oxysporum*, *Fusarium solani*, *Fusarium culmorum*, *Fusarium graminearum*, *Sclerotinia sclerotiorum* and *Botrytis cinerea*.

The inhibiting effect of the obtained extracts and oils on the development of the test fungal pathogens was examined by disc-diffusion method. The fungistatic activity of the extracts was expressed as the ratio of the growth inhibition zone.

The analysis of the obtained test results showed that the activity of the tested extracts was depended on the specific plant species, the method of extracts preparation and the vulnerability of microorganisms. The significantly different reaction of the analyzed microorganisms to extracts from particular plant species was shown. Based on the obtained results, it was found that extracts prepared from *Mentha piperita* L. showed on average better inhibiting action towards the tested fungi.

Both aqueous plant extracts and essential oils were a source of biologically active substances, which to a different extent influenced the limitation of the growth of the studied microorganisms. To the factors that were determining the antifungal activity of extracts and essential oils, we could include: the material used for the research, the effectiveness of the preparation processes, as well as the content of active ingredients with fungistatic activity. The inhibitory effect on the growth of the analyzed pathogens by aqueous plant extracts depend-

ed on the method of preparation of extracts, which probably influenced the content of biologically active compounds in their chemical composition.

Essential oils were characterized by the fungistatic activity to the tested pathogens compared to aqueous plant extracts. The oil obtained from peppermint (*Mentha piperita* L.) was marked with the highest antifungal activity. However, in the case of oil obtained from common juniper (*Juniperus communis* L.), the inhibitory effect on fungi of the genus *Fusarium* was not found. Among the aqueous extracts, the highest action inhibiting the development of the analyzed microorganisms was characterized by macerates. In turn, the brew and decoction worked in a similar way.

Among the studied microorganisms, *Botrytis cinerea* showed the highest sensitivity to the used plant extracts and essential oils. Among *Fusarium* species, the smallest zone of growth inhibition was obtained for *Fusarium solani* which indicates the greatest resistance of this pathogen to the analyzed natural biological preparations. However, *Fusarium oxysporum* (*Fusarium* fungi) was characterized by the highest sensitivity to the obtained extracts.

The obtained research results showed that plant extracts, especially essential oils, significantly limited the development of mold fungi, which are the perpetrators of diseases of many agricultural and fruit plants. In addition, due to the lack of negative impact on the environment, they are a tool to combat fungi in organic farming and alternative to chemical plant protection in sustainable agriculture.

## Streszczenie

W badaniach laboratoryjnych analizowano aktywność fungistatyczną wodnych ekstraktów roślinnych (macerat, napar, wywar) i olejków eterycznych na zahamowanie wzrostu grzybów pleśniowych będących przyczyną chorób roślin uprawnych. Do otrzymania wyciągów oraz olejków eterycznych użyto susze następujących roślin: *Mentha piperita* L. (mięta pieprzowa), *Juniperus communis* L. (jałowiec pospolity). Aktywność fungistatyczną pozyskanych naturalnych preparatów biologicznych testowano na grzybach: *Fusarium poae*, *Fusarium oxysporum*, *Fusarium solani*, *Fusarium culmorum*, *Fusarium graminearum*, *Sclerotinia sclerotiorum* i *Botrytis cinerea*. Działanie inhibitujące otrzymanych wyciągów i olejków na rozwój testowanych patogenów grzybów badano metodą dyfuzyjno-krażkową. Aktywność fungistatyczną ekstraktów wyrażano jako wielkość strefy zahamowania wzrostu.

Analiza uzyskanych wyników badań wykazała, że aktywność testowanych ekstraktów zależała od gatunku rośliny, sposobu pozyskania wyciągu oraz wrażliwości drobnoustrojów. Wykazano istotnie różną reakcję analizowanych mikroorganizmów na wyciągi z poszczególnych gatunków roślin. Na podstawie

uzyskanych wyników, stwierdzono, że ekstrakty pozyskane z *Mentha piperita* L. wykazywały się przeciętnie lepszym działaniem inhibitującym w stosunku do testowanych gatunków grzybów.

Zarówno wodne wyciągi roślinne, jaki i olejki eteryczne były źródłem substancji biologicznie aktywnych, które w różnym stopniu wpływały na ograniczenie wzrostu badanych mikroorganizmów.

Olejki eteryczne charakteryzowała największa aktywność fungistatyczna wobec testowanych patogenów w porównaniu do wodnych ekstraktów roślinnych. Najwyższą aktywnością przeciwgrzybową odznaczał się olejek otrzymany z mięty pieprzowej (*Mentha piperita* L.). Natomiast w przypadku olejku pozyskanego z jałowca pospolitego (*Juniperus communis* L.) nie stwierdzono hamującego działania na grzyby z rodzaju *Fusarium*. Wśród wodnych wyciągów najwyższym działaniem inhibitującym rozwój analizowanych mikroorganizmów odznaczały się maceraty. Z kolei napar i wywar działały w zbliżony do siebie sposób.

Spośród badanych drobnoustrojów najwyższą wrażliwością na zastosowane wyciągi roślinne oraz olejki eteryczne wykazywał *Botrytis cinerea*. Wśród grzybów z rodzaju *Fusarium* najmniejszą strefę zahamowania wzrostu otrzymano dla *Fusarium solani*, co świadczy o największej odporności tego patogenu na analizowane naturalne preparaty biologiczne. Natomiast największą wrażliwością na otrzymane ekstrakty spośród grzybów z rodzaju *Fusarium* odznaczał się *Fusarium oxysporum*.

Uzyskane wyniki badań wykazały, że ekstrakty roślinne, a zwłaszcza olejki eteryczne w znaczący sposób ograniczały rozwój grzybów pleśniowych, będących sprawcami chorób wielu roślin rolniczych i sadowniczych. Dodatkowo, ze względu na brak negatywnego oddziaływania na środowisko naturalne, stanowią one narzędzie do walki z grzybami w rolnictwie ekologicznym oraz alternatywę dla chemicznych środków ochrony w rolnictwie zrównoważonym.

**Słowa kluczowe:**

grzyby pleśniowe, ekstrakty roślinne, aktywność fungistatyczną, ekstrakcja

**Keywords:**

mold fungus, plant extracts, fungistatic activity, extraction



## **Długoterminowa reakcja mikroorganizmów i mezofauny na pożary gleb leśnych pochodzenia antropogenicznego**

*Ewa Beata Górską<sup>\*</sup>, Izabella Olejniczak<sup>\*\*</sup>,  
Dariusz Gozdowski<sup>\*</sup>, Ewa Panek<sup>\*</sup>, Marek Kondras<sup>\*</sup>,  
Lidia Oktaba<sup>\*</sup>, Anna Prędecka<sup>\*\*\*</sup>, Stanisław Biedugnis<sup>\*\*\*</sup>,  
Paweł Boniecki<sup>\*\*</sup>, Łukasz Tyburski<sup>\*\*\*\*</sup>, Izabela Oktaba<sup>\*</sup>,  
Monika Skawińska<sup>\*</sup>, Jakub Dobrzyński<sup>\*</sup>, Urszula Jankiewicz<sup>\*</sup>,  
Edyta Hewelke<sup>\*</sup>, Anita Kaliszkiewicz<sup>\*\*</sup>*

<sup>\*</sup>*Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego, Warszawa*

<sup>\*\*</sup>*Uniwersytet Kardynała Stefana Wyszyńskiego, Warszawa*

<sup>\*\*\*</sup>*Szkoła Główna Służby Pożarniczej, Warszawa*

<sup>\*\*\*\*</sup>*Kampinoski Park Narodowy, Izabelin*

### **1. Wstęp**

Pożary z powodu ogromnego wpływu na ekosystemy od dawna były w centrum zainteresowań badaczy. Zainteresowanie pożarami, zwłaszcza pochodzenia antropogenicznego wzrosło w ostatnich dziesięcioleciach. Z roku na rok na kuli ziemskiej notuje się zwiększającą się liczbę pożarów, co może być związane z nasilającą się działalnością człowieka, ale także wynikać z postępującego ocieplenia klimatu.

Żywiol ten niesie ze sobą nie tylko straty dla gospodarki człowieka, ale również zmienia drastycznie właściwości abiotyczne i biotyczne środowiska przyrodniczego w czasie i przestrzeni (Kim i Jung 2008, Čuchta i in. 2012). W wyniku pożaru obserwuje się spadek liczebności oraz różnorodności taksonomicznej mikro- i mezofauny glebowej (Silesi i Mafongoya 2006, Malmström i in. 2009), co ma zdecydowany

wpływ na kształtowanie metabolizmu ekosystemów glebowych (Certin 2005, Smith 2008, Hauke-Pacewiczowa i Trzcńska 1980).

Drobnoustroje, jak również mezofauna a w szczególności *Collembola* i *Acari*, kolonizując glebę pełnią kluczową rolę w stabilności, regulacji i funkcjonowaniu ekosystemów leśnych, dlatego tak istotnym jest zbadanie i zrozumienie wpływu ognia oraz jego intensywności na zespoły tych grup edafonu. Dodatkowo mikroorganizmy, a w szczególności bakterie, są powszechnie stosowane, jako bardzo czułe wskaźniki zmian zachodzących w środowisku (Smith 2008, Holden 2016). Powodem tego jest zdecydowanie większa powierzchnia ich komórek w stosunku do ich objętości, przez co bardzo szybko adoptują się do zmieniających warunków środowiska.

Celem badań była ocena dynamiki zmian liczebności mikroorganizmów i mezofauny glebowej w glebie i ściółce w zależności od intensywności pożaru jak również od okresu- czasu po pożarze. Badania pozwoliły odpowiedzieć na pytania:

- 1) w jakim czasie dochodzi do regeneracji zespołów mikroorganizmów oraz mezofauny w glebach leśnych po pożarze,
- 2) czy regeneracja edafonu zależy od siły ognia.

## 2. Metodyka badań

W latach 2015-2017 przeprowadzono badania w północno-wschodniej części Kampinoskiego Parku Narodowego (Olejniczak i in. 2017). Badaniami objęto obszary wypalone – powstałe na skutek „mocnego”(Mp) i „słabego”(Sp) pożaru (Zaniewski i Otręba 2017), oraz sąsiadujące z nimi obszary niewypalone – kontrolowane w 2., 14. i 28. miesiącu po pożarze który nastąpił w czerwcu 2015 r. Roślinność porastająca te obszary należy do zespołu *Peucedano-pinetum* (Zaniewski i Otręba 2017). Występujące na badanym obszarze gleby zaklasyfikowano do gleb rdzawych z próchnicą typu moder-mor świeży (Biały i in. 2000). Właściwości gleb badanych powierzchni wypalonych na skutek mocnego i słabego pożaru oraz sąsiadujących z nimi obszarów niewypalonych – kontrolnych podano w tabeli 1.

**Tabela 1.** Wybrane właściwości chemiczne gleby [w dwóch poziomach genetycznych: organicznym (org.) I mineralnym (min.)] w kolejnych latach badań w miejscu niewypalonym-kontrolnym, oraz na obszarze słabego i silnego pożaru

**Table 1.** Selected chemical properties of soil [on two levels genetic: organic (org.) and mineral (min.)] in the following years of research in unburnt-control place, and in the area of weak and strong fire

Siła pożaru	Czas od pożaru (miesiące)	C-org g·kg <sup>-1</sup>		N-og. g·kg <sup>-1</sup>		C:N		pH w KCl		pH w H <sub>2</sub> O	
		Poziom genetyczny									
		org.	min.	org.	min.	org.	min.	org.	min.	org.	min.
K – kontrola	2	282,0	13,57	6,91	0,37	40,8	36,7	3,09	3,51	3,25	3,78
	14	401,9	13,84	7,16	0,36	56,1	38,4	3,09	3,73	3,26	4,17
	28	281,5	12,01	11,29	0,58	24,9	20,7	2,70	3,53	2,87	2,91
Sp – słaby pożar	2	340,1	12,93	6,23	0,37	54,6	34,9	3,57	3,62	3,75	3,70
	14	391,1	13,50	7,36	0,30	53,1	45,0	2,99	3,97	3,16	4,18
	28	291,3	11,87	12,43	0,58	23,4	20,5	2,81	3,43	3,02	2,86
Mp – mocny pożar	2	301,9	9,00	5,08	0,29	59,4	31,0	3,90	3,86	4,05	3,62
	14	320,7	13,66	5,29	0,28	60,6	48,8	3,46	3,39	3,62	3,66
	28	223,7	9,34	10,52	0,54	23,9	17,3	2,82	3,34	3,22	2,82

Próbki do analiz mikrobiologicznych i mezofauny glebowej pobierano z warstwy organicznej (do głębokości 5 cm) i poziomu mineralnego gleby (poniżej 5 cm), z wyznaczonych powierzchni badawczych (każda o powierzchni 10 m<sup>2</sup>) wypalonych na skutek „mocnego” i „słabego” pożaru oraz niewypalonych- kontrolnych, oddalonych o 10 m od linii ognia. Zarówno do analizy mikrobiologicznej jak i mezofauny próbki pobierano z 6 losowo wybranych punktów na każdej powierzchni, z których w laboratorium dla każdego poziomu genetycznego przygotowano próbkę zbiorczą. W przypadku mikroorganizmów próbki pobierano do pojemników jałowych z głębokości 5-20 cm, dbając o ich aseptyczność.

W poziomie organicznym i mineralnym gleb metodą posiewu wgłębnego oznaczono ogólną liczbę bakterii heterotroficznych na podłożu Bunta i Roviry z dodatkiem wyciągu glebowego i cyklohexamidu- 50 μg·cm<sup>-3</sup> (Bunt i Rovira 1955) oraz grzybów mikroskopowych na podłożu Martina z dodatkiem streptomycyny – 50 μg·cm<sup>-3</sup> (Martin 1950). Liczebność mikroorganizmów wyrażano w jednostkach tworzących kolonie (jtk) w przeliczeniu na kg suchej masy ściółki i gleby.

Próbki do analizy mezofauny glebowej pobierano wycinakiem glebowym o powierzchni 10 cm<sup>2</sup> do głębokości 10 cm. Tak pobrane walce gleby dzielono na dwie podpróby, umieszczane w osobnych pojemnikach: pierwszą obejmującą warstwę 0-5 cm (organiczną) oraz drugą obejmującą warstwę 5-10 cm (mineralną). Mezofaunę z prób glebowych wypłaszano w aparacie MacFadyena i konserwowano w 70% alkoholu etylowym.

Wyniki badań dotyczące wpływu intensywności pożaru oraz terminu na liczebność organizmów glebowych zweryfikowano jednoczynnikową analizą wariancji, grupy jednorodne wyróżniono testem Tukey’a dla  $\alpha = 0,05$  stosując program Statgraphics ver. plus 4.1. Zależności między badanymi cechami oraz wielocechowe zróżnicowanie badanych obiektów oceniono stosując analizę składowych głównych (PCA).

### **3. Wyniki i dyskusja**

Liczebność mikroorganizmów w glebie i ściółce zależała od terminu badań w poszczególnych obszarach badawczych, jak również od intensywności pożaru. W obszarze niewypalonym-kontrolnym nie wykazano istotnych różnic w liczebności bakterii w ściółce oraz w liczebności



grzybów mikroskopowych w obu badanych poziomach genetycznych gleby w zależności od terminu badań (tab. 2). Największą liczebność bakterii stwierdzono po upływie 2 miesięcy od działania ognia zarówno w warstwie organicznej jak i mineralnej gleby na powierzchniach objętych pożarem bez względu na jego intensywność. W miarę upływu czasu od żywiołu liczebność bakterii uległa drastycznemu zmniejszeniu, natomiast liczebność grzybów mikroskopowych utrzymywała się na zbliżonym poziomie. Wyniki badań są zgodne z literaturą przedmiotu, która wykazuje wzrost liczebności populacji bakterii w podłożu po pożarze, co jest wynikiem zmian właściwości fizyko-chemicznych środowiska m.in. wzrostu odczynu, zawartości składników mineralnych, które wpływają korzystnie na zwiększenie populacji bakterii (Cerda i Robichaud 2009, Badia i Marti 2003, Jokinen i in. 2006, Guerro i in. 2005). W kolejnych latach po pożarze dochodzi do zakwaszenia środowiska, wypłukiwania składników mineralnych, co przekłada się na istotne zmniejszenie liczebności bakterii (Grasso i in. 1996, Mataix-Solera i in. 2009) (tab. 2).

Porównując liczebność bakterii w ściółce w 2 miesiącu po pożarze, większą ich liczebność stwierdzono na powierzchniach objętych pożarem słabym i mocnym w porównaniu do powierzchni kontrolnej, podobne relacje - jednak nie istotne statystycznie - wykazano dla liczebności tych mikroorganizmów w warstwie mineralnej gleby. Zarówno w 14 jak i w 28 miesięcy po pożarze liczebność bakterii w badanych poziomach gleby nie różniła się istotnie (tab. 2). Liczebność grzybów mikroskopowych w ściółce była największa w 2 i w 14 miesiącu po pożarze, jednak nie istotna statystycznie na powierzchniach, które były objęte pożarem w stosunku do obiektu kontrolnego (tab. 2). Natomiast 28 miesięcy po pożarze, na powierzchniach kontrolnych stwierdzono odwrotne relacje w liczebności tej grupy mikroorganizmów w ściółce (tab. 2).

**Tabela 2.** Wpływ czasu od pożaru oraz intensywności pożaru na liczebność drobnoustrojów ( $\text{jtk} \cdot 10^3 \cdot \text{g}$  suchej masy) na powierzchniach badawczych (grupy jednorodne – a, b wyróżniono testem Tukeya dla  $\alpha = 0,05$ ; małe litery oznaczają porównania dla każdego obszaru badawczego między latami, duże litery oznaczają porównania pomiędzy obszarami badawczymi w każdym roku)

**Table 2.** The influence of the time of combustion and the intensity of the fire on the number of microorganisms ( $\text{cfu} \cdot 10^3 \text{ g d.m.}$ ) on the surfaces of research (homogeneous groups – a, b distinguished by Tukey test for  $\alpha = 0.05$ ), small letters indicate a comparison of each research area between years, capital letters mean comparisons between research areas each year

Powierzchnie badawcze	Czas od pożaru (miesiące)	Liczebność bakterii $\text{jtk} \cdot 10^6 \cdot \text{kg}^{-1}$ suchej masy		Liczebność grzybów mikroskopowych $\text{jtk} \cdot 10^6 \cdot \text{kg}^{-1}$ suchej masy	
		Poziom genetyczny			
		org.	min.	org.	min.
K – kontrola	2	1 726,7 a A	441,3 ab A	952,2 a A	94,8 a A
	14	1 892,7 a A	595,8 b A	1 432,5 a A	90,3 a A
	28	14 471,6 a A	132,4 a A	12 157,0 a A	114,6 a A
Sp – słaby pożar	2	22 625,0 b B	1 110,0 b A	2 113,8 a A	175,3 b A
	14	2 534,2 a A	470,8 a A	1 546,3 a A	83,3 a AB
	28	2 901,9 a A	94,9 a A	3 144,7 a A	100,9 ab A
Mp – mocny pożar	2	22 250,0 b B	1 176,8 b A	7 542,0 a A	280,0 a A
	14	1 981,7 a A	580,3 a A	1 941,7 a A	127,0 a B
	28	3 079,5 a A	127,5 a A	2 912,8 a A	122,0 a A

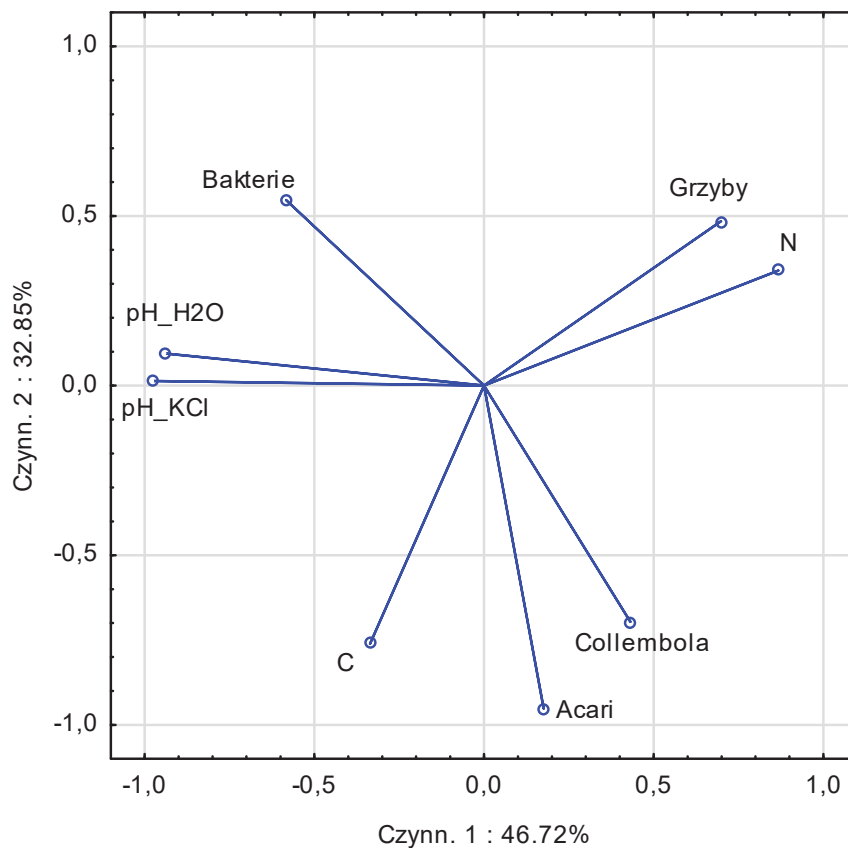
Mezofauna występowała przede wszystkim w warstwie organicznej gleby (tab. 3). Podobnie jak w przypadku mikroorganizmów, także na liczebność roztoczy i skoczogonek wpływał okres po pożarze oraz siła ognia. Zależność ta dotyczyła warstwy organicznej gleby, bowiem w warstwie mineralnej nie obserwowano różnic w liczebnościach mezofauny (tab. 3). W przypadku roztoczy na liczebność wpływał przede wszystkim czas po pożarze. Liczebności roztoczy (*Acari*) były większe na powierzchniach niewypalonych - kontrolnych w porównaniu z wypalonymi zarówno w 2. jak i w 14. miesiącu po pożarze, a różnice te zniknęły po 28. miesiącach od żywiołu (tab. 3). W przypadku skoczogonek najniższe liczebności zanotowano na obszarach wypalonych powstałych wskutek mocnego pożaru po upływie 2. miesiący, przy czym już po 14. miesiącach po pożarze były one podobne do tych notowanych na powierzchniach kontrolnych (tab. 3). Szczególnie interesująco kształtowały się liczebności tych bezkręgowców na powierzchniach wypalonych na skutek słabego pożaru. Liczebności skoczogonek na tych powierzchniach kształtowały się podobnie przez cały okres badań (tab. 3). Podobnie do roztoczy, także w przypadku skoczogonek zaobserwowano zbliżone liczebności zarówno na powierzchniach wypalonych jak i niewypalonych po 28. miesiącach od pożaru (tab. 3).

W warstwie organicznej gleby liczebności roztoczy (*Acari*) i skoczogonek (*Collembola*) były wyraźnie dodatnio skorelowane z zawartością węgla organicznego (C-org) i znacznie słabiej z zawartością azotu (N-og) i liczebnością grzybów oraz ujemnie skorelowane z odczynem gleby (pH) i liczebnością bakterii (rys. 1). Największe zróżnicowanie powierzchni badawczych pod względem badanych cech, czyli właściwości gleby (tj. zawartością C-org, N-og, pH) oraz liczebności mikroorganizmów (bakterii i grzybów) i mezofauny (*Acari* i *Collembola*) odnotowano w pierwszym roku badań czyli w 2 miesiące po pożarze (rys. 2). W miarę upływu czasu od pożaru (po 14. i 28. miesiącach) różnice między powierzchniami badawczymi ze względu na zależności między mikroorganizmami, mezofauną i właściwościami gleby zmniejszały się (rys. 2).

**Tabela 3.** Wpływ czasu od pożaru oraz intensywności pożaru na liczebność roztoczy (*Acari*) oraz skoczogonek (*Collembola*) ( $N \cdot 10^3 \cdot m^{-2}$ ) na powierzchniach badawczych (grupy jednorodne – a, b wyróżniono testem Tukeya dla  $\alpha = 0,05$ ; małe litery oznaczają porównania dla każdego obszaru badawczego między latami, duże litery oznaczają porównania pomiędzy obszarami badawczymi w każdym roku)

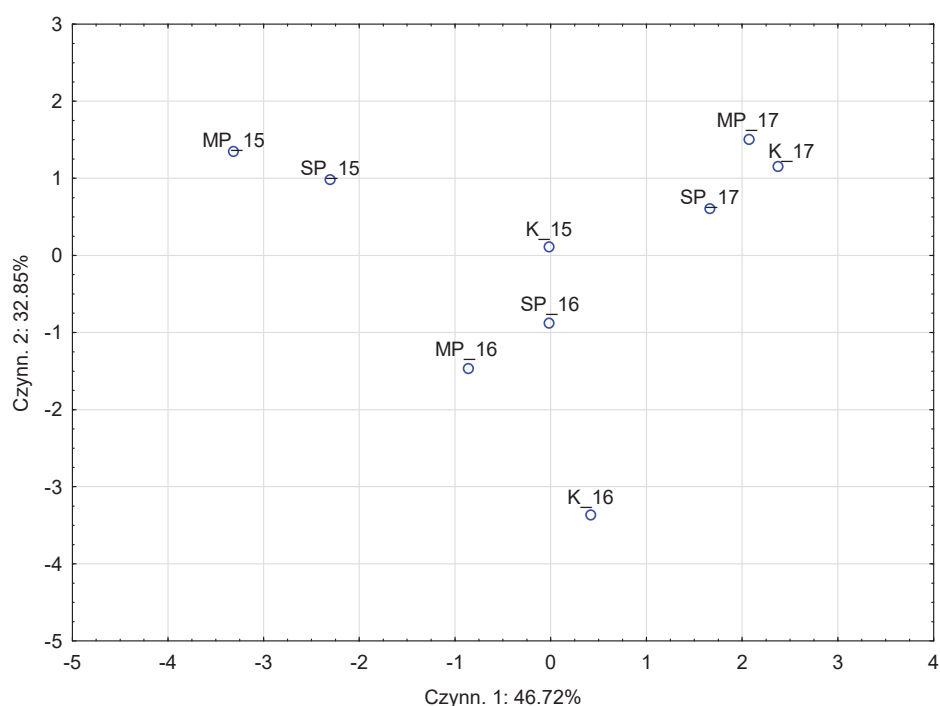
**Table 3.** The influence of the time of combustion and the intensity of the fire on Acari and Collembola ( $N \cdot 10^3 \cdot m^{-2}$ ) on the surfaces of research (homogeneous groups – a, b distinguished by Tukey test for  $\alpha = 0.05$ ), small letters indicate a comparison of each research area between years, capital letters mean comparisons between research areas each year

Powierzchnie badawcze	Czas od pożaru (miesiące)	Liczebność roztoczy ( <i>Acari</i> ) $N \cdot 10^3 \cdot m^{-2}$		Liczebność skoczogonek ( <i>Collembola</i> ) $N \cdot 10^3 \cdot m^{-2}$	
		Poziom genetyczny			
		org.	min.	org.	min.
K – kontrola	2	5,53 a B	0,50 a A	3,20 a B	0,10 a A
	14	19,30 b AB	0,27 a A	12,67 a AB	0,20 a A
	28	4,90 a A	0,17 a A	8,07 a A	0,17 a A
Sp – słaby pożar	2	2,83 a B	2,07 a A	1,63 a A	0,20 a A
	14	7,33 b A	0,53 a A	2,90 a A	0,10 a A
	28	4,90 ab A	0,07 a A	3,87 a A	0,17 a A
Mp – mocny pożar	2	2,17 a A	1,20 a A	0,77 a A	0,17 a A
	14	9,73 b A	0,43 a A	10,57 a A	0,10 a A
	28	4,23 a A	0,07 a A	5,87 a A	0,20 a A



**Rys. 1.** Zależność między badanymi cechami: właściwością gleb, liczebnością mikroorganizmów (bakterii i grzybów) i mezofauny (*Acari* i *Collembola*) w warstwie organicznej gleby, w obszarach badawczych dla całego okresu badań

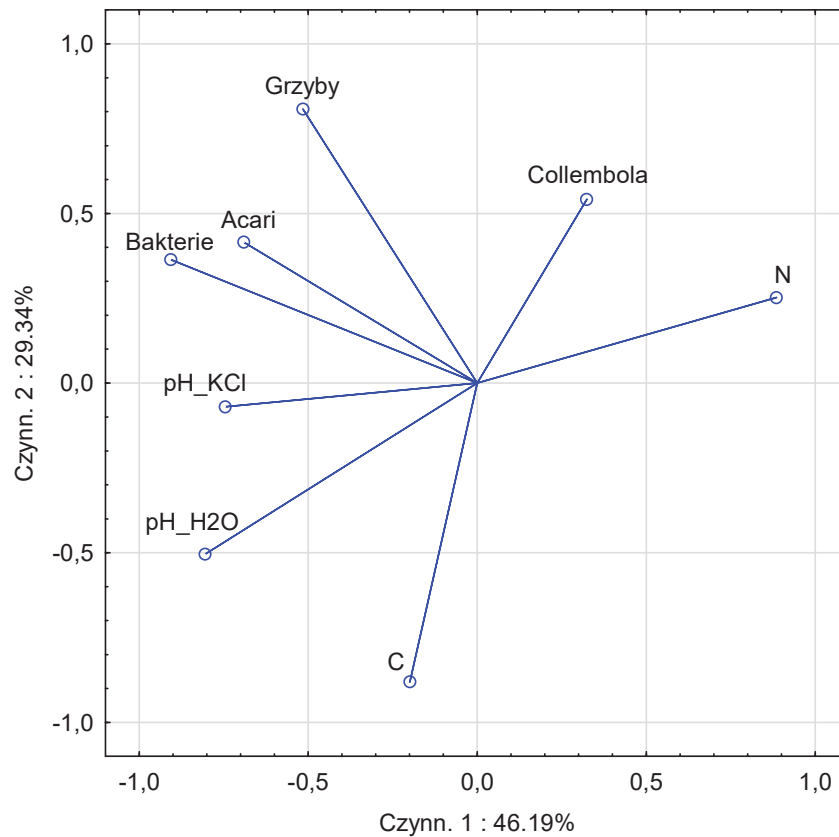
**Fig. 1.** The relationship between test features: a property of soil, microorganisms (bacteria and fungi), and mesofauna (*Acari* and *Collembola*) in the organic layer of the soil, research areas for the entire study period



**Rys. 2.** Zróżnicowanie powierzchni badawczych pod względem badanych cech: właściwości gleb (zawartości C, N, pH), liczebności mikroorganizmów (bakterii i grzybów) i mezofauny (*Acari* i *Collembola*) w organicznej warstwie gleby, w kolejnych latach badań; Mp – mocny pożar, Sp – słaby pożar, K – kontrola

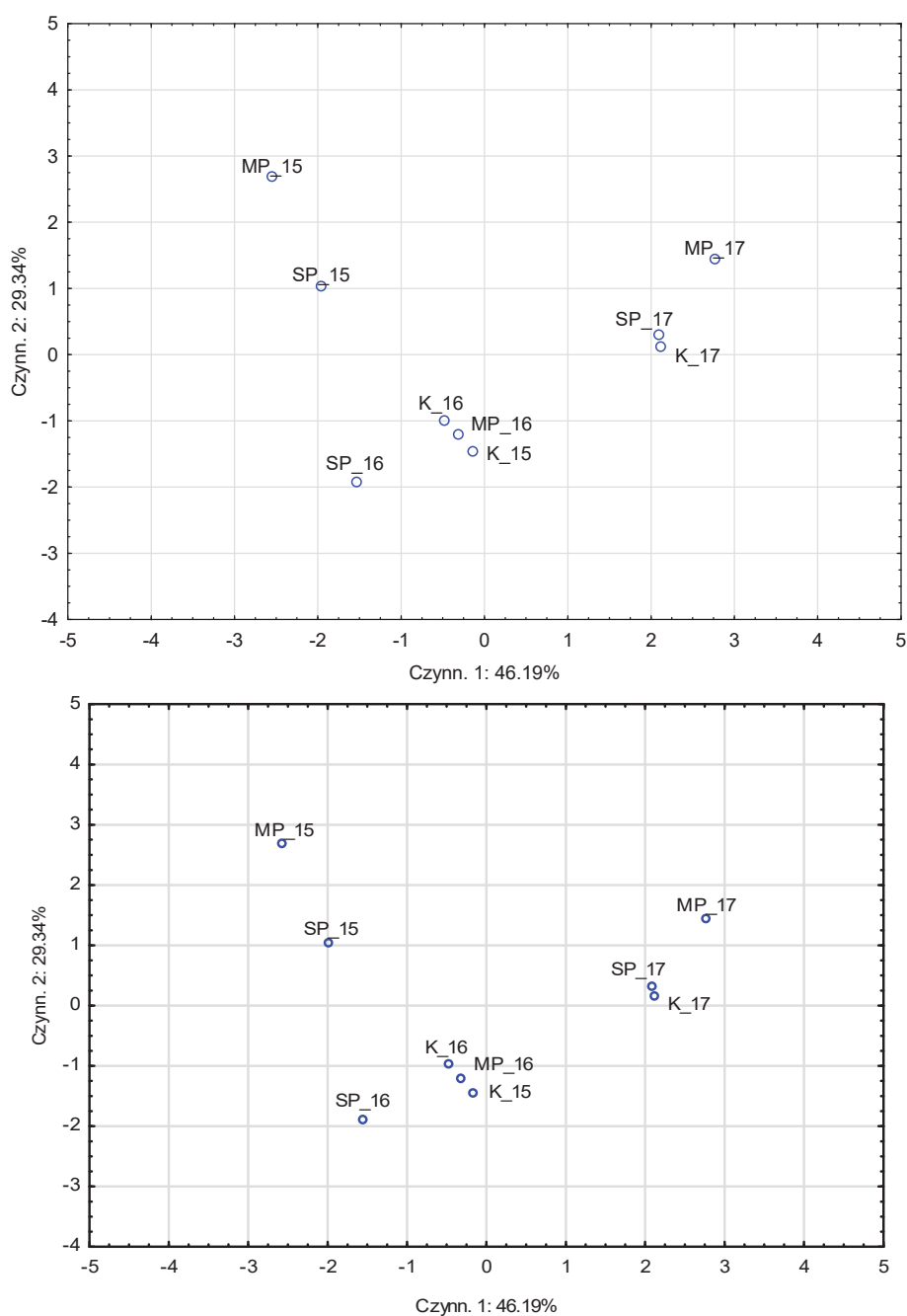
**Fig. 2.** Diversification of the research areas in terms of the studied traits: soil properties (C, N, pH), abundance of microorganisms (bacteria and fungi) and mezofauna (*Acari* and *Collembola*) in the organic soil layer in subsequent years of research; Mp – strong fire, Sp – weak fire, K – control

W warstwie mineralnej gleby liczebności roztoczy (*Acari*) były dodatnio skorelowane zarówno z obecnością bakterii jak i grzybów, a także pH oraz ujemnie skorelowane z zawartością azotu (N-og). *Collembola* były dodatnio powiązane z zawartością azotu (N-og) w glebie (rys. 3). Podobnie do warstwy organicznej gleby, największe zróżnicowanie poszczególnych obiektów (pożarzysk po słabym i mocnym pożarze oraz obszaru niewypalonego-kontrolnego) wykazano w 2 miesiące po pożarze pod względem wszystkich badanych cech tj. właściwości chemiczne gleby, liczebności mikroorganizmów i mezofauny. Podobnie jak w warstwie organicznej także w warstwie mineralnej, po upływie 14. i 28. miesięcy od żywiołu zanotowano zmniejszanie się różnic między powierzchniami badawczymi uwzględniając zależności między mikroorganizmami, mezofauną i właściwościami gleby (rys. 4).



**Rys. 3.** Zależność między badanymi cechami: właściwościami chemicznymi gleb, liczebnością mikroorganizmów (bakterii i grzybów) i mezofauny (*Acari* i *Collembola*) w warstwie mineralnej gleby, w obszarach badawczych dla całego okresu badań

**Fig. 3.** The relationship between tested features: chemical properties of the soil, number of microorganisms (bacteria and fungi), and mesofauna (*Acari* and *Collembola*) in the layer of mineral soil in research areas for the entire study period



**Rys. 4.** Zróźnicowanie powierzchni badawczych pod względem badanych cech: właściwości gleb (zawartości C, N, pH), liczebności mikroorganizmów (bakterii i grzybów) i mezofauny (*Acari* i *Collembola*) w warstwie mineralnej gleby, w kolejnych latach badań; Mp – mocny pożar, Sp – słaby pożar, K – kontrola

**Fig. 4.** Diversification of research areas in terms of the studied traits: soil properties (C, N, pH), abundance of microorganisms (bacteria and fungi) and mezofauna (*Acari* and *Collembola*) in the mineral soil layer, in subsequent years of research; Mp – strong fire, Sp – weak fire, K – control



Według literatury przedmiotu, reakcja mezofauny na pożary jest bardzo zróżnicowana. Niektórzy badacze notowali spadek liczebności tych bezkręgowców na obszarach wypalonych (Sgardelis i Margaritis 1993), podczas gdy inni nie stwierdzali zmian (Lussenhop 1976). Badacze skłaniają się ku stwierdzeniu, że na zmniejszenie liczebności mezofauny może mieć wpływ wypalenie ściółki, która stanowi miejsce życia mezofauny. Dress i Boerner (2004) stwierdzili wyraźny związek między liczebnością mezofauny a masą ściółki. Ściółka to także środowisko, gdzie przedstawiciele mezofauny mogą znaleźć pokarm (Malmström 2010). Roztocza i skoczogonki mogą odżywiać się różnorodnym pokarmem dlatego w tej grupie bezkręgowców wyróżniamy saprofagi, drapieżców jak również roślinożerców. Stąd zanotowane przez nas wielopoziomowe zależności między badanymi grupami mezofauny i mikroorganizmami mogą być z tym związane.

Zaobserwowany po 28. miesiącach od pożaru wzrost liczebności *Acari* i *Collembola* na obszarach wypalonych jest zgodny z badaniami Wikarsa i Schimmela (2001) oraz Colemana i Rieske (2006). Badacze Ci stwierdzili wzrost liczebności tych bezkręgowców w miarę upływu czasu od pożaru. Jednak Malmström i inni (2009) wykazali, że pełna regeneracja mezofauny na obszarze wypalonym w lasach borealnych, wymaga ponad pięciu lat od żywiołu. Badacze sugerują, że na regenerację zespołów mezofauny może mieć wpływ między innymi intensywność pożaru (Henig-Sever i in. 2001). Z intensywnością pożaru wiążą się nie tylko zmiany we właściwościach gleby i w społeczności mikroorganizmów lecz także stopień zniszczenia warstwy roślinnej, która zapewnia optymalny mikroklimat dla rozwoju mezofauny. Zatem na regenerację mezofauny może mieć wpływ tempo regeneracji roślinności.

Podczas analizowania regeneracji zespołów organizmów glebowych pożarzysk, nie należy zapominać o możliwości przemieszczania się tych organizmów. O ile bakterie właściwie nie mają zdolności aktywnego przemieszczania się (Richards 1987), to roztocza a zwłaszcza skoczogonki mogą przemieszczać się w ciągu tygodnia nawet kilka centymetrów (Ojala i Huhta 2001). Niemniej jednak większość organizmów glebowych przemieszcza się biernie wraz z wiatrem, wodą czy też na drodze forezji (Siepel 1994, Dighton i in. 1997). Można zatem przypuszczać, że zacieranie się różnic w liczebności mikroorganizmów i mezofauny pomiędzy badanymi powierzchniami wypalonymi i niewypalonymi wynikało z kolonizowania wypalonych obszarów przez organizmy przemieszczające się z sąsiadujących obszarów niewypalonych.

## Wnioski

- Upływ czasu od pożaru oraz siła ognia nie wpływa jednoznacznie na rekolonizację gleby mineralnej i ściółki przez mikroorganizmy hodowlalne.
- Wydaje się, że regeneracja liczebności zespołów mezofauny następuje wraz z upływem czasu od pożaru. Jednakże nie zaobserwowano jednoznacznego wpływu siły pożaru na liczebność bezkręgowców glebowych.
- Wyniki badań prezentowane w artykule potwierdzają konieczność prowadzenia dalszych analiz glebowych dla oceny właściwości biologicznych gleb na pożarzyskach.

*Badania zrealizowano w ramach zadania badawczego „Właściwości fizyczne, chemiczne gleb, różnorodność roślin, grzybów, mikrofauny na pożarzysku w Palmirach w Kampinoskim Parku Narodowym – etap II” dofinansowanego ze środków Funduszu Leśnego PGL LP w 2017 roku.*

## Literatura

- Badia, D., Marti, C. (2003). Effect of simulated fire on organic matter and selected microbiological properties of two contrasting soils. *Arid Land Research and Management*, 17, 55-69.
- Biały, K., Brożek, S., Chojnicki, J., Czepińska-Kamińska, D., Januszek, K., Kowalkowski, A., Krzyżanowski, A., Okołowicz, M., Sienkiewicz, A., Skiba, S., Wójcik, J., Zielony, R. (2000). *Klasyfikacja gleb leśnych Polski*. Warszawa, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, 1-123.
- Bunt, Y.S., Rovira, A.D. (1955). Microbiological studies of some subarctic soils. *Journal of Soil Sciences*, 6, 119-128.
- Cerdà, A., Robichaud, P.R. (2009). *Fire effects on soils and restoration strategies*. Wyd. Taylor and Francis Ltd, 589.
- Certin, G., (2005). Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*, 143, 1-10. DOI 10.1007/s00442-004-1788-8.
- Coleman, T.W., Rieske, L.K. (2006). Arthropod response to prescription burning at the soil-litter interface in oak-pine forests. *Forest Ecological Management*, 233, 52-60.
- Čuchta, P., Miklisová, D., Kováč, L. (2012). Changes within collembolan communities in windthrown European montane spruce forests 2 years after disturbance by fire. *Annals of Forest Science*, 69, 81-92.

- Dighton, J., Jones, H.E., Robinson, C.H., Beckett, J. (1994). The role of abiotic factors, cultivation practices and soil fauna in the dispersal of genetically modified microorganisms in soils. *Applied Soil Ecology*, 5, 109-131.
- Dress, W.J., Boerner, R.E.J. (2004). Patterns of microarthropod abundance in oak-hickory forest ecosystems in reaction to prescribed fire and landscape position. *Pedobiologia*, 48, 1-8.
- Grasso, G.M., Ripabelli, G., Sammarco, M.L., Mazzoleni, S. (1996). Effects of heating on the microbial populations of grassland soil. *International Journal of Wildland Fire*, 6, 67-70.
- Guerro, C., Mataix-Solera, J., Gómez, I., García-Orenes, F., Jordán, M.M. (2005). Microbial recolonization and chemical changes in soil heated at different temperatures. *International Journal of Wildland Fire*, 14, 385-400.
- Hauke-Pacewiczowa, T., Trzcńska M., (1980). Wpływ pożaru dna lasu na aktywność mikrobiologiczną gleby, *Roczniki Gleboznawcze XXXI*, 2, 33-41.
- Henig-Sever, N., Poliakov, D., Broza, M. (2001). A novel method for estimation of wild fire intensity based on ash pH and soil microarthropod community. *Pedobiologia*, 45, 98-106.
- Holden, S.R., Rogers, B.M., Treseder, K.K., Randerson, J.T., (2016). LETTER- Fire severity influences the response of soil microbes to a boreal forest fire. *Environmental Research Letters*, 11 035004, doi:10.1088/1748-9326/11/3/0350.
- Jokinen, H.K., Kiikkilä, O., Fritze, H. (2006). Exploring the mechanisms behind elevated microbial activity after wood ash application. *Soil Biology and Biochemistry*, 38, 2285-2291.
- Kim, JW, Jung, C (2008). Abundance of soil microarthropods associated with forest fire severity in Samcheok, Korea. *Journal of Asia-Pacific Entomology*, 11, 77-81.
- Lussenhop, J. (1976). Soil arthropod response to prairie burning. *Ecology*, 57, 88-98.
- Malmström, A. (2010). The importance of measuring fire severity-Evidence from microarthropod studies. *Forest Ecological Management*, 260, 62-70.
- Malmström, A., Perrson, T., Ahlström, K., Gongalsky, K.B., Bengtsson, J. (2009). Dynamics of soil meso- and macrofauna during a 5-year period after clear-cut burning in a boreal forest. *Applied Soil Ecology* 43, 61-74.
- Martin, J.P. (1950). Use of acide rose Bengal and steptomycin in the plate method for estimating of fungi. *Soil Sciences*, 69, 215-233.
- Mataix-Solera, J., Barcenas-Moreno, G., Garcia-Orenes, F., (2009). Forest fire effects on soil microbiology, <http://www.researchgate.net/publication/229163976>, DOI:101201/9781439843338-c5.
- Ojala, R., Huhta, V. (2001). Dispersal of microarthropods in forest soil. *Pedobiologia*, 45, 443-450.

- Olejniczak, I., Górska, E.B., Kondras, M., Oktaba, L., Gozdowski, D., Jankiewicz, U., Prędecka, A., Dobrzyński, J., Otręba, A., Tyburski, Ł., Mickiewicz, M., Hewelke, E. (2017) Pożar – czynnik kształtujący liczebność mikroorganizmów i mezofauny w glebach leśnych. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 19, 511-526.
- Richards, B.N. (1987). *The Microbiology of Terrestrial Ecosystems*. Longman Group UK, Signapore, 399.
- Sgardelis, S.P., Margaris, N.S. (1993). Effects of fire on soil microarthropods of a phryganic ecosystem. *Pedobiologia*, 37, 83-94.
- Siepel, H. (1994). Life-history tactics of soil microarthropods. *Biology and Fertility of Soils*, 18, 263-278.
- Sileshi, G., Mafongoya, P.L. (2006). The short-term impact of forest fire on soil invertebrates in the miombo. *Biodiversity and Conservation*, 15, 3153-3160.
- Smith N. R., Kishchuk B. E., Mohn W.W. (2008). Effects of wildfire and harvest disturbances on forest soil bacterial communities. *Applied and Environmental Microbiology*, 74, 216-224.
- Wikars, L.O., Schimmel, J. (2001). Immediate effects of fire-severity on soil invertebrates in cut and uncut pine forests. *Forest Ecological Management*, 141, 189-200.
- Zaniewski, P.T., Otręba, A. (2017). Reakcja roślinności runa na pożar pokrywy gleby w zespole *Peucedano-Pinetum* W. Mat. (1962) 1973 w Kampinoskim Parku Narodowym, *Sylwan* 161(12), 991-1001.

## **Long-Term Reaction of Microorganisms and Mezofauna to Fires Forest Soils of Anthropogenic Origin**

### **Abstract**

Fires in forests apart from human losses for the economy, drastically change the properties of abiotic and biotic forest environment in both time and space. As a result of the fire, there is a decrease in the number and taxonomic diversity of soil microorganisms and mesofauna, which has a significant impact on the formation of metabolism of soil ecosystems. The aim of this study was to evaluate the dynamics of changes in the number of microorganisms and soil mesofauna in soil and litter depending on the intensity of the fire, as well as the period of time after the fire. The study was conducted in the north-eastern part of the Kampinos National Park. The study included areas burnt – resulting from a "strong" (Mp) and "weak" (Sp) fire, and the adjacent areas unfired – controlled 2, 14 and 28 months after the fire that took place in June 2015. Based on the obtained results, it was found that the intensity of the fire, as well as the time elapsing from the fire, shapes the population of bacteria, microscopic fungi

and mezofauna in the soil. The results of the research indicate slow regeneration of microorganism and mesofauna assemblages during firefighting. Regeneration and species diversity are affected by unburnt areas adjacent to a fire.

### **Streszczenie**

Pożary w lasach, poza stratami dla gospodarki człowieka, zmieniają drastycznie właściwości abiotyczne i biotyczne środowiska leśnego zarówno w czasie jak i przestrzeni. W wyniku pożaru obserwuje się spadek liczebności oraz różnorodności taksonomicznej mikro- i mezofauny glebowej co ma niebagatelny wpływ na kształtowanie metabolizmu ekosystemów glebowych. Celem podjętych badań była ocena dynamiki zmian liczebności mikroorganizmów i mezofauny glebowej w glebie i ściółce w zależności od intensywności pożaru jak również od okresu czasu po pożarze. Badania przeprowadzono w północno-wschodniej części Kampinoskiego Parku Narodowego. Badaniami objęto obszary wypalone – powstałe na skutek „mocnego”(Mp) i „słabego”(Sp) pożaru, oraz sąsiadujące z nimi obszary niewypalone – kontrolowane w 2., 14. i 28. miesiącu po pożarze który miał miejsce w czerwcu 2015 r. Na podstawie uzyskanych wyników stwierdzono, że intensywność pożaru jak również czas upływający od żywiołu kształtuje liczebność populacji bakterii i grzybów mikroskopowych oraz mezofauny w glebie. Wyniki badań wskazują na powolną regenerację zespołów mikroorganizmów i mezofauny na pożarzyskach. Na tempo regeneracji i różnorodność gatunkową wpływ mają obszary niewypalone sąsiadujące z pożarzyskiem.

### **Słowa kluczowe:**

pożary pochodzenia antropogenicznego,  
liczebność mikroorganizmów, mezofauna, gleby leśne

### **Keywords:**

fires of anthropogenic origin, number of microorganisms,  
mesofauna, forest soils



# **Kształtowanie jakości wody odpływającej i dopływającej z kompleksu zbiorników Niewiadoma zlokalizowanego na rzece Cetyni**

*Agnieszka Bus, Józef Mosiej*

*Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego, Warszawa*

## **1. Wprowadzenie**

Konieczność budowy zbiorników małej retencji, zlokalizowanych na ciekach o stosunkowo niewielkim przepływie jest bezdyskusyjna. Niestety, często jakość wód zasilających zbiorniki wodne jest niska (Dąbrowska i Markowska 2012, Rzętała i in. 2011, Mazur 2013), a co z tym związane powoduje degradację tych wyjątkowo wrażliwych ekosystemów (Adamczyk i Jachimowski 2013).

Sposób użytkowania zlewni w znaczący sposób wpływa na jakość wody gromadzonej na jej obszarze. Zbiorniki wodne zlokalizowane na obszarach użytkowanych rolniczo narażone są na znacząco wyższe dopływy ładunków związków biogennych (Pulikowski i in. 2015), a niżeli zbiorniki położone na terenie zlewni leśnych (Bedla i Misztal 2014). Wpływ wiatrołomu na jakość wody powierzchniowej prowadził m.in. Żelazny i in. (2017). Potwierdzają one pozytywny wpływ lasów na skład chemiczny wody.

Często projektanci małych zbiorników retencyjnych (do 5 mln m<sup>3</sup>) w celu ograniczenia ryzyka eutrofizacji wody, projektują zbiorniki wstępne mające na celu obniżenie ładunku związków biogennych dopływających do zbiornika głównego (Pütz, K. i Benndorf, J. 1998, Mazur 2013, Mosiej i Bus, 2015, Wiatkowski i Rosik-Dulewska 2016). Jednak brak jest jakichkolwiek, wytycznych do projektowania i eksploatacji takich zbiorników dotyczących przede wszystkim takich parametrów jak: wielkość

zbiornika wstępnego w stosunku do głównego, głębokości minimalne zbiorników, czas retencji wody w zbiorniku wstępnym i zasadniczym.

Wyniki badań przedstawione w pracy mogą być wykorzystane przy realizacji regionalnych programów związanych ze zwiększaniem możliwości retencyjnych oraz przeciwdziałanie powodzi i suszy w ekosystemach leśnych (Miler, 2015, Wiatkowski i in., 2018) jak i na obszarach użytkowanych rolniczo (Frankowski i Zbierska 2015). Przy realizacji programów małej retencji zarówno w lasach i obszarach rolniczych koncentrowano się dotychczas przede wszystkim na aspektach ilościowych, pomijając bardzo ważny wpływ retencjonowania wody na kształtowanie jakości wody w zbiornikach.

W artykule przedstawiono kształtowanie się jakości wody w rzece Cetyni, na odcinku na którym zlokalizowane są zbiorniki retencyjne Kupientyn i Niewiadoma. Na podstawie analizy podstawowych wskaźników chemicznych (fosforany), organicznych (BZT<sub>5</sub>) i fizycznych (przewodność elektrolityczna, zawiesina ogólna, mętność, pH) dokonano oceny funkcjonowania kompleksu zbiorników.

## 2. Materiał i metody

Rzeka Cetynia (województwo mazowieckie, powiat sokołowski) jest lewobrzeżnym dopływem Bugu, o długości 35,6 km i powierzchni zlewni wynoszącej 214 km<sup>2</sup>. Zlewnia rzeki położona jest na obszarze niziny Południowopodlaskiej, mezoregion Wysoczyzna Siedlecka (Kon-dracki 2000). Teren wysoczyzny siedleckiej zdominowany jest przez gleby brunatno ziemne i płowe powstałe na glinach morenowych i piaskach gliniastych. Użytki rolne stanowią 58% powierzchni obszaru zlewni do czoła zapory zbiornika głównego Niewiadoma, lasy zajmują 9%, obszary zabudowane 14%, tereny zielone – 19%.

Rzeka zaliczana jest cieków charakterystycznych dla obszarów nizinnych, typu 17 (potok nizinny piaszczysty). Przepływ średni roczny z wielolecia (1951-1965) w przekroju zbiornika Niewiadoma wynosi 0,38 m<sup>3</sup>/s (Projekt ... 2002). Na rzece zlokalizowany jest zespół zbiorników Niewiadoma, który składa się ze zbiornika wstępnego Kupientyn, oddanego do użytku w 2004 r., oraz zbiornika głównego Niewiadoma który funkcjonuje od 2013 r. Podstawowe parametry techniczne zbiorników przedstawiono w tabeli 1. Początkowy odcinek rzeki, powyżej ze-

społu zbiorników Niewiadoma, przepływa przez obszar miasta Sokołowa Podlaskiego. Rzeka na tym odcinku jest odbiornikiem ścieków deszczowych spływających z miasta. Za miastem do rzeki Cetyni wpada ciek Kościółek, który jest głównym odbiornikiem oczyszczonych ścieków z oczyszczalni ścieków w Sokołowie Podlaskim.

**Tabela 1.** Podstawowe parametry techniczne zbiorników (Raport... 2002)

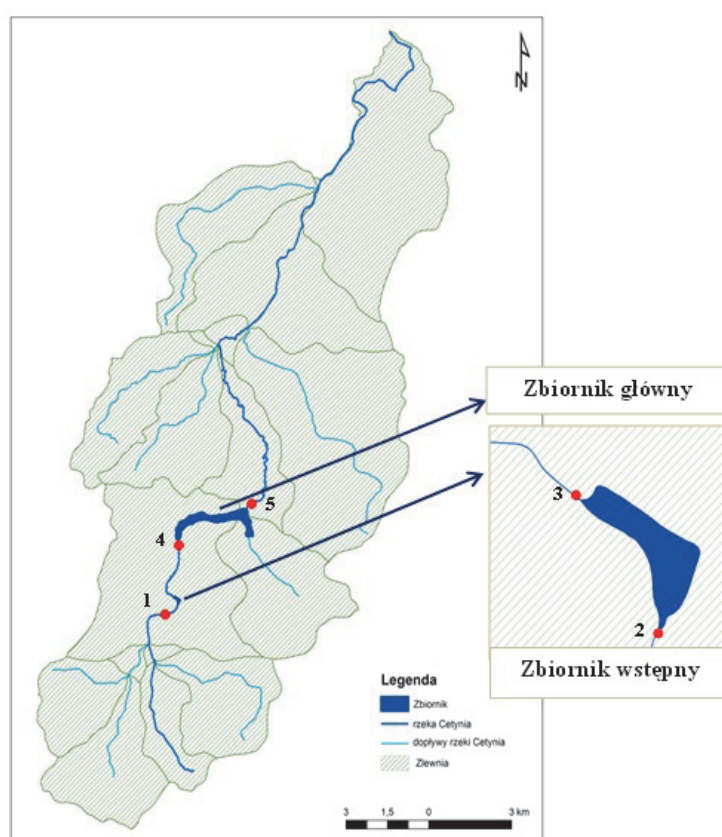
**Table 1.** Basic technical parameters of reservoirs (Raport... 2002)

Wyszczególnienie	Jednostka	Zbiornik wstępny Kupientyn	Zbiornik główny Niewiadoma
Lokalizacja inwestycji (zespołu zbiorników) wg kilometrażu rzeki Cetyni	km	21+500 – 28+250	
Powierzchnia zlewni w profilu zapory	km <sup>2</sup>	55,1	65,1
Powierzchnia zalewu zbiornika przy NPP	ha	2,25	42,22
Objętość zbiornika przy NPP	tys. m <sup>3</sup>	28,9	1140
Średnia/maksymalna głębokość zbiornika przy NPP	m	1,28/1,60	2,70/7,25
Czas zatrzymania wody w zbiorniku	d	0,33	35

Próbki wody pobierano od października 2013 do października 2017 w pięciu punktach pomiarowych (rysunek 1): 1. zlokalizowany powyżej zbiornika wstępnego, 2. na dopływie do zbiornika wstępnego, 3. na odpływie ze zbiornika wstępnego, 4. na dopływie do zbiornika głównego oraz 5. na odpływie z zbiornika głównego. Odcinek pomiędzy punktami 1-2, który bezpośrednio sąsiaduje z rzeką otoczony jest przez pola uprawne i łąki., na odcinku pomiędzy punktami 3-4 rzeka ma charakter półnaturalny, na którym meandruje i przepływa przez naturalne trzcinowisko. W sumie w ciągu analizowanego okresu pobrano 40 próbek wody w których oznaczano: P-PO<sub>4</sub> (FiaStar 5000), pH (WTW, pH340), BZT<sub>5</sub> (OxiTOP), zawiesinę ogólną (DR2400, Hach), mętność (neflometr TurbiDirect) i przewodność elektrolityczną (Con110, Lovibond). Dla każdego wskaźnika określono podstawowe statystyki opisowe dla okresów wiosenno-letniego (WL) i jesienno-zimowego (JZ) w celu określenia wpływu roślinności na jakość wody: wartości minimalne i maksymalne oraz średnie arytmetyczne.



Istotność wahań sezonowych między okresem wiosenno-letnim i jesienno-zimowym wskaźników jakości wód oceniono z wykorzystaniem testu *t*-Studenta dla prób niezależnych przy założonym poziomie ufności 95%. W momencie gdy założenia tego testu nie były spełnione stosowano jego nieparametryczny odpowiednik – test U Manna-Whitneya, który nie wymaga homogeniczność wariancji ani też rozkładu normalnego. Obliczono także średnie redukcje zanieczyszczeń pomiędzy analizowanymi punktami z podziałem na okres wiosenno-letni i jesienno-zimowy.



**Rys. 1.** Lokalizacja punktów pomiarowych w zlewni rzeki  
**Fig. 1.** Location of sampling points at the river catchment

### 3. Wyniki i dyskusja

Zestawienie średnich arytmetycznych, minimalnych i maksymalnych wartości dla poszczególnych wskaźników jakości wody w punktach pomiarowych w analizowanych okresach przedstawiono w tabelach 2 i 3.

Stężenie fosforanów w wodzie zasilającej zbiorniki wodne powinno być możliwie jak najniższe ze względu na istotny wpływ tego pierwiastka na proces degradacji wód (Karczmarczyk i Bus 2017). Vollenweider (1968) określił dla jezior graniczne stężenie fosforu, powyżej którego następuje intensywny przyrost masy fitoplanktonu na 0,01 mg/l. Najwyższe przekroczenia dotyczą fosforanów, których wartość średnia w analizowanych okresach przekroczona została 160-krotnie w punktach 1-3 (w okresie wiosenno-letnim) i ponad 50-krotnie w punkcie 4 (w okresie jesienno-zimowym). Średnie wartości fosforanów są wyższe w okresie wiosenno-letnim o 51-58% w punktach 1-3, o 36% w punkcie 4 oraz o 12% na odpływie ze zbiornika głównego niż w okresie jesienno-zimowym. Taka obserwacja może świadczyć o zasilaniu wody w związku fosforu pochodzące z nawożenia pól uprawnych, rozkładu roślinności wodnej lub uwalniania z osadów dennych. Również Grzywna i in. (2017) za główną przyczynę niskiej jakości wód podają wysokie stężenie fosforanów (0,46 mg/l). Wysokie wartości notowano również dla zanieczyszczeń organicznych wyrażonych wskaźnikiem BZT<sub>5</sub>. Notowane średnie wartości wahają się w granicach od 2,42 do 7,00 mg O<sub>2</sub>/l w okresie wiosenno-letnim i od 2,21 do 9,20 mg O<sub>2</sub>/l w okresie jesienno-zimowym. W przypadku BZT<sub>5</sub> średnie wartości dla okresu jesienno-zimowego są wyższe niż w okresie wiosenno-letnim. Wyjątek stanowi tylko dopływ do zbiornika głównego (punkt 4). Średnie stężenia zawiesiny ogólnej w okresie jesienno-zimowym wahają się w granicach od 5,60 do 12,25 mg/l. Wyższe wartości notowano w okresie wiosenno-letnim, które wahały się w granicach 9,11 do 20,90 mg/l. Wartości przewodności elektrolitycznej wahają się w zakresie od 0,37 do 1,85 mS/cm i od 0,50 do 4,58 mS/cm, odpowiednio w okresach: wiosenno-letnim i jesienno-zimowym, co świadczy o dużym zasoleniu wód. Średnie wartości w okresie wiosenno-letnim są wyższe w punktach 1 i 2, a niżeli w okresie jesienno-zimowym. Odwrotną zależność zaobserwowano w przypadku punktów pomiarowych 3-5. Średnie wartości mętności w analizowanych przekrojach są wyższe w okresie wiosenno-letnim o 41-68%, a niżeli w okresie jesienno-zimowym. Wyjątek stanowi punkt pomiarowy 1, gdzie wyższe wartości zanotowano w okresie jesienno-zimowym.

Notowane wartości pH są zbliżone do siebie w obu analizowanych okresach i wahają się w granicach od 7,30 do 9,00 co odpowiada odczynowi lekko i silnie zasadowemu (tabela 1 i 2).

**Tabela 2.** Wartości średnie, minimalne i maksymalne poszczególnych wskaźników jakości wody w punktach pomiarowych w latach 2013-2017 w okresie wiosenno-letnim

**Table 2.** Average, minimum and maximum values of examined water quality indicators in each sampling points in spring-summer period 2013-2017

Punkt:	1	2	3	4	5
Wskaźnik	Średnia Minimum – Maksimum				
P-PO <sub>4</sub> [mg/l]	$\frac{1,623}{0,045 - 6,500}$	$\frac{1,595}{0,064 - 6,906}$	$\frac{1,680}{0,133 - 6,348}$	$\frac{0,817}{0,152 - 1,723}$	$\frac{0,734}{0,016 - 2,21}$
BZT <sub>5</sub> [mg O <sub>2</sub> /l]	$\frac{2,42}{0,00 - 10,00}$	$\frac{5,10}{0,00 - 22,00}$	$\frac{5,25}{0,00 - 48,00}$	$\frac{7,00}{0,00 - 45,00}$	$\frac{6,60}{0,00 - 23,00}$
Zawiesina ogólna [mg/l]	$\frac{9,11}{0,00 - 35,00}$	$\frac{14,05}{0,00 - 43,00}$	$\frac{20,90}{0,00 - 59,00}$	$\frac{18,70}{0,00 - 68,00}$	$\frac{11,15}{0,00 - 33,00}$
Mętność [NTU]	$\frac{5,58}{1,14 - 14,40}$	$\frac{19,19}{2,83 - 74,10}$	$\frac{18,28}{1,97 - 51,30}$	$\frac{20,79}{6,47 - 100,00}$	$\frac{20,16}{2,32 - 79,02}$
Przewod- ność elek- trolityczna [mS/cm]	$\frac{1,15}{0,53 - 1,57}$	$\frac{1,12}{0,59 - 1,67}$	$\frac{1,13}{0,55 - 1,85}$	$\frac{0,74}{0,37 - 0,97}$	$\frac{0,68}{0,44 - 1,53}$
pH [-]	$\frac{-}{7,70 - 8,40}$	$\frac{-}{7,40 - 8,60}$	$\frac{-}{7,36 - 8,70}$	$\frac{-}{7,60 - 9,30}$	$\frac{-}{7,60 - 8,90}$

**Tabela 3.** Wartości średnie, minimalne i maksymalne poszczególnych wskaźników jakości wody w punktach pomiarowych w latach 2013-2017 w okresie jesienno-zimowym

**Table 3.** Average, minimum and maximum values of examined water quality indicators in each sampling points in autumn-winter period 2013-2017

Punkt:	1	2	3	4	5
Wskaźnik	Średnia Minimum – Maksimum				
P-PO <sub>4</sub> [mg/l]	$\frac{0,791}{0,005 - 3,052}$	$\frac{0,715}{0,002 - 1,715}$	$\frac{0,695}{0,019 - 1,769}$	$\frac{0,527}{0,062 - 1,306}$	$\frac{0,639}{0,142 - 2,256}$
BZT <sub>5</sub> [mg O <sub>2</sub> /l]	$\frac{9,20}{0,00 - 39,00}$	$\frac{8,84}{0,00 - 26,00}$	$\frac{6,35}{0,00 - 39,00}$	$\frac{2,21}{0,00 - 10,00}$	$\frac{8,60}{0,00 - 34,00}$
Zawiesina ogólna [mg/l]	$\frac{12,25}{0,00 - 82,00}$	$\frac{9,63}{0,00 - 40,00}$	$\frac{8,65}{0,00 - 26,00}$	$\frac{8,32}{0,00 - 35,00}$	$\frac{5,60}{0,00 - 23,00}$
Mętność [NTU]	$\frac{14,85}{1,16 - 107,00}$	$\frac{10,62}{1,62 - 40,70}$	$\frac{9,53}{3,56 - 21,10}$	$\frac{8,30}{2,79 - 38,40}$	$\frac{8,54}{2,80 - 23,40}$
Przewod- ność elek- trolityczna [mS/cm]	$\frac{0,95}{0,50 - 1,60}$	$\frac{0,96}{0,53 - 1,53}$	$\frac{1,20}{0,48 - 4,58}$	$\frac{0,83}{0,47 - 1,67}$	$\frac{0,84}{0,55 - 1,76}$
pH [-]	$\frac{-}{7,45 - 8,80}$	$\frac{-}{7,30 - 8,90}$	$\frac{-}{7,40 - 8,80}$	$\frac{-}{7,50 - 8,90}$	$\frac{-}{7,40 - 9,00}$

Przeprowadzona analiza testem t-Studenta i U Manna-Whitneya w okresie wiosenno-letnim (tabela 4) wykazała istotne różnice dla: P-PO<sub>4</sub> na odcinku o charakterze półnaturalnym, przewodności elektrolitycznej na odcinku rzeki o charakterze półnaturalnym i dla zbiornika głównego oraz dla mętności na odcinku użytkowanym rolniczo. Istotne różnice w okresie jesienno-zimowym (tabela 5) odnotowano dla BZT<sub>5</sub> po przepłynięciu wody przez czaszę zbiornika głównego oraz dla mętności na odcinku o charakterze półnaturalnym. W pozostałych przypadkach jeśli różnice występowały, to nie były one istotne statystycznie.

**Tabela 4.** Wyniki testów t-Studenta i U Manna-Whitneya istotności różnic średnich stężeń wskaźników jakości wody w sezonie wiosenno-letnim w analizowanych odcinkach

**Table 4.** Results of *t*-Student and U Mann-Whitney tests of significance of mean concentrations differences of water quality indicators in spring – summer season examined sections

Wskaźnik	Odcinek rolniczy		Zbiornik wstępny		Odcinek półnaturalny		Zbiornik główny	
	Test		Test		Test		Test	
	t-Studenta	U Manna-Whitneya	t-Studenta	U Manna-Whitneya	t-Studenta	U Manna-Whitneya	t-Studenta	U Manna-Whitneya
P-PO <sub>4</sub>	-	1,0000	-	0,7048	0,0102*		0,6162	
BZT <sub>5</sub>	-	0,0646	-	0,2434	-	0,2481	-	0,7440
Zawiesina ogólna	-	0,3188	-	0,1977	-	0,6257	-	0,1192
Mętność	0,0042*		-	0,5791	-	0,4487	-	0,4092
EC	0,8509		0,9095		0,0000*		-	0,0324*
pH	0,2138		0,6495		0,0962		0,2685	

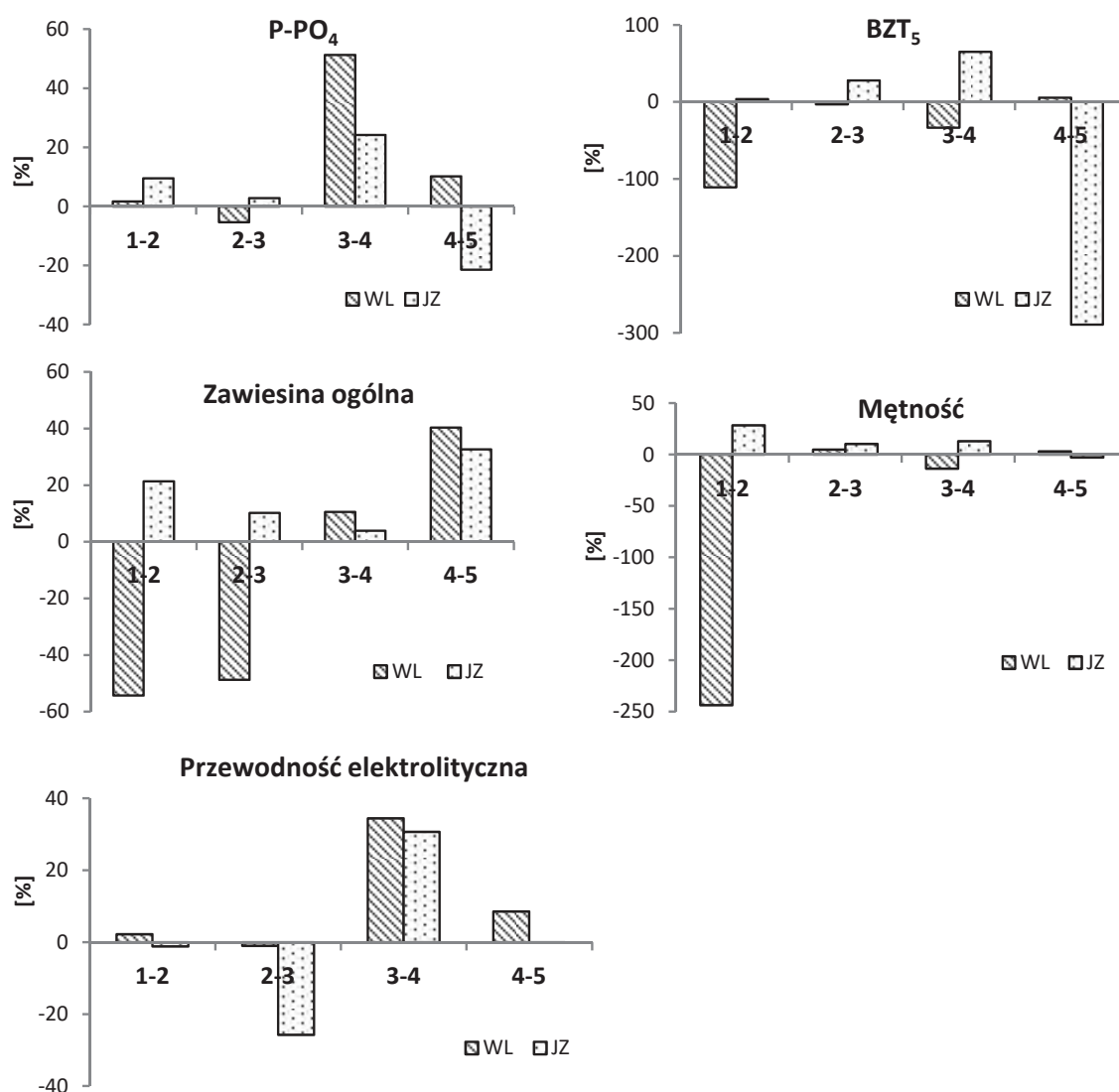
\* różnice istotne dla  $\alpha = 0,05$  przy  $p < 0,05$ ; „-” nie spełnia założeń testu t-Studenta

**Tabela 5.** Wyniki testów *t*-Studenta i U Manna-Whitneya istotności różnic średnich stężeń wskaźników jakości wody w sezonie jesienno-zimowym w analizowanych odcinkach

**Table 5.** Results of *t*-Student and U Mann-Whitney tests of significance of mean concentrations differences of water quality indicators in autumn – winter season examined sections

Wskaźnik	Odcinek rolniczy		Zbiornik wstępny		Odcinek półnaturalny		Zbiornik główny	
	Test		Test		Test		Test	
	t-Studenta	U Manna-Whitneya	t-Studenta	U Manna-Whitneya	t-Studenta	U Manna-Whitneya	t-Studenta	U Manna-Whitneya
P-PO <sub>4</sub>	0,7323		0,9026		0,2737		0,4119	
BZT <sub>5</sub>	-	0,6530	-	0,0743	-	0,1031	0,0146*	
Zawiesina ogólna	-	0,5934	-	0,8330	-	0,6130	-	0,1188
Mętność	-	0,8771	-	0,7572	-	0,0189*	-	0,6429
EC	-	0,8330	-	0,9440	-	0,3177	-	1,0000
pH	0,9395		0,9789		0,7915		0,6711	

\* różnice istotne dla  $\alpha = 0,05$  przy  $p < 0,05$ ; „-” nie spełnia założeń testu t-Studenta



**Rys. 2.** Procentowa redukcja zanieczyszczeń pomiędzy badanymi punktami pomiarowymi (1-2 odcinek rolniczy; 2-3 zbiornik wstępny; 3-4 odcinek półnaturalny; 4-5 zbiornik główny) w okresie wiosenno-letnim (WL) i jesienno-zimowym (JZ)

**Fig. 1.** Percentages reduction of contamination between examined sampling points (1-2 agricultural section; 2-3 water pre-reservoir; 3-4 semi-natural section; 4-5 main reservoir) during spring-summer (SS) and autumn-winter (AW) periods

Zestawienie wartości redukcji dla poszczególnych odcinków rzeki w okresach wiosenno-letnim i jesienno-zimowym przedstawiono na rys. 2. Korzystny wpływ na obniżenie wartości analizowanych wskaźników można zaobserwować na odcinku półnaturalnym. Widoczna jest tu całoroczna redukcja stężeń P-PO<sub>4</sub>, w okresie wiosenno-letnim (51,4%) i jesienno-zimowym (24,2%), BZT<sub>5</sub> w okresie jesienno-zimowym (65,2%), przewodności elektrolitycznej zarówno w okresie wiosenno-letnim i jesienno-zimowym (odpowiednio 34,4% i 30,7%), mętności w okresie jesienno-zimowym (13,0%) oraz całoroczna redukcja zawiesiny ogólnej: 10,5% w okresie wiosenno-letnim i niższa bo tylko niepełna 4% w okresie jesienno-zimowym. W przypadku pozostałych wskaźników widoczne brak redukcji stężeń wartości analizowanych wskaźników (BZT<sub>5</sub> i mętność w okresie wiosenno-letnim). W przypadku odcinka użytkowanego rolniczo, zauważalna jest 21% i 28% redukcja zawiesiny ogólnej i mętności oraz 9,5% redukcja stężeń P-PO<sub>4</sub> w okresie jesienno-zimowym. W przypadku pozostałych wskaźników obserwujemy niską redukcję stężeń lub podniesienie wartości stężeń poszczególnych wskaźników po przepłynięciu wody przez badany odcinek. W przypadku zbiornika wstępnego, najwyższą redukcję stężeń zaobserwowano w przypadku BZT<sub>5</sub> (28,2%) i nieco niższą w przypadku zawiesiny ogólnej (10,2%) i mętności (10,3%) w okresie jesienno-zimowym. W przypadku pozostałych wskaźników, szczególnie w okresie wiosenno-letnim (P-PO<sub>4</sub> i mętność) obserwuje się nieznacznie obniżenie wartości stężeń lub nawet ich podwyższenie na wylocie ze zbiornika (przewodność elektrolityczna, BZT<sub>5</sub>, zawiesina ogólna). Brak lub niskie redukcje stężeń poszczególnych wskaźników zanieczyszczeń w przypadku zbiornika wstępnego Kupientyn są spowodowane dennym upustem wody ze zbiornika. Zbiorniki wstępne powinny być wyposażone w górny, przepływowy upust wody, tak aby woda odpływająca ze zbiornika zawierała najniższe stężenia zarówno fosforu i zawiesiny (Pütz i Benndorf 1998.). Zbiornik główny obniża stężenia zawiesiny ogólnej zarówno w okresie wiosenno-letnim (40,4%) jak i jesienno-zimowym (32,7%). Widoczne jest także obniżenie wartości P-PO<sub>4</sub> w okresie wiosenno-letnim (10,2%). W przypadku pozostałych wskaźników, nie zaobserwowano redukcji stężeń (P-PO<sub>4</sub>, mętność, BZT<sub>5</sub> i przewodność elektrolityczna w okresie jesienno-zimowym) lub też niską redukcję ich wartości (mętność, BZT<sub>5</sub> i przewodność elektrolityczna w okresie wiosenno-letnim).



Porównując notowane wartości stężeń w wodzie dopływającej i odpływającej z obu zbiorników z wartościami literaturowymi dla innych zbiorników, można stwierdzić, że wody rzeki Cetyni należą do silnie zanieczyszczonych. Zbiornik wstępny zlokalizowany na rzece Por przyczynił się do redukcji P-PO<sub>4</sub> o 42% (Mazur 2013). Stężenie P-PO<sub>4</sub> w wodach dopływających wahało się w przedziale od 0,17 mg/l do 0,78 mg/l, a w wodzie odpływającej ze zbiornika notowano wartości od 0,10 mg/l do 0,39 mg/l. Zbiornik ten wpływał także na redukcję zawiesiny ogólnej (o 73%), BZT<sub>5</sub> (o 2%) i przewodności elektrolitycznej (o 1%). Niższe wartości poszczególnych wskaźników zanieczyszczeń notowano również w zbiorniku Dobczyce podczas dwuletniego okresu obserwacyjnego (2008-2009). Maksymalna zawartość fosforanów nie przekroczyła 0,12 mg/l, zaś notowane wartości średnie dla poszczególnych sezonów obserwacyjnych wahały się w granicach od 0,024 mg/l do 0,063 mg/l (Bogdał i in. 2015). Obserwowane średnie wartości przewodności elektrolitycznej wynosiły 0,260 i 0,264 mS/cm, odpowiednio w 2008 i 2009 roku. Również średnie wartości zawiesiny ogólnej (2,3 mg/l i 4,2 mg/l w 2008 r. i 2009 r.) i mętności (3,18 NTU i 4,71 NTU w 2008 r. i 2009 r.) były znacząco niższe niż w przypadku zbiornika Kupientyn. Ignatius i Rasmussen (2016) badali wodę w dziewięciu niewielkich zbiornikach o powierzchni od 0,15 ha do 2,17 ha w latach 2012-2013. W badanych zbiornikach średnia wartość fosforu wynosiła 0,0034 mg/l przy notowanych wartościach ekstremalnych 0,0001-0,144 mg P/l. Są to wartości znacząco niższe aniżeli te notowane w badanych zbiornikach na rzece Cetyni. Również średnia wartość przewodności elektrolitycznej była niższa w przypadku badanych zbiorników i wynosiła 0,05 mS/cm. Średnia wartość mętności była zbliżona do tych notowanych w rzece Cetyni i obu zbiornikach i wynosiła 10,5 NTU. Odpowiednio zaprojektowany i zarządzany zbiornik wstępny jest w stanie efektywnie usuwać zanieczyszczenia i wpływać na poprawę jakości wody przez niego przepływającej. Zbiornik wstępny Mściwojów w początkowym okresie eksploatacji przyczynił się do znaczącej redukcji P-PO<sub>4</sub> (56,25%) oraz N-NO<sub>3</sub> (76,69%) (Pikul i Rackiewicz 2003). Dąbrowska i Makowska (2012), po 10 latach eksploatacji wykazały, że zbiornik wstępny Mściwojów charakteryzuje się wysoką redukcją N-NO<sub>3</sub> (85%) oraz niską, bo zaledwie 8% redukcją stężeń P-PO<sub>4</sub>, która jest nieistotna statystycznie.

Proponowanym rozwiązaniem do podczyszczenia wód Nysy Szalonej i ograniczenia zanieczyszczeń dopływających do zbiornika Słup jest wybudowanie zbiornika wstępnego wraz z wykonaniem filtra biologicznego (Wiatkowski i Rosik-Dulewska 2016). Średnie stężenia P-PO<sub>4</sub>, BZT<sub>5</sub> i przewodności elektrolitycznej notowane w rzece w latach 2007-2008 wynosiły odpowiednio 0,43 mg P-PO<sub>4</sub>/l, 3,65 mg O<sub>2</sub>/l i 0,503 mS/cm i są one niższe od średnich stężeń notowanych dla rzeki Cetyni i obu zbiorników (za wyjątkiem BZT<sub>5</sub> w 1 punkcie pomiarowym w okresie wiosenno-letnim i 4 punkcie pomiarowym w okresie jesienno-zimowym).

Na obszarach użytkowanych rolniczo, gdzie często lokalizowane są zbiorniki wodne, zagrożeniem dla odpowiedniej jakości wody są nawozy mineralne i naturalne stosowane na obszarze zlewni oraz spływy powierzchniowe. Szejba i in. (2016) notuje stężenia P-PO<sub>4</sub> w wodzie odprowadzanej systemem drenarskim wahające się w granicach od 0 do nawet 2,0 mg/l, co odpowiada ładunkowi fosforu 0,1-2,0 kg/ha. Podobne wartości ładunku fosforu uzyskano w badaniach prowadzonych przez Pulikowskiego i in. (2015) wynoszące 0,15 kg P/ha w przypadku małych zlewni użytkowanych rolniczo.

Wody rzeki Cetyni należą do jednych z najbardziej zanieczyszczonych w województwie mazowieckim (WIOŚ 2016). Ze względu na przekroczenia wartości dopuszczalnych dla większości z analizowanych stężeń, niska jakość wód zagraża prawidłowej eksploatacji zarówno zbiornika wstępnego Kupientyn jak i zbiornika głównego Niewiadoma. Dopuszczalne stężenie fosforu ogólnego na odpływie z oczyszczalni ścieków w Sokołowie Podlaskim wynosi 2,0 mg/l (Rozporządzenia Ministra Środowiska Dz. U. z 2014 r. poz. 1800), a dopuszczalne stężenie dla fosforu ogólnego w wodzie rzeki Cetyni wynosi 0,300 mg/l dla II klasy (Rozporządzenie Ministra Środowiska Dz. U. z 2016 r., poz.1187), a więc do wód powierzchniowych wprowadzane są oczyszczone ścieki o stężeniu fosforu ogólnego ponad 6-krotnie wyższym niż wartość dopuszczalna dla wód.

W celu poprawy jakości wody, na obszarze zlewni należałoby uporządkować gospodarkę ściekową, ponieważ w latach 2013-2016 w gminach, które stanowią większość zlewni rzeki (jedna gmina miejska i trzy gminy wiejskie) udział ludności korzystającej z sieci kanalizacyjnej wahał się w następujących przedziałach: 89,1-89,3% w gminie miejskiej Sokołów Podlaski i odpowiednio: 5,6-6,9%, 0,5% (bez zmian w analizo-

wanym okresie) i 17,8-20,7% w gminach wiejskich: Sokołów Podlaski, Sabnie i Sterdyń (BDL 2016). Wysokie stężenia fosforu które zagrażają prawidłowej eksploatacji obu zbiorników, mogą być usunięte poprzez odpowiednio zaprojektowany system mokradłowy znajdujący się na dopływie do zbiornika wstępnego. W celu wspomaganie usuwania fosforu z wody, system mokradłowy powinien zostać wyposażony w filtry wypełnione odpowiednio dobranym materiałem reaktywnym. W celu obniżenia stężenia fosforu do poziomu 0,01 mg P-PO<sub>4</sub>/l zaproponowano nomogram (Bus i Karczmarczyk 2017) służący do ustalenia odpowiedniej powierzchni mokradła i masy materiału reaktywnego. Z przeprowadzonych obliczeń wynika, że mokradło o powierzchni 3,0 ha wyposażone dodatkowo w filtry zawieszane o masie 5000 kg, wypełnione pokruszonym betonem komórkowym pełniącym rolę materiału reaktywnego względem fosforu, są w stanie obniżyć stężenie fosforu nawet do poziomu 0,01 mg/l.

#### 4. Podsumowanie

Na podstawie przeprowadzonych badań jakości wody w rzece Cetyni, można stwierdzić iż jej wody są silnie zanieczyszczone. Notowane wysokie wartości P-PO<sub>4</sub> i BZT<sub>5</sub> zagrażają prawidłowemu funkcjonowaniu ekosystemu wodnego. Niska jakość wód zagraża także eksploatacji obu zbiorników prowadząc do ich eutrofizacji, intensywnego rozwoju rzęsy wodnej i wyłączenia z użytkowania. Na obszarze zlewni należałoby wdrożyć szereg działań mających na celu poprawę stanu jakości wód, głównie na poziomie lokalnym (uporządkowanie gospodarki ściekowej, działania poprawiające jakość wód powierzchniowych). W przypadku rzeki Cetyni, pozytywny wpływ na redukcję zanieczyszczeń w ciągu całego roku można odnotować w przypadku odcinka półnaturalnego (obniżenie wartości przewodności elektrolitycznej, BZT<sub>5</sub> i P-PO<sub>4</sub>), na którym rzeka meandruje i spowolnia swój przepływ. Zbiornik wstępny wpływa na obniżenie stężeń BZT<sub>5</sub>, zawiesiny ogólnej oraz mętności ale tylko w okresie jesienno-zimowym. Zbiornik główny redukuje stężenia zawiesiny ogólnej w ciągu całego roku oraz P-PO<sub>4</sub> i przewodności elektrolitycznej w okresie wiosenno-letnim.

## Literatura

- Adamczyk, W., Jachimowski, A., (2013). Wpływ składników biogennych na jakość i eutrofizację powierzchniowych wód płynących, stanowiących źródło wody pitnej dla Krakowa. *ŻYWNOSĆ Nauka Technologia Jakość*, 6(91), 175-190.
- BDL 2016. Bank Danych Lokalnych <https://bdl.stat.gov.pl/BDL/start> dostęp: 04.06.2018 r.
- Bedla, D. i Miształ, A. (2014). Zmienność chemizmu wód małych zbiorników wodnych o zróżnicowanej strukturze użytkowania terenów przyległych. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 16, 421-439.
- Bogdał, A., Policht-Latawiec, A., Kołdras, S. (2015). Zmiany wartości wskaźników jakości wody wraz z głębokością przy ujęciu wody pitnej ze zbiornika Dobczyce. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 17, 1239-1258.
- Bus, A. i Karczmarczyk, A. (2017). Supporting constructed wetlands in P removal efficiency from surface water. *Water Science and Technology*, 75(11), 2554-2561.
- Dąbrowska, J. i Markowska, J. (2012). Wpływ zbiornika wstępnego na jakość wód retencjonowanych w zbiorniku Mściwojów. *Nauka Przyroda Technologie*, 6(2), 1-11.
- Frankowski, P., Zbierska, J. (2015). Ocena jakości wody i potencjału ekologicznego małych zbiorników wodnych odbudowanych w krajobrazie rolniczym wielkopolski. *Nauka Przyroda Technologie*, 9(1), #7.
- Grzywna, A., Sender, J., Bronowicka-Mielniczuk U. (2017). Analysis of the Ecological Status of Surface Waters in the Region of the Lublin Conurbation. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 19, 439-450.
- Ignatius, A.R. i Rasmussen, T.C. (2016). Small reservoir effects on headwater water quality in the rural-urban fringe, Georgia Piedmont, USA. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 8, 145-161.
- Karczmarczyk, A. i Bus, A. (2017). Removal of phosphorus using suspended reactive filters (SRFs) - efficiency and potential applications. *Water Science Technology*, 76(5), 1101-1111.
- Kondracki, J., 2000. Geografia regionalna Polski. Wyd. PWN, Warszawa.
- Mazur, A. (2013). Ocena skuteczności działania zbiornika wstępnego na rzece Por. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, 1(4), 299-310.
- Miler, A.T. (2015). Mała retencja wodna w polskich lasach nizinnych. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, 4(1), 979-992.
- Mosiej J. i Bus A. (2015). New challenges in rural water management in Poland. Proceedings of the International Scientific Conference Rural Development 2015: Towards the Transfer of Knowledge, Innovation and Social Progress, Kaunas, Lithuania. Article DOI: <http://doi.org/10.15544/RD.2015.078>.

- Pikul, K. i Rackiewicz D. 2003. Zbiornik wstępny Mściwojów jako przykład ochrony retencjonowanej wody. *Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu. Melioracje i Inżynieria Środowiska*, 24, 183-190.
- Projekt budowlany, 2002. Zbiornik retencyjny „Niewiadoma” na rzece Cetyni. BSiPGWR „Bipromel”, Warszawa (maszynopis).
- Pulikowski, K., Pawęska, K., Bawiec, A. (2015). Seasonal changes in phosphorus load flowing out of small agricultural catchments. *Journal of Ecological Engineering*, 16(1), 81-86.
- Pütz, K. i Benndorf, J. (1998). The importance of pre-reservoirs for the control of eutrophication of reservoirs. *Water Science Technology*, 37(2), 317-324.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 18 listopada 2014 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz. U. 2014 poz. 1800).
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz.U. 2016 poz. 1187).
- Rzętała, M.A., Jaguś, A., Rzętała, M. (2011). Wpływ eutroficznego środowiska limnicznego na fluwialny transport zanieczyszczeń (zbiornik zaporowy Przeczyce). *Nauka Przyroda Technologie*, 5(4), #46.
- Szejba, D., Papierowska, E., Cymes, I., Bańkowska, A. (2016). Nitrate nitrogen and phosphate concentrations in drain flow: An example of clay soil. *Journal of Elementology*, 21(3), 899- 913.
- Vollenweider, R.A. (1968). Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters. Paris OECD, 135.
- Wiatkowski, M., Rosik-Dulewska, C. (2016). Hydrologiczne i hydrauliczne uwarunkowania budowy zbiornika wstępnego w cofce zbiornika Słup. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 18, 468-479.
- Wiatkowski, M., Rosik-Dulewska, C., Nikel, D., Karwaczyńska, U. (2018). Water quality in forests small retention reservoirs in southern Poland – case study. *Ann. Warsaw Univ. Life Sci. – SGGW Land Reclam.*, 50, 3-14.
- WIOŚ 2016. Monitoring rzek w latach 2011-2016. <http://www.wios.warszawa.pl/pl/monitoring-srodowiska/monitoring-wod/monitoring-rzek> dostęp: 25.11.2017.
- Żelazny, M., Siwek, J.P., Fidelus, J., Stańczyk, T., Siwek, J., Rutkowska A., Kruk, P., Wolanin, A., Jelonkiewicz, Ł. (2017). Wpływ wiatrołomu i degradacji drzewostanu na zróżnicowanie chemizmu wód w zlewni Potoku Kościeliskiego w obszarze Tatrzańskiego Parku Narodowego. *Sylwan*, 161(1), 27-33.

## **Water Quality Changes of Inflowing and Outflowing Water from Complex of Niewiadoma Reservoirs Located at Cetynia River**

### **Abstract**

The paper presents the results of the changing Cetynia River water quality in the system of two retention reservoirs (Kupientyn pre-reservoir and main Niewiadoma reservoir), located in the area of East Mazovia, Poland. The water samples were taken from October 2013 to October 2017 at five sampling points: 1. at the river, above Kupientyn pre-reservoir, 2. at the inlet of Kupientyn pre-reservoir, 3. at the outlet of Kupientyn pre-reservoir, 4. at the inlet of main Niewiadoma reservoir and 5. at the outlet of main Niewiadoma reservoir. Between 1-2 sampling points, there is intensively used agriculture area (arable fields, meadows). The section between 3-4 sampling points, the river is semi-natural and flow through natural wetland. Based on the conducted research (P-PO<sub>4</sub>, BOD<sub>5</sub>, suspended soils, pH, turbidity), it can be stated that the water of Cetynia River is heavily polluted. The ecological status is below good. In case of Cetynia River, the positive influence on reduction of contamination is seen for semi-natural section (decreasing of electronic conductivity, BOD<sub>5</sub> and P-PO<sub>4</sub>) where the river meanders and slows down the flow. The Kupientyn pre-reservoir decrease the concentration of BOD<sub>5</sub> (28.2%), suspended soils (10.2%) and turbidity (10.3%) but only during autumn-winter periods. The main Niewiadoma reservoir, reduces the concentration of suspended soils during both spring-summer (40.4%) and autumn-winter (32.7%) periods and P-PO<sub>4</sub> (10.2%) but only during spring-summer period. At the rest of examined sections, there are observed low or lack reduction of contaminations.

### **Streszczenie**

W artykule przedstawiono wyniki obserwacji kształtowania się jakości wody w systemie dwóch zbiorników (zbiornik wstępny i główny) zlokalizowanych na rzece Cetyni w miejscowości Niewiadoma na obszarze Wschodniego Mazowsza, prowadzonych w latach 2013-2017. Próbki wody pobierano od października 2013 do października 2017 w pięciu punktach pomiarowych: 1. zlokalizowany powyżej zbiornika wstępnego, 2. na dopływie do zbiornika wstępnego, 3. na odpływie ze zbiornika wstępnego, 4. na dopływie do zbiornika głównego oraz 5. na odpływie z zbiornika głównego. Odcinek pomiędzy punktami 1-2 jest obszarem intensywnie użytkowanym rolniczo (pola uprawne, łąki), na odcinku pomiędzy punktami 3-4 rzeka ma charakter półnaturalny, na którym meandruje i przepływa przez naturalne trzcinowisko. Na podstawie przeprowa-

dzonych badań, można stwierdzić iż wody rzeki Cetyni są silnie zanieczyszczone. W przypadku rzeki Cetyni, pozytywny wpływ na redukcję zanieczyszczeń w ciągu całego roku można odnotować w przypadku odcinka półnaturalnego. Odnotowano obniżenie wartości przewodności elektrolitycznej o 34,4% i 30,7% oraz P-PO<sub>4</sub> o 51,4% i 24,2%, odpowiednio w okresach wiosenno-letnim i jesienno-zimowym. Zanotowano także obniżenie wskaźnika BZT<sub>5</sub> o 65% w okresie jesienno-zimowym. Zbiornik wstępny Kupientyn wpływa na obniżenie BZT<sub>5</sub> (28,2%), zawiesiny ogólnej (10,2%) oraz mętności (10,3%) tylko w okresie jesienno-zimowym. Zbiornik główny Niewiadoma korzystnie redukuje stężenia zawiesiny ogólnej w ciągu całego roku (odpowiednio 40,4% i 32,7% w okresie wiosenno-letnim i jesienno-zimowym) oraz P-PO<sub>4</sub> (o 10,2%) i przewodności elektrolitycznej (o 8,5%) w okresie wiosenno-letnim. Odcinek użytkowany rolniczo wpływa na obniżenie stężenia zawiesiny ogólnej (o 21,4%), mętności (o 28,4%) oraz P-PO<sub>4</sub> (o 9,5%) tylko w okresie jesienno-zimowym. W przypadku pozostałych wskaźników notuje się niską lub brak redukcji wskaźników w analizowanych okresach.

**Słowa kluczowe:**

rzeka Cetynia, jakość wody, kompleks zbiorników Niewiadoma, zanieczyszczenie

**Keywords:**

Cetynia River, water quality, complex of Niewiadoma reservoirs, pollution



# **Ocena wielkości emisji gazów cieplarnianych ze źródeł rolniczych na poziomie lokalnym w Polsce**

*Paweł Wiśniewski*  
*Uniwersytet Gdański*

## **1. Wprowadzenie**

Ślad węglowy stał się w ostatnich latach popularnym i obiecującym narzędziem do szacowania emisji gazów cieplarnianych (GHG) wywołanej działalnością człowieka, a także ważnym instrumentem w podnoszeniu świadomości i kreowaniu zachowań proekologicznych. Znalazł także zastosowanie w kształtowaniu i zarządzaniu gospodarką niskoemisyjną oraz planowaniu działań na rzecz ochrony klimatu i adaptacji do jego zmian (Finkbeiner 2009, Ercin i Hoekstra 2012, Pandey i Agrawal 2014, Fantozzi i Bartocci 2016, Ibidhi i in. 2017). Mimo powszechnego zastosowania, brak jest jednak jednolitej, obowiązującej na całym świecie definicji śladu węglowego, różne są także metody jego szacowania (Patel 2006, Grubb i Ellis 2007, Hammond 2007, Wiedmann i Minx 2008, Pandey i in. 2011, Wang i in. 2013, Fang i in. 2014). Utrudnia to skuteczne stosowanie tego narzędzia w analizach ilościowych emisji GHG, łagodzeniu skutków globalnego ocieplenia i adaptacji poszczególnych sektorów oraz obszarów wrażliwych na zmiany.

Polska, realizując cele polityki klimatycznej Unii Europejskiej, a także chcąc sprostać nowym wyzwaniom, musi być przygotowana na konieczność przejścia na gospodarkę opartą na integracji jej wszystkich aspektów wokół niskoemisyjnych technologii i działań, wydajnych rozwiązań energetycznych, wykorzystania czystej i odnawialnej energii oraz proekologicznych innowacji technologicznych. Rozwój takiej gospodarki stał się głównym celem – przyjętego przez Ministerstwo Gospodarki w 2015 r. – projektu Narodowego Programu Rozwoju Gospodarki Ni-



skoemisyjnej (NPRGN). Niestety, prace nad ostatecznym przyjęciem tego projektu zostały w 2016 r. zahamowane i obecnie jego status nie jest do końca jasny, a część zawartych w nim obszarów działań i ustaleń została przeniesiona do Strategii na rzecz odpowiedzialnego rozwoju (Bach i in. 2016, Ministerstwo Rozwoju 2016).

Skuteczna transformacja gospodarki wymaga planowania i wdrażania odpowiednich działań na poziomie lokalnym. W tym celu tworzone są plany gospodarki niskoemisyjnej (PGN), stanowiące dokumenty strategiczne, mające określić wizję rozwoju gminy w kierunku gospodarki niskowęglowej, a także zwiększyć szansę samorządów w ubieganiu się o środki unijne. Są one odpowiednikiem planów działań na rzecz zrównoważonej energii (SEAP) – kluczowych dokumentów opracowywanych przez sygnatariuszy Porozumienia Burmistrzów w sprawie Klimatu i Energii, stanowiącego inicjatywę Komisji Europejskiej, angażującą władze lokalne i obywateli w działania na rzecz zwiększenia efektywności energetycznej i wykorzystania odnawialnych źródeł energii.

Z dotychczasowych badań autora (Wiśniewski 2017, Wiśniewski i Kistowski 2017a, 2017b) nad rolą i skutecznością planów gospodarki niskoemisyjnej, przyjmowanych przez lokalne samorzady w celu programowania i koordynacji działań na rzecz niskowęglowego rozwoju w Polsce, wynika, że stosowane w tych dokumentach metody obliczania śladu węglowego są mało skuteczne i nie pozwalają na określenie rzeczywistego poziomu emisji GHG. Potwierdzają to także w swych pracach m.in. Gradziuk i Gradziuk (2016) oraz Pietrzyk-Sokulska i in. (2016). Koncentrowanie się niemal wyłącznie na emisji CO<sub>2</sub> bez uwzględniania innych gazów oraz pomijanie w inwentaryzacji rolnictwa – co w przypadku gmin wiejskich i miejsko-wiejskich jest szczególnie nieuzasadnione – sprawia, że wielkości śladu węglowego obliczone na potrzeby planów gospodarki niskoemisyjnej są z reguły niedoszacowane. Problem ten zaobserwowano także w innych krajach europejskich (Larsen i Hertwich 2010, Heinonen i Junnila 2011, Angelakoglou i in. 2015, Zdeb 2015).

W pracy podjęto próbę oceny wielkości śladu węglowego ze źródeł rolniczych na poziomie lokalnym w Polsce. Opracowane dotychczas kalkulatory emisji GHG z rolnictwa są w dużej części zbyt skomplikowane i często wymagają wprowadzenia danych trudno dostępnych na poziomie lokalnych samorządów (Wu 2011, Colomb i in. 2012, Tuomisto i in. 2014). Zaproponowane w pracy uproszczone rozwiązanie może

być z powodzeniem stosowane – przy wykorzystaniu niemal wyłącznie danych statystyki publicznej – przez jednostki samorządu terytorialnego do samodzielnego wykonania obliczeń śladu węglowego oraz monitorowania wpływu podejmowanych działań na ograniczenie emisji gazów cieplarnianych.

## 2. Materiał i metody

Obliczeń śladu węglowego z rolnictwa dokonano dla wszystkich gmin w Polsce. Zastosowano w tym celu uproszczoną metodykę, wdrożoną wcześniej w Pilotażowym programie niskowęglowego rozwoju powiatu starogardzkiego w województwie pomorskim, zrealizowanym w latach 2014-2015 w ramach projektu „Dobry Klimat dla Powiatów” przez Instytut na rzecz Ekorozwoju, Związek Powiatów Polskich oraz Community Energy Plus we współpracy ze społeczeństwem, władzami i instytucjami powiatu starogardzkiego. Jest to pierwszy tego typu dokument poświęcony gospodarce niskoemisyjnej, sporządzony w skali powiatu w Polsce, opracowany przy udziale autora niniejszej pracy (Instytut na rzecz Ekorozwoju 2015). Zaproponowane rozwiązanie jest zgodne z metodyką i standardowymi wskaźnikami Międzyrządowego Zespołu ds. Zmian Klimatu (IPCC 2000, 2006), a także – w celu uzyskania dokładniejszych danych o emisji – uwzględnia elementy metodyki krajowej oraz wskaźniki emisji opracowane przez Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami (KOBiZE) na potrzeby sporządzania corocznych raportów inwentaryzacyjnych.

Obliczając ślad węglowy z rolnictwa w poszczególnych gminach skupiono się na trzech głównych źródłach emisji gazów cieplarnianych z tego sektora w Polsce. Należą do nich: fermentacja jelitowa zwierząt gospodarskich (główne źródło emisji metanu), odchody zwierzęce (źródło emisji metanu i podtlenku azotu) oraz użytkowanie gleb rolnych (źródło emisji podtlenku azotu). Uwzględniono również spalanie resztek roślinnych (jako źródło emisji metanu i podtlenku azotu), mimo iż jego udział w ogólnej emisji GHG jest znacznie niższy.

Przy szacowaniu wielkości emisji metanu pochodzącej z fermentacji jelitowej (podobnie jak w przypadku innych źródeł emisji związanych z hodowlą zwierząt gospodarskich) wykorzystano wyniki Powszechnego Spisu Rolnego (PSR) z 2010 r., dostępne w Banku Danych

Lokalnych Głównego Urzędu Statystycznego (BDL GUS), dotyczące pogłowia zwierząt gospodarskich (z rozróżnieniem na krowy mleczne, pozostałe bydło, konie, trzodę chlewną i drób). W przypadku bydła wykorzystano dostępne krajowe wskaźniki emisji CH<sub>4</sub> z fermentacji jelitowej, stosowane przez KOBiZE przy sporządzaniu corocznych raportów inwentaryzacyjnych. Zostały one opracowane w oparciu o dzienne zapotrzebowanie na energię dla wybranych kategorii bydła (IPCC 2006) według wzoru:

$$EF = (GE \cdot \frac{Y_m}{100} \cdot 365) / 55,65 \quad (1)$$

gdzie:

EF – wskaźnik emisji [kg CH<sub>4</sub>/zwierzę/rok],

GE – zapotrzebowanie na energię [MJ/zwierzę/dzień],

Y<sub>m</sub> – współczynnik konwersji do metanu (udział GE w paszy przekształcony w metan) [%].

Z uwagi na brak krajowych wskaźników emisji metanu z fermentacji jelitowej koni oraz trzody chlewnej, obliczenia dla tych zwierząt przeprowadzono w oparciu o bardziej ogólne, domyślne wskaźniki rekomendowane przez IPCC (IPCC 2006). Krajowe (w przypadku bydła i trzody chlewnej) oraz domyślne wskaźniki (dla koni i drobiu) wykorzystano również przy obliczaniu emisji CH<sub>4</sub> z odchodów zwierząt gospodarskich (tabela 1). Obliczeń emisji podtlenku azotu z odchodów zwierzęcych dokonano z uwzględnieniem udziału poszczególnych systemów utrzymania zwierząt w Polsce (beźściołowy, ściółkowy, pastwiskowy) określonego w krajowych raportach inwentaryzacyjnych (KOBiZE 2017), domyślnych wskaźników zawartości azotu w odchodach zwierząt gospodarskich oraz domyślnych współczynników emisji N<sub>2</sub>O-N dla różnych sposobów gospodarowania odchodami zwierzęcymi (IPCC 2006).

Obliczając emisję N<sub>2</sub>O powstałą wskutek użytkowania gleb, uwzględniono:

- masę azotu w użytych nawozach mineralnych, pomniejszoną o ilość wyemitowaną w postaci amoniaku i tlenków azotu NO<sub>x</sub>,
- masę azotu w użytych nawozach organicznych, skorygowaną o emisję amoniaku i tlenków azotu NO<sub>x</sub>, z wyłączeniem ilości azotu zawartego w odchodach wydalanych przez zwierzęta na pastwisku,

- masę azotu wnoszonego do gleb w wyniku wiązania biologicznego przez rośliny motylkowate (bobowate),
- masę azotu wnoszonego do gleb z pozbiorowymi resztkami roślinnymi,
- emisję z upraw gleb organicznych,
- emisję z odchodów zwierząt pozostawionych na pastwiskach,
- emisję pośrednią z depozycji azotu atmosferycznego,
- emisję pośrednią z wymywania azotu z gruntu.

**Tabela 1.** Wskaźniki wykorzystane przy szacowaniu wielkości emisji CH<sub>4</sub> i N<sub>2</sub>O z fermentacji jelitowej i odchodów zwierząt gospodarskich

**Table 1.** Indicators used to estimate CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from enteric fermentation and livestock manure

Zwierzęta	Wskaźniki emisji [kg/zwierzę/rok]			Udział systemów utrzymania zwierząt gospodarskich* [%]		
	CH <sub>4</sub> z fermentacji jelitowej	CH <sub>4</sub> z odchodów	azot wydalany w odchodach	B	Ś	P
Krowy mleczne	122,0	11,87	70,26	10,5	79,2	10,3
Pozostałe bydło	49,65	2,15	49,95	5,1	82,9	12,0
Trzoda chlewna	1,5	3,07	30,22	24,3	75,7	–
Konie	18,0	1,56	41,28	–	78,0	22,0
Drób	–	0,03	0,54	11,0	89,0	–

\*Systemy utrzymania zwierząt: B – bezściołowy, Ś – ściółkowy,  
P – pastwiskowy

Źródło: opracowanie własne na podstawie KOBiZE (2017)

Niezbędne do obliczeń dane, dotyczące rocznego zużycia nawozów mineralnych, pogłowia zwierząt gospodarskich oraz powierzchni gleb organicznych pozyskano z BDL GUS. Wielkość rocznych zbiorów głównych roślin uprawnych (pszenicy, żyta, jęczmienia, owsa, pszenżyta, mieszanki zbożowej, ziemniaków, rzepaku, kukurydzy i roślin strączkowych) określono wykorzystując dane dotyczące powierzchni zasiewów

w poszczególnych gminach oraz średniego plonowania tych roślin w województwie (na podstawie wyników PSR z 2010 r.). W obliczeniach wielkości emisji związanej z użytkowaniem gleb wykorzystano ponadto wskaźniki rekomendowane przez IPCC (2000, 2006) i KOBiZE (2017).

Szacując wielkość emisji związanej ze stosowaniem nawozów mineralnych przyjęto domyślny wskaźnik emisji podtlenku azotu na poziomie 0,01 kg N<sub>2</sub>O-N/kg N (IPCC 2006). Wskaźnik ten zastosowano również przy obliczaniu masy azotu wnoszonego do gleb w wyniku wiązania biologicznego przez rośliny bobowate oraz z resztkami roślinnymi. Masę azotu pochodzącego z użycia nawozów mineralnych skorygowano o ilość wyemitowaną w postaci amoniaku i tlenków azotu NO<sub>x</sub> według wzoru:

$$F_{SN} = N_{FERT} \cdot (1 - Frac_{GASF}) \quad (2)$$

gdzie:

$F_{SN}$  – masa azotowych nawozów mineralnych zastosowanych na gleby skorygowana emisją w postaci NH<sub>3</sub> i NO<sub>x</sub> [kg N/rok],

$N_{FERT}$  – zużycie nawozów mineralnych [kg/rok],

$Frac_{GASF}$  – wskaźnik określający udział azotu w nawozach mineralnych wyemitowanego jako NH<sub>3</sub> i NO<sub>x</sub>, wynoszący 0,1 kg NH<sub>3</sub>-N+NO<sub>x</sub>-N/kg nawozów.

W przypadku emisji związanej ze stosowaniem nawozów organicznych, masę azotu skorygowano o emisję amoniaku i tlenków azotu NO<sub>x</sub>, z wyłączeniem ilości azotu zawartego w odchodach wydalanych przez zwierzęta na pastwisku, zgodnie ze wzorem:

$$F_{AM} = \sum_T (N_{(T)} \cdot Nex_{(T)}) \cdot (1 - Frac_{GASM}) \cdot (1 - Frac_{GRAZ}) \quad (3)$$

gdzie:

$F_{AM}$  – masa azotu zawarta w nawozach organicznych skorygowana emisją w postaci NH<sub>3</sub> i NO<sub>x</sub> [kg N/rok],

$Nex$  – domyślne wskaźniki zawartości azotu w odchodach zwierząt gospodarskich (tabela 1),

$\sum_T (N_{(T)} \cdot Nex_{(T)})$  – całkowita ilość azotu zawartego w nawozach organicznych, wyprodukowana w ciągu roku [kg N/rok],

$Frac_{GASM}$  – wskaźnik określający udział azotu w odchodach wyemitowanego w postaci  $NH_3$  i  $NO_x$ , wynoszący 0,2 kg  $NH_3-N+NO_x-N$ /kg azotu wydalonego przez zwierzęta,

$Frac_{GRAZ}$  – wskaźnik określający udział azotu w odchodach pozostawionych na glebach przez wypasane zwierzęta, wynoszący 0,077 kg  $N_2O-N$ /rok.

Roczną ilość azotu związanego przez uprawiane w poszczególnych gminach rośliny strączkowe obliczono według wzoru:

$$F_{BN} = Crop_{BF} \cdot (1 + Res / Crop) \cdot Frac_{DM} \cdot Frac_{NCR} \quad (4)$$

gdzie:

$F_{BN}$  – masa azotu związanego przez rośliny strączkowe [kg/rok],

$Crop_{BF}$  – roczna wielkość zbiorów roślin strączkowych [kg],

$Res/Crop$  – stosunek plonu nierolniczego do rolniczego (tabela 2),

$Frac_{DM}$  – udział suchej masy w biomase nadziemnej (tabela 2),

$Frac_{NCR}$  – zawartość azotu w biomase roślin strączkowych (tabela 2).

Masę azotu wnoszonego do gleb z pozbiworowymi resztkami roślinnymi obliczono zgodnie ze wzorem:

$$F_{CR} = Crop_{\gamma} \cdot Frac_{DM} \cdot Res / Crop \cdot Frac_{NCR} \cdot (1 - Frac_{BURN} - Frac_R) \quad (5)$$

gdzie:

$F_{CR}$  – masa azotu w resztkach roślinnych pozostałych w glebie [kg],

$Crop_{\gamma}$  – roczna wielkość zbiorów danej uprawy [kg],

$Frac_{DM}$  – udział suchej masy w biomase nadziemnej (tabela 2),

$Res/Crop$  – stosunek plonu nierolniczego do rolniczego (tabela 2),

$Frac_{NCR}$  – zawartość azotu w biomase roślin (tabela 2),

$Frac_{BURN}$  – udział spalonej biomasy (tabela 2),

$Frac_R$  – udział biomasy danej uprawy usuniętej z pola (tabela 2).

Emisję bezpośrednią z uprawy gleb organicznych oszacowano w oparciu o ich powierzchnię oraz domyślny współczynnik emisji dla klimatu chłodnego, wynoszący 8 kg  $N_2O-N$ /rok (IPCC 2000). Wielkość emisji pochodzącej z odchodów zwierzęcych pozostawionych na pastwiskach obliczono z kolei biorąc pod uwagę udział poszczególnych syste-

mów utrzymania zwierząt w Polsce oraz domyślne wskaźniki zawartości azotu w odchodach zwierząt gospodarskich (tabela 1), wykorzystując przy tym wzór:

$$N_2O - N_{GR} = Nex_{GR} \cdot EF_{GR} \quad (6)$$

gdzie:

$N_2O - N_{GR}$  – emisja podtlenku azotu z odchodów zwierząt pozostawionych na pastwiskach [kg  $N_2O - N$ ],

$Nex_{GR}$  – masa azotu pozostawionego przez zwierzęta na pastwiskach [kg],

$EF_{GR}$  – wskaźnik emisji podtlenku azotu dla pastwiskowego chowu zwierząt, wynoszący 0,02 kg  $N_2O - N$ /kg N.

Wielkość emisji pośredniej z depozycji azotu atmosferycznego obliczono według wzoru:

$$N_2O_{(G)} - N = \left\{ (N_{FERT} \cdot Frac_{GASF}) + \left[ \sum_T (N_{(T)} \cdot Nex_{(T)}) \right] \cdot Frac_{GASM} \right\} \cdot EF_{AD} \quad (7)$$

gdzie:

$N_2O_{(G)} - N$  – emisja podtlenku azotu w wyniku depozycji związków azotu z atmosfery do gruntu [kg  $N_2O - N$ ],

$N_{FERT}$  – roczne zużycie nawozów mineralnych w gminie w przeliczeniu na czysty azot [kg],

$Frac_{GASF}$  – wskaźnik określający udział azotu w nawozach mineralnych wyemitowany jako  $NH_3$  i  $NO_x$ , wynoszący 0,1 kg  $NH_3 - N + NO_x - N$ /kg zastosowanych nawozów,

$Nex$  – domyślne wskaźniki zawartości azotu w odchodach zwierząt gospodarskich (tabela 1),

$\sum_T (N_{(T)} \cdot Nex_{(T)})$  – całkowita masa azotu wydalanego w odchodach zwierząt [kg],

$Frac_{GASM}$  – wskaźnik określający udział azotu w odchodach wyemitowany w postaci  $NH_3$  i  $NO_x$ , wynoszący 0,2 kg  $NH_3 - N + NO_x - N$ /kg azotu wydalonego przez zwierzęta,

$EF_{AD}$  – domyślny wskaźnik emisji z depozycji związków azotu z atmosfery, wynoszący 0,01 kg  $N_2O - N$ /kg  $NH_4 - N$  i  $NO_x - N$ .

Do oceny emisji pośredniej z wymywania azotu z gruntu zastosowano wzór:

$$N_2O_{(L)} - N = [N_{FERT} + \sum_T (N_{(T)} \cdot Nex_{(T)})] \cdot Frac_{LEACH} \cdot EF_{LR} \quad (8)$$

gdzie:

$N_{2O(L)-N}$  – emisja podtlenku azotu wskutek wymywania związków azotu z gruntu do wód [kg  $N_{2O-N}$ ],

$N_{FERT}$  – roczne zużycie nawozów mineralnych w gminie w przeliczeniu na czysty azot [kg],

$N_{ex}$  – domyślne wskaźniki zawartości azotu w odchodach zwierząt gospodarskich (tabela 1),

$\Sigma_T(N_{(T)} \cdot N_{ex(T)})$  – całkowita masa azotu wydalanego w odchodach zwierząt [kg],

$Frac_{LEACH}$  – udział azotu wymywanego jako  $NH_3$  i  $NO_x$ , wynoszący 0,3 kg N/kg azotu w zastosowanych nawozach mineralnych,

$E_{LR}$  – domyślny wskaźnik emisji podtlenku azotu z wymywania azotu z gruntu, wynoszący 0,0075 kg  $N_{2O-N}$ /kg azotu wymytego.

**Tabela 2.** Wskaźniki wykorzystane do obliczeń emisji  $CH_4$  i  $N_2O$  ze spalania resztek roślinnych oraz użytkowania gleb rolnych

**Table 2.** Coefficients used to estimate  $CH_4$  and  $N_2O$  emissions from plant residue combustion and use of agricultural lands

Uprawa	Res/Crop	Frac <sub>DM</sub>	Frac <sub>BURN</sub>	Ef <sub>BURN</sub>	C	N	Frac <sub>R</sub>
Pszonica	0,90	0,85	0,005	0,90	0,4853	0,0068	0,70
Żyto	1,40	0,86	0,005	0,90	0,4800	0,0053	0,70
Jęczmień	0,80	0,86	0,005	0,90	0,4567	0,0069	0,70
Owies	1,10	0,86	0,004	0,90	0,4700	0,0075	0,70
Pszonżyto	1,10	0,86	0,005	0,90	0,4853	0,0063	0,70
Mieszanki zbożowe	0,90	0,86	0,004	0,90	0,4730	0,0071	0,70
Kukurydza	1,30	0,52	0,002	0,90	0,4709	0,0094	0,10
Ziemniaki	0,10	0,25	0,100	0,85	0,4226	0,0203	0,01
Rzepak	1,20	0,87	0,030	0,90	0,4500	0,0068	0,10
Strączkowe	0,90	0,86	0,001	0,90	0,4500	0,0180	0,10

gdzie:

Res/Crop – stosunek plonu nierolniczego do rolniczego, Frac<sub>DM</sub> – udział suchej masy w biomase nadziemnej, Frac<sub>BURN</sub> – udział spalanej frakcji,

Ef<sub>BURN</sub> – efektywność spalania, C – zawartość węgla w biomase, N – zawartość azotu w biomase, Frac<sub>R</sub> – udział biomasy usuniętej z pola

Źródło: opracowanie własne na podstawie KOBiZE (2017)



Wielkość emisji gazów cieplarnianych pochodzącej ze spalania resztek roślinnych oszacowano na podstawie rocznej wielkości zbiorów danej uprawy oraz współczynników określonych w krajowym raporcie inwentaryzacyjnym (KOBiZE 2017). W tabeli 2 przedstawiono współczynniki odpowiadające roślinom uprawnym uwzględnionym w niniejszych obliczeniach.

W celu ujednoczenia wyników oraz przeprowadzenia analiz statystycznych i porównawczych, oszacowane – na podstawie wyżej wymienionych danych i wskaźników – wielkości emisji GHG z poszczególnych źródeł związanych z działalnością rolniczą, wyrażono w ekwiwalencie dwutlenku węgla ( $\text{CO}_2\text{eq}$ ), przyjmując wskaźniki globalnego ocieplenia (GWP) określone w piątym raporcie oceny zmiany klimatu IPCC (IPCC 2013). Ich wartości wynoszą: 1 dla  $\text{CO}_2$ , 28 dla  $\text{CH}_4$  i 265 dla  $\text{N}_2\text{O}$ . W celu zaprezentowania rozmieszczenia przestrzennego wielkości emisji GHG ze źródeł rolniczych w polskich gminach wykorzystano oprogramowanie GIS – MapInfo Pro.

### 3. Wyniki i dyskusja

Z przeprowadzonych obliczeń wynika, że wartości śladu węglowego z rolnictwa w polskich gminach wahają się od 0,01 tys. Mg  $\text{CO}_2\text{eq}/\text{rok}$  w gminie miejsko-wiejskiej Międzyzdroje do 289,48 tys. Mg  $\text{CO}_2\text{eq}/\text{rok}$  w gminie wiejskiej Wierzchowo w województwie zachodniopomorskim, przy średniej wartości bezwzględnej 13,85 tys. Mg  $\text{CO}_2\text{eq}/\text{rok}$  i odchyleniu standardowym 14,96 tys. Mg  $\text{CO}_2\text{eq}/\text{rok}$  (tabela 3, rysunek 1). W przeliczeniu na jednego mieszkańca, wielkości te kształtują się od 2 kg  $\text{CO}_2\text{eq}/\text{rok}$  w Międzyzdrojach do 67,15 Mg  $\text{CO}_2\text{eq}/\text{rok}$  w Wierchowiu, przy średniej krajowej wynoszącej 2,17 Mg  $\text{CO}_2\text{eq}/\text{rok}$  i odchyleniu standardowym 3,18 Mg  $\text{CO}_2\text{eq}/\text{rok}$ .

Przeprowadzone obliczenia wykazały, że rolnictwo w Polsce jest źródłem 34280,89 tys. Mg  $\text{CO}_2\text{eq}$ , co – w stosunku do danych inwentaryzacyjnych KOBiZE z 2017 r. (KOBiZE 2017) – stanowi 8,9% całkowitej emisji krajowej gazów cieplarnianych. 69,7% łącznej emisji ze źródeł rolniczych pochodzi z gmin wiejskich, 28,4% z gmin miejsko-wiejskich, natomiast z gmin miejskich jedynie 1,9%. Najwyższą średnią roczną emisją bezwzględną z rolnictwa charakteryzują się jednak jednostki miejsko-wiejskie. Wynosi ona 16,32 tys. Mg  $\text{CO}_2\text{eq}$  i jest niemal o 8% wyższa od średniej emisji w gminach wiejskich i prawie ośmiokrotnie

wyższa w stosunku do gmin miejskich (tabela 3). Biorąc pod uwagę średnią wielkość emisji *per capita*, najwyższą wartością cechują się gminy wiejskie (2,64 Mg CO<sub>2</sub>eq/rok na mieszkańca). W gminach miejsko-wiejskich jest ona o 0,69 Mg CO<sub>2</sub>eq/rok na mieszkańca niższa, w miejskich zaś wynosi średnio zaledwie 0,17 Mg CO<sub>2</sub>eq/rok na mieszkańca.

**Tabela 3.** Statystyki opisowe wielkości śladu węglowego z rolnictwa (w ekwiwalencie CO<sub>2</sub>) w polskich gminach

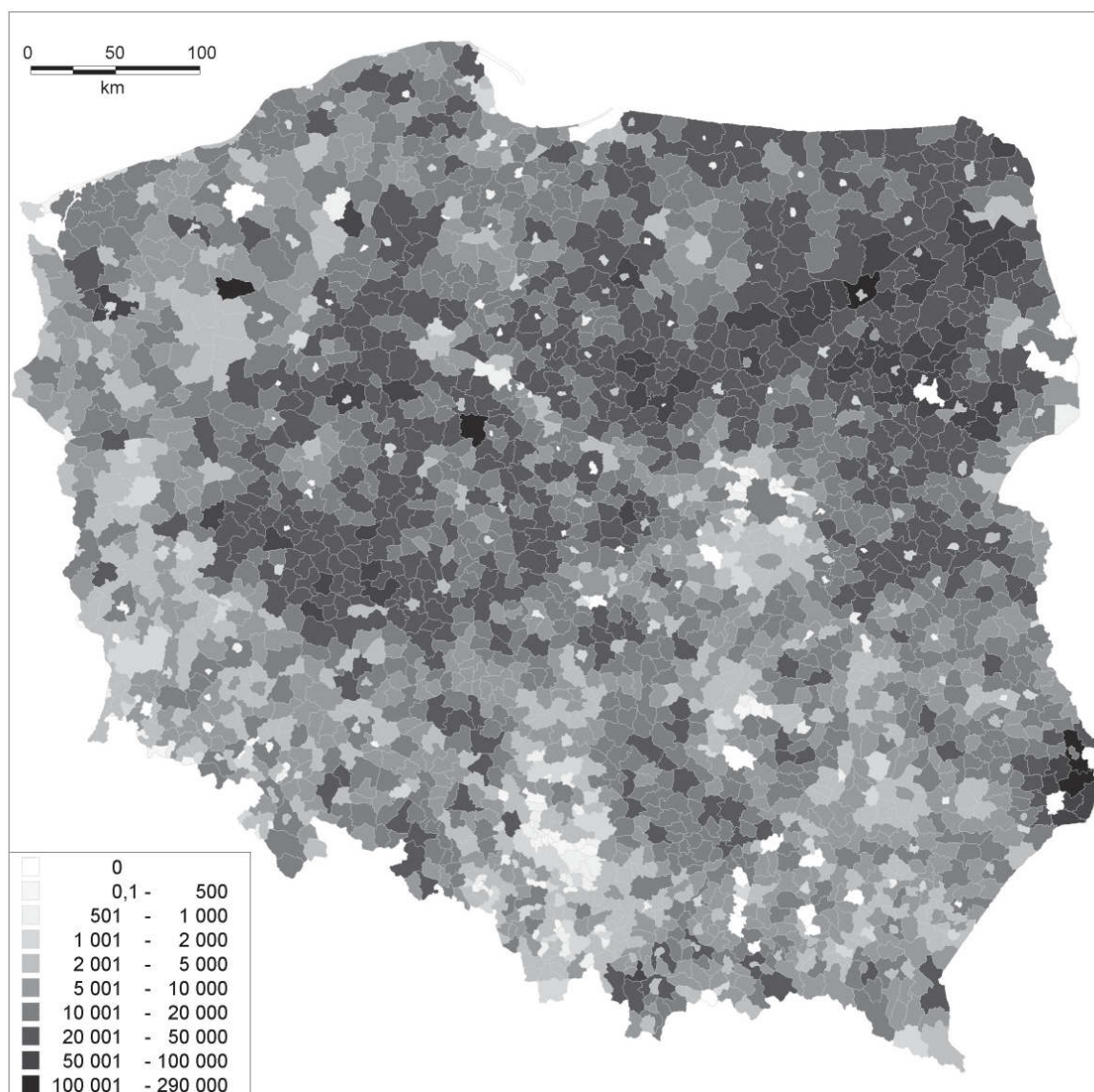
**Table 3.** Descriptive statistics of the carbon footprint from agriculture (in CO<sub>2</sub> equivalent) in Polish communes

Źródło emisji*	Gminy wiejskie				Gminy miejsko-wiejskie			
	tys. Mg CO <sub>2</sub> eq/rok							
	min.	maks.	średnia	σ	min.	maks.	średnia	σ
FJ	0,00	59,22	6,45	7,40	0,00	45,24	6,42	7,16
OZ	0,00	173,79	2,79	5,26	0,00	25,33	3,17	3,65
GR	0,05	116,01	5,93	6,62	0,00	87,91	6,73	6,16
SR	0,00	0,03	0,01	0,01	0,00	0,03	0,01	0,01
R	0,05	289,48	15,17	15,47	0,01	121,55	16,34	14,61
Źródło emisji*	Gminy miejskie				Wszystkie gminy			
	tys. Mg CO <sub>2</sub> eq/rok							
	min.	maks.	średnia	σ	min.	maks.	średnia	σ
FJ	0,00	4,90	0,47	0,71	0,00	59,22	5,72	7,15
OZ	0,00	5,11	0,38	0,61	0,00	173,79	2,59	4,65
GR	0,01	13,14	1,29	1,56	0,00	116,01	5,56	6,33
SR	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,03	0,01	0,01
R	0,01	15,04	2,13	2,43	0,01	289,48	13,85	14,96

\*Źródło emisji: FJ – fermentacja jelitowa, OZ – odchody zwierzęce, GR – grunty rolne, SR – spalanie resztek roślinnych, R – razem  
Źródło: opracowanie własne

Z analizy przestrzennego rozmieszczenia gmin i obliczonych dla nich wielkości śladu węglowego z rolnictwa wynika, że wyższym poziomem emisji gazów cieplarnianych z tego sektora charakteryzują się z reguły jednostki położone w północno-wschodniej części Polski i w Wielkopolsce (rysunek 1). Ma to najprawdopodobniej związek z większym udziałem gospodarstw dużych (powyżej 15 ha) na tych obszarach, intensywną

produkcją zwierzęcą oraz funkcjonującym tam nadal – zwłaszcza na gruntach po byłych PGR-ach – systemem gospodarki wielkoobszarowej z monokulturami roślin i uproszczonym płodozmianem, co przyczynia się m.in. do nasilenia procesów erozyjnych, zmniejszenia zawartości glebowej materii organicznej i zbyt słabej sekwestracji węgla w glebie (Józefaciuk i Józefaciuk 1999, Wojtasik i in. 2008, Wysocka-Czubaszek i in. 2018).



**Rys. 1.** Emisja gazów cieplarnianych ze źródeł rolniczych w polskich gminach w Mg CO<sub>2</sub>eq (źródło: opracowanie własne)

**Fig. 1.** Greenhouse gas emissions from agricultural sources in Polish communes in Mg CO<sub>2</sub>eq (source: own study)

Wyniki przeprowadzonych obliczeń wskazują, że ponad połowa łącznej emisji z rolnictwa w polskich gminach związana jest z hodowlą zwierząt gospodarskich, z czego 41,2% pochodzi z fermentacji jelitowej, a 18,7% z odchodów zwierzęcych. Jej istotnym źródłem jest również użytkowanie gleb rolnych (40,1%), w szczególności emisja bezpośrednia z uprawy gleb organicznych oraz stosowania nawozów mineralnych, a także emisja pośrednia z wymywania związków azotu z gruntu. Nie wielki udział w łącznej emisji ze źródeł rolniczych ma spalanie resztek roślinnych (0,02%). Dominujący wpływ hodowli zwierząt gospodarskich na wielkość emisji gazów cieplarnianych zauważalny jest zarówno w gminach wiejskich (42,5% z fermentacji jelitowej i 18,4% z odchodów zwierzęcych przy 39,1% z użytkowania gruntów rolnych), jak i w jednostkach miejsko-wiejskich (39,3% z fermentacji jelitowej i 19,4% z odchodów zwierzęcych, przy 41,2% z gruntów rolnych). W gminach miejskich dominującym źródłem emisji z rolnictwa jest użytkowanie gruntów (60,2%). Hodowla zwierząt gospodarskich w gminach tego typu odpowiada łącznie za 39,8% ogólnej emisji ze źródeł rolniczych.

Przeprowadzone analizy statystyczne wskazują na wysokie i bardzo wysokie korelacje, w szczególności między wielkością emisji gazów cieplarnianych z rolnictwa a pogłowiem bydła i trzody chlewnej, zużyciem nawozów mineralnych i powierzchnią gleb organicznych (tabela 4). Otrzymane współczynniki korelacji liniowej Pearsona między tymi zmiennymi są zbliżone do wyników modelowania emisji podtlenku azotu ze źródeł rolniczych z wykorzystaniem regresji liniowej przeprowadzonego przez Kolasę-Więcek (2013) oraz wyników wcześniejszych badań autora nad wpływem użytkowania gruntów na emisję  $N_2O$ , należącego do głównych gazów cieplarnianych pochodzących z rolnictwa (Wiśniewski i Kistowski 2017c). Zauważalne są jednak różnice w sile związków korelacyjnych w zależności od typu gminy. W przypadku gmin miejsko-wiejskich zaobserwowano prawie pełną zależność między wielkością emisji a pogłowiem bydła. Gminy miejskie natomiast cechują się zdecydowanie wyższymi niż jednostki wiejskie i miejsko-wiejskie zależnościami między wielkością emisji a zużyciem nawozów mineralnych i powierzchnią gleb organicznych.

**Tabela 4.** Współczynniki korelacji liniowej Pearsona między wybranymi zmiennymi a wielkością emisji CO<sub>2</sub>eq z rolnictwa w polskich gminach  
**Table 4.** Pearson's correlation coefficient between selected variables and CO<sub>2</sub>eq emissions from agriculture in Polish communes

Zmienna	Gminy			
	wiejskie	miejsko-wiejskie	miejskie	wszystkie gminy
Pogłowie bydła	0,779	0,911	0,760	0,828
Pogłowie trzody chlewnej	0,575	0,593	0,575	0,567
Pogłowie koni	0,184	0,214	0,529	0,256
Pogłowie drobiu	0,138	0,265	0,460	0,190
Zużycie nawozów mineralnych	0,537	0,548	0,779	0,576
Zbiory pszenicy	0,154	0,236	0,693	0,229
Zbiory żyta	0,292	0,291	0,483	0,343
Zbiory jęczmienia	0,255	0,382	0,621	0,345
Zbiory owsa	0,226	0,165	0,552	0,270
Zbiory pszenżyta	0,442	0,542	0,593	0,513
Zbiory mieszanek zbożowych	0,503	0,572	0,509	0,556
Zbiory kukurydzy	0,114	0,180	0,525	0,168
Zbiory ziemniaków	0,113	0,126	0,555	0,164
Zbiory rzepaku	0,087	0,199	0,579	0,170
Zbiory roślin strączkowych	0,328	0,268	0,410	0,314
Powierzchnia gleb organicznych	0,505	0,559	0,694	0,544

Źródło: opracowanie własne

#### 4. Wnioski

Oszacowana na podstawie obliczeń własnych wielkość emisji ze źródeł rolniczych w polskich gminach wynosi łącznie 34280,89 tys. Mg CO<sub>2</sub>eq, co stanowi 8,9% całkowitej emisji krajowej gazów cieplarnianych. Niemal 70% emisji z sektora rolniczego w Polsce pochodzi z gmin wiejskich, a nieco ponad 28% z gmin miejsko-wiejskich. Gminy miejskie są źródłem 1,9% rolniczej emisji gazów cieplarnianych.

Wielkości bezwzględnej emisji gazów cieplarnianych ze źródeł rolniczych w polskich gminach wahają się od 0,01 tys. Mg CO<sub>2</sub>eq/rok w gminie miejsko-wiejskiej Międzyzdroje do 289,48 tys. Mg CO<sub>2</sub>eq/rok w gminie wiejskiej Wierzchowo, przy średniej wartości bezwzględnej 13,85 tys. Mg CO<sub>2</sub>eq/rok i odchyleniu standardowym 14,96 tys. Mg CO<sub>2</sub>eq/rok. W przeliczeniu na jednego mieszkańca, wielkości te kształtują się od 2 kg CO<sub>2</sub>eq/rok w Międzyzdrojach do 67,15 Mg CO<sub>2</sub>eq/rok w Wierzchowie, przy średniej krajowej wynoszącej 2,17 Mg CO<sub>2</sub>eq/rok i odchyleniu standardowym 3,18 Mg CO<sub>2</sub>eq/rok.

W gminach wiejskich i miejsko-wiejskich zauważalny jest dominujący wpływ hodowli zwierząt gospodarskich na wielkość emisji z rolnictwa. Odpowiada ona w tych jednostkach za ponad 50% łącznej emisji z tego sektora. W gminach miejskich natomiast dominującym źródłem emisji z rolnictwa jest użytkowanie gruntów, odpowiadające za nieco ponad 60% emisji rolniczych.

Uzyskane rezultaty potwierdzają celowość uwzględniania w planach gospodarki niskoemisyjnej emisji gazów cieplarnianych pochodzących z sektora rolniczego i źródeł pokrewnych. Bez ich rozpoznania nie jest możliwe poprawne zaplanowanie działań, które mają prowadzić do ograniczenia tych emisji oraz ich negatywnych skutków dla atmosfery, klimatu oraz innych elementów ekosystemów. Potrzeba ta dotyczy szczególnie gmin wiejskich i miejsko-wiejskich, ale również wymaga rozważenia w gminach miejskich, gdzie znaczny jest udział użytków rolnych i innych terenów o wysokiej aktywności biologicznej.

Przedstawiona w pracy uproszczona metodyka, zgodna z wytycznymi i wskaźnikami IPCC oraz KOBiZE, umożliwia lokalnym samorządom samodzielne wykonanie obliczeń śladu węglowego z rolnictwa na podstawie ogólnodostępnych danych statystyki publicznej.

## Literatura

- Angelakoglou, K., Gaidajis, G., Lympelopoulos, K., Botsaris, P.N. (2015). Carbon Footprint Analysis of Municipalities – Evidence from Greece. *Journal of Engineering Science and Technology Review*, 8(4), 15-23.
- Bach, I., Evans, N., Karaczun, Z., Riedel, A., Skajewska, A. (2016). *Budowa gospodarki niskoemisyjnej. Praktyka na poziomie lokalnym w Polsce i Niemczech*. Warszawa: Polski Klub Ekologiczny Okręg Mazowiecki.

- Colomb, V., Bernoux, M., Bockel, L., Chotte, J. L., Martin, S., Martin-Phipps, C., Mousset, J., Tinlot, M., & Touchemoulin, O. (2012). *Review of GHG calculators in agriculture and forestry sectors: A guideline for appropriate choice and use of landscape based tools*. Rome: FAO.
- Ercin, A.E., & Hoekstra, A.Y. (2012). *Carbon and Water Footprints. Concepts, Methodologies and Policy Responses*. Paris: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization.
- Fang, K., Heijungs, R., de Snoo, G.R. (2014). Theoretical exploration for the combination of the ecological, energy, carbon, and water footprints: Overview of a footprint family. *Ecological Indicators*, 36, 508-518.
- Fantozzi, F., & Bartocci, P. (2016). *Carbon Footprint as a Tool to Limit Greenhouse Gas Emissions*. Rijeka: InTech.
- Finkbeiner, M. (2009). Carbon footprinting – opportunities and threats. *Int J Life Cycle Assess*, 14, 91-94.
- Gradziuk, P., i Gradziuk, B. (2016). Gospodarka niskoemisyjna – nowe wyzwanie dla gmin wiejskich. *Więś i Rolnictwo*, 1(170), 105-126.
- Grubb, E., & Ellis, C. (2007). *Meeting the Carbon Challenge: The Role of Commercial Real Estate Owners*. Chicago: Users & Managers.
- Hammond, G. (2007). Time to give due weight to the ‘carbon footprint’ issue. *Nature*, 445(18), 256.
- Heinonen, J., & Junnila, S. (2011). A Carbon Consumption Comparison of Rural and Urban Lifestyles. *Sustainability*, 3, 1234-1249.
- Ibidhi, R., Hoekstra, A.Y., Gerbens-Leenes, P.W., Chouchane, H. (2017). Water, land and carbon footprints of sheep and chicken meat produced in Tunisia under different farming systems. *Ecological Indicators*, 77, 304-313.
- Instytut na rzecz Ekorozwoju (2015). *Pilotażowy program niskowęglowego rozwoju powiatu starogardzkiego*. Warszawa: Fundacja Instytut na rzecz Ekorozwoju.
- IPCC (2000). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. Hayama, Kanagawa: IPCC.
- IPCC (2006). *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Hayama, Kanagawa: IPCC.
- IPCC (2013). *Climate Change 2013. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York: IPCC.
- Józefaciuk A., i Józefaciuk Cz. (1999). *Ochrona gruntów przed erozją*. Puławy: IUNG.
- KOBiZE (2017). *Krajowy raport inwentaryzacyjny 2017. Inwentaryzacja gazów cieplarnianych w Polsce dla lat 1988-2015*. Warszawa: IOŚ-PIB.

- Kolasa-Więcek, A. (2013). Modelowanie emisji podtlenku azotu ze źródeł rolniczych z wykorzystaniem regresji liniowej. *Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering*, 58(1), 86-89.
- Larsen, H.N., & Hertwich, E.G. (2010). Implementing Carbon-Footprint-Based Calculation Tools in Municipal Greenhouse Gas Inventories: The Case of Norway. *Journal of Industrial Ecology*, 14, 965-977.
- Ministerstwo Gospodarki (2015). *Narodowy Program Rozwoju Gospodarki Niskoemisyjnej (projekt)*. Warszawa: Ministerstwo Gospodarki.
- Ministerstwo Rozwoju (2016). *Strategia na rzecz odpowiedzialnego rozwoju do roku 2020 (z perspektywą do 2030 r.)*. Warszawa: Ministerstwo Rozwoju.
- Pandey, D., & Agrawal, M. (2014). *Carbon Footprint Estimation in the Agriculture Sector*. Singapore: Springer.
- Pandey, D., Agrawal, M., & Pandey, J.S. (2011). Carbon footprint: current methods of estimation. *Environmental Monitoring and Assessment*, 178, 135-160.
- Patel, J. (2006). Green sky thinking. *Environment Business*, 122, 32.
- Pietrzyk-Sokulska, E., Smol, M., Lelek, Ł., i Cholewa, M. (2016). Plan gospodarki niskoemisyjnej jako element zrównoważonego rozwoju gmin. *Zeszyty Naukowe Instytutu Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią Polskiej Akademii Nauk*, 92, 225-242.
- Tuomisto, H. L., Camillis, C., Leip, A., Pelletier, N., Nisini, L., & Hastrup, P. (2014). *Carbon footprint calculator for European farms: Preliminary results of the testing phase*. In R. Schenck & D. Huizenga (Eds.), *Proceedings of the 9th international conference on life cycle assessment in the agri-food sector (LCA Food 2014)* (pp. 1352-1359). San Francisco, CA: ACLCA.
- Wang, Y., Zhang, H., Wang, T.Y. (2013). Structure Decomposition Analysis of the Carbon Footprint Differences between Beijing and Tianjin. *Advanced Materials Research*, 734-737, 1960-1963.
- Wiedmann, T., & Minx, J. (2008). *A Definition of 'Carbon Footprint'*. New York: Nova Science Publishers.
- Wiśniewski P. (2017). Ślad węglowy w planowaniu gospodarki niskoemisyjnej na obszarach wiejskich. *Inżynieria Ekologiczna*, 18(1), 58-64.
- Wiśniewski, P., & Kistowski, M. (2017a). Carbon Footprint as a Tool for Local Planning of Low Carbon Economy in Poland. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 19, 335-354.
- Wiśniewski, P., i Kistowski, M. (2017b). *Niskowęglowy rozwój obszarów wiejskich w Polsce a plany gospodarki niskoemisyjnej*. Gdańsk: Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego.
- Wiśniewski, P., & Kistowski, M. (2017c). The use of agricultural soils as a source of nitrous oxide emission in selected communes of Poland. *Bulletin of Geography. Physical Geography Series*, 13, 39-49.



- Wojtasik, M., Wiśniewski, P., Loranc, L. (2008). Problemy erozji gleb na przykładzie kilku gmin w województwach kujawsko-pomorskim i wielkopolskim. *Przegląd Naukowy Inżynieria i Kształtowanie Środowiska*, 3(41), 41-49.
- Wysocka-Czubaszek, A., Czubaszek, R., Roj-Rojewski, S., Banaszuk, P. (2018). Methane and Nitrous Oxide Emissions from Agriculture on a Regional Scale. *Journal of Ecological Engineering*, 19(3), 206-2017.
- Wu, W. (2011). *Carbon footprint – A case study on the municipality of Haninge*. Stockholm: KTH Royal Institute of Technology.
- Zdeb, M. (2015). Minimization of Methane and Selected Aromatic Hydrocarbons Emissions from Municipal Landfill in Biofilters – a Field Study. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 17, 1053-1073.

## **Assessment of Greenhouse Gas Emissions from Agricultural Sources at Local Level in Poland**

### **Abstract**

Agriculture is often not included in the baseline greenhouse gas (GHG) emission inventories created for local low carbon economy plans in Poland and other European countries. Therefore, the article was estimated the size of the carbon footprint from agricultural sources and indicate the share of agriculture in the total GHG emissions in Polish communes. A simplified solution has been proposed for this purpose, which can be applied by local government units to, on their own, estimate the carbon footprint and to, further on, monitor the impact of actions taken to reduce greenhouse gas emissions. The value of the carbon footprint from agriculture in the Polish communes varies from 0.01 to 289.48 thousand Mg CO<sub>2</sub>eq/year, with a mean value of 13.85 thousand Mg CO<sub>2</sub>eq/year and a standard deviation of 14.96 thousand Mg CO<sub>2</sub>eq/year. Per capita, these values range from 2 kg CO<sub>2</sub>eq/year to 67.15 Mg CO<sub>2</sub>eq/year, with a mean of 2.17 Mg CO<sub>2</sub>eq/year and a standard deviation of 3.18 Mg CO<sub>2</sub>eq/year. Over half of total agricultural emissions in Polish communes are related to animal breeding, of which 41.2% come from enteric fermentation and 18.7% from livestock manure. Its important source is also use of agricultural lands (40.1%). In all Polish communes, the contribution of agriculture to total emissions is at an average of 8.9%. The obtained results confirm the appropriateness of including emissions from the agricultural sector and other related sources in low-carbon economy plans.

## Streszczenie

Pomijanie rolnictwa w bazowej inwentaryzacji emisji gazów cieplarnianych (GHG), sporządzanej na potrzeby lokalnych planów gospodarki niskoemisyjnej, było impulsem do podjęcia próby oszacowania wielkości śladu węglowego ze źródeł rolniczych oraz wskazania udziału rolnictwa w ogólnej emisji GHG w polskich gminach. Zaproponowano w tym celu uproszczone rozwiązanie, które może być z powodzeniem stosowane przez jednostki samorządu terytorialnego do samodzielnego wykonania obliczeń śladu węglowego oraz monitorowania wpływu podejmowanych działań na ograniczenie emisji gazów cieplarnianych. Wartości śladu węglowego z rolnictwa w polskich gminach wahają się od 0,01 do 289,48 tys. Mg CO<sub>2</sub>eq/rok, przy średniej wartości bezwzględnej 13,85 tys. Mg CO<sub>2</sub>eq/rok i odchyleniu standardowym 14,96 tys. Mg CO<sub>2</sub>eq/rok. W przeliczeniu na jednego mieszkańca, wielkości te kształtują się od 2 kg CO<sub>2</sub>eq/rok do 67,15 Mg CO<sub>2</sub>eq/rok, przy średniej 2,17 Mg CO<sub>2</sub>eq/rok i odchyleniu standardowym 3,18 Mg CO<sub>2</sub>eq/rok. Ponad połowa łącznej emisji z rolnictwa w polskich gminach związana jest z hodowlą zwierząt gospodarskich, z czego 41,2% pochodzi z fermentacji jelitowej, a 18,7% z odchodów zwierzęcych. Jej istotnym źródłem jest również użytkowanie gleb rolnych (40,1%). We wszystkich polskich gminach udział rolnictwa w ogólnej emisji wynosi średnio 8,9%. Uzyskane rezultaty potwierdzają celowość uwzględniania w planach gospodarki niskoemisyjnej emisji pochodzących z sektora rolniczego i źródeł pokrewnych.

### Słowa kluczowe:

ślad węglowy, emisja gazów cieplarnianych, ekwiwalent dwutlenku węgla, rolnictwo, gminy, lokalne plany gospodarki niskoemisyjnej

### Keywords:

carbon footprint, greenhouse gas emissions, carbon dioxide equivalent, agriculture, communes, local low carbon economy plans



## **Dynamika sezonowych zmian bioróżnorodności bakterii w jeziorach przybrzeżnych: Łebsko i Sarbsko**

*Marcelina Jureczko<sup>\*</sup>, Aleksandra Ziemińska-Buczyńska<sup>\*</sup>,  
Katarzyna Glińska-Lewczuk<sup>\*\*</sup>, Paweł Burandt<sup>\*\*</sup>, Szymon Kobus<sup>\*\*</sup>,  
Sylvia Lew<sup>\*\*</sup>, Krystian Obolewski<sup>\*\*\*</sup>*

*<sup>\*</sup>Politechnika Śląska, Gliwice*

*<sup>\*\*</sup>Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn*

*<sup>\*\*\*</sup>Uniwersytet Kazimierza Wielkiego, Bydgoszcz*

### **1. Wprowadzenie**

Wybrzeże południowego Bałtyku obfituje w zbiorniki będące w łączności z morzem, na które jednocześnie mają wpływ oddziaływania lądu (Cieśliński 2012). Często są to akweny o wodach słonawych, czyli o średniej zawartości soli, mieszczącej się w przedziale od 0,5 do 30‰ (Paturej 2005, Starmach i in. 1976). Do jezior przybrzeżnych o charakterze estuariów należą Łebsko i Sarbsko (Cieśliński 2012, Paturej 2005). Jako wody estuariowe są dynamicznymi ekosystemami o dużej i ciągłej amplitudzie gradientów fizykochemicznych i parametrów biologicznych, które wynikają ze zmian zasolenia, temperatury, pH, stężenia tlenu i nutrientów oraz zawartości materii organicznej, wywołanych ciągłym mieszaniem się w nich wód morskich oraz pochodzenia lądowego (Cieśliński 2011a, Paturej 2005). Na dynamikę przepływów oraz cechy fizyczne i chemiczne wód estuariów polskiego pobrzeża Bałtyku składają się różne zjawiska i procesy, takie jak: skład wód dopływających ze zlewni oraz natężenie dopływu wód morskich, kierunek i siła wiatru, pora roku i związane z nią zmieniające się warunki klimatyczne oraz czynniki antropogeniczne (Cieśliński 2011a, Cieśliński 2011b). Zbiorniki słonawe są

akwenami, w których występuje fauna i flora zarówno morska, jak i słodkowodna, jednak jedynie ta o odpowiednich zdolnościach adaptacyjnych (Paturej 2005). Główną masę występujących w estuariach żywych organizmów stanowią bakterie (Mudryk 1994). Dzięki wykorzystaniu narzędzi biologii molekularnej, w ostatnich dziesięcioleciach nastąpił bardzo duży postęp w ekologii drobnoustrojów i możliwa stała się charakterystyka mikroorganizmów na poziomie funkcjonalnym i filogenetycznym (Brzeszcz i in. 2013). Metody te, jak np. PCR-DGGE (ang. polymerase chain reaction – denaturing gradient gel electrophoresis), łącząca amplifikację z wykorzystaniem łańcuchowej reakcji polimerazy z elektroforezą w gradiencie czynnika denaturującego umożliwiają ocenę występowania różnic i podobieństw oraz uzyskanie profilu zbiorowisk mikroorganizmów występujących w badanej próbce, a także monitorowanie przestrzenne i czasowe zmian w strukturze zespołów mikroorganizmów, wywołanych na przykład wpływem czynników zewnętrznych (Brzeszcz i in. 2013, Frąc i Jezierska-Tys 2010, Ziemińska-Buczyńska i in. 2014, Ziemińska-Buczyńska 2015).

## 2. Materiały i metody

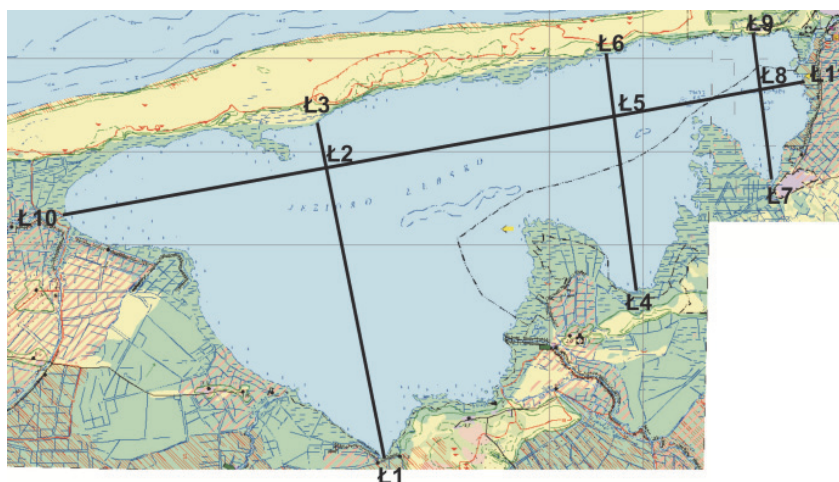
### 2.1. Materiał do badań

Materiałem do badań były próbki wody z jezior Łebsko i Sarbsko pobrane wiosną – w maju, latem – w lipcu i jesienią – w październiku 2014 roku w miejscach zaznaczonych na rysunkach 1 i 2. Próbkę pobrano przy powierzchni, a w miejscach S2, Ł2, Ł5 również przy dnie.

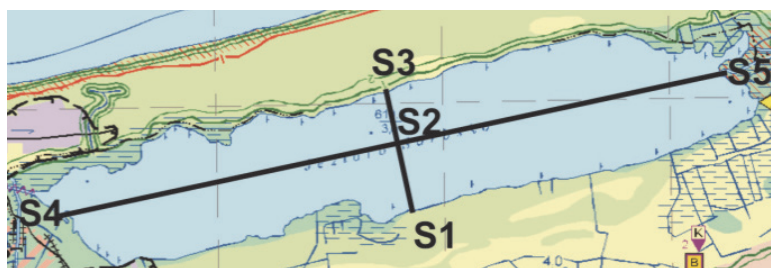
### 2.2. Izolacja DNA

Próbki wody o objętości 100 ml przefiltrowano przez filtry poliwęglanowe (WHATMAN) o średnicy 47 mm i średnicy porów 0,2  $\mu\text{m}$ . Następnie wycięto  $\frac{1}{4}$  z każdego filtra i umieszczono w sterylnej próbówce typu Eppendorf. Zawieszono w 1 ml 1  $\times$  PBS (pH 7,4, skład: 8 g/L NaCl, 0,2 g/L KCl, 1,44 g/L Na<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>, 0,24 g/L KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>), a następnie worteksowano przez ok. 1 min., po czym wytrząsano w termomikserze w temp. 20°C przez 15 min., z prędkością 1 400 obr./min. Kolejno wyciągnięto filtry z próbek i próbki wirowano 5 min., przy 14 500 obr./min. Usunięto supernatant, a pozostały osad w każdej z próbek zawieszono w 100  $\mu\text{l}$  buforu Tris (10 mM Tris-HCl, pH 8,5) i dodano 20  $\mu\text{l}$

lizozymu (10 mg/ml, A&A Biotechnology). Po krótkim zwirowaniu, inkubowano w temp. 37°C przez 15 min. Po przygotowaniu materiału rozpoczęto procedurę izolacji zgodną z protokołem Genomic Mini DNA Isolation Kit (A&A Biotechnology).



**Rys. 1.** Mapa jeziora Łebsko z zaznaczonymi miejscami poboru próbek  
**Fig. 1.** The map of the Łebsko lake with marked places of sampling



**Rys. 2.** Mapa jeziora Sarbsko z zaznaczonymi miejscami poboru próbek  
**Fig. 2.** The map of the Sarbsko lake with marked places of sampling

### 2.3. Reakcja łańcuchowa polimerazy – PCR

W celu powielenia fragmentu bakteryjnego genu kodującego 16S rRNA o wielkości odpowiedniej do rozdziału w DGGE wykonano łańcuchową reakcję polimerazy, powielającą fragment o długości 180 pz. Reakcję PCR prowadzono z wykorzystaniem termocyklera w następujących warunkach: denaturacja wstępna: 95°C, 10 min; denaturacja: 95°C, 1 min.; przyłączanie starterów: 53°C, 1 min.; elongacja: 72°C, 2 min.; elongacja końcowa: 72°C, 12 min., z czego etapy 2, 3, i 4 były powtarzane 30 krotnie. W końcowej objętości 30 µl poszczególne składniki mie-

szaniny reakcyjnej miały następujące stężenia:  $MgCl_2$  (2mM), buforu do polimerazy TAQ Go Flexi (2×), startery 1 i 2 (5 pmol/μl), mieszanina nukleotydów (20 pmol/μl), polimeraza TAQ Go Flexi (1,5 U, Promega) oraz DNA (0,2 μg/μl). Wykorzystane startery miały następujące sekwencje: 338f-GC: 5' CGC CCG CCG CGC GCG GCG GGC GGG GCG GGG GCA CGG GGG GCC TAC GGG AGG CAG CAG 3' i 518R: 5' ATT ACC GCG GCT GCT GG 3' (Muyzer i in. 1993).

#### 2.4. Elektroforeza w gradiencie czynnika denaturującego – DGGE

W celu wykonania rozdziału fragmentów w gradiencie denaturacji - DGGE przygotowano bufor TAE oraz roztwory żelu poliakryloamidowego (8%) o stężeniu mocznika i formamidu 30% i 60%, zgodnie z protokołem zawartym w pracy Ziemińskiej-Buczyńskiej (2015). Następnie wlało żel poliakryloamidowy w rosnącym stężeniu czynnika denaturującego 30-60% pomiędzy dwie, odtłuszczone przy pomocy alkoholu, odseparowane podkładami, umocowane w zaciskach i umieszczone w statywie szyby do DGGE. W tanku, do którego uprzednio wlało bufor TAE 1× umieszczono żel do którego do każdej z kieszonek nałożono po 25 μl produktów PCR. Elektroforezę w gradiencie denaturacji prowadzono w temp. 60°C przez 4,5 h przy napięciu 120 V. W kolejnym kroku żel barwiono przez 20 min. w roztworze barwnika SYBR Gold (1:10 000, Invitrogen) w stężeniu 0,05 μl/ml wody destylowanej, po czym odbarwiano w wodzie destylowanej, przez taki sam czas. Umożliwiło to wykonanie zdjęcia w świetle UV uwidaczniając powstałe fingerprinty.

#### 2.5. Analiza bioinformatyczna i statystyczna

Korzystając z programu Quantity One 1D Software (BioRad) zaznaczono prążki i wykonano analizę densytometryczną. Następnie obliczono współczynnik podobieństwa Dice'a, oraz utworzono dendrogramy na podstawie algorytmu najbliższego sąsiada. Obliczono również indeks bioróżnorodności Shannona (H) – będący statystycznym wyrażeniem różnorodności biologicznej w ekosystemie według wzoru (1 i 2) (Feledyn-Szewczyk 2013, Ziemińska i in. 2011):

$$H = -\sum P_i \ln P_i \quad (1)$$

$$P_i = n_i / N_i \quad (2)$$

gdzie:

$P_i$  – prawdopodobieństwo występowania określonych gatunków w próbce,  
 $n_i$  – liczba osobników  $i$ -tego gatunku,  
 $N_i$  – liczebność wszystkich osobników ze wszystkich gatunków na powierzchni pobranej.

Wyznaczono również istotność zależności bioróżnorodności przedstawionej w postaci indeksu Shannona od wybranych parametrów poprzez zastosowanie korelacji porządku rang Spearmana.

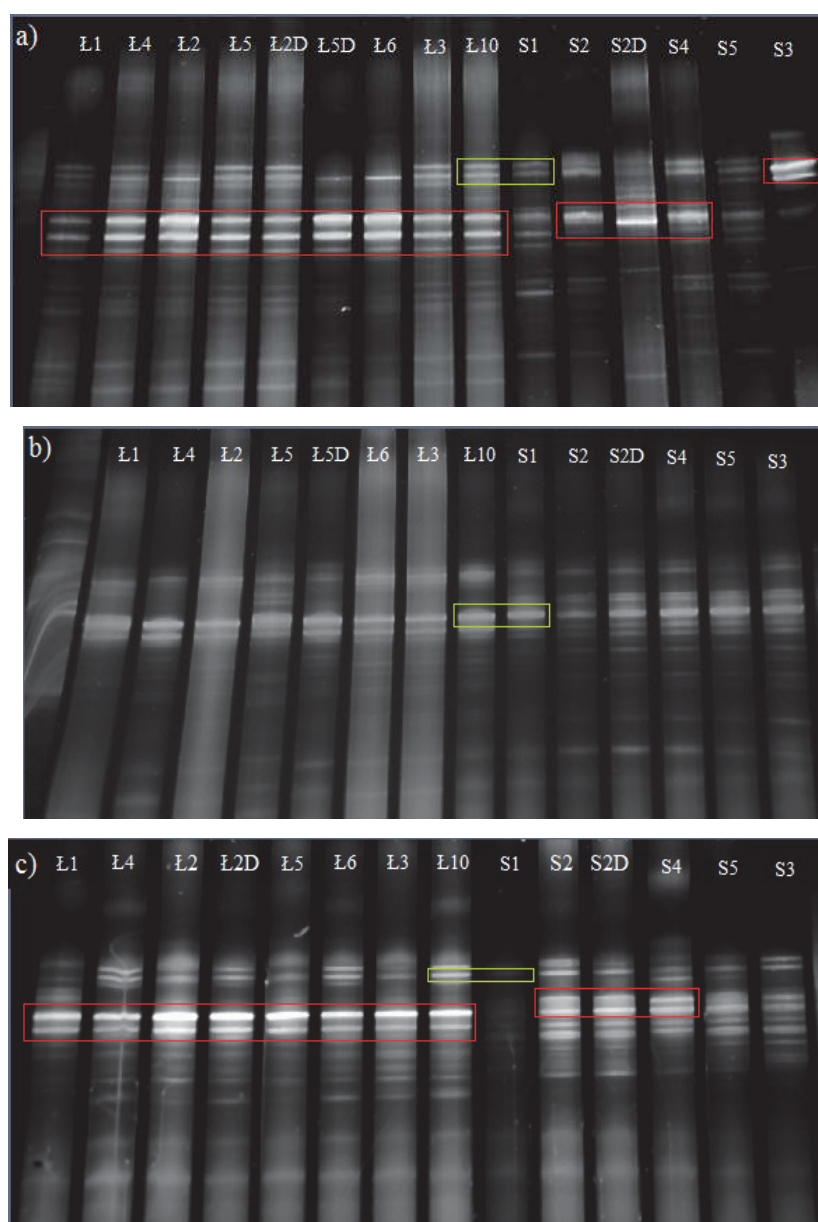
## 2.6. Badania fizyko-chemiczne

Badania fizykochemiczne obejmowały oznaczenie stężeń jonów anionowych ( $\text{Br}^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ) i kationowych ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ), które zostały zbadane z wykorzystaniem chromatografu jonowego Metrohm (881 Compact IC pro), wyposażonego w automatyczny dozownik próbek (863 Compact Autosampler) zgodnie z metodyką przedstawioną w Obolewski (2017) oraz Obolewski i in. (2017). Pomiar temperatury, pH i zawartości rozpuszczonego tlenu przeprowadzono *in situ*, za pomocą skalibrowanego multipleksera YSI 6600R2™ (Yellow Springs, OH, USA).

## 3. Wyniki badań i ich dyskusja

### 3.1. Wpływ zasolenia na zbiorowiska bakteryjne w estuariach

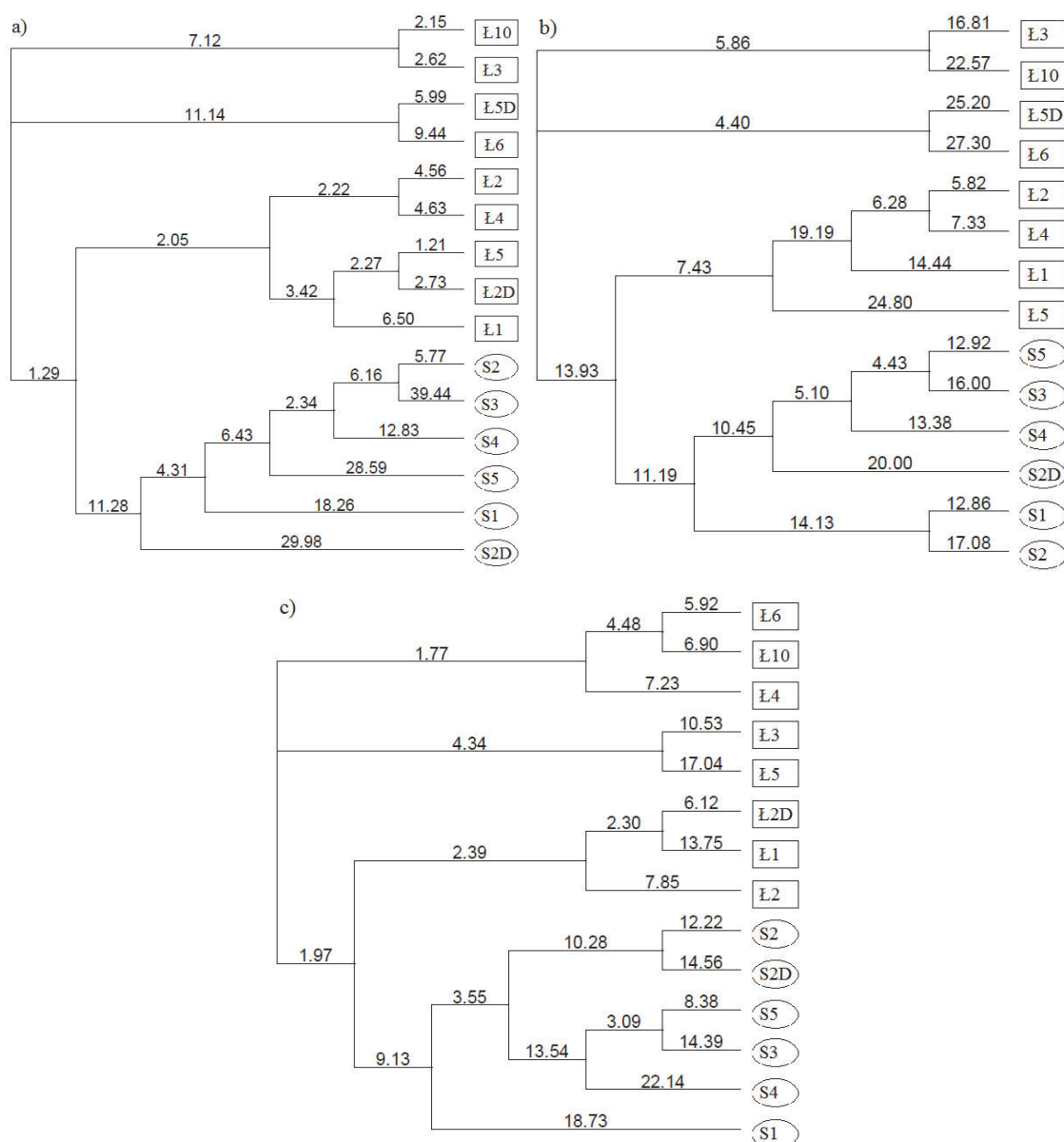
Jednym z najważniejszych parametrów wpływających na życie w estuariach, w tym na społeczność bakteryjną, jest stopień zasolenia i jego acykliczne zmiany (Beck i in. 2013, Jonassen 2013, Ling i in. 2011, Mudryk 1994). Zawartość soli w wodzie jest jednym z głównych czynników przyczyniających się do zmian w strukturze zbiorowiska i funkcjach życiowych mikroorganizmów (Campbell i Kirchman 2013). Strukturę genotypową badanych zbiorowisk bakteryjnych przedstawiono na zdjęciach, wykonanych w świetle UV po procedurze PCR-DGGE (rys. 3). Ich analizę statystyczną przedstawiono w postaci dendrogramów, utworzonych na podstawie algorytmu najbliższego sąsiada (rys. 4).



**Rys. 3.** Obraz w świetle UV próbek po PCR-DGGE fragmentów genu kodującego 16S rRNA bakterii pochodzących z jezior Łebsko (Ł) i Sarbsko (S) z powierzchni i dna (D) a) wiosną b) latem c) jesienią; czerwona ramka – intensywnie świecące prążki; zielona – przykład prążków znajdujących się na tej samej wysokości

**Fig. 3.** Image in UV light of samples after PCR-DGGE of 16S rRNA gene fragments of bacteria from Łebsko (Ł) and Sarbsko (S) lakes from the surface and bottom (D) a) in spring b) in summer c) in autumn; red frame – intensely glowing stripes; green – an example of stripes on the same height



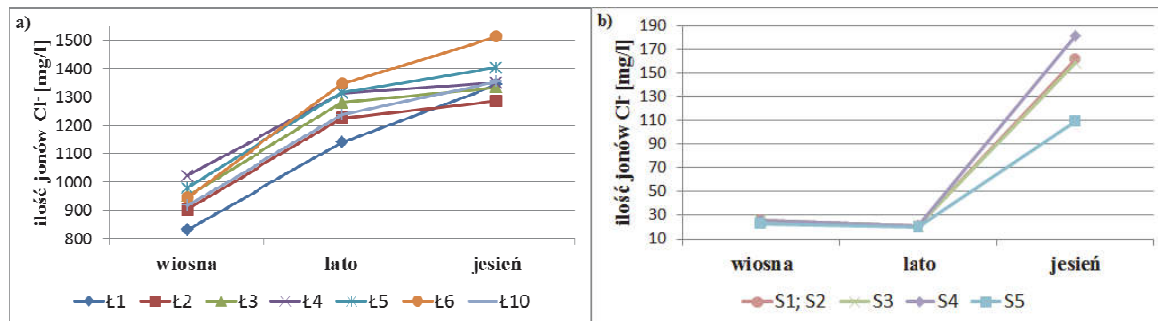


**Rys. 4.** Dendrogram utworzony na podstawie algorytmu najbliższego sąsiada, obrazujący podobieństwo bakterii z próbek wody jezior Łebsko (Ł) i Sarbsko (S) z powierzchni i dna (D) a) wiosną b) latem c) jesienią

**Fig. 4.** Dendrogram created on the basis of the nearest neighbor's algorithm, showing the similarity of bacteria from samples of Łebsko (Ł) and Sarbsko (S) lakes from the surface and bottom (D) a) in spring b) in summer c) in autumn

Na podstawie wyników przeprowadzonych badań można zauważyć, że zasolenie modeluje strukturę genotypową zbiorowisk bakteryjnych. Odzwierciedlają to dendrogramy utworzone na podstawie algorytmu najbliższego sąsiada w oparciu o analizę densytometryczną wzorów

prążkowych DGGE (rys. 3 a, b, c), które obrazują wzajemne podobieństwo pomiędzy próbkami. Zaobserwowano zmianę struktury genotypowej w cyklu sezonowym w jeziorze Sarbsko. Wiosną i latem widać sposób różnicowania się zbiorowiska bakterii, w którym próbki dla tego jeziora tworzą jeden klaster, grupę w której każda kolejna próbka jest coraz bardziej odległa od pozostałych. Wskazuje to na stopniowe różnicowanie się zbiorowiska bakterii (rys. 4a i 4b). Natomiast jesienią, kiedy gwałtownie wzrasta zasolenie tego jeziora, struktura genotypowa Sarbska zaczyna bardziej przypominać tę występującą w jeziorze Łebsko, którego zasolenie zawsze jest wysokie – jest podzielona na kilka nie związanych ze sobą klastrow (rys. 4c). Istnieją dwie możliwe drogi reakcji zbiorowiska bakteriynego na zmiany zasolenia: aklimatyzacja istniejącej biocenozy - poprzez adaptację fizjologiczną lub genetyczną lub przesunięcie poszczególnych populacji w biocenozie (ang. population shift) – mikroby o niskiej liczebności początkowej stopniowo zaczynają dominować ze względu na konkurencyjną przewagę tolerancji wobec zmian zasolenia (Jonassen 2013). Zmiany zasolenia, wyrażone poprzez ilość jonów chlorkowych przedstawiono na rysunku 5.



**Rys. 5.** Zmiany ilości jonów chlorkowych w poszczególnych miejscach jeziora a) Łebsko i b) Sarbsko, w zależności od pory roku

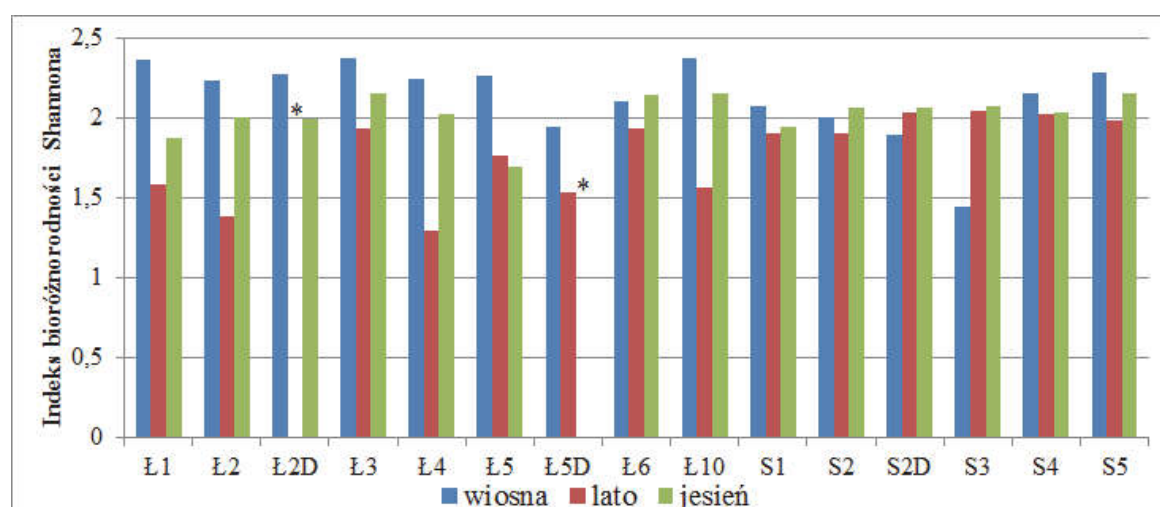
**Fig. 5.** Changes in the amount of chloride ions in individual parts of the lake a) Łebsko and b) Sarbsko, depending on the season of the year

Z jednej strony można zauważyć sezonowość zmian stężenia jonów chlorkowych. Dla obu jezior ich najwyższe stężenie występuje jesienią. Z drugiej strony należy pamiętać, że każdy z obiektów posiada inną zlewnię i morfometrię, oraz odmienne możliwości oddziaływania wód morskich, dlatego też każdy z nich powinien być rozpatrywany w sposób indywidualny (Cieśliński 2011a). To tłumaczy spadek stężenia

jonów latem względem wiosny w jeziorze Sarbsko oraz ich wzrost w jeziorze Łebsko. W jeziorze Łebsko obserwuje się stałe, słabe, bądź średnie, oddziaływanie morza (Cieśliński 2011a). Ponadto z przeprowadzonych badań wynika, że wody morskie wywierają większy i statystycznie istotny wpływ na jezioro Łebsko, niż Sarbsko. Jest to logiczne, ponieważ Łebsko należy do jezior, które mają bezpośrednie powierzchniowe połączenie z Morzem Bałtyckim za pomocą krótkiego odcinka ujściowego rzeki Łeby (Cieśliński 2011a, Cieśliński 2011b, Paturej 2005). W kanale Łeby możliwy jest dwukierunkowy przepływ, tzn. właściwy – od jeziora do morza, lub odwrotnie – od morza do jeziora, wywołując okresowe zjawisko intruzji wód słonawych. Wody morskie zasilają jezioro Łebsko przy sprzyjających warunkach hydrometeorologicznych, takich jak odpowiedni kierunek i prędkość wiatru, lub gdy poziom wody w Bałtyku jest wyższy niż w jeziorze (Cieśliński 2011a, Cieśliński 2011b, Paturej 2005). Z kolei jezioro Sarbsko nie posiada bezpośredniego połączenia z morzem. Łączy się jednak za pośrednictwem rzeki Chelst, która łączy się z kanałem Łeby (Cieśliński 2011a).

Różnica w zasoleniu między jesienią, a wiosną jest skutkiem zimowych zlodowaceń jezior, co spowodowało bardzo duży spadek ilości jonów chlorkowych. Według literatury zależność ta jest wprost proporcjonalna do długości występowania pokrywy lodowej. Z kolei w październiku dochodzi do najsilniejszego wpływu wód morskich, co tłumaczy wysokie stężenia jonów chlorkowych jesienią w obu jeziorach (Cieśliński 2011b). Zdaniem Cieślińskiego (2011a) w jeziorze Łebsko oprócz października i listopada, miesiącami z największą łączną liczbą dni z intruzjami wód morskich były czerwiec i lipiec, co jest wytłumaczeniem wzrostu ilości anionów chlorkowych w tym jeziorze latem. Ponadto napływy wód morskich mają inny charakter w tych dwóch porach roku. Jesienią wlewy wody morskiej są silniejsze, gwałtowniejsze i są głównie wynikiem sztormów, ale występują rzadziej, z kolei wiosną i latem są łagodniejsze, ale notuje się je częściej (Cieśliński 2011a, Paturej 2005). To przekłada się na mikroflorę bytującą w jeziorze. W jeziorze Łebsko 70-80% ogółu stanowią bakterie typu śródlądowego, a tylko 8-13% jest bakterii morskich. Wynika to z faktu, że w ogólnym bilansie wodnym jeziora Łebsko zdecydowaną przewagę mają dopływy wód rzecznych, będące głównym źródłem bakterii śródlądowych, nad wlewami wód morskich, które są nośnikiem bakterii morskich. Jednak stwierdzono se-

zonowość występowania bakterii typu śródlądowego i morskiego. Bakterie śródlądowe stanowią 90% ogółu mikroflory jeziora Łebsko wiosną. Z kolei bakterie morskie stanowią najliczniejszą grupę jesienią (Mudryk 1994). Wzrost zasolenia zmusza więc biocenozę do przesunięcia równowagi w kierunku mikroflory halotolerancyjnej (wykazującej wzrost w bardzo szerokim zakresie zasolenia) (Beck i in. 2013, Jonassen 2013). Można zauważyć związek z sezonowością napływu wód morskich. Latem jest też najniższy dopływ wód ze zlewni lądowych, połączenie tych czynników mogło rzutować na zmniejszenie bioróżnorodności przedstawionej w postaci indeksu Shannona (rys. 6).



**Rys. 6.** Zmiany wartości indeksu bioróżnorodności Shannona bakterii w zależności od pory roku i miejsca poboru próbek z wód jezior Łebsko (Ł) I Sarbsko (S); \* brak próbki

**Fig. 6.** Changes in the biodiversity index Shannon of bacteria depending on the season and place of sampling from the lakes Łebsko (Ł) and Sarbsko (S); \* no sample

Stężenie chlorków odzwierciedla oddziaływanie na zalew zarówno wód rzecznych, jak i morskich. Nie bez znaczenia jest też pora roku, a co za tym idzie, zmieniające się warunki klimatyczne, jak np. obfitość opadów czy zmiany temperatury, które razem mogą doprowadzić do wezbrania wód rzecznych i przyboru wód powodziowych (Cieśliński 2011a). Najmniejsze stężenie chlorków wiosną pokrywa się ze wzmożonym dopływem wód powierzchniowych ze zlewni lądowej, o tej porze roku, co również tłumaczy najniższe zasolenie jeziora Łebsko wiosną (Cieśliński 2011a).

Żyjące w estuariach mikroorganizmy muszą być odporne na nieustanne zmiany stężenia soli, które to wywiera określone ciśnienie osmotyczne na komórki znajdujące się w środowisku. Gatunki *stricte* słodkowodne lub typowo morskie mają problem ze znoszeniem większych wahań ciśnienia osmotycznego (Starmach i in. 1976). Cechą charakterystyczną estuariów jest wyraźna eliminacja bakterii śródlądowych i morskich w rejonach granicznych, w których zachodzi mieszanie się wody słodkiej i słonej, co powoduje, że żyjące w tych zbiornikach bakterie poddawane są ciągle stresowi związanemu z modyfikacją warunków życia. Zmiany ciśnienia osmotycznego, do którego bakterie muszą się szybko (często szybciej niż wynosi ich czas generacji) przystosować, powodują, że przy braku adaptacji giną (Mudryk 1994). Natomiast gatunki wód słonawych, ze względu na fakt, że żyją w ciągle wahających się stanach zasolenia są w dużym stopniu niewrażliwe i przystosowane do zmian koncentracji soli, które przenoszą się na zmiany ciśnienia osmotycznego (Starmach i in. 1976). Szczególną tolerancję przejawiają bakterie żyjące w warunkach optymalnego składu jakościowego i ilościowego substancji pokarmowych. Zasolenie w obrębie jednego zbiornika jest bardzo ważnym czynnikiem, wpływającym na dystrybucję gatunków bakteryjnych (Ling i in. 2011) i odgrywa ważną rolę w różnorodności mikrobiologicznej (Beck i in. 2013). W badaniach przeprowadzonych przez Campbell i Kirchman (2013), na wodach Zatoki Delaware, która jest zatoką Oceanu Atlantyckiego i stanowi estuarium rzeki Delaware, wykazano, że różnorodność bakteryjna w zbiorniku tym spadała w stosunku do bioróżnorodności wyznaczonej w oceanie i rzece.

Największe fluktuacje zasolenia występują w lecie, gdzie na zmianę występują obfite deszcze i wzmożone parowanie. Skutkuje to opanowaniem środowiska estuariowego przez gatunki bakterii przystosowanych do zmian ciśnienia osmotycznego (Starmach i in. 1976). Być może jest to odpowiedź na spadek bioróżnorodności w lecie w jeziorze Łebsko. Jednak spadek różnorodności biologicznej nie musi być tożsamy z mniejszą biomasą bakterii. W badaniach nad liczebnością bakterii w poszczególnych porach roku w jeziorze Sarbsko zaobserwowano ich największą liczbę wiosną, a najmniejszą latem (Obolewski i in. 2017), podczas gdy w przedstawionych badaniach uśredniony indeks Shannona dla tego jeziora jest niemal identyczny dla obu pór roku i wiosną wynosi 1,97, a latem 1,98. W badaniach przeprowadzonych przez Crump i in. (2004) udowod-

niono, że biomasa bakteryjna jest większa w etuariach w porównaniu z oceanem i rzeką, w wyniku mieszania wód, z których to estuarium powstało. Również Mudryk (1994) twierdzi, że estuaria charakteryzują się znacznie większą liczebnością bakterii niż morza i oceany, czy wody śródlądowe. Ponadto z jednej strony dane literaturowe podają, że liczebność bakterii w zbiornikach maleje wraz ze wzrostem zasolenia, zwłaszcza gdy jego zmiany są gwałtowne, z drugiej sugerują, że mikroorganizmy wcale nie giną, lecz wykazują okresowy brak aktywności metabolicznej lub przemieszczają się do osadów dennych (Mudryk 1994).

Warto też zwrócić uwagę, że w każdym żelu obrazującym *fingerprints* DGGE znajdują się prążki DNA, które są na takiej samej wysokości zarówno w jeziorze Łebsko i Sarbsko, czyli zbiornikach o odmiennym zasoleniu (zaznaczone zieloną ramką na rysunkach 3a, 3b, 3c). Z jednej strony może to oznaczać, że pewne genotypy są obecne w jeziorach przybrzeżnych, niezależnie od zawartości w nich jonów chlorkowych. Sugeruje to, że są bakterie, na których obecność nie mają znaczącego wpływu zmiany parametrów fizykochemicznych w badanych zakresach. Z drugiej strony lokalizacja jakiegoś prążka na tej samej wysokości w żelu DGGE nie oznacza, że musi on zostać zidentyfikowany jako ten sam genotyp. Słabą stroną metody DGGE jest fakt, że niektóre fragmenty DNA, pomimo tego, że różnią się sekwencją nukleotydów, nie zostają rozdzielone podczas elektroforezy, gdyż mają jednakową temperaturę topnienia wynikającą z liczby wiązań wodorowych, a co za tym idzie, mobilność w żelu poliakryloamidowym (Brzeszcz i in. 2013, Frąc i Jezierska-Tys 2010). Co więcej, zdarza się, że jeden gatunek bakterii może wizualizować się w postaci kilku prążków z powodu kilku kopii genu kodującego 16S rRNA o niewiele różniącej się sekwencji (Frąc i Jezierska-Tys 2010). Podwójne prążki DNA w żelu mogą być także wynikiem degeneracji starterów lub powstania heterodupleksów DNA. Zaburza to wiarygodność informacji o różnorodności zespołu mikroorganizmów (Brzeszcz i in. 2013). W celu rozwiania wątpliwości konieczne byłoby przeprowadzenie niezależnego ich sekwencjonowania. W przedstawionej pracy nie zastosowano tej techniki, gdyż celem badań był monitoring zmian w strukturze genotypowej biocenozy bakteryjnej w zależności od zmian parametrów fizyko-chemicznych. Takie badania prowadzi się na stosunkowo krótkich amplikonach PCR (180 pz), które nie dają jednoznacznej odpowiedzi identyfikacyjnej, a co za tym idzie,

nie pozwalają zdefiniować składu genotypowego zbiorowiska. Ponadto, DGGE jako metoda bardzo czuła pozwala monitorować zbiorowisko na poziomie genotypowym, a nie gatunkowych (elektroforeza ta rozdziela fragmenty różniące się nawet pojedynczym podstawieniem nukleotydom), co dodatkowo utrudnia możliwość identyfikacji bakterii w zbiorowisku. W badaniach skupiono się więc na analizie wzorów prążkowych, ich podobieństwach i różnicach.

Analizując zdjęcia żeli, zwłaszcza te prezentujące próbki zebrane wiosną i jesienią w jeziorze Łebsko, można zauważyć bardzo intensywnie świecące prążki (zaznaczone czerwoną ramką na rysunkach 3a, 3c). Jeżeli na danym poziomie żelu we wszystkich próbkach występują wyraźne prążki, wskazują one na genotyp dominujący w badanej biocenozie. Z jednej strony może to oznaczać, że w obu jeziorach, o każdej porze roku występuje wiele różnych genotypów bakterii, z drugiej strony można dojść do wniosku, że wyższe zasolenie promuje rozwój poszczególnych gatunków, które zaczynają dominować w tym środowisku. Natomiast większa liczba mniej wyraźnych, rozmazanych prążków, które można zaobserwować na wszystkich żelach i obu jeziorach, może świadczyć o występowaniu bardzo dużej liczby genotypów w próbce (Ziemińska-Buczyńska 2015). Należy jednak zwrócić uwagę, że DGGE to metoda jakościowa i zazwyczaj intensywność świecenia prążka nie jest proporcjonalna do liczebności mikroorganizmów. Można jedynie opierać się na założeniu, iż w większości przypadków bardziej intensywny prążek oznacza więcej kopii danego genu w obrębie analizowanego organizmu (Brzeszcz i in. 2013).

Chlorek sodu i jego poziom wpływa na żyjące w estuariach organizmy. Jak podaje Mudryk (1994) fluktuacje tego parametru mogą wpływać na aktywność fizjologiczno-metaboliczną bakterii morskich. Wpływa on np. na pobieranie aminokwasów, które zwiększa się wraz ze wzrostem stężenia chlorku sodu, oraz syntezę glutaminy i proliny, której poziom rośnie także ze wzrostem zasolenia. W zależności od stopnia zasolenia obserwuje się również wyraźne zmiany w przyswajaniu i respiracji heksoz. Chlorek sodu stymuluje także aktywność enzymów, w szczególności lipaz i amylaz. Ponadto chlorek sodu, mogąc aktywnie migrować do i z wnętrza komórek chroni bakterię przed zmianami ciśnienia osmotycznego, a co za tym idzie przed pęcznieniem, deformacją, a następnie pękaniem i lizą pod wpływem szoku osmotycznego. Należy

jednak pamiętać, że zasolenie inaczej wpływa na poszczególne bakterie w zależności od gatunku, a nawet szczepu (Mudryk 1994). Dane literaturowe donoszą, iż w ujęciu ilościowym nie obserwuje się korelacji między zasoleniem, a zmianami w zbiorowiskach bakterii Gram-ujemnych (Beck i in. 2013). Jednak generalnie bakterie Gram-dodatnie uznaje się za bardziej odporne na wyższe wartości zasolenia niż bakterie Gram-ujemne (Mudryk 1994). Wielu badaczy zwraca uwagę na ujemną zależność między zawartością NaCl w wodzie, a liczbą bakterii w estuariach. Z jednej strony małe ilości soli mogą korzystnie wpływać na przemiany kataboliczne, natomiast z drugiej strony większe dezorganizują proces rozmnażania przez hamowanie podziałów komórkowych. Koncentracja soli na poziomie 6-10% hamuje także wzrost większości bakterii typu śródlądowego, gdyż w tych stężeniach jest inhibitorem aktywności enzymów. Ponadto u bakterii halofobowych zmniejsza pobierania glukozy, które przy stężeniu NaCl równym 3 ‰ spada do zera. Takie mikroorganizmy jednak nie giną, lecz wykazują okresową inaktywację i przy ponownym wysłodzeniu natychmiast wznawiają wszelkie procesy życiowe. Aczkolwiek powyżej pewnej wartości zasolenia obserwuje się zmniejszanie liczby bakterii halofobowych, co jest wynikiem zaburzeń aktywności metabolicznej lub szoku osmotycznego. Warto nadmienić, że u bakterii morskich NaCl może być zastąpiony przez inne sole, jak np.: Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, NaBr, KCl, czy MgSO<sub>4</sub> (Mudryk 1994).

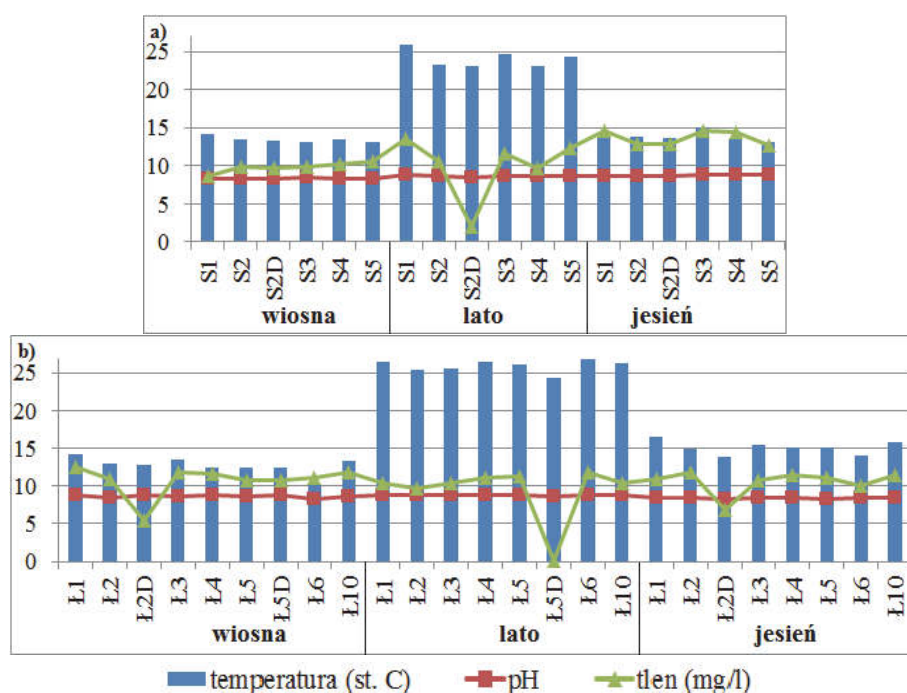
### 3.2. Wpływ temperatury na bioróżnorodność bakterii

W badaniach przeanalizowano zmiany parametrów fizykochemicznych próbek wody, które przedstawiono na rysunku 7. Istotność zależności bioróżnorodności przedstawionej w postaci indeksu Shannona od wybranych parametrów zestawiono w tabeli 1.

Nie zauważono znacznych wahań temperatury w obrębie poszczególnych jezior w danej porze roku. Może mieć to związek z ich cechami. Łebsko, zajmujące powierzchnię równą 74,4 km<sup>2</sup> (Mudryk 1994, Paturej 2005, Starmach i in. 1976), a jego średnia głębokość wynosi 1,6 m (Cieśliński 2011b). Z kolei jezioro Sarbsko ma powierzchnię liczącą 6,517 km<sup>2</sup> oraz średnią głębokość wynoszącą 1,5 m (Bechtel i Woszczyk, 2008). Mała głębokość i brak osłony przed wiatrem w jeziorach Łebsko i Sarbsko oraz znaczna rozległość lustra wody w przypadku tego pierwszego, sprzyjają pełnemu mieszaniu się wód, co skutkuje bra-



kiem stratyfikacji termiczno-tlenowej (Mudryk 1994). Można natomiast zaobserwować wahania temperatury w cyklu sezonowym. Na podstawie przeprowadzanych badań można wywnioskować, że bioróżnorodność zbiorowiska w trakcie trwania eksperymentu nie była stała. Wartość indeksu Shannona oscylowała między wartościami od 1,38, do 2,37, co oznacza biocenozę wahającą się od stosunkowo ubogiej do przeciętnie bogatej genotypowo (Ziemińska-Buczyńska i in. 2014, Ziemińska-Buczyńska 2015), jednak jego najniższe wartości obserwowano latem, a najwyższe wiosną. Co ciekawe można zauważyć korelację pomiędzy dużym wzrostem temperatury latem, a spadkiem o tej porze roku wartości indeksu bioróżnorodności Shannona, który wystąpił w obu jeziorach. Jego fluktuacje jednak były znacznie mniejsze dla jeziora Sarbsko niż Łebsko i tylko dla tego drugiego zbiornika zależność ta jest statystycznie istotna (tab. 1). Oznacza to, że Sarbsko charakteryzują mniejsze sezonowe zmiany bioróżnorodności.



**Rys. 7.** Zmienność temperatury, pH i zawartości tlenu w jeziorze a) Łebsko b) Sarbsko w zależności od miejsca poboru próbki

**Fig. 7.** Variability of temperature, pH and oxygen content in the a) Łebsko b) Sarbsko lake depending on the place of sampling

**Tabela 1.** Statystyczna istotność korelacji indeksu bioróżnorodności Shannona oraz wybranych parametrów; oznaczone współczynniki korelacji są istotne z  $p < 0,05$  i zostały zaznaczone kolorem czerwonym

**Table 1.** Statistical significance of the correlation of the Shannon biodiversity index and selected parameters; the correlation coefficients are significant with  $p < 0.05$  and are marked in red

Para zmiennych	Korelacja porządku rang Spearmana							
	Łebsko				Sarbsko			
	N	R	t(N-2)	p	N	R	t(N-2)	p
wartości indeksu Shannona i temperatura [°C]	25	-0,71926	-4,96511	0,00005	18	-0,22763	-0,93505	0,36366
wartości indeksu Shannona i tlen [mg/L]	25	0,40177	2,10411	0,04650	18	0,09312	0,37410	0,71324
wartości indeksu Shannona i ilość jonów Cl [mg/L]	21	-0,44199	-2,14776	0,04484	15	0,27395	1,02703	0,32314

Analizę statystyczną zdjęć obrazujących strukturę genotypową zbiorowisk bakteryjnych przedstawiono także w postaci współczynników podobieństwa Dice'a (tab. 2).

Oprócz znacznie gwałtowniejszego spadku wartości indeksu Shannona w jeziorze Łebsko, zaobserwowano również dla tego jeziora i próbek pobranych w lipcu spadek współczynnika podobieństwa Dice'a. Oznacza to, że biocenoza w jeziorze Łebsko latem charakteryzuje się niższą różnorodnością. Spadek bioróżnorodności i podobieństwa nie musi mieć jednak związku z liczebnością bakterii w zbiornikach wodnych. Zgodnie z informacjami znalezionymi w literaturze stosunkowo wysoka o tej porze roku temperatura skutkuje letnimi maksymalnymi wartościami liczebności bakterii (Mudryk 1994). Temperatura oddziałuje na mikroorganizmy bezpośrednio – wpływając na tempo przemian metabolicznych lub pośrednio – poprzez zmiany fizykochemiczne parametrów wody jak pH, lepkość, zawartość tlenu, stężenie soli mineralnych oraz potencjał redoks. Spadek bioróżnorodności mógł więc wynikać z braku zdolności adaptacyjnych części bakterii na zmieniające się parametry fizykochemiczne, a ponowny wzrost jesienią prawdopodobnie wynikał z intruzji wód morskich, a co za tym idzie z napływem nowych gatunków bakterii morskich (Cieśliński 2011b). Sezonowe zmiany nasilenia czynników środowiskowych powinny znaleźć odzwierciedlenie w różnorodności, ilości, oraz aktywności bakterii. Ma to potwierdzenie w przeprowadzonych badaniach. Zmiany struktury w fingerprintach, pomiędzy różnymi porami roku (rys. 3a, 3b, 3c), jak np. różne liczby prążków, czy ich intensywności świecenia, dowodzą o zmianach w bioróżnorodności.

**Tabela 2.** Współczynnik podobieństwa Dice'a bakterii pochodzących z jezior Łebsko (Ł) i Sarbsko (S) z powierzchni i dna (D) a) wiosną b) latem c) jesienią; na szaro zaznaczono wartości > 60%

**Table 2.** Dice similarity coefficient of bacteria originating from Łebsko (Ł) and Sarbsko (S) lakes from the surface and bottom (D) a) in spring b) in summer c) in autumn; on gray values > 60%

a)	Ł1	Ł4	Ł2	Ł5	Ł2D	Ł5D	Ł6	Ł3	Ł10	S1	S2	S2D	S4	S5	S3
Ł1	100	86,1	79,8	88,9	89,6	67,4	64,8	79,5	79,9	51,7	50,2	47,4	49,5	41,3	13,3
Ł4	86,1	100	90,8	88,5	88,1	77,3	66,5	77,7	76,1	57,7	51,6	49,6	50,1	41,8	12,8
Ł2	79,8	90,8	100	84,8	81,8	84,7	71,2	77,5	74,7	56,5	53,2	51,8	51,6	40	11,7
Ł5	88,9	88,5	84,8	100	96,1	74,7	64,7	79,2	83,8	56,7	54,4	50,3	53	43,7	18
Ł2D	89,6	88,1	81,8	96,1	100	71,7	62,1	76,7	82,1	56,3	53,5	47,8	51,6	42,7	17,6
Ł5D	67,4	77,3	84,7	74,7	71,7	100	84,6	67,6	65,3	49	44,5	37,7	42,8	31,2	0
Ł6	64,8	66,5	71,2	64,7	62,1	84,6	100	78,6	75	46,8	42,6	34,8	40,6	27,2	0
Ł3	79,5	77,7	77,5	79,2	76,7	67,6	78,6	100	95,2	58,3	52	49	50,6	37,9	13,9
Ł10	79,9	76,1	74,7	83,8	82,1	65,3	75	95,2	100	59,8	53,7	48,2	51,7	38,6	17,8
S1	51,7	57,7	56,5	56,7	56,3	49	46,8	58,3	59,8	100	73,3	40,5	59,4	39,7	44,9
S2	50,2	51,6	53,2	54,4	53,5	44,5	42,6	52	53,7	73,3	100	55,7	75,5	42,4	54,8
S2D	47,4	49,6	51,8	50,3	47,8	37,7	34,8	49	48,2	40,5	55,7	100	59,4	28,3	34,9
S4	49,5	50,1	51,6	53	51,6	42,8	40,6	50,6	51,7	59,4	75,5	59,4	100	56,2	41,4
S5	41,3	41,8	40	43,7	42,7	31,2	27,2	37,9	38,6	39,7	42,4	28,3	56,2	100	38,4
S3	13,3	12,8	11,7	18	17,6	0	0	13,9	17,8	44,9	54,8	34,9	41,4	38,4	100

b)	Ł1	Ł4	Ł2	Ł5	Ł5D	Ł6	Ł3	Ł10	S1	S2	S2D	S4	S5	S3
Ł1	100	77,2	68,2	36,2	0	17,4	19,9	12	16,8	22,2	25,9	23,6	24,1	23,5
Ł4	77,2	100	86,9	51	11	12,9	30,6	23,7	15,6	21,4	17,4	15,8	12,7	13,6
Ł2	68,2	86,9	100	46,2	15,4	16,8	37,3	29,3	19,8	25,4	21,2	15,5	12,4	13,3
Ł5	36,2	51	46,2	100	35,4	17,3	29,8	22,4	23,8	9,5	25,5	40,7	33,3	43,1
Ł5D	0	11	15,4	35,4	100	47,5	51	40	13,4	7,3	15,5	16,3	14,1	18
Ł6	17,4	12,9	16,8	17,3	47,5	100	45,4	38,8	14,5	23,9	16	8,5	9,9	8,8
Ł3	19,9	30,6	37,3	29,8	51	45,4	100	60,6	19,8	19,2	6	14,3	10,5	18,9
Ł10	12	23,7	29,3	22,4	40	38,8	60,6	100	31,9	32,1	13,6	16,7	15,8	8,9
S1	16,8	15,6	19,8	23,8	13,4	14,5	19,8	31,9	100	70,1	52,5	41,8	29	25
S2	22,2	21,4	25,4	9,5	7,3	23,9	19,2	32,1	70,1	100	49,2	30,1	19,8	12,8
S2D	25,9	17,4	21,2	25,5	15,5	16	6	13,6	52,5	49,2	100	70,2	57,6	37
S4	23,6	15,8	15,5	40,7	16,3	8,5	14,3	16,7	41,8	30,1	70,2	100	75,6	59,8
S5	24,1	12,7	12,4	33,3	14,1	9,9	10,5	15,8	29	19,8	57,6	75,6	100	71,1
S3	23,5	13,6	13,3	43,1	18	8,8	18,9	8,9	25	12,8	37	59,8	71,1	100

c)	Ł1	Ł4	Ł2	Ł2D	Ł5	Ł6	Ł3	Ł10	S1	S2	S2D	S4	S5	S3
Ł1	100	66,5	73,5	80,1	58,5	77	58,3	70,7	53	56,5	53,2	34,8	47,2	43,6
Ł4	66,5	100	81,1	77	71,7	80,1	75,1	83,7	60,7	49,6	45,9	45	51,7	46,7
Ł2	73,5	81,1	100	86,3	70	76,7	66,5	72,9	60,8	57,7	52	39,4	51,2	44,3
Ł2D	80,1	77	86,3	100	61,5	81,6	67,8	76,9	60,8	51,8	53,8	34,5	48,7	39,4
Ł5	58,5	71,7	70	61,5	100	62,4	72,4	59,2	46,8	44	34,1	43,3	46,9	46,2
Ł6	77	80,1	76,7	81,6	62,4	100	74,2	87,2	54,4	47,1	45,6	30,2	40,1	34
Ł3	58,3	75,1	66,5	67,8	72,4	74,2	100	79	61,4	43,3	44,7	38,5	46,4	46
Ł10	70,7	83,7	72,9	76,9	59,2	87,2	79	100	60,8	48	48	34,8	43,2	37,3
S1	53	60,7	60,8	60,8	46,8	54,4	61,4	60,8	100	58,2	56	35,1	51,4	49,6
S2	56,5	49,6	57,7	51,8	44	47,1	43,3	48	58,2	100	73,2	42,1	51,4	43,3
S2D	53,2	45,9	52	53,8	34,1	45,6	44,7	48	56	73,2	100	40,4	53	43,1
S4	34,8	45	39,4	34,5	43,3	30,2	38,5	34,8	35,1	42,1	40,4	100	70,5	56,3
S5	47,2	51,7	51,2	48,7	46,9	40,1	46,4	43,2	51,4	51,4	53	70,5	100	77,2
S3	43,6	46,7	44,3	39,4	46,2	34	46	37,3	49,6	43,3	43,1	56,3	77,2	100

Latem, kiedy była najwyższa temperatura, prązków było najmniej i były one najśłabsze w porównaniu ze zdjęciami żeli próbek pobranych wiosną i jesienią. Zmiany zaobserwowane na poziomie kwasów nukleinowych świadczą o zmianach w zespołach mikroorganizmów (Brzeszcz i in. 2013). Wpływ czynników środowiskowych może być bezpośredni - poprzez zmianę struktury białek czy aktywności enzymów, lub pośredni - poprzez skompilowaną sieć zależności ekologicznych np. w ramach pętli mikrobiologicznej (mikrobiologicznego obiegu materii) (Walczak 2009). W okresach, w których obumiera plankton roślinny wzrasta ilość bakterioplanktonu, co zabezpiecza zooplankton przed brakiem pokarmu (Mudryk 1994, Starmach i in. 1976). Organizmy bakteriożerne, takie jak wiciowce, orzęski, wrotki i widłonogi oraz fauna bentosowa kontrolują więc rozwój i liczebność bakterii (Mudryk 1994). Nie bez znaczenia na relacje bakterii i planktonu jest wpływ temperatury: w okresie wiosennym niska temperatura limituje przyswajanie przez mikroflorę wydzielin fitoplanktonu, a jednocześnie właśnie w tym okresie duża liczba bakterii jest wyjadana przez planktonowe organizmy bakteriożerne (Mudryk 1994). Fitoplankton ma więc o tej porze roku silny wpływ na bakterioplankton (Sapp i in. 2007). Ponadto bakterie żyjące w estuariach biorą udział w obiegu podstawowych pierwiastków w przyrodzie: węgla, fosforu i azotu, które są niezbędne m. in. dla wzrostu fitoplanktonu, jak i innych roślin wodnych (Brzeszcz i in. 2013, Starmach i in. 1976).

Warto nadmienić, że w badaniach przeprowadzanych przez Ling'a i in. (2011), wykazano, że temperatura jest drugim, zaraz po zasoleniu, czynnikiem fizykochemicznym, wpływającym na społeczność bakterijną. Do podobnych wniosków doszli Sapp i in. (2007), którzy w wyniku swoich badań uznali temperaturę za najważniejszy czynnik wpływający na strukturę genotypową zbiorowiska wiosną, jesienią i zimą, a latem według nich strukturę tę modeluje pokarm. Z kolei w przedłożonej pracy, temperatura wydaje się głównym czynnikiem wpływającym na mikroorganizmy właśnie latem. Gwałtowniejszy w jeziorze Łebsko spadek indeksu bioróżnorodności Shannona i współczynnika podobieństwa Dice'a, jest zaskakującym zjawiskiem w kontekście badań przeprowadzonych przez Stanleya i Moritab (1968), którzy udowodnili, że im wyższe zasolenie tym większa tolerancja części bakterii pochodzenia morskiego na wzrost temperatury. Latem w jeziorze Łebsko stężenie jonów chlorkowych, które świadczą o zasoleniu, jest ponad 50-krotnie

wyższe niż w Sarbsku. Wy tłumaczeniem może być fakt, że badania Stanleya i Moritab prowadzono na próbkach o zasoleniu 7-35%, podczas gdy stężenie soli w obu jeziorach jest na poziomie kilku promili.

### **3.3. Wpływ stężenia tlenu na zbiorowisko bakteryjne w estuariach**

Nie zaobserwowano znacznych wahań stężenia tlenu w obu jeziorach w poszczególnych porach roku w zależności od miejsca poboru próbki (przy powierzchni). Jednak ze względu na porę roku można zaobserwować wahania tego parametru. Literatura podaje, że w miesiącach letnich, lepsze natlenienie jest związane z silnym rozwojem biomasy i wzrostem intensywności procesu fotosyntezy (Cieśliński 2011b), co tłumaczy i odpowiada wzrostowi tego parametru latem względem wiosny w jeziorze Sarbsko. Z drugiej strony miesiące letnie charakteryzują się również podwyższoną temperaturą, co zmniejsza rozpuszczalność tlenu w wodzie. Prawdopodobnie jest to odpowiedź na pytanie, dlaczego wzrost ten w jeziorze Sarbsko jest tak nieznaczny, oraz z jakiego powodu doszło do spadku zawartości tlenu latem w jeziorze Łebsko. Natomiast wzrost natlenienia w miesiącach jesiennych, jest spowodowany intruzją wód morskich oraz intensywnym falowaniem, występującymi o tej porze roku (Cieśliński 2011b). Ma to potwierdzenie na wykresach przedstawiających stężenia jonów chlorkowych (rys. 5a, 5b), które również sugerują wzrost wpływu morza jesienią. Dane literaturowe podają, że na społeczność bakteryjną ma wpływ stężenie rozpuszczonego tlenu (Ling i in. 2011). Również w tym eksperymencie zaobserwowano dodatnią korelację bioróżnorodności z tym parametrem, jednak tylko dla jeziora Łebsko jest ona statystycznie istotna.

### **3.4. Wpływ pH na strukturę genotypową zbiorowiska bakterii**

Odczyn pH nie zmieniał się, ani w cyklu rocznym, ani w zależności od miejsca pobrania próbki. Mimo, iż dane literaturowe podają, iż w okresie fotycznym (w czasie nasłonecznienia) gwałtownie zwiększa się zużycie dwutlenku węgla rozpuszczonego w wodzie oraz tego występującego w formie kwasu węglowego, co skutkuje wzrostem odczynu pH (Walczak 2009), w badanych jeziorach nie zaobserwowano takiego zjawiska. Oznacza to, że można wykluczyć pH jako czynnik wpływający na strukturę genotypową bakterii w takim typie jezior.

### 3.5. Wpływ pór roku na różnorodność bakterii

Nie tylko temperatura, zasolenie, stężenie tlenu, czy organizmy bakteriożerne wpływają na liczebność, skład taksonomiczny, biomasę i aktywność metaboliczną bakterii żyjących w estuariach, ale są one kontrolowane również przez stężenie materii organicznej oraz poziom troficzny wód (Crump i in. 2004, Mudryk 1994, Tang i in. 2012). Nie bez znaczenia są także cykliczne zmiany innych warunków środowiskowych. Na przykład w okresie letnio-jesiennym obficie występują makrofity, wydzielające różne substancje, które bakterie wykorzystują jako substraty pokarmowe i przekształcają w biomasę bakteryjną. Co więcej, również w tym okresie występuje intensywny rozwój fitoplanktonu. Komórki glonów uwalniają i wydzielają materię organiczną, która również jest wykorzystywana jako pokarm przez mikroheterotrofy. Wymienione czynniki występujące w okresie letnio-jesiennym, skutkują występowaniem maksimum liczebności bakterii w badanych jeziorach w tych porach roku (Mudryk 1994). Należy jednak pamiętać, że liczebność bakterii, nie ma związku z ich różnorodnością, o czym świadczy fakt, że współczynnik Shannona maleje w kolejności: wiosna>jesień>lato. Jego najwyższa wartość wiosną mogła mieć związek z dopływem substancji biogennych. Ma to związek z gospodarką rolną, gdzie właśnie w okresie wiosennym mógł nastąpić wzrost ich stężenia, ale i bakterii lądowych wraz z napływem wody w wyniku roztopów. Ten sam spływ powierzchniowy poprzez rowy melioracyjne, przez pryzmat wzmożonych prac rolnych i dużych opadów atmosferycznych, mógł przynieść podobny efekt jesienią. Co więcej, październik, jest miesiącem najsilniejszego występowania intruzji wód morskich, które także wzbogacały florę bakteryjną jezior w bakterie morskie (Cieśliński 2011b). Warto mieć więc na uwadze, że w badanych próbkach mogły znaleźć się mikroorganizmy spłukane z środowisk sąsiadujących z estuariami, niezdolne do egzystencji w tych zbiornikach wodnych, zawyżając tym samym wartości wskaźnika różnorodności Shannona, którego wartość zależy również od czasu zatrzymania wody w zbiorniku (Crump i in. 2004, Tang i in. 2012).

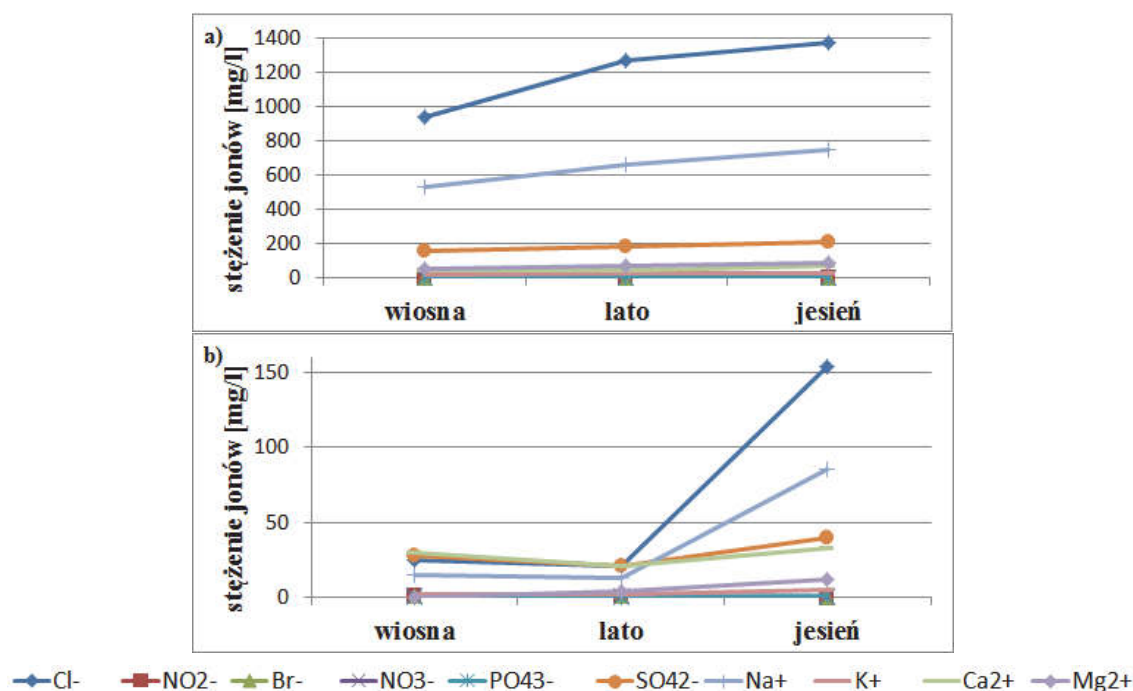
### 3.6. Wpływ głębokości na strukturę genotypową zbiorowiska bakterii

Biorąc pod uwagę współczynnik podobieństwa Dice'a oraz wartości indeksu Shannona, nie zaobserwowano znacznych różnic pomiędzy próbkami pobranymi z powierzchni a tymi pobranymi z dna. Jednak ana-

lizując dendrogramy można zauważyć bardzo dużą spójność próbek pobranych z powierzchni i dna jesienią, oraz niespójność wiosną i latem, gdzie próbki te są na bardzo oddalonych od siebie gałęziach, tworząc osobne klady z innymi próbkami. W żadnej porze roku nie można mówić o spójności genotypowej bakterii występujących przy dnie. Takie wyniki analizy genotypowej, podobnie jak zmiany fizykochemiczne tj. brak różnic temperatury i pH pomiędzy dnem i powierzchnią oraz występowanie deficytów tlenowych w niektórych miejscach, lub miesiącach, łatwo powiązać z charakterystyką tych jezior oraz specyfiką cyklicznych zmian w poszczególnych porach roku. Z jednej strony oba jeziora mają małą głębokość i brak osłony przed wiatrem. W przypadku jeziora Łebsko występuje także znaczna rozległość lustra wody. Te wszystkie czynniki sprzyjają pełnemu mieszaniu się wód w profilu poziomym i pionowym (Mudryk 1994). Z drugiej strony kształt misy jeziora Łebsko związany jest z występowaniem różnego rodzaju naturalnych zatok i przewężeń, w których mieszanie wody jest utrudnione – tłumaczy to stratyfikację tlenową w każdej porze roku w tym jeziorze. Ponadto zjawiska zarastania i wypływania mis jeziornych mogą powodować, że utrudniona jest miksja wody (Cieśliński 2011a), co może być wyjaśnieniem niższej wartości stężenia tlenu przy dnie latem w jeziorze Sarbsko w stosunku do innych pór roku, gdyż wtedy występuje najintensywniejszy rozwój roślinności (Cieśliński 2011b). To wszystko powoduje, że w jeziorach występują strefy, w których w różnych okresach zachodzi intensywne mieszanie się wód, jak i w których ten proces zaznacza się słabo (Cieśliński 2011a). Bardzo duża spójność genotypowa próbki pobranej z powierzchni i dna jesienią jest prawdopodobnie związana ze zmniejszoną ilością roślinności o tej porze roku, oraz wzmożonym falowaniem, spowodowanym działalnością wiatru, który najczęściej i najsilniej wieje w październiku (Cieśliński 2011b).

### **3.7. Wpływ jonów pochodzenia morskiego i lądowego na bakterie**

Oprócz jonów chlorkowych przeanalizowano także zmiany innych jonów od morskich oraz pochodzenia lądowego w cyklu rocznym, co zobrazowano na rysunku 8.



**Rys. 8.** Zmiany stężenia jonów w zależności od pory roku w jeziorze

a) Łebsko b) Sarbsko

**Fig. 8.** Changes in ion concentration depending on the season in

a) Łebsko b) Sarbsko lake

Analizując wykresy zmian stężenia jonów w zależności od pory roku w jeziorach (rys. 8a, 8b), można zauważyć, że zarówno Łebsko, jak i Sarbsko należą do jezior typu chlorkowo-sodowego. Według literatury jezioro Łebsko należy do zlewni o wodach stale słonawych (Cieśliński 2012). Jego zasolenie wynosi 5,7‰, a stężenia chlorków w całej misie jeziornej zawsze przekracza wartość  $409 \text{ mg/dm}^3$  (Cieśliński 2011a, Cieśliński 2012, Mudryk 1994). Z kolei Sarbsko należy do jezior o wodach stale słodkich. Jego średnie zasolenie jest na poziomie około 0,1‰, a stężenie chlorków ani razu nie przekroczyło w nim wartości  $200 \text{ mg/dm}^3$  (Bechtel i Woszczyk 2008, Cieśliński 2011a, Cieśliński 2012). Analizując wykresy (rys. 8a, 8b) rzeczywiście widoczne jest, że wody słone mają znacznie większy udział w jeziorze Łebsko, niż Sarbsko. Potwierdza to analiza pozostałych jonów pochodzenia morskiego, jak potasu, magnezu i siarczanów (Cieśliński 2011b), których stężenia są znacznie wyższe w jeziorze Łebsko. Zgodnie z danymi literaturowymi w jeziorze Sarbsko nigdy nie odnotowano wysokich stężeń wskaźników pochodzenia morskiego (Cieśliński 2011a, Cieśliński 2011b). Ma to



przełożenie na mikroflorę bakteryjną. W jeziorze Sarbsko dominują bakterie typu śródlądowego, natomiast udział bakterii *stricte* morskich stanowi niewielki procent (Mudryk 1994). W przypadku Łebska obserwuje się w zasadzie stały wpływ Morza Bałtyckiego, dlatego wskaźniki charakterystyczne dla wód morskich nigdy nie spadają poniżej określonego stężenia tak, by pojawiła się woda typowo słodka (Cieśliński 2011b). W literaturze można znaleźć informację, że wysokie stężenia jonów  $\text{Na}^+$  i  $\text{Mg}^{2+}$  są niezwykle ważne do przeżycia bakterii morskich, ponieważ zabezpieczają ich komórki przed cytolizą. Proces ten jest uzależniony od aktywności komórkowych enzymów litycznych, na które hamująco działają właśnie wyżej wymienione kationy. Ich obecność chroni więc mukopeptydową integralność struktury ściany komórkowej przed zniszczeniem (jony  $\text{Na}^+$ ) i zabezpiecza jej stabilność funkcjonalną i elektrostatyczną (jony  $\text{Mg}^{2+}$ ). Brak tych kationów w środowisku oznacza, dla bakterii morskich brak zdolności rozmnażania lub nawet śmierć poprzez lizę w wyniku szoku osmotycznego, ponieważ kationy sodu spełniają w komórkach tych bakterii funkcje osmoregulacyjne. Wszystkie bakterie, które funkcjonują w środowisku zasadowym (a taki charakter ma woda morska), wymagają do optymalnego rozwoju jonów  $\text{Na}^+$ , ponieważ są one wyposażone w wewnątrzkomórkową pompę sodową. Ponadto kationy sodu spełniają również bardzo ważne funkcje związane z regulacją aktywności fizjologiczno-metabolicznej u bakterii morskich, jak np. udział w transporcie aminokwasów i cukrów przez błonę cytoplazmatyczną czy aktywacją łańcucha oddechowego. Kationy sodu biorą również udział w procesie tworzenia się ATP. Oprócz jonów sodu, także kationy potasu i magnezu indukują aktywność enzymów transportujących – permeaz. Jony sodu i potasu są również potrzebne w utlenianiu substancji pokarmowych oraz zwiększają syntezę kwasów DNA oraz RNA i przyspieszają wzrost bakterii morskich. Mimo, że bakterie morskie do optymalnego rozwoju wymagają jonów  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ , zbyt wysokie stężenia tych kationów, może hamować ich wzrost i powodować deformację komórek. Z kolei wobec bakterii typu śródlądowego nie stwierdzono wyraźnie stymulującego czy hamującego wpływu poszczególnych kationów na ich rozwój (Mudryk 1994).

Natomiast analizując wskaźniki pochodzenia lądowego, jakimi są fosforany i azotany (Cieśliński 2011a), oraz jony wapnia (Paturej 2005), można zauważyć, że są one na podobnym poziomie w obu jeziorach,

oraz nie zmieniają się tak drastycznie w przeciągu pór roku. Oprócz ich niskiego zróżnicowania obserwowano także ich niskie stężenia. Potwierdzają to dane literaturowe, w których można znaleźć informację, że oddziaływanie łądu na jeziora jest bardziej stabilne i nie wpływa tak znacząco na zmienność ich składu hydrochemicznego (Cieśliński 2011a). Oznacza to, że raczej należy pominąć ten czynnik przy analizie struktury genotypowej zbiorowisk bakterii. Jedynym zaskoczeniem są jony wapnia, świadczące o wysłodzeniu wód, którego wartości są ok. 2-krotnie wyższe w jeziorze Łebsko, a nie Sarbsko. Prawdopodobnie jest to związane z działalnością człowieka, gdyż wpływ antropogeniczny jak okresowe zrzuty ścieków i wód z okolicznych łąk i pól uprawnych jest wyższy dla Łebska. Powoduje to obniżenie wskaźników od morskich i wzrost od łądowych np. wodorowęglanów, azotu ogólnego, azotanów, fosforu ogólnego, fosforanów, amoniaku, co z kolei może przyczyniać się do eutrofizacji zbiorników przybrzeżnych (Cieśliński 2011b). Zmiana dominacji wskaźników chemicznych w jeziorze Sarbsko, świadczy o okresowym wysładzaniu, jego wód wiosną i silniejszym wpływem od morskim jesienią (Cieśliński 2011a). Niezwykle trudne jest dokonanie hierarchizacji wpływów poszczególnych elementów na bioróżnorodność bakteryjną głównie ze względu na fakt ich łącznego oddziaływania, a także z powodu trudności w określaniu granic wpływów elementów środowiska przyrodniczego na jeziora (Cieśliński 2011b).

#### 4. Podsumowanie

Z przeprowadzonych badań wynika, że bioróżnorodność zbiorowiska w trakcie trwania eksperymentu nie była stała. Wartość indeksu Shannona oscylowała między wartościami od 1,38, do 2,37, co oznacza bioocenę wahającą się od stosunkowo ubogiej do przeciętnie bogatej genotypowo. Jego najniższe wartości obserwowano latem, a najwyższe wiosną, a jego fluktuacje były znacznie mniejsze dla jeziora Sarbsko niż Łebsko. Oznacza to, że bioróżnorodność jeziora Sarbsko jest bardziej stała. Latem zaobserwowano także spadek współczynnika podobieństwa Dice'a w jeziorze Łebsko, co nie miało miejsca w jeziorze Sarbsko. O zmianach bioróżnorodności świadczą także zmiany w liczbie i intensywności świecenia prążków DNA obecnych stale i na tej samej wysokości w fingerprintach wszystkich próbek pobieranych w różnych porach roku.

Najniższa wartość indeksu Shannona latem była powiązana z fluktuacjami zasolenia. Można zauważyć także korelację z dużym wzrostem temperatury o tej porze roku. Spadek bioróżnorodności mógł więc wynikać z braku zdolności adaptacyjnych części bakterii na zmieniające się parametry fizykochemiczne, jak temperatura czy zmiany ciśnienia osmotycznego, wynikającymi ze stężenia jonów chlorkowych.

Zaobserwowano niewielką zmianę struktury genotypowej w cyklu sezonowym w jeziorze Sarbsko, a na dendrogramach widać stopniowe różnicowanie się zbiorowisk bakterii, co może być związane z sezonową zmiennością struktury biocenozy.

Nie zaobserwowano znacznych różnic w wartościach współczynnika podobieństwa Dice'a oraz indeksu Shannona pomiędzy próbkami pobranymi z powierzchni, a tymi pobranymi z dna. Dendrogramy prezentują dużą spójność próbek pobranych z powierzchni i dna jesienią, oraz jej brak wiosną i latem, gdzie próbki te są na bardzo oddalonych od siebie gałęziach, tworząc osobne klady z innymi próbkami. W żadnej porze roku nie zaobserwowano spójności genotypowej bakterii występujących przy dnie.

*Badania zostały wykonane w ramach projektu numer UMO-2012/07/B/ST10/04359, finansowanego przez Narodowe Centrum Nauki pt. „Hydroekologiczne uwarunkowania funkcjonowania ekosystemów jezior przybrzeżnych południowego Bałtyku” oraz przy wsparciu BK-261/RIE-8/18 (08/080//BK/0054).*

*Autorzy pragną podziękować Annie Banach z Politechniki Śląskiej za pomoc w analizie statystycznej.*

## Literatura

- Bechtel, A., Woszczyk, M. (2008). Skład materii organicznej jako wskaźnik genezy osadów jeziora Sarbsko. *Przegląd Geologiczny*, 56(2), 140-143.
- Beck, B. R., Holzapfel, W., Hwang, C. W., Do, H. K. (2013). Bacterial community structure shift driven by salinity: analysis of DGGE band patterns from freshwater to seawater of Hyeongsan River, Korea. *Journal of Life Science*, 23(3), 406-414.
- Brzeszcz, J., Kapusta, P., Turkiewicz, A. (2013). Zastosowanie metod molekularnych w badaniach bioremediacji substancji ropopochodnych. *Nafta-Gaz*, 11, 829-842.

- Campbell, B. J., Kirchman, D. L. (2013), Bacterial diversity, community structure and potential growth rates along an estuarine salinity gradient, *The International Society for Microbial Ecology Journal*, 7, 210-220.
- Cieśliński, R. (2011a). *Geograficzne uwarunkowania zmienności hydrochemicznej jezior wybrzeża południowego Bałtyku*. Gdańsk: Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego.
- Cieśliński, R. (2011b). *Rola jezior przybrzeżnych polskiego wybrzeża Bałtyku południowego w transformacji jakości wód do nich dopływających: na przykładzie jeziora Łebsko i Gardno*. Gdańsk: Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego.
- Cieśliński, R. (2012). Zróżnicowanie hydro- i morfogenetyczne jezior przybrzeżnych polskiego wybrzeża południowego Bałtyku. *Geologia i geomorfologia*, 9, 175-187.
- Crump, B. C., Hopkinson, C. S., Sogin, M. L., Hobbie, J. E. (2004). Microbial Biogeography along an Estuarine Salinity Gradient: Combined Influences of Bacterial Growth and Residence Time. *Applied And Environmental Microbiology*, 70(3), 1494-1505.
- Feledyn-Szewczyk, B. (2013). *Wpływ sposobu użytkowania gruntów na różnorodność gatunkową flory segetalnej*. Puławy: Dział Upowszechniania i Wydawnictw IUNG-PIB.
- Frać, M., Jezierska-Tys, S. (2010). Różnorodność mikroorganizmów środowiska glebowego. *Post. Mikrobiol.*, 40(1), 47-58.
- Jonassen, K. R. (2013). *Effect of salinity shifts on microbial community composition in different nitrifying biofilms in continuous moving bed biofilm reactors*. Institut for bioteknologi.
- Ling, J., Zhang, Y., Dong, J., Wang, Y., Chen, L., Feng, J., Sun, H., Wang, D., Zhang, S. (2011). Spatial variation of bacterial community composition near the Luzon strait assessed by polymerase chain reaction-denaturing gradient gel electrophoresis (PCR-DGGE) and multivariate analyses. *African Journal of Biotechnology*, 10(74), 16897-16908.
- Mudryk, Z. (1994). *Bakterie heterotroficzne w procesach transformacji materii organicznej w jeziorach estuariowych*, Słupsk: Wydawnictwo Wyższa Szkoła Pedagogiczna w Słupsku
- Muyzer, G., de Waal, E. C., Uitterlinden, A. G. (1993). Profiling of complex microbial populations by denaturing gradient gel electrophoresis analysis of polymerase chain reaction-amplified genes coding for 16S rRNA, *Applied and Environmental Microbiology*, 59(3).
- Obolewski, K. (pod red.) (2017). *The Ecological Status of the Southern Baltic Coastal Lakes*. Bydgoszcz: Polish Scientific Publishers PWN.

- Obolewski, K., Astel, A., Kujawa, R. (pod red.) (2017). *Hydroecological Determinants of Functioning of Southern Baltic Coastal Lakes*. Bydgoszcz: Polish Scientific Publishers PWN.
- Paturej, E. (2005). *Zooplankton przymorskich jezior Pobrzeża Bałtyckiego*. Wydawnictwo Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego.
- Sapp, M., Wichels, A., Wiltshire, K. H., Gerds, G. (2007). Bacterial community dynamics during the winter-spring transition in the North Sea, *Federation of European Microbiological Societies FEMS Microbiol Ecol*, 59, 622-637.
- Stanley, S. O., Moritab, R. Y. (1968). Salinity Effect on the Maximal Growth Temperature of Some Bacteria Isolated from Marine Environments, *Journal of Bacteriology*, 95(1), 169-173.
- Starmach, K., Wróbel, S., Pasternak, K. (1976). *Hydrobiologia : limnologia*. Warszawa: Państwowe Wydawnictwo Naukowe.
- Tang, X., Xie, G., Shao, K., Bayartu, S., Chen, Y., Gaocorresponding, G. (2012). Influence of Salinity on the Bacterial Community Composition in Lake Bosten, a Large Oligosaline Lake in Arid Northwestern China, *Applied and Environmental Microbiology*, 78(1)3, 4748-4751.
- Walczak, M. (2009). *Bakterioneuston jezior*. Toruń: Wydawnictwo Naukowe Uniwersytetu Mikołaja Kopernika.
- Ziemińska, A., Lalik, A., Węgrzyn, A. (2011). *Markery molekularne. Podstawy dla studentów kierunków technicznych*. Gliwice: Wydawnictwo Politechniki Śląskiej.
- Ziemińska-Buczyńska, A., Cema, G., Kalbarczyk, M., Żabczyński, S. (2014). Wykorzystanie metody PCR-DGGE do badania zmienności genotypowej bakterii zasiedlających złoża tarczowe oczyszczające modelowe ścieki koksownicze. *OCHRONA ŚRODOWISKA*, 36(1), 3-8.
- Ziemińska-Buczyńska, A. (2015). *Dynamika zmian bioróżnorodności zespołów bakterii biorących udział w przemianach związków azotu w złożu tarczowym oczyszczającym ścieki koksownicze*. Gliwice: Wydawnictwo Politechniki Śląskiej.

## **Dynamics of Seasonal Changes in Bacterial Biodiversity in Coastal Lakes: Łebsko and Sarbsko**

### **Streszczenie**

Polskie побережье jest bogate w jeziora słonawe o charakterze estuariów. Należą do nich jeziora Niziny Gardnieńsko-Łebskiej. Każdy z tych akwenów ma własną specyfikę hydrologiczno-ekologiczną, co skutkuje faktem, że wiedza na temat tych dynamicznych ekosystemów wodnych jest niepełna i wymaga rozszerzenia.

W ramach eksperymentu badano bioróżnorodność bakteryjną w jeziorach Łebsko i Sarbsko w różnych porach roku. Materiał do badań stanowił materiał bakteriologiczny, pochodzący z przefiltrowania próbek wody tych jezior. W celu zbadania różnorodności biologicznej wykorzystano łańcuchową reakcję polimerazy – PCR (ang. Polymerase Chain Reaction), połączoną z elektroforezą w gradiencie czynnika denaturującego – DGGE (ang. Denaturing Gradient Gel Electrophoresis). Markerem molekularnym wykorzystanym w badaniach był fragmentu genu kodującego 16S rRNA. Różnorodność biologiczną badano ze względu na gradient zasoleniowy oraz inne zmiany fizyko-chemiczne i biologiczne, wywoływane następującymi po sobie porami roku, oraz występującymi w obrębie zbiornika w zależności od głębokości. Efekty eksperymentu udokumentowano w postaci zdjęć w świetle ultrafioletowym rozdziału w gradiencie czynnika denaturującego produktów PCR, na podstawie których wykonano analizę densytometryczną, obliczono współczynnik podobieństwa Dice'a, indeks bioróżnorodności Shannona oraz utworzono dendrogramy na podstawie algorytmu najbliższego sąsiada.

Badania wykazały, że bioróżnorodność zbiorowiska w trakcie trwania eksperymentu nie była stała i wahała się od stosunkowo ubogiej do przeciętnie bogatej genotypowo. Najniższe wartości indeksu Shannona obserwowano latem, co miało związek z fluktuacjami zasolenia i wysoką temperaturą. O tej porze roku zaobserwowano także spadek współczynnika podobieństwa Dice'a w jeziorze Łebsko. Sytuacja taka nie miała miejsca w jeziorze Sarbsko. W projekcie wykazano, iż jezioro Sarbsko ma bardziej stałą różnorodność bakteryjną, na co wskazują mniejsze fluktuacje wartości indeksu bioróżnorodności Shannona. Zaobserwowano nieznaczną zmianę struktury genotypowej w cyklu sezonowym w jeziorze Sarbsko, co obrazują dendrogramy, na których widać stopniowe różnicowanie się zbiorowisk bakterii. Temperatura w różnych porach roku również wpłynęła na różnorodność biologiczną bakterii. Ponadto zaobserwowano związek między bioróżnorodnością i stężeniem tlenu. Podczas eksperymentu nie było zmian w poziomie pH, więc parametr ten nie miał wpływu na bakterie.

## **Abstract**

The Polish shore of the Baltic Sea is rich in brackish lakes of estuarine character. One of them are lakes of the Gardnieńsko-Łebska Lowland. Each of these reservoirs has its own hydrological and ecological specificity, which results in the fact that knowledge about these dynamic water ecosystems is incomplete and requires further researches.

The aim of this work was to study seasonal changes in bacterial diversity in coastal brackish lakes: Sarbsko and Łebsko. Biodiversity was studied for salinity gradient, as well as physicochemical and biological changes (caused by seasons and depth of the reservoir from which the test material was taken). To monitor the genotypic variation of individual microorganisms and estimate biodiversity of the bacterial community in the settlement and to estimate the genotype complexity of the samples PCR-DGGE method (polymerase chain reaction, combined with denaturing gradient gel electrophoresis) was used. The molecular marker used in the studies was a fragment of the 16S rRNA gene. The effects of the experiment were documented in the form of photos in the ultraviolet light of the PCR-DGGE products, on the basis of which densitometric analysis was performed, Dice similarity coefficient and Shannon biodiversity index was calculated, and dendrograms were created based on the nearest neighbor algorithm.

The research showed that the biodiversity of the community during the experiment was not constant and ranged from relatively poor to average genotypically rich. The lowest values of the Shannon index were observed in the summer, which was related to salinity fluctuations and high temperature. In the summer, a decrease in the similarity of Dice in the Łebsko lake was also observed. Such a situation did not take place in Sarbsko. The project showed that Sarbsko has a more stable bacterial diversity, which is indicated by smaller fluctuations in the Shannon biodiversity index. It was observed that bacteria genotypic structure has changed slightly in seasonal cycle in the Sarbsko lake, as dendrograms show. Temperature through the seasons also influence the bacterial biodiversity. What is more relation between biodiversity and oxygen concentration had been noticed. During the experiment there were no changes in pH level and this parameter has not got influence on bacteria.

**Słowa kluczowe:**

bakterie, bioróżnorodność, estuaria, PCR-DGGE

**Keywords:**

bacteria, biodiversity, estuaries, PCR-DGGE

---

## Editorial Committee

### Section's Editors

Chairman, <i>Professor Tadeusz Piecuch,</i>	Editor-in-Chief, Water-Sludge Technology and Waste Utilization
Vice-Chairman, <i>Professor Wojciech Piotrowski,</i>	Associate Editor, Ecological Agriculture
Vice-Chairman, <i>Professor Aleksander Szkarowski</i>	Associate Editor, Power Industry, Networks and Installations
<i>Professor Włodzimierz Deluga</i>	Associate Editor, Economics of Environment Protection
<i>Professor Józef Domagała</i>	Associate Editor, Nature Reserves, Protection of Life and Health of Animals
<i>PhD, Eng Tomasz Dąbrowski</i>	Associate Editor, International Co-operation
<i>Professor Jan Hehlmann</i>	Associate Editor, Chemical Engineering and Equipment
<i>Professor Renata Krzyżyńska</i>	Associate Editor, Air Protection, Gas Neutralization and De-Dusting
<i>Professor Hanna Obarska-Pempkowiak</i>	Associate Editor, Biotechnology
<i>Professor Janusz Pempkowiak</i>	Associate Editor, Sea, Lake and River Chemistry and Biochemistry
<i>Professor Czesława Rosik-Dulewska</i>	Associate Editor, Land Surface Protection
<i>Professor Kazimierz Szymański</i>	Associate Editor, Chemistry

### Technical Editors

*PhD, Eng Janusz Dąbrowski, PhD, Eng Tomasz Dąbrowski*

**Website Editor <http://ros.edu.pl>**

*Associate Professor Jacek Piekarski*



## Komitet Redakcyjny

### Redaktorzy Działowi

Przewodniczący <i>prof. dr hab. inż. Tadeusz Piecuch</i>	Redaktor Naczelny Redaktor działu – technika wodno-ściekowa i utylizacja odpadów
Z-ca Przewodniczącego <i>prof. dr hab. inż. Wojciech Piotrowski</i>	Redaktor działu – rolnictwo ekologiczne
Z-ca Przewodniczącego <i>prof. dr hab. inż. Aleksander Szkarowski</i>	Redaktor działu – energetyka, sieci i instalacje
<i>Prof. dr hab. Włodzimierz Deluga</i>	Redaktor działu – ekonomika ochrony środowiska
<i>Prof. dr hab. Józef Domagała</i>	Redaktor działu – rezerваты przyrody – ochrona życia i zdrowia zwierząt
<i>dr inż. Tomasz Dąbrowski</i>	Redaktor działu – współpraca z zagranicą
<i>Prof. dr hab. inż. Jan Hehlmann</i>	Redaktor działu – inżynieria i aparatura chemiczna
<i>Prof. dr hab. inż. Renata Krzyżyńska</i>	Redaktor działu – ochrona powietrza, neutralizacja i odpylanie gazów
<i>Prof. dr hab. inż. Hanna Obarska-Pempkowiak</i>	Redaktor działu – biotechnologia
<i>Prof. dr hab. Janusz Pempkowiak</i>	Redaktor działu – chemia i biochemia morza, jezior i rzek
<i>Prof. dr hab. inż. Czesława Rosik-Dulewska</i>	Redaktor działu – ochrona powierzchni ziemi
<i>Prof. dr hab. Kazimierz Szymański</i>	Redaktor działu – chemia

### Redaktorzy techniczni

*dr inż. Janusz Dąbrowski, dr inż. Tomasz Dąbrowski*

### Redaktor strony internetowej <http://ros.edu.pl>

*dr hab. inż. Jacek Piekarski, prof. PK*

---

## The list of Institutions – Libraries where this publication has been forwarded

Thomson Reuters  
500 Spring Garden Street, 4th Floor, Pa 19130, Philadelphia, USA

St. Petersburg State University of Architecture  
and Civil Engineering  
2-nd Krasnoarmeiskaia St. 4, 190005 St. Petersburg, Russia

Universitaetsbibliothek Hannover und  
Technische Informationsbibliothek (UB/TIB)  
East-European Department/Exchange  
Welfengarten 1B  
30167 Hannover

Polish National Library  
Al. Niepodległości 213, 02-086 Warszawa

Library of Institute of Environmental Engineering  
of the Polish Academy of Sciences  
M. Curie Skłodowskiej 34, 41-819 Zabrze

Library of Białystok University of Technology  
Zwierzyniecka 16, 15-333 Białystok

Library of Czestochowa University of Technology  
Aleja Armii Krajowej 36, 42-200 Częstochowa

Library of Gdańsk University of Technology  
G. Narutowicza 11/12, 80-952 Gdańsk

Library of Koszalin University of Technology  
Raławicka 15/17, 75-620 Koszalin

Library of Cracow University of Technology  
Warszawska 24, 31-155 Kraków

Library of Lublin University of Technology  
Nadbystrzycka 36A, 20-618 Lublin

Library of Łódź University of Technology  
Wólczańska 223, 90-924 Łódź

Library of Poznan University of Technology  
Piotrowo 2, 61-139 Poznań

Library of Szczecin University  
Mickiewicza 16, 70-384 Szczecin

Library of West Pomeranian University of Technology  
Ku Słońcu 140, 71-073 Szczecin

Library of Silesian University of Technology in Gliwice  
Kasubaska 23, 44-100 Gliwice

Library of Silesian University of Technology branch in Katowice  
Kraśńskiego 8, 40-019 Katowice

Library of Warsaw University of Technology  
Pl. Politechniki 1, 00-661 Warszawa

Library of Wrocław University of Technology  
Wybrzeże S. Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław

## Wykaz Instytucji – Bibliotek, do których zawsze przekazywano wydawnictwo

- Thomson Reuters  
500 Spring Garden Street, 4th Floor, Pa 19130, Philadelphia, USA
- St. Petersburg State University of Architecture  
and Civil Engineering  
2-nd Krasnoarmejskaia St. 4, 190005 St. Petersburg, Russia
- Universitaetsbibliothek Hannover und  
Technische Informationsbibliothek (UB/TIB)  
East-European Department/Exchange  
Welfengarten 1B  
30167 Hannover
- Biblioteka Narodowa  
Al. Niepodległości 213, 02-086 Warszawa
- Biblioteka Instytutu Podstaw Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk  
ul. M. Curie Skłodowskiej 34, 41-819 Zabrze
- Biblioteka Politechniki Białostockiej  
ul. Zwierzyniecka 16, 15-333 Białystok
- Biblioteka Politechniki Częstochowskiej  
Aleja Armii Krajowej 36, 42-200 Częstochowa
- Biblioteka Politechniki Gdańskiej  
ul. G. Narutowicza 11/12, 80-952 Gdańsk
- Biblioteka Politechniki Koszalińskiej  
ul. Raclawicka 15/17, 75-620 Koszalin
- Biblioteka Politechniki Krakowskiej  
ul. Warszawska 24, 31-155 Kraków
- Biblioteka Politechniki Lubelskiej  
ul. Nadbystrzycka 36A, 20-618 Lublin
- Biblioteka Politechniki Łódzkiej  
ul. Wólczańska 223, 90-924 Łódź
- Biblioteka Politechniki Poznańskiej  
ul. Piotrowo 2, 61-139 Poznań
- Biblioteka Uniwersytetu Szczecińskiego  
ul. Mickiewicza 16, 70-384 Szczecin
- Biblioteka Zachodniopomorskiego Uniwersytetu Technologicznego  
ul. Ku Słońcu 140, 71-073 Szczecin
- Biblioteka Politechniki Śląskiej w Gliwicach  
ul. Kaszubska 23, 44-100 Gliwice
- Biblioteka Politechniki Śląskiej filia w Katowicach  
ul. Krasińskiego 8, 40-019 Katowice
- Biblioteka Politechniki Warszawskiej  
Pl. Politechniki 1, 00-661 Warszawa
- Biblioteka Politechniki Wrocławskiej  
Wybrzeże S. Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław