

POLITECHNIKA KOSZALIŃSKA

Wydział Inżynierii Lądowej, Środowiska i Geodezji

PRACA DOKTORSKA

mgr inż. Roksana Królak



Tytuł rozprawy:

**Wpływ dodatku modyfikatora obniżającego wartość ilorazu C/N
na proces humifikacji podczas kompostowania**

Promotor:

prof. dr hab. inż. Robert Sidelko

Koszalin, 2022r.

Spis treści

STRESZCZENIE	4
WPROWADZENIE	6
1. PRZEGLĄD LITERATURY PRZEDMIOTU	8
1.1. Proces kompostowania osadów ściekowych.....	8
1.1.1. Warunki kompostowania.....	10
1.1.2. Wskaźniki fizykochemiczne procesu kompostowania.....	11
1.1.3. Charakterystyka wskaźników oceny przebiegu procesu kompostowania osadów ściekowych.....	12
1.2. Humifikacja	15
1.3. Dojrzałość i stabilność.....	18
1.4. C/N	21
2. HIPOTEZA BADAWCZA	24
3. CEL PRACY	24
4. METODYKA BADAWCZA	24
4.1. Badania terenowe	25
4.2. Badania laboratoryjne.....	30
4.2.1. Sposoby oznaczania parametrów procesu kompostowania	30
4.2.1.1. Azot ogólny	31
4.2.1.2. Ogólny węgiel organiczny.....	31
4.2.1.3. Sucha masa	32
4.2.1.4. Wilgotność/ substancja organiczna	32
4.2.1.6. Substancje humusowe	32
4.2.1.7. Lignina, celuloza i hemiceluloza.....	35
4.2.1.8. Badania odorometryczne – zawartość NH_3	35
4.3. Analiza statystyczna	35
5. WYNIKI BADAŃ	36
5.1. Opis nomenklatury	36
5.2. Tabele i rysunki	36

5.2.1.	Suplementacja – 17% (Pryzma nr 1).....	37
5.2.2.	Suplementacja – 10% (Pryzma nr 2).....	41
5.2.3.	Suplementacja – 0% (Pryzma nr 3).....	44
5.2.4.	Suplementacja – 25% (Pryzma nr 4).....	46
5.3.	Opis wyników badań	48
5.4.	Substancje humusowe.....	51
6.	ANALIZA WYNIKÓW BADAŃ.....	57
6.1.	Analiza korelacji.....	57
6.2.	Regresja liniowa	58
6.2.1.	pH vs PI	58
6.2.2.	KF vs s.o.....	61
6.2.3.	KH vs sub. org.....	64
6.2.4.	Corg. vs Nog.....	68
6.2.5.	s.o. vs s.m.	72
7.	PODSUMOWANIE	75
8.	WNIOSKI.....	80
	LITERATURA	82
	SPIS RYSUNKÓW	93
	SPIS TABEL	96
	Załącznik nr 1	98
	Załącznik nr 2	104

STRESZCZENIE

Obserwowana w ostatnich latach zmiana sposobu zagospodarowania osadów ściekowych w kierunku wykorzystania rolniczego jest efektem realizacji strategii gospodarki o obiegu zamkniętym w Unii Europejskiej, zakładającej przejście gospodarki z modelu liniowego na cyrkularny, w którym zasoby są zużywane w sposób bardziej zrównoważony, a odpady stają się surowcem. Oczyszczalnie ścieków staną się ważnym ogniwem w gospodarce obiegu zamkniętego. Racjonalne przetwarzanie osadów ściekowych, powstających w procesie oczyszczania ścieków, stworzy możliwości wykorzystania osadów jako cennego surowca oraz wpłynie na poprawę bilansu energetycznego całej oczyszczalni. Jedną z metod unieszkodliwiania osadów ściekowych jest kompostowanie, polegające na ich biologicznym przetwarzaniu w warunkach tlenowych.

Celem niniejszej rozprawy było wyznaczenie związku pomiędzy ilością dodawanego suplementu i intensywnością procesu kompostowania, wyrażoną zmianą wartości określonych parametrów fizykochemicznych. Głównym składnikiem modyfikującym skład mieszaniny poszczególnych komponentów tworzących wsad do procesu kompostowania, była słoma jęczmienna. Słoma jest jednym z podstawowych materiałów wykorzystywanych w procesie kompostowania. Zarówno pełni rolę strukturotwórczą, jak i umożliwia odpowiednie napowietrzanie wnętrza pryzmy oraz jest źródłem węgla organicznego niezbędnego w intensywnych procesach mikrobiologicznych.

Badania przeprowadzono na terenie przedsiębiorstwa Goleniowskie Wodociągi i Kanalizacja. Przedmiotem badań była mieszanina materiałów pochodzenia organicznego z wykorzystaniem różnych proporcji komponentów, takich jak: odwodnione mechanicznie osady ściekowe, słoma jęczmienna, zrębki drzewne i kompost dojrzały. Wyniki badań, uzyskane w trakcie realizacji pracy doktorskiej potwierdziły hipotezę badawczą, która zakładała możliwość przebiegu procesu kompostowania w warunkach zwiększonej koncentracji azotu.

Słowa kluczowe: proces kompostowania, kompost, osady ściekowe, słoma, substancje humusowe

SUMMARY

The change in the way of sewage sludge management towards agricultural use observed in recent years is the result of the implementation of the circular economy strategy in the European Union, assuming the transition of the economy from a linear to a circular model, in which resources are used in a more sustainable way and waste becomes a raw material. Wastewater treatment plants will become an important link in the circular economy. Rational processing of the resulting sewage sludge in the wastewater treatment process, it will create the possibility of using sludge as a valuable raw material and will improve the energy balance of the entire treatment plant. One of the methods of neutralizing sewage sludge is composting, consisting in biological processing under aerobic conditions.

The aim of this dissertation was to determine the relationship between the amount of supplement added and the intensity of the composting process, expressed as a change in the values of certain physicochemical parameters. The main component modifying the composition of the mixture of individual components that make up the input for the composting process was barley straw. Straw is one of the basic materials used in the composting process. It both plays a structural role and enables adequate aeration of the interior of the pile and is a source of organic carbon necessary in intensive microbiological processes.

The research was carried out at the Goleniowskie Wodociągi i Kanalizacja company. The subject of the research was a mixture of materials of organic origin with the use of various proportions of components, such as: mechanically dehydrated sewage sludge, barley straw, wood chips and mature compost. The research results obtained during the doctoral dissertation confirmed the research hypothesis, which assumed the possibility of the composting process under conditions of increased nitrogen concentration.

Keywords: composting process, compost, sewage sludge, straw, humic substances

WPROWADZENIE

Problem i potencjał – to określenie dotyczy osadów ściekowych będących nieuniknionym efektem pracy każdej oczyszczalni ścieków. W ostatnich latach w Polsce nastąpiła znaczna rozbudowa infrastruktury w zakresie odprowadzania i oczyszczania ścieków. W zawiązku z tym ciągle wzrasta ilość produkowanych osadów ściekowych. Obowiązujący od 1 stycznia 2016 r. zakaz ich składowania przyczynił się do rozważenia problemu związanego z przetwarzaniem oraz racjonalnym i ekonomicznym zagospodarowaniem osadów (Czekała i inni, 2017). W osadach ściekowych jest ogromny potencjał energetyczny oraz rolniczy jakim jest wysokiej jakości polepszacz glebowy, pod warunkiem gdy spełnia wszystkie wymagania dotyczące bezpieczeństwa sanitarnego i chemicznego, m.in. określone w Rozporządzeniu 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) (Płuciennik-Koropczuk i inni, 2020).

Wybór optymalnej metody unieszkodliwiania osadów ściekowych ma istotne znaczenie i zależy od wielu czynników, takich jak ilości i właściwości osadów, przepisów prawnych, a także warunków miejscowych (Bień i inni, 2015). Jedną z metod jest termiczne przekształcanie osadów ściekowych, jednak ze względu na wysokie koszty eksploatacji stosowanie tej metody zasadne jest w przypadku instalacji obsługujących duże aglomeracje (Gałwa-Widera, 2014). Dla większości przedsiębiorstw preferowanym i opłacalnym rozwiązaniem jest kompostowanie (Ozimek i inni, 2012), polegające na biodegradacji materii organicznej w obecności tlenu przy udziale mikroorganizmów (Pająk, 2014). Ostatecznym produktem procesu kompostowania jest nawóz organiczny bogaty w składniki pokarmowe m.in. fosfor, azot, wapń, magnez (Białobrzewski i inni, 2015). Potencjał nawozowy osadów ściekowych sprawia, że produkt procesu kompostowania pożądanym jest głównie w sektorze rolnictwa i ogrodnictwa. Obecna sytuacja na rynku – wysokie stawki nawozów mineralnych wymuszają optymalizację kosztów produkcji kompostu o najwyższej jakości.

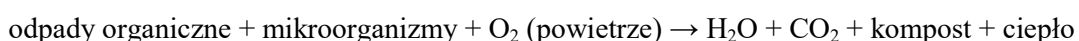
Jednym z podstawowych suplementów strukturalnych wymaganych do prawidłowego przebiegu procesu kompostowania jest słoma (Grobelak i inni, 2016). Spełnia ona szczególną rolę, ponieważ stanowi niezbędne źródło biodostępnego węgla organicznego podczas procesów mikrobiologicznych

przemian. Wysoka cena rynkowa słomy utrudnia stosowanie zalecanych ilości przez przedsiębiorców. W pracy przedstawiono badania pod kątem zmniejszania jej udziału we wsadzie mieszanki kompostowej. Badania w kontekście zmniejszania udziału słomy w mieszaninie pochodzenia organicznego należy uznać za niezbędne i przydatne dla przedsiębiorstw stosujących technologię kompostowania w ramach zagospodarowania osadów ściekowych. Niniejsze opracowanie stanowi nowatorskie narzędzie służące do optymalizacji procesu kompostowania oraz osiągnięcia wydajnej i skutecznej produkcji kompostu. Bezpieczny i wysokiej jakości polepszacz glebowy wyprodukowany z osadów ściekowych stanowi potencjał gospodarki odpadami.

1. PRZEGLĄD LITERATURY PRZEDMIOTU

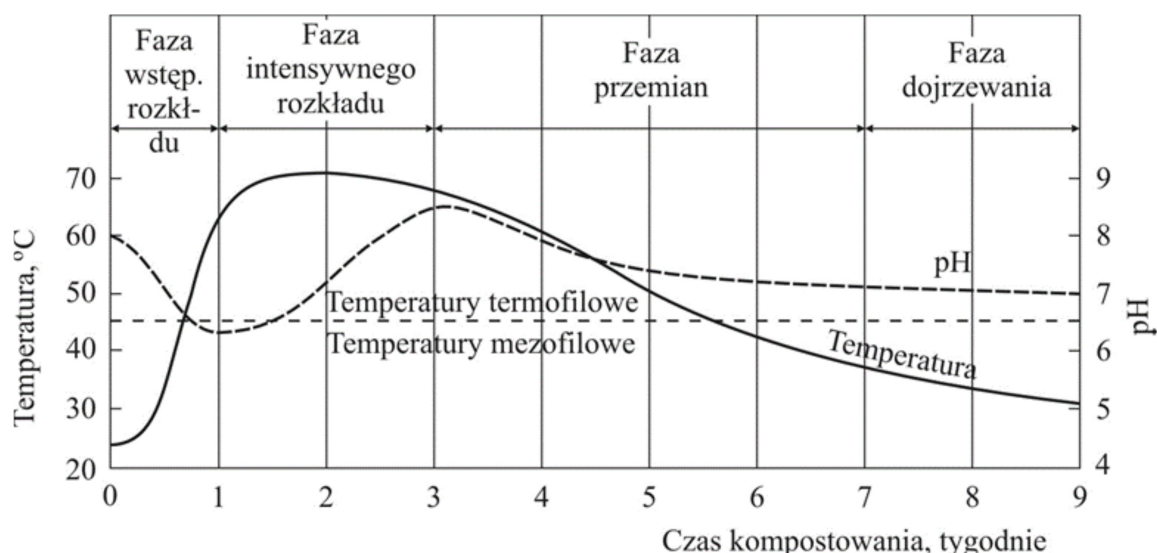
1.1. Proces kompostowania osadów ściekowych

Kompostowanie odpadów organicznych jest biologicznym procesem obejmującym mineralizację i częściową humifikację materii organicznej w środowisku głównie tlenowym (Chen i inni, 1993) (Drozd i inni, 2001), prowadzącą do ustabilizowanego produktu końcowego, wolnego od fitotoksyn i patogenów oraz bogatego w związki humusowe (Bernal i inni, 2009). W trakcie procesu mikroorganizmy - bakterie, grzyby i inne drobnoustroje rozkładają frakcje organiczne na stabilne substancje organiczne zwane kompostem, wytwarzając przy tym wodę, dwutlenek węgla i ciepło, co obrazuje poniższy schemat (Płuciennik-Koropczuk i inni, 2020).



Efektem prawidłowego kompostowania poza uzyskaniem cennego polepszacza glebowego jest także redukcja objętości i masy osadów (Jędrzak, 2008) (Nafez i inni, 2015) (Malczewska i inni, 2017).

Podczas procesu kompostowania wzrasta temperatura poprzez wysoką aktywność mikrobiologiczną, co powoduje przyspieszenie degradacji i mineralizacji materii organicznej. Rozwój profilu temperaturowego pozwala wyróżnić cztery fazy optymalnego procesu: początkową fazę mezofilną, drugą fazę termofilną, trzecią fazę schładzania oraz końcową fazę dojrzewania (Jędrzak, 2008). Na Rys. 1. przedstawiono przebieg zmian temperatury i odczynu pH wsadu kompostowego podczas procesu kompostowania.



Rys. 1. Przebieg zmian temperatury i odczynu pH wsadu kompostowego podczas procesu kompostowania (Jędrzak, 2008)

W początkowej fazie mezofilnej, która trwa ok. 1-3 dni, bakterie i grzyby mezofile rozkładają proste związki: aminokwasy, cukry i białka. Temperatura w tej fazie stale rośnie osiągając wartość ok. 40-45°C (Jędrzak, 2008) (Comesaña i inni, 2018) (Białobrzewski i inni, 2015).

Druga faza termofilowa inaczej intensywnego kompostowania (wysokotemperaturowa) charakteryzuje się wzrostem temperatury do 50-65°C i trwa od kilku dni do kilku tygodni. W tej fazie mikroorganizmy termofilne rozkładają tłuszcze, celulozę, hemicelulozy i pewną ilość ligniny (Golueke, 1992). Podczas tej fazy następuje maksymalna degradacja materii organicznej (Vuorinen i inni, 1997) (Larney i inni, 2003). Temperatury te muszą być osiągnięte przez określony czas, aby zniszczyć organizmy patogenne (Tan, 2000). Dla akceptowalnych kompostów wymagane jest utrzymywanie minimalnej temperatury 55°C przez co najmniej trzy kolejne dni (Burge i inni, 1978). Jednak w przypadku kompostowania przyzmoowego temperatury powyżej 55°C powinny być utrzymywane przez co najmniej 15 dni (Larney i inni, 2006). Faza termofilna jest kluczowa, ponieważ zapewnia higienizację kompostu (Płuciennik-Koropczuk i inni, 2020).

Po fazie termofilnej następuje faza chłodzenia. Ta faza przemian nazywana jest także kompostowaniem właściwym i trwa przez kolejne 3-5 tygodni. Charakteryzuje się spadkiem temperatury do wartości środowiskowych fazy mezofilnej, ze względu na zmniejszenie aktywności mikrobiologicznej związanej z wyczerpaniem degradable substratów organicznych. Na tym etapie zachodzą procesy przekształcania związków trudno rozkładających, masa

kompostowa jest rekolonizowana przez mikroorganizmy mezofilne, które są zdolne do degradacji pozostałych cukrów, celulozy i hemicelulozy. Następuje wyraźne zmniejszanie objętości osadów (Jędrzak, 2008) (Comesaña i inni, 2018).

Ostatnią fazą procesu kompostowania jest dojrzewanie kompostu, czyli stabilizacja i humifikacja materii organicznej. W wyniku złożonych wtórnych reakcji kondensacji i polimeryzacji dochodzi do utylizacji materii organicznej oraz tworzenia stabilnej frakcji dojrzałego kompostu. Czas trwania fazy dojrzewania może sięgać kilku miesięcy (Jędrzak, 2008) (Comesaña i inni, 2018). Podczas tej fazy kompost wychładza się.

Kompost stabilny charakteryzuje się ustaniem procesów mineralizacji powodujących wzrost temperatury oraz wydzielanie nieprzyjemnych zapachów do środowiska (Płuciennik-Koropczuk i inni, 2020). Dojrzały kompost powinien mieć barwę od ciemnobrązowej do czarnej. Temperatura w warunkach standardowych nie powinna przekraczać 30°C. W końcowej fazie kompostowania zapach powinien być bardzo podobny do zapachu ściółki leśnej (Pilarski i inni, 2009).

1.1.1. Warunki kompostowania

Prawidłowy przebieg procesu kompostowania wymaga kontroli kilku czynników, takich jak: zawartość składników odżywczych, stosunek C/N, temperatura, pH, wilgotność oraz napowietrzenie. Kontrolowane warunki są kluczem do optymalizacji kompostowania oraz uniknięcia uciążliwych problemów związanych głównie z nieprzyjemnym zapachem i pyłem (Huang i inni, 2004). Optymalne warunki przyzmy kompostowej to temperatura 55–60°C (w fazie termofilnej), zawartość wilgoci w mieszance 40–60%, pH 5.0–8.0 oraz początkowe stosunki C/N od 20 do 40 (Neklyudov i inni, 2008). Jednak Vochozka i inni (Vochozka i inni, 2017) wspominają, że międzynarodowe normy techniczne wymagają zakresu C/N 20–30. M. Żygadło (Żygadło, 2002) w swoim opracowaniu wskazuje następujące wartości:

- $C/N < 35$;
- Temperatura powinna pozostawać na poziomie 65°C;
- pH w zakresie 7 - 9;
- Masa odpadów musi być w odpowiedni sposób rozdrobniona, wymieszana oraz napowietrzona.

W literaturze (Siuta i inni, 1991) (Siuta i inni, 1993) (Malej, 2000) można spotkać również poniższe wartości warunkujące prawidłowy proces kompostowania osadów ściekowych:

- stosunek C:N w zakresie 25-65;
- wysoka zawartość części organicznych i określony stosunek osadu do materiałów uzupełniających;
- wilgotność masy kompostowej 50-60%;
- temperatura kompostowania 55-60°C;
- dobre napowietrzania, średnio 90-160 m³/t s.m.·h, natomiast 300 m³/t s.m.·h, w czasie największej aktywności i w temperaturze 60°C;
- zapotrzebowanie tlenu dla kompostu ustabilizowanego powinno być mniejsze niż 1.0-1.5 g O₂/kg s.m.·d,;
- czas kompostowania minimum 21 dni (czasami 30 dni);
- długość okresu dojrzewania 10-30 dni.

Można zauważyć, że wartości czynników wskazane w literaturze są do siebie zbliżone. Wg powyższych autorów przy spełnieniu określonych warunków kompostowania uzyskuje się prawidłowy przebieg procesu, a finalnie bezpieczny i wysokiej jakości produkt.

1.1.2. Wskaźniki fizykochemiczne procesu kompostowania

Wskaźniki fizykochemiczne wpływające na proces kompostowania można podzielić na dwie grupy: zależne od składu mieszanki kompostującej, takie jak bilans składników odżywczych, odczyn pH, wielkość cząstek, porowatość i wilgotność oraz zależne od zarządzania procesem, takie jak stężenie O₂, temperatura i zawartość wody (Agnew i inni, 2003) (Das i inni, 1997) (Richard i inni, 2002) (Bernal i inni, 2009).

Poszczególne etapy procesu charakteryzują odpowiednie właściwości fizykochemiczne. Znajomość ich wzajemnych zależności w kompostowanym materiale pozwala na dokonanie prawidłowego doboru technologii kompostowania (m.in. wybór suplementacji mieszanki, projektowanie wymiarów pryzm i częstotliwości ich przerzucania oraz wybór systemów napowietrzających) (Agnew i inni, 2003). Powyższe parametry w znacznym stopniu decydują o kosztach i czasie trwania procesu, a także jakości produktu końcowego.

1.1.3. Charakterystyka wskaźników oceny przebiegu procesu kompostowania osadów ściekowych

– Wilgotność

Istotnym wskaźnikiem oceny procesu kompostowania jest zawartość wody, która wpływa na gęstość nasypową, wielkość cząstek oraz wytrzymałość mechaniczną, a w konsekwencji na porowatość (Malińska, 2013). Wilgotność materiału powinna być na tyle duża, aby zapewniała prawidłową szybkość biologicznego rozkładu materii organicznej (Płuciennik-Koropczuk i inni, 2020), ale nie na tyle, aby nadmierna jej ilość powodowała wypełnienie porów międzycząsteczkowych wodą i zmniejszała przestrzeń powietrzną w pryzmie kompostowej. W takiej sytuacji może dojść do powstania warunków anaerobowych (Kałuża-Haładyn, 2020), czego konsekwencją może być lokalne zagniwanie (Siebielska i inni, 2009). Zwiększona wilgotność materiału powoduje wzrost masy, a nadmiar wody wpływa na zmniejszenie porowatości, a to w konsekwencji prowadzi do ograniczenia przepuszczalności powietrznej. Wzrost zawartości wody powoduje, że materiały stają się bardziej plastyczne i podatne na kompaktację (zbliżanie się do siebie cząstek mineralnych na skutek ciężaru warstw materiału w pryzmie) (Das i inni, 1997), tym samym wytrzymałość mechaniczna maleje, powodując wzrost gęstości nasypowej (Malińska, 2013).

Optymalna wilgotność różni się w zależności od kompostowanych odpadów, ale generalnie powinna wynosić 50–60% (Gajalakshmi i inni, 2008) (Tiquia i inni, 1996) (Liang i inni, 2003). Na skutek kontrolowania temperatury podczas kompostowania można zauważyć znaczną utratę wody z powodu dyfuzji pary wodnej oraz wymuszonego lub swobodnego konwekcyjnego ruchu powietrza. Gdy zawartość wody zmniejsza się, szybkość rozkładu ulega spowolnieniu, wówczas powinno się zwilżać mieszankę w celu utrzymania optymalnej zawartości wilgoci dla aktywności mikrobiologicznej (Bernal i inni, 2009). Wilgotność jest ważnym parametrem wpływającym na dobór materiałów strukturotwórczych oraz na wymiary pryzm kompostowych (Van Ginkel i inni, 1999) (Richard i inni, 2004).

– Stężenie O₂

Zawartość tlenu jest kluczowym czynnikiem podczas kompostowania. Odpowiednie napowietrzanie kontroluje temperaturę, usuwa nadmiar wilgoci

i CO₂ oraz dostarcza O₂ dla procesów biologicznych. Brak odpowiedniej ilości tlenu skutkuje obumieraniem organizmów tlenowych, a w ich miejsce pojawiają się organizmy beztlenowe (Scaglia i inni, 2011). Z kolei nadmierna ilość tlenu może przyczynić się do spowolnienia procesu kompostowania, utraty ciepła i wody oraz utraty azotu. Optymalne stężenie O₂ powinno wynosić od 15% do 20% (Miller, 1992), z uwagi na rozwój niepożądanych beztlenowców, procesy fermentacji i wytwarzanie nieprzyjemnych zapachów. Kontrolowane napowietrzanie powinno utrzymywać temperaturę poniżej 60–65°C, co zapewnia dostarczanie wystarczającej ilości O₂ (Finstain i inni, 1985). Szczególnie intensywne napowietrzanie powinno odbywać się w fazie termofilnej po przekroczeniu temperatury 60°C, kiedy ma miejsce znaczne zwiększenie ilości mikroorganizmów tlenowych i w której dochodzi dodatkowo do wydzielania substancji zapachowych m.in. amoniaku (Shen i inni, 2011).

– Odczyn pH

Odczyn pH wspiera dobrą aktywność drobnoustrojów oraz decyduje o rozpuszczalności związków organicznych i nieorganicznych podczas kompostowania. Przebieg kompostowania jest bardziej efektywny, gdy pH kompostowanych substratów jest bliskie obojętnego. Optymalna wartość odczynu pH powinna wynosić 7.5-8.5 (Atchley i inni, 1979). Bakterie tolerują pH w zakresie od 6 do 7.5, grzyby od 5.5 do 8.0 (Jędrzak i inni, 2005). Optymalne wartości dla całego procesu wynoszą od 5.5 do 8.0 (Miller, 1992) (de Bertoldi i inni, 1983). Zazwyczaj pH nie jest kluczowym czynnikiem przy kompostowaniu, ponieważ większość materiałów mieści się w powyższym zakresie. Jednak ten czynnik jest bardzo istotny dla kontrolowania strat azotu przez ulatnianie się amoniaku, które może być szczególnie wysokie przy pH>7.5 (Bernal i inni, 2009). Dzięki efektowi przesunięcia równowagi pomiędzy wolnymi jonami NH₃ i NH₄⁺ w fazie ciekłej kompostu, pH odgrywa ważną rolę w przemianie azotu i utracie emisji, szczególnie w przypadku materiałów bogatych w azot. Dysocjacja NH₄⁺ do NH₃ gwałtownie wzrasta, gdy pH w kompoście wzrasta powyżej 6. Court i inni (Court i inni, 1964) podali, że względna zawartość procentowa NH₃ w roztworze o pH 6, 7, 8 i 9 wynosiła odpowiednio 0.1, 1.0, 10 i 50%. W badaniach Ekince (Ekince i inni, 2000) podczas kompostowania ściółki brojlerów zmieszanej z odpadami papierniczymi zaobserwowano 75% redukcję utraty NH₃, gdy początkowe pH spadło z 8.3 do

6.6. Kilku innych badaczy odnotowało podobne wyniki podczas kompostowania odchodów zwierzęcych (Molloy i inni, 1983) (Derikx i inni).

– **Temperatura**

Niewątpliwie jednym z ważniejszych parametrów procesu kompostowania jest temperatura, wskazująca na aktywność mikrobiologiczną podczas procesu kompostowania (Külcü i inni). Optymalny zakres temperatur dla kompostowania to 40–65°C (de Bertoldi i inni, 1983). Temperatury powyżej 55°C są wymagane do zabicia mikroorganizmów chorobotwórczych (Bernal i inni, 2009). Jeśli osiągnięta temperatura przekracza zakres tolerancji, efekt jest szkodliwy dla kompostowania, ponieważ może przyczynić się do obumierania lub inhibicji mikroorganizmów, w konsekwencji opóźnić kolonizację w późniejszych fazach oraz obniżyć tempo biodegradacji osadów (Płuciennik-Koropczuk i inni, 2020). Dla rozkładu najkorzystniejszy jest zakres 52–60°C (Miller, 1992). Profil temperatury w czasie jest kluczowym czynnikiem zarówno pod względem bezpieczeństwa, jak i sukcesu kompostowania. Zatem regulacja temperatury jest wymagana podczas całego przebiegu procesu.

– **Mikroorganizmy**

W materiale kompostowanym aktywne są różne mikroorganizmy. Ich rozkład jest przeprowadzany przez wiele grup populacji drobnoustrojów (Ryckeboer i inni, 2003). Mikroorganizmy biorące udział w kompostowaniu rozwijają się zgodnie z temperaturą masy, która określa różne etapy procesu (Keener i inni, 2000). Bakterie dominują na wczesnym etapie kompostowania, grzyby są obecne podczas całego procesu, ale przeważają przy poziomie wody poniżej 35% i nie są aktywne w temperaturach >60°C (Bernal i inni, 2009).

Najliczniejszą grupą mikroorganizmów w masie kompostowej, odpowiedzialną za wzrost temperatury kompostu są bakterie mezofilne (Jędrzak, 2008). Jako pierwsze zasiedlają odpady przetwarzając związki łatwo ulegające biodegradacji. W fazie wysokotemperaturowej bakterie termofilne rozkładają polisacharydy, białka i tłuszcze. Podczas tej fazy następuje maksymalna degradacja materii organicznej wraz ze niszczeniem patogenów. W tej fazie procesu pojawiają się na zewnątrz kompostowanych odpadów grzyby, odpowiedzialne za rozkład węglowodanów zwłaszcza celulozy. W końcowym etapie fazy termofilnej zaczynają pojawiać się promieniowce,

które rozkładają celulozę, ligninę oraz chitynę. Następujące po fazie termofilnej obniżenie temperatury wiąże się z ponowną sukcesją bakterii mezofilnych.

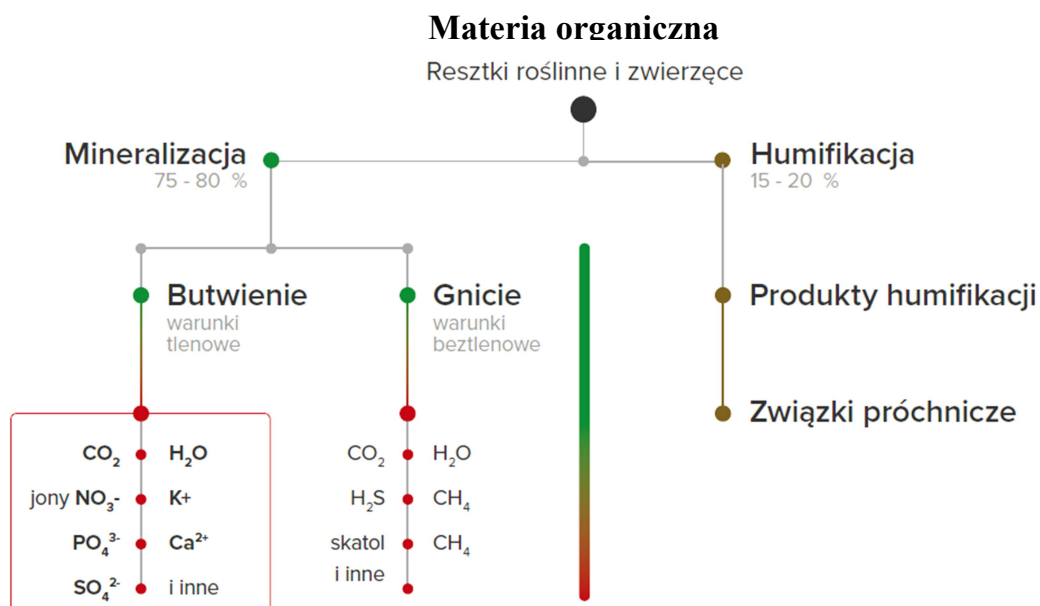
– **Wielkość cząstek i wolne przestrzenie powietrzne**

Wielkość cząstek i wolne przestrzenie powietrzne są istotnym parametrem, ponieważ umożliwiają ruch powietrza przez mieszanę kompostową. Wymiar cząstek odpadów powinien zapewniać udział objętości wolnych przestrzeni w granicach od 25 do 35% (Malińska, 2013). Uzyskanie optymalnej wartości wolnych przestrzeni powietrznych tj. około 30% objętości kompostowanego materiału, jest możliwe tylko poprzez dodawanie materiału strukturotwórczego. Materiał powinien być porowaty i suchy, który po zmieszaniu z osadami chłonie z nich wodę pozostawiając w osadach wolną przestrzeń powietrzną (Bilitewski i inni, 2006). Do materiałów strukturotwórczych należą: słoma, trociny, kora, wióry, papier lub inne odpadki organiczne. Wpływają one na lepszy przepływ powietrza, zmniejszenie gęstości nasypowej, odpowiednią strukturę oraz poprawę stosunku węgla organicznego do azotu. Aby zapewnić dobrą jakość produktu końcowego, udział osadów w mieszaninie kompostowej nie powinien być większy niż 30% (Jędrzak, 2008) (Siebielska i inni, 2009).

1.2. Humifikacja

Humifikacja to złożony proces mikrobiologiczny i fizykochemiczny polegający na rozkładzie materii organicznej, a następnie ponownej syntezie związków próchnicznych, które składają się m.in. z kwasów huminowych i fulwowych tworzących substancje humusowe (Stevenson, 1982). Rozkład połączony z wytworzeniem prostych związków mineralnych, takich jak: dwutlenek węgla, woda i amoniak oraz jonów (K^+ , Ca^{2+} , HPO_4^{2-} , SO_4^{2-} , itp.) określany jest jako proces mineralizacji. Natomiast rozkład połączony z resyntezą związków próchnicznych to proces humifikacji (Kononova i inni, 1973).

Przyjmuje się, że ponad 75% substancji organicznej ulega mineralizacji, zaś pozostała część zostaje przekształcana w związki próchniczne zgodnie z Rys. 2.



Rys. 2. Schemat rozkładu materii organicznej (Zachaj i inni, 2021)

Substancje humusowe są najważniejszą frakcją odpowiedzialną za funkcje żyzności organicznej w glebie, ponieważ są to frakcje najbardziej odporne na degradację mikrobiologiczną. Zatem ocena stopnia humifikacji podczas procesu kompostowania jest agronomicznym kryterium jakości kompostu. Rolnicza wartość kompostu wzrasta, gdy materia organiczna osiąga wysoki poziom humifikacji. Właściwości substancji humusowych zależą w dużym stopniu od rodzaju materiału organicznego poddawanego procesowi kompostowania (Bernal i inni, 2009) (Senesi, 1989).

Humifikacja materii organicznej podczas kompostowania objawia się tworzeniem kwasów huminowych o rosnącej masie cząsteczkowej, właściwościach aromatycznych, stężeniach tlenu i azotu oraz grupach funkcyjnych, zgodnie z ogólnie przyjętymi teoriami humifikacji gleby (Senesi, 1989). Podczas kompostowania wytwarzane są substancje humusowe (organiczny-ekstrahowany alkalicznie węgiel - C_{EX}) i wzrasta poziom organicznego węgla-kwasu humusowego (C_{HA}), podczas gdy organiczny węgiel-kwas fulwowy (C_{FA}) i ekstrahowany wodą organiczny-węgiel zmniejsza się z powodu drobnoustrojów (Bernal i inni, 2009). Powyższe kwasy charakteryzuje różna rozpuszczalność: kwasy fulwowe wyróżniają się najwyższą rozpuszczalnością, gdyż rozpuszczają się w wodzie przy wszystkich wartościach pH, kwasy huminowe rozpuszczają się jedynie w roztworach zasadowych i ulegają wytrącaniu tylko w środowisku kwaśnym natomiast huminy są

nierozpuszczalne w rozcieńczonych roztworach mineralnych kwasów i zasad (Bednarek i inni, 2004).

Model kwasów humusowych można określić dzięki analizie składu elementarnego, cech fizykochemicznych oraz struktury cząsteczkowej. Skład elementarny kwasów huminowych i fulwowych różni się w zależności od ilości składników tworzących kwasy, do których zalicza się: węgiel, wodór i azot. Skład elementarny kwasów humusowych przedstawiono w Tabeli 1 (Gomółka i inni, 1997).

Tabela 1. Skład elementarny kwasów humusowych (Gomółka i inni, 1997)

Kwasy humusowe	Węgiel	wodór	tlen	azot
Kwasy fulwowe	43–52	3,3–6,0	42–51	1,0–6,0
Kwasy huminowe	52–62	2,5–5,8	30–39	2,6–5,1

Kwasy huminowe charakteryzują się barwą od ciemnobrązowej do czarnej, kwasy fulwowe to frakcje związków próchnicznych o barwie żółtej do żółtobrązowej, natomiast huminy przyjmują barwę czarną. Poszczególne frakcje różnią się od siebie m.in. masą cząsteczkową, liczbą grup funkcyjnych oraz stopniem polimeryzacji wg Rys. 3 (Stevenson, 1982).



Rys. 3. Właściwości chemiczne substancji próchnicznych (Stevenson, 1982)

Kwasy fulwowe tworzą łatwo rozpuszczalne sole i charakteryzują się dużą zawartością tlenowych grup funkcyjnych oraz większą ruchliwością ze względu na niską masę cząsteczek. Natomiast kwasy huminowe są trwalsze w środowisku i wykazują większe zdolności stabilizacyjne ze względu na wysoką masę i aromatyczną strukturę cząsteczkową (Chen, 2003). Substancje humusowe znacznie wpływają na jakość i wydajność gleby (Gersende i inni, 2008) oraz posiadają wysoką zdolność wymiany zasadowej (Lotosh, 1991).

Do oceny poziomu humifikacji materiału podczas procesu kompostowania najczęściej stosuje się następujące wskaźniki (Senesi, 1989) (Roletto i inni, 1985)

- Wskaźnik humifikacji (HR): $C_{EX}/C_{org} \times 100$;
- Indeks humifikacji (HI): $C_{HA}/C_{org} \times 100$;
- Procent kwasów huminowych (PHA): $C_{HA}/C_{EX} \times 100$;
- Indeks polimeryzacji (PI): C_{HA}/C_{FA} (Bernal i inni, 2009)

Wzrost tych parametrów podczas kompostowania wskazuje na humifikację materii organicznej. Roletto i inni (Roletto i inni, 1985) stosowali te parametry do ustalenia poziomu humifikacji kompostów różnego pochodzenia. Maksymalne wartości wskaźników to: $HR \geq 7.0$, $HI \geq 3.5$, $PHA \geq 50$ oraz $PI \geq 1.0$. Natomiast Sequi i inni (Sequi i inni, 1986) opracowali nowy wskaźnik humifikacji jako stosunek substancji niehumusowych do substancji humusowych: $C_{NH}/(C_{HA} + C_{FA})$, przy czym jego wartość poniżej 1 wskazuje na dobry stopień humifikacji.

1.3. Dojrzałość i stabilność

Podstawowym wymaganiem od początku procesu kompostowania do bezpiecznego stosowania w glebie jest wysoki stopień stabilności lub dojrzałości, co oznacza stałą zawartość materii i brak fitotoksycznych związków oraz patogenów roślinnych i zwierzęcych.

Dojrzałość i stabilność to kryteria określające jakość kompostu, który po spełnieniu wszystkich wymagań zawartych w obowiązujących aktach prawnych może być wykorzystany w rolnictwie (Ozimek i inni, 2012) (Moral i inni, 2009). Zarówno stabilność, jak i dojrzałość zwykle idą w parze, ponieważ związki fitotoksyczne są wytwarzane przez mikroorganizmy w niestabilnych kompostach (Zucconi i inni, 1985). Dojrzałość i stabilność kompostu są często używane

zamiennie. Jednak każdy z nich odnosi się do określonych właściwości tych materiałów. Stabilność zazwyczaj odnosi się do aktywności mikrobiologicznej (Council, 2001) i może być zdefiniowana przez wskaźnik oddychania lub przekształcenia różnych związków chemicznych w materii organicznej kompostu (Gao i inni, 2010). Dojrzałość odnosi się do stopnia degradacji fitotoksycznych substancji organicznych i związana jest z potencjałem wzrostu roślin oraz przydatnością kompostu do końcowego wykorzystania. Określa się ją za pomocą wskaźnika kiełkowania lub testów biologicznych roślin (Said-Pullicino i inni, 2007) (Iannotti i inni, 1993). Stabilność i dojrzałość to terminy często używane do scharakteryzowania kompostu, jednak specjaliści od kompostu mają różne opinie na temat znaczenia tych terminów. Termin „stabilny” zazwyczaj odnosi się do kompostu, który nie ulega szybkiemu rozkładowi i którego składniki odżywcze są powoli uwalniane do gleby. Stabilność jest ważna przy określaniu potencjalnego wpływu materiału kompostowego na dostępność azotu w glebie lub pożywcze wzrostowej. Stabilny kompost zużywa mało azotu i tlenu oraz generuje niewielkie ilości CO₂ lub ciepła - może być stosowany jako organiczny dodatek do gleby w celu poprawy jej żyzności i wzrostu roślin (Piccolo i inni, 2004). Zastosowanie niestabilnego i niedojrzałego kompostu wiązałoby azot w glebie i ograniczyłoby wzrost roślin poprzez konkutowanie o tlen w przestrzeni przykorzeniowej i uwalnianie substancji toksycznych (Bernal i inni, 2009) (Huang i inni, 2004). Niestabilny kompost, jeśli jest niewłaściwie przechowywany i pozostawiony bez napowietrzania, może stać się beztlenowy i generować nieprzyjemne zapachy.

Dojrzałość to stopień lub poziom kompletności procesu kompostowania. W przypadku dojrzałego kompostu surowce wyjściowe zostały wystarczająco rozłożone, aby wytworzyć stabilny produkt. W przeciwieństwie do tego niedojrzały kompost może zawierać jeden lub więcej związków hamujących wzrost roślin oraz żywotne nasiona chwastów lub mieć inne niepożądane cechy, takie jak zapach (Bernal i inni, 2009). Parametry dojrzałości oparte są na różnych właściwościach: fizycznych, chemicznych i biologicznych, w tym aktywności mikrobiologicznej zgodnie z Tabelą 2 (Bernal i inni, 2009).

Tabela 2. Aktualne kryteria oceniane w literaturze w celu scharakteryzowania jakości kompostu (Bernal i inni, 2009)

Fizyczne	Zapach, kolor, temperatura, wielkość cząstek i materiały obojętne	
Chemiczne	Analizy węgla i azotu	Stosunek C/N w ekstrakcie stałym i wodnym
	Zdolność do wymiany kationów	Całkowity stosunek węgla organicznego itp.
	Ekstrakt rozpuszczalny w wodzie	pH, EC, organiczne-C, jony itp.
	Azot mineralny	Zawartość $\text{NH}_4\text{-N}$, stosunek $\text{NH}_4\text{-N}/\text{NO}_3\text{-N}$
	Zanieczyszczenia	Metale ciężkie i substancje organiczne
	Jakość materii organicznej, humifikacja	Skład organiczny: lignina, węglowodany złożone, lipidy, cukry itp.
		Wskaźniki humifikacji i charakterystyka substancji humusowych: analiza pierwiastkowa i grup funkcyjnych, rozkład masy cząsteczkowej, stosunek E_4/E_6 , piroliza GC-MS, analizy spektroskopowe (NMR i FTIR, fluorescencja itp.) itp.
Biologiczne	Wskaźniki aktywności mikrobiologicznej:	Oddychanie (pobór/zużycie O_2 , produkcja CO_2 , test samonagrzewania, składniki ulegające biodegradacji)
		Aktywność enzymatyczna
		Zawartość ATP
		Mineralizacja azotu – potencjał immobilizacji, nitryfikacji itp.
		Biomasa mikrobiologiczna
	Fitotoksyczność:	Testy kiełkowania i wzrostu roślin
	Inne:	Testy na żywotne nasiona chwastów, patogeny i ekotoksyczność

1.4. C/N

Wśród wielu pierwiastków wymaganych do rozkładu mikrobiologicznego najważniejsze z nich to węgiel i azot. Węgiel stanowi zarówno źródło energii, jak i podstawowy budulec zawierający około połowy masy komórek drobnoustrojów. Azot jest kluczowym składnikiem białek, kwasów nukleinowych, aminokwasów, enzymów i koenzymów niezbędnych do wzrostu i funkcjonowania komórek (Institute, 1996). Bilans żywieniowy jest określany głównie przez stosunek C/N. Dadi i inni (Dadi i inni, 2019) określili stosunek C/N jako jeden z głównych czynników wpływających na jakość kompostu. Wysokie stosunki C/N powodują, że proces jest bardzo powolny, ponieważ występuje nadmiar degradablego substratu dla mikroorganizmów. Przy niższych proporcjach azot będzie dostarczany w nadmiarze i zostanie utracony jako gazowy amoniak obciążając środowisko (przede wszystkim poprzez obciążenie odorami) oraz obniżając jednocześnie jakość kompostu (Bernal i inni, 2009).

Optymalna wartość stosunku węgla do azotu jest istotnym czynnikiem dla mikroorganizmów w procesie rozkładu odpadów organicznych podczas procesu kompostowania (Qdais i inni, 2004). Węgiel dostarcza celulozę potrzebną bakteriom kompostującym do konwersji na cukry i ciepło. Źródła węgla dla mikroorganizmów zwykle pochodzą ze środków wypełniających, takich jak trociny i zrębki (Laos i inni). Azot dostarcza najbardziej skoncentrowanego białka, które umożliwia rozwój bakterii kompostowych. Chang i Hsu (Chang i inni, 2008) jednoznacznie wykazali, że w podłożu zawierającym więcej białka bakterie rozwijają się szybciej. Proces kompostowania wymaga mniej czasu na dojrzewanie, wytwarza więcej dwutlenku węgla, osiąga wyższe temperatury podczas procesu kompostowania i wyższe końcowe wartości pH (Chang i inni, 2008). Początkowy stosunek C/N materiału powinien wynosić od 25:1 do 35:1 (Cekmecelioglu i inni, 2005), aby uniknąć wytwarzania nieprzyjemnych zapachów ze względu na wysoką zawartość azotu, który może ulegać mineralizacji do amoniaku (Qdais i inni, 2004) oraz trudności materiału w osiągnięciu stanu termofilnego, jeśli ma zbyt niski stosunek C/N (Arvanitoyannis i inni, 2006). Wysokie wartości stosunku C/N obniżą również szybkość biodegradacji, co skutkuje dłuższym czasem procesu kompostowania (Qdais i inni, 2004) (Abdullah i inni, 2010).

Odpowiedni stosunek C/N do kompostowania mieści się w zakresie 25–35, ponieważ uważa się, że mikroorganizmy wymagają 30 części C na jednostkę N (Bishop i inni, 1983). Kilku autorów (Diaz i inni, 1993) (Haug, 1993) (Iranzo i inni, 2004) podobnie wskazują, że optymalny stosunek C/N dla procesu kompostowania waha się od 25 do 30. Większość badań zaleca operacyjny zakres stosunku C/N od 20:1 do 30:1 z optymalnym stosunkiem 25:1 dla beztlenowego wzrostu bakterii (Estevez i inni, 2012) (Zhiying i inni, 2015). Stosunek C/N mniejszy lub równy 20 jest uważany za zadowalającą wartość dla dojrzałości, gdy początkowa wartość substratów kompostowych wynosi od 25 do 30 (Goyal i inni, 2005) (Kausar i inni, 2010). Podobne badania prowadzili Brewer i Sullivan (Brewer i inni, 2003) oraz Raj i Antil (Raj i inni, 2010), którzy uznają kompost za stabilny, gdy C/N osiągnie wartość poniżej 20, przy czym preferowana wartość to 15. Spadek wartości stosunku C/N w czasie kompostowania występuje w każdym prawidłowo prowadzonym procesie, ze względu na ubytek węgla wykorzystywanego przez mikroorganizmy (Ozimek i inni, 2012) (Goyal i inni, 2005).

Przy odpadach o wyższej wartości C/N (>30) dodanie azotu (np. gnojówki, mocznika albo osadów ściekowych) może przyspieszyć proces rozkładu biologicznego. Gotowy materiał wyjściowy powinien mieć wartość C/N wynoszącą < 20. Im wyższy jest udział azotu w kompoście, tym jest on lepszy do zastosowania jako nawóz organiczny (Glanz, 2012).

Stosunek C/N można regulować wybierając najbardziej odpowiednią kombinację materiałów kompostowych i dodanych środków wypełniających, aby zapewnić ostateczny stosunek w optymalnym zakresie.

Chociaż osiągnięcie stosunku C/N około 30:1 jest użytecznym celem w planowaniu procesu kompostowania, może zaistnieć potrzeba dostosowania tego stosunku zgodnie z biodostępnością danych materiałów. Większość azotu w materiałach kompostowanych jest łatwo dostępna. Jednak część węgla może być zamknięta w związkach, które są wysoce odporne na rozkład biologiczny. Na przykład gazeta rozkłada się wolniej niż inne rodzaje papieru, ponieważ składa się z włókien celulozowych pokrytych ligniną, wysoce odpornym związkiem występującym w drewnie. Oznacza to, że im więcej ligniny w materiale, tym wolniej będzie kompostował w porównaniu z innymi składnikami o podobnym stosunku C/N. Łodygi kukurydzy i słoma rozkładają się podobnie wolno, ponieważ składają się z odpornej formy celulozy. Chociaż

wszystkie te materiały nadal można kompostować, ich stosunkowo powolne tempo rozkładu oznacza, że nie cały ich węgiel będzie łatwo dostępny dla mikroorganizmów, więc można zaplanować wyższy początkowy stosunek C/N.

Ogólnie rzecz biorąc, materiały, które są zielone i wilgotne, mają zwykle wysoką zawartość azotu, a te, które są brązowe i suche, zawierają dużo węgla. Materiały o wysokiej zawartości azotu obejmują ścinki trawy, sadzonki roślin oraz skrawki owoców i warzyw. Brązowe lub drzewne materiały, takie jak jesienne liście, zrębki, trociny i rozdrobniony papier, mają wysoką zawartość węgla zgodnie z Tabelą 3 (Dickson i inni, 1991).

Tabela 3. Zestawienie wybranych materiałów o wysokiej zawartości węgla i azotu (Dickson i inni, 1991)

Materiały o wysokiej zawartości węgla	C/N
jesienne liście	30-80:1
słoma	40-100:1
zrębki lub trociny	100-500:1
kora	100-130:1
zmieszany papier	150-200:1
gazeta lub tektura falista	560:01:00
Materiały o wysokiej zawartości azotu	C:N
skrawki warzyw	15-20:1
ziarna kawy	20:01
ścinki trawy	15-25:1
obornik	5-25:1

Wykazano, że stosunek C/N wpływa również na przeżywalność patogenów podczas kompostowania (Chen i inni, 2018). Millner i inni (Millner i inni, 2014) stwierdzili, że użycie słomy w celu zwiększenia napowietrzania, zdolności samoogrzewania i zatrzymywania ciepła w pryzmach obornika zwiększyło wymieranie patogenów i zmniejszyło ryzyko rozprzestrzeniania się w środowisku, gdy obornik jest stosowany na gruntach (Huang i inni, 2004).

Mając na uwadze powyższe, stosunek C/N można uznać za najważniejszy czynnik wpływających na proces kompostowania i jakość kompostu.

2. HIPOTEZA BADAWCZA

Przeprowadzone studium literatury oraz zainteresowanie zmniejszaniem kosztów produkcji kompostu przez przedsiębiorstwa wykorzystujące metodę biologicznego przetwarzania osadów ściekowych w warunkach tlenowych, uzasadniały potrzebę badań służących weryfikacji następującej hipotezy:

ograniczenie suplementacji, w przypadku kompostowania osadów ściekowych charakteryzujących się wysoką koncentracją azotu ogólnego, polegającej na dodawaniu materiału o dużej zawartości węgla organicznego, którego dodatek zwiększa wartość parametru C/N do wartości określonej w literaturze jako optymalna, nie wpływa niekorzystnie na prawidłowy przebieg kompostowania.

3. CEL PRACY

Celem pracy było wyznaczenie związku pomiędzy ilością dodawanego suplementu i intensywnością procesu kompostowania wyrażoną zmianą wartości określonych parametrów fizykochemicznych. Głównym składnikiem modyfikującym skład mieszaniny poszczególnych komponentów, tworzących wsad do procesu kompostowania, była słoma jęczmienna.

Cele cząstkowe:

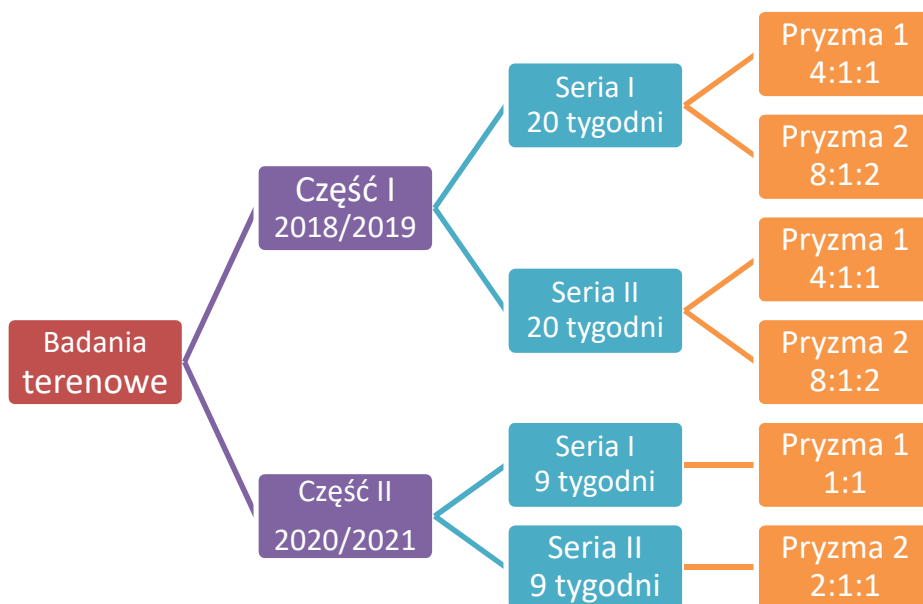
1. Ocena wpływu zmniejszonej suplementacji na transformację materii organicznej w kierunku swoistych związków próchnicznych.
2. Ocena wpływu zmniejszonej zawartości słomy, jako źródła węgla organicznego zmniejszającego wartość parametru C/N, na intensywność przemian biochemicznych w trakcie kompostowania osadów ściekowych.

4. METODYKA BADAWCZA

Realizacja założonego celu wymagała przeprowadzenia badań terenowych i laboratoryjnych.

4.1. Badania terenowe

Badania zostały przeprowadzone w skali technicznej, w dwóch częściach. Miejscem prowadzenia badań terenowych był obiekt kompostowni zlokalizowanej na terenie oczyszczalni ścieków komunalnych należącej do Przedsiębiorstwa Goleniowskie Wodociągi i Kanalizacja Sp. z o.o. Schemat obrazujący przebieg badań wraz z ustaloną nomenklaturą, przedstawiono na Rys. 4.



Rys. 4. Schemat badań terenowych

Pierwsza część badań przeprowadzona w 2018/2019 roku obejmowała dwa etapy, których czas trwania wynosił po ok. 5 miesięcy. Każdy etap składał się z dwóch serii, w których zastosowano odmienną proporcję pomiędzy wykorzystywanymi komponentami, którymi były: odwodnione mechanicznie osady ściekowe, słoma jęczmienna, zrębki drzewne i kompost dojrzały (inoculum). W serii nr 1 stosunek mas pomiędzy składnikami tworzącymi mieszankę kompostową wynosił odpowiednio 4:1:(0.5+0.5), co opisano w dalszej części pracy jako 4:1:1. W serii nr 2 stosunek mas pomiędzy składnikami wynosił odpowiednio 8:1:(1+1), co zostało opisane w dalszej części jako 8:1:2. W obu etapach proporcje w dwóch przeprowadzonych seriach były identyczne.

Proces kompostowania odbywał się w zadaszonych, okresowo toczonych pryzmach o objętości ok. 50 m³ każda. Pryzmy miały przekrój trapezu o wymiarach: długość ok. 70 m, szerokość podstawy dolnej 3.0 m, wysokość

1.5 m. Całkowita powierzchnia kompostowni betonowej wraz z zadaszeniem wynosiła 2.400 m².

Parametry formowanych pryzm (Rys. 5-7) przedstawiały się następująco:

- długość płyty roboczej 60 m
- szerokość płyty roboczej 40 m
- maksymalna długość pryzmy to 54 m
- szerokość podstawy pryzmy 3 m
- początkowa wysokość pokosu 1,6 m
- wysokość pryzmy z gotowym preparatem 0.9-1.1 m.



Rys. 5. Formowanie pryzmy kompostowej – I. część badań



Rys. 6. Formowanie przyzmy kompostowej c.d. - I. część badań



Rys. 7. Formowanie przyzmy kompostowej c.d. - I. część badań

Podczas badań terenowych systematycznie pobierano materiał z każdej próby kompostowej celem przeprowadzenia badań laboratoryjnych. Z różnych miejsc przyzmy pobrano sześć próbek kompostu o masie ok. 10 kg. Po wymieszaniu pobranego materiału wyodrębniono próbkę reprezentatywną o masie ok. 1 kg. Próbki zostały zabezpieczone w zamkniętym szczelnie

opakowaniu i przechowywane w temp. -20°C . Łącznie do analizy laboratoryjnej pobrano 54 próbki. Badania laboratoryjne polegały na analizie jakościowej i ilościowej wybranych parametrów zgodnie z wymogami określonymi w krajowych przepisach regulujących zasady rolniczego wykorzystania kompostu wytworzonego na bazie komunalnych osadów ściekowych, mających status nawozu organicznego lub środka do kondycjonowania roślin. Uwzględniono również przepisy krajowe i unijne dotyczące zasad bezpośredniego wykorzystania osadów ściekowych na gruntach rolnych.

Drugą część badań prowadzono na przełomie 2020/2021 roku. Badania składały się z dwóch niezależnych serii i trwały po około 9 tygodni. Pierwsza seria rozpoczęła się 24 listopada 2020 roku i zakończyła 26 stycznia 2021 roku, natomiast druga seria trwała od 16 grudnia 2020 roku do 8 lutego 2021 roku. Badania prowadzono w warunkach kompostowania statycznego z wymuszonym napowietrzaniem (wtłaczając powietrze kanałami znajdującymi się w betonowej podłodze reaktora), pod przykryciem membraną półprzepuszczalną typu GORECover (Rys. 8-10). Surowcem do kompostowania był odwodniony, częściowo ustabilizowany osad ściekowy. Około 50% masy osadów ściekowych odwadnianych mechanicznie stanowiło materiał strukturotwórczy.

Zgodnie z zalecaną przez producenta technologią kompostowania przeprowadzono jedną serię kompostowania bez dodatku słomy, stosując stosunek masowy osadu do zrębek wynoszący 1:1 oraz dodatkowo jedną serię z dodatkiem słomy jęczmiennej do mieszanki osadu ze zrębkami, odpowiednio w proporcji 2:1:1 (osady, zręбки, słoma). Masy uformowanych pryzm kompostowych w obu seriach wynosiły ok. 200 ton każda.

Proces kompostowania w drugiej części został przetestowany na nowej instalacji, w której nie jest planowane stosowanie dodatkowego źródła węgla. Zgodnie z tą technologią odwodniony osad mieszany jest wyłącznie ze zrębkami drzewnymi, celem poprawy porowatości mieszanki i zwiększenia wydajności przepływu powietrza. Proces odbywa się pod osłoną półprzepuszczalnej membrany w warunkach intensywnego, wymuszonego przepływu powietrza. W tych okolicznościach zastosowanie słomy w serii 2. miało na celu zbadanie wpływu suplementacji na jakość kompostu uzyskanego po 9 tygodniach kompostowania.



Rys. 8. Montaż membrany typu GORECover na pryzmę kompostową – II. część badań



Rys. 9. Gotowa pryzma kompostowa po przykryciem membraną typu GORECover – II. część badań



Rys. 10. Formowanie przyzmy kompostowej – II. część badań

W trakcie trwania badań terenowych z każdej serii kompostowej systematycznie pobierano próbki kompostu przeznaczone do badań laboratoryjnych. W celu wyodrębnienia próbki reprezentatywnej pobrano z różnych miejsc przyzmy sześć próbek kompostu o masie ok. 10 kg. Następnie, po wymieszaniu, wydzielano próbkę o masie ok. 0.5 kg. Próbki zostały zabezpieczone w zamkniętym szczelnie opakowaniu i przechowywane w temp. -20°C . Podczas trwania obu serii pobrano po 9 próbek kompostów z każdej przyzmy. Przed rozpoczęciem każdej serii pobrano również próbki odwodnionych osadów ściekowych oraz dodatkowo w serii nr 2 próbkę słomy. Łącznie do analizy fizykochemicznej pobrano 18 próbek kompostów oraz 2 próbki osadów ściekowych.

4.2. Badania laboratoryjne

4.2.1. Sposoby oznaczania parametrów procesu kompostowania

Podczas badań laboratoryjnych przeprowadzono analizę jakościowo-ilościową wybranych parametrów, takich jak podstawowe wskaźniki fizykochemiczne oraz związki humusowe. Badania prowadzono w oparciu o przepisy krajowe, określające zasady rolniczego zastosowania kompostu na bazie komunalnych osadów ściekowych oraz przepisy krajowe i unijne

regulujące bezpośrednie wykorzystanie osadów ściekowych na gruntach rolniczych.

Z każdej próby oznaczono następujące wskaźniki: suchą masę (s.m.) po wysuszeniu próbek w temperaturze 105°C, węgiel organiczny (TOC.) metodą analizy elementarnej przy zastosowaniu mikroanalizatora VARIOMAX CN zgodnie z PN-Z-15011-3 oraz azot ogólny (N_{tot}) metodą analizy elementarnej przygotowując próbki według PN-R-04006. Podczas badań oznaczone zostały również zawartości substancji organicznych. Zawartość ligniny, celulozy i hemicelulozy oznaczono w kompostach przy pomocy techniki z woreczkami filtracyjnymi w aparacie Ankom A200.

Ekstrakcja kwasów humusowych (HS) (HA and FA) przeprowadzona została przy udziale 0.5 M NaOH według zmodyfikowanej metody IHSS (Sparks, 1996). Węgiel w alkalicznych ekstraktach (CHS) i (CHA) oznacza się przy udziale urządzenia VARIOMAX CN, natomiast węgiel kwasów fulwowych (CFA) uzyskuje się jako różnicę pomiędzy wartościami węgla CHS i CHA.

4.2.1.1. Azot ogólny

Próbkę przygotowano wg PN-R-04006. Azot ogólny oznaczono w świeżej próbce techniką analizy elementarnej. Analiza elementarna polega na rozkładzie próbki w wyniku katalitycznego spalania w strumieniu tlenu w temp. 1050°C. Obok azotu cząsteczkowego powstają również tlenki azotu, które są ilościowo redukowane do azotu cząsteczkowego. Sygnał pomiarowy jest generowany przez detektor przewodności cieplnej. Oznaczenie wykonano za pomocą mikroanalizatora VARIOMAX w trybie pracy CN.

4.2.1.2. Ogólny węgiel organiczny

Próbkę przygotowano wg PN-Z-15011-1 i PN-Z-15011-3 poprzez użycie 3% HCL oraz wygrzanie w temp. 103°C w czasie 4h. Węgiel organiczny oznaczono techniką analizy elementarnej. Próbkę poddano spalaniu w tlenie w temp. 1050°C w obecności katalizatora, po uprzednim napełnieniu układu helem. Detektor przewodności cieplnej generuje sygnał pomiarowy. Oznaczenie wykonano za pomocą mikroanalizatora VARIOMAX w trybie pracy CN.

4.2.1.3. Sucha masa

Próbkę przygotowano wg PN-R-04006. Oznaczenie wykonano metodą wagową.

4.2.1.4. Wilgotność/ substancja organiczna

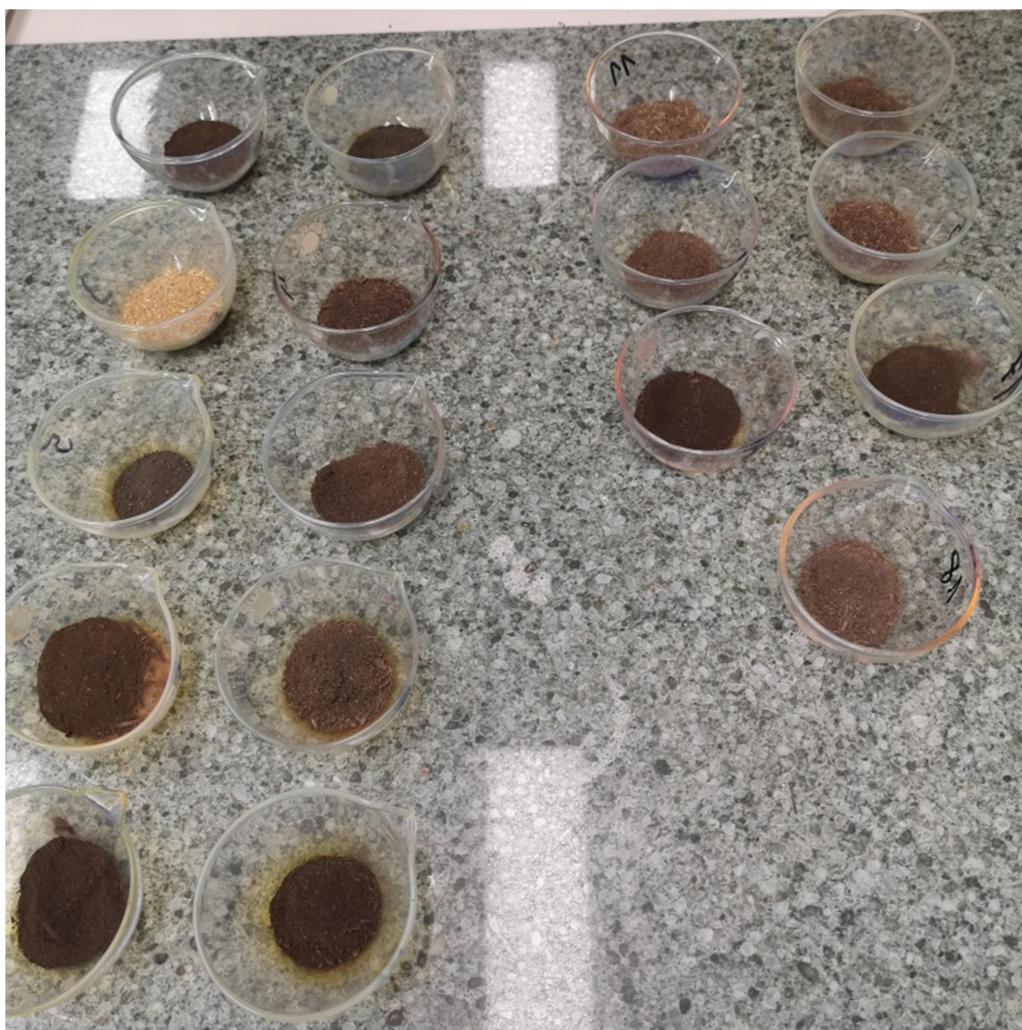
Próbkę przygotowano wg PN-Z-15011-3. Oznaczenie wykonano metodą wagową.

4.2.1.5. Odczyn pH

Próbkę przygotowano wg PN-Z-15011-1 i PN-Z-15011-3. Oznaczenie wykonano metodą potencjometryczną.

4.2.1.6. Substancje humusowe

Ekstrakcję substancji humusowych przeprowadzono zgodnie z procedurą Schnitzera. Naważkę suchego kompostu (Rys. 11) w ilości 5 g zalewano 0.5 M roztworem NaOH w stosunku 1:50, po czym wstrząsano w temp. pokojowej przez okres 24 h. Otrzymany roztwór zawierający kwasy humusowe oddzielano od pozostałości przez wirowanie.



Rys. 11. Naważki suchego kompostu

Zawartość węgla w roztworze kwasów humusowych oznaczono za pomocą mikroanalizatora VARIOMAX w trybie pracy CN (Rys. 12). Z warstwy roztworu nad osadu pobierano próbkę w ilości 1 cm^3 i umieszczano w cylinderku z folii srebrowej. Następnie próbkę zakwaszono 3% roztworem HCL i poddano suszeniu przez okres 4 h w temp. 130°C . Folię wraz z suchą pozostałością tabletkowano i skierowano do spalania w analizatorze.



Rys. 12. Mikroanalizator VARIOMAX

– **Kwasy huminowe i fulwowe**

Przygotowanie próbki odbywało się poprzez pobranie 150 ml uzyskanego wcześniej ekstraktu kwasów humusowych do kolby typu Erlenmeyer'a i zakwaszeniu go 6 M HCL do pH=2. Po 24 h z roztworu wytrącał się osad kwasów huminowych (HA), który następnie odwirowywano. Wyizolowany osad ponownie rozpuszczono w 0.5 M NaOH, a następnie przeniesiono do kolby miarowej 100 ml i uzupełniono do kreski roztworem ekstrahenta. Warstwę roztworu znad osadu pozostałą po odwirowaniu, będącą roztworem kwasów fulwowych, przeniesiono do kolby miarowej o poj. 200 ml i uzupełniono do kreski roztworem ekstrahenta. Oznaczenie zawartości węgla w otrzymanych roztworach HA i FA wykonano za pomocą mikroanalizatora VARIOMAX w trybie pracy CN.

4.2.1.7. Lignina, celuloza i hemiceluloza

W pierwszym etapie próbkę poddaje się działaniu detergentu neutralnego i płucze stabilną termicznie amylazą po to, aby cukry, skrobie i pektyny stały się rozpuszczalne. Pozostałe osady składają się z niestrawnych lub trudno strawnych substancji: hemicelulozy, celulozy i ligniny. Na kolejnym etapie hemiceluloza staje się rozpuszczalna dzięki zastosowaniu detergentu kwaśnego. Następnie pozostałość, która składa się z celulozy i ligniny, poddaje się działaniu stężonego kwasu siarkowego, który rozpuszcza celulozę pozostawiając ligninę.

4.2.1.8. Badania odorometryczne – zawartość NH_3

Oznaczenie wykonano zgodnie z PN-Z-04009-2. Próbki gazów pobrano za pomocą aspiratora. Gazy poprocesowe przepuszczano przez płuczki zawierające roztwór pochłaniający (0.1 M roztwór kwasu solnego) pod stałym równomiernym przepływem około $0.5 \text{ dm}^3/\text{min}$ przez 30 min. Oznaczenie wykonano poprzez dodanie 1 ml odczynnika fenolowego oraz 0.5 ml roztworu dichloroizocyjanuranu sodu do 5 ml roztworu z płuczki. Następnie tak przygotowane roztwory zostały przetrzymywane w cieplarni w temp. 50°C przez 20 min. Po schłodzeniu wykonano pomiar absorbancji roztworów przy długości fali $\lambda=630 \text{ nm}$,

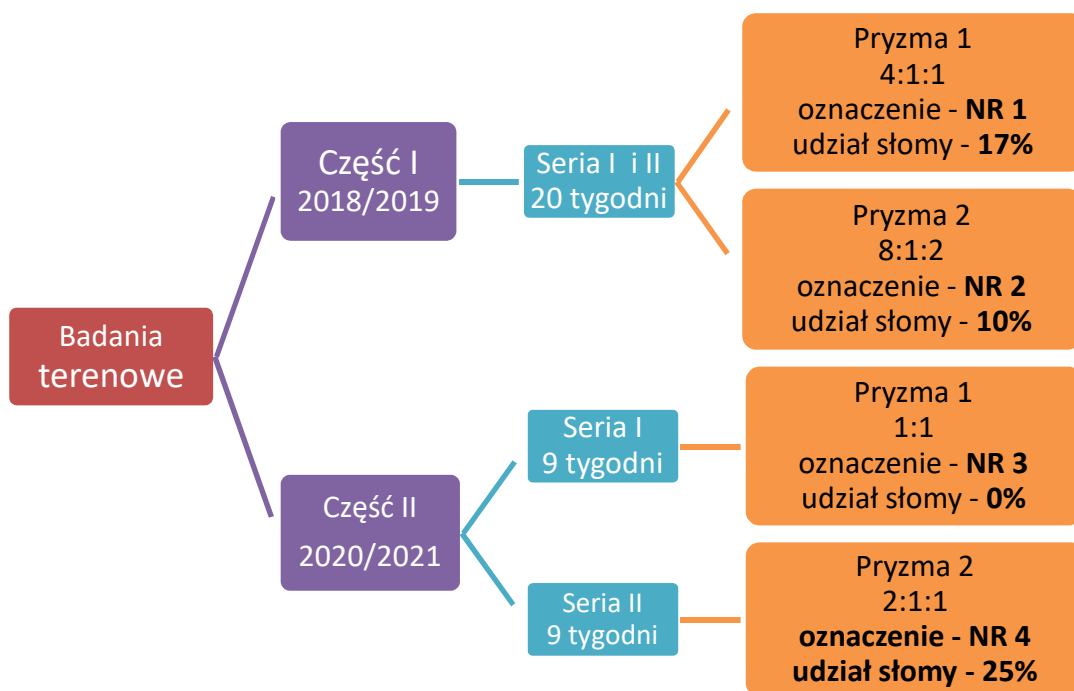
4.3. Analiza statystyczna

Analizę wyników badań przeprowadzono za pomocą programu komputerowego STATISTICA 13. W tym celu wykorzystano analizę korelacji, która wyraża miarę powiązania pomiędzy dwiema zmiennymi. Zdefiniowany współczynnik korelacji liniowej określa poziom zależności liniowej pomiędzy zmiennymi losowymi i przyjmuje wartości z przedziału od -1.00 do +1.00, przy czym wartość -1 oznacza doskonałą korelację ujemną, +1 doskonałą korelację dodatnią, natomiast wartość 0 świadczy o braku korelacji pomiędzy zmiennymi.

5. WYNIKI BADAŃ

5.1. Opis nomenklatury

Wyniki badań przedstawiono w poniższych tabelach. Pryzmy nr 1 i 2 w obu seriach I. części badań charakteryzowały się tą samą proporcją pomiędzy surowcami zastosowanymi do przygotowania wsadu – a więc seria nr 2 była powtórzeniem serii nr 1. W związku z powyższym uśredniono wyniki obu serii w I. części i do dalszej analizy przyjęto schemat zgodnie z Rys. 13. Jednakże w Załączniku nr 1 do niniejszej pracy przedstawiono wszystkie wyniki obejmujące powtórzenia badań w I. części.



Rys. 13. Schemat badań i oznaczeń przyjętych do analizy danych

5.2. Tabele i rysunki

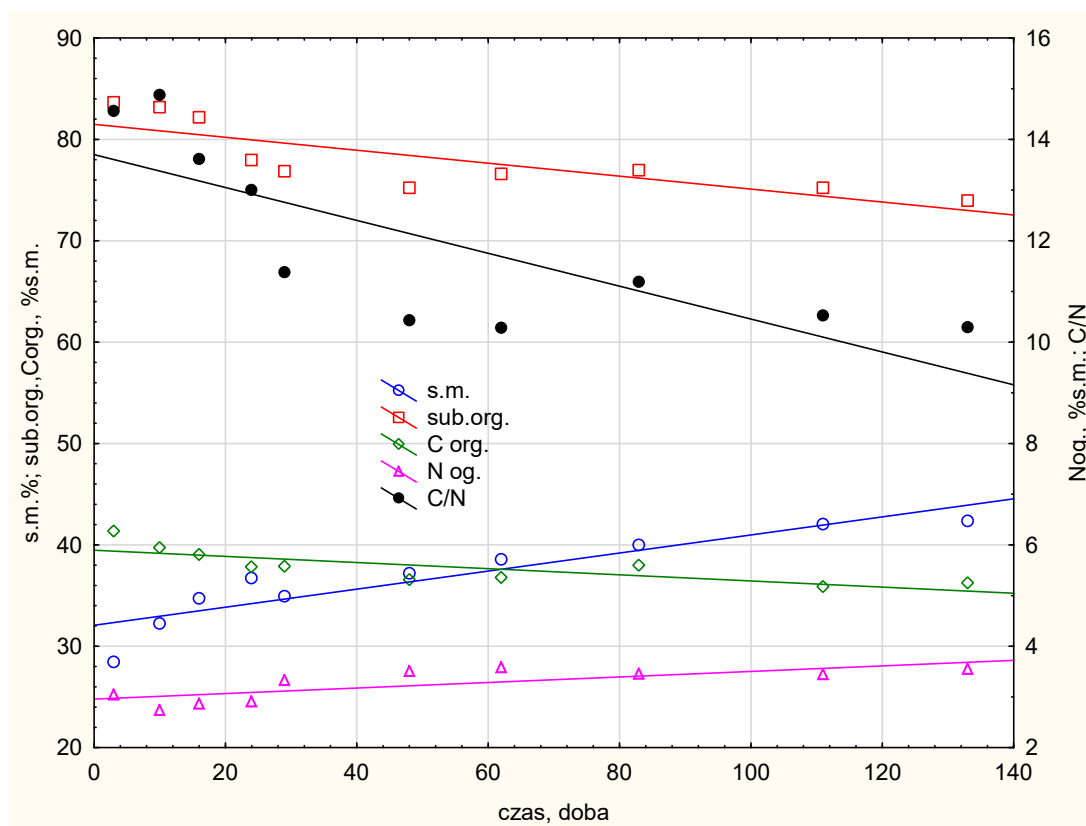
Analiza jakościowo-ilościowa obejmowała wybrane bazowe parametry procesowe zgodnie z Tabelami 4-13 oraz Rys. 14-23. Rodzaj analizowanych wskaźników jest zgodny z wymaganiami określonymi w przepisach krajowych, m.in. w Rozporządzeniu Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 18 czerwca

2008 r. w sprawie wykonania niektórych przepisów ustawy o nawozach i nawożeniu (Dz.U. 2008 nr 119 poz. 765), Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 6 lutego 2015 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych (Dz.U. 2015 poz. 257) oraz w przepisach unijnych m.in. z Dyrektywą Rady z dnia 12 czerwca 1986 r. w sprawie ochrony środowiska, w szczególności gleby, w przypadku wykorzystania osadów ściekowych w rolnictwie (86/278/EWG).

5.2.1. Suplementacja – 17% (Pryzma nr 1)

Tabela 4. Wartości wskaźników fizykochemicznych w próbkach kompostów i substratów - pryzma nr 1

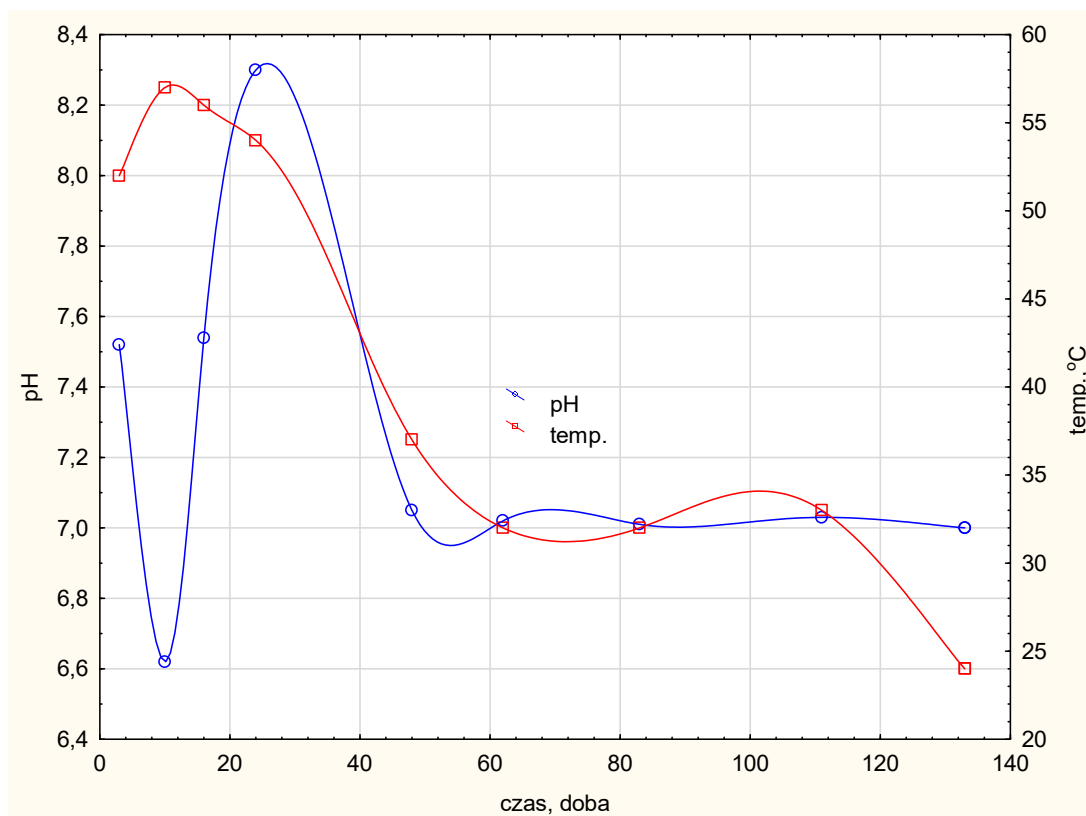
Nr	dośća trwania	s.m. %_1	sub.org.% s.m._1	Corg. .%s.m._1	Nog. %s.m._1	C/N_1
1	3	28.45	83.65	41.34	3.05	14.56
2	10	32.20	83.15	39.71	2.74	14.88
3	16	34.70	82.15	38.99	2.87	13.62
4	24	36.70	77.95	37.81	2.91	13.00
5	29	34.90	76.85	37.85	3.33	11.38
6	48	37.15	75.20	36.53	3.51	10.43
7	62	38.55	76.60	36.73	3.58	10.28
8	83	39.95	76.95	37.97	3.45	11.19
9	111	42.00	75.20	35.86	3.44	10.53
10	133	42.35	73.95	36.22	3.55	10.29
osady	3	18.50	79.80	37.16	7.51	4.95
słoma	3	62.20	94.10	45.60	0.70	64.85
zrębki	3	34.35	87.00	44.38	1.16	38.34



Rys. 14. Wykres zależności s.m., sub.org., C org., N og., C/N względem czasu podczas procesu kompostowania w przyzomie nr 1

Tabela 5. Wartości temperatury i pH w próbkach kompostów i substratów - przyzma nr 1

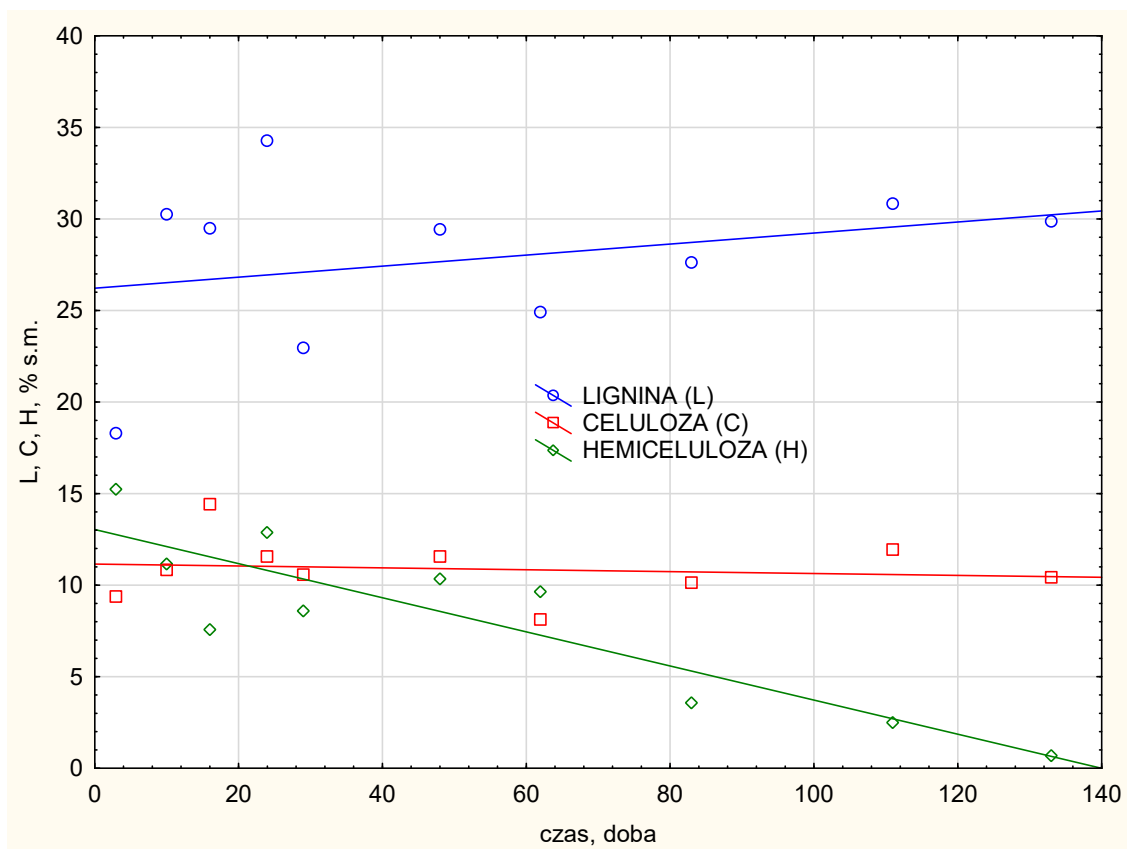
Nr	doła trwania	temp._1	pH_1
1	3	52	7.52
2	10	57	6.62
3	16	56	7.54
4	24	54	8.3
5	29	62	7.8
6	48	37	7.05
7	62	32	7.02
8	83	32	7.01
9	111	33	7.03
10	133	24	7
11	133	24	7



Rys. 15. Wykres zależności pH i temperatury względem czasu podczas procesu kompostowania w przyzmie nr 1

Tabela 6. Wartości ligniny, celulozy i hemicelulozy - przyzma nr 1

Nr	doba trwania	lignina_1	celuloza_1	hemiceluloza_1
1	3	18.28	9.37	15.21
2	10	30.25	10.83	11.14
3	16	29.48	14.40	7.55
4	24	34.26	11.56	12.87
5	29	22.94	10.56	8.57
6	48	29.41	11.54	10.31
7	62	24.90	8.12	9.63
8	83	27.61	10.11	3.56
9	111	30.83	11.94	2.49
10	133	29.87	10.41	0.68
osady	3	14.27	3.53	13.64

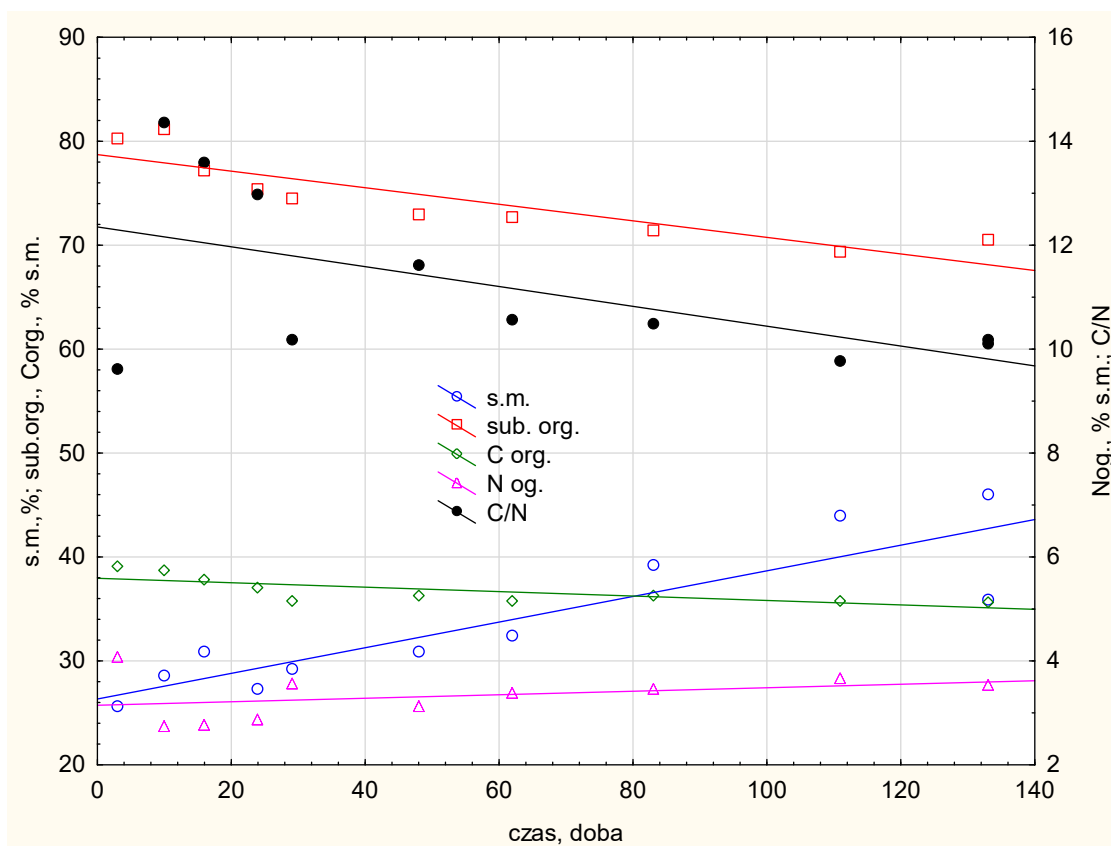


Rys. 16. Wykres zależności ligniny, celulozy i hemicelulozy względem czasu podczas procesu kompostowania w przyźmie nr 1

5.2.2. Suplementacja – 10% (Pryzma nr 2)

Tabela 7. Wartości wskaźników fizykochemicznych w próbkach kompostów i substratów - pryzma nr 2

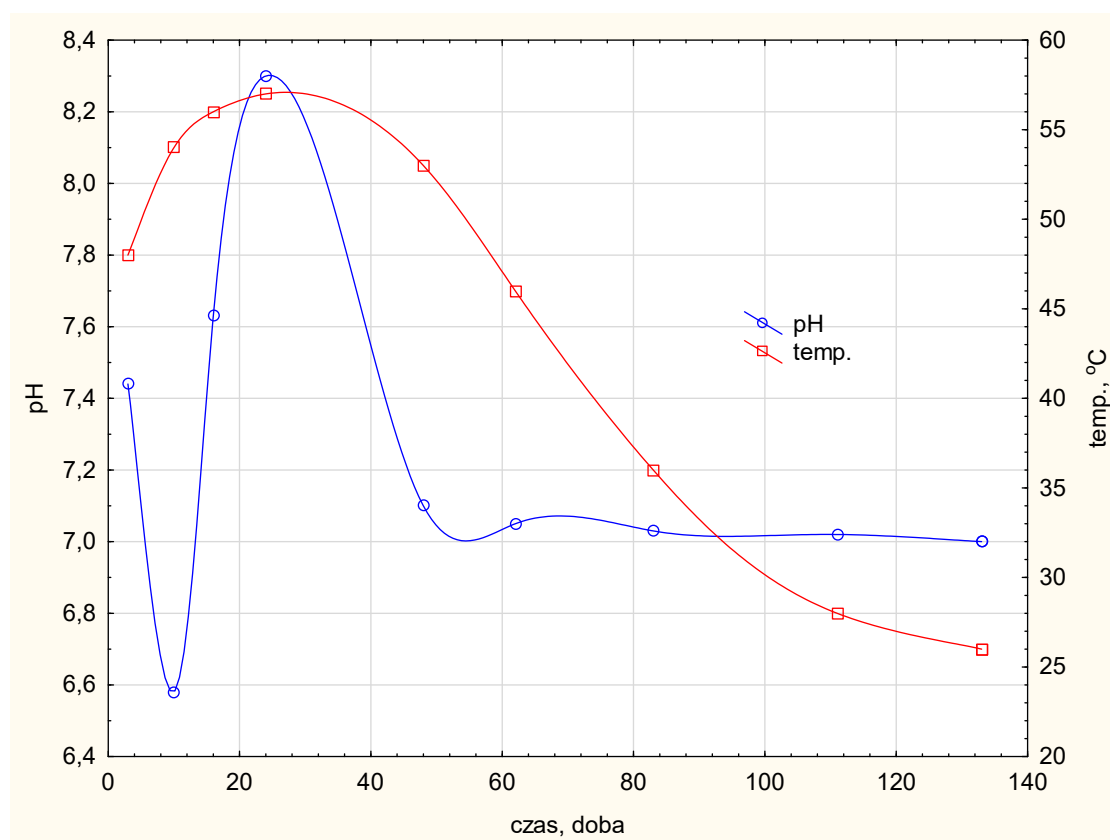
Nr	dość trwania	s.m. %_2	sub.org. %s.m._2	C org. %s.m._2	N og. %s.m._2	C/N_2
1	3	25.70	80.30	39.08	4.07	9.61
2	10	28.55	81.20	38.69	2.74	14.37
3	16	30.95	77.25	37.80	2.78	13.58
4	24	27.30	75.45	37.12	2.86	12.97
5	29	29.20	74.55	35.84	3.56	10.18
6	48	30.85	73.00	36.28	3.12	11.63
7	62	32.45	72.75	35.80	3.39	10.56
8	83	39.25	71.40	36.34	3.47	10.49
9	111	43.95	69.40	35.81	3.67	9.77
10	133	46.00	70.50	35.71	3.55	10.09



Rys. 17. Wykres zależności s.m., sub.org., C org., N og., C/N względem czasu podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 2

Tabela 8. Wartości temperatury i pH w próbkach kompostów i substratów - pryzma nr 2

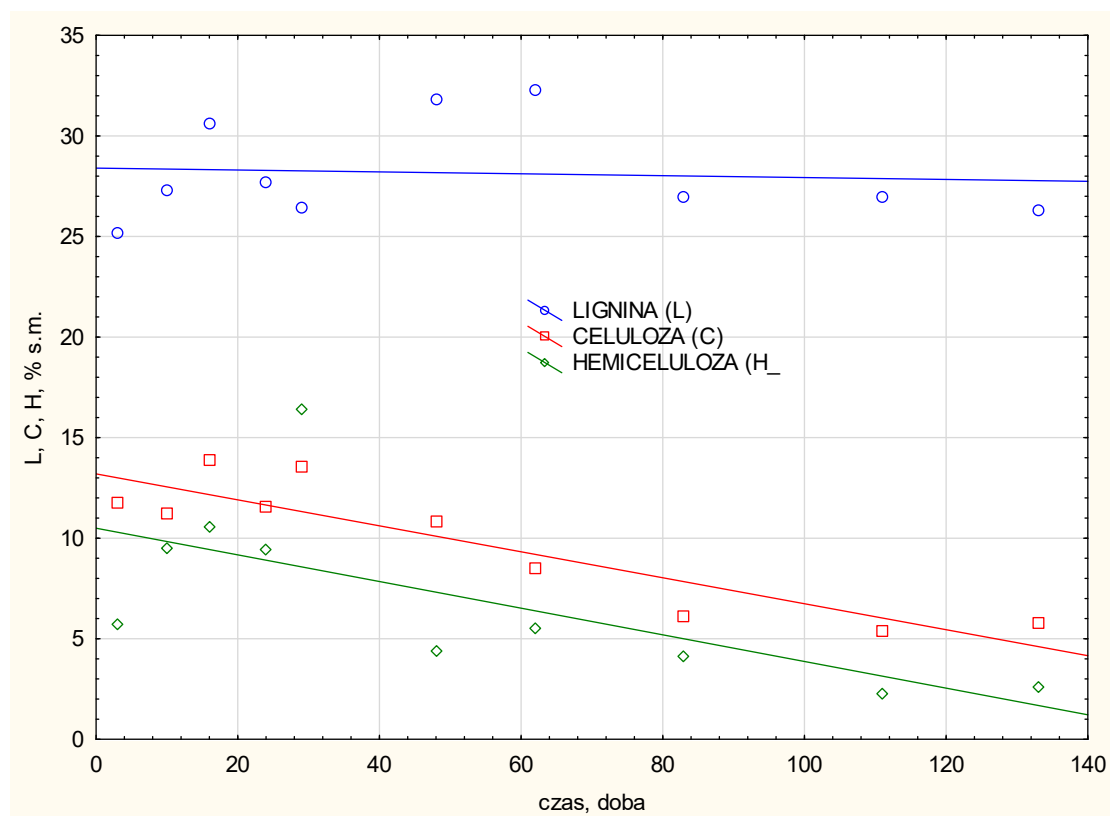
Nr	dość trwania	temp._2	pH_2
1	3	48	7.44
2	10	54	6.58
3	16	56	7.63
4	24	57	8.3
5	29	59	7.9
6	48	53	7.1
7	62	46	7.05
8	83	36	7.03
9	111	28	7.02
10	133	26	7
11	133	26	7



Rys. 18. Wykres zależności pH i temperatury względem czasu podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 2

Tabela 9. Wartości ligniny, celulozy i hemicelulozy - pryzma nr 2

Nr	doła trwania	lignina_2	celuloza_2	hemiceluloza_2
1	3	25.18	11.76	5.75
2	10	27.29	11.23	9.49
3	16	30.61	13.86	10.56
4	24	27.68	11.53	9.43
5	29	26.45	13.53	16.43
6	48	31.83	10.81	4.38
7	62	32.30	8.50	5.54
8	83	26.96	6.10	4.14
9	111	26.96	5.40	2.27
10	133	26.31	5.76	2.58

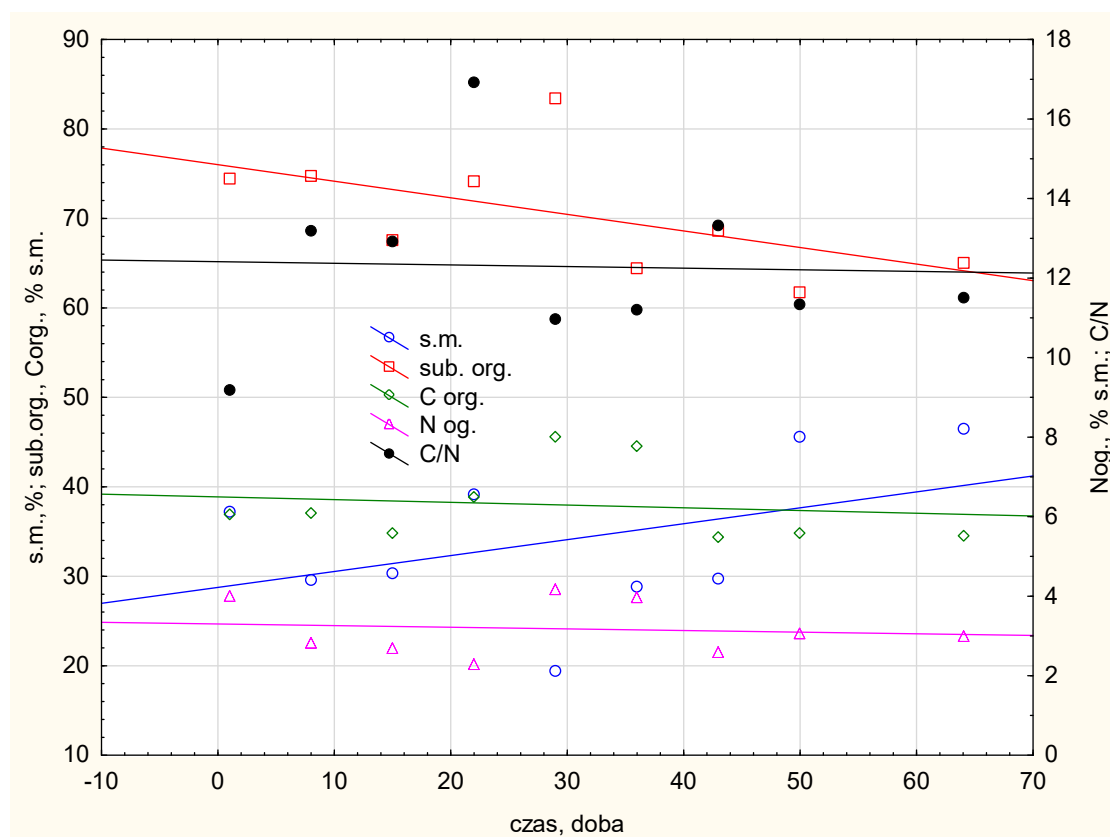


Rys. 19. Wykres zależności ligniny, celulozy i hemicelulozy względem czasu podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 2

5.2.3. Suplementacja – 0% (Pryzma nr 3)

Tabela 10. Wartości wskaźników fizykochemicznych w próbkach kompostów i substratów - pryzma nr 3

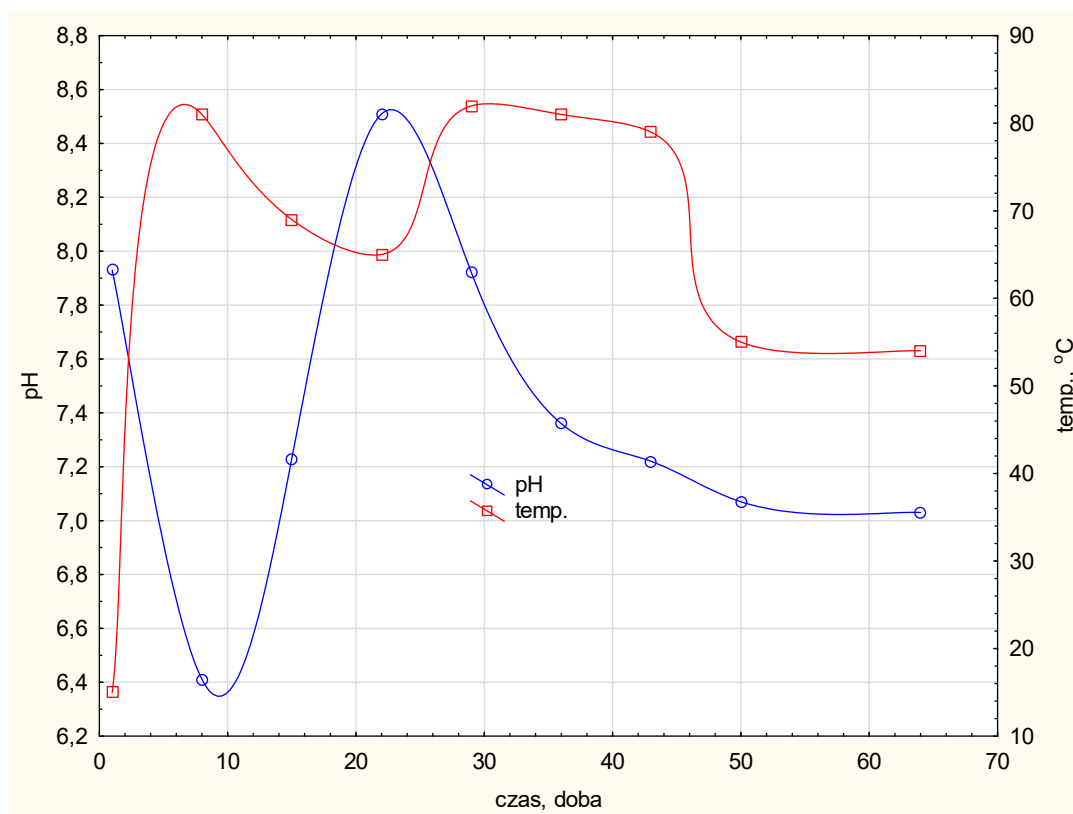
Nr	dośća trwania	s.m. %_3	sub.org. % s.m._3	Corg. %s.m._3	N og. %s.m._3	C/N_3
1	1	37.3	74.5	36.9	4.01	9.20
2	8	29.6	74.7	37.1	2.81	13.19
3	15	30.3	67.6	34.9	2.7	12.93
4	22	39.2	74.2	38.8	2.29	16.94
5	29	19.4	83.5	45.6	4.16	10.96
6	36	28.9	64.4	44.6	3.98	11.20
7	43	29.7	68.7	34.4	2.58	13.33
8	50	45.6	61.8	34.9	3.07	11.36
9	64	46.5	65.1	34.54	3	11.51
osady	1	14	81	33.2	6.81	4.87



Rys. 20. Wykres zależności s.m., sub.org., C org., N og., C/N względem czasu podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 3

Tabela 11. Wartości temperatury i pH w próbkach kompostów i substratów
- przyzma nr 3

Nr	doła trwania	temp._3	pH_3
1	1	80	7.93
2	8	81	6.41
3	14	40	7.1
4	15	72	7.23
5	22	73	8.51
6	29	50	7.92
7	36	47	7.36
8	43	40	7.22
9	50	34	7.07
10	64	25	7.03

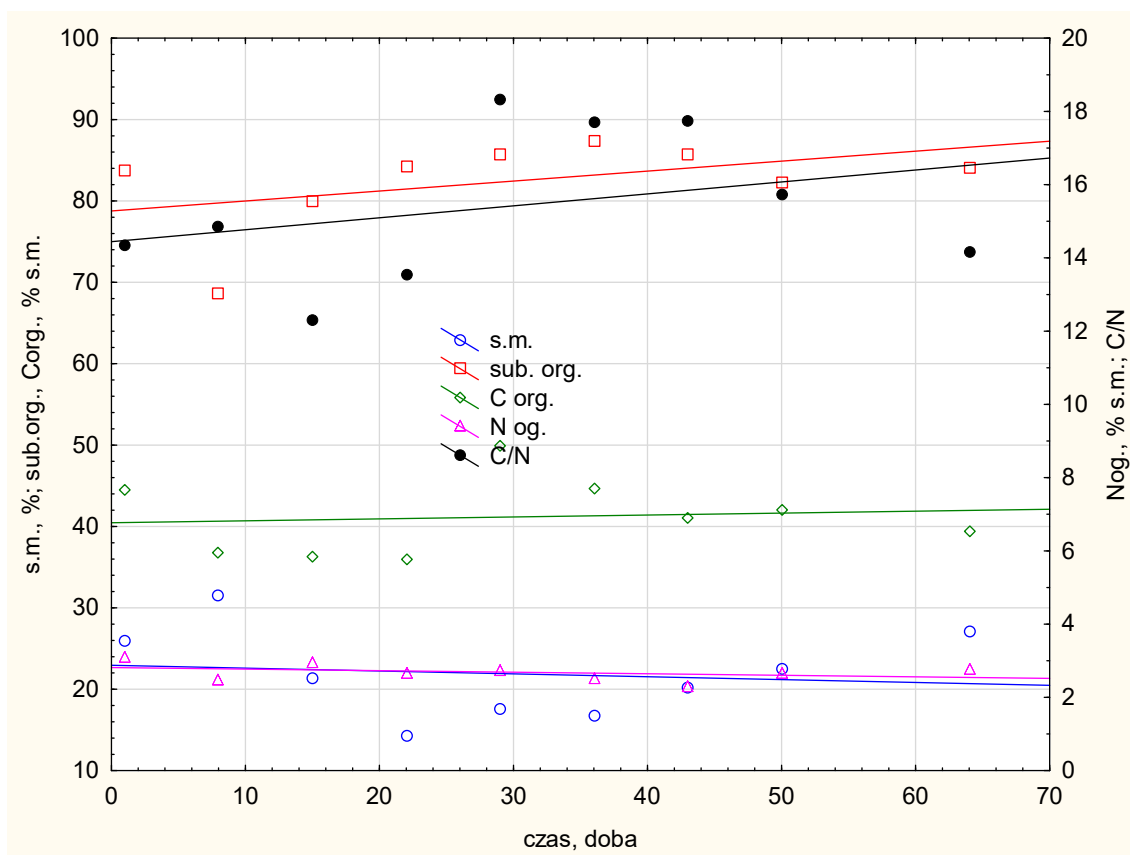


Rys. 21. Wykres zależności pH i temperatury względem czasu podczas procesu kompostowania w przyzmie nr 3

5.2.4. Suplementacja – 25% (Pryzma nr 4)

Tabela 12. Wartości wskaźników fizykochemicznych w próbkach kompostów i substratów – pryzma nr 4

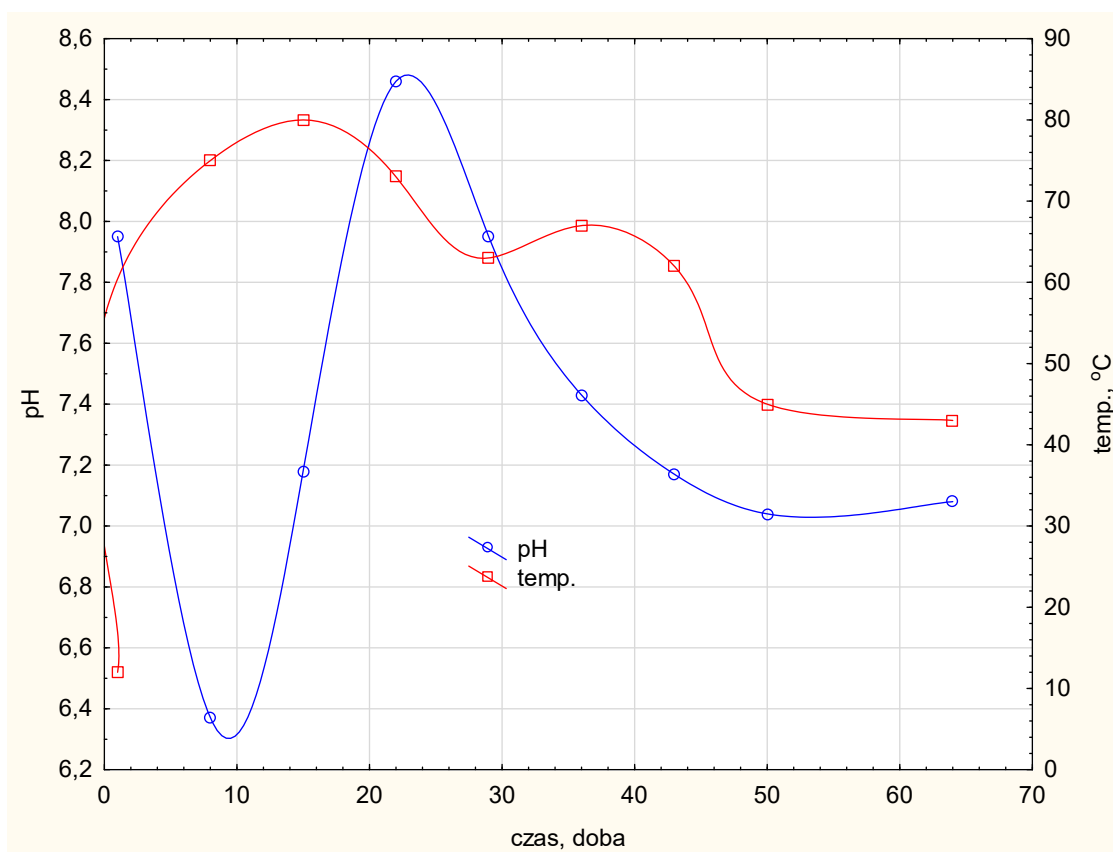
Nr	doła trwania	s.m. %_4	sub.org. %s.m._4	Corg. %s.m._4	Nog. %s.m._4	C/N_4
1	1	25.9	83.7	44.5	3.1	14.35
2	8	31.5	68.6	36.8	2.48	14.84
3	15	21.4	80	36.3	2.95	12.31
4	22	14.3	84.2	36	2.66	13.54
5	29	17.5	85.7	49.9	2.73	18.31
6	36	16.7	87.4	44.6	2.52	17.70
7	43	20.2	85.7	41	2.31	17.75
8	50	22.5	82.3	42	2.67	15.73
9	64	27.1	84.1	39.4	2.78	14.17
osady	1	13,9	80.5	39.9	8.08	4.94
słoma	1	83,6	95.4	45.7	0.80	57.41



Rys. 22. Wykres zależności s.m., sub.org., C org., N og., C/N względem czasu podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 4

Tabela 13. Wartości temperatury i pH w próbkach kompostów i substratów
- przyzma nr 4

Nr	doła trwania	temp._4	pH_4
1	1	79	7.95
2	8	80	6.37
3	14	42	7.3
4	15	71	7.18
5	22	72	8.46
6	29	51	7.95
7	36	45	7.43
8	43	38	7.17
9	50	31	7.04
10	64	27	7.08



Rys. 23. Wykres zależności pH i temperatury względem czasu podczas procesu kompostowania w przyzma nr 4

5.3. Opis wyników badań

W każdej pryzmie wartości oznaczonej substancji organicznej (sub.org. % s.m.) były wysokie i wynosiły: w pryzmie nr 1 – 83.65% s.m., w pryzmie nr 2 – 80.30% s.m., w pryzmie nr 3 – 74.5% s.m., natomiast w pryzmie nr 4 – 83.7% s.m. (Tabele 4, 7, 10, 12).

Początkowy udział węgla organicznego (Corg. % s.m.) wyrażony w % s.m. wyniósł odpowiednio 41.34; 39.08; 36.9; 44.5, co przy wysokiej koncentracji azotu ogólnego (Nog. % s.m.) tj. 3.05; 4.07; 4.01; 3.10 dało w przypadku badanych osadów proporcję C/N równą 14.56; 9.61; 9.20; 14.35 (Tabele 4, 7, 10, 12). Najwyższy udział substancji organicznej obserwujemy w czwartej pryzmie, co jest spowodowane największą zawartością słomy jęczmiennej, będącej źródłem biodostępnego węgla organicznego.

We wszystkich czterech pryzmach kompostowych, następowały zmiany koncentracji węgla organicznego i azotu zgodnie z oczekiwaniami (Rys. 14, 17, 20, 22). W czasie kompostowania odpadów obserwowano spadek zawartości węgla ogólnego. Zachodzące w tym czasie przemiany związków azotu prowadziły do wzrostu jego zawartości. Konsekwencją tych zmian było systematyczne zawężanie stosunku C/N.

Zmniejszanie się stosunku C/N w czasie kompostowania występuje w każdym prawidłowo prowadzonym procesie, co wiąże się z ubytkiem materii organicznej ze względu na intensywnie przebiegające procesy mineralizacji tych substancji. Część związków organicznych jest wykorzystywana przez mikroorganizmy jako źródło węgla. W trakcie całego procesu zawartość węgla organicznego spadała w pryzmie nr 1 z początkowej wartości 41.34 do 36.22% s.m., w pryzmie nr 2 z wartości 39.08% s.m., do 35.71% s.m., w pryzmie nr 3 z wartości 36.9% s.m. do wartości 34.54% s.m. w pryzmie nr 4 z wartości 44.5% s.m. do wartości 39.4% s.m. Na początkowych etapach kompostowania metaboliczne wykorzystanie węgla było znacznie wyższe niż azotu, co skutkowało spadkiem stosunku C/N (Inoko i inni, 1979) (Fang i inni, 1999). Powszechnie uznaje się, że wartość stosunku C/N około 15 oznacza stabilizację kompostu (Kropisz, 1983) i może świadczyć o osiągnięciu przez niego dojrzałości. W pryzmie nr 1, 2 i 3 obserwuje się tendencję malejącą stosunku C/N, natomiast w pryzmie nr 4 w dobie 29, 36 i 43 zanotowano znacznie dużą zawartość węgla organicznego, co wpłynęło na wysoką wartości stosunku C/N wynoszącą ok. 18. Przyczyną powyższej rozbieżności mogła być wysoka

niejednorodność kompostu. Pobierane do analizy próbki kompostów mogły wyróżniać się większą koncentracją danego składnika wsadu i w konsekwencji wpływać na wartości oznaczanych parametrów fizykochemicznych, np. większy udział słomy w próbce powodował zwiększenie zawartości węgla w przeliczeniu na s.m. i w rezultacie wzrost wartości C/N.

Zawartość azotu w kompoście jest jednym z krytycznych wskaźników określających jakość kompostowania (Goldstein i inni, 1993). Azot całkowity obejmuje zarówno azot organiczny, jak i nieorganiczny (głównie azot amonowy i azotanowy, częściowo rozpuszczony NO_2 w fazie ciekłej), które są zwykle przyswajane przez drobnoustroje. Degradacja substancji organicznych, zawierających azot powoduje powstawanie azotu amonowego, który może być wykorzystywany do syntezy biomasy przez mikroorganizmy lub utleniany podczas procesu nitryfikacji (Dong-lei i inni, 2010).

Wzrost azotu w początkowej fazie wynika głównie z procesów mineralizacji i amonifikacji, którym towarzyszy rozkład materii organicznej (Fang i inni, 1999), dzięki czemu stężenie azotu amonowego osiąga maksymalną wartość, w niniejszych badaniach - średnio w połowie całkowitego czasu kompostowania tj. w pryzmie nr 1 – 3.58% s.m., nr 2 – 3.56% s.m., nr 3 – 4.16% s.m., nr 4 – 2.95% s.m., a następnie maleje w okresie dojrzewania, przy czym wzrasta stężenie azotu azotanowego. Spadek azotu ogólnego spowodowany był m.in. odpływem kondensatu nasyconego jonami NH_4^+ uwolnionymi w wyniku amonifikacji. Prowadząc okresowe pomiary zawartości NH_3 w powietrzu poprocesowym nie stwierdzono obecności tego gazu. Ponadto bakterie nitryfikacyjne również przyczyniły się do rozwoju azotu całkowitego w późniejszym etapie reakcji (Bishop i inni, 1983). Spadek zawartości materii organicznej zmniejszył rozmiary pryzmy, a tempo utraty azotu było niższe niż tempo degradacji węgla, co skutkuje niższym stosunkiem C/N w miarę koncentracji azotu całkowitego (Inoko i inni, 1979) (Fang i inni, 1999). Ograniczenie utraty azotu jest kluczowym celem dojrzewania kompostu. Powolny wzrost koncentracji azotu w kompoście podczas fazy dojrzewania należy uznać za korzystny ze względu na wartości nawozowe tego pierwiastka.

Konsekwencją zmian zawartości węgla i azotu jest zmiana proporcji C/N. W badaniach odnotowano spadek stosunku C/N w 1. pryzmie z 14.56 do 10.29, w 2. pryzmie z 14.37 do 10.09, w 3. pryzmie z 13.19 do 11.51, w pryzmie 4. z 14.35 do 14.17. Optymalna wartość stosunku węgla do azotu jest istotnym

czynnikiem dla mikroorganizmów w procesie rozkładu odpadów organicznych podczas procesu kompostowania (Qdais i inni, 2004).

Przyjmuje się, że proces kompostowania przebiega prawidłowo, gdy wartość ilorazu C/N mieści się w granicach 20-30, a w dojrzałym kompoście stosunek C/N powinien być zbliżony do 10:1 (Kulikowska i inni, 2009). Natomiast uwzględniając różnorodność materiałów poddawanych procesowi kompostowania, powyższe kryterium wydaje się mieć wyłącznie charakter orientacyjny. W niniejszych badaniach odnotowano końcową wartość C/N na poziomie ok. 10-14. W świetle danych Jimenesa i Garcia (Iglesias-Jimenez i inni, 1992) o wysokim stopniu dojrzałości kompostu świadczą wartości C/N poniżej 12. Podobne wartości C/N w dojrzałym kompoście ok. 12 uzyskali Jouraiphy i inni (Jouraiphy i inni, 2005).

Temperatura i pH (Tabele 5, 8, 11, 13) są istotnymi czynnikami wpływającymi na aktywność drobnoustrojów, zwykle uważane za makroindeks ich aktywności biochemicznej podczas procesu kompostowania (Peter, 1985) (Zeng i inni, 2006). Wzrost temperatury podczas kompostowania spowodowany jest energią uwalnianą przez katabolizm prowadzony przez mikroorganizmy. Zmiany temperatury podczas różnych etapów procesu kompostowania przedstawiono na Rys. 15, 18, 21, 23. Na podstawie przebiegu krzywej temperaturowej dla każdej z pryzm można wyróżnić trzy charakterystyczne fazy procesu: fazę mezofilną, fazę termofilną, fazę schładzania. Początkowa faza mezofilna trwa ok. 1-3 dni, podczas której bakterie i grzyby mezofile rozkładają proste związki. Temperatura w tej fazie stale rosła osiągając wartość 52°C dla pryzmy nr 1, 48°C dla pryzmy nr 2, 80°C dla pryzmy nr 3 i 79°C dla pryzmy nr 4 (Tabele 5, 8, 11, 13). Druga faza termofilowa inaczej intensywnego kompostowania charakteryzuje się wysoką temperaturą i trwa od kilku dni do kilku tygodni. Czas trwania fazy wysokotemperaturowej różnił się w zależności od suplementacji mieszanki kompostowej, w pryzmie nr 1 temperatura powyżej 45°C utrzymywała się ok. 35 dni, w pryzmie nr 2 ok. 60 dni, natomiast w pryzmie nr 3 i 4 rośnie w sposób gwałtowny osiągając nawet 80°C. Otrzymane temperatury są wynikiem zastosowanej technologii w drugiej części badań. Zasadnicza różnica polega na bilansie termodynamicznym, ilość energii wydzielanej przez układ jest taka sama, natomiast straty w wyniku promieniowania są dużo większe w I. części (pryzma nr 1 i 2) niż w drugiej, ze względu na zastosowaną geomembranę w pryzmie nr 3 i 4, która odbija promieniowanie – energia pozostaje w układzie.

Mikroorganizmy termofilne rozkładają tłuszcze, celulozę, hemicelulozy i pewną ilość ligniny (Tabele 6 i 9, Rys. 16 i 19). Podczas tej fazy następuje maksymalna degradacja materii organicznej wraz ze niszczeniem patogenów.

Po fazie termofilnej zauważalna jest faza chłodzenia, charakteryzująca się spadkiem temperatury do wartości środowiskowych fazy mezofilnej i trwająca ok. 3-5 tygodni. W tej fazie następuje zmniejszenie aktywności mikrobiologicznej związanej z wyczerpaniem degradowalnych substratów organicznych. Na tym etapie zachodzą procesy przekształcania związków trudno rozkładających, które są zdolne do degradacji pozostałych cukrów, celulozy i hemicelulozy. Następuje wyraźne zmniejszanie objętości osadów.

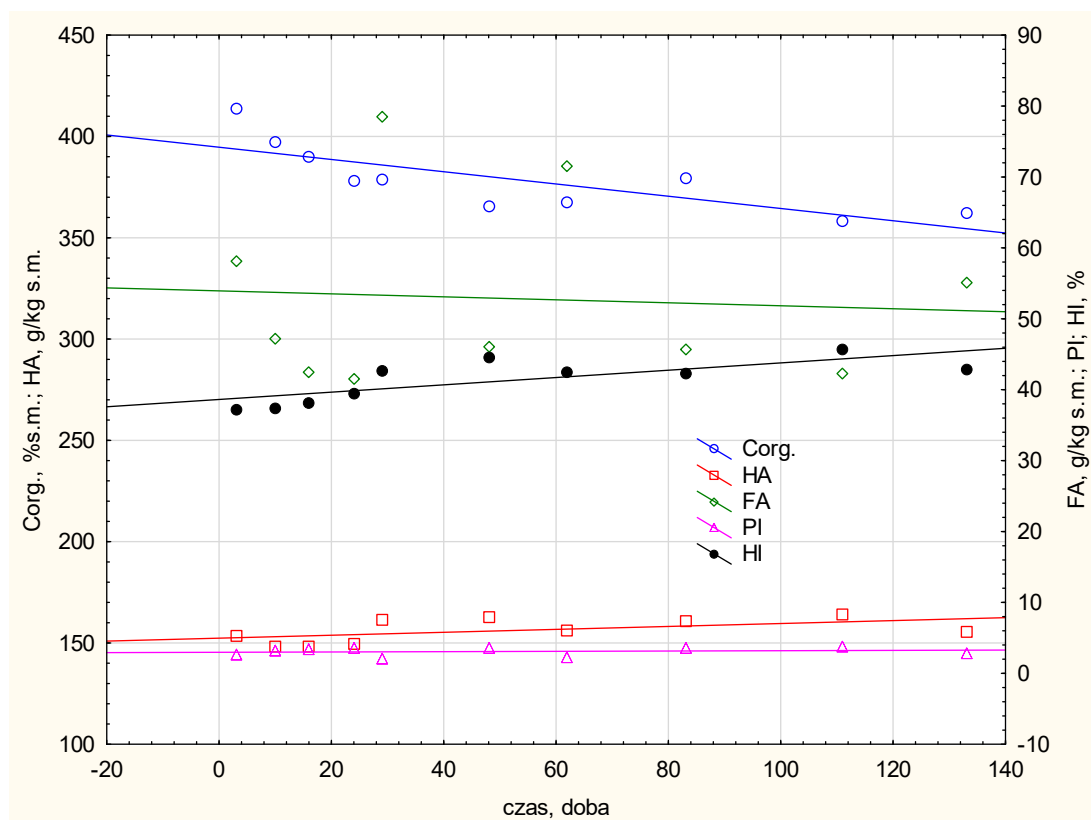
Odczyn pH wspiera dobrą aktywność drobnoustrojów oraz decyduje o rozpuszczalności związków organicznych i nieorganicznych. Zmiany pH podczas procesu kompostowania pokazano na Rys. 15, 18, 21, 23. Trendy zmian były w przybliżeniu podobne. W początkowych etapach kompostowania następował spadek wartości pH, co było spowodowane produkcją kwasów organicznych, stanowiących podstawowe źródło węgla i energii dla organizmów. Następnie wraz ze wzrostem temperatury nastąpił znaczny wzrost wartości tego parametru do wartości 8.3 w pryzmie nr 1 i 2 oraz 8.5 w pryzmie 3 i 4. Wynika to z intensywnie zachodzącego procesu mineralizacji w fazie termofilnej, w wyniku czego następuje uwolnienie kationów zasadowych. W dalszym etapie procesu osiągnięta zasadowość została obniżona ze względu na spadek pH podczas procesów ulatniania się i nityfikacji. Kwasy organiczne i nieorganiczne o niskiej masie cząsteczkowej uwalniane z mikrobiologicznej degradacji materii organicznej mogą obniżać wartość pH (Eklind i inni, 2000). Po fazie termofilnej nastąpiła względna stabilizacja oraz zauważalny był niewielki wzrost pH.

5.4. Substancje humusowe

Substancje humusowe stanowią znaczną i najbardziej aktywną frakcję materii organicznej w kompoście ze względu na ich wpływ na ekologię gleby, jej strukturę, żyzność i wzrost roślin. Zawartość poszczególnych substancji humusowych w pryzmach zestawiono w Tabelach 14-17 i na Rys. nr 24-27.

Tabela 14. Zawartości substancji humusowych i wartości indeksów humifikacji w próbkach kompostów i osadach - przyzma 1

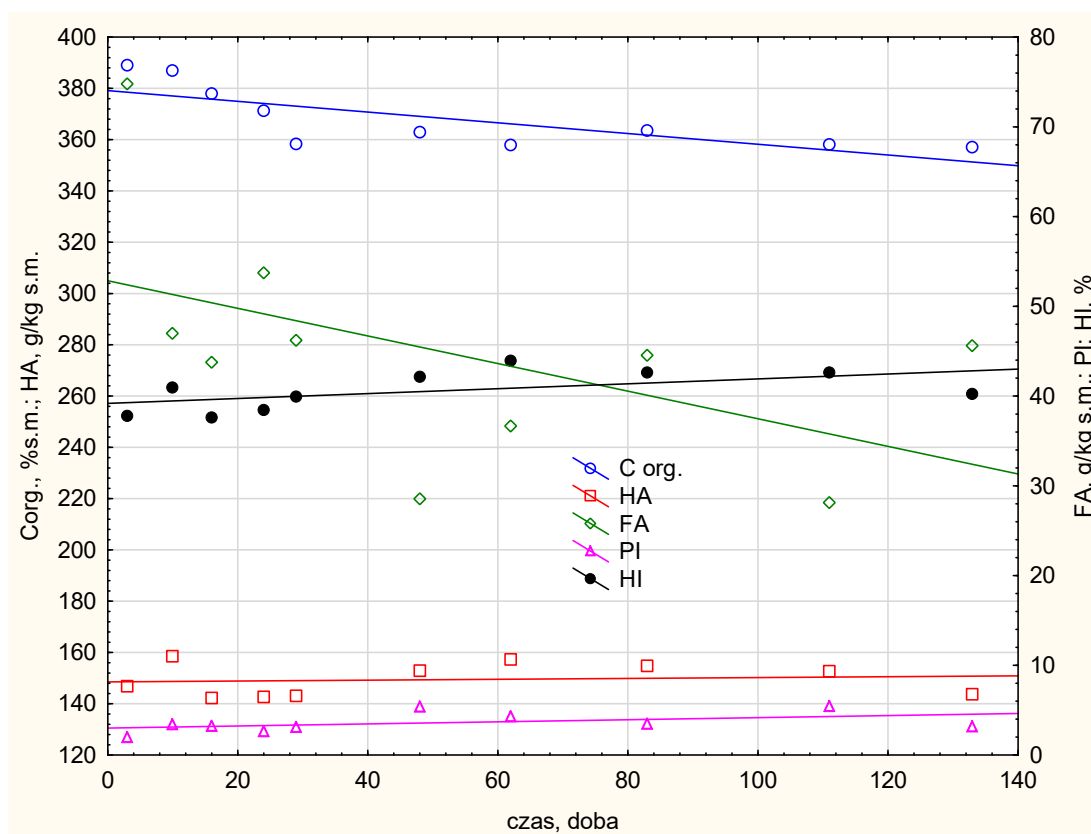
Nr	doła trwania	HA_1	FA_1	Corg. g/kg s.m._1	PI (HA/FA)_1	HI (CHA/Corg) %_1
1	3	153.74	58.17	413.43	2.64	37.19
2	10	148.51	47.22	397.08	3.14	37.40
3	16	148.52	42.51	389.93	3.49	38.09
4	24	149.46	41.52	378.05	3.60	39.54
5	29	161.60	78.47	378.48	2.06	42.70
6	48	163.01	46.12	365.30	3.53	44.62
7	62	156.00	71.46	367.28	2.18	42.48
8	83	160.78	45.75	379.68	3.51	42.35
9	111	163.92	42.32	358.55	3.87	45.72
10	133	155.51	55.03	362.18	2.83	42.94
osady	3	159.27	83.16	371.58	1.92	42.86



Rys. 24. Wykres zależności HA, FA, Corg., PI, HI względem czasu podczas procesu kompostowania w przyzma nr 1

Tabela 15. Zawartości substancji humusowych i wartości indeksów humifikacji w próbkach kompostów i osadach - przyzma 2

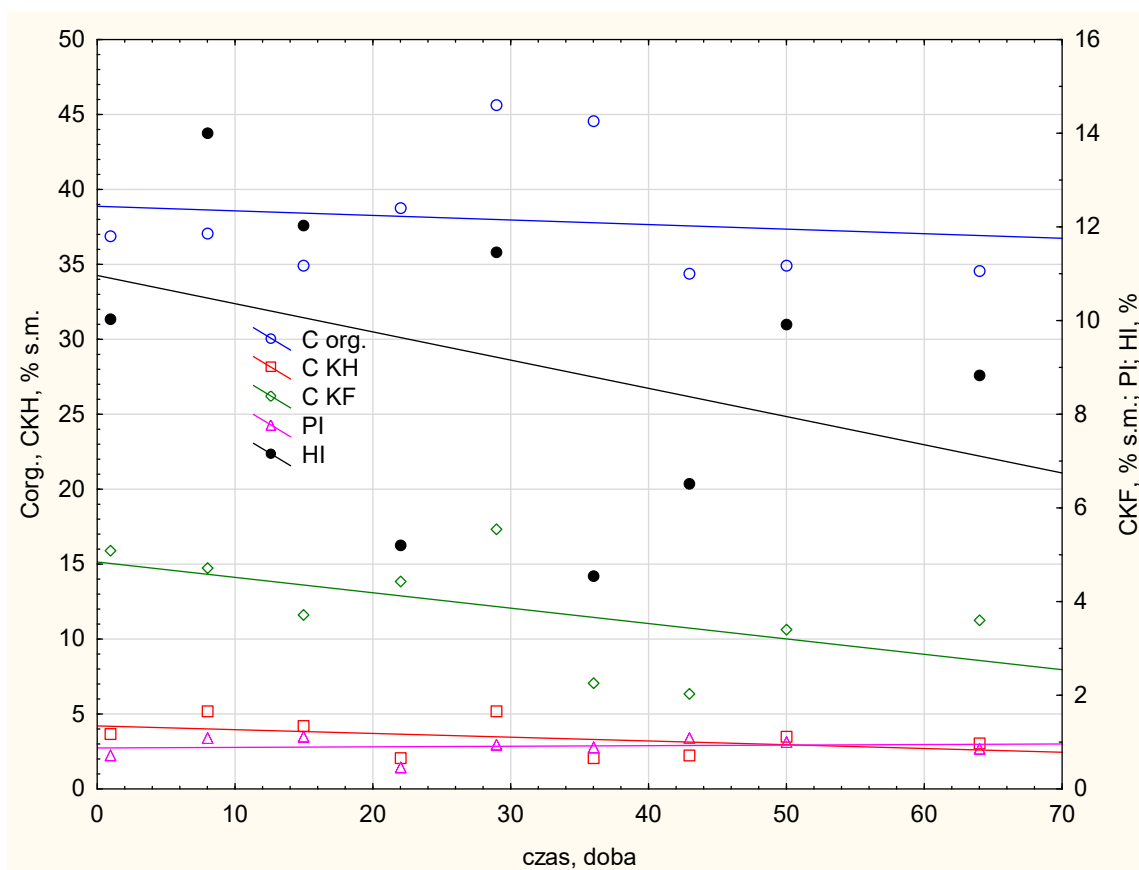
Nr	doła trwania	HA_2	FA_2	Corg g/kg s.m._2	PI (HA/FA)_2	HI (CHA/Corg) %_2
1	3	146.84	74.77	388.98	1.96	37.75
2	10	158.45	46.96	386.85	3.37	40.96
3	16	142.11	43.75	378.00	3.25	37.59
4	24	142.57	53.69	371.23	2.66	38.40
5	29	143.01	46.20	358.35	3.10	39.91
6	48	152.76	28.50	362.80	5.36	42.11
7	62	157.28	36.63	357.95	4.29	43.94
8	83	154.75	44.49	363.43	3.48	42.58
9	111	152.54	28.10	358.08	5.43	42.60
10	133	143.68	45.60	357.05	3.15	40.24



Rys. 25. Wykres zależności HA, FA, Corg., PI, HI względem czasu podczas procesu kompostowania w przyzma nr 2

Tabela 16. Zawartości substancji humusowych i wartości indeksów humifikacji w próbkach kompostów i osadach - przyzma 3

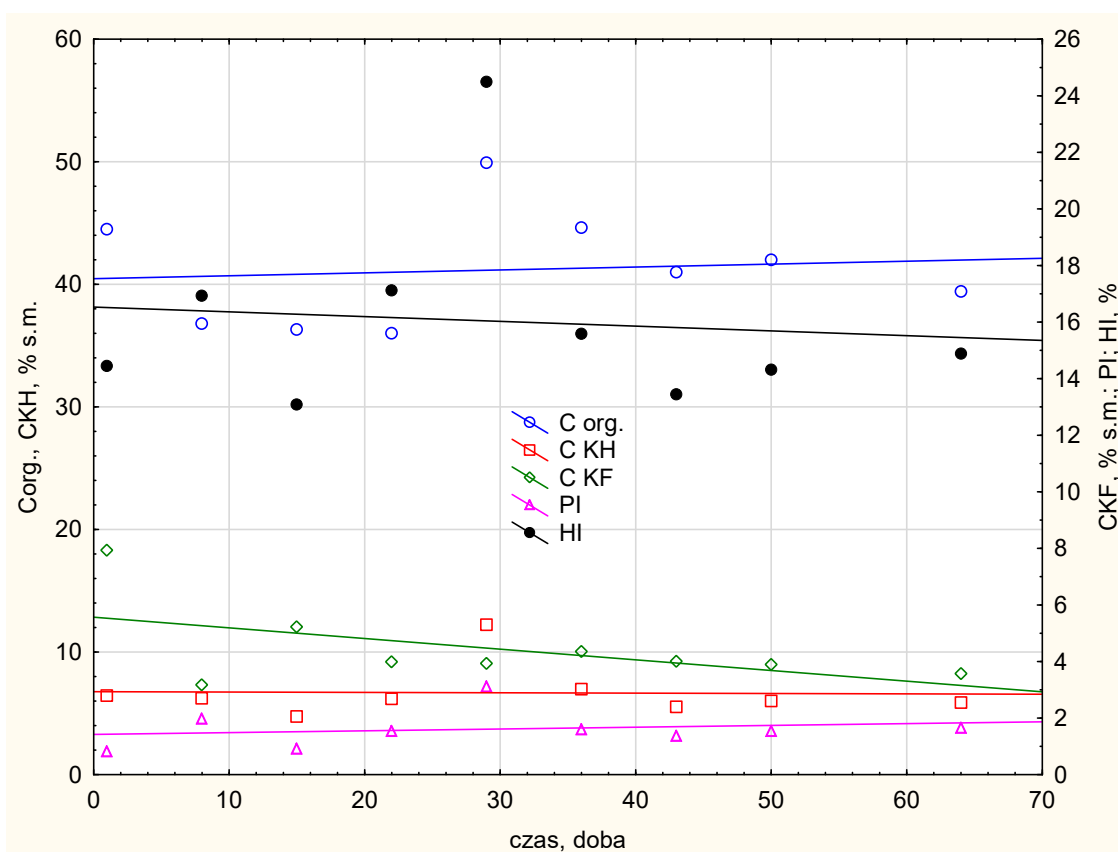
Nr	doła trwania	C KF %s.m._3	C KH %s.m._3	PI, CKH/CKF_3	HI, % CKH/Corg_3
1	1	5.1	3.7	0.73	10.03
2	8	4.73	5.19	1.10	13.99
3	15	3.73	4.2	1.13	12.03
4	22	4.43	2.02	0.46	5.21
5	29	5.54	5.23	0.94	11.47
6	36	2.25	2.03	0.90	4.55
7	43	2.04	2.24	1.10	6.51
8	50	3.41	3.46	1.01	9.91
9	64	3.59	3.05	0.85	8.83
osady	1	13.37	3.74	0.28	11.27



Rys. 26. Wykres zależności HA, FA, Corg., PI, HI względem czasu podczas procesu kompostowania w przyzma nr 3

Tabela 17. Zawartości substancji humusowych i wartości indeksów humifikacji w próbkach kompostów i osadach - przyzma 4

Nr	doła trwania	C KF %s.m._4	C KH %s.m._4	PI, CKH/CKF_4	HI, % CKH/Corg_4
1	1	7.92	6.43	0.81	14.45
2	8	3.16	6.23	1.97	16.93
3	15	5.22	4.75	0.91	13.09
4	22	3.98	6.16	1.55	17.11
5	29	3.92	12.22	3.12	24.49
6	36	4.34	6.95	1.60	15.58
7	43	4.01	5.51	1.37	13.44
8	50	3.89	6.01	1.54	14.31
9	64	3.56	5.86	1.65	14.87
osady	1	12.92	4.13	0.32	10.35
słoma	1	5.1	7.28	1.43	15.93



Rys. 27. Wykres zależności HA, FA, Corg., PI, HI względem czasu podczas procesu kompostowania w przyzma nr 4

W kompostowanym wsadzie zawartość materii organicznej wynosiła w pryzmie nr 1 – 83.65% s.m., w pryzmie nr 2 - 80.30% s.m., w pryzmie nr 3 – 74.50% s.m., w pryzmie nr 4 - 83.70% s.m., natomiast w dojrzałym produkcie kolejno 73.95; 70.50; 65.1; 84.1% s.m. Niższa zawartość substancji organicznej w dojrzałym kompoście, w porównaniu z początkowymi wartościami spowodowana jest procesami intensywnej mineralizacji łatwo rozkładalnych związków organicznych w początkowej fazie procesu. Natomiast w fazie dojrzewania na skutek przemian materii organicznej powstają wielkocząsteczkowe związki o charakterze kwasów organicznych (Gusiatin i inni, 2012). Wyniki badań wskazują na duże zawartości substancji humusowych już we wsadzie (Tabele 14-17), co może wiązać się z wysokim udziałem osadów ściekowych bogatych w produkty rozkładu m.in. humus i białka. Udział osadów ściekowych wynosił w 1. pryzmie ok. 67%, w pryzmie 2. ok. 73%, w pryzmie nr 3 i 4 ok. 50%. Unsal i Ok (Unsal i inni, 2001) w badaniach własnych również potwierdzają dużą zawartość kwasów huminowych w osadach ściekowych. W pryzmie nr 1 początkowa wartość substancji humusowych wynosiła 212 g/kg s.m., przy czym zawartość kwasów huminowych stanowiła ok. 70%, a pozostała część to kwasy fulwowe. W dojrzałym kompoście zawartość kwasów fulwowych uległa zmniejszeniu, co jest spowodowane intensywną polimeryzacją kwasów fulwowych do huminowych podczas procesu kompostowania. Podobny przebieg obserwuje się w pryzmie nr 2, 3 i 4, w których nastąpił spadek zawartości kwasów fulwowych kolejno o 55%, 30%, 55% (Tabele 14-17). W literaturze stosuje się różne wskaźniki do oceny poziomu humifikacji w materiale podczas kompostowania (Drozd i inni, 1996). Wśród nich należą indeks humifikacji oznaczany jako HI oraz indeks polimeryzacji – PI. Indeks HI wyraża procentową zawartość węgla kwasów huminowych w stosunku do całkowitego węgla organicznego, natomiast indeks PI opisany jest stosunkiem zawartości węgla kwasów huminowych do węgla kwasów fulwowych. Wzrost tych parametrów podczas kompostowania wskazuje na humifikację materii organicznej. Jak podaje literatura powyższe wskaźniki powinny wynosić $HI \geq 3.5$, $PI \geq 1$ (Bernal i inni, 2009). Większość autorów wykazuje wzrost indeksu PI w dojrzałym kompoście w porównaniu z jego wartością w mieszance stanowiącej wsad (Domeizel i inni, 2004) (Hsu i inni, 1999). W każdej z pryzm zauważalny jest wzrost indeksów PI i HI. W pierwszej pryzmie początkowa wartość indeksu PI wynosiła 2.64 i z upływem czasu wzrastała do wartości 2.83 w dojrzałym kompoście. Obserwuje się również wzrost indeksu HI, który

w końcowej tj. 133 dobie kompostowania wzrósł o ok. 15 % w stosunku do wsadu. W pryzmie nr 2 indeks PI na początku kompostowania wynosił 1.96, a końcowa wartość była w granicach 3.15, natomiast indeks HI uległ zwiększeniu w trakcie kompostowania o ok. 6%. Indeks PI w 3 i 4 pryzmie wzrósł kolejno z wartości 0.73 do wartości 0.85 oraz z wartości 0.81 do 1.65. Wskaźnik humifikacji HI w 3 i 4 pryzmie przyjmował wysokie wartości podczas całego procesu tj. powyżej 10. Wartości powyższych wskaźników w każdej pryzmie potwierdzają, że proces kompostowania przyczynia się do wzrostu stopnia humifikacji materii organicznej.

6. ANALIZA WYNIKÓW BADAŃ

6.1. Analiza korelacji

Wszystkie uzyskane wyniki badań poddano analizie korelacji (Załącznik nr 2), jednak w Tabeli 18. zestawiono tylko te korelacje, które w kolejnych seriach układają się w pewien trend.

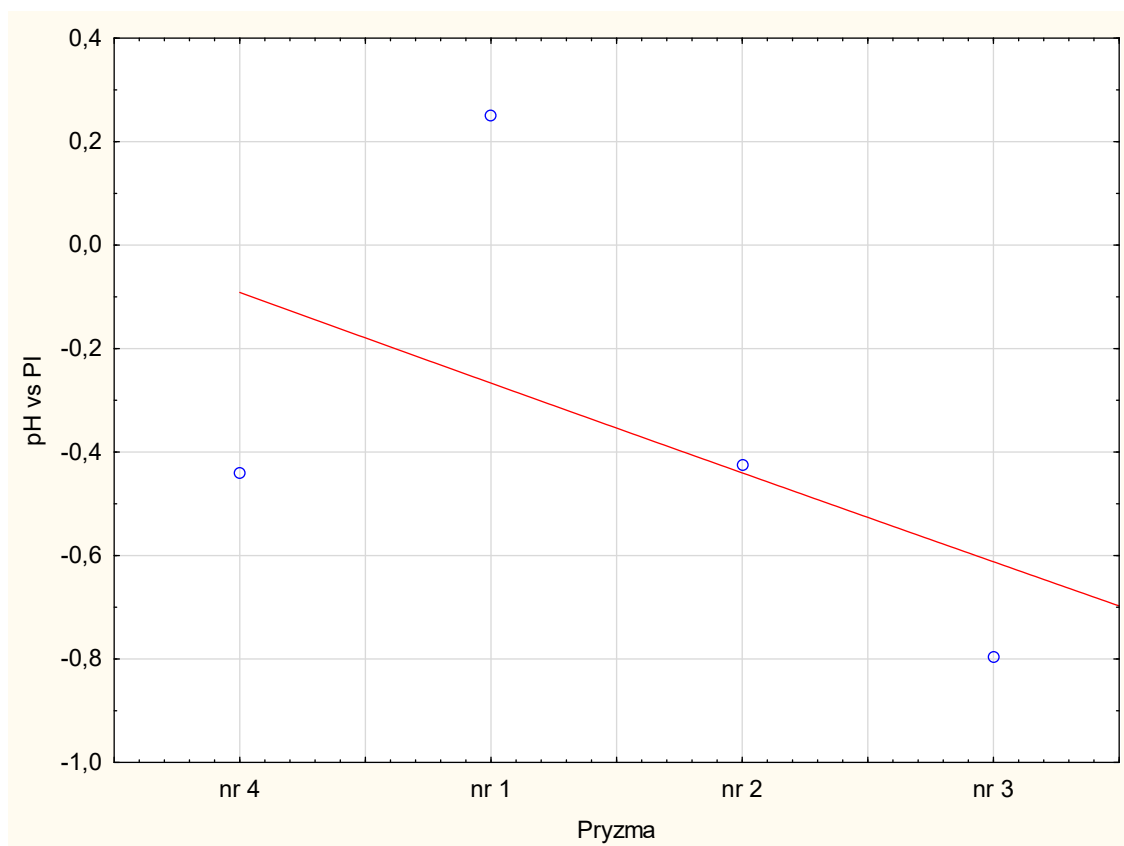
Tabela 18. Współczynniki korelacji dla wybranych zmiennych

Zmienne			Nr pryzmy (od największego wagowego udziału słomy -suplementacji do najmniejszego)			
			4-25%	1-17%	2-10%	3-brak
C/N	vs	HI	-0.490	-0.816	-0.331	-0.289
ph	vs	PI	-0.440	0.252	-0.426	-0.796
C/N	vs	ph	0.011	0.309	0.170	0.212
KF	vs	s.o.	0.227	0.048	0.659	0,783
KF	vs	Corg.	0.229	0.025	0,733	0.235
KH	vs	s.o.	0.463	-0.309	-0.465	0.542
KH	vs	Corg.	0.791	-0.472	-0.124	-0.391
KF	vs	Nog.	0.735	0.227	0.286	0.270
HI	vs	s.o.	0.407	-0.795	-0.601	0.338
Corg.	vs	Nog.	0.090	-0.656	-0.905	0.672
HI	vs	Nog.	-0.052	0.669	0.544	0.400
KH	vs	pH	0.372	-0.215	-0.749	-0.316
KH	vs	KF	-0.195	0.146	-0.451	0.704
s.o.	vs	s.m.	-0.718	-0.894	-0.827	-0.616

6.2. Regresja liniowa

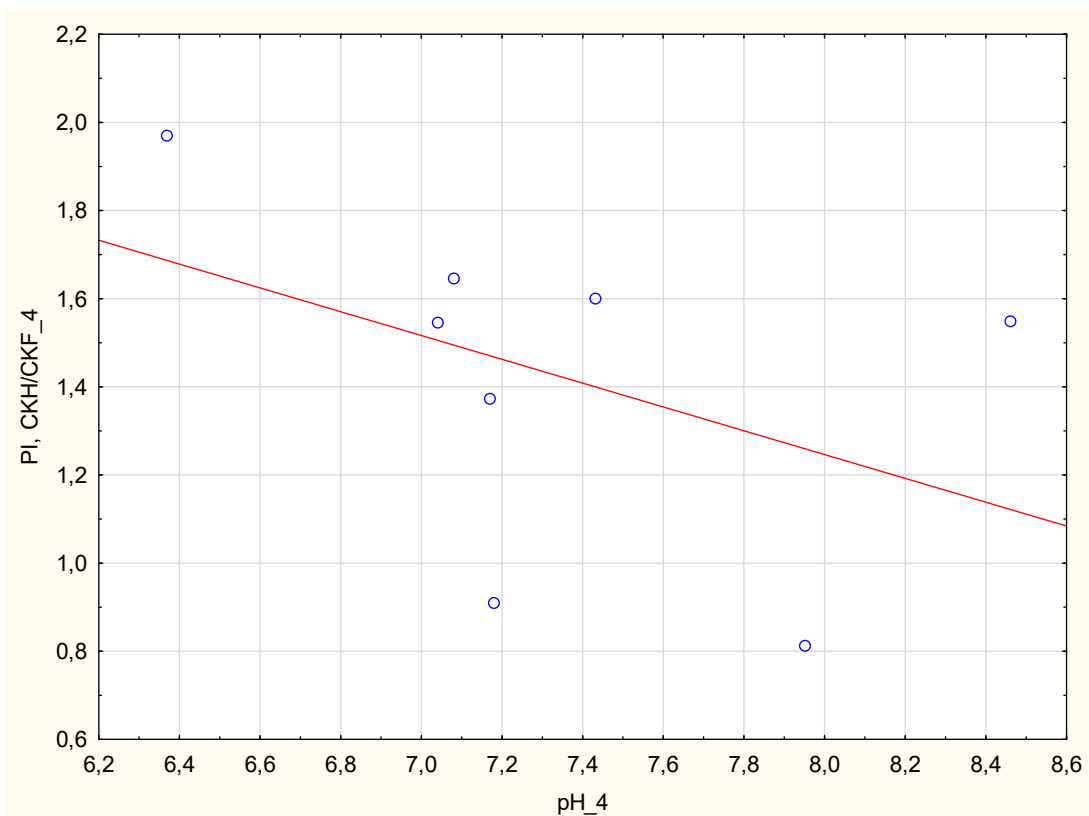
6.2.1. pH vs PI

Na Rys. 28 przedstawiono współczynniki korelacji pomiędzy zmiennymi pH i PI (HA/FA). Natomiast wykresy na Rys. 29-32 przedstawiają krzywe regresji dotyczące zmian wartości pH oraz indeksu PI w trakcie procesu kompostowania osobno dla poszczególnych pryzm. W pryzmie nr 4, 2 i 3 współczynniki korelacji przyjmują wartości ujemne kolejno -0.44, -0.43, -0.8, co oznacza, że wraz ze wzrostem pH maleje wskaźnik PI (HA/FA).

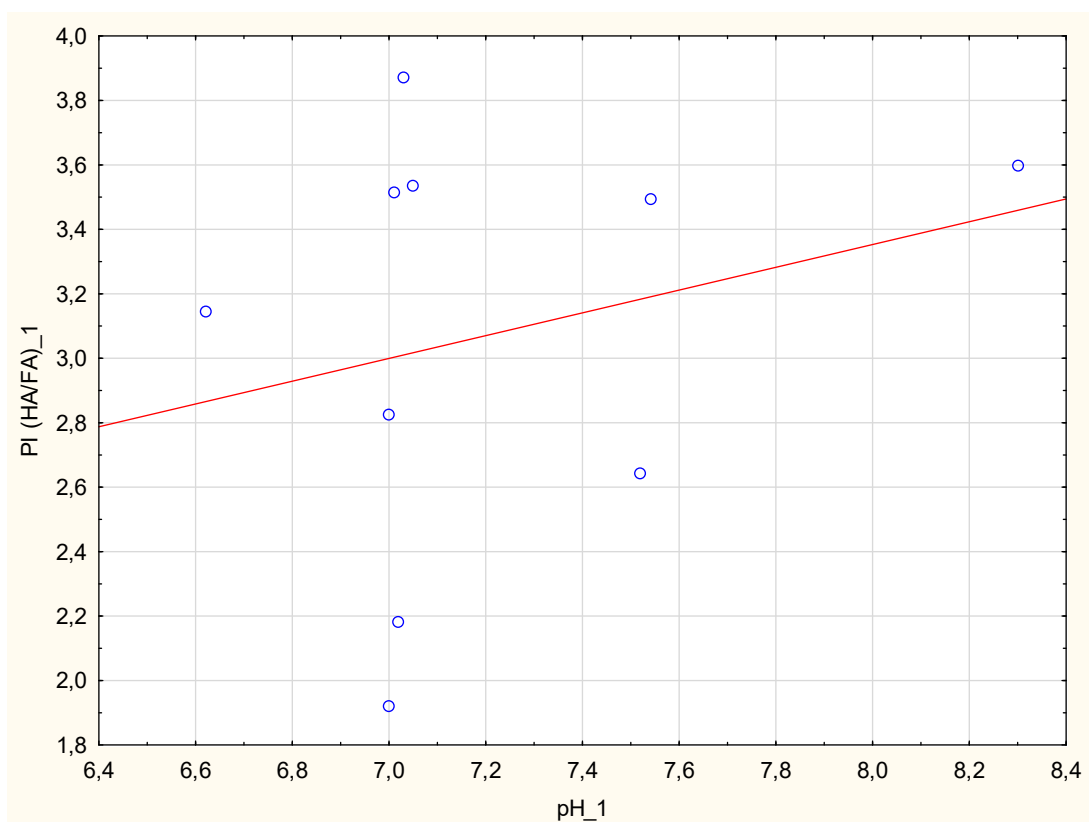


Rys. 28. Wykres zależności współczynnika korelacji pomiędzy pH i PI w poszczególnych pryzmach

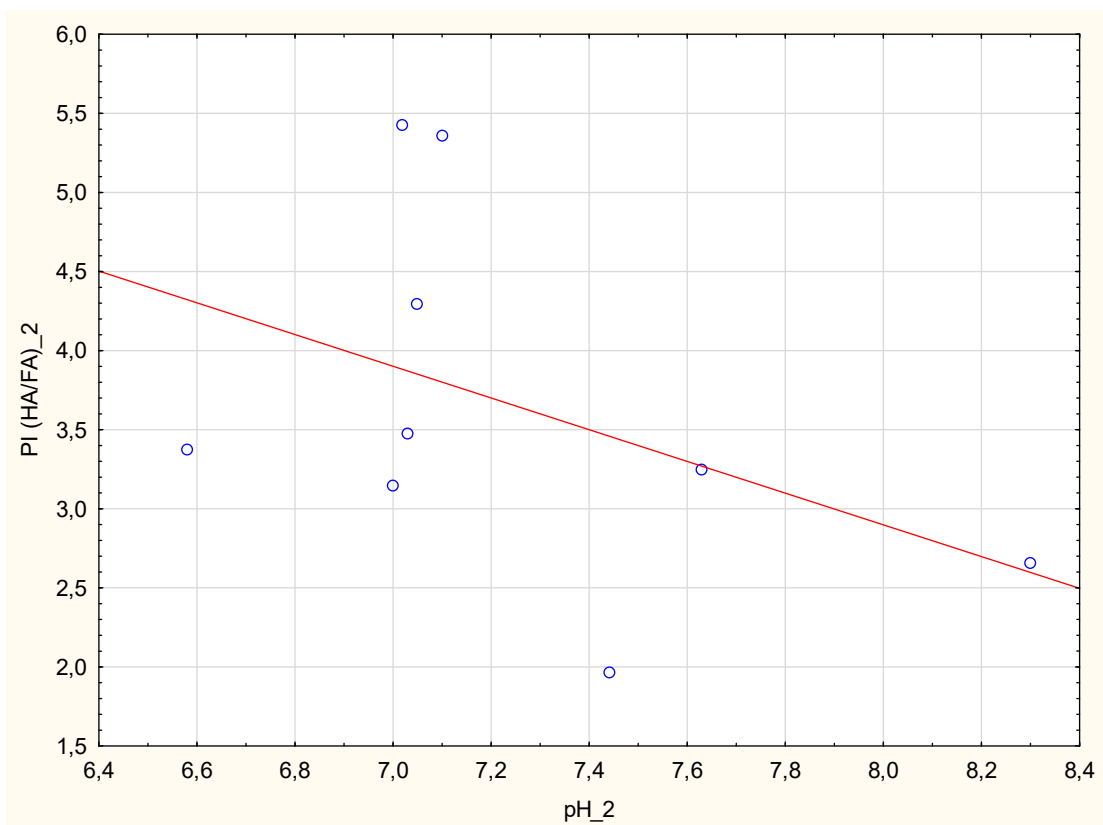
Kwasy huminowe (HA) to frakcje związków próchnicznych, które mogą być ekstrahowane z gleby za pomocą alkalicznych rozpuszczalników (NaOH). Są nierozpuszczalne w wodzie w warunkach kwaśnych ($\text{pH} < 2$) i dlatego ulegają strąceniu po zakwaszeniu roztworu. Stąd jeżeli odczyn pH spada, wówczas kwasy huminowe się wytrącają i ich stężenie w roztworze maleje. Zakładając, że $\text{FA} = \text{const.}$ wartość wskaźnika PI spada.



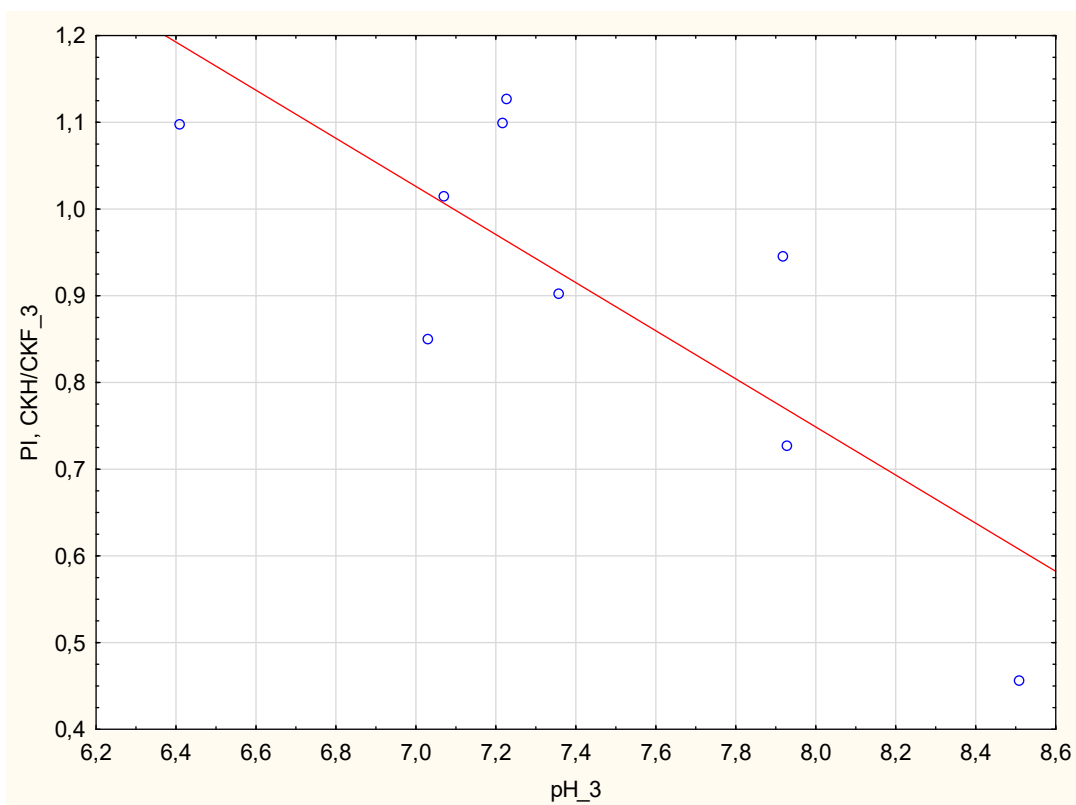
Rys. 29. Wykres zależności współczynnika PI względem pH podczas procesu kompostowania w przyźmie nr 4



Rys. 30. Wykres zależności współczynnika PI względem pH podczas procesu kompostowania w przyźmie nr 1



Rys. 31. Wykres zależności współczynnika PI względem pH podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 2



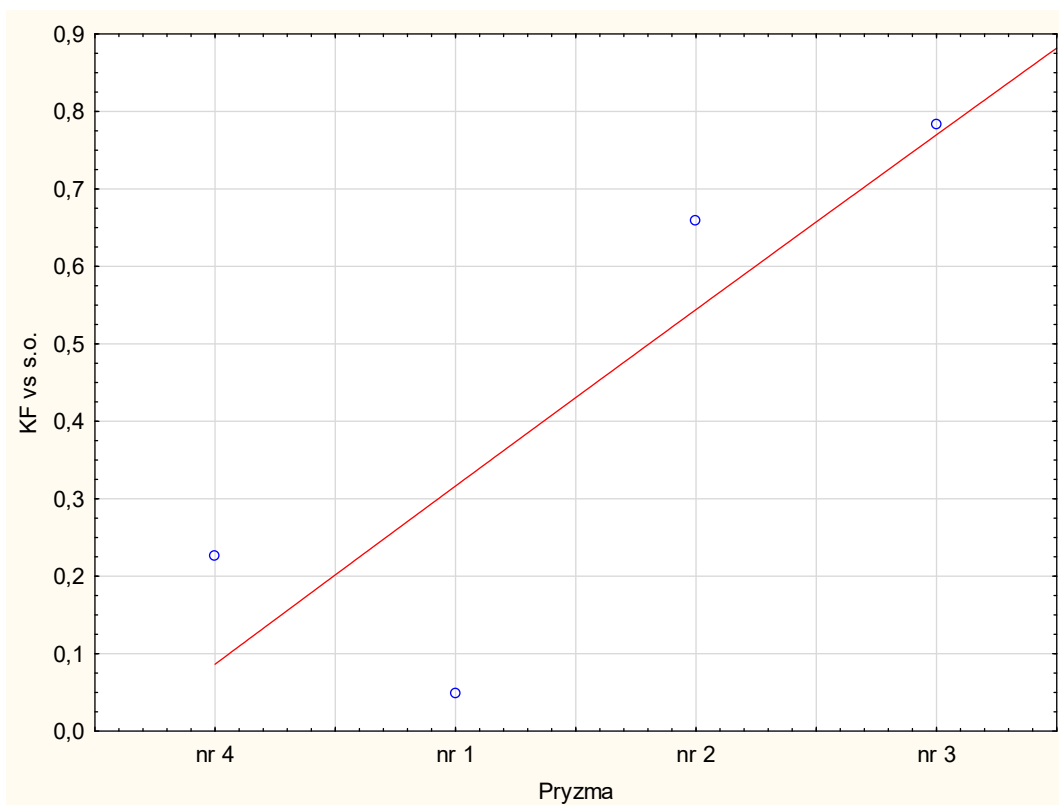
Rys. 32. Wykres zależności współczynnika PI względem pH podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 3

W pryzmie nr 1 współczynnik korelacji przyjmuje wartość dodatnią tj. 0.252. Wraz ze wzrostem pH rośnie PI (HA/FA). Prawdopodobnie taka zależność jest spowodowana dużą zawartością słomy w pryzmie nr 1. Słoma głównie odpowiada za produkcję kwasów humusowych, zawarta w niej lignina jest związkiem chemicznym, który zawiera prekursory kwasów, jeżeli jej nie ma to kwasów jest mniej. Wg teorii Waksmana (Waksman, 1938) związki próchnicze powstają z ligniny, która jest częściowo rozkładana przez mikroorganizmy. Zmodyfikowane po tym rozkładzie pozostałości ligniny wchodzą w skład powstających związków próchnicznych. Zmiany (modyfikacje) zachodzące w ligninie obejmują: spadek ilości grup metoksyłowych (OCH_3), powstawanie grup fenolowych (OH) i skracanie bocznych łańcuchów węglowych do grup COOH . Tak zmodyfikowany materiał ulega dalszym zmianom, w wyniku których powstają najpierw kwasy huminowe, których część ulega utlenieniu i fragmentacji, a następnie powstają kwasy fulwowe. Zatem im więcej słomy tym więcej kwasów fulwowych. Zwiększony udział słomy powoduje przesunięcie korelacji w kierunku dodatniej.

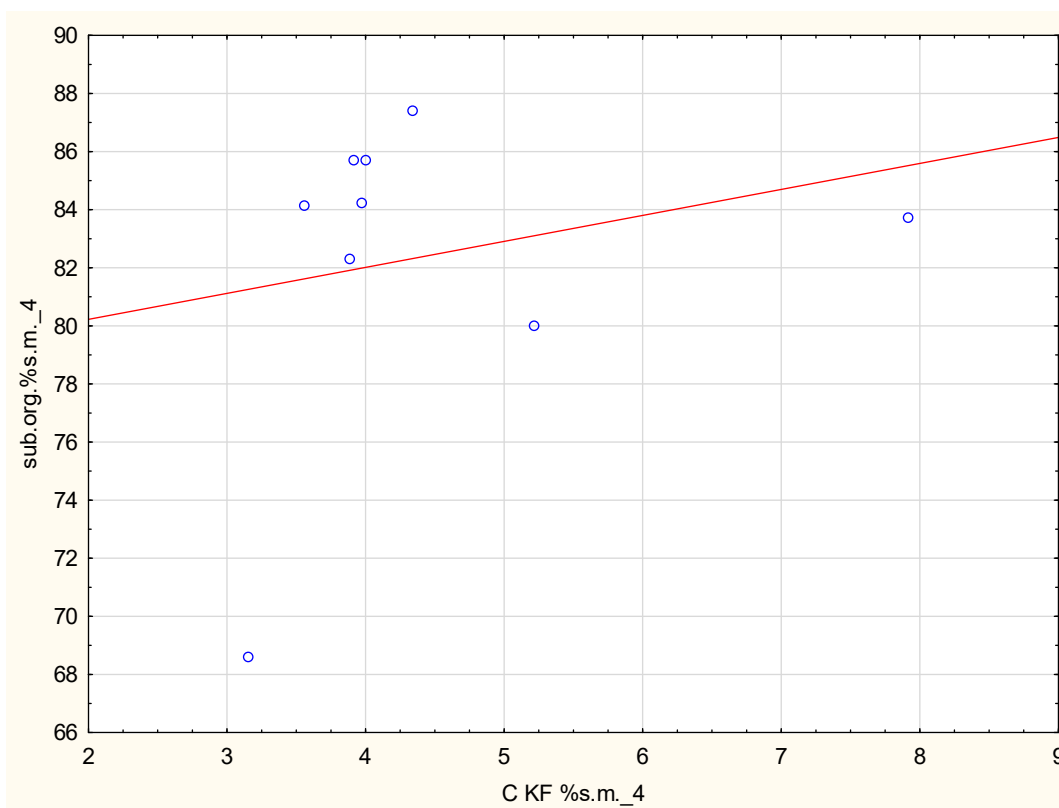
6.2.2. KF vs s.o.

Na Rys. 33 przedstawiono współczynniki korelacji pomiędzy zmiennymi KF i s.o. Wszystkie współczynniki przyjmują wartości dodatnie. Najsilniejsza korelacja występuje w pryzmie nr 3 tj. 0.783, w której nie zastosowano słomy, natomiast najsłabsza w pryzmie nr 1 i wynosi 0.048.

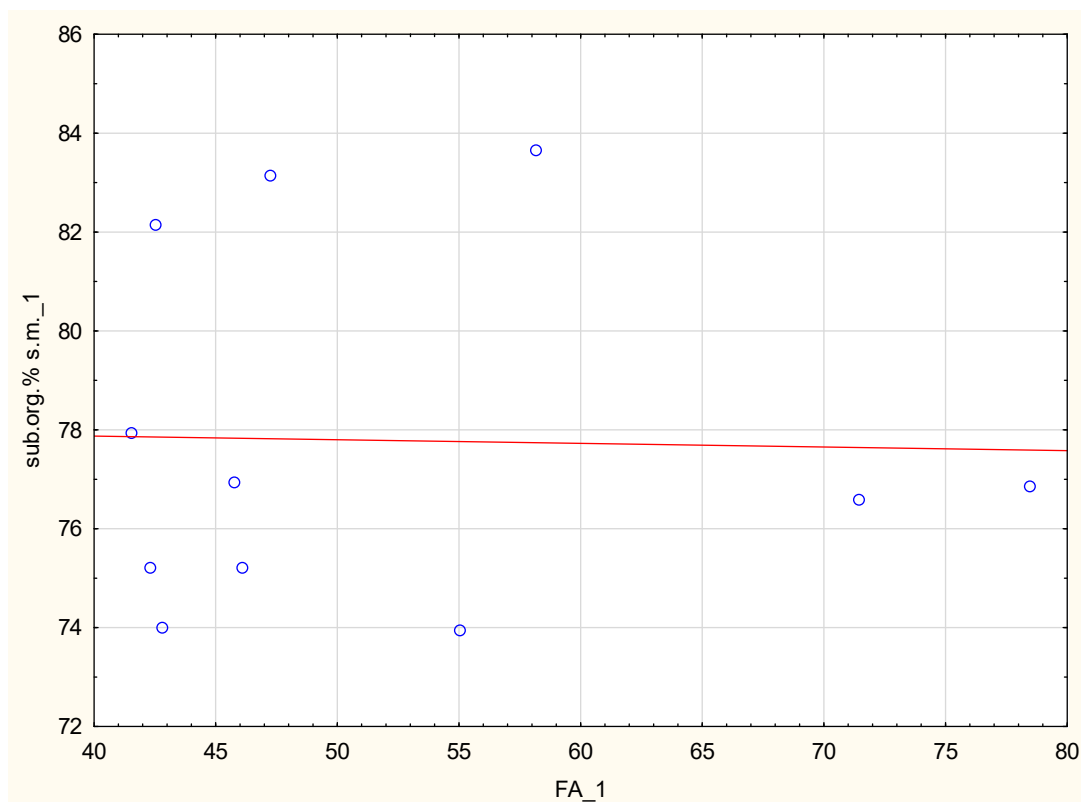
Wykresy na Rys. nr 34-37 przedstawiają krzywe regresji dotyczące zmian zawartości kwasów fulwowych (KF) oraz substancji organicznej (s.o.) w trakcie procesu kompostowania osobno dla poszczególnych pryzm.



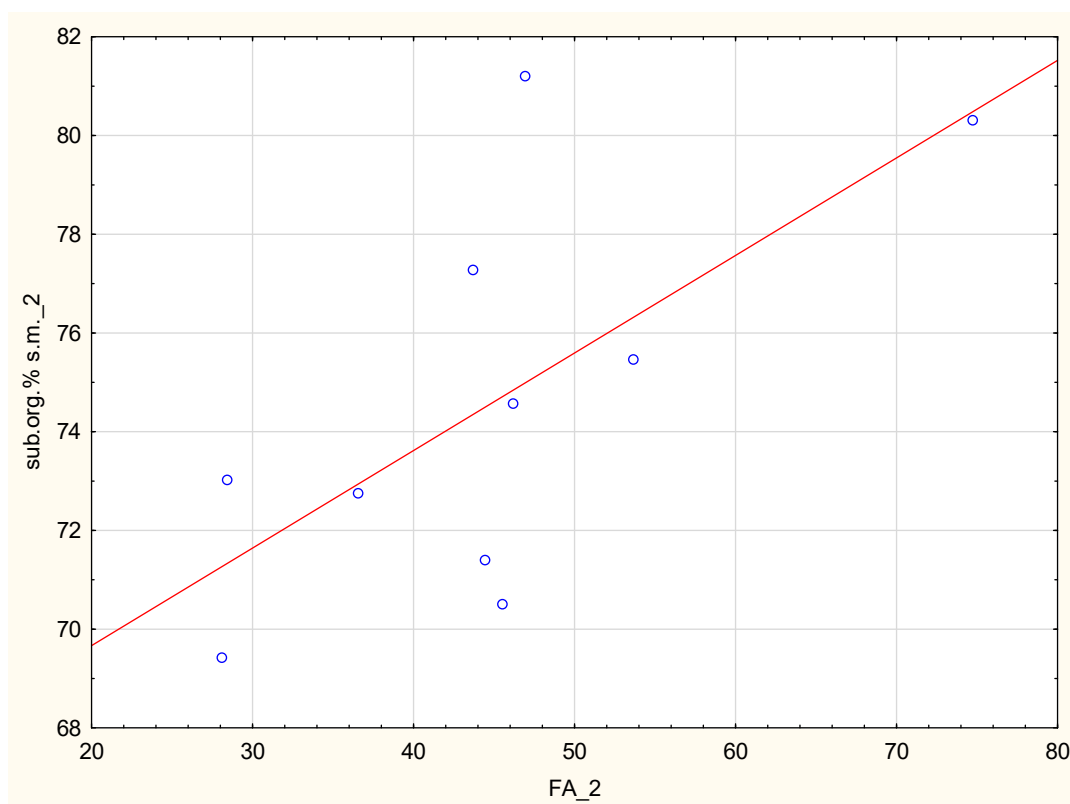
Rys. 33. Wykres zależności współczynnika korelacji pomiędzy KF i s.o. w poszczególnych pryzmach



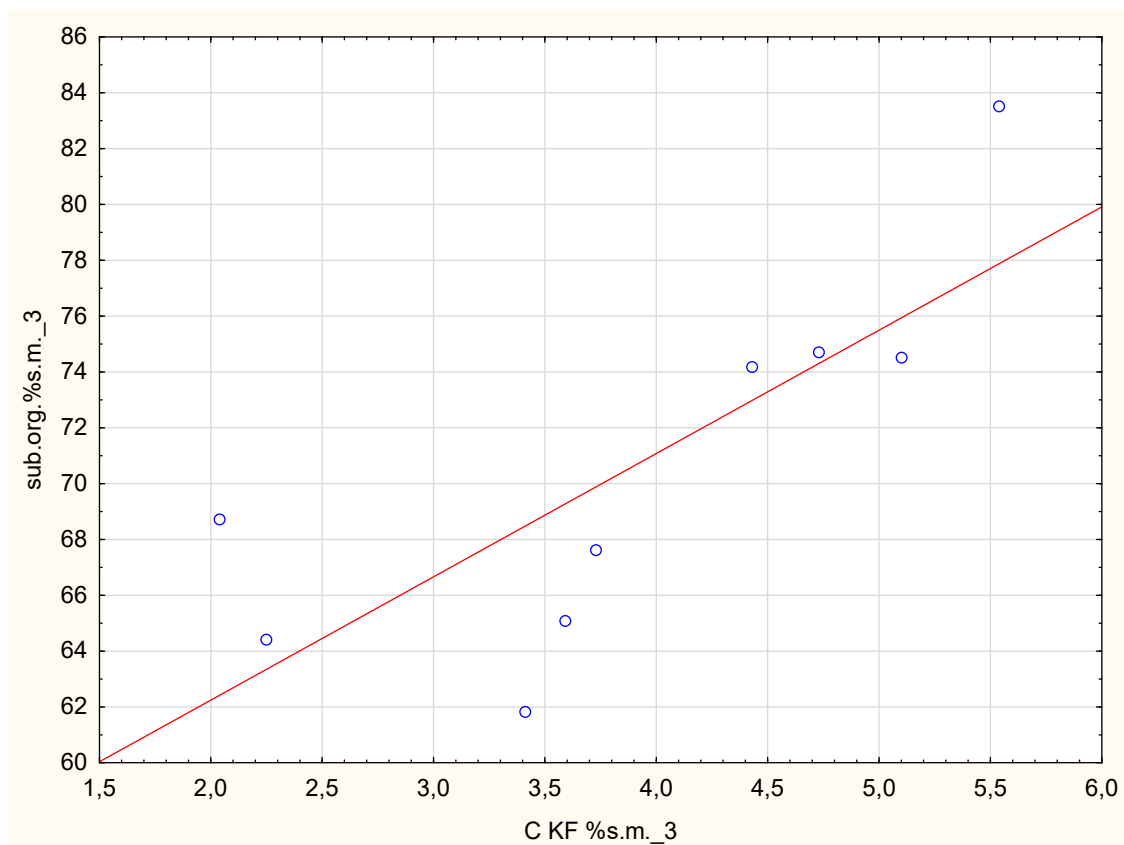
Rys. 34. Wykres zależności sub. org. względem udziału kwasów fulwowych podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 4



Rys. 35. Wykres zależności sub. org. względem udziału kwasów fulwowych podczas procesu kompostowania w przyźmie nr 1



Rys. 36. Wykres zależności sub. org. względem udziału kwasów fulwowych podczas procesu kompostowania w przyźmie nr 2



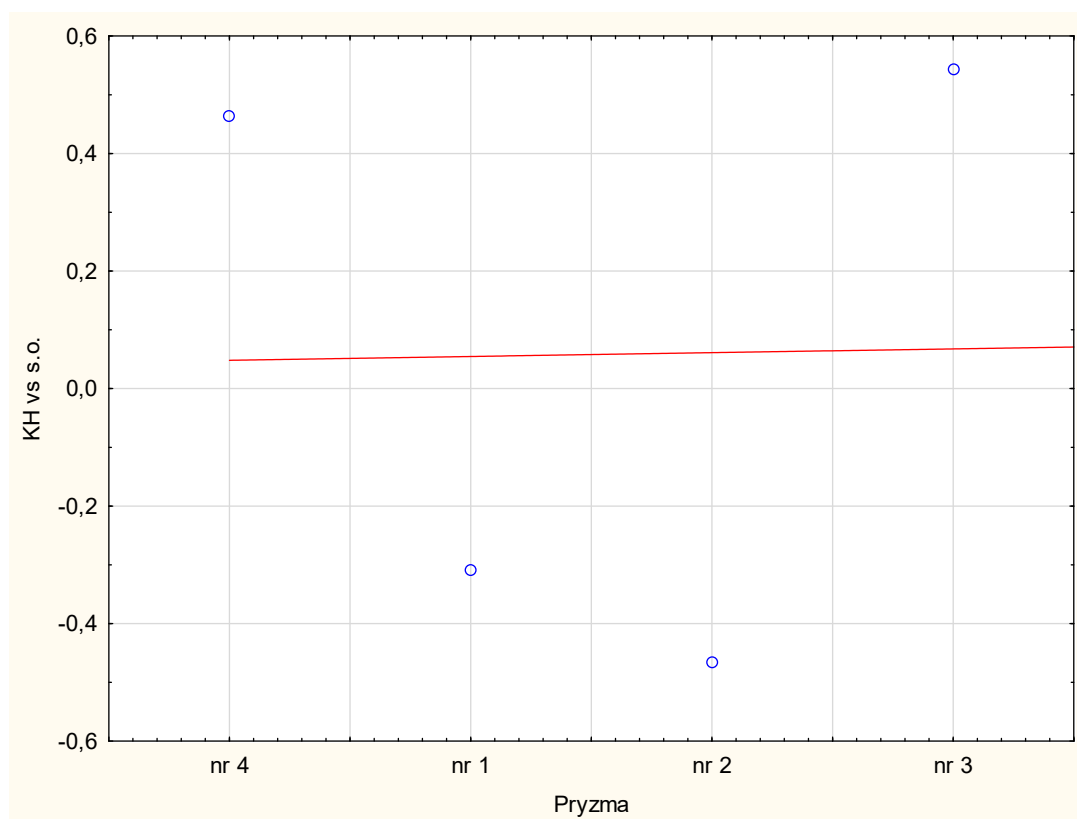
Rys. 37. Wykres zależności sub. org. względem udziału kwasów fulwowych podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 3

Substancja organiczna zawierająca ligninę i węglowodany jest substratem do produkcji swoistych związków próchniczych, do których należą kwasy huminowe, kwasy fulwowe i huminy. Jeżeli ubywa substancji organicznej to także ubywa kwasów fulwowych. Im mniejsza zawartość słomy w pryzmie, tym współczynnik korelacji przyjmuje większą wartość.

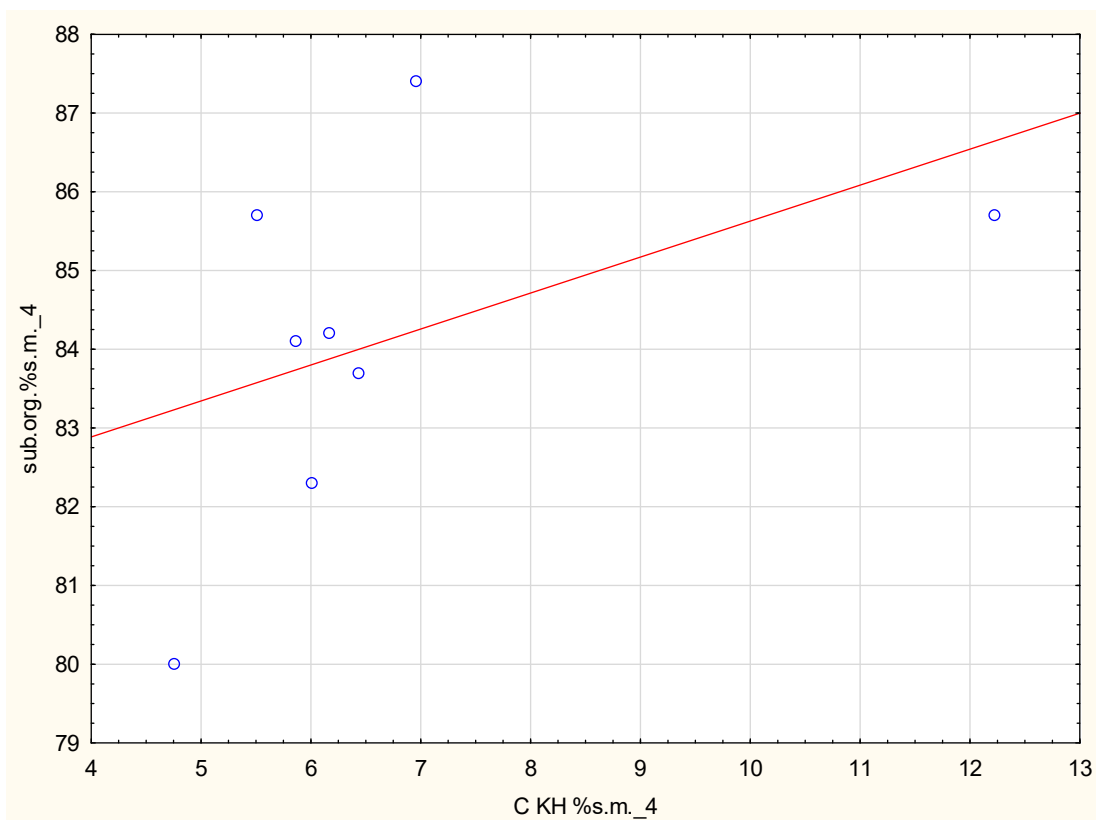
6.2.3. KH vs sub. org.

Rys. 38. przedstawia współczynniki korelacji pomiędzy kwasami huminowymi (KH) a substancją organiczną (s.o.). Wykresy na Rys. nr 39-42 przedstawiają krzywe regresji dotyczące zmian zawartości KH oraz s.o. w trakcie procesu kompostowania osobno dla poszczególnych pryzm. Największą wartość dodatnią współczynnika korelacji tj. 0.542 obserwuje się w pryzmie nr 3, gdzie we wsadzie kompostowym nie zastosowano słomy. Podobną wartość uzyskano dla pryzmy nr 4, w której udział słomy w mieszance był największy. W pryzmach 2. i 3. współczynnik korelacji przyjął wartości

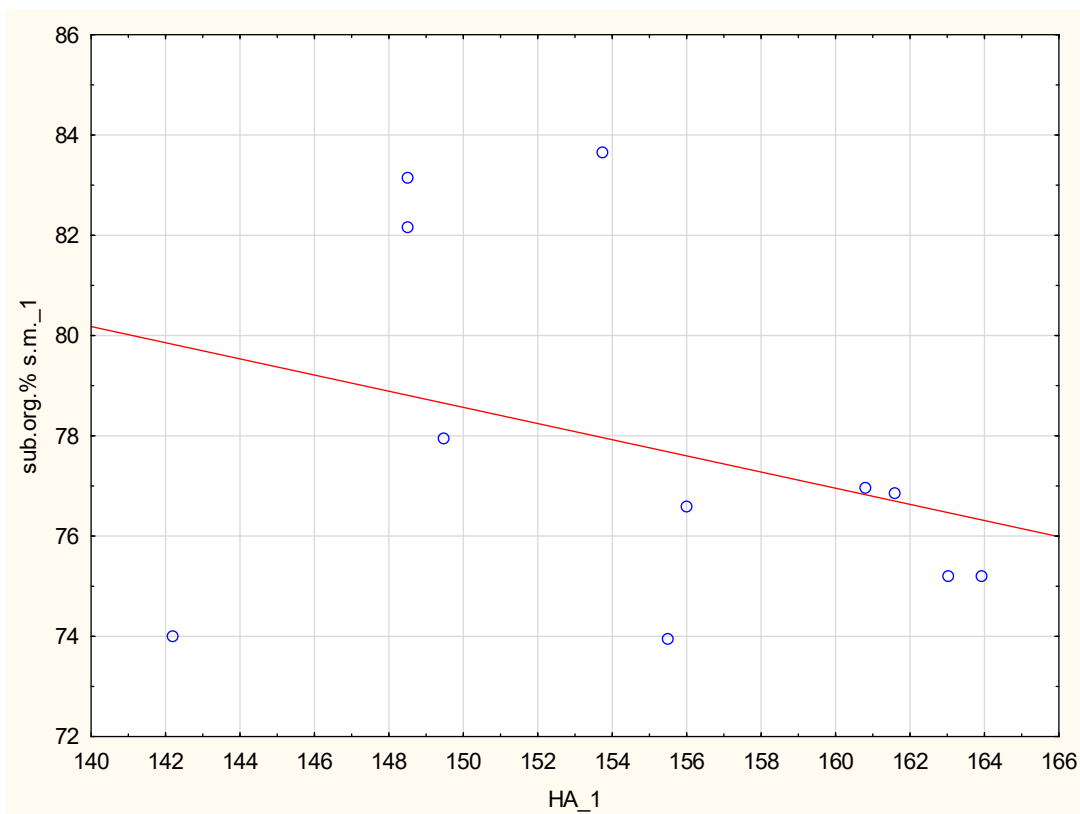
ujemne, co oznacza, że wraz ze wzrostem zawartości substancji organicznej maleje zawartość kwasów huminowych.



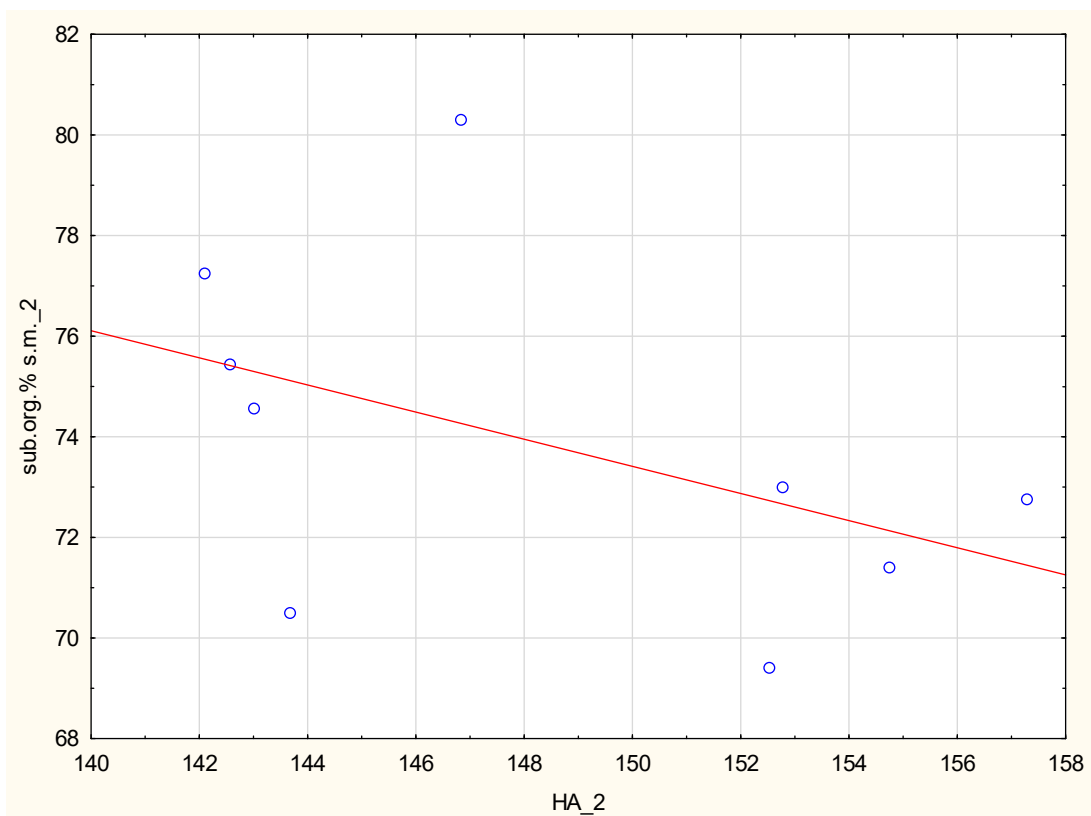
Rys. 38. Wykres zależności współczynnika korelacji pomiędzy KH i s.o. w poszczególnych przyzmach



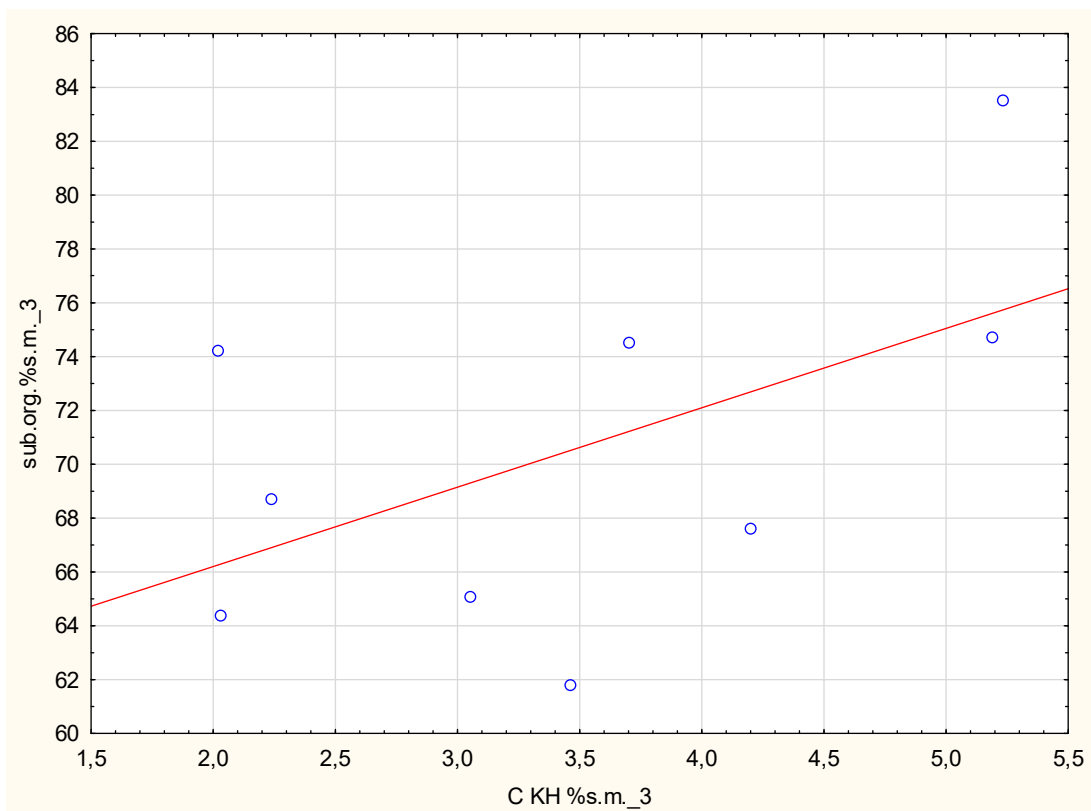
Rys. 39. Wykres zależności sub. org. względem udziału kwasów huminowych podczas procesu kompostowania w przyimie nr 4



Rys. 40. Wykres zależności sub. org. względem udziału kwasów huminowych podczas procesu kompostowania w przyimie nr 1



Rys. 41. Wykres zależności sub. org. względem udziału kwasów huminowych podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 2

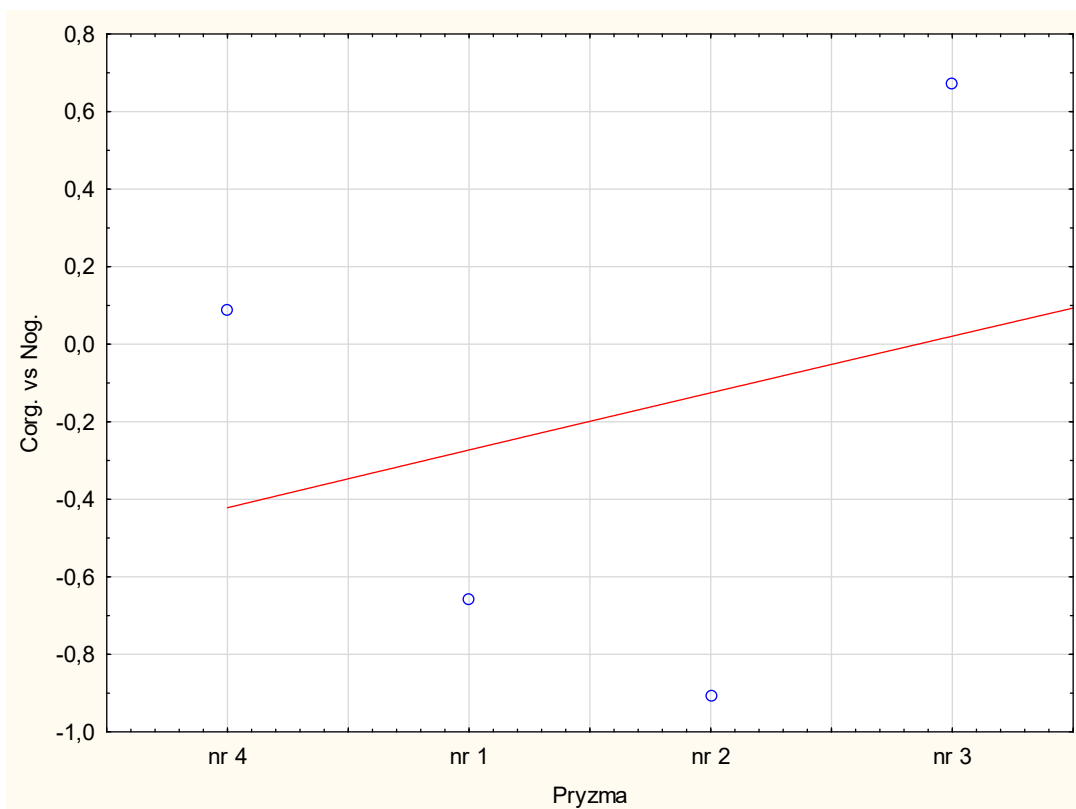


Rys. 42. Wykres zależności sub. org. względem udziału kwasów huminowych podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 3

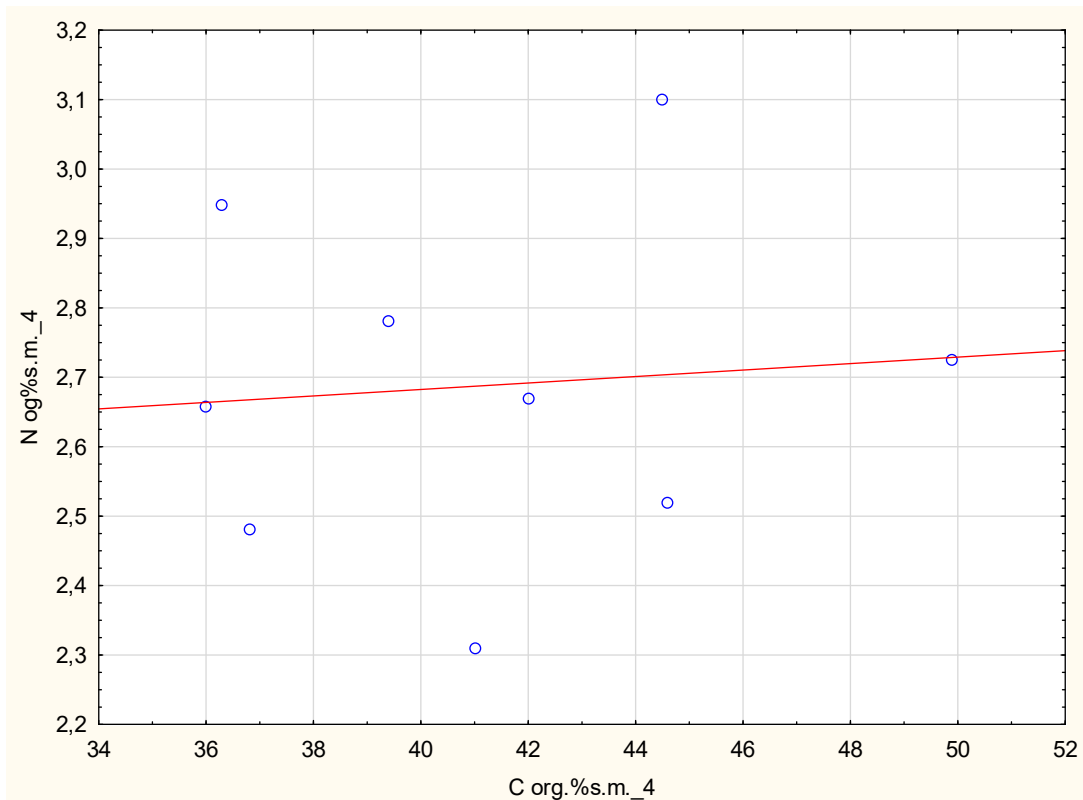
Słoma jest prekursorem substancji humusowej (w tym kw. huminowych) z racji dużej zawartości ligniny. Prowadząc ekstrakcję związków humusowych, tak dobrano ekstrahent (0.5 mol NaOH), aby nie rozpuszczać s.o., a jedynie KH i KF. Tak więc zwiększenie udziału słomy kosztem s.o. w próbce suchej masy kompostu powoduje, że im więcej słomy tym więcej KH przy jednoczesnym spadku s.o- co daje korelację ujemną. Pryzma nr 1 o większej zawartości słomy miała niższy wsp. korelacji niż pryzma nr 2. Pryzma 3. bez słomy dała korelację dodatnią, a pryzma 4. z udziałem słomy znowu była korelacją ujemną.

6.2.4. Corg. vs Nog.

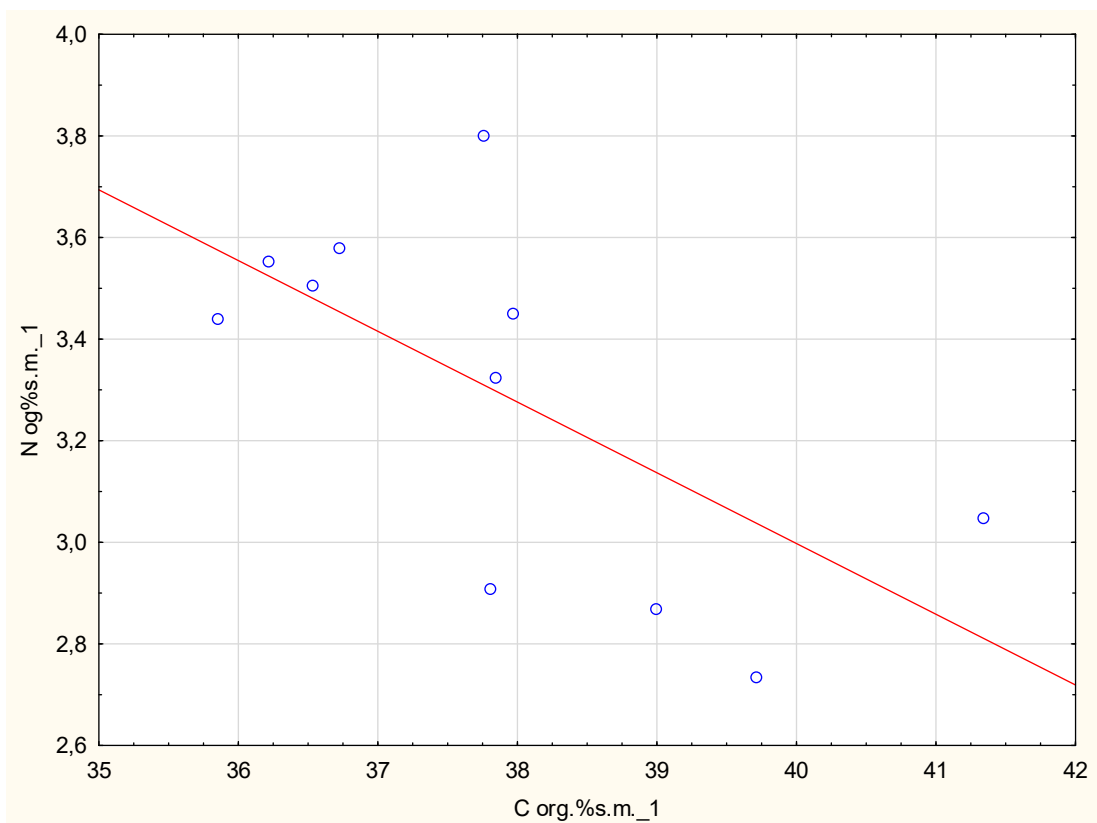
Współczynniki zależności pomiędzy zawartością węgla organicznego a azotu ogólnego przedstawiono na Rys. 43. Wykresy na Rys. nr 44-47 przedstawiają krzywe regresji dotyczące zmian zawartości Corg. oraz Nog. w trakcie procesu kompostowania osobno dla poszczególnych pryzm. Najsilniejsza korelacja ujemna występuje w pryzmie nr 2 i przyjmuje wartość równą -0.905 oraz w pryzmie nr 1 i wynosi -0.656. W pryzmie nr 3 oraz 4 współczynniki korelacji przyjmują wartości dodatnie kolejno 0.672 i 0.090, co oznacza, że wraz ze wzrostem zawartości Corg. rośnie udział Nog. Proces kompostowania w pryzmach nr 3 i 4 w odróżnieniu do pryzm nr 1 i 2 prowadzono pod przykryciem membraną półprzepuszczalną z wymuszonym napowietrzaniem. Podczas kompostowania mikroorganizmy zużywają tlen, żywiąc się węglem i azotem zawartym w materii organicznej. Powoduje to wytwarzanie znacznej ilości ciepła wraz z dwutlenkiem węgla (CO₂) i parą wodną jako produktami ubocznymi.



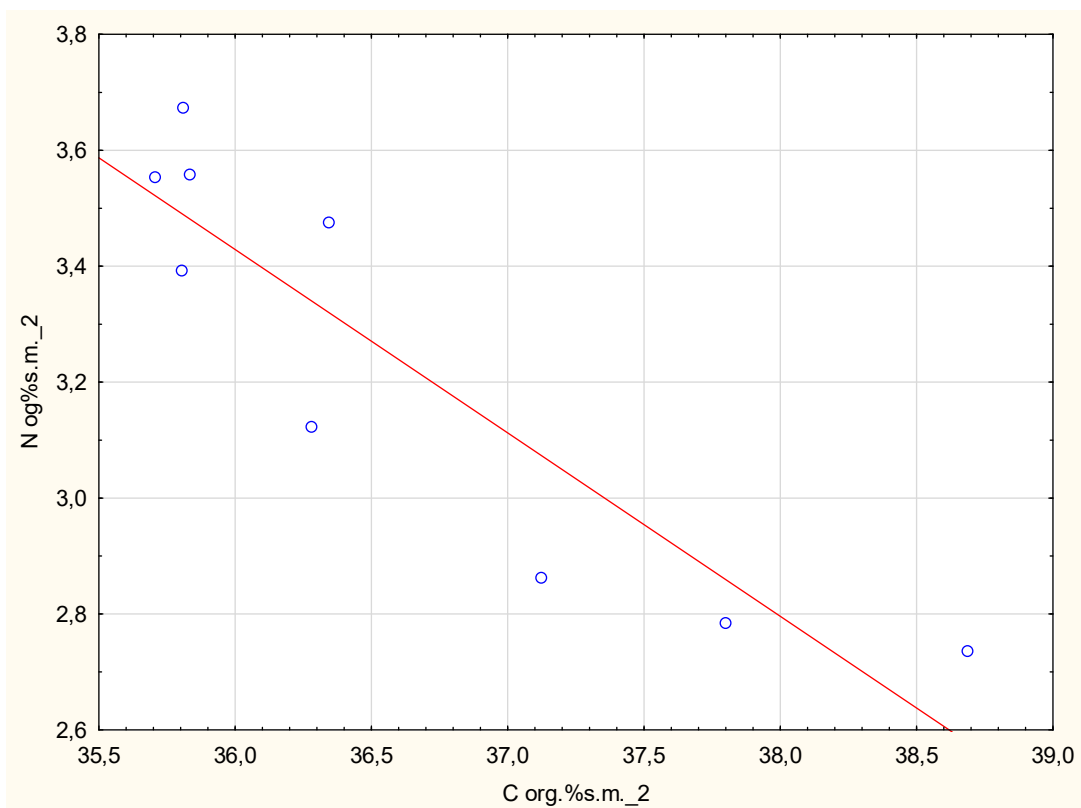
Rys. 43. Wykres zależności współczynnika korelacji pomiędzy Corg. i Nog. w poszczególnych przyzmach



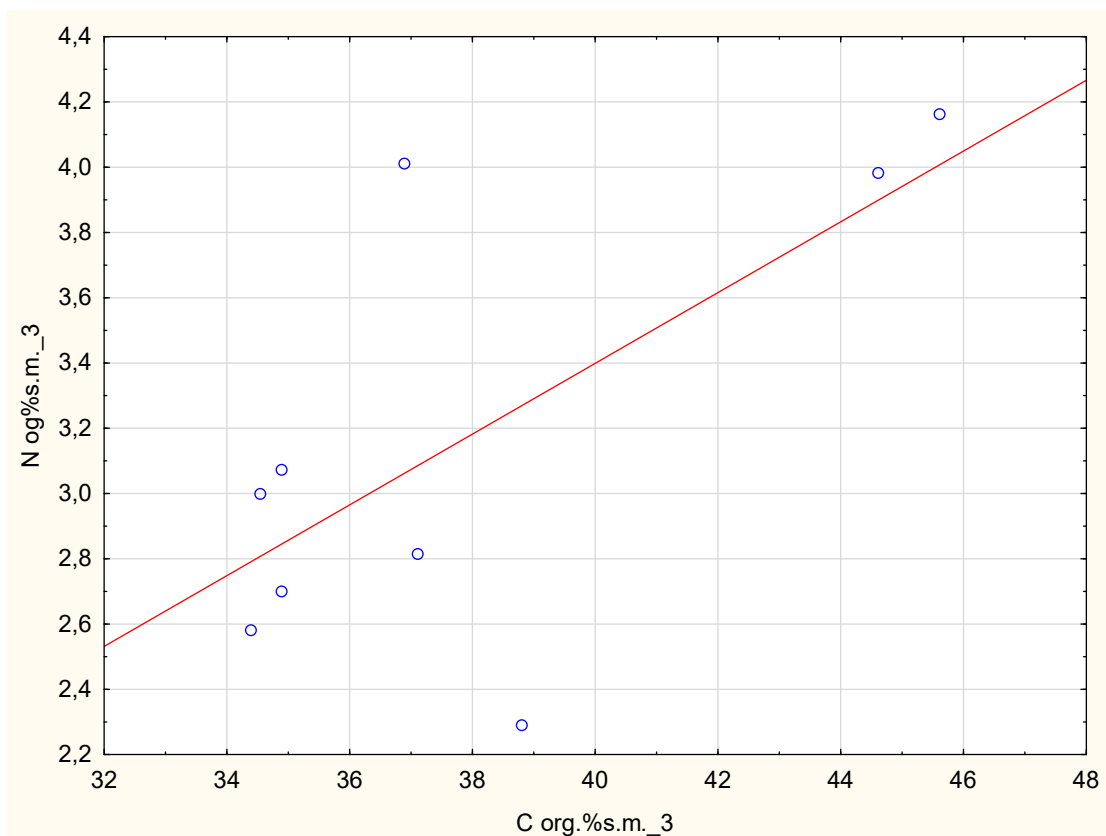
Rys. 44. Wykres zależności zawartości Corg. względem Nog. podczas procesu kompostowania w przyzmie nr 4



Rys. 45. Wykres zależności zawartości Corg. względem Nog. podczas procesu kompostowania w przymie nr 1



Rys. 46. Wykres zależności zawartości Corg. względem Nog. podczas procesu kompostowania w przymie nr 2



Rys. 47. Wykres zależności zawartości Corg. względem Nog. podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 3

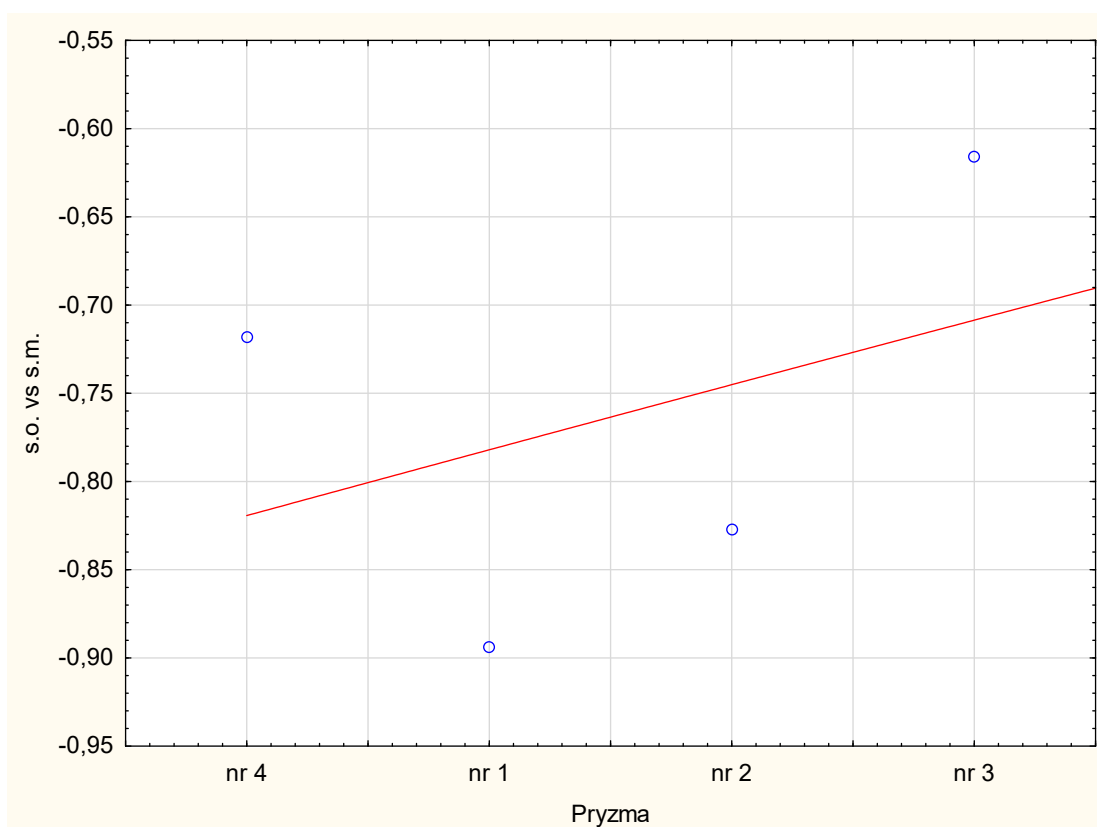
Węgiel jako źródło surowca do tworzenia biomasy jest cały czas tracony w procesie mineralizacji – głównie przechodzi w CO_2 i się ulatnia. Źródła węgla dla mikroorganizmów zwykle pochodzą ze środków wypełniających, takich jak słoma. Im więcej słomy we wsadzie, tym większa zawartość węgla.

Podczas kompostowania azot ogólny jest mineralizowany i uwalniany jako rozpuszczalne jony NH_4^+ . Zdecydowanie najważniejszą stratą N jest ulatnianie się w postaci NH_3 . Większość strat NH_3 występuje podczas pierwszych kilku tygodni kompostowania, kiedy pH i temperatura materiału kompostowego są wysokie (Bhojar i inni, 1979) (Bishop i inni, 1983). Podczas kompostowania w pryzmach nr 3 i 4 pod przykryciem membraną półprzepuszczalną zauważalna jest wysoka wartość azotu ogólnego, która maleje wraz ze spadkiem zawartości węgla. Wykazano, że przykrycie pryzmy kompostowej zmniejsza wymianę powietrza, a tym samym emisję NH_3 . Gottschall i Vogtmann (Gottschall i inni, 1988) stwierdzili, że straty gazowego N z nieprzykrytej pryzmy wynosiły około 22%, podczas gdy użycie 25-centymetrowej warstwy słomy zmniejszyło straty gazowego N do 13%, a wstawienie arkusza z tworzywa sztucznego między słomę a pryzmę kompostu

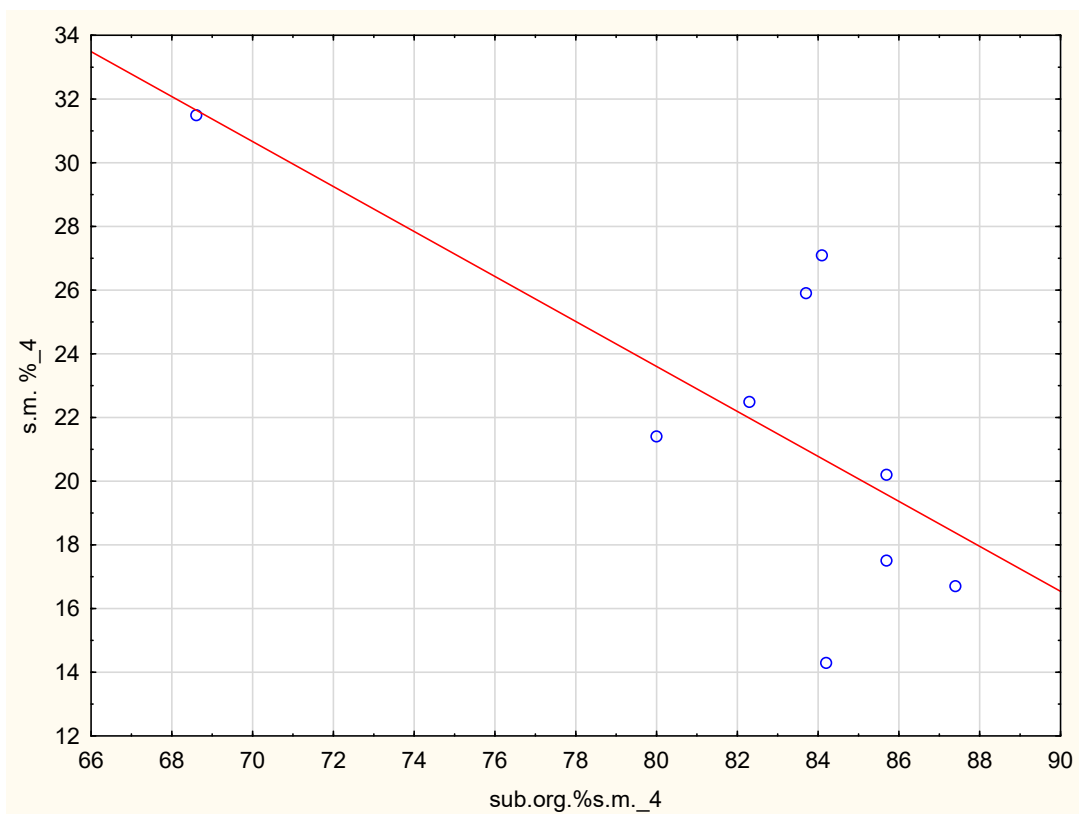
podczas etapu dojrzwiania dodatkowo zmniejszyło straty do 7%. Sommer (Sommer, 2001) również doniósł o zmniejszeniu ulatniania się NH_3 po przykryciu kompostu porowatą plandeką.

6.2.5. s.o. vs s.m.

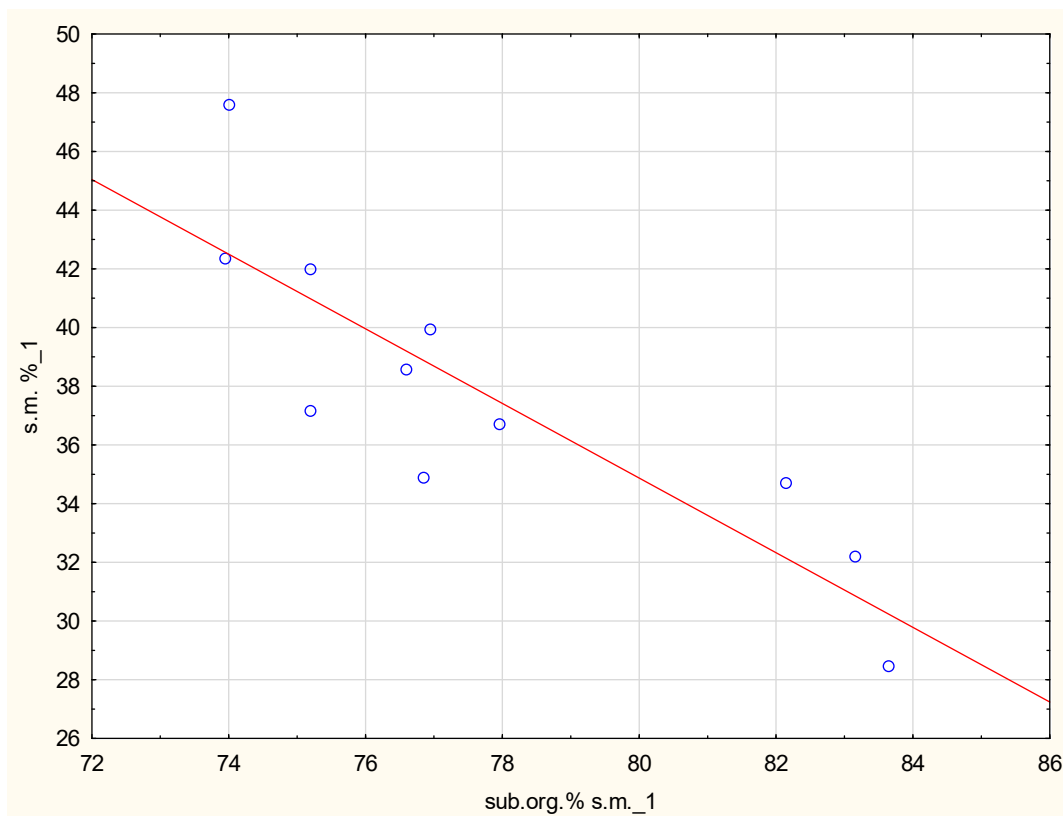
Rys. 48 przedstawia współczynniki korelacji dla danych pryzm w odniesieniu do substancji organicznej i suchej masy. Wykresy na Rys. nr 49-52 przedstawiają krzywe regresji dotyczące zmian zawartości s.o. i s.m. trakcie procesu kompostowania osobno dla poszczególnych pryzm. W każdym przypadku współczynnik korelacji przyjmuje wartości ujemne. Najsilniejsza korelacja -0.894 jest widoczna dla pryzmy nr 1, w której procentowy udział słomy wynosił 17%, równie silna korelacja występuje dla pryzmy nr 2 z mniejszym udziałem słomy. Najślabsze powiązanie pomiędzy danymi zmiennymi jest w pryzmie nr 3.



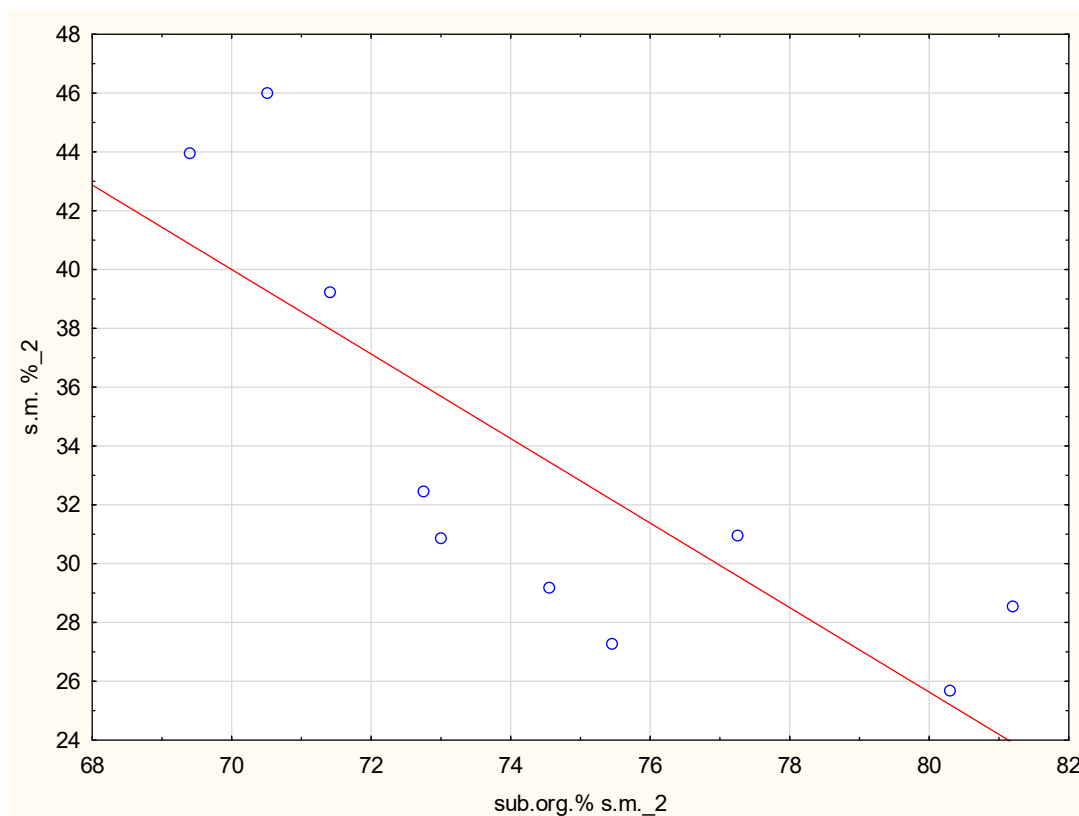
Rys. 48. Wykres zależności współczynnika korelacji pomiędzy s.o. i s.m. w poszczególnych pryzmach



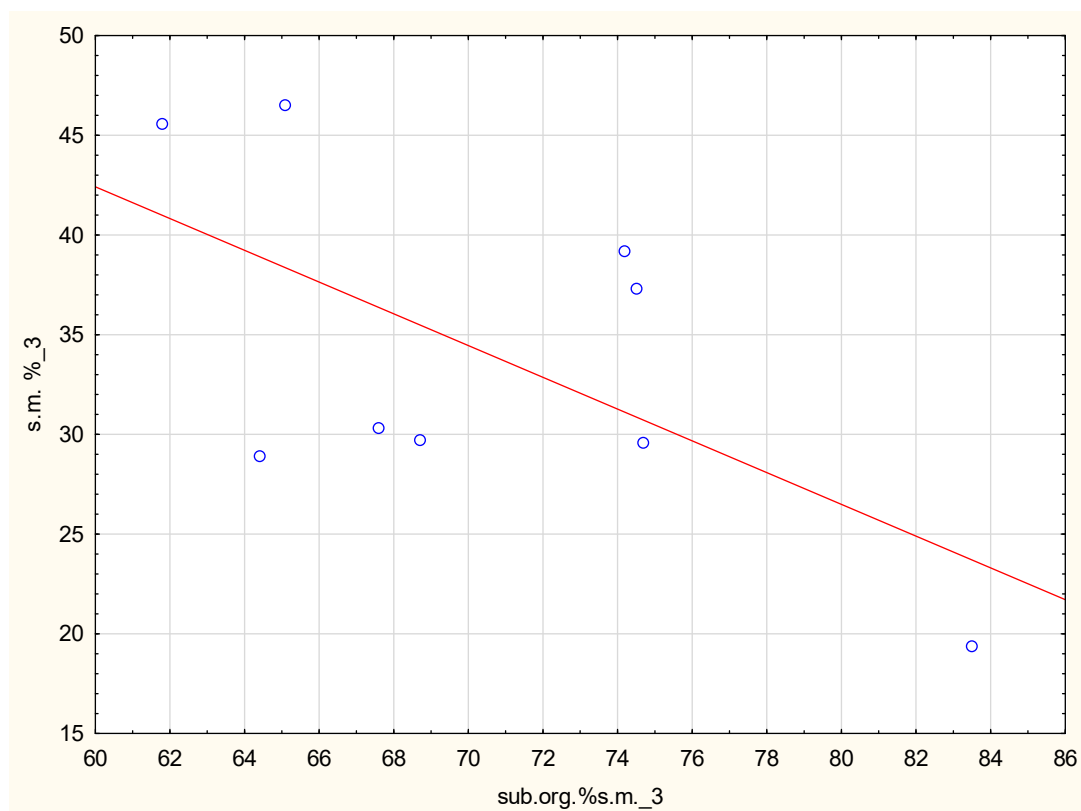
Rys. 49. Wykres zależności zawartości sub. org. względem s.m. podczas procesu kompostowania w przyźmie nr 4



Rys. 50. Wykres zależności zawartości sub. org. względem s.m. podczas procesu kompostowania w przyźmie nr 1



Rys. 51. Wykres zależności zawartości sub. org. względem s.m. podczas procesu kompostowania w przyłomie nr 2



Rys. 52. Wykres zależności zawartości sub. org. względem s.m. podczas procesu kompostowania w przyłomie nr 3

Ujemny współczynnik korelacji oznacza, że wraz ze wzrostem zawartości substancji organicznej maleje udział suchej masy. Powodem takiej zależności jest fakt, że substancja organiczna stanowi 90% suchej masy.

Próbkę kompostu suszy się w 105°C i pozbywa się wody, a następnie kieruje się ją do pieca i w 550°C wypraża. Ubytek masy to substancja organiczna, która utleni się chemicznie. Ubytek substancji organicznej wymusza ubytek suchej masy, zatem s.org. i s.m. ubywają proporcjonalnie.

Substancja organiczna maleje, ponieważ podczas procesu się utlenia, natomiast rośnie zawartość suchej masy, co może być spowodowane składnikami w osadzie, które się nie rozkładają podczas prażenia, np. związki białek z garbnikami.

7. PODSUMOWANIE

Wyniki badań, uzyskane w trakcie realizacji pracy doktorskiej, potwierdziły hipotezę badawczą, która zakładała możliwość przebiegu procesu kompostowania w warunkach zwiększonej koncentracji azotu. Konsekwencją relatywnie wysokiego stężenia azotu stanowiącego pierwiastek biogeny, niezbędny dla wzrostu i funkcjonowania mikroorganizmów biorących udział w rozkładzie materii organicznej, jest zmniejszenie wartości parametru C/N. Wartość krytyczna ilorazu węgla organicznego do azotu ogólnego, poniżej której azot może stanowić czynnik inhibitujący przyrost biomasy mikroorganizmów, tym samym hamujący szybkość reakcji biochemicznych, była tematem wielu prac badawczych (Siebielska i inni, 2015) (González i inni, 2019) (Sidelko i inni, 2010) (Zheng i inni, 2018) (Głąb i inni, 2018) (Peigné i inni). Przeprowadzone w tym zakresie studium literatury pozwala stwierdzić, że zalecana wartość optymalna tego parametru, w zależności od kompostowanego surowca, mieści się w zakresie 15-25. Jako powód, dla którego wartość C/N nie powinna być mniejsza niż 15, najczęściej podaje się charakterystyczne warunki procesowe związane głównie z wysoką temperaturą podczas kompostowania, której wartość może okresowo przekraczać nawet 70°C (Tab. 11 i 13). Wysoka temperatura jest czynnikiem sprzyjającym przesunięciu równowagi dynamicznej pomiędzy formami azotu w kierunku formy gazowej – amoniaku, który jest

gazem toksycznym, oddziaływującym na organizmy żywe (Hao i inni, 2008) (Angelidaki i inni, 1994) (Bhoyar i inni, 1979) (Pagans i inni, 2006).

Osady ściekowe, powstające w wyniku oczyszczania ścieków komunalnych, zawierają wyjątkowo dużo azotu ogólnego. Badania własne wykazały, że jego średnie stężenie w pobieranych do badań próbkach wynosiło średnio ponad 3 % s.m. (Tab. 4, 7, 10, 12) i jest blisko 10-krotnie większe, niż np. we frakcji organicznej wydzielanej ze zmieszanych odpadów bytowo-gospodarczych, które w warunkach krajowych są poddawane stabilizacji w warunkach tlenowych- quazi kompostowanie (Leśniańska A. i inni, 2022). Ryzyko uwalniania amoniaku, tym samym zmniejszania szybkości procesu kompostowania, w warunkach przemysłowych powoduje, że stosowane powszechnie technologie uwzględniają suplementację wykonywaną w trakcie przygotowywania wsadu do procesu kompostowania.

W większości przypadków polega to na dodatku materiału o wysokiej koncentracji węgla organicznego i w konsekwencji zwiększeniu wartości ilorazu C/N. Najczęściej wykorzystywanym w tym celu materiałem jest słoma, w której zawartość węgla organicznego wynosi 40-48% (Dickson i inni, 1991), (Prosiński, 1969). Przygotowując do realizacji w skali technicznej serie badawczą nr I założono, że wartość ilorazu C/N w dwóch wariantach pryzm wyniesie 16 i 10. Powyższe założenie skutkowało ustaleniem proporcji pomiędzy substratami tworzącymi materiał wsadowy do kompostowania w warunkach pryzm okresowo przerzucanych, tj. odwodnione mechanicznie osady ściekowe, słoma jęczmienna, zrębki drzewne wraz z inoculum (kompost dojrzały), wynoszącymi odpowiednio 4:1:1 oraz 8:1:2. Oznaczało to, że udział masowy słomy w mieszaninie z osadami ściekowymi i pozostałymi komponentami wyniósł ok. 17% i 10%. Tak więc masa użytej słomy do przygotowania pryzm kompostowych o objętości 50 m³ w obu seriach, wynosiła odpowiednio ok. 5.5 Mg i 3.2 Mg. Należy podkreślić, że w skali roku przedsiębiorstwo, na terenie którego przeprowadzono badania terenowe zużywa setki ton słomy, która obecnie jest materiałem deficytowym.

Zmniejszanie kosztów produkcji kompostu było podstawową przesłanką podjętych badań nad wpływem zmniejszonej suplementacji, włącznie z jej eliminacją, na przebieg procesu kompostowania osadów ściekowych. Chociaż ograniczenie ilości zużywanej słomy wpływa korzystnie na efektywność ekonomiczną kompostowania, to jej mniejsza zawartość w mieszaninie

stanowiącej wsad do procesu może oddziaływać niekorzystnie na ilość powstających w procesie humifikacji tzw. swoistych związków próchnicznych (Czekała i inni, 2006) (Gusiatin i inni, 2012). Wynika to z faktu, że jednym z podstawowych składników słomy jest lignina. Przykładowo, stężenie ligniny w słomie rzepakowej wynosi 20% s.m. (Pauksza, 2006). Zawartość ligniny w słomie jęczmiennej, stanowiącej dodatek modyfikujący parametr C/N, oszacowano na 34% na podstawie obliczenia średniej ważonej zawartości ligniny w mieszaninie słomy z osadami oraz w samych osadach ściekowych w pryzmie nr 1, wynoszących odpowiednio 18.28 % s.m. i 14.27 % s.m (Tabela 6). Zawartości tego związku organicznego podczas kompostowania zmieniała się od 18.28 - 29.87% s.m. (Tabela 6). Według teorii Waksamana, lignina jest prekursorem generowanych w procesie humifikacji związków humusowych w postaci kwasów fulwowych i huminowych (Waksman, 1938). Tak więc, pierwszym celem cząstkowym pracy, była ocena wpływu zmniejszonej suplementacji na transformację materii organicznej w kierunku swoistych związków próchnicznych.

W trakcie kompostowania obserwowano duże zmiany zawartości substancji humusowej. W pryzmach nr 1 i 2 (część I.), stwierdzono spadek zawartości FA w 111. dobie kompostowania odpowiednio o 28% (Tabela 14) i 73% (Tabela 15), oraz jednoczesny wzrost wartości HA analogicznie o 7% i 4%. W kompoście bez dodatku słomy – pryzma nr 3 (część II.) stwierdzono ok. 30% spadek zawartości FA w stosunku do wartości tego parametru z początku kompostowania (Tabela 16). W wariancie kompostowania pod przykryciem syntetyczną membraną półprzepuszczalną - pryzma nr 4 (część II.) z 25% dodatkiem słomy, spadek ten był wyraźniejszy i wyniósł blisko 55% (Tabela 17). Jednocześnie, w obu pryzmach stwierdzono niewielkie zmiany zawartości HA. Przemiana kwasów fulwowych w kwasy huminowe jest jednym z wyznaczników postępu procesu humifikacji. Kwasy huminowe mogły być dodatkowo generowane z innych dostępnych w kompoście form związków humusowych (Stevenson, 1982). Do oceny efektywności powyższych przemian, wykorzystano wskaźniki humifikacji w postaci indeksów HI i PI, obliczanych na podstawie zawartości węgla w roztworach wodnych otrzymanych w wyniku ekstrakcji oznaczanych form kwasów humusowych.

W części I., stwierdzono wzrost wartości wskaźnika PI w ciągu 111. dni kompostowania, przy czym wzrost ten był znacznie wyższy w przypadku kompostowania osadów z zawartością 10% słomy - pryzma nr 2 (Tabela 15)

w porównaniu do pryzmy z 17% dodatkiem słomy - pryzma 1 (Tabela 14). Wzrost ten wyniósł odpowiednio od 1.96% s.m. do 5.43% s.m. oraz od 2.64% s.m. do 3.87% s.m. W pryzmie nr 3, w której wyeliminowano dodatek słomy, wzrost indeksu PI w czasie ok. 63. dni wyniósł zaledwie 16% (Tabela 16). W tym przypadku, relatywnie niski wzrost wartości indexu PI koreluje z krótszym czasem procesu kompostowania. Obecnie stosowana technologia eliminuje lub ogranicza fazę dojrzewania kompostu przebiegającą, co do zasady, w warunkach pryzm okresowo przerzucanych (Sidelko, 2018). W konsekwencji produkowany kompost może osiągnąć poziom kwalifikujący go, jako materiał biologicznie stabilnym, ale nie dojrzały. Należy podkreślić, że monitorowana temperatura wewnątrz pryzm 3. i 4. w części II. badań, nawet po 9. tygodniach kompostowania, wskazywała wysoką wartość. W tych okolicznościach, praktycznym testem służącym ocenie stopnia stabilności biologicznej wyprodukowanego kompostu byłby test samozagrzewania przeprowadzany przy użyciu naczynia Dewara wg PN-EN 16087-2:2011 (Środki poprawiające glebę i podłoża uprawowe - Oznaczanie tlenowej aktywności biologicznej. Część 2: Test na samozagrzewanie kompostu). W konsekwencji stopniowego zmniejszenia udziału słomy w mieszaninie kompostowej wynoszącego 17% - część I. (pryzma nr 1), 10% - część I. (pryzma nr 2) i 0% - część II. (pryzma nr 3), obniżono wartość C/N odpowiednio do 14.56 (Tabela 4), 9.6 (Tabela 7) i 9.2 (Tabela 10). Dodatkowo, w części II. monitorowano przebieg kompostowania z 25% udziałem słomy. Niestety, obserwowane właściwości organoleptyczne: zapach, zawilgocenie i konsystencja kompostu, wskazały na niekorzystny wpływ suplementacji w przypadku kompostowania pod przykryciem membraną. Powodem mogła być zwiększona retencja wody związana z obecnością słomy i w konsekwencji wzrost oporów przepływu powietrza, co spowodowało mniejsze natlenienia doprowadzając do powstania lokalnych stref beztlenowych.

Ocena wpływu zmniejszonej suplementacji na intensywność przemian biochemicznych w trakcie kompostowania osadów ściekowych, była drugim celem cząstkowym przeprowadzonych badań. Podstawowym parametrem informującym o intensywności rozkładu materii organicznej w warunkach tlenowych jest temperatura. Wyraźny wzrost temperatury w pierwszych dobach kompostowania w każdej z badanych pryzm, a następnie jej stabilna wartość w kolejnych dniach (Rys. 15, 18, 21), świadczy o prawidłowym składzie kompostowanej masy i niewystępowaniu czynników inhibitujących przemiany związków organicznych, głównie w procesie mineralizacji. Ubytek substancji

organicznej na skutek biologicznego utleniania związków organicznych - głównie węglowodanów, podczas kompostowania materiału zawierającego 17%, 10% i 0% dodatku słomy wyniósł odpowiednio 12%, 13% i 13% przy czym, w dwóch pierwszych przypadkach kompostowanie trwało 133 dni, natomiast w przypadku 3., 64 dni. Stwierdzono również, że pomimo wysokiej koncentracji azotu, straty tego pierwiastka w całym okresie kompostowania były relatywnie niewielkie i w przypadku pryzm bez dodatku słomy wynosiły 13% (Tabela 10). Obserwowany w każdej pryzmie obu serii, początkowy spadek stężenia azotu, mógł być spowodowany odpływem kondensatu, nasyconego uwalnianymi w wyniku amonifikacji jonami NH_4^+ . Prowadząc okresowy pomiar zawartości NH_3 w powietrzu poprocesowym, nie stwierdzono obecności tego gazu. Być może, warunki procesowe, głównie odczyn lekko kwaśny w początkowej fazie kompostowania, nie sprzyjają przesunięciu równowagi w układzie: $\text{NH}_4^+ \leftrightarrow \text{NH}_3$ w kierunku amoniaku gazowego.

Kierunek dalszych badań

Podczas prowadzenia badań terenowych, okresowo dokonywano pomiarów stężenia amoniaku w powietrzu po procesie kompostowania. O ile charakterystyczny zapach tego gazu był wyczuwalny w różnych miejscach oczyszczalni ścieków, np. w budynku mechanicznego odwadniania osadów, to w powietrzu poprocesowym niezależnie od składu badanych pryzm, nie wykryto obecności tego gazu. Istnieje podejrzenie, że generowany podczas kompostowania amoniak jest wykorzystywany przez bakterie Anammox w procesie utleniania związków organicznych w warunkach beztlenowych, czemu sprzyja zwarta struktura granul osadu (Stegenta-Dąbrowska i inni, 2022). Wyjaśnienie ewentualnego udziału tych bakterii w przemianach związków azotu podczas kompostowania osadów ściekowych będzie kierunkiem dalszych prac badawczych.

8. WNIOSKI

Analiza wyników badań przy wykorzystaniu narzędzi statystycznych, a następnie ich interpretacja w oparciu o dostępną wiedzę, pozwala na sformułowanie następujących wniosków:

1. Nie stwierdzono inhibitującego wpływu podwyższonej koncentracji azotu ogólnego na przebieg procesu kompostowania osadów ściekowych w warunkach pryzm napowietrznych, poprzez oddziaływanie form toksycznych azotu, np. w postaci amoniaku, który może powstawać w wyniku miejscowego gnicia substancji białkowych, w strefach napowietrzanego kompostu o niższej saturacji.
3. Wysoka zawartość azotu w osadach ściekowych i relatywnie niska wartość ilorazu C/N w mieszaninie osadów i zrębek, stanowiącej wsad do procesu kompostowania przy zastosowaniu intensywnego napowietrzania i izolowania pryzmy membraną półprzepuszczalną, nie stwarza zagrożenia polegającego na emisji amoniaku gazowego do atmosfery.
4. W przypadku technologii kompostowania osadów ściekowych wykorzystującej przykrycia membraną półprzepuszczalną nie zaleca się suplementacji polegającej na dodaniu do mieszaniny odwodnionych mechanicznie osadów ściekowych i zrębek drzewnych, surowca stanowiącego dodatkowe źródło węgla organicznego w postaci słomy.
5. Proces humifikacji, oceniany na podstawie zmian stężenia kwasów fulwowych ulegających przekształcaniu do bardziej złożonych struktur chemicznych, w tym kwasów huminowych uważanych za końcowy efekt tych przemian, był efektywniejszy w warunkach wydłużonego czasu trwania procesu charakterystycznego dla kompostowania w warunkach pryzm napowietrznych - 133 dni, w warunkach pryzm przykrytych membraną półprzepuszczalną - 64 dni.
6. Wiarygodnym wskaźnikiem opisującym efektywność procesu humifikacji, zachodzącego podczas kompostowania osadów ściekowych, jest indeks PI, którego wartości powyżej 3,6 można uznać za właściwą dla kompostu dojrzałego
7. Zawartość substancji humusowej w zastosowanych osadach jest wyjątkowo wysoka, co w przypadku indeksu HI, określającego udział tych związków w całej puli związków organicznych, już na początku

kompostowania skutkuje wysokimi wartościami HI znacznie przewyższającymi wartości kryterialne podawane w literaturze naukowej i z tego względu zastosowanie wskaźnika do oceny dojrzałości badanych kompostów wydaje się nieuzasadnione.

LITERATURA

- Abdullah, N. and Chin, N.L. 2010.** Simplex-centroid mixture formulation for optimised composting of kitchen waste. *Bioresource Technology*. 2010, Vol. 101, pp. 8205–8210.
- Agnew, J.M. and Leonard, J.J. 2003.** The Physical Properties of Compost. *Compost Science & Utilization*. 2003, Vol. 11, 3, pp. 238-264.
- Angelidaki, I. and Ahring, B.K. 1994.** Anaerobic thermophilic digestion of manure at different ammonia loads: effect of temperature. *Water Research*. 1994, Vol. 28, pp. 727-731.
- Arvanitoyannis, I.S. and Kassaveti, A. 2006.** Current and potential uses of composted olive oil waste. *Food Science & Technology*. 2006, Vol. 42, pp. 281–295.
- Atchley, S.H. and Clark, J.B. 1979.** Variability of Temperature, pH, and Moisture in an Aerobic Composting Process. *Applied and Environmental Microbiology*. 1979, Vol. 38, 6, pp. 1040–1044.
- Bednarek, R., et al. 2004.** *Badania ekologiczno–gleboznawcze*. Warszawa : Wydawnictwo Naukowe PWN, 2004. pp. 141-144.
- Bernal, M.P., Alburquerque, J.A. and Moral, R. 2009.** Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology*. 2009, Vol. 100, pp. 5444-5453.
- Bhojar, R.V., Olaniya, M.S. and Bhide, A.D. 1979.** Effect of temperature on mineralization of nitrogen during aerobic composting. *Indian Journal of Environmental Health*. 1979, Vol. 21, pp. 23-34.
- Białobrzewski, I., et al. 2015.** Model of the sewage sludge-straw composting process integrating different heat generation capacities of mesophilic and thermophilic microorganisms. *Waste Management*. 2015, Vol. 43, pp. 72-83.
- Bień , J. D. and Bień, B. 2015.** Zagospodarowanie komunalnych osadów ściekowych metodami termicznymi w obliczu zakazu składowania po 1 stycznia 2016. *Inżynieria Ekologiczna*. 2015, Vol. 45, pp. 36-43.
- Bilitewski, B., Hardtle, G. and Marek, K. 2006.** *Podręcznik gospodarki odpadami. Teoria i praktyka*. Warszawa : s.n., 2006.
- Bishop, P.L. and Godfrey, C. 1983.** Nitrogen transformation during sewage composting. *Biocycle*. 1983, Vol. 24, pp. 34–39.

- Brewer, L.J. and Sullivan, D.M. 2003.** Maturity and stability evaluation of composted yard trimmings. *Compost Science & Utilization*. 2003, Vol. 11, 2, pp. 96-112.
- Burge, W.D., Cramer, W.N. and Epstein, E. 1978.** Destruction of Pathogens in Sewage Sludge by Composting. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*. 1978.
- Cekmecelioglu, D., et al. 2005.** Applicability of optimised in-vessel food waste composting for windrow systems. *Biosystems Engineering*. 2005, Vol. 91, 4, pp. 479–486.
- Chang, J.I. and Hsu, T.-E. 2008.** Effects of compositions on food waste composting. *Bioresource Technology*. 2008, Vol. 99, 17, pp. 8068–8074.
- Chen, Y. and Inbar, Y. 1993.** Chemical and spectroscopical analyses of OM transformations during composting in relation to compost maturity. *Science and Engineering of Composting*. 1993, pp. 551–600.
- Chen, Y. 2003.** Nuclear magnetic resonance, infra-red and pyrolysis studies of solid organic waste composts. *Compost Science and Utilization*. 2003, Vol. 11, 2, pp. 152–168.
- Chen, Z., Kim, J. and Jiang, X. 2018.** Survival of Escherichia coli O157:H7 and Salmonella enterica in animal waste-based composts as influenced by compost type, storage condition and inoculum level. *Journal of Applied Microbiology*. 2018, Vol. 124, pp. 1311–1323.
- Comesaña, D.A., Comesaña, I.V. and de la Iglesia, S.M. 2018.** *Municipal Sewage Sludge. Biodegradation through Composting with Bulking*. s.l. : IntechOpen, 2018.
- Council, California Compost Quality. 2001.** *Compost Maturity Index*. 2001.
- Court, M.N., Stepphen, R.C. and Waid, J.S. 1964.** Toxicity as a cause of the inefficiency of urea as a fertilizer. *Journal of Soil Science*. 1964, Vol. 15, pp. 42-48.
- Czekala, J. and Sawicka, A. 2006.** Przetwarzanie osadu ściekowego z dodatkiem słomy i trocin na produkt bezpieczny dla środowiska. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*. 2006, Vol. 6, 2, pp. 41-50.
- Czekala, W., et al. 2017.** Kofermentacja osadów ściekowych sposobem na ich zagospodarowanie oraz produkcję energii. *Problemy Inżynierii Rolniczej*. 2017, Vol. 25, 1, pp. 5-14.

- Dadi, D., et al. 2019.** Composting and co-composting of coffee husk and pulp with source-separated municipal solid waste: a breakthrough in valorization of coffee waste. *Int J Recycl Org Waste Agric.* 2019, Vol. 8, pp. 263–277.
- Das, K. and Keener, H.M. 1997.** Moisture effect on compaction and permeability in. *Journal of Environmental Engineering.* 1997, Vol. 123, 3, pp. 275–281.
- de Bertoldi, M., Vallini, G. and Pera, A. 1983.** The biology of composting: a review. *Waste Manage.* 1983, Vol. 1, pp. 157–176.
- Derikx, P.J.L., Willers, H.C. and ten Have, P.J.** Effect of pH on the behaviour of volatile compounds in organic manures during dry-matter determination. *Bioresource Technology.* Vol. 49, pp. 41-45.
- Diaz, L., et al. 1993.** *Composting and recycling municipal solid waste.* . California, USA : CRC Press, 1993.
- Dickson, N., Richard, T. and Kozlowski, R. 1991.** *Composting to Reduce the Waste Stream.* New York : Northeast Regional Agricultural Engineering Service, 1991.
- Domeizel, M., Khalil, A. and Prudent, P. 2004.** UV spectroscopy: a tool for monitoring humification and for proposing an index of the maturity of compost. *Bioresource Technology.* 2004, Vol. 94, pp. 177-184.
- Dong-lei, W., et al. 2010.** *Journal of Zhejiang University SCIENCE B.* 2010, Vol. 11, pp. 497–505.
- Drozd, J., et al. 2001.** Characteristic of humic substances during composting of municipal solid waste. *Understanding and Managing Organic Matter in Soils, Sediments and Waters.* 2001, pp. 175–179.
- Drozd, J., et al. 1996.** Chemiczne indeksy dojrzałości kompostów produkowanych z odpadów miejskich. *Zeszyty problemowe postępu nauk rolniczych.* 1996, Vol. 437.
- Ekince, K., Keener, H.M. and Elwell, D.L. 2000.** Composting short paper fiber with broiler litter and additives. *Compost Science and Utilization.* 2000, Vol. 8, pp. 160-172.
- Eklind, Y. and Kirchmann, H. 2000.** Composting and storage of organic household waste with different litter amendments. II: nitrogen turnover and losses. *Bioresource Technology.* 2000, Vol. 74, 2, pp. 125-133.
- Epstein, E. 1997.** *The Science of Composting.* s.l. : CRC Press , 1997.

- Estevez, M.M., Linjordet, R. and Morken, J. 2012.** Effects of steam explosion and codigestion in the methane production from *Salix* by mesophilic batch assays. *Bioresource Technology*. 2012, Vol. 104, pp. 749-756.
- Fang, M. and Wong, J.W.C. 1999.** Co-composting of sewage sludge and coal fly ash: nutrient transformation. *Bioresource Technology*. 1999, Vol. 67, 1, pp. 19–24.
- Finstein, M.S. and Miller, F.C. 1985.** Principles of composting leading to maximization of decomposition rate, odor control, and cost effectiveness. *Composting of Agricultural and Other Wastes*. 1985, pp. 13-26.
- Gajalakshmi, S. and Abbasi, S.A. 2008.** Solid Waste Management by Composting: State of the Art. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 2008, Vol. 38, pp. 311–400.
- Galwa-Widera, M. 2014.** Unieszkodliwianie osadów ściekowych w procesie kompostowania z zastosowaniem różnych cykli napowietrzania. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*. 2014, Vol. 17, pp. 661-671.
- Gao, M., et al. 2010.** The effect of aeration rate on forced-aeration composting of chicken manure and sawdust. *Bioresource Technology*. 2010, Vol. 101, pp. 1899–1903.
- Gersende, B., et al. 2008.** Identification of bound alcohols in soil humic acids by GC–MS. *European Journal of Mass Spectrometry*. 2008, Vol. 6, pp. 439–444.
- Glanz, R. 2012.** *Teoretyczne podstawy kompostowania*. Warszawa–Opole : Instytutu Ceramiki i Materiałów Budowlanych, 2012. Vol. 10.
- Głąb, T., et al. 2018.** Effects of Co-Composted Maize, Sewage Sludge, and Biochar Mixtures on Hydrological and Physical Qualities of Sandy Soil. *Geoderma*. 2018, Vol. 315, pp. 27–35.
- Goldstein, N. and Steuteville, R. 1993.** Biosolids composting makes healthy progress. *Biocycle*. 1993, Vol. 34, pp. 48–57.
- Golueke, C.G. 1992.** Bacteriology of composting. *Bio Cycle*. 1992, Vol. 33, pp. 55-57.
- Gomółka, E. and Szaynok, A. 1997.** *Chemia wody i powietrza*. Wrocław : Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, 1997.
- González, D., et al. 2019.** Sci Total Environ. *The Effect of the Composting Time on the Gaseous Emissions and the Compost Stability in a Full-Scale Sewage Sludge Composting Plant*. 2019, Vol. 654, pp. 311-323.

- Gottschall, R. and Vogtmann, H. 1988.** *Bedeutung und Verwertungsmöglichkeiten von Kompost in den "Grünen Bereichen". IFOAM-Sonderausgabe 24.* Kaiserslautern : Stiftung Ökologischer Landbau, 1988.
- Goyal, S., Dhull, S.K. and Kapoor, K.K. 2005.** Chemical and biological changes during composting of different organic wastes and assessment of compost maturity. *Bioresource Technology*. 2005, Vol. 96, pp. 1584-1591.
- Grobelak, A., Stępień, W. and Kacprzak, M. 2016.** Osady ściekowe jako składnik nawozów i substytutów gleb. *Inżynieria Ekologiczna*. 2016, Vol. 48, pp. 52-60.
- Gusiatin, Z.M. and Kulikowska, D. 2012.** Przemiany substancji humusowych, azotu oraz form metali ciężkich w osadach ściekowych kompostowanych w mieszaninie z odpadami lignocelulozowymi. *Inżynieria Ekologiczna*. 2012, Vol. 28.
- Hao, X. and Benke, M.B. 2008.** Nitrogen Transformation and Losses during Composting and Mitigation Strategies. *Dynamic Soil, Dynamic Plant*. 2008, Vol. 2, pp. 10-18.
- Haug, R. 1993.** *The Practical Handbook of Compost Engineering*. Florida : Lewis Publishers, 1993.
- Hsu, J.-H. and Lo, S.-L. 1999.** Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformation during composting of pig manure. *Environmental Pollution*. 1999, Vol. 104, pp. 189-196.
- Huang, G.H., et al. 2004.** Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust. *Waste Management*. 24,8, 2004, pp. 805–813.
- Iannotti, D.A., et al. 1993.** A quantitative respirometric method for monitoring compost stability. *Compost Science & Utilization*. 1993, Vol. 1, pp. 52–65.
- Iglesias-Jimenez, E. and Perez-Garcia, V. 1992.** Composting of domestic refuse and sewage sludge. II. Evolution of carbon and some "humification" indexes. *Resources, Conservation and Recycling*. 1992, Vol. 6, pp. 243-257.
- Inoko, A., et al. 1979.** On some organic constituents of city refuse composts produced in Japan. *Soil Science Plant Nutrition*. 1979, Vol. 25, 2, pp. 225–234.
- Institute, Cornell Waste Management. 1996.** cornell.edu. [Online] 1996. <http://compost.css.cornell.edu/chemistry.html>.
- Iranzo, M., et al. 2004.** Characteristics of rice straw and sewage sludge as composting materials in Valencia (Spain). *Bioresource Technology*. 2004, Vol. 95, pp. 107-112.

- Jędraczak, A. and Haziak, K. 2005.** Określenie wymagań dla kompostowania i innych metod biologicznego przetwarzania odpadów. *Pracownie Badawczo-Projektowe Ekosystem Sp. z o.o.* 2005.
- Jędraczak, A. 2008.** *Biologiczne przetwarzanie odpadów.* s.l. : Wydawnictwo naukowe PWN, 2008.
- Jouraiphy, A., Amir, S. and Gharous, M. 2005.** Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformation during composting of sewage sludge and green plant waste. *International Biodeterioration & Biodegradation.* 2005, Vol. 56, 2, pp. 101-108.
- Kaluża-Haladyn, A. 2020.** *Praca doktorska: Transformacje materii organicznej i składników mineralnych podczas kompostowania wierzby energetycznej.* Wrocław : s.n., 2020.
- Kausar, H., et al. 2010.** Development of compatible lignocellulolytic fungal consortium for rapid composting of rice straw. *International Biodeterioration & Biodegradation.* 2010, Vol. 64, p. 594e600.
- Keener, H.M., Dick, W.A. and Hoitink, H.A.J. 2000.** Composting and beneficial utilization of composted by-product materials. *Land Application of Agricultural, Industrial, and Municipal By-Products.* 2000, Vol. 136, pp. 315-341.
- Kononova, M.M. and Alexandrova, I.V. 1973.** Formation of humic acids during plant residue humification and their nature. *Geoderma.* 1973, Vol. 9, 3, pp. 157-164.
- Kropisz, A. 1983.** Wpływ nawożenia kompostami z odpadów komunalnych na plon i zawartość mikroelementów w roślinach warzywnych. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.* 1983, Vol. 242, pp. 457-464.
- Külcü, R. and Yaldiz, O.** The composting of agricultural wastes and the new parameter for the assessment of the process. *Ecological Engineering.* Vol. 69, pp. 220–225.
- Kulikowska, D. and Bilicka, K. 2009.** Analiza przemian materii organicznej i związków azotu podczas kompostowania osadów ściekowych. *Czasopismo Techniczne. Środowisko.* 2009, Vol. 106, pp. 101-110.
- Laos, F., et al.** Composting of fish offal and biosolids in northwestern Patagonia. *Bioresource Technology.* Vol. 81, 3, pp. 179–186.

- Larney, F.J. and Blackshaw, R.E. 2003.** Weed seed viability in composted beef cattle feedlot manure. *Journal of Environmental Quality*. 2003, Vol. 32, pp. 1105-1113.
- Larney, F.J. and Olson, A.F. 2006.** Windrow temperatures and chemical properties during active and passive aeration composting of beef cattle feedlot manure. *Canadian Journal of Soil Science*. 2006, pp. 783–797.
- Leśniańska A., Janowska, B. and Sidelko, R. 2022.** Immobilization of Zn and Cu in conditions of reduced C/N ratio during Sewage Sludge Composting Process. *Energies*. 2022, Vol. 15, 12, pp. 1-19.
- Liang, C., Das, K.C. and McClendon, R.W. 2003.** The influence temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. *Bioresource Technology*. 2003, Vol. 86, pp. 131-137.
- Lotosh, T.D. 1991.** Experimental bases and prospects for the use of humic acid preparations from peat in medicine and agricultural production. *Nauchnye Doki Vyss Shkoly Biol Nauki*. 1991, Vol. 10, pp. 99-103.
- Malczewska, B., Wozniak, S. and Jawecki, B. 2017.** Zalety i wady kompostowania osadów ściekowych w porównaniu z termicznym ich spalaniem - studium przypadku. *Przegląd Naukowy. Inżynieria i Kształtowanie Środowiska*. 2017, Vol. 26, pp. 125-135.
- Malej, J. 2000.** Właściwości osadów ściekowych oraz wybrane sposoby ich unieszkodliwiania i utylizacji. *Rocznik Ochrona Środowiska*. 2000, Vol. 2, pp. 69-101.
- Malińska, K. 2013.** Zmiany właściwości fizycznych materiałów podczas kompostowania w warunkach laboratoryjnych. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*. 2013, Vol. 16, 4, pp. 523-536.
- Miller, F.C. 1992.** Composting as a process based on the control of ecologically selective factors. *Soil microbial ecology: applications in agricultural and environmental management*. 1992, pp. 515–544.
- Millner, P., et al. 2014.** Pathogen reduction in minimally managed composting of bovine manure. *Waste Management*. 2014, Vol. 34, pp. 1992–1999.
- MolleyMolloy, S.P. and Tunney, H. 1983.** A laboratory study of ammonia volatilization from cattle and pig slurry. *Irish Journal of Agricultural Research*. 1983, Vol. 22, pp. 37-45.

- Moral, R., et al. 2009.** Utilization of manure composts by high-value crops: safety and environmental challenges. *Bioresource Technology*. 2009, Vol. 100, pp. 5454–5460.
- Nafez, A. H. , et al. 2015.** Sewage sludge composting: quality assessment for agricultural application. *Environ Monit Assess*. 2015, Vol. 187, 709.
- Neklyudov, A.D., Fedotov, G.N. and Ivankin, A.N. 2008.** Intensification of composting processes by aerobic microorganisms: a review. *Applied Biochemistry and Microbiology* . 44, 2008, pp. 6-18.
- Nengwu, Z. 2007.** Effect of low initial C/N ratio on aerobic composting of swine manure with rice straw. *Bioresource Technology*. 2007, Vol. 98, 1, pp. 9-13.
- Ozimek, A. and Kopec, M. 2012.** Ocena aktywności biologicznej biomasy na różnych etapach procesu kompostowania przy użyciu systemu pomiarowego Oxitop Control. *Acta Agrophysica*. 18(2), 2012, pp. 379–390.
- Pagans, E., et al. 2006.** Ammonia emissions from the composting of different organic wastes. Dependency on process temperature. *Chemosphere*. 2006, Vol. 62, pp. 1534-1542 .
- Pająk, T. 2014.** Termiczne przekształcanie osadów ściekowych wobec wyzwań roku 2016. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*. 2014, Vol. 17 nr 3, pp. 363-376.
- Pauksza, D. 2006.** Skład chemiczny zdrewniałej części łodygi słomy rzepakowej. *Rośliny oleiste - oilseed crops*. 2006, Vol. XXVII.
- Peigné, J. and Girardin, P.** Environmental impacts of farm-scale composting practices. *Water, Air and Soil Pollution*. Vol. 153, pp. 45-68.
- Peter, F.S. 1985.** Effect of temperature on bacteria species diversity in thermophilic solid-waste composting. *Applied and Environmental Microbiology*. 1985, Vol. 50, 4, pp. 899–905.
- Piccolo, A., et al. 2004.** Sequestration of a biologically labile organic carbon in soils by humified organic matter. *Climatic Change*. 2004, Vol. 67, pp. 329-343.
- Pilarski, K. and Pilarska, A. 2009.** Parametry procesu kompostowania. *Technika Rolnicza Ogrodnicza Leśna*. 2009.
- Pluciennik-Koropczuk, E. and Myszograj, S. 2020.** OCENA GOSPODARKI - Kompostowanie komunalnych osadów ściekowych. Lublin : WYDAWNICTWO POLSKIEJ AKADEMII NAUK, 2020. pp. 165-176, Monografie nr 166.
- Prosiński, S. 1969.** *Chemia drewna*. Warszawa : PWRiL, 1969. p. 487.

- Qdais, H.A.A. and Hamoda, M.F. 2004.** Enhancement of carbon and nitrogen transformations during composting of municipal solid waste. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng.* 2004, Vol. 39, 2, pp. 409-420.
- Raj, D. and Antil, R.S. 2010.** Evaluation of maturity and stability parameters of composts prepared from agro-industrial waste. *Bioresource Technology.* 2010, Vol. 102, pp. 2868-2873.
- Richard, T.L., et al. 2004.** Air-filled porosity and permeability relationships during solid-state fermentation. *Biotechnology Progress.* 2004, Vol. 20, pp. 1372-1381.
- Richard, T.L., et al. 2002.** Moisture relationships in composting processes. *Compost Science & Utilization.* 2002, Vol. 10, 4, pp. 286-302.
- Roletto, E., et al. 1985.** Chemical parameters for evaluating compost maturity. *Biocycle.* 1985, pp. 46-48.
- Ryckeboer, J., et al. 2003.** A survey of bacteria and fungi occurring during composting and self-heating processes. *Annals of Microbiology.* 2003, Vol. 53, pp. 349–410.
- Said-Pullicino, D., Erriquens, F.G. and Gigliotti, G. 2007.** Changes in the chemical characteristics of water-extractable organic matter during composting and their influence on compost stability and maturity. *Bioresource Technology.* 2007, Vol. 98, pp. 1822-1831.
- Scaglia, B., et al. 2011.** Odours and volatile organic compounds emitted from municipal solid waste at different stage of decomposition and relationship with biological stability. *Bioresource Technology.* 2011, Vol. 102, 7, pp. 4638–4645.
- Senesi, N. 1989.** Composted materials as organic fertilizers. *Science of The Total Environment.* 1989, Vols. 81-82, pp. 521-542.
- Sequi, P., et al. 1986.** A new index of humification. *Agrochimica.* 1986, Vol. 30, pp. 175–179.
- Shen, Y., et al. 2011.** Influence of aeration on CH₄, N₂O and NH₃ emissions during aerobic composting of a chicken manure and high C/N waste mixture. *Waste Management.* 2011, Vol. 31, 1, pp. 33-38.
- Sidelko, R. 2018.** *Przetwarzanie odpadów komunalnych w praktyce.* Koszalin : Politechnika Koszalińska, 2018.
- Sidelko, R., et al. 2010.** Two Composting Phases Running in Different Process Conditions Timing Relationship. *Bioresource Technology.* 2010, Vol. 101, pp. 6692–6698.

- Siebielska, I. and Sidelko, R. 2015.** Chemosphere. *Polychlorinated Biphenyl Concentration Changes in Sewage Sludge and Organic*. 2015, Vol. 126, pp. 88-95.
- . **2009.** Wpływ czasu trwania fazy gorącej kompostowania na usuwanie WWA. *Polska inżynieria środowiska pięć lat po wstąpieniu do Unii*. 2009, Vol. 1, pp. 281–287.
- Siuta, I., Wasiak, G. and Kozłowska, B. 1993.** Agrotechniczne przetwarzanie osadów ściekowych na kompost. *Ekologia i Technika*. 1993, 3,4,5,6/1993, 1(7)/1994.
- Siuta, J. and Wasiak, G. 1991.** *Zasady gospodarki odpadami bytowymi w środowisku*. Warszawa : Instytut Ochrony Środowiska, 1991.
- Sommer, S.G. 2001.** Effect of composting on nutrient loss and nitrogen availability of cattle deep litter. *European Journal of Agronomy*. 2001, Vol. 14, pp. 123-133.
- Sparks, D.L. 1996.** Methods of Soil Analysis, Part3, Chemical Methods. *Soil Sci. Am. Book Series*. 1996, p. 1018.
- Stegenta-Dąbrowska, S., et al. 2022.** The Development of Anammox and Chloroflexi Bacteria during Composting of Sewage Sludge. *Preprints*. 2022.
- Stevenson, F.J. 1982.** *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions*. New York : John Wiley & Sons, 1982.
- Sugahara, K. and Inoko, A. 1981.** Composition analysis of humus and characterization of humic acid obtained from city refuse compost. *Soil Sci. Plant Nutr.* 1981, Vol. 27, pp. 213-224.
- Tan, K.H. 2000.** *Environmental Soil Science*. Third Edition. s.l. : CRC Press , 2000.
- Tiquia, S.M., Tam, N.F.Y. and Hodgkiss, I.J. 1996.** Microbial activities during composting of spent pig-manure sawdust litter at different moisture contents. *Bioresource Technology*. 1996, Vol. 55, pp. 201-206.
- Unsal, T. and Ok, S.S. 2001.** Description of characteristics of humic substances from different waste materials. *Bioresource Technology*. 2001, Vol. 78, pp. 239–242.
- Van Ginkel, J.T., Raats, P.A.C. and Van Haneghem, I.A. 1999.** Bulk density and porosity distributions in a compost pile. *Netherlands Journal of Agricultural Science*. 1999, Vol. 47, pp. 105-121.

- Vochozka, M., Maroušková, A. and Šuleř, P. 2017.** Obsolete laws: economic and moral aspects, case study—composting standards. *Sci Eng Ethics*. 2017, 23, pp. 1667–1672.
- Vuorinen, A.H. and Saharinen, M.H. 1997.** Evolution of microbiological and chemical parameters during manure and straw co-composting in a drum composting system. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 1997, Vol. 66, pp. 19-29.
- Waksman, S. 1938.** *Humus Origin, Chemical Composition, and Importance in Nature*. Londyn : Bailliere Tindall, 1938. 2nd ed..
- Zachaj, K. and Polewska-Jankowiak, I. 2021.** Mineralizacja i humifikacja słomy – elementy poprawy żyzności gleb. *Agrotechnika*. 2021.
- Zeng, G.M., et al. 2006.** *Environmental Biology and Control of Compost*. Science Press, Beijing, China. 2006.
- Zheng, G., et al. 2018.** Biodegradation of Nonylphenol during Aerobic Composting of Sewage Sludge under Two Intermittent Aeration Treatments in a Full-Scale Plant. *Environmental Pollution*. 2018, Vol. 238, pp. 783–791.
- Zhiying, Y., et al. 2015.** The effects of initial substrate concentration, C/N ratio, and temperature on solid-state anaerobic digestion from composting rice straw. *Bioresource Technology*. 2015, Vol. 177, pp. 266–273.
- Zucconi, F., et al. 1985.** Phytotoxins during the stabilization of organic matter. *Composting of stabilization of organic matter Agricultural and Other Wastes*. 1985, pp. 73–85.
- Żygadło, M. 2002.** *Gospodarka odpadami komunalnymi*. Warszawa : Wydawnictwo Politechniki Świętokrzyskiej, 2002.

SPIS RYSUNKÓW

Rys. 1. Przebieg zmian temperatury i odczynu pH wsadu kompostowego podczas procesu kompostowania	9
Rys. 2. Schemat rozkładu materii organicznej.....	16
Rys. 3. Właściwości chemiczne substancji próchnicznych	17
Rys. 4. Schemat badań terenowych.....	25
Rys. 5. Formowanie pryzmy kompostowej – I. część badań.....	26
Rys. 6. Formowanie pryzmy kompostowej c.d. - I. część badań.....	27
Rys. 7. Formowanie pryzmy kompostowej c.d. - I. część badań.....	27
Rys. 8. Montaż membrany typu GORECover na pryzmę kompostową – II. część badań	29
Rys. 9. Gotowa pryzma kompostowa po przykryciem membraną typu GORECover – II. część badań	29
Rys. 10. Formowanie pryzmy kompostowej – II. część badań	30
Rys. 11. Nawózki suchego kompostu	33
Rys. 12. Mikroanalizator VARIOMAX.....	34
Rys. 13. Schemat badań i oznaczeń przyjętych do analizy danych.....	36
Rys. 14. Wykres zależności s.m., sub.org., C org., N og., C/N względem czasu podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 1.....	38
Rys. 15. Wykres zależności pH i temperatury względem czasu podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 1	39
Rys. 16. Wykres zależności ligniny, celulozy i hemicelulozy względem czasu podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 1.....	40
Rys. 17. Wykres zależności s.m., sub.org., C org., N og., C/N względem czasu podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 2.....	41
Rys. 18. Wykres zależności pH i temperatury względem czasu podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 2	42
Rys. 19. Wykres zależności ligniny, celulozy i hemicelulozy względem czasu podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 2.....	43
Rys. 20. Wykres zależności s.m., sub.org., C org., N og., C/N względem czasu podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 3.....	44
Rys. 21. Wykres zależności pH i temperatury względem czasu podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 3	45

Rys. 22. Wykres zależności s.m., sub.org., C org., N og., C/N względem czasu podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 4.....	46
Rys. 23. Wykres zależności pH i temperatury względem czasu podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 4.....	47
Rys. 24. Wykres zależności HA, FA, Corg., PI, HI względem czasu podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 1.....	52
Rys. 25. Wykres zależności HA, FA, Corg., PI, HI względem czasu podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 2.....	53
Rys. 26. Wykres zależności HA, FA, Corg., PI, HI względem czasu podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 3.....	54
Rys. 27. Wykres zależności HA, FA, Corg., PI, HI względem czasu podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 4.....	55
Rys. 28. Wykres zależności współczynnika korelacji pomiędzy ph i PI w poszczególnych pryzmach	58
Rys. 29. Wykres zależności współczynnika PI względem pH podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 4.....	59
Rys. 30. Wykres zależności współczynnika PI względem pH podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 1	59
Rys. 31. Wykres zależności współczynnika PI względem pH podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 2	60
Rys. 32. Wykres zależności współczynnika PI względem pH podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 3	60
Rys. 33. Wykres zależności współczynnika korelacji pomiędzy KF i s.o. w poszczególnych pryzmach	62
Rys. 34. Wykres zależności sub. org. względem udziału kwasów fulwowych podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 4.....	62
Rys. 35. Wykres zależności sub. org. względem udziału kwasów fulwowych podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 1.....	63
Rys. 36. Wykres zależności sub. org. względem udziału kwasów fulwowych podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 2.....	63
Rys. 37. Wykres zależności sub. org. względem udziału kwasów fulwowych podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 3.....	64
Rys. 38. Wykres zależności współczynnika korelacji pomiędzy KH i s.o. w poszczególnych pryzmach	65

Rys. 39. Wykres zależności sub. org. względem udziału kwasów huminowych podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 4.....	66
Rys. 40. Wykres zależności sub. org. względem udziału kwasów huminowych podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 1.....	66
Rys. 41. Wykres zależności sub. org. względem udziału kwasów huminowych podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 2.....	67
Rys. 42. Wykres zależności sub. org. względem udziału kwasów huminowych podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 3.....	67
Rys. 43. Wykres zależności współczynnika korelacji pomiędzy Corg. i Nog. w poszczególnych pryzmach	69
Rys. 44. Wykres zależności zawartości Corg. względem Nog. podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 4.....	69
Rys. 45. Wykres zależności zawartości Corg. względem Nog. podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 1	70
Rys. 46. Wykres zależności zawartości Corg. względem Nog. podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 2	70
Rys. 47. Wykres zależności zawartości Corg. względem Nog. podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 3	71
Rys. 48. Wykres zależności współczynnika korelacji pomiędzy s.o. i s.m. w poszczególnych pryzmach	72
Rys. 49. Wykres zależności zawartości sub. org. względem s.m. podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 4.....	73
Rys. 50. Wykres zależności zawartości sub. org. względem s.m. podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 1	73
Rys. 51. Wykres zależności zawartości sub. org. względem s.m. podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 2	74
Rys. 52. Wykres zależności zawartości sub. org. względem s.m. podczas procesu kompostowania w pryzmie nr 3	74

SPIS TABEL

Tabela 1. Skład elementarny kwasów humusowych	17
Tabela 2. Aktualne kryteria oceniane w literaturze w celu scharakteryzowania jakości kompostu.....	20
Tabela 3. Zestawienie wybranych materiałów o wysokiej zawartości węgla i azotu	23
Tabela 4. Wartości wskaźników fizykochemicznych w próbkach kompostów i substratów - pryzma nr 1.....	37
Tabela 5. Wartości temperatury i pH w próbkach kompostów i substratów - pryzma nr 1.....	38
Tabela 6. Wartości ligniny, celulozy i hemicelulozy - pryzma nr 1	39
Tabela 7. Wartości wskaźników fizykochemicznych w próbkach kompostów i substratów - pryzma nr 2.....	41
Tabela 8. Wartości temperatury i pH w próbkach kompostów i substratów - pryzma nr 2.....	42
Tabela 9. Wartości ligniny, celulozy i hemicelulozy - pryzma nr 2	43
Tabela 10. Wartości wskaźników fizykochemicznych w próbkach kompostów i substratów - pryzma nr 3.....	44
Tabela 11. Wartości temperatury i pH w próbkach kompostów i substratów - pryzma nr 3.....	45
Tabela 12. Wartości wskaźników fizykochemicznych w próbkach kompostów i substratów – pryzma nr 4	46
Tabela 13. Wartości temperatury i pH w próbkach kompostów i substratów - pryzma nr 4.....	47
Tabela 14. Zawartości substancji humusowych i wartości indeksów humifikacji w próbkach kompostów i osadach - pryzma 1	52
Tabela 15. Zawartości substancji humusowych i wartości indeksów humifikacji w próbkach kompostów i osadach - pryzma 2.....	53
Tabela 16. Zawartości substancji humusowych i wartości indeksów humifikacji w próbkach kompostów i osadach - pryzma 3	54
Tabela 17. Zawartości substancji humusowych i wartości indeksów humifikacji w próbkach kompostów i osadach - pryzma 4.....	55
Tabela 18. Współczynniki korelacji dla wybranych zmiennych	57

Tabela 19. Wartości wskaźników fizykochemicznych w próbkach kompostów i substratów - część I, seria 1, pryzma 1	98
Tabela 20. Zawartości substancji humusowych, wartości indeksów humifikacji oraz zawartości ligniny, celulozy i hemicelulozy w próbkach kompostów i osadach - część I, seria 1, pryzma 1	99
Tabela 21. Wartości wskaźników fizykochemicznych w próbkach kompostów i substratów - część I, seria 1, pryzma 2	100
Tabela 22. Zawartości substancji humusowych, wartości indeksów humifikacji oraz zawartości ligniny, celulozy i hemicelulozy w próbkach kompostów i osadach - część I, seria 1, pryzma 2	101
Tabela 23. Wartości wskaźników fizykochemicznych w próbkach kompostów i substratów - część I, seria 2, pryzma 1	102
Tabela 24. Zawartości substancji humusowych i wartości indeksów humifikacji w próbkach kompostów i osadach - część I, seria 2, pryzma 1	102
Tabela 25. Wartości wskaźników fizykochemicznych w próbkach kompostów i substratów - część I, seria 2, pryzma 2	103
Tabela 26. Zawartości substancji humusowych i wartości indeksów humifikacji w próbkach kompostów i osadach - część I, seria 2, pryzma 2	103
Tabela 27. Współczynniki korelacji zmiennych dla pryzmy nr 1	104
Tabela 28. Współczynniki korelacji zmiennych dla pryzmy nr 2	105
Tabela 29. Współczynniki korelacji zmiennych dla pryzmy nr 3	106
Tabela 30. Współczynniki korelacji zmiennych dla pryzmy nr 4	107

ZAŁĄCZNIK NR 1

W niniejszym załączniku przedstawiono wyniki, które stanowiły powtórzenie serii nr 1 i 2 w I. części badań zgodnie z Rys. 4.

Tabela 19. Wartości wskaźników fizykochemicznych w próbkach kompostów i substratów - część I, seria 1, pryzma 1

Nr	doła trwania	s.m. %	sub.org. % s.m.	Corg. %s.m.	Nog. %s.m.	C/N
1	3	21.7	82.1	39.84	3.82	10
2	10	28	76.7	37.33	3.03	12
3	16	36.1	79.7	37.45	2,81	13
4	24	39.8	78.4	37.22	2,82	13
5	29	31.3	77.8	37.24	3.3	11
6	48	37.7	76.6	36.47	3.42	11
7	62	36.6	77.2	36.43	3.41	11
8	83	39.1	78.7	38.04	3.07	12
9	111	41.4	76.9	36.95	3.13	12
10	133	42.5	74.7	35.67	3.2	11
osady	3	21.4	81.4	33.92	7.50	5
słoma	3	62.4	94.2	45.7	0.69	66
zrębki	3	34.7	87	44.36	1.06	42

Tabela 20. Zawartości substancji humusowych, wartości indeksów humifikacji oraz zawartości ligniny, celulozy i hemicelulozy w próbkach kompostów i osadach - część I, seria 1, pryzma 1

Nr	dośća trwania	HA	FA	lignina	celuloza	hemiceluloza	Corg g/kg s.m.	PI (HA/FA)	HI (CHA/Corg) %
1	3	174.22	81.96	18.28	9.37	15.21	398.35	2.13	43.74
2	10	159.29	51.12	30.25	10.83	11.14	373.25	3.12	42.68
3	16	164.58	39.69	29.48	14.40	7.55	374.45	4.15	43.95
4	24	162.63	45.77	34.26	11.56	12.87	372.20	3.55	43.69
5	29	174.33	60.56	22.94	10.56	8.57	372.35	2.88	46.82
6	48	176.84	57.96	29.41	11.54	10.31	364.70	3.05	48.49
7	62	173.29	56.36	24.90	8.12	9.63	364.25	3.07	47.58
8	83	183.18	44.02	27.61	10.11	3.56	380.35	4.16	48.16
9	111	188.23	40.12	30.83	11.94	2.49	369.50	4.69	50.94
10	133	174.93	49.60	29.87	10.41	0.68	356.65	3.53	49.05
osady	3	169.73	105.38	14.27	3.53	13.64	339.15	1.61	50.04

Tabela 21. Wartości wskaźników fizykochemicznych w próbkach kompostów i substratów - część I, seria 1, pryzma 2

Nr	doła trwania	s.m. %	sub.org. % s.m.	Corg. %s.m.	Nog. %s.m.	C/N
1	3	20.5	79.9	38.76	3.88	10
2	10	25	79.2	37.32	3.03	12
3	16	28.4	75.3	37.35	2.81	13
4	24	28.9	77.6	36.75	2.82	13
5	29	30.5	75.9	35.17	3.16	11
6	48	34.2	74.7	35.96	3.04	12
7	62	33.6	71.5	34.81	3.44	10
8	83	47.1	71.2	35.42	3.62	10
9	111	56.7	68.9	34.74	3.79	9
10	133	59.1	69.1	34.06	3.72	9

Tabela 22. Zawartości substancji humusowych, wartości indeksów humifikacji oraz zawartości ligniny, celulozy i hemicelulozy w próbkach kompostów i osadach - część I, seria 1, pryzma 2

Nr	dośća trwania	HA	FA	lignina	celuloza	hemiceluloza	Corg g/kg s.m.	PI (HA/FA)	HI (CHA/Corg) %
1	3	164.99	69.39	25.18	11.76	5.75	387.55	2,38	42,57
2	10	160.43	63.60	27.29	11.23	9.49	373.20	2,52	42,99
3	16	148.81	45.80	30.61	13.86	10.56	373.50	3,25	39,84
4	24	150.20	48.09	27.68	11.53	9.43	367.45	3,12	40,88
5	29	152.95	50.58	26.45	13.53	16.43	351.70	3,02	43,49
6	48	159.74	39.80	31.83	10.81	4.38	359.60	4,01	44,42
7	62	172.65	29.40	32.30	8.50	5.54	347.90	5,87	49,63
8	83	174.44	43.77	26.96	6.10	4.14	354.15	3,99	49,25
9	111	176.44	27.66	26.96	5.40	2.27	347.35	6,38	50,80
10	133	185.69	34.17	26.31	5.76	2.58	340.60	5,43	54,52

Tabela 23. Wartości wskaźników fizykochemicznych w próbkach kompostów i substratów - część I, seria 2, pryzma 1

Nr	doła trwania	s.m. %	sub.org. % s.m.	Corg. %s.m.	Nog. %s.m.	C/N
1	1	35.2	85.2	42.85	2.30	19
2	7	36.4	89.6	42.09	2.38	18
3	13	33.3	84.6	40.54	2.8	14
4	20	33.6	77.5	38.39	2.93	13
5	27	38.5	75.9	38.46	3.36	11
6	34	36.6	73.8	36.59	3.61	10
7	48	40.5	76	37.03	3.73	10
8	63	40.8	75.2	37.90	3.89	10
9	83	42.6	73.5	34.76	3.74	9
10	105	42.2	73.2	36.77	3.92	9
11	126	47.6	74	37.76	3,8	10
osady	1	15.6	78.2	40,4	7.54	5
słoma	1	62.0	94	45,5	0.71	64
zrębki	1	34.0	87	44,4	1.18	38

Tabela 24. Zawartości substancji humusowych i wartości indeksów humifikacji w próbkach kompostów i osadach - część I, seria 2, pryzma 1

Nr	doła trwania	HA	FA	Corg g/kg s.m.	PI (HA/FA)	HI (CHA/Corg) %
1	1	133.25	34.37	428.50	3.88	31.10
2	7	137.73	43.33	420.90	3.18	32.72
3	13	132.46	45.32	405.40	2.92	32.67
4	20	136.29	37.28	383.90	3.66	35.50
5	27	148.86	96.38	384.60	1.54	38.71
6	34	149.19	34.27	365.90	4.35	40.77
7	48	138.71	86.56	370.30	1.60	37.46
8	63	138.38	47.48	379.00	2.91	36.51
9	83	139.61	44.52	347.60	3.14	40.16
10	105	136.09	60.47	367.70	2.25	37.01
11	126	142.20	42.80	377.60	3.32	37.66
osady	1	148.82	60.94	404.00	2.44	36.84

Tabela 25. Wartości wskaźników fizykochemicznych w próbkach kompostów i substratów - część I, seria 2, pryzma 2

Nr	doła trwania	s.m. %	sub.org. % s.m.	Corg. %s.m.	Nog. %s.m.	C/N
1	1	30.9	80.7	39.40	4.27	9
2	7	32.1	83.2	40.05	2.44	16
3	13	33.5	79.2	38.25	2.76	14
4	20	25.7	73.3	37.50	2.91	13
5	27	27.9	73.2	36.50	3.96	9
6	34	27.5	71.3	36.60	3.2	11
7	48	31.3	74	36.80	3.35	11
8	63	31.4	71.6	37.27	3.33	11
9	83	31.2	69.9	36.88	3.56	10
10	105	32.9	71.9	37.35	3.39	11
11	126	35.9	70.1	36.02	3.54	10

Tabela 26. Zawartości substancji humusowych i wartości indeksów humifikacji w próbkach kompostów i osadach - część I, seria 2, pryzma 2

Nr	doła trwania	HA	FA	Corg g/kg s.m.	PI (HA/FA)	HI (CHA/Corg) %
1	1	128.69	80.16	390.40	1.61	32.96
2	7	156.48	30.33	400.50	5.16	39.07
3	13	135.40	41.70	382.50	3.25	35.40
4	20	134.94	59.30	375.00	2.28	35.98
5	27	133.08	41.82	365.00	3.18	36.46
6	34	145.78	17.20	366.00	8.48	39.83
7	48	141.90	43.86	368.00	3.24	38.56
8	63	135.06	45.22	372.70	2.99	36.24
9	83	128.64	28.54	368.80	4.51	34.88
10	105	101.68	57.02	373.50	1.78	27.22
11	126	132.43	38.56	360.20	3.43	36.77

ZAŁĄCZNIK NR 2

Tabela 27. Współczynniki korelacji zmiennych dla pryzmy nr 1

	dość trwania	pH_1	temp._1	s.m. %_1	sub.org.% s.m._1	C org.%s.m._1	N og%s.m._1	C/N_1	HA_1	FA_1	LIGNINA_1	CELULOZA_1	HEMICELULO ZA_1	Corg g/kg s.m._1	PI (HA/FA)_1	HI (CHA/Corg)
dość trwania	1,000	-0,400	-0,931	0,929	-0,870	-0,709	0,844	-0,852	0,155	-0,054	-0,207	-0,478	-0,561	-0,826	-0,253	0,620
pH_1	-0,400	1,000	0,463	-0,263	0,199	0,199	-0,401	0,309	-0,215	-0,206	0,208	0,288	0,339	0,238	0,252	-0,292
temp._1	-0,931	0,463	1,000	-0,847	0,888	0,705	-0,967	0,932	-0,296	-0,196	0,310	0,559	0,472	0,800	0,373	-0,691
s.m. %_1	0,929	-0,263	-0,847	1,000	-0,894	-0,745	0,799	-0,862	-0,006	-0,207	-0,164	-0,495	-0,412	-0,901	-0,228	0,560
sub.org.% s.m._1	-0,870	0,199	0,888	-0,894	1,000	0,892	-0,865	0,960	-0,309	0,048	0,007	0,372	0,440	0,954	0,114	-0,795
C org.%s.m._1	-0,709	0,199	0,705	-0,745	0,892	1,000	-0,656	0,867	-0,472	0,025	-0,355	0,008	0,609	0,944	-0,153	-0,894
N og%s.m._1	0,844	-0,401	-0,967	0,799	-0,865	-0,656	1,000	-0,939	0,285	0,227	-0,429	-0,621	-0,291	-0,776	-0,434	0,669
C/N_1	-0,852	0,309	0,932	-0,862	0,960	0,867	-0,939	1,000	-0,369	-0,111	0,124	0,404	0,446	0,926	0,209	-0,816
HA_1	0,155	-0,215	-0,296	-0,006	-0,309	-0,472	0,285	-0,369	1,000	0,146	0,388	0,389	-0,560	-0,245	0,516	0,792
FA_1	-0,054	-0,206	-0,196	-0,207	0,048	0,025	0,227	-0,111	0,146	1,000	-0,266	-0,264	0,063	0,102	-0,586	0,030
LIGNINA_1	-0,207	0,208	0,310	-0,164	0,007	-0,355	-0,429	0,124	0,388	-0,266	1,000	0,812	-0,479	-0,093	0,802	0,301
CELULOZA_1	-0,478	0,288	0,559	-0,495	0,372	0,008	-0,621	0,404	0,389	-0,264	0,812	1,000	-0,370	0,276	0,846	0,074
HEMICELULOZA_1	-0,561	0,339	0,472	-0,412	0,440	0,609	-0,291	0,446	-0,560	0,063	-0,479	-0,370	1,000	0,455	-0,405	-0,641
Corg g/kg s.m._1	-0,826	0,238	0,800	-0,901	0,954	0,944	-0,776	0,926	-0,245	0,102	-0,093	0,276	0,455	1,000	0,061	-0,785
PI (HA/FA)_1	-0,253	0,252	0,373	-0,228	0,114	-0,153	-0,434	0,209	0,516	-0,586	0,802	0,846	-0,405	0,061	1,000	0,288
HI (CHA/Corg) %_1	0,620	-0,292	-0,691	0,560	-0,795	-0,894	0,669	-0,816	0,792	0,030	0,301	0,074	-0,641	-0,785	0,288	1,000

Tabela 28. Współczynniki korelacji zmiennych dla pryzmy nr 2

	doła trwania	pH_2	temp._2	s.m. %_2	sub.org.% s.m._2	C org.%s.m._2	N og%s.m._2	C/N_2	HA_2	FA_2	LIGNINA_2	CELULOZA_2	Corg g/kg s.m._2	PI (HA/FA)_2	HI (CHA/Corg) %_2
doła trwania	1,000	-0,359	-0,918	0,967	-0,903	-0,852	0,392	-0,607	0,057	-0,517	-0,134	-0,924	-0,857	0,450	0,542
pH_2	-0,359	1,000	0,433	-0,404	0,125	0,154	-0,172	0,170	-0,749	0,375	0,009	0,465	0,151	-0,426	-0,642
temp._2	-0,918	0,433	1,000	-0,931	0,728	0,610	-0,637	0,740	-0,075	0,249	0,425	0,930	0,623	-0,258	-0,421
s.m. %_2	0,967	-0,404	-0,931	1,000	-0,827	-0,742	0,344	-0,521	0,023	-0,493	-0,218	-0,885	-0,743	0,405	0,448
sub.org.% s.m._2	-0,903	0,125	0,728	-0,827	1,000	0,965	-0,291	0,573	-0,045	0,659	-0,144	0,810	0,968	-0,606	-0,601
C org.%s.m._2	-0,852	0,154	0,610	-0,742	0,965	1,000	-0,146	0,455	-0,124	0,733	-0,328	0,740	0,999	-0,648	-0,677
N og%s.m._2	0,392	-0,172	-0,637	0,344	-0,291	-0,146	1,000	-0,945	0,020	0,286	-0,458	-0,514	-0,181	-0,058	0,136
C/N_2	-0,607	0,170	0,740	-0,521	0,573	0,455	-0,945	1,000	-0,043	-0,029	0,277	0,676	0,487	-0,151	-0,331
HA_2	0,057	-0,749	-0,075	0,023	-0,045	-0,124	0,020	-0,043	1,000	-0,397	0,223	-0,307	-0,119	0,499	0,813
FA_2	-0,517	0,375	0,249	-0,493	0,659	0,733	0,286	-0,029	-0,397	1,000	-0,597	0,396	0,716	-0,933	-0,710
LIGNINA_2	-0,134	0,009	0,425	-0,218	-0,144	-0,328	-0,458	0,277	0,223	-0,597	1,000	0,287	-0,317	0,531	0,355
CELULOZA_2	-0,924	0,465	0,930	-0,885	0,810	0,740	-0,514	0,676	-0,307	0,396	0,287	1,000	0,747	-0,393	-0,665
Corg g/kg s.m._2	-0,857	0,151	0,623	-0,743	0,968	0,999	-0,181	0,487	-0,119	0,716	-0,317	0,747	1,000	-0,640	-0,674
PI (HA/FA)_2	0,450	-0,426	-0,258	0,405	-0,606	-0,648	-0,058	-0,151	0,499	-0,933	0,531	-0,393	-0,640	1,000	0,746
HI (CHA/Corg) %_2	0,542	-0,642	-0,421	0,448	-0,601	-0,677	0,136	-0,331	0,813	-0,710	0,355	-0,665	-0,674	0,746	1,000

Tabela 29. Współczynniki korelacji zmiennych dla pryzmy nr 3

	dość trwania	pH_3	temp._3	s.m. %_3	sub.org.%s .m._3	C org.%s.m._3	N og%s.m._3	C/N_3	C KH %s.m._3	C KF %s.m._3	PI, CKH/CKF_3	HI, % CKH/Corg_3
dość trwania	1,000	-0,218	-0,972	0,415	-0,559	-0,145	-0,122	-0,038	-0,413	-0,559	0,114	-0,386
pH_3	-0,218	1,000	0,220	-0,059	0,438	0,392	0,170	0,212	-0,316	0,328	-0,796	-0,470
temp._3	-0,972	0,220	1,000	-0,297	0,507	0,059	-0,065	0,227	0,336	0,545	-0,208	0,340
s.m. %_3	0,415	-0,059	-0,297	1,000	-0,616	-0,635	-0,365	0,050	-0,403	-0,158	-0,355	-0,194
sub.org.%s.m._3	-0,559	0,438	0,507	-0,616	1,000	0,489	0,284	0,056	0,542	0,783	-0,229	0,338
C org.%s.m._3	-0,145	0,392	0,059	-0,635	0,489	1,000	0,672	-0,149	0,106	0,235	-0,213	-0,198
N og%s.m._3	-0,122	0,170	-0,065	-0,365	0,284	0,672	1,000	-0,819	0,271	0,270	-0,006	0,068
C/N_3	-0,038	0,212	0,227	0,050	0,056	-0,149	-0,819	1,000	-0,329	-0,106	-0,300	-0,289
C KH %s.m._3	-0,413	-0,316	0,336	-0,403	0,542	0,106	0,271	-0,329	1,000	0,704	0,445	0,949
C KF %s.m._3	-0,559	0,328	0,545	-0,158	0,783	0,235	0,270	-0,106	0,704	1,000	-0,315	0,599
PI, CKH/CKF_3	0,114	-0,796	-0,208	-0,355	-0,229	-0,213	-0,006	-0,300	0,445	-0,315	1,000	0,519
HI, % CKH/Corg_3	-0,386	-0,470	0,340	-0,194	0,338	-0,198	0,068	-0,289	0,949	0,599	0,519	1,000

Tabela 30. Współczynniki korelacji zmiennych dla przyzmy nr 4

	doła trwania	pH_4	temp._4	s.m. %_4	sub.org.%s .m._4	C org.%s.m._4	N og%s.m._4	C/N_4	C KH %s.m._ 4	C KF %s.m._4	PI, CKH/CKF_4	HI, % CKH/Corg_4
doła trwania	1,000	-0,194	-0,968	-0,131	0,449	0,105	-0,360	0,319	-0,029	-0,546	0,195	-0,100
pH_4	-0,194	1,000	0,200	-0,715	0,645	0,307	0,359	0,011	0,372	0,404	0,051	0,360
temp._4	-0,968	0,200	1,000	0,149	-0,518	-0,298	0,351	-0,478	-0,063	0,439	-0,211	0,076
s.m. %_4	-0,131	-0,715	0,149	1,000	-0,718	-0,252	0,148	-0,312	-0,302	0,054	-0,167	-0,275
sub.org.%s.m._4	0,449	0,645	-0,518	-0,718	1,000	0,526	0,085	0,395	0,248	0,227	-0,008	0,064
C org.%s.m._4	0,105	0,307	-0,298	-0,252	0,526	1,000	0,090	0,756	0,791	0,229	0,504	0,567
N og%s.m._4	-0,360	0,359	0,351	0,148	0,085	0,090	1,000	-0,581	0,010	0,735	-0,336	-0,052
C/N_4	0,319	0,011	-0,478	-0,312	0,395	0,756	-0,581	1,000	0,611	-0,265	0,591	0,457
C KH %s.m._4	-0,029	0,372	-0,063	-0,302	0,248	0,791	0,010	0,611	1,000	-0,117	0,866	0,950
C KF %s.m._4	-0,546	0,404	0,439	0,054	0,227	0,229	0,735	-0,265	-0,117	1,000	-0,583	-0,273
PI, CKH/CKF_4	0,195	0,051	-0,211	-0,167	-0,008	0,504	-0,336	0,591	0,866	-0,583	1,000	0,916
HI, % CKH/Corg_4	-0,100	0,360	0,076	-0,275	0,064	0,567	-0,052	0,457	0,950	-0,273	0,916	1,000

