

TOMASZ KWIATKOWSKI<sup>1</sup>  
MARIA ŻYGADŁO<sup>2</sup>

Kielce University of Technology  
Faculty of Civil and Environmental Engineering  
al. Tysiąclecia Państwa Polskiego 7  
25-314 Kielce, Poland

<sup>1</sup> e-mail: kwiatkowskitomasz@vp.pl

<sup>2</sup> e-mail: zygadlo@tu.kielce.pl

# MODELLING A LANDFILL ENERGY POTENTIAL BASED ON THE MONITORING INVESTIGATION RESULTS

## Abstract

*The objective of the investigation was to establish the main variable factors (index parameters) determining the methane production level, using for this purpose static modelling with the application of Pearson's correlation coefficient ( $r$ ) and multiple regression. The waste disposal site in Janik, the municipality of Kunów, was monitored in the years 2008-2011. 16 series of markings were obtained, which were analysed and the findings provided the basis for the investigation. The above mentioned investigation and field observations permitted the creation of database, which was analysed statistically using STATISTICA 10 package.*

**Keywords:** waste disposal site as a bioreactor, disposal site monitoring, Pearson's linear correlation, multiple regression mode

## 1. Introduction

This paper discusses some of the findings of the research conducted in ten household waste disposal sites in Świętokrzyskie Province.

A waste disposal site is a structure located and designed according to building principles and regulations as stipulated by the Regulation of the Minister of the Environment of 24 March 2003 (Official Journal of the Laws, No. 61, Item 549 as amended) on the special requirements for the location, construction, operation and closure of particular types of waste landfills. Various chemical, physical and biochemical processes that occur in disposal sites affect the decomposition of the deposited solid waste. The breakdown products may pose a threat to the environment. The operation of municipal solid waste management facilities such as disposal sites creates negative effects on the environment, such as: leachates, landfill gas, dust, odours, exhaust fumes, microbiological pollution, noise, settlement, lack of stability. In order to establish a proper location for a disposal site it is necessary to identify in detail the geological and hydrogeological conditions as well as the climate and the infrastructure.

The rules concerning the disposal site operation result from the law-imposed environmental protection

requirements, which aim at minimizing the emission of harmful pollutants. Waste disposal sites should be monitored due to their detrimental impact on the environment. The terms of monitoring disposal sites are defined by the Regulation of the Minister of the Environment of 9 December 2002 on the scope, time, manner and conditions of landfill monitoring (Journal of Laws of 2002 No. 220, item 1858).

Disposal site monitoring covers:

- 1) pre-operation stage – covers the period up to the date when the permit to operate the disposal site is obtained;
- 2) operations stage – covers the period from the date when the permit to operate the disposal site is obtained up to the date when the permit to close the site is received;
- 3) post-operation stage – the period of 30 years, from the day the decision to close the waste disposal site is received.

The above mentioned legal rules regulate the waste management in disposal sites. Chemical reactions taking place on the site include the following processes: hydrolysis, dissolution, precipitation, chemical weathering, sorption, ion exchange, and desorption [13]. Physical-chemical processes play an important role during the waste stabilization.

The main factor, however, that determines the intensity of the waste decay, is the microbiological activity of the system, dependent on the availability of easily decomposed organic matter, water and oxygen. Biological processes on the waste disposal site proceed in stages, each of them requiring proper environment and substrate, and giving final products with their characteristic features.

The following stages are identified with regard to the physical-chemical composition of leachates and biogas [7, 8, 12, 16, 18]:

- stage I – initial – a large amount of easily biodegradable organic matter in the waste and the existing oxygen conditions in the waste deposit lead to a high concentration of organic substances in the leachates;
- stage II – acidogenesis – the leachates still have the high concentration of organic matter in them, short-chain fatty acids (SCFA) are produced in an intensive manner, the values of pH are low (5.5–6.5), the anaerobic bacteria manifest no activity, methane is practically undetectable in the gas;
- stage III – methanogenic unstable – the increase of pH, a distinct fall of SCFA concentration, the growth of the anaerobic bacteria activity, the rise of the methane concentration in the gas up to the values typical of the methanogenic stable stage;
- stage IV – methanogenic stable – relatively steady concentration of organic matter in the leachates, the methane content in the gas stays at a relatively steady and high level – about 60–70%.

In practice, organic matter in the disposal site becomes decomposed in an anaerobic process [3, 11]. Polysaccharides, proteins and fats are hydrolyzed by various bacteria populations into simpler compounds (volatile fatty acids, alcohols, sugars and amino acids). The emerging compounds are decomposed into organic acids e.g.: formic, acetic, propionic, butyric, valeric and heksanoic, alcohols e.g.: methanol, ethanol as well as aldehydes and gaseous products (hydrogen and carbon dioxide). Deposited municipal waste also contains heavy metals. They undergo chemical reactions as a result of which other combinations emerge, including complex ones with fulvique and humic acids. The formation of such compounds is especially probable in stabilized disposal sites, whose leachates contain considerable contents of humic compounds [10].

High concentration of dissolved carbon dioxide and organic acids in the leachate contributes to a considerable decrease of the leachate pH to the level of 5.5–6.5, which in turn leads to the transition of other organic and nonorganic substances contained in the waste into soluble forms [3]. At that time the leachate is strongly chemically aggressive and methane production is limited. The activity of hydronium ions  $[H_3O^+]$  determines the solubility of organic and nonorganic compounds and proper functioning of anaerobic bacteria. The proper pH value for bacteria decomposing substrate into simple organic acids falls within the range: 5.2–6.3, whereas methane bacteria require higher pH value: from 6.5 to 7.5. Slight changes of pH value cause the inhibition of methane bacteria multiplication and the decrease of their population, which results in a low methane emission. According to reference sources methane production in a waste disposal site is also significantly affected by temperature, methane bacteria inhibitors and others. Methane production in a disposal site is significantly affected by its age (with the peak values being typically achieved within two to ten years) and operating conditions. Proper waste thickening has a decreasing effect on the disposal site permeability (oxygen inhibiting the multiplication of methane bacteria becomes an inhibitor for methanogenesis) [9].

In many countries disposal sites act as places where a whole range of waste types are deposited, with the refuse containing a high proportion of organic substances. The objective is to create proper conditions for a disposal site to act as a "bioreactor", in which specific engineering solutions permit the processes of stabilizing the deposited waste mass and the emitted pollution [4, 17, 19]. The processes are under control. Such solutions for the site operations enable an effective methane recovery.

The level of concentration of main biogas components, i.e. methane and carbon dioxide varies greatly, being dependent mostly on the type of deposited waste and the content of organic carbon it contains, on the period of waste deposition and on the manner of the site operating [6].

For such a gigantic bioreactor it is justifiable to seek the correlation between the parameters defining the state of the stabilization of the leachate from fermented organic matter contained in waste and the content of different components of biogas. Statistical methods were used in order to establish this correlation.

Many measuring instruments can be used to express in figures the degree of interdependence

between the two variables. Their selection depends i.a. on the kind of characteristics (measurable, immeasurable, combined) whose interdependence is examined, as well as on the number of observations (correlation table, correlation series) and on the form the dependency takes (straightline or curved-line depression) [2]. One of the most common measuring tools for the degree of straightline dependency between numerical characteristics is Pearson's linear correlation coefficient and regression model [1, 2, 5]. Pearson's  $r$  and multiple regression models were determined with the application of the command *Correlation matrix* available in the modules: *Basic statistics and tables* and *Multiple regression* of the STATISTICA package.

## 2. Area and scope of research

The data provided by 16 series of monitoring research trials [14] and by the field observations conducted in **the disposal site in Janik**, the municipality of Kunów, in the years 2008–2011, were used for modeling the activity of a waste disposal site with respect to methane emission. The disposal site, which covers the area of 5.3 hectares was built in 1989. It receives the municipal waste from the agglomeration of Ostrowiec Świętokrzyski. The disposal site equipment complies with the requirements stipulated by the Regulation of the Minister of the Environment of 24 March 2003 concerning i.a. the construction and operation of particular types of waste landfills.



Fig. 1. A bird's eye view of the Janik disposal site (Geoportal.pl)

Field observations of the site permitted the evaluation of its operating conditions with respect to environmental requirements [15]. The samples from eight degassing wells coded GB2–GB9 located on the landfill bowl were collected to measure the methane content, whereas the samples from the inspection chamber located on the leachate drainage collector were collected to examine the leachate. The data on the weather conditions was provided by the weather station Kielce–Suków. The observation of the operating conditions permitted constructing a rating system, with the rates: 1, 2, 3 corresponding to the following grades: average, good and very good, respectively. The above mentioned investigation and field observations provided material for a database. The database is a collection of related elements, it makes it possible to record and process the environmental data by means of information technology.

The database was analysed statistically using Pearson's  $r$  and multiple regression model to examine which leachate parameters and physical factors (rainfall, temperature, disposal site operation) significantly affect the methanogenesis in the site.

Certain characteristics of the analysed disposal site were assumed as the potential explanatory variables correlated with the methane emission level, which performed the function of the dependent variable. Those characteristics included: pH value, electrolytic conductivity, the content of heavy metals such as zinc, copper, cadmium, lead, chromium, mercury, the sum of PAHs, leachate TOC, temperature, rainfall, the age of the disposal site and the operating conditions.

## 3. The investigation results and discussion

The analysis of the statistically relevant correlation coefficients of Pearson's model (Table 1) permits the conclusion that the methanogenesis in the examined waste disposal site is affected by: its operation, the age of the disposal site, the content of the organic carbon and of aromatic hydrocarbons. It should be noted that the disposal site is not uniform. In certain degassing wells one can observe a significant correlation of the methane level and selected explanatory variables, whereas in others none of the variables are significantly correlated with the dependent variable.

On the basis of the constructed regression model it can be stated that the methanogenesis in the examined disposal site is mostly affected by the site operation, the age of the site and the content of heavy metals.

**Table 1.** The correlation matrix between the emission of: methane, carbon dioxide, oxygen, and the leachate parameters as well as external conditions for the degassing wells GB2–GB9 – the Janik disposal site

Correlations (Janik) coded correlation coefficients are significant with $p < .05000$ N = 16 (random data was used where necessary)															
	pH	electrical conductivity $\mu\text{S}/\text{cm}$	zinc $\text{mg}/\text{dm}^3$	copper $\text{mg}/\text{dm}^3$	cadmium $\text{mg}/\text{dm}^3$	lead $\text{mg}/\text{dm}^3$	chromium <sup>+6</sup> $\text{mg}/\text{dm}^3$	mercury $\text{mg}/\text{dm}^3$	the sum of heavy metals $\text{mg}/\text{dm}^3$	the sum of PAHs $\text{mg}/\text{dm}^3$	TOC $\text{mg}/\text{dm}^3$	temp C	rainfall mm	age in years	operation
GB2 CH <sub>4</sub>	0.18	0.08	-0.26	0.16	0.00	-0.06	0.35	0.05	-0.15	-0.13	0.29	-0.12	-0.22	<b>0.51</b>	-0.43
GB3 CH <sub>4</sub>	-0.04	0.24	0.00	0.25	0.23	0.20	0.08	-0.01	0.11	-0.05	0.19	0.06	0.22	-0.07	-0.04
GB4 CH <sub>4</sub>	-0.15	0.17	0.18	-0.08	0.13	-0.07	0.13	-0.13	0.09	-0.17	0.22	0.16	0.09	-0.39	-0.18
GB5 CH <sub>4</sub>	0.01	-0.08	-0.30	-0.20	0.03	-0.16	0.08	-0.05	-0.27	<b>-0.72</b>	0.14	0.05	0.00	-0.35	-0.37
GB6 CH <sub>4</sub>	0.28	0.03	0.17	-0.04	0.22	0.10	0.02	-0.18	0.14	-0.23	-0.22	0.01	-0.21	-0.09	-0.18
GB7 CH <sub>4</sub>	0.06	0.01	0.17	-0.23	0.14	-0.12	-0.09	-0.17	0.03	-0.37	-0.21	0.06	-0.09	-0.34	-0.28
GB8 CH <sub>4</sub>	0.19	-0.20	0.25	0.15	-0.01	0.20	0.02	0.02	0.25	0.28	<b>-0.56</b>	-0.16	-0.33	<b>0.52</b>	<b>0.51</b>
GB9 CH <sub>4</sub>	0.18	0.11	0.17	0.19	0.09	0.18	0.11	0.05	0.20	0.20	0.11	0.27	0.29	0.30	0.25
GB1 CO <sub>2</sub>	0.00	0.08	0.05	0.42	0.24	0.32	0.03	0.10	0.21	0.27	-0.48	-0.48	-0.19	0.17	0.02
GB2 CO <sub>2</sub>	0.33	-0.19	-0.34	0.02	<b>-0.65</b>	-0.44	0.13	<b>0.55</b>	-0.38	0.08	-0.10	0.19	-0.40	0.17	0.36
GB3 CO <sub>2</sub>	0.22	0.40	0.15	0.30	0.23	0.16	0.19	0.08	0.20	0.09	0.22	0.29	0.31	-0.05	-0.07
GB4 CO <sub>2</sub>	-0.02	0.11	0.19	-0.03	0.09	-0.05	0.25	-0.09	0.10	-0.15	0.19	0.20	0.10	-0.35	-0.13
GB5 CO <sub>2</sub>	-0.17	-0.03	-0.06	-0.43	-0.15	-0.46	-0.21	0.01	-0.26	<b>-0.50</b>	-0.05	0.11	0.07	-0.45	-0.24
GB6 CO <sub>2</sub>	0.42	0.10	0.11	0.07	0.08	-0.01	-0.02	0.08	0.08	-0.14	-0.27	0.12	-0.26	0.00	-0.10
GB7 CO <sub>2</sub>	0.15	0.09	0.12	-0.12	0.16	-0.11	-0.09	-0.10	0.02	-0.30	-0.21	0.12	-0.03	-0.36	-0.32
GB8 CO <sub>2</sub>	-0.20	<b>-0.56</b>	-0.10	-0.29	-0.40	-0.22	0.03	0.05	-0.19	-0.05	-0.39	0.02	-0.05	0.34	<b>0.53</b>
GB9 CO <sub>2</sub>	-0.08	0.00	-0.04	0.00	0.29	0.02	-0.01	-0.18	-0.01	-0.38	-0.14	-0.32	-0.07	<b>-0.61</b>	<b>-0.54</b>
GB1 O <sub>2</sub>	0.15	-0.17	0.04	-0.21	-0.24	-0.24	-0.25	0.06	-0.10	-0.15	-0.04	0.30	-0.27	0.00	0.15
GB2 O <sub>2</sub>	-0.22	0.22	0.33	0.22	0.43	0.39	-0.19	-0.19	0.38	0.31	-0.15	-0.28	0.28	0.09	-0.06
GB3 O <sub>2</sub>	-0.18	-0.23	-0.19	-0.16	-0.12	-0.13	-0.11	-0.05	-0.19	-0.13	-0.18	-0.34	-0.34	-0.20	-0.18
GB4 O <sub>2</sub>	0.10	-0.18	-0.22	0.04	-0.13	0.04	-0.16	0.13	-0.13	0.10	-0.22	-0.15	-0.03	0.35	0.14
GB5 O <sub>2</sub>	-0.29	-0.06	-0.33	-0.14	-0.16	-0.17	0.21	0.01	-0.29	-0.21	<b>0.52</b>	0.05	0.33	-0.28	-0.21
GB6 O <sub>2</sub>	-0.27	-0.02	-0.10	0.12	-0.12	0.02	0.02	0.10	-0.04	0.32	0.16	-0.15	0.14	0.07	0.16
GB7 O <sub>2</sub>	-0.12	-0.10	-0.20	0.17	-0.14	0.11	0.08	0.14	-0.07	0.25	0.18	-0.16	0.03	0.29	0.24
GB8 O <sub>2</sub>	-0.14	0.21	-0.26	-0.06	0.02	-0.16	0.02	0.02	-0.23	-0.24	<b>0.55</b>	0.09	0.27	<b>-0.51</b>	<b>-0.52</b>
GB9 O <sub>2</sub>	-0.12	-0.19	-0.21	-0.09	-0.17	-0.17	-0.09	0.07	-0.21	-0.13	-0.19	-0.33	-0.39	-0.19	-0.16

The next stage of investigation involved the construction of the regression model for methane, carbon dioxide, oxygen as well as for leachate parameters and external conditions for a randomly chosen degassing well coded GB4.

**Table 2.** The correlation estimation for CH<sub>4</sub> based on the multiple regression model – the GB4 well

dependent variable regression: GB4 CH <sub>4</sub> (Janik) R = .81227654 R <sup>2</sup> = .65979317 Corrected R <sup>2</sup> = .57474147 F(3.12) = 7.7576 p < .00383 standard error estimation: 14.968						
N=16	b*	standard error b*	b	standard error b	t(12)	p
f. word			<b>377.5943</b>	<b>68.46570</b>	<b>5.51509</b>	<b>0.000133</b>
the sum of heavy metals $\text{mg}/\text{dm}^3$	<b>0.79350</b>	<b>0.230261</b>	<b>72.4610</b>	<b>21.02712</b>	<b>3.44607</b>	<b>0.004840</b>
age in years	<b>-2.47347</b>	<b>0.527019</b>	<b>-45.8496</b>	<b>9.76912</b>	<b>-4.69332</b>	<b>0.000520</b>
operation	<b>2.16212</b>	<b>0.524738</b>	<b>61.5560</b>	<b>14.93941</b>	<b>4.12037</b>	<b>0.001420</b>

**Table 3.** The correlation estimation for CO<sub>2</sub> based on the multiple regression model – the GB4 well

		dependent variable regression: GB4 CO <sub>2</sub> (Janik) R = .80210240 R <sup>2</sup> = .64336826 Corrected R <sup>2</sup> = .55421033 F(3.12) = 7.2161 p < .00503 standard error estimation: 9.7623					
N = 16		b*	standard error b*	b	standard error b	t(12)	p
f. word				235.1415	44.65329	5.26594	0.000199
the sum of heavy metals mg/dm <sup>3</sup>		0.81212	0.235754	47.2412	13.71387	3.44478	0.004852
age in years		-2.46185	0.539591	-29.0692	6.37141	-4.56244	0.000652
operation		2.19907	0.537256	39.8814	9.74347	4.09314	0.001491

**Table 4.** The correlation estimation for O<sub>2</sub> based on the multiple regression model – the GB4 well

		dependent variable regression: GB4 O <sub>2</sub> (Janik) R = .82166091 R <sup>2</sup> = .67512666 Corrected R <sup>2</sup> = .59390832 F(3.12) = 8.3125 p < .00293 standard error estimation: 4.5679					
N = 16		b*	standard error b*	b	standard error b	t(12)	p
f. word				-97.6317	20.89383	-4.67275	0.000539
the sum of heavy metals mg/dm <sup>3</sup>		-0.85321	0.225012	-24.3320	6.41689	-3.79186	0.002568
age in years		2.51261	0.515006	14.5450	2.98126	4.87881	0.000379
operation		-2.24720	0.512777	-19.9799	4.55909	-4.38242	0.000893

The investigation provided data for the spatial graph presenting the biogas emission in the Janik disposal site in the years 2008–2011.

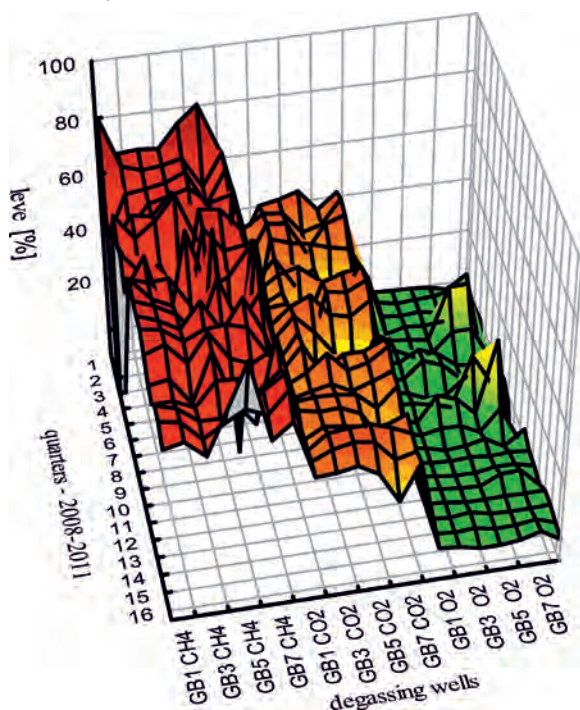


Fig. 2. The spatial representation of the emission level of the biogas components: CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub> – the landfill Janik

**4. Summary**

The conducted statistical analysis of Pearson’s and regression models shows a significant statistical dependence between the response variable defining the

methane level, and explanatory variables concerning the site’s operation, its age, the content of organic carbon and aromatic hydrocarbons and the content of heavy metals. The obtained Pearson’s and regression models are characterized by high *r* coefficients, which indicates a strong relation between the examined parameters. Since this result is moderately satisfactory, sets of explanatory variables more strongly correlated with the methane emission level, should be sought.

The prepared presentation of the landfill biogas emission shows high levels of methane emission from the disposal site.

The data from further monitoring research will help decide whether other parameters can serve as explanatory variables better correlated with the methane emission level. Such parameters may include i.a. the thickness of the deposited refuse and the nature of the deposited waste types.

**References**

- [1] Tatsi A.A, Zouboulis A.I., A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate (Thessaloniki, Greece), *Advances in Environmental Research* 6, pp. 207–219, 2002.
- [2] Fisz M., *Theory of probability and mathematical statistics* [in Polish], PWN, Warszawa, p. 98. 1969
- [3] Chan G.Y.S, Chu L.M., Wong M.H., *Effects of leachate recirculation on biogas production from landfill co-disposal of municipal solid waste, sewage sludge and marine*, *Environmental Pollution*, 118, pp. 393–399, 2002

- [4] Houhu Z., Pinjing He, Liming Shao, *Methane emission from MSW landfill with sandy soil covers under leachate recirculation and subsurface irrigation*, Atmospheric Environmental, 42, pp. 5579–5588, 2008.
- [5] Huan-jung Fan, Hung-Yee Shu, Hsin-Sin Yang, Wen-Ching Chen, *Characteristics of landfill leachates in central Taiwan*, Science of the Total Environment, 361, pp. 25–37, 2006.
- [6] Zawieja I., Wolski P., Wolny L., *Biogas collection from the waste deposited in disposal sites* [in Polish]. Proceedings of EC Opole vol. 4, no. 2, 2010.
- [7] Jędrzszak A., *Biological refuse processing* [in Polish], PWN. 2007
- [8] Kaczorek K., Zieleniewska A., Krzystek L., Ledakowicz S., *The effect of the deepened oxidation and recirculation on the landfill leachate biodegradation*, Chemistry and Process Engineering [in Polish], 25, pp. 1041–1046, 2004.
- [9] Klimek A., Wysokiński L., Zawadzka – Kos M., Osęka M., Chrzęszcz J., *Poradnik metodyczny w zakresie PRTR dla składowisk odpadów komunalnych*, Warsaw, [www.zgora.pios.gov.pl](http://www.zgora.pios.gov.pl) 2010
- [10] Krzysztozek A., Bogacki J., Naumczyk J., *The investigation of heavy metals removal from landfill leachates in Fenton proces and applying its modification*, Scientific review – Environment Engineering and Management, No 51, [in Polish], pp. 36–42, 2011
- [11] Mutasem E-F., Angelos N. F., Leckie J. O., *Environmental impacts of solid waste landfilling*, Journal of Environmental Managment 50, pp. 1–25, 1997.
- [12] Themelis N.J., Ulloa P.A., *Methane generation in landfills*, Renewable Energy 32, pp. 1243–1257, 2007.
- [13] Kjeldsen P., Barlaz M.A., Rooker A.P., Baun A., Ledin A., Christensen T.H., *Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32 (4): pp. 297–336, 2002.
- [14] Regulation of the Minister of the Environment of 9 December 2002 on the scope, time, manner and conditions of landfill monitoring (Journal of Laws of 2002 No 220, item 1858 as amended).
- [15] Regulation of the Minister of the Environment of 24 March 2003 on the special requirements for the location, construction, operation and closure of particular types of waste landfills. (Official Journal of the Laws, No 61, Item 549 as amended)
- [16] de Mes T.Z.D, Stams A.J.M., Reith J.H., Zeeman G., *Methane production by anaerobic digestion of wastewater and solid wastes*, Dutch Biological Hydrogen Foundation, 2003.
- [17] Warith M., X. Li, H. Jin, *Bioreactor landfills: state-of-the-art review*, Emirates Journal for Engineering Research, 10 (1), pp. 1–14, 2005
- [18] Wei Li, Tao Hua, Qixing Zhou, Shuguang Zhang, Fengxiang Li, *Treatment of stabilized landfill leachate by the combined process of coagulation/flocculation and powder activated carbon adsorption*, Desalination, 264, pp. 56–62, 2010
- [19] Xian Qu, Pin-Jing He, Li-Ming Shao, Duu-Jong Lee, *Heavy metals mobility in full-scale bioreactor landfill: Initial stage*, Chemosphere 70, pp. 769–777, 2008.

**„The work is co-financed from the means of the European Social Fund within the Project „Invention – the key areas of Świętokrzyski region economy supported by young scientists’ potential as well as by the knowledge and innovation transfer”, with the identification number WND-POKL.08.02.01-26-020/1”.**

Tomasz Kwiatkowski  
Maria Żygadło

# Modelowanie potencjału energetycznego składowiska na podstawie wyników badań monitoringowych

## 1. Wprowadzenie

W niniejszym artykule zawarto fragment prowadzonych badań, obejmujących 10 składowisk odpadów bytowych w województwie świętokrzyskim.

Składowisko odpadów jest obiektem budowlanym, zlokalizowanym i zaprojektowanym zgodnie ze sztuką budowlaną i stosownymi przepisami (Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 marca 2003 r. w sprawie szczegółowych wymagań dotyczących lokalizacji, budowy, eksploatacji i zamknięcia, jakim powinny odpowiadać poszczególne typy składowisk odpadów (Dz.U. Nr 61, poz. 549 ze zm.)). Rozkład odpadów stałych zdeponowanych na składowiskach zachodzi pod wpływem procesów chemicznych, fizycznych i biochemicznych. Substancje te mogą stwarzać zagrożenie dla środowiska. Funkcjonowanie takich obiektów gospodarki stałymi odpadami komunalnymi, jakimi są składowiska, powoduje uciążliwość dla środowiska. Zaliczamy do nich: odcieki, gaz składowiskowy, pyły, odory, spaliny, zanieczyszczenia mikrobiologiczne, hałas, osiadanie brak stateczności. Właściwa lokalizacja składowiska odpadów wymaga szczegółowego rozpoznania warunków geologicznych i hydrogeologicznych oraz warunków klimatycznych i infrastrukturalnych.

Zasady eksploatacji składowisk wynikają z wymogów ochrony środowiska narzuconych prawem. Dąży się do ograniczenia do minimum emisji szkodliwych zanieczyszczeń do środowiska. Składowiska odpadów winny być monitorowane ze względu na ich uciążliwość dla środowiska. Uwarunkowania dotyczące monitoringu składowisk odpadów określa Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 grudnia 2002 r. w sprawie zakresu, czasu, sposobu oraz warunków prowadzenia monitoringu składowisk odpadów (Dz.U. Nr 220, poz. 1858). Monitoring składowiska odpadów obejmuje:

- 1) fazę przedeksploatacyjną – okres do dnia uzyskania pozwolenia na użytkowanie składowiska odpadów;
- 2) fazę eksploatacji – okres od dnia uzyskania pozwolenia na użytkowanie składowiska odpadów do dnia uzyskania zgody na zamknięcie składowiska odpadów;
- 3) fazę poeksploatacyjną – okres 30 lat, licząc od dnia uzyskania decyzji o zamknięciu składowiska odpadów.

Wymienione przepisy dotyczące zasad monitoringu tych obiektów porządkują gospodarkę odpadami na składowiskach. Przemiany chemiczne przebiegające na składowisku obejmują procesy hydrolizy, rozpuszczania, wytrącania, zwietrzenia chemicznego, sorpcji, wymiany jonowej i desorpcji [13]. Procesy fizyczno-chemiczne odgrywają istotną rolę podczas stabilizacji odpadów, jednakże głównym czynnikiem decydującym o stopniu intensywności rozkładu odpadów jest aktywność mikrobiologiczna układu. Aktywność ta uzależniona jest od dostępności substancji organicznej łatwo ulegającej rozkładowi, wody oraz tlenu. Biologiczne procesy na składowisku przebiegają etapami. Każdy z tych etapów ma odpowiednie wymagania środowiskowe oraz substratowe i kończy się charakterystycznymi produktami końcowymi.

Przyjmuje się następujący podział faz ze względu na skład fizyczno-chemiczny odcieków i biogazu [7, 8, 9, 16, 18]:

- I faza – wstępna – duża ilość substancji organicznych łatwo ulegających biodegradacji w odpadach oraz panujące warunki tlenowe w złożu odpadów prowadzą do wysokiego stężenia substancji organicznych w odciekach,
- II faza – acidogeneza – nadal w odciekach utrzymuje się wysokie stężenie substancji organicznych, następuje intensywna produkcja krótko łańcuchowych kwasów tłuszczowych (LKT), panują niskie wartości pH (5,5–6,5), słaba aktywność bakterii beztlenowych, metan w gazie praktycznie jest nie wykrywalny;
- III faza – metanogenna niestabilna – następuje wzrost pH, wyraźny spadek stężenia LKT, wzrost aktywności bakterii beztlenowych,

wzrost stężenia metanu w gazie do wartości typowych dla fazy metanogennej stabilnej;

- IV faza – metanogenna stabilna – charakteryzuje się stosunkowo stałym stężeniem substancji organicznych w odciekach, zawartość metanu w gazie utrzymuje się na względnie stałym, wysokim poziomie – około 60–70%.

W praktyce materia organiczna na składowisku rozkładana jest w procesie beztlenowym [3, 12]. Różnorodne populacje bakterii hydrolizują polisacharydy, białka oraz tłuszcze w prostsze związki (lotne kwasy tłuszczowe, alkohole, cukry, aminokwasy). Powstałe związki rozkładane są na kwasy organiczne np.: mrówkowy, octowy, propionowy, masłowy, walerianowy i heksanowy, alkohole np.: metanol, etanol, a także aldehydy, produkty gazowe (wodór i ditlenek węgla). W składowanych odpadach komunalnych, występują również metale ciężkie. Ulegają one przemianom chemicznym, prowadzącym do powstania innych połączeń, w tym również związków kompleksowych z kwasami fulwowymi i huminowymi. Powstanie tych związków jest szczególnie prawdopodobne na składowiskach ustabilizowanych, których odcieki zawierają znaczne ilości związków humusowych [11].

Wysokie stężenia rozpuszczonego ditlenku węgla i kwasów organicznych w odciekach przyczyniają się do znacznego obniżenia pH odcieków do poziomu 5,5–6,5, co z kolei prowadzi do przechodzenia w formy rozpuszczalne innych organicznych i nieorganicznych substancji zawartych w odpadach [3]. W tym okresie wody odciekowe są silnie chemicznie agresywne, produkcja metanu jest ograniczona. Aktywność jonów hydroniowych  $[H_3O^+]$  decyduje o rozpuszczalności związków organicznych i nieorganicznych oraz o właściwym funkcjonowaniu bakterii beztlenowych. Właściwa wartość pH dla bakterii rozkładających substrat do prostych kwasów organicznych zawiera się w zakresie od 5,2 do 6,3, natomiast bakterie metanowe mają większe wymagania środowiskowe: pH od 6,5 do 7,5. Niewielkie zmiany pH powodują zahamowanie namnażania bakterii metanowych i spadek ich populacji, co skutkuje niską emisją metanu. Na podstawie literatury na produkcję metanu na składowisku odpadów istotnie wpływają także: temperatura, inhibitory bakterii metanowych i inne. Dużą rolę w produkcji metanu na składowisku odgrywa jego wiek (apogeum produkcji metanu zachodzi zwykle w ciągu 2–10 lat) oraz warunki eksploatacji. Dobre zagęszczenie odpadów zmniejsza przepuszczalność składowiska (tlen jest

czynnikiem inhibitującym dla metanogenezy, gdyż hamuje namnażanie bakterii metanowych) [10].

W wielu krajach składowiska służą do deponowania całej masy wytwarzanych odpadów, posiadających w swym składzie wysoki udział substancji organicznej. Dąży się do stworzenia warunków, aby składowiska działały jak „bioreaktor”, w którym dzięki określonym rozwiązaniom technicznym zachodzą kontrolowane procesy stabilizacji masy składowanych odpadów i emitowanych zanieczyszczeń [4, 17, 19]. Taki sposób prowadzenia składowisk umożliwia efektywny odzysk metanu.

Stopień stężenia głównych składników biogazu, tj. metanu oraz ditlenku węgla jest bardzo zróżnicowany, zależy głównie od rodzaju składowanych odpadów i zawartości w nich węgla organicznego, okresu składowania odpadów oraz sposobu eksploatacji składowiska [6].

Dla takiego gigantycznego bioreaktora uzasadnione jest poszukiwanie korelacji pomiędzy parametrami opisującymi stan ustabilizowania odcieków z prefermentowanej materii organicznej zawartej w odpadach i udziałem składników w biogazie. Do ustalenia tej korelacji posłużono się metodami statystycznymi.

Siłę współzależności dwóch zmiennych można wyrazić liczbowo za pomocą różnych mierników. Wybór metody zależy m.in. od rodzaju cech, między którymi badana jest zależność (mieralne, niemieralne, mieszane), liczby obserwacji (tablica korelacyjna, szeregi korelacyjne), typu zależności (regresja prostoliniowa, krzywoliniowa) [2]. Jednym z najczęściej stosowanych mierników siły związku prostoliniowego między cechami liczbowymi jest współczynnik korelacji liniowej Pearsona oraz model regresji [1, 2, 5]. Model r-Pearsona oraz regresji wielorakiej wyznaczono korzystając odpowiednio z polecenia *Macierz korelacji*, dostępnego w module *Statystyki podstawowe i tabele*, oraz module *Regresja wieloraka*, pakietu STATISTICA.

## 2. Obszar i zakres badań

Do modelowania aktywności składowiska odpadów w zakresie emisji metanu posłużono się danymi uzyskanymi z 16 serii prób wykonanych w ramach badań monitoringowych [14], a także obserwacji terenowych prowadzonych na **składowisku odpadów w Janiku**, gm. Kunów, w latach 2008–2011.

Składowisko wybudowane zostało w 1989 roku. Zajmuje powierzchnię 5,3 ha. Przyjmuje odpady komunalne z aglomeracji Ostrowiec Świętokrzyski. Wyposażenie składowiska spełnia wymagania rozpo-



rzządzenia Ministra Środowiska z 2003 r. w sprawie budowy i eksploatacji składowisk odpadów.

Obserwacje terenowe na obiekcie posłużyły do oceny warunków eksploatacji w aspekcie wymagań środowiskowych [15]. Zawartość metanu badano pobierając próby z 8 studni odgazowujących oznaczonych jako GB2-GB9, zlokalizowanych na eksploatowanej czaszy składowiska, natomiast odcieki badano pobierając próby ze studzienki kontrolno-pomiarowej zlokalizowanej na kolektorze drenażu odcieków. Dane o warunkach meteorologicznych uzyskano ze stacji meteorologicznej Kielce – Suków. Obserwacje warunków eksploatacji posłużyły do nadania wagi punktowej 1, 2 lub 3; odpowiednio dla przypisanej oceny: średnie, dobre, bardzo dobre.

Na podstawie powyższych badań i obserwacji terenowych zbudowano bazę danych. Baza danych stanowi zbiór powiązanych ze sobą elementów, umożliwia rejestrowanie, przetwarzanie danych środowiskowych przy użyciu technik informatycznych.

Bazę danych poddano analizie statystycznej z wykorzystaniem modelu r-Pearsona oraz modelu regresji wielorakiej w celu zbadania, jakie parametry wód odciekowych, a także czynniki fizyczne (opad atmosferyczny, temperatura powietrza, eksploatacja składowiska) wpływają istotnie na proces metanogenezy przebiegający na składowisku odpadów.

Jako potencjalne zmienne objaśniające, skorelowane z poziomem emisji metanu pełniącym rolę zmiennej zależnej, przyjęto następujące charakterystyki badanego składowiska odpadów: wartość pH, przewodność elektrolityczna, zawartość metali ciężkich – cynku, miedzi, kadmu, ołowiu, chromu, rtęci, suma WWA, OWO wód odciekowych, temperatura powietrza, opad atmosferyczny, wiek składowiska oraz warunki eksploatacji składowiska.

### 3. Wyniki badań i dyskusja

Na podstawie analizy współczynników korelacji istotnych statystycznie modelu **Pearsona** (tabela 1) można stwierdzić, że wpływ na procesy metanogenezy w badanym składowisku odpadów ma: sposób jego eksploatacji, wiek składowiska, zawartość węgla organicznego i węglowodorów aromatycznych. Należy zauważyć, że składowisko odpadów jest niejednorodnie i w części ze studni odgazowujących obserwuje się istotną korelację poziomu metanu z wybranymi zmiennymi objaśniającymi, a w niektórych studniach żadna ze zmiennych nie jest skorelowana istotnie ze zmienną objaśnianą.

W kolejnym kroku badań zbudowano model regresyjny dla metanu, dwutlenku węgla, tlenu,

a parametrami wód odciekowych i warunkami zewnętrznymi dla losowo wybranej studni odgazowującej oznaczonej GB4.

Na podstawie utworzonego **modelu regresji** można stwierdzić, że największy wpływ na procesy metanogenezy w badanym składowisku odpadów wykazuje: sposób eksploatacji składowiska, wiek składowiska, zawartość metali ciężkich.

Zwieńczeniem badań było sporządzenie wykresu przestrzennego obrazu emisji biogazu na składowisku „Janik” na przestrzeni lat 2008–2011.

### 4. Podsumowanie

Z przeprowadzonej analizy statystycznej modeli Pearsona i regresji wynika, że między zmienną objaśnianą, określającą poziom metanu, a zmiennymi objaśniającymi, odzwierciedlającymi: sposób eksploatacji składowiska, wiek składowiska, zawartość węgla organicznego i węglowodorów aromatycznych, a także zawartość metali ciężkich, istnieją istotne w sensie statystycznym zależności. Uzyskane modele Pearsona i regresji posiadają wysokie współczynniki R, co świadczy o sile związku między badanymi parametrami. Wynik ten jest umiarkowanie zadowalający, ale należy poszukiwać zestawów zmiennych objaśniających, silniej skorelowanych z poziomem emisji metanu. Sporządzony obraz emisji biogazu ze składowiska przedstawia wysokie poziomy emisji metanu ze składowiska.

Dane z dalszych badań monitoringowych posłużą do zweryfikowania przydatności kolejnych cech w charakterze zmiennych objaśniających, co może wpłynąć na zwiększenie ich siły korelacji z poziomem emisji metanu. Takimi parametrami mogą być m.in. miąższość warstwy składowanych odpadów oraz charakterystyka rodzaju składowanych odpadów.

**„Praca współfinansowana ze środków Europejskiego Funduszu Społecznego w ramach Projektu „INWENCJA – Potencjał młodych naukowców oraz transfer wiedzy i innowacji wsparciem dla kluczowych dziedzin świętokrzyskiej gospodarki” o numerze identyfikacyjnym WND-POKL.08.02.01-26-020/1”.**