

Kompostowanie osadów ściekowych w układzie dwustopniowym oraz charakterystyka kompostu

Composting of sewage sludge in a two-stage system and compost characteristics

Dorota Kulikowska, Katarzyna Bernat, Magdalena Zielińska, Magdalena Zaborowska^{*)}

Słowa kluczowe: kompostowanie, komunalne osady ściekowe, słoma pszeniczna, zrębki drewniane, pierwiastki nawozowe, stabilność kompostu, metale ciężkie

Streszczenie

Zagospodarowanie komunalnych osadów ściekowych może być realizowane przy zastosowaniu procesu kompostowania, który jest formą recyklingu organicznego. Ze względu na wysokie uwodnienie osadów ściekowych, ich niską porowatość oraz niską proporcję węgla do azotu (C/N), uzyskanie odpowiedniego wsadu wymaga wprowadzenia materiałów strukturotwórczych i korygujących. W niniejszej pracy proces kompostowania osadów z materiałami lignocelulozowymi (słoma pszeniczna, zrębki drewniane) prowadzono w układzie dwustopniowym (1° – napowietrzany bioreaktor, 2° – okresowo przelicana pryzma). Wykazano, że temperatura powyżej 55°C (warunki termofilowe) utrzymywała się do 6. dnia procesu, a po 2 tygodniach uległa obniżeniu do 40°C. W kompoście nie stwierdzono żywych jaj pasożytów jelitowych oraz bakterii z rodzaju *Salmonella*, co oznacza, że czas trwania fazy termofilowej był wystarczający do higienizacji osadów ściekowych. Mimo stosunkowo wysokiej zawartości materii organicznej w gotowym produkcie (766 g/kg s.m.), stabilny kompost uzyskano już po 60 dniach procesu, o czym świadczy wartość AT4 na poziomie około 10 g O₂/kg s.m. Kompost charakteryzował się wysoką zawartością pierwiastków nawozowych (NPK), a stężenia metali ciężkich nie przekraczały wartości normatywnych.

Keywords: composting, municipal sewage sludge, wheat straw, wood chips, nutrients, compost stability, heavy metals

Abstract

Composting, as a form of organic recycling, may be used for municipal sewage sludge treatment. Due to the high moisture of sewage sludge, and both its low porosity and the carbon to nitrogen ratio (C/N), to obtain the appropriate feedstock, bulking agents and amendments must be added. In the present study, the composting process of sewage sludge with the lignocellulosic materials (wood chips, wheat straw) was conducted in a two-stage system (1° – aerated bioreactor, 2° – periodically turned windrow). The temperature above 55°C (thermophilic conditions) maintained until the 6th day of the process, and after 2 weeks it decreased to 40°C. There were no live eggs of intestinal parasites and *Salmonella* bacteria in the compost. This means that the length of the thermophilic phase was sufficient for the sewage sludge hygienization. Compost had relatively high content of organic matter (766 g/kg dry matter), however, the product achieved stability only after 60 days of composting, as evidenced by the AT4 value on the level ca. 10 g O₂/kg DM. Compost was characterized by a high content of nutrients (NPK) and heavy metals concentrations were below the normative values.

1. Wprowadzenie

Zagospodarowanie osadów powstających w oczyszczalniach ścieków komunalnych jest jednym z priorytetów w inżynierii i ochronie środowiska. Zgodnie z Krajowym Planem Gospodarki Odpadami 2022 (KPGO 2022) [5], w związku z rozbudową i modernizacją infrastruktury wodociągowej, kanalizacyjnej oraz rozwojem technologii oczyszczania ścieków, prognozuje się, że ilość komunalnych osadów ściekowych wymagających zagospodarowania będzie wzrastała. To powoduje, że konieczny jest rozwój technologii, które będą umożliwiały zagospodarowanie/unieszkodliwienie osadów ściekowych.

Zasady postępowania z osadami ściekowymi zostały określone w przepisach ustawy z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach [15]; w odniesieniu do komunalnych osadów ściekowych stosowanych na powierzchni ziemi stosuje się również przepisy Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 6 lutego 2015 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych [13]. Kryteria dopuszczania odpadów o kodzie 19 08 05 (ustabilizowane komunalne osady ściekowe) do składowania na składowisku odpadów innych niż niebez-

pieczne i obojętne zawarto w załączniku nr 4 do Rozporządzenia Ministra Gospodarki z dnia 16 lipca 2015 r. w sprawie dopuszczenia odpadów do składowania na składowiskach [11]. Są to: ogólny węgiel organiczny (TOC) – 5% suchej masy osadu, strata przy prażeniu (LOI) – 8% suchej masy osadu, ciepło spalania – maksimum 6 MJ/kg suchej masy. Powyższe kryteria w praktyce uniemożliwiają składowanie osadów bez ich uprzedniego przetworzenia, a odpowiednie przepisy obowiązują od 1 stycznia 2016 r. [1]. Zgodnie z KPGO 2022 [5], w zakresie gospodarki komunalnymi osadami ściekowymi przyjęto następujące cele: całkowite zaniechanie składowania komunalnych osadów ściekowych; zwiększenie ilości osadów ściekowych przetwarzanych przed wprowadzeniem do środowiska oraz ilości osadów poddanych termicznemu przekształcaniu; dążenie do maksymalizacji stopnia wykorzystania substancji biogennej zawartej w osadach przy jednoczesnym spełnieniu wszystkich wymogów dotyczących bezpieczeństwa sanitarnego, chemicznego oraz środowiskowego. Cele te mogą być realizowane przy wykorzystaniu procesu kompostowania, który jest formą recyklingu organicznego.

^{*)} Dorota Kulikowska – dr hab. inż., prof. UWM (dorotak@uwm.edu.pl); Katarzyna Bernat – dr hab. inż., prof. UWM (bernat@uwm.edu.pl); Magdalena Zielińska – dr hab. inż., prof. UWM (magdazet@uwm.edu.pl); Magdalena Zaborowska – mgr inż. (magdalena.zaborowska@uwm.edu.pl); Katedra Biotechnologii w Ochronie Środowiska, Instytut Inżynierii i Ochrony Środowiska, Wydział Geoinżynierii, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, 10-709 Olsztyn, ul. Słoneczna 45G

Kompostowanie osadów można prowadzić w przyzmac, bioreaktorach bądź układach dwustopniowych (bioreaktor, przyzma). Proces prowadzony w bioreaktorach zapewnia lepszą kontrolę parametrów technologicznych, w przypadku urządzeń zamkniętych możliwe jest również ujmowanie i oczyszczanie powietrza odłotowego. Kompostowanie jest procesem tlenowym, a zatem wymaga dostarczenia tlenu. Ilość doprowadzonego powietrza musi uwzględniać zapotrzebowanie tlenu na mineralizację związków organicznych oraz biologiczną aktywność mikroorganizmów, usunięcie nadmiaru wilgoci oraz nadmiaru ciepła, aby nie dopuścić do przegrzania kompostowanego wsadu i zahamowania aktywności mikroorganizmów. Obecność wody jest czynnikiem warunkującym rozwój mikroorganizmów, co wynika z faktu, że transport substancji odżywczych, niezbędnych do metabolicznej i fizjologicznej aktywności mikroorganizmów, odbywa się w środowisku wodnym. Zbyt niska wilgotność kompostowanych odpadów hamuje procesy biologiczne, natomiast nadmierne uwodnienie powoduje, że pory wypełnione są wodą, co zmniejsza przepływ powietrza i w konsekwencji powoduje powstawanie warunków beztlenowych.

Proces kompostowania przebiega w dwóch fazach, tj. mineralizacji i humifikacji, przy czym każdą z nich można podzielić na 2 etapy: mezo – i termofilowy (faza mineralizacji) oraz chłodzenia i dojrzewania (faza humifikacji). Energia wytwarzana podczas mineralizacji łatwo biodegradowalnych związków organicznych jest kumulowana w postaci ciepła, co powoduje podniesienie temperatury kompostu i jest cechą charakterystyczną procesu. Podczas chłodzenia następuje synteza substancji humusowych i dojrzewanie kompostu.

Z uwagi na wysoką zawartość związków organicznych oraz azotu i fosforu, komunalne osady ściekowe mogą być źródłem cennych pierwiastków nawozowych. Do niekorzystnych właściwości osadów należą natomiast wysokie uwodnienie oraz możliwość występowania metali ciężkich. Ponadto, ze względu na obecność organizmów patogennych, osady mogą stanowić zagrożenie sanitarne. Właściwości te ograniczają bezpośrednie stosowanie osadów do nawożenia gleb i rekultywacji gruntów. Kompostowanie może być jedną z metod zagospodarowania osadów ściekowych, która zapewnia nie tylko stabilizację i higienizację osadów, ale również zatrzymanie związków biogennych i substancji odżywczych w końcowym produkcie. W wyniku kompostowania następuje obniżenie masy oraz uwodnienia osadów ściekowych. Ponadto warunki termofilowe sprzyjają niszczeniu organizmów chorobotwórczych, co zapewnia całkowitą higienizację. Podczas kompostowania następuje też redystrybucja form metali ciężkich oraz obniżenie ich mobilności.

Oprócz wysokiego uwodnienia osady ściekowe charakteryzują się niską porowatością oraz niską proporcją węgla do azotu (C/N). Właściwości te powodują, że w celu uzyskania odpowiednich parametrów kompostowanego wsadu wymagane jest wprowadzenie materiałów strukturotwórczych i korygujących. Większość materiałów strukturotwórczych i korygujących to materiały lignocelulozowe, charakteryzujące się wysoką zawartością włókien. Materiały strukturotwórcze to najczęściej materiały (odpady) dodawane w celu zmniejszenia wilgotności, zwiększenia porowatości oraz zwiększenia objętości wolnych przestrzeni powietrznych, co umożliwi przepływ powietrza i dobre natlenienie kompostowanego wsadu. Materiały strukturotwórcze nie ulegają kompostowaniu i po zakończeniu procesu są przesiewane i zawracane do ciągu technologicznego. Jako materiały strukturotwórcze najczęściej stosuje się zrębki drewniane. Materiały korygujące wprowadza się w celu zapewnienia optymalnego składu chemicznego wsadu, najczęściej stosunku C/N, ale także w celu obniżenia wilgotności (niektóre mogą pełnić jednocześnie rolę materiałów strukturotwórczych). Jako materiały korygujące, w warunkach polskich, najczęściej stosuje się różne gatunki słomy zbożowej, trawę, trociny, korę (kora pełni również rolę materiału strukturotwórczego). Główną cechą materiałów korygujących dodawanych do osadów ściekowych powinna być wysoka zawartość węgla oraz niska zawartość azotu.

W niniejszej pracy zaproponowano kompostowanie osadów ściekowych w układzie dwustopniowym z dodatkiem zrębków drewnianych i słomy pszenicznej jako materiałów strukturotwórczych i korygujących.

2. Metodyka badań

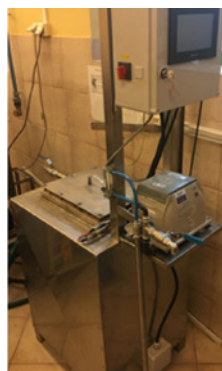
Kompostowano osady ściekowe pochodzące z gminnej oczyszczalni ścieków komunalnych eksploatowanej przez Zakład Gospodarki Komunalnej w Rybnie Sp. z o.o. Badania przeprowadzono w 2021 roku.

2.1. Stanowisko badawcze

Proces prowadzono w układzie dwustopniowym, w którym pierwszy stopień stanowił napowietrzany bioreaktor (Fot. 1), a drugi przyzma. Wykonany ze stali kwasoodpornej bioreaktor, o pojemności czynnej 100 dm³, wyposażony był w wentylator tłoczący powietrze do skrzyni napowietrzającej, stanowiącej platformę podłogową bioreaktora. Intensywność napowietrzania regulowano za pomocą falownika sprzężonego z napędem wentylatora. W górnej części reaktora znajdowała się pokrywa pozwalająca na załadunek wsadu oraz pobieranie próbek kompostowanego materiału, w dolnej części reaktora – perforowana płyta umożliwiająca przepływ powietrza oraz komora do zbierania odcieków. W bioreaktorze zamontowano czujniki temperatury, co umożliwiło odczyt temperatury z dokładnością do 0,1°C. Drugi stopień kompostowania prowadzono w przyzmiе przrzcucanej, bez wymuszonego napowietrzania.

2.2. Przygotowanie wsadu do kompostowania – materiały strukturotwórcze i korygujące

Jako materiały strukturotwórcze i korygujące zastosowano lokalne komponenty lignocelulozowe, dostępne dla eksploatatora gminnej oczyszczalni ścieków, czyli słomę pszeniczną oraz zrębki drewniane. Proponowane komponenty spełniają kryteria materiałów strukturotwórczych/korygujących stosowanych podczas kompostowania osadów ściekowych. Udział osadów ściekowych i materiałów strukturotwórczych i korygujących we wsadzie do kompostowania (w przeliczeniu na mokrą masę) wynosił 79% (osady ściekowe), słoma pszeniczna (7,5%), zrębki drewniane (13,5%), a w przeliczeniu na suchą masę odpowiednio 37%, 29% i 34%.



Fot. 1. Reaktor wyposażony w system napowietrzający oraz sondy do pomiaru temperatury
Photo 1. Reactor equipped with aeration system and probes for temperature measurements



2.3. Metody analityczne

Oznaczenie wskaźników fizyko-chemicznych w osadach ściekowych, w próbkach podczas kompostowania oraz w komposcie wykonano zgodnie z metodami referencyjnymi badań komunalnych osadów ściekowych [13, załącznik nr 4].

Wskaźniki stabilności kompostu, tj. zapotrzebowanie na tlen (AT₄) oraz współczynnik samozagrzewania się kompostu, oznaczano odpowiednio w systemie OxiTop Control (zgodnie z wykorzystywaną w warunkach tlenowych metodą AT₄, WTW, aktywność oddechowa AT₄, 2006) oraz w naczyniu Dewara. Wartość współczynnika samozagrzewania się kompostu wyznaczono zgodnie z metodyką podaną w literaturze fachowej [3, 10]. Analizy na obecności żywych jaj pasożytów jelitowych oraz bakterii z rodzaju *Salmonella* zostały wykonane przez akredytowane laboratorium.

3. Wyniki badań i dyskusja

3.1. Charakterystyka osadów ściekowych i wsadu do kompostowania

Osady ściekowe charakteryzowały się bardzo wysokim uwodnieniem (89%) oraz wysoką zawartością materii organicznej (OM) (84,6%). Biorąc po uwagę przelicznik C_{org}=0,56 OM (na podstawie Rozporządzenia Parlamentu Europej-

skiego i Rady (UE) 2019/1009 z dn. 5 czerwca 2019 r., ustanawiającego przepisy dotyczące udostępniania na rynku produktów nawozowych [14]), obliczono, że zawartość węgla organicznego C_{org} wynosiła 47,4% (474 g C/kg s.m.). Odczyn kształtował się na poziomie 8,16 pH. Zawartość makroelementów i metali ciężkich w osadach ściekowych podano w Tab. 1. Zawartość metali ciężkich nie przekraczała wartości normatywnych, zawartych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 6 lutego 2015 r. (poz. 257) w sprawie komunalnych osadów ściekowych [13] (przy stosowaniu osadów w rolnictwie oraz do rekultywacji gruntów na cele ome).

Tabela 1. Zawartość makroelementów i metali ciężkich w komunalnych osadach ściekowych

Table 1. Content of macronutrients and heavy metals in municipal sewage sludge

	Jednostka	Wartość
N _{og}	g/kg s.m.	70,10
N _{NH4}	g/kg s.m.	6,49
P _{og}	g/kg s.m.	11,20
P ₂ O ₅	g/kg s.m.	25,80
K ₂ O	g/kg s.m.	10,10
K	g/kg s.m.	8,38
Mg	g/kg s.m.	2,91
MgO	g/kg s.m.	4,82
Ca	g/kg s.m.	5,02
CaO	g/kg s.m.	7,02
Cd	mg/kg s.m.	1,15
Pb	mg/kg s.m.	5,30
Ni	mg/kg s.m.	7,10
Cr	mg/kg s.m.	21,20
Cu	mg/kg s.m.	74,00
Zn	mg/kg s.m.	603,00
Hg	mg/kg s.m.	0,0260

Osady nie zawierały żywych jaj pasożytów jelitowych, ale wyizolowano z nich bakterie z rodzaju *Salmonella* (w 100 g).

Ze względu na wysoką wilgotność (89%) oraz niski stosunek OM/N i C/N w osadach ściekowych, wynoszący odpowiednio 12,06 oraz 6,76, osady mieszały z materiałami lignocelulozowymi w proporcjach podanych w p. 2.2. W tak przygotowanym wsadzie wilgotność wynosiła 73%, a zawartość materii organicznej, węgla organicznego i azotu ogólnego odpowiednio 89,7%, 50,23% i 3,14%. Stosunek OM/N i C/N kształtował się na poziomie 28,6 i 16,0. Badania wykazały, że zaproponowane komponenty lignocelulozowe (słoma pszeniczna i zrębki drewniane) umożliwiły uzyskanie warunków termofilowych podczas kompostowania.

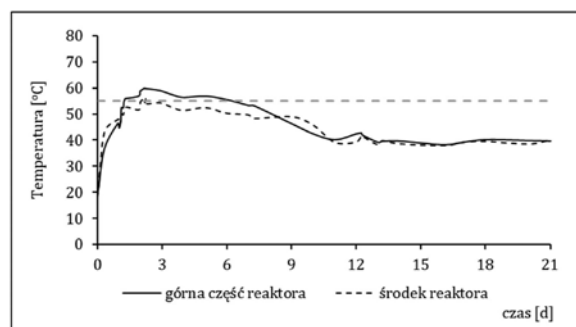
Kompostowanie osadów o wysokim uwodnieniu wymaga zastosowania wysokiego udziału materiałów strukturotwórczych/korygujących, co nie jest korzystne zarówno ze względów ekonomicznych, jak i prawidłowego przebiegu procesu, ponieważ oznacza jednocześnie niski udział osadów ściekowych, które powinny być głównym substratem w procesie kompostowania. Wysokie uwodnienie osadów ściekowych jest równoznaczne z niską zawartością suchej masy, co powoduje, że po odparowaniu wody i mineralizacji łatwo biodegradowalnej materii organicznej, ilość powstającego kompostu jest stosunkowo niska. Wysokie uwodnienie osadów ściekowych (skutkujące niską objętością wolnych przestrzeni powietrznych w masie wsadu) utrudnia przepływ powietrza i dobre natlenienie kompostowanego wsadu, co może: i) ograniczać szybkość mineralizacji materii organicznej, a w konsekwencji powodować problemy z uzyskaniem warunków termofilowych, i/lub ii) prowadzić do powstawania lokalnych warunków beztlenowych, skutkujących wydzielaniem związków złoonych. Zatem, przed podjęciem decyzji o wyborze kompostowania jako metody zagospodarowania osadów konieczne jest zastosowanie urządzeń umożliwiających wydajniejsze odwadnianie osadów tak, aby zawartość wody nie była czynnikiem ograniczającym intensywny przepływ powietrza.

3.2. Ubytek materii organicznej i profile temperaturowe

Zmiany temperatury podczas kompostowania w bioreaktorze pokazano na rys. 1. W ciągu pierwszych 3 dni eksperymentu notowano intensywny wzrost temperatury, aż do uzyskania maksymalnej wartości równej 60°C.

Temperatura powyżej 55°C utrzymywała się do 6. dnia procesu, a następnie zaczęła ulegać stopniowemu obniżeniu. Po około 2 tygodniach temperatura osiągnęła około 40°C i na takim poziomie pozostawała przez kolejny tydzień (przez cały czas zatrzymania osadów w bioreaktorze).

Zgodnie z wytycznymi Rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2019/1009 z dnia 5 czerwca 2019 r. [14], temperatura 60°C lub więcej powinna się utrzymywać w procesie kompostowania przez co najmniej 7 dni, a temperatura 55°C lub więcej przez co najmniej 14 dni, co ma zapewnić higienizację kompostowanego wsadu. Wartości takie wymagane są w warunkach technicznych prowadzenia procesu. W skali laboratoryjnej faza termofilowa trwa znacznie krócej, co jest skutkiem kompostowania niewielkiej masy wsadu, a zatem również mniejszej ilości materii organicznej. Energia wytwarzana podczas mineralizacji jest kumulowana w postaci ciepła, co powoduje podniesienie temperatury, ale warunki termofilowe trwają krócej. Potwierdzają to wyniki badań własnych i dane literaturowe. Na przykład Kulikowska i Bernat [7] wykazały, że podczas kompostowania osadów ściekowych z produktem odpadowym (kora wierzby po ekstrakcji salicylanów) warunki termofilowe utrzymywały się do 5 dni.

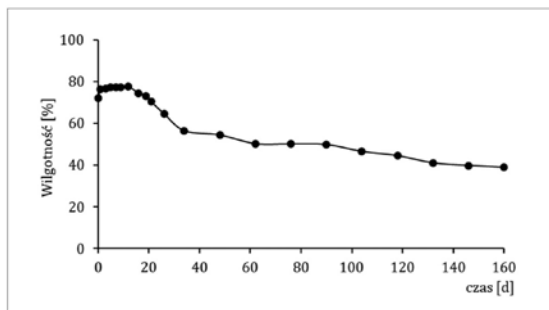


Rys. 1. Zmiany temperatury podczas kompostowania; szarą linią zaznaczono temperaturę 55°C, której utrzymanie przez co najmniej 14 dni jest wymagane w warunkach technicznych
Fig. 1. Temperature changes during composting; the gray line indicates a temperature of 55°C, the maintenance of which for at least 14 days is required under technical conditions

Podobnie, Bai i wsp. [2] uzyskali fazę termofilową trwającą od 4 do 8 dni podczas kompostowania obornika bydlęcego z pofermentem, a czas trwania fazy termofilowej zależał od udziału obornika bydlęcego we wsadzie. Krótki czas trwania fazy termofilowej w warunkach laboratoryjnych został również odnotowany przez Kumar i wsp. [9] oraz Yuan i wsp. [17], odpowiednio podczas kompostowania odpadów spożywczych z odpadami zielonymi (5 dni) i odpadami kuchennymi z suchymi łodygami kukurydzy (około 6–7 dni). Czas trwania fazy termofilnej zależy również od rodzaju materiałów korygujących wprowadzanych do osadów ściekowych [8].

Ze względu na fakt, że osady ściekowe zawierały bakterie z rodzaju *Salmonella*, po zakończeniu kompostowania w bioreaktorze wykonano analizy na zawartość ww. bakterii. Z pobranych próbek kompostu nie wyizolowano bakterii z rodzaju *Salmonella*, co oznacza, że czas trwania fazy termofilowej był wystarczający do higienizacji osadów ściekowych.

Zmiany wilgotności podczas kompostowania przedstawiono na rys. 2. Stosunkowo wysoka początkowa wilgotność wsadu (około 73%) wynikała z wysokiej zawartości wody w osadach ściekowych (89%), zdecydowanie wyższej niż przyjmuje się dla odwodnionych osadów ściekowych, przygotowywanych do procesu kompostowania (poniżej 80%). Stąd, w celu obniżenia wilgotności osadów do akceptowalnego poziomu, konieczne było wprowadzenie materiałów lignocelulozowych o bardzo niskiej wilgotności. Był to celowy zabieg przy tak wysokim uwodnieniu osadów. Pomimo, że woda stanowi istotny czynnik konieczny dla rozwoju mikroorganizmów oraz, z uwagi na zdolność chłodzenia, zapobiega przegrzewaniu kompostu i spadkowi aktywności mikroorganizmów spowodowanej zbyt wysoką temperaturą, wysokie uwodnienie i całkowite wypełnienie porów wodą powodują, że kompostowany materiał ma małą wytrzymałość strukturalną i zachowuje się jak materiał plastyczny. Przenoszenie tlenu jest wówczas ograniczone i kompostowanie praktycznie nie przebiega. Jeżeli pory są wypełnione powietrzem, przenoszenie tlenu staje się możliwe i kompostowanie może zostać zapoczątkowane.



Rys. 2. Zmiany wilgotności podczas kompostowania osadów ściekowych
Fig. 2. Changes in the moisture content during sewage sludge composting

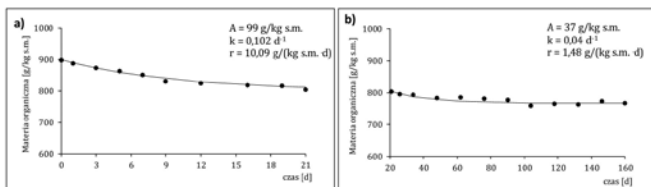
Wysoką wilgotność w kompostowanym materiale notowano przez ponad 2 tygodnie procesu (rys. 2), co było wypadkową wilgotności początkowej i intensywnego procesu mineralizacji. Po przesypaniu materiału na pryzmie następował intensywny spadek wilgotności z 70% do 50% (do około 60 dnia procesu). Do końca eksperymentu, ze względu na wysuszenie kompostowanego wsadu, kontrolowano i regulowano wilgotność tak, aby nie była niższa niż 40%. Regulacja wilgotności podczas kompostowania jest istotna, gdyż jej obniżenie poniżej 40% może skutkować obniżeniem aktywności mikroorganizmów.

Zmiany stężenia materii organicznej podczas kompostowania przedstawiono na rys. 3 a i b. Spadek stężenia materii organicznej w reaktorze zachodził bardziej intensywnie niż w pryzmie, co przekładało się na szybkość ubytku materii organicznej. Z równania pierwszego rzędu, opisującego zmiany stężenia materii organicznej w czasie, wyznaczono stałą szybkości mineralizacji materii organicznej (k) oraz maksymalny ubytek materii organicznej (A):

$$OM_{ub} = A \cdot e^{-k \cdot t}$$

gdzie: A – maksymalny ubytek materii organicznej (g/kg s.m.), k – stała szybkości mineralizacji materii organicznej (d^{-1}), t – czas kompostowania (d). Początkowa szybkość mineralizacji (ubytku) materii organicznej (r) to iloczyn wartości k oraz A .

Stężenie materii organicznej we wsadzie wynosiło około 900 g/kg s.m., po 3 tygodniach kompostowania w bioreaktorze obniżyło się do około 800 g/kg s.m. (rys. 3). Początkowa szybkość ubytku materii organicznej w reaktorze wynosiła ponad 10 g/(kg s.m. · d), czego efektem był wzrost temperatury kompostowanej masy (rys. 1). Uzyskana stała szybkości mineralizacji materii organicznej (k) była niższa niż podczas kompostowania osadów ściekowych z dodatkiem takich odpadów lignocelulozowych jak zrębki, słoma pszeniczna i liście ($k = 0,196 d^{-1}$; [6]). W pryzmie obserwowano już niewielki ubytek materii organicznej (37 g/kg s.m.), a szybkość ubytku była prawie 7-krotnie niższa niż w bioreaktorze (rys. 3b). W końcowym produkcie stężenie materii organicznej wynosiło 766 g/kg s.m.



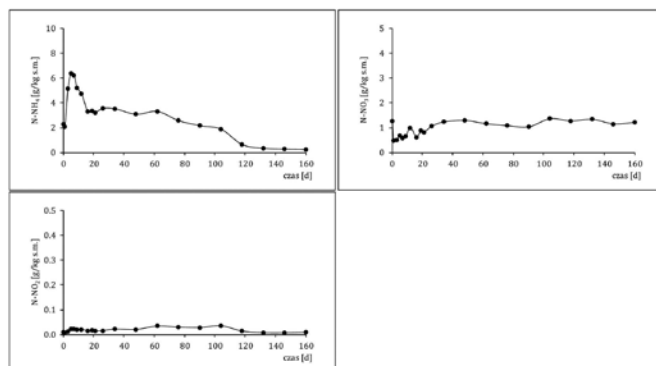
Rys. 3. Zmiany stężenia materii organicznej podczas kompostowania; a) bioreaktor, b) pryzma
Fig. 3. Changes in the content of organic matter during composting; a) bioreactor, b) windrow

3.3. Przemiany związków azotu

W procesie kompostowania następuje amonifikacja, czyli przemiany azotu organicznego, w wyniku których powstaje azot amonowy. Największy wzrost stężenia azotu amonowego notuje się w fazie mineralizacji, kiedy rozkład substancji organicznych jest najbardziej intensywny. Wraz ze zmniejszaniem szybkości przemian materii organicznej stężenie azotu amonowego maleje, głównie na skutek uwalniania z kompostu amoniaku

lub jego utlenienia do azotu azotanowego (V). Procesy uwalniania amoniaku zachodzą intensywnie w warunkach termofilowych oraz przy wysokim odczynie ($pH > 8,0$). Nityfikacja prowadząca do wzrostu stężenia utlenionych form azotu rozpoczyna się po obniżeniu temperatury do około $40^{\circ}C$. W dojrzałym produkcie stężenie azotu azotanowego (V) jest zazwyczaj wyższe niż stężenie azotu amonowego.

Najwyższe stężenie azotu amonowego, 6,39 g $N-NH_4/kg$ s.m., odnotowano w 5. dniu kompostowania w bioreaktorze (rys. 4). Następnie notowano stopniowy spadek stężenia azotu amonowego do wartości około 0,3 g $N-NH_4/kg$ s.m. w dojrzałym produkcie. Wraz z obniżaniem stężenia azotu amonowego notowano wzrost stężenia azotu azotanowego (III) i azotu azotanowego (V). Jednak najbardziej intensywny wzrost stężenia $N-NO_3$ notowany jest po obniżeniu temperatury, co potwierdzają również dane literaturowe [4, 16]. W prezentowanych badaniach, w dojrzałym produkcie dominował azot azotanowy (V) – 1,2 g $N-NO_3/kg$ s.m.



Rys. 4. Zmiany zawartości związków azotowych (azotu amonowego ($N-NH_4$), azotu azotanowego (V) ($N-NO_3$), azotu azotanowego (III) ($N-NO_2$)) podczas kompostowania osadów ściekowych

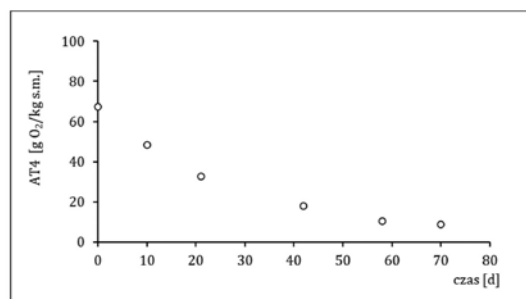
Fig. 4. Changes in the content of nitrogenous compounds (ammonium nitrogen ($N-NH_4$), nitrate(V) nitrogen ($N-NO_3$), nitrate(III) nitrogen ($N-NO_2$)) during sewage sludge composting

3.4. Zmiany wskaźników stabilności

W czasie badań analizowano stabilność kompostu (na podstawie zapotrzebowania na tlen i współczynnika samozagrzewania się kompostu). Stabilność kompostu może być określona na podstawie aktywności biologicznej mikroorganizmów testem AT4, który obecnie jest powszechnie stosowany do oceny stopnia stabilności stabilizatu z odpadów komunalnych. Warunkiem dopuszczenia stabilizatu do składowania jest uzyskanie wartości AT4 na poziomie niższym niż 10 mg O_2/g s.m., dlatego wartość tę przyjęto również za graniczną przy ocenie stabilności kompostu.

Wyższe zapotrzebowanie na tlen świadczy o wyższej aktywności mikrobiologicznej, która wynika z dostępności łatwo biodegradowalnych substancji organicznych.

We wsadzie zapotrzebowanie na tlen wynosiło około 70 g O_2/kg s.m. i ulegało stopniowemu obniżeniu. Podczas kompostowania w bioreaktorze (21 dni) zapotrzebowanie na tlen, w porównaniu ze wsadem, obniżyło się ponad 2-krotnie, do około 32 g O_2/kg s.m. (rys. 5). Wartość AT4 na poziomie około 10 g O_2/kg s.m. odnotowano po 60 dniach kompostowania.



Rys. 5. Zmiany zapotrzebowania na tlen podczas kompostowania osadów ściekowych
Fig. 5. Changes in oxygen demand during sewage sludge composting

Stabilność kompostu oceniano również na podstawie współczynnika samozagrzewania się, definiowanego jako maksymalna temperatura osiągana przez kompost w znormalizowanych warunkach (wskaźnik tlenowej aktywności biologicznej). Zgodnie z wytycznymi Rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2019/1009 z dnia 5 czerwca 2019 r. [14], minimalny wymagany wskaźnik stabilności kompostu wynosi III (Rottegard III). W próbkach kompostu pobranych z bioreaktora w ostatnim dniu kompostowania odnotowano samozagrzewanie się kompostu, a wzrost temperatury powyżej temperatury otoczenia wyniósł 17–18°C, co wskazuje na IV klasę stabilności kompostu (kompost średnio ustabilizowany). Z próbek pobieranych w początkowej fazie dojrzewania w przyznie notowano jedynie niewielkie samozagrzewanie się kompostu (wzrost temperatury nie przekraczał 5–6°C), a po około 30–35 dniach dojrzewania nie odnotowano wzrostu temperatury w próbkach w naczyniu Dewara (V klasa stabilności kompostu, kompost stabilny).

3.5. Charakterystyka kompostu

Charakterystykę kompostu po 160 dniach kompostowania w dwustopniowym układzie napowietrzany bioreaktor – przyzma przedstawiono w Tab. 2. Kompost charakteryzował się zawartością suchej masy na poziomie 62,7% oraz stosunkowo wysoką zawartością materii organicznej (76,6%). W kompoście odnotowano również wysoką zawartość pierwiastków nawozowych (NPK).

Tabela 2. Podstawowe wskaźniki fizyko-chemiczne w kompoście z osadów ściekowych
Table 2. Basic physico-chemical indicators in compost from sewage sludge

Wskaźnik	Jednostka	Wartość
Sucha masa	%	62,70
Materia org.	%	76,60
Odczyn	pH	6,66
Nog	g/kg s.m.	29,10
Pog	g/kg s.m.	12,60
P205	g/kg s.m.	28,90
K2O	g/kg s.m.	14,56
K	g/kg s.m.	12,08
Mg	g/kg s.m.	4,41
MgO	g/kg s.m.	7,32
Ca	g/kg s.m.	17,30
CaO	g/kg s.m.	24,20

W kompoście notowano stężenia metali ciężkich na poziomie niższym niż wartości dopuszczalne podane w Rozporządzeniu Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 18 czerwca 2008 r. (poz. 765) w sprawie wykonania niektórych przepisów ustawy o nawozach i nawożeniu [12] (Tab. 3). Produkt kompostowania, w zakresie zawartości metali ciężkich, spełnia obecnie obowiązujące wymagania zawarte w ww. rozporządzeniu.

Tabela 3. Zawartość metali ciężkich w kompoście z osadów ściekowych
Table 3. Heavy metal content in compost from sewage sludge

	Jednostka	Wartość	Wartość dopuszczalna*
Cd	mg/kg s.m.	1,23	5
Pb	mg/kg s.m.	6,1	140
Ni	mg/kg s.m.	10,2	60
Cr	mg/kg s.m.	22,4	100
Cu	mg/kg s.m.	102,3	nie dotyczy
Zn	mg/kg s.m.	734	nie dotyczy
Hg	mg/kg s.m.	0,0940	2

*zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 18 czerwca 2008 r. (poz. 765) w sprawie wykonania niektórych przepisów ustawy o nawozach i nawożeniu (dopuszczalna zawartość zanieczyszczeń w nawozach organicznych i organiczno-mineralnych oraz organicznych i organiczno-mineralnych środkach wspomagających uprawę roślin)

Należy jednak podkreślić, że w przygotowanym Rozporządzeniu Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2019/1009 z dn. 5 czerwca 2019 r. [14], ustanawiającym przepisy dotyczące udostępniania na rynku produktów nawozowych, zaostrzono wymagania dotyczące zawartości metali ciężkich, w tym Cd (np. do 1,5 mg/kg s.m. w nawozie organicznym czy 2 mg/kg s.m. w organicznym polepszaczu gleby). W związku z tym, przed podjęciem decyzji o wyborze kompostowania jako metody zagospodarowania osadów ściekowych, konieczna jest systematyczna analiza zawartości metali ciężkich.

Uzyskany produkt spełniał wymagania higieniczno-sanitarne zawarte w Rozporządzeniu Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 18 czerwca 2008 r. (poz. 765) w sprawie wykonania niektórych przepisów ustawy o nawozach i nawożeniu [12], dotyczące łącznej liczby żywych jaj pasożytów jelitowych (*Ascaris* sp., *Trichuris* sp., *Toxocara* sp.) oraz bakterii z rodzaju *Salmonella*.

4. Podsumowanie

Osady ściekowe charakteryzowały się bardzo wysokim uwodnieniem (89%) oraz wyjątkowo niskim stosunkiem C/N (6,76). Wprowadzenie komponentów lignocelulozowych (słoma pszeniczna i zrębki drewniane) o niskiej wilgotności i wysokim C/N umożliwiło przygotowanie wsadu zapewniającego uzyskanie warunków termofilowych. Należy jednak mieć na uwadze, że w wyniku kompostowania osadów o wysokim uwodnieniu, po odparowaniu wody i mineralizacji łatwo biodegradowalnej materii organicznej, ilość powstającego kompostu będzie stosunkowo niska.

W końcowym produkcie odnotowano wysoką zawartość pierwiastków nawozowych (NPK), a stężenia metali ciężkich były na poziomie niższym niż wartości dopuszczalne podane w rozporządzeniu dotyczącym nawozów i nawożenia. Uzyskany produkt spełniał wymagania higieniczno-sanitarne dotyczące łącznej liczby żywych jaj pasożytów jelitowych (*Ascaris* sp., *Trichuris* sp., *Toxocara* sp.) oraz bakterii z rodzaju *Salmonella*.

Badania zostały zrealizowane w ramach projektu nr PR/1/007/2018 przy wsparciu finansowym Unii Europejskiej w ramach Europejskiego Instrumentu Śąsiedztwa.

Treści zawarte w artykule w żadnym wypadku nie mogą być traktowane jako odzwierciedlające stanowisko Unii Europejskiej, Instytucji Zarządzającej lub Wspólnego Sekretariatu Technicznego.



Literatura

- [1] Aktualizacja Krajowego Programu Oczyszczania Ścieków Komunalnych 2020 (AKPO-ŚK 2020), Warszawa, sierpień 2020 r.
- [2] Bai L., Deng Y., Li J., Ji M., Ruan W. 2020. Role of the proportion of cattle manure and biogas residue on the degradation of lignocellulose and humification during composting. *Bioresour Technol*, 307: 122941.
- [3] Brinton W.F., Evans E., Droffner M.L., Brinton R.B. 1995. A standardized Dewar test for evaluation of compost self-heating. *Bicycle*, 36(11): 1-16.
- [4] Jiang T., Li G., Tang Q., Ma X., Wang G., Schuchardt F. 2015. Effects of aeration method and aeration rate on greenhouse gas emissions during composting of pig feces in pilot scale. *Journal of Environmental Sciences*, 31: 124-132.
- [5] Krajowy Plan Gospodarki Odpadami 2022 przyjęty przez Radę Ministrów uchwałą nr 88 z dnia 1 lipca 2016 r.
- [6] Kulikowska D. 2016. Kinetics of organic matter removal and humification progress during sewage sludge composting. *Waste Management*, 49: 196-203.
- [7] Kulikowska D., Bemat K. 2021. Waste willow-bark from salicylate extraction successfully reused as an amendment for sewage sludge composting. *Sustainability*, 13(12): 6771.
- [8] Kulikowska D., Sindrewicz S. 2018. Effect of barley straw and coniferous bark on humification process during sewage sludge composting. *Waste Management*, 79: 207-213.
- [9] Kumar M., Ou Y. L., Lin, J. G. 2010. Co-composting of green waste and food waste at low C/N ratio. *Waste Management*, 30(4): 602-609.
- [10] Pecorini I., Peruzzi E., Albini E., Doni S., Macci C., Masciandro G., Iannelli, r. 2020. Evaluation of MSW compost and digestate mixtures for a circular economy application. *Sustainability*, 12(7): 3042.
- [11] Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 16 lipca 2015 r. w sprawie dopuszczania odpadów do składowania na składowiskach (Dz. U. z 2015 r. poz. 1277).
- [12] Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 18 czerwca 2008 r. w sprawie wykonania niektórych przepisów ustawy o nawozach i nawożeniu (Dz.U. 2008 nr 119 poz. 765).
- [13] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 6 lutego 2015 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych (Dz. U. z 2015 r. poz. 257).
- [14] Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2019/1009 z dnia 5 czerwca 2019 r. ustanawiające przepisy dotyczące udostępniania na rynku produktów nawozowych UE, zmieniające rozporządzenia (WE) nr 1069/2009 i (WE) nr 1107/2009 oraz uchylające rozporządzenie (WE) nr 2003/2003.
- [15] Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 o odpadach (Dz. U. z 2019 r. poz. 701).
- [16] Yuan J., Chadwick D., Zhang D., Li G., Chen S., Luo W., Du L., He., Peng, S. 2016. Effects of aeration rate on maturity and gaseous emissions during sewage sludge composting. *Waste Management*, 56: 403-410.
- [17] Yuan J., Yang Q., Zhang Z., Li G., Luo W., Zhang D. 2015. Use of additive and pretreatment to control odors in municipal kitchen waste during aerobic composting. *Journal of Environmental Sciences*, 37: 83-90.