

Predykcja emisji metanu na składowiskach odpadów z wykorzystaniem metod statystycznych

Prediction of methane emissions from landfills using statistical methods

Tomasz Kwiatkowski, Maria Żygadło^{*}

Słowa kluczowe: składowisko odpadów, prognoza emisji metanu, statystyka Pearsona, drzewa decyzyjne

Streszczenie

Składowiska odpadów traktuje się jako „bioreaktor”, w którym zachodzą procesy zmierzające do zaplanowanej i kontrolowanej stabilizacji masy składowanych odpadów. Wynikiem rozkładu biomasy odpadów są substancje stałe, płynne i gazowe, m.in. metan. Nieodłącznym elementem eksploatacji składowisk odpadów są podstawowe emisje biogazu oraz odcieków. Eksperyment obejmował 10 rzeczywistych składowisk odpadów, które monitorowano w okresie 5 lat. Pozyskana baza danych z badań odcieków i biogazu oraz danych meteorologicznych posłużyła do badań z wykorzystaniem narzędzi statystycznych, tj. statystyka Pearsona i model drzew decyzyjnych. Celem badania było wykazanie związku pomiędzy parametrami odcieków, wiekiem składowiska, warunkami eksploatacji składowiska, a składem biogazu. Wyznaczono główne czynniki (parametry wskaźnikowe) decydujące o efektywności metanowej składowiska. Pod pojęciem efektywności metanowej należy rozumieć udział procentowy metanu w biogazie emitowanym ze złoża odpadów. Do prognozowania efektywności metanowej zastosowano algorytm indukcji drzew decyzyjnych.

Keywords: landfill, methane emission forecast, Pearson statistics, decision tree

Abstract

The landfills are meant as a "bioreactor" in which the processes of processing and controlled stabilization of the landfilled mass are processed. The results of the decomposition of waste biomass are solid, liquid and gaseous, e.g. methane. Basic emissions of biogas and leachate are an inseparable element of the operation of landfill. The experiment led during the period of 5 years allowed to acquire database from leachate and biogas tests and meteorological data which were used for research using statistical tools, i.e. Pearson statistics and decision tree model. The aim of the study was to demonstrate the relationship between leachate parameters, landfill age, landfill operating conditions, and biogas composition. The main components (indicative parameters) of the term on the methane efficiency of the landfill were determined. The term methane efficiency should be interpreted as the percentage share of methane in the biogas emitted from the waste deposit. As a result of statistical modeling, for the additional classification – the tree structure was created for predicting methane efficiency.

1. Wstęp

Składowisko odpadów to obiekt budowlany, zlokalizowany i zaprojektowany zgodnie ze sztuką budowlaną i przepisami o odpadach. Wymagania dla takich obiektów opisano w publikacjach [33, 36], a także przepisach prawa [27,34].

Wciąż w kraju eksploatowanych jest 254 składowiska odpadów (stan na koniec 2023 r.), na których deponowano odpady komunalne. Warunki techniczne konstrukcji składowisk odpadów zdefiniowane są odpowiednio przepisami [27]. Mimo stosowanych zabezpieczeń technicznych, składowiska odpadów są potencjalnym zagrożeniem dla środowiska, zwłaszcza w przypadku awarii.

W obecnym stanie prawnym, przy obowiązujących wymogach dotyczących składowanych odpadów kryteriach dopuszczenia odpadów do składowania [26], radykalnie zmienia się sytuacja składowiska w środowisku.

W nowoczesnej technice gospodarowania odpadami dąży się obecnie, aby składowisko stanowiło ostatni element systemu wykorzystania i unieszkodliwiania odpadów, przeznaczony do składowania pozostałości po uprzedniej ich obróbce [41]. Jednak w latach

minionych składowiska służyły do deponowania ogromnej masy powstających odpadów bytowych, mających w swym składzie wysoki udział rozkładalnej substancji organicznej, która powoduje wysoki potencjał gazotwórczy [3, 37]. Zatem uzasadnione było dążenie by **składowisko funkcjonowało jako „bioreaktor”**, w którym dzięki określonym rozwiązaniom technicznym zachodzą procesy kontrolowanej stabilizacji masy składowanych odpadów.

Składowisko jako bioreaktor opisywane jest m.in. w publikacjach [2, 23, 35, 40]. Odpady zdeponowane na składowisku podlegają złożonym procesom fizycznym, chemicznym i biologicznym [8, 18, 31, 38]. Procesom tym towarzyszy generowanie produktów stałych, płynnych i gazowych [4, 28]. Produkty te mogą stanowić zagrożenie dla środowiska.

Biorąc pod uwagę wieloletni (co najmniej 2 dekady) czas rozkładu biomasy w odpadach komunalnych, stare składowiska wciąż charakteryzuje wysoki potencjał metanowy.

W literaturze przedmiotu prezentuje się szereg modeli, pozwalających oszacować poziom emisji metanu lub biogazu na podstawie ilości zgromadzonych odpadów i udziału węgla organicznego. Autorzy poddali weryfikacji dwa z nich: model LandGEM [30] i model

^{*} **Tomasz Kwiatkowski**, Kielce University Of Technology, Faculty of Environmental Engineering, Geomatics and Power Engineering, Aleja Tysiąclecia Państwa Polskiego 7, 25-314 Kielce, Polska, e-mail: kwiatkowski.tomasz@vp.pl; **Maria Żygadło**, Kielce University Of Technology, Faculty of Environmental Engineering, Geomatics and Power Engineering, Aleja Tysiąclecia Państwa Polskiego 7, 25-314 Kielce, Polska

OBREM [13], przyrównując wyniki oszacowań za pomocą tych modeli do wartości rzeczywistych na składowisku w Promniku k. Kielc [13].

W literaturze przedmiotu brak jest informacji odnośnie prób powiązania charakterystyki odcieków oraz składu biogazu. Podjęto się tego zadania w niniejszej pracy, bazując na pięcioletnich wynikach badań monitoringowych na składowiskach komunalnych. Do analizy wytypowano 10 eksploatowanych składowisk odpadów w województwie świętokrzyskim, wyposażonych w drenaż odcieków oraz studnie do odgazowania czaszy składowiska. Składowiska te są monitorowane w zakresie jakości odcieków oraz gazu składowiskowego. Wyniki badań monitoringowych są udokumentowane, gromadzone przez zarządzających składowiskami odpadów oraz instytucje państwowe – Urząd Marszałkowski Województwa Świętokrzyskiego w Kielcach oraz Świętokrzyskiego Wojewódzkiego Inspektora Ochrony Środowiska w Kielcach.

Wyniki badań monitoringowych wytypowanych składowisk wraz z analizą danych meteorologicznych stanowiły bazę danych, która poddana została badaniom z wykorzystaniem modelu drzewa decyzyjnego.

2. Modelowanie wydajności metanu na składowiskach

Do określenia wydajności gazowej składowisk stosuje się najczęściej modele oparte na reakcji pierwszego rzędu, zakładające stałą szybkość i nieodwracalność rozkładu materii organicznej [16, 20, 32, 33]. Problemem jest między innymi jednoznaczne ustalenie składu typowych odpadów komunalnych oraz udziału materii organicznej, która z różną szybkością ulega biodegradacji. Modelowanie potencjału gazowego na składowiskach odpadów wymaga uwzględnienia najważniejszych parametrów, takich jak: zawartość suchej masy w substracie, zawartość węgla organicznego i innych. Opracowanie uniwersalnego modelu, który obejmowałby wszystkie parametry jest niemożliwe, ze względu na dużą liczbę zmiennych wpływających na proces metanogenezy.

W literaturze [6] opisano modele wielofazowe, ujmujące mechanizmy fizyczne, chemiczne i biologiczne zachodzące podczas przemian w złożu odpadów, odpowiedzialne za emisję biogazu oraz mechanizmy jego rozprzestrzeniania się w ośrodku porowatym. Należą do nich programy komputerowe np.: GAS-HEAT oraz PITTLEACH-2. GAS – HEAT służy do obliczeń intensywności generowania biogazu i możliwości odzysku ciepła, z uwzględnieniem gęstości odpadów, zawartości wody w złożu, porowatości złoża, ciśnienia i temperatury. Model PITTLEACH-2 umożliwia prognozowanie wydajności gazowej składowiska oraz ilości generowanych odcieków. Podczas modelowania uwzględnia się rozkład przestrzenny wody w złożu odpadów, objętość i częstotliwość zwracanych odcieków, wpływ wykonywania warstw izolacyjnych, sposób rekultywacji składowiska oraz stopień infiltracji wód opadowych. Przeszkodą w stosowaniu tych modeli jest konieczność znajomości warunków hydrologicznych i hydraulicznych w obszarze lokalizacji składowiska oraz wielu innych parametrów chemicznych, fizycznych i biologicznych, dotyczących poszczególnych warstw odpadów. W literaturze [10, 39] opisano kilkanaście modeli, poczynając od tych najprostszych, gdzie występuje jeden parametr wskaźnikowy, do bardziej skomplikowanych – opartych na wielu parametrach.

Spośród kilkunastu modeli numerycznych, pozwalających oszacować potencjał biogazu, do najczęściej stosowanych należy zaliczyć modele: Palos Verdes [25], Sheldon Arleta [25], Scholl Canyon [25] i Tabasaran'a [25], LandGem [1, 5, 9, 13]. Są to modele oparte na kinetyce rozkładu materii organicznej. Alternatywą są modele oparte na ogólnych równaniach opisujących przepływ gazu przez

ciała porowate. W tej kategorii modeli można wyróżnić dwa modele amerykańskie [16]:

- model Ohio State University i GASFILL,
- model Stanford University.

Oba modele numeryczne (wykorzystywane w postaci programu komputerowego), przy pewnych założeniach upraszczających, pozwalają wyprowadzić ogólne równanie przepływu gazu w ośrodku porowatym. Modele z obu grup są nieporównywalne, gdyż opisują różne cechy: potencjał biogazu oraz jego szybkość przepływu przez złożę. Praktyka pokazuje jednak, że oszacowanie ilości biogazu modelami numerycznymi przez różnych badaczy prowadzi do uzyskania zróżnicowanych wyników, co wynika z różnych założeń [6]. Otrzymane wyniki obliczeń teoretycznej ilości biogazu, wygenerowanej z jednostki masy odpadów, pozyskane różnymi metodami, różnią się dość znacznie [17].

W prezentowanej pracy podjęto próbę skorelowania tych parametrów wychodząc z założenia, że składowisko pracuje jak gigantyczny bioreaktor.

3. Modelowanie zależności wielkości zmiennych z wykorzystaniem drzew decyzyjnych

Drzewo decyzyjne to acykliczny, skierowany graf, reprezentujący pewien proces podziału zbioru obiektów na jednorodne grupy. Składa się z węzłów, gałęzi i liści. Węzły opisują sposób dokonania tego podziału, a liście odpowiadają grupom, do których należą obiekty. Z kolei gałęzie drzewa reprezentują wartości cech, na podstawie których dokonano podziału. O węźle mówimy, że jest rodzicem innych węzłów (tzw. dzieci), jeśli w ich kierunku są skierowane od niego gałęzie. Wszystkie dzieci danego węzła-rodzica i ich dzieci nazywa się jego potomkami. Pierwszy węzeł drzewa, który nie jest potomkiem innych węzłów, nazywa się korzeniem. Węzeł, który nie ma dzieci (i jest wobec tego jednym z węzłów końcowych drzewa) nazywa się liściem [24].

Wyznaczenie kategorii przykładu za pomocą drzewa decyzyjnego polega na przejściu od korzenia drzewa do jednego z liści, przez wykonywanie w odwiedzanach kolejno węzłach umieszczonych w nich testów i przemieszczanie się wzdłuż gałęzi, odpowiadających uzyskanym wynikom.

Algorytm generowania drzewa decyzyjnego polega na wielokrotnym rekursywnym podziale danych, co powoduje rozdzielenie problemu na mniejsze "podproblemy". W każdej iteracji algorytmu przeszukiwane są wszystkie możliwe wartości atrybutów, w celu znalezienia najlepszego podziału. Potencjalnie najlepszy podział wybierany jest na podstawie określonego kryterium. Kryterium podziału powinno jak najmniej różnicować obiekty pod względem klasy w każdym potomku węzła. Jeśli w węźle wszystkie obiekty należą do jednej grupy (klasy decyzyjnej), węzeł staje się liściem opisanym etykietą danej klasy.

Z uwagi na fakt, iż kolejność wyboru atrybutów wpływa na końcowy wynik klasyfikacji, bardzo istotną rolę ogrywa wybór kryterium podziału.

W algorytmach konstruowania drzew decyzyjnych, kryteria podziału opierają się na mierze zanieczyszczenia (impurity function) lub wykorzystują testy statystyczne (np. test chi-kwadrat). Węzeł ma małe zanieczyszczenie, jeśli wszystkie przykłady docierające do niego należą do tej samej pożądanej klasy. Im bardziej zróżnicowana jest przynależność do grup (większa wariancja), tym węzeł jest bardziej "zanieczyszczony". Dąży się do tego, aby węzły potomne (tworzone w wyniku podziału) miały jak najmniejsze zanieczyszczenie. Najczęściej stosowanym kryterium podziału, opartym na mierze zanieczyszczenia, jest maksymalizacja przyrostu informacji (information gain) [24].

Aby zdefiniować przyrost informacji dla zbioru przykładów P , ze względu na podział przykładów według wartości testowanego atrybutu t , należy najpierw określić entropię związaną z klasyfikacją tego zbioru:

$$Ent(P) = - \sum_{i=1}^k \frac{n_i}{n} \log \frac{n_i}{n} \quad (3.1)$$

gdzie n_i jest ilością przykładów w zbiorze P należących do klasy K_i , k jest liczbą klas, n ilością przykładów w zbiorze P .

Przy założeniu, że atrybut t przyjmuje s różnych wartości, a n_{pj} jest ilością przykładów w zbiorze P o j -tej wartości atrybutu t , entropia podziału zbioru przykładów P , ze względu na atrybut t wynosi:

$$Ent(P|t) = \sum_{j=1}^s \frac{n_{pj}}{n} Ent(P_j) \quad (3.2)$$

Przyrost informacji wynikający z zastosowania atrybutu t do zbudowania testu dzielącego zbiór przykładów P określa równanie:

$$g(P/t) = Ent(P) - E(P/t) \quad (3.3)$$

Maksymalizacja przyrostu informacji wyznacza podział zbioru przykładów P na podzbiory (odpowiadające możliwym wynikom testu), charakteryzujące się małą różnorodnością kategorii. Dzięki temu generowane drzewo jest stosunkowo proste.

W przypadku atrybutów o wartościach ciągłych, należy wybrać wartości progowe, z którymi będą porównywane wartości atrybutów. Zakładamy, że bierzemy pod uwagę możliwe testy na ciągłych wartościach atrybutu t . Ponieważ zbiór przykładów P , jest skończony, również liczba występujących wartości tego atrybutu jest skończona. Należy więc rozważyć np. środek każdego z wyznaczonych przez te wartości przedziałów jako potencjalny próg do testu.

Ogólny schemat tworzenia drzewa decyzyjnego na podstawie zbioru uczącego P można przedstawić w następujących krokach:

- wybór najlepszego atrybutu t ,
- rozbudowa drzewa poprzez dodanie do węzła nowych gałęzi odpowiadających poszczególnym wartościom $v_1, v_2, \dots, v_s$ atrybutu t ,
- podział zbioru P na podzbiory $P_1, P_2, \dots, P_s$ odpowiadające wartościom $v_1, v_2, \dots, v_s$ atrybutu t i przydział tych podzbiorów do odpowiednich gałęzi rozbudowywanego drzewa,

Jeśli wszystkie przykłady w P_i należą do tej samej klasy K należy zakończyć gałąź liściem opisanym etykietą klasy K ; w przeciwnym razie należy rekurencyjnie budować drzewo D_i dla podzbioru P_i (tzn. powtarzać kroki 1 – 4)

Rekurencyjne powtarzanie kroków powyższego algorytmu może jednak doprowadzić do nadmiernego dopasowania drzewa do przykładów ze zbioru uczącego, przy jednoczesnej utracie ogólności reprezentowanej wiedzy. Aby zapobiec nadmiernemu dopasowaniu drzewa decyzyjnego można zastosować jedno z kryteriów wcześniejszego zatrzymania rekurencji:

- większość przykładów jest już tej samej klasy,
- liczba rozważanych przykładów uczących jest niewiarygodna (mała),
- przyrost informacji jest zbyt niski.

4. Metody badań

W założeniu przyjęto, że pracę składowiska – jako bioreaktora można modelować matematycznie, z użyciem metod statystycznych. Takie założenie jest uprawnione w świetle opinii prezentowanych w publikacjach [11, 12, 13, 14, 15].

W zakresie przedmiotowej pracy jest analiza wieloletnich wyników badań odcieków i biogazu z monitoringu dziesięciu rzeczywistych eksploatowanych składowisk odpadów na terenie województwa świętokrzyskiego. Zgromadzono także dane parametrów klimatycznych

w badanym okresie, wykonano pomiary miąższości odpadów. Zgromadzone dane stanowiły liczną bazę wyników, które poddano analizie statystycznej. Wykorzystano w tym celu kilka narzędzi statystycznych, dobierając ostatecznie te, które dają najbardziej wiarygodne oszacowanie.

Celem przeprowadzonych badań było:

- badanie związku pomiędzy parametrami odcieków, warunkami meteorologicznymi: temperaturą powietrza, opadem atmosferycznym, wiekiem składowiska, warunkami eksploatacji składowiska, a składem biogazu,
- wyznaczenie głównych czynników (parametrów wskaźnikowych) decydujących o efektywności metanowej składowiska. Pod pojęciem efektywności metanowej należy rozumieć udział procentowy metanu w biogazie emitowanym ze złoża odpadów,
- próba ujęcia w postaci formuły matematycznej korelacji między parametrami biogazu, odcieków, warunkami meteorologicznymi i warunkami eksploatacji składowiska.

Część empiryczna badań statystycznych obejmowała:

- a) dobór elementów wchodzących w zakres analizy statystycznej; ustalenie bazy danych wykorzystanych w badaniach statystycznych,
- b) analiza statystyczna Pearsona z wykorzystaniem ustalonej bazy danych,
- c) utworzenie struktury drzewa decyzyjnego (klasyfikacyjnego) dla wyznaczenia efektywności metanowej; struktura obejmuje 2 podziały i 3 końcowe węzły.

Obszar badań obejmował skład chemiczny odcieków, skład gazu składowiskowego, warunki meteorologiczne: temperaturę powietrza, opad atmosferyczny oraz warunki eksploatacyjne obiektów. Przyjmuje się, że odpady komunalne deponowane na składowiskach są o zbliżonym składzie, który badano wyrzykowo. Do analizy wykorzystano wyniki badań monitoringowych składowisk w latach 2008 – 2012 (po 2013 roku wprowadzono zakaz deponowania odpadów nieprzetworzonych na składowiskach, co ma istotny wpływ na parametry emisji biogazu).

4.1. Obiekty objęte eksperymentem

W badaniach skupiono się na analizie składowisk odpadów zlokalizowanych w województwie świętokrzyskim, gdzie zlokalizowanych jest 49 składowisk odpadów. W badaniach empirycznych można posłużyć się danymi z tych obiektów, które spełniają określone warunki eksploatacyjne oraz istnieje możliwość pozyskania wyników monitoringowych na tych obiektach. W ramach eksperymentu biernego [29] w pracy przyjęto, następujące kryteria wyboru składowisk do badań:

- będące w trakcie eksploatacji,
- wyposażone w drenaż odcieków,
- wyposażone w studnie do odgazowania czasy składowiska,
- monitorowane w odniesieniu do składu odcieków w zakresie: odczynu (pH), przewodności elektrolitycznej właściwej, ogólnego węgla organicznego (OWO), zawartości poszczególnych metali ciężkich (Cu, Zn, Pb, Cd, Cr+6, Hg), sumy wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA),
- monitorowane w odniesieniu do składu gazu składowiskowego w zakresie udziału: metanu (CH_4), dwutlenku węgla (CO_2), tlenu (O_2).

Wyniki badań są udokumentowane, gromadzone przez zarządzających składowiskami oraz instytucje państwowe – Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Kielcach, Urząd Marszałkowski Województwa Świętokrzyskiego w Kielcach. Wyniki badań monitoringowych są „publicznie dostępne” – na podstawie przepisów ustawy z dnia 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko (t.j. Dz. U. z 2018 poz. 2081 ze zm.).

Spośród składowisk zlokalizowanych na terenie województwa świętokrzyskiego tylko 10 spełniało kryteria w wyborze składowisk wytypowanych do badań. Pozostałe były zamknięte lub nie posiadały systemu ujmowania odcieków lub biogazu. Wiązało się to z brakiem możliwości pozyskania badań monitoringowych w odniesieniu do składu gazu składowiskowego oraz odcieków. Składowiskami spełniającymi przyjęte kryteria są obiekty zlokalizowane na terenie miejscowości, dla których przyjęto odpowiednie nazwy:

- Borszowice, gm. Sędziszów – „Borszowice”,
- Dobrowoda, gm. Busko – Zdrój – „Dobrowoda”,
- Janczyce, gm. Baćkowice – „Janczyce”,
- Janik, gm. Kunów – „Janik”,
- Włoszczowa, gm. Włoszczowa – „Kępny Ług”,
- Klimontów, gm. Klimontów – „Klimontów”,
- Końskie, gm. Końskie – „Końskie”,
- Potok Mały, gm. Jędrzejów – „Potok Mały”,
- Promnik, gm. Strawczyn – „Promnik”,
- Przededworze, gm. Chmielnik – „Przededworze”.

W tab. 4.1 przytoczono charakterystykę składowisk odpadów spełniających przyjęte kryteria. Wśród wytypowanych do badań składowisk odpadów, najstarsze jest składowisko odpadów „Dobrowoda”, a najmłodsze „Janczyce”. Największą miąższość warstwy składowanych odpadów miały składowiska odpadów „Janik” i „Promnik”, a najmniejszą „Dobrowoda”. Na składowisku odpadów „Janik” wykazano największy średni zmierzony poziom metanu w biogazie, najmniejszy średni poziom metanu w biogazie wykazano na składowisku odpadów „Przededworze”.

Tabela 4.1 Warunki eksploatacyjne składowisk objętych badaniami oraz udział metanu w biogazie

Table 4.1. Operating conditions of landfills covered by the research and the participation of methane in biogas

Nazwa składowiska	Wiek składowiska [lata]	Miąższość warstwy składowanych odpadów [m]	Najwyższy zmierzony poziom zawartości metanu w biogazie [%]	Średni poziom zawartości metanu w biogazie [%]
Borszowice	17	4	46,4	16,00
Dobrowoda	18	3	14,1	14,10
Janczyce	8	5	19,00	8,01
Janik	15	25	74,5	66,94
Kępny Ług	19	4	31,6	15,30
Klimontów	14	4	8,4	7,05
Końskie	12	10	33,50	9,07
Potok Mały	18	9	24,5	10,70
Promnik	11	24	59	58,66
Przededworze	8	4	10,5	1,90

4.2. Przyjęte procedury

Na objętych badaniami empirycznymi dziesięciu składowiskach odpadów prowadzone były systematycznie wizje lokalne w terenie w celu analizy warunków eksploatacji poszczególnych obiektów. Obserwacje terenowe posłużyły do oceny warunków eksploatacji w aspekcie wymagań środowiskowych (Dz. U. 2013 nr 0 poz. 523 ze zm.). W rezultacie obserwacji warunków eksploatacji każdemu ze składowisk przypisano jedną z trzech kategorii: 1, 2 lub 3, odpowiadającą warunkom eksploatacji składowiska, odpowiednio jako: średnie, dobre, bardzo dobre. Opis warunków eksploatacji składowiska i odpowiadającej im kategorii składowiska przedstawiono w tab. 4.1.

Obok danych pochodzących z monitoringu jakości biogazu i odcieków, zgromadzono także dane warunków zewnętrznych meteorologicznych i eksploatacyjnych dla obiektów rzeczywistych, spełniających przyjęte kryteria.

Badania biogazu wykonywane były z częstotliwością comiesięczną, a odcieków: co trzy miesiące, zgodnie z przepisami w sprawie składowisk odpadów [27].

Zewnętrzne warunki meteorologiczne reprezentowane były przez dobowe sumy opadu atmosferycznego [mm] oraz dobowe średnie temperatury powietrza przyjęte do obliczeń jako:

- średnie wartości z jednego tygodnia (min. i max.),
- średnie wartości z 2 tygodni (min. i max.),
- średnie wartości z miesiąca (min. i max.).

Warunki eksploatacyjne określane były na podstawie obserwacji własnych.

Za prowadzenie obserwacji monitoringowych na badanych obiektach, zgodnie z obowiązującymi przepisami, odpowiedzialne były certyfikowane jednostki badawcze wyłonione w drodze przetargu. Dane meteorologiczne pozyskano ze stacji IMiGW Kielce – Suków, która rejestruje dane reprezentatywne dla wszystkich badanych składowisk.

Procedura monitoringu obejmuje prace przygotowawcze, terenowe, laboratoryjne i opracowanie sprawozdań z przeprowadzonych badań. Pomiar objętości i składu wód odciekowych odbywa się w miejscu ich gromadzenia (zbiornik odcieków) albo na wylocie do zewnętrznych systemów kanalizacyjnych lub urządzeń oczyszczających. W warunkach eksperymentu odcieki pobierane były z wylotu drenażu zbiorczego do zbiornika lub w miejscu, gdzie odcieki są odprowadzane do kanalizacji (punkt zlewny lub studzienka kanalizacyjna). Odcieki składowiskowe pobiera się zgodnie z Polską Normą PN-ISO 5667-10:1997: Jakość wody – Pobieranie próbek – Wytyczne pobierania próbek ścieków [22]. Podczas pobierania próby uwzględnia się pionową stratyfikację jakości odcieku oraz zwraca się szczególną uwagę, aby nie dopuścić do zanieczyszczenia próbki zawieszoną stagnującą na dnie miejsca pomiarowego (np. studzienka pomiarowa zlokalizowana na kolektorze zbiorczym). Odcieki pobiera się (w zależności od miejsca poboru próby) przy użyciu czerpaka lub pobieraka automatycznego. Pobór próby wykonują uprawnieni pracownicy niezależnego laboratorium, posiadającego akredytację w tym zakresie.

Pomiar emisji gazu składowiskowego odbywa się w studniach odgazowujących w krótkich pomiarowych. Rozporządzenie w sprawie składowisk odpadów [27] ustala lokalizację oraz zakres badań dla poszczególnych punktów badań monitoringowych.

Pozyskanie zbioru danych:

- 1) Wykorzystano dane pomiarowe z monitoringu składowisk:
 - a) skład odcieków: odczyn (pH), przewodność elektrolityczna właściwa, ogólny węgiel organiczny (OWO), zawartość poszczególnych metali ciężkich (Cu, Zn, Pb, Cd, Cr+6, Hg), suma wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA),
 - b) skład gazu składowiskowego: (udział %): metan (CH₄), dwutlenek węgla (CO₂), tlen (O₂).
- 2) Odnoszące się do warunków meteorologicznych (wg odczytu ze stacji meteorologicznej):
 - a) temperatura powietrza,
 - b) opad atmosferyczny.

Pozyskane wyniki pomiarów wykorzystano do zbudowania bazy danych w arkuszu kalkulacyjnym Microsoft Office Excel. W bazie danych zbudowanej na potrzeby analizy wyników badań monitoringowych, zestawiono dane według kwartałów, zarówno biogazu jak i odcieków. Charakterystyka parametrów w kwartałach jest reprezentowana przez wartości pomiarowe z jednego miesiąca w danym kwartale. Przyjęto, że jest to miesiąc, w którym dokonano pomiaru odcieków i biogazu. Z obserwacji wynika, że emisja metanu ze skła-

dowiska odpadów mierzona w różnych studniach odgazowujących na składowisku jest różna w tym samym okresie. Procesy na składowisku zachodzą nierównomiernie w całej objętości składowiska. Z tego powodu skład biogazu: metanu, dwutlenku węgla oraz tlenu, oznaczony na składowisku odpadów w pomiarach kwartalnych, został uśredniony poprzez uśrednienie wyników pomiarów dokonanych w poszczególnych studniach odgazowujących. Takie postępowanie jest uzasadnione tym, że odcieki składowiskowe, również jako uśrednione, wpływają do zbiornika odcieków.

Ponieważ czynniki meteorologiczne wpływają na efektywność metanową składowiska odpadów (EM), uwzględniono je w badaniach statystycznych. Dane meteorologiczne dla sum dobowych opadów atmosferycznych oraz średnich (minimalnych i maksymalnych) temperatur dobowych pozyskano ze stacji IMiGW Kielce – Suków, która rejestruje wyniki reprezentatywne dla badanych składowisk odpadów [27].

Dane meteorologiczne uszeregowano w interwały czasowe: tygodniowe, dwutygodniowe oraz miesięczne, poprzedzające badanie parametrów wskaźnikowych (w ramach badań monitoringowych poszczególnych składowisk odpadów).

Interwały czasowe dla opadu atmosferycznego przyjęto kierując się zjawiskiem retencji opadów atmosferycznych w złożu odpadów. Również wpływ temperatury zewnętrznej na głębsze warstwy złoża odpadów charakteryzuje pewna bezwładność, w zależności od fizyczno – chemicznych cech złoża (porowatość, wilgotność, skład chemiczny odpadów, itp.).

Zbiór zmiennych będący podstawą analiz statystycznych obejmuje:

- a) **parametry odcieków:** pH, przewodność elektryczna [$\mu\text{S}/\text{cm}$], metale ciężkie – cynk [mg/dm^3], miedź [mg/dm^3], kadm [mg/dm^3], ołów [mg/dm^3], chrom $^{+6}$ [mg/dm^3], rtęć [mg/dm^3], suma WWA [mg/dm^3], OWO [mg/dm^3],
- b) **warunki eksploatacji składowiska:** miąższość odpadów wyrażona za pomocą trzech kategorii: 1 – niska (0-5 m); 2 – średnia (5-10 m), 3 – wysoka (powyżej 10 m), wiek składowiska wyrażony w latach, sposób eksploatacji składowiska określony w trzech kategoriach: 1 – warunki średnie; 2 – warunki dobre; 3 – warunki bardzo dobre, (na podstawie tabeli 8.2),
- c) **warunki zewnętrzne:** suma opadu atmosferycznego [mm] w interwałach miesięcznych, dwutygodniowych i tygodniowych (poprzedzających pomiar), średnia temperatura powietrza: minimalna i maksymalna [$^{\circ}\text{C}$], uzyskana z dobowych wartości najniższej i najwyższej w interwałach miesięcznych, dwutygodniowych i tygodniowych (poprzedzających pomiar),
- d) **parametry składu biogazu:** w zakresie CH_4 , CO_2 , O_2 ,
- e) **poziom metanu** wyrażony za pomocą jednej z dwóch kategorii: Kategoria 1 – do 50 % CH_4 w biogazie, Kategoria 2 – powyżej 50 % CH_4 w biogazie.

Podział na powyższe kategorie uzasadnia się tym, że poziom stężenia metanu determinuje sposób możliwości jego wykorzystania. Przyjmuje się, że biogaz o zawartości do 50 % metanu spala się w pochodniach gazowych, natomiast powyżej 50 % metanu wykorzystuje się w gazmotorach, napędzających generatory wytwarzające energię elektryczną [39].

Tworzenie modelu drzewa decyzyjnego na podstawie danych pochodzących z obiektów rzeczywistych składowisk odpadów, poprzedzono wstępną ich weryfikacją, z wykorzystaniem współczynnika korelacji Pearsona [21], który jest miarą liniowej zależności dwóch zmiennych i stanowi narzędzie wstępnej analizy danych.

Dane rzeczywiste z pomiarów biogazu i odcieków umieszczono w bazie danych utworzonej w Excelu. Baza danych ma postać tablicy, której każdy wiersz jest rekordem bazy danych dla konkretnego pomiaru, zaś kolumny odpowiadają zmiennym charakteryzującym poszczególne pomiary.

Na potrzeby dalszych analiz utworzono kolejną tablicę danych, w której parametry biogazu reprezentowane są w postaci średnich.

Tabela 4.2 Kategorie przypisane według warunków eksploatacji składowisk

Table 4.2. Categories assigned according to the operating conditions of landfills

Kategoria	Opis warunków eksploatacji składowiska
1 (warunki średnie)	1) do zagęszczania odpadów używany jest spychacz, 2) odpady są zagęszczane sporadycznie, 3) nie są wykonywane przesyпки technologiczne (warstwy inertne), 4) składowisko przewietrzane (brak obwałowania skarp), 5) odcieki nie są wywożone systematycznie (składowisko mokre), 6) stara instalacja odgazowująca,
2 (warunki dobre)	1) do zagęszczania odpadów używany jest kompaktor, 2) odpady nie są zagęszczane systematycznie, 3) nie są wykonywane systematycznie przesyпки technologiczne (warstwy inertne), 4) składowisko częściowo przewietrzane (brak prawidłowego obwałowania skarp – częściowo widoczne odpady), 5) odcieki nie są wywożone systematycznie, 6) sprawna instalacja odgazowująca,
3 (warunki bardzo dobre)	1) do zagęszczania odpadów używany jest kompaktor, 2) odpady są zagęszczane systematycznie, 3) systematycznie są wykonywane przesyпки technologiczne (warstwy inertne), 4) składowisko szczelne (wykonywane obwałowania skarp składowiska), 5) odcieki są wywożone systematycznie, 6) sprawna instalacja odgazowująca,

5. Wyniki badań

5.1. Oszacowanie statystyczne wyników z wykorzystaniem statystyki Pearsona

Na podstawie analizy współczynników korelacji **Pearsona** istotnych statystycznie – wyróżnionych czerwoną czcionką w tab. 5.1 do 5.3, można stwierdzić, że wpływ na procesy metanogenezy w badanych składowiskach odpadów wykazują:

- parametry odcieków: przewodność elektrolityczna właściwa, zawartość metali ciężkich (cynk i miedź), zawartość węgla organicznego,
- miąższość odpadów – odzwierciedlająca warunki beztlenowe panujące w złożu odpadów,
- obecność tlenu – świadcząca o możliwości infiltracji powietrza do złoża odpadów.

Dodatnia korelacja metali ciężkich, takich jak: cynk i miedź może świadczyć o panujących dogodnych warunkach dla rozwoju bakterii metanowych w złożu odpadów, gdyż jak dowodzi Jędrzak [7] do ich wzrostu wymagane są pierwiastki śladowe, takie jak m.in. miedź czy cynk.

Dodatnia korelacja wskaźnika przewodności elektrolitycznej, w zestawieniu z udziałem metanu w biogazie, dowodzi wysokiego zanieczyszczenia odcieków substancjami mineralnymi jonogennymi. Wysokim stężeniom zanieczyszczeń w odciekach substancjami mineralnymi towarzyszą również, w dużym stopniu, rozpuszczone substancje organiczne. Znajduje to potwierdzenie w wysokiej korelacji dla OWO w zestawieniu z zawartością metanu.

5.2. Budowa modelu drzewa decyzyjnego

Analizę drzew decyzyjnych przeprowadzono z wykorzystaniem pakietu SAS. Przyjęto, iż atrybut decyzyjny, czyli efektywność metanowa składowiska, ma wartość 1 dla składowisk efektywnych metanowo i wartość 0 dla składowisk nieefektywnych metanowo. Strukturę utworzonego drzewa decyzyjnego (klasyfikacyjnego) zilustrowano na rys. 5.1. Struktura ta obejmuje 2 podziały i 3 końcowe węzły.

W każdym kroku algorytmu indukcji drzewa decyzyjnego szukany jest atrybut najlepiej rozdzielający przykłady z rozpatrywanego podzbioru uczącego i jego wartość. Jak widać z rys. 7.1, ilustrującego wygenerowane drzewo decyzyjne, zbiór uczący składa się z 77% przykładów należących do klasy składowisk nieefektywnych metanowo i 23% przykładów efektywnych metanowo składowisk.

Tabela 5.1. Wartości współczynników korelacji Pearsona pomiędzy zawartością metanu, a parametrami wód odciekowych
Table 5.1. Values of Pearson's correlation coefficients between methane content and leachate parameters

zmienna	Korelacja (Baza danych składowiska N=199) Oznaczenie wsp. korelacji są istotne z p <,05000								
	przewodność elektrolityczna µS/cm	cynk mg/dm³	miedź mg/dm³	kadm mg/dm³	ołów mg/dm³	Chrom +6 mg/dm³	rtęć mg/dm³	Suma WWA mg/dm³	OWO mg/dm³
zawartość metanu	0,48	0,18	0,25	0,08	0,13	0,13	-0,08	-0,03	0,59

Tabela 5.2. Wartości współczynników korelacji Pearsona pomiędzy zawartością metanu, a warunkami zewnętrznymi meteorologicznymi
Table 5.2. Values of Pearson's correlation coefficients between methane content and external meteorological conditions

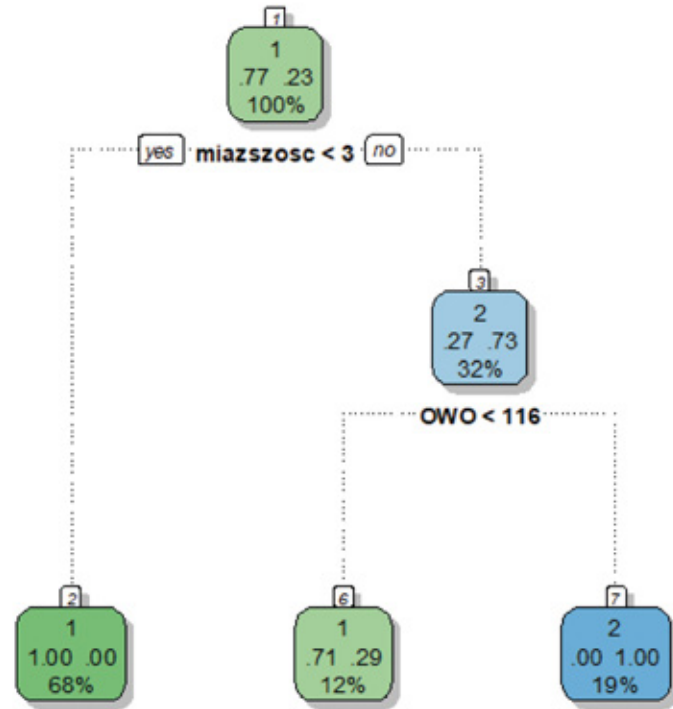
zmienna	Korelacja (Baza danych składowiska N=199) Oznaczenie wsp. korelacji są istotne z p <,05000								
	temperatura max 1 tydzień °C	temperatura max 2-tygodniowa °C	temperatura max poprzedni miesiąc °C	temperatura min. 1 tydzień °C	temperatura min 2 tygodniowa °C	temperatura min. poprzedni miesiąc °C	opad 1 tydzień mm	opad 2-tygodniowy mm	opad poprzedni miesiąc mm
zawartość metanu	-0,04	0,02	-0,02	-0,08	-0,02	0,00	-0,05	-0,03	-0,10

Tabela 5.3 Wartości współczynników korelacji Pearsona pomiędzy zawartością metanu, a warunkami eksploatacyjnymi i składem biogazu
Table 5.3. Values of Pearson's correlation coefficients between methane content, operational conditions and biogas composition

zmienna	Korelacja (Baza danych składowiska N=199) Oznaczenie wsp. korelacji są istotne z p <,05000				
	miąższość odpadów	wiek lata	eksploatacja	dwutlenek węgla CO ₂ średni udział %	tlen O ₂ średni udział %
zawartość metanu	0,69	-0,13	0,04	0,90	-0,78

Największą moc rozdzielającą dla całego zbioru uczącego ma atrybut *miąższość* z wartością progową równą 3.
W korzeniu drzewa przykłady są podzielone na dwa podzbiory: jeden o wartości atrybutu *miąższość* mniejszej od 3, a drugi o wartości atrybutu *miąższość* większej lub równej 3.
Podzbiór, dla którego wartość atrybutu *miąższość* jest mniejsza od 3, zawiera przykłady należące tylko do klasy składowisk nieefektywnych metanowo (stanowią 68% wszystkich przykładów uczących),

natomiast w drugim podzbiorze znajdują się przykłady należące zarówno do klasy składowisk efektywnych metanowo (73% podzbioru przykładów w drugim węźle, czyli około 23% całego zbioru uczącego) oraz do klasy składowisk nieefektywnych metanowo (27% podzbioru otrzymanego w wyniku pierwszego podziału, czyli około 9% całego zbioru uczącego). Dla podzbioru zawierającego przykłady należące do jednej klasy tworzony jest liść kończący rozbudowę drzewa. Natomiast dla drugiego podzbioru wyznaczany jest kolejny atrybut i jego wartość progowa najlepiej różniująca klasy.
Test na atrybucie *OWO* z progiem 116 (mg/dm³) daje najlepszy udział podzbioru przykładów z węzła drugiego. W wyniku podziału na podstawie tego testu utworzone są kolejne podzbiory: jeden zawierający przykłady należące do jednej klasy składowisk efektywnych metanowo (19 % przykładów ze zbioru uczącego) i drugi, w którym składowiska nieefektywne metanowo stanowią 71%, a efektywne resztę czyli 29%. Ponieważ w podzbiorze tym znajduje się tylko około 2% wszystkich przykładów, zakończono rekurencję budowy drzewa utworzono liść z etykietą większościową równą 1 (składowiska nieefektywne metanowo). Otrzymane w ten sposób drzewo decyzyjne klasyfikuje błędnie tylko około 3% przykładów ze zbioru uczącego. Dalsza rozbudowa drzewa decyzyjnego prowadziłaby do mniejszego błędu lasyfikacji dla zbioru uczącego, ale mogłaby skutkować wzrostem ilości błędnie sklasyfikowanych przykładów w zbiorze testowym. Oznaczałoby to utratę ogólności wiedzy reprezentowanej przez wygenerowane drzewo.
Jakość modelu oszacowano przy pomocy k-krotnej walidacji krzyżowej. Zbiór danych był dzielony na k=10 podzbiorów. Każdy z 10 odzbiorów wykorzystany został jako zbiór testowy dla modelu generowanego na podstawie pozostałych k-1 podzbiorów, stanowiących zbiór uczący. Oszacowania błędów walidacji zostały uśrednione dla każdego zestawu otrzymanych modeli w celu uzyskania pojedynczej wartości.
Opracowany model drzewa decyzyjnego, jak wynika z obliczeń, jest wysoce istotny statystycznie, jego błąd ogólny wynosi jedynie 3,3%, a średni błąd klasy wynosi 12,5%.
Otrzymane wyniki potwierdzają, że drzewa decyzyjne są klasyfikatorami, które z powodzeniem można stosować do analizy tego rodzaju zbiorów danych. Wygenerowany model pozwala dobrze określić efektywność metanową składowiska.



Rys. 5.1. Struktura drzewa decyzyjnego – kryteria dyskwalifikacji składowisk w aspekcie efektywności metanowej
Fig.1. Structure of decision tree – criteria for disqualification of landfills in terms of methane efficiency

Różnica pomiędzy modelem otrzymanym w wyniku analizy dyskryminacyjnej na tej samej bazie danych, a drzewami klasyfikacyjnymi polega na tym, że analiza dyskryminacyjna obejmuje 4 kroki, gdzie do modelu wprowadzane są zmienne opisujące *miąższość odpadów, poziom OWO w odciekach, wiek składowiska oraz przewodność elektrolityczną odcieków*.

Należy zauważyć, że największy wpływ na kształtowanie się funkcji dyskryminacyjnej mają *miąższość odpadów oraz poziom OWO w odciekach*, parametry te stanowią również 2 węzły podziału w analizie drzew decyzyjnych i w tym zakresie oba modele są spójne.

5.2.1 Procedura aplikacji drzew decyzyjnych

Opracowany model oszacowania efektywności metanowej składowiska odpadów ma charakter uniwersalny dla składowisk odpadów komunalnych.

Za pomocą opracowanego modelu możliwe jest prognozowanie potencjału gazowego na dowolnie wybranym składowisku odpadów. W celu aplikacji modelu należy pozyskać dane z monitoringu składowiska odpadów w zakresie składu biogazu i odcieków, a także znać wiek składowiska odpadów oraz miąższość składowanych odpadów.

Dla wytypowanego obiektu wykonuje się badania terenowe w zakresie badania jakości parametrów odcieków, gazu składowiskowego oraz miąższości odpadów. Wykorzystać można w tym celu wyniki badań monitoringowych. Na podstawie otrzymanych wyników badań buduje się bazę danych zawierającą takie atrybuty jak:

- miąższość odpadów zdeponowanych na składowisku,
- zawartość ogólnego węgla organicznego w odciekach,
- wiek składowiska,
- wartość przewodności elektrolitycznej odcieków,

Zbudowana baza danych oparta na wynikach z monitoringu składowiska zawiera dane zestawione w interwałach kwartalnych.

Z wykorzystaniem struktury utworzonego drzewa decyzyjnego (klasyfikacyjnego) zilustrowanego na rysunku 5.1. modeluje się efektywność metanową EM. Za pomocą modelu określić można wartość EM dla różnych okresów, w zależności od ilości posiadanych danych. Parametr EM uzyskiwany jest w dwóch etapach.

Etap 1 – zbiór danych dzielimy na dwa podzbiory:

- 1) wartości atrybutu miąższość < 3 składowisko o niskim potencjale gazowym,
- 2) wartości atrybutu miąższość ≥ 3 składowisko o niskim oraz składowisko o wysokim potencjale gazowym.

Etap 2 – podzbiór, z wartościami atrybutu miąższość ≥ 3 dzielimy na dwa podzbiory:

- 1) wartości atrybutu OWO < 116 składowisko o niskim potencjale gazowym,
- 2) wartości atrybutu OWO ≥ 116 składowisko o wysokim potencjale gazowym.

Efektywność metanową składowisk modelowaną za pomocą drzew decyzyjnych określa skala:

- 1) EM niska – miąższość składowiska < 3
- 2) EM niska – miąższość składowiska ≥ 3 oraz OWO odcieków < 116 (mg/dm³)
- 3) EM wysoka – miąższość składowiska ≥ 3 oraz OWO odcieków ≥ 116 (mg/dm³).

Otrzymany model z wykorzystaniem drzew decyzyjnych należy do metod reprezentacji wiedzy otrzymywanych za pomocą uczenia maszynowego. W algorytmie generowania drzewa decyzyjnego, jako kryterium podziału wykorzystano przyrost informacji, zależny od zmiany entropii dla danych podzbiorów.

Określenie efektywności składowiska na podstawie wygenerowanego drzewa decyzyjnego sprowadza się do wykonania testu na dwóch atrybutach: miąższość i OWO. Wartości tych atrybu-

tów dla danego przykładu decydują o przynależności do jednej z dwóch klas: składowisk efektywnych i nieefektywnych metanowo. Otrzymany model charakteryzuje się prostotą i przejrzystością oraz efektywnością predykcji – błąd walidacji krzyżowej wynosi 3,4% (wyliczenie programu SAS). Kolejną zaletą modelu drzewa decyzyjnego jest odporność na zaszumione dane. Rozpatrywany zbiór danych powstał na podstawie rzeczywistych pomiarów i obserwacji, w związku z czym mogły wystąpić pewne błędy w oznaczeniu wartości atrybutów.

Podsumowanie

Postać wypracowanego modelu drzew decyzyjnych dowodzi, że istotnymi cechami są po stronie cech eksploatacyjnych: miąższość odpadów, a po stronie jakości odcieków: zawartość węgla organicznego.

Uzyskana postać modelu pozwala oszacować efektywność produkcji metanu zawartego w biogazie, wykorzystując badania wymienionych cech na dowolnym obiekcie składowiska odpadów komunalnych. Zaletą prezentowanego modelu jest łatwość dostępu do danych uzyskanych z regularnych badań określonych w przepisach, dotyczących obowiązku monitorowania składowisk. Otrzymany model spełnia zasadę parsymonii, która mówi, że powinien być wybierany najlepszy najprostszy model. Innymi słowy najlepszy jest model, który wyjaśnia najwięcej wariacji, ale również zawiera jak najmniej zmiennych. Prostota modelu zmniejsza ryzyko dopasowania się do złożonych, przypadkowych zależności w danych, a zwiększa prawdopodobieństwo reprezentacji ogólnej wiedzy.

W dyskusji problemu posługiwano się pojęciem efektywności metanowej, co ma swoje uzasadnienie w ocenie potencjału energetycznego biogazu. Dlatego wartość efektywności metanowej EM na poziomie 50 % objętości metanu, przyjęto jako graniczną, pozwalającą grupować składowiska na efektywne energetycznie (EM > 50% CH₄) oraz składowiska nieefektywne energetycznie (EM < 50% CH₄).

Mając na uwadze zmiany atrybutów wchodzących w skład modelu EM drzew decyzyjnych dokonujące się w czasie (rys. 5.1), zwłaszcza dotyczy to wieku i miąższości odpadów, badane składowiska mogą z upływem czasu osiągnąć wyższą efektywność metanową (z racji wzrostu tych dwóch atrybutów). Jednak zmiany w tym kierunku efektywności metanowej nie są przesądzone, gdyż w modelach obok tych wymienionych atrybutów są również atrybuty charakteryzujące odcieki (zawartość węgla organicznego oraz przewodność elektrolityczna).

Ekspertyzmy prowadzono w latach 2008 – 2012. W wyniku postępujących zmian w gospodarce odpadami po 2012 r., w tym wdrażaniu gospodarki w obiegu zamkniętym (ograniczenie składowania odpadów do 10 % do 2030 r.), należy się spodziewać istotnych zmian w wartościach atrybutów dyskryminacyjnych wykorzystanych w modelach. Wpływ tych zmian na aktualność wypracowanych modeli wymaga dalszych badań.

LITERATURA

- [1] Biszek, M., Pawłowska, M., Czerwiński, J., 2006, *Evaluation of Measurement Methods and Estimation of Biogas Emission from Landfills*, Rocznik Ochrona Środowiska 8, 27 – 43.
- [2] Boeckx, P., Cleemput, O.V., and Villaralvo, I., *Methane emission from a landfill and the methane oxidizing capacity of its covering soil*, 1996, Soil, Biol. Biochem., 28, 1397-1405.
- [3] Chen, I.C., Hegde, U., Chang, C.H., and Yang, S.S., *Methane and carbon dioxide emissions from closed landfill in Taiwan*, 2008, Chemosphere, 70, 1484-1491
- [4] Czepiel, P.M., Shorter, J.H., et. al., *The influence of atmospheric pressure on landfill methane emissions*, 2003, Waste Management, 23 (7), 593-598.

- [5] Faour A.A., Reinhart D.R., You H. *First-order kinetic gas generation model parameters for wet landfills*, 2007, Waste Management, 27, 946–953.
- [6] Gaj K., Cybulska H., *Modelowanie emisji biogazu ze składowisk odpadów komunalnych*, 2002, Chemia i Inżynieria Ekologiczna, 9, 91-99.
- [7] Jędrzak A., *Biologiczne przetwarzanie odpadów*, 2007, Wydawnictwo Naukowe, PWN.
- [8] Jokela J.P.Y., Kettunen R.H., Rintala, J.A., *Methane and leachate emission potential from various fraction of municipal solid waste (MSW)*, 2002, Waste Management & Research, 20(5), 424–453.
- [9] Kalantarifard A., Yang G.S., *Estimation of Methane Production by LAND-GEM Simulation Model from Tanjung Langsat Municipal Solid Waste Landfill, Malaysia*, 2012, International Journal of Science and Technology, 1(9), 481 – 487.
- [10] Kamalan H., Sabour M., Shariatmadari N. *A review on available Landfill gas models*, 2011, Journal of Environmental Science and Technology, 4(2), 79-92.
- [11] Kwiatkowski T., Żygadło M., *Analiza korelacji między parametrami wód odciekowych, warunkami zewnętrznymi, a emisją biogazu na składowisku odpadów bytowych*, (VII Krakowska Konferencja Młodych Uczonych Kraków 2012), 663-671.
- [12] Kwiatkowski T., Żygadło M., *Determining Pearson's linear correlation coefficient in order to establish the relation between the value of the leachate water reaction and the methane emission from a domestic waste disposal site*, (TRANSCOM 2011 9th European Conference of Young Research and Scientific Workers Proceedings Section 7 Civil Engineering – Żylinia 2011), 79 – 84.
- [13] Kwiatkowski T., Żygadło M., *Forecasting Models for The Biogas Emissions from Landfills*, 2016, Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization and Environmental Effects, 38(18), 2720-2726. <https://doi.org/10.1080/1567036.2015.1109011>.
- [14] Kwiatkowski T., Żygadło M., *Forecasting the methane emission on the municipal waste landfill with using theoretical LandGEM model*. (TRANSCOM 2013 10 th European Conference of Young Research and Scientific Workers Proceedings Section 7 Civil Engineering – Żylinia 2013).
- [15] Kwiatkowski T., Żygadło M., *Modelling a landfill energy potential based on the monitoring investigation results*, 2012, Structure and Environment 4,(1), 43-51.
- [16] Manczarski P. *Odgazowanie składowisk odpadów komunalnych – zagadnienia techniczno – technologiczne*, 2008, Instytut Nafty i Gazu – Państwowy Instytut Badawczy, Nafta-Gaz, nr 13-10.
- [17] Manczarski P. *Odgazowanie składowisk odpadów komunalnych – zagadnienia techniczno-technologiczne*, I Symp, Energia z odpadów, Gdańsk 1999.
- [18] Nair A., Sartaj M., Kennedy K., Coelho N. M., *Enhancing biogas production from anaerobic biodegradation of the organic fraction of municipal solid waste through leachate blending and recirculation*, 2014, Waste Management & Research, 32(10), 939-946.
- [19] Nalimow W. W., Czernowa N.A., *Statystyczne metody planowania doświadczeń ekstremalnych*, 1967, WNT.
- [20] National Pollutant Inventory, *Emission estimation technique manual for Municipal Solid Waste (MSW) Landfills*, 2010), Version 2.0.
- [21] Pestman W. R., *Mathematical Statistics, Second revised edition*, (New York 2000).
- [22] PN-ISO 5667-10:1997, *Jakość wody – Pobieranie próbek – Wytyczne pobierania próbek ścieków*.
- [23] Qu X, He PJ, Shao LM, Lee DJ., *Heavy metals mobility in full-scale bioreactor landfill: Initial stage*, 2008, Chemosphere, 70(5), 769-777.
- [24] Quinlan, J.R., *Induction of decision trees*, 1986, Machine Learning 1, 81-106.
- [25] Rafey A., Siddiqui F.Z., *Modelling and simulation of landfill methane model*, 2023, Cleaner Energy Systems 5.
- [26] Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 16 lipca 2015 r. w sprawie dopuszczania odpadów do składowania na składowiskach (Dz. U. 2015, poz. 1277).
- [27] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 30 kwietnia 2013 r. w sprawie składowisk odpadów (Dz. U. 2013 nr 0 poz. 523 ze zm.).
- [28] Sanchez R., Tsotsis T. T., Sahimi M., *Computer simulation of gas generation and transport in landfills. IV Modeling of liquid–gas flow*, 2010, Chemical Engineering Science, 65, 1212–1226.
- [29] Scharff H, Jacobs J., *Applying guidance for methane emission estimation for landfills*, 2006, Waste Management, 26(4), 417–429.
- [30] Swati M., Kurian J., *Settlement analysis of fresh and partially stabilised municipal solid waste in simulated controlled dumps and bioreactor landfills*, 2007, Waste Management 28, 1355–1363.
- [31] Tchobanoglous G., Salvato J.A., Nemerov N.L., Agardy F.J, *Environmental Engineering*, 2003, 5nd ed., John Wiley & Sons, Inc., Hoboken,.
- [32] Tregoures, A., Beneito, A., Berne, P., Gonze, M.A., Sabroux, J.C., Savanne, D., Pokryszka, Z., Tauziède, C., Cellier, P., Laville, P., Milward, R., Arnaud, A., Levy, F., and Burkhalter, R., *Comparison of seven methods for measuring methane flux at a municipal solid waste landfill site*, 1999, Waste Manage. & Res., 17(6), , 453-458.
- [33] US EPA, dostęp 19.11.2023, www.epa.gov/ttnatw01/landfill/landflpg.html.
- [34] Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach (Dz. U. z 2013 r. poz. 21 ze zm.).
- [35] Warith M. A., *Bioreactor landfills: experimental and field results*, 2002, Waste Management, 22(1), 7–17.
- [36] Warith M. A., *Solid waste management: new trends in landfill design*, 2003, Emirates Journal for Engineering Research, 8(1), 61-70.
- [37] Wens P., Vercauteren T., De Windt W., Verstraete W., *Factors inhibiting anaerobic degradation in a landfill*, 2001, The Eighth International Waste Management and Landfill Symposium, 13-20.
- [38] Yoshida M., Sothom A., Souissi N., Bousselmi L., Jedidi N., Ghrabi A., Ferchichi M. *Characterization of leachate from Henchir El Yahoudia closed landfill*, 2002, Solid Waste Landfill and Soil/Sediment Contamination: Case Studies in Tunisia, I, 1-9.
- [39] Zaleska-Bartosz J., *Gazskładowiskowyjakoźródłoenergii*, 2014, Nafta-Gaz 12, 932–937.
- [40] Zhang H., He P., Shao L., *Methane emissions from MSW landfill with sandy soil covers under leachate recirculation and subsurface irrigation*, 2008, Atmospheric Environment 42, 5579-5588.
- [41] Żygadło M., *Principles of solid waste treatment and management*, 2013, Ed. Kielce Iniv. Techn.