

ACTA AGROPHYSICA



Stefania Jezierska-Tys, Magdalena Frąć

BADANIA NAD WPŁYWEM OSADU
Z OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW MLECZARSKICH
NA AKTYWNOŚĆ MIKROBIOLOGICZNA
I BIOCHEMICZNA GLEBY

160

**Instytut Agrofizyki
im. Bohdana Dobrzańskiego PAN
w Lublinie**

**Rozprawy i Monografie
2008 (3)**

Komitet Redakcyjny

Redaktor Naczelny – Józef Horabik
Zastępca Redaktora Naczelnego – Grzegorz Józefaciuk
Sekretarz Redakcji – Wanda Wozniak

Rada Redakcyjna

Tomasz Brandyk, czł. koresp. PAN – przewodniczący

Ryszard Debicki	Jerzy Lipiec
Bohdan Dobrzański	Piotr P. Lewicki
Danuta Drozd	Stanisław Nawrocki, czł. rzecz. PAN
Franciszek Dubert	Edward Niedzwiecki
Tadeusz Filipek	Viliam Novák, Słowacja
Józef Fornal	Josef Pecen, Czechy
Jan Głinski, czł. rzecz. PAN	Jan Siewiesiuk
Eugeniusz Kaminski	Witold Stepniwski
Andrzej Kedziora	Zbigniew Slipek
Tadeusz Kesik	Bogusław Szot
Krystyna Konstankiewicz	Dorota Witrowa-Rajchert
Janusz Laskowski	

Opiniowała do druku:

Prof. dr hab. Jadwiga Wyszowska

Adres redakcji

Instytut Agrofizyki im. Bohdana Dobrzańskiego PAN, Wydawnictwo
ul. Doswiadczalna 4, 20-290 Lublin, tel. (0-81) 744-50-61, <http://www.ipan.lublin.pl>
e-mail: w.wozniak@ipan.lublin.pl

Czasopismo jest umieszczone w następujących bazach:

Thomson Scientific Master Journal List
Polish Scientific Journals Contents – Life Sci.
Biblioteka Główna i Centrum Informacji Naukowej Akademii Rolniczej w Poznaniu
Instytut Bibliotekoznawstwa i Informacji Naukowej Uniwersytetu Śląskiego w Katowicach
Lonicera – serwis botaniczny

©Copyright by Instytut Agrofizyki im. Bohdana Dobrzańskiego PAN, Lublin 2008

**Praca częściowo finansowana przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wzroszego,
projekt badawczy P06S04230**

ISSN 1234-4125

Acta Agrophysica są do nabycia w dziale Wydawnictw Instytutu Agrofizyki PAN w Lublinie.
Prenumerata instytucjonalna można zamawiać w dziale Wydawnictw Instytutu Agrofizyki PAN w Lublinie
oraz w oddziałach firmy Kolporter S.A. na terenie całego kraju. Informacje pod numerem infolinii 0801-
205-555 lub na stronie internetowej <http://www.kolporter-spolka-akcyjna.com.pl/prenumerata.asp>

Wydanie I. Nakład 150 egz., Ark 10,5
Skład komputerowy: Wanda Wozniak
Druk: Drukarnia ALF-GRAF, ul. Kosciuszki 4, 20-006 Lublin

SPIS TREŚCI

1. WSTĘP	5
2. CHARAKTERYSTYKA OSADÓW ŚCIEKOWYCH I ICH WPŁYW NA ŚRODOWISKO GLEBOWE	7
2.1. Wytwarzanie, właściwości oraz sposoby zagospodarowania osadów ściekowych	7
2.2. Powstawanie osadu ściekowego w oczyszczalni ścieków mleczarskich	11
2.3. Zawartość metali ciężkich i toksycznych związków organicznych w osadach ściekowych	12
2.4. Charakterystyka sanitarno-higieniczna osadów ściekowych	14
2.5. Wpływ osadu ściekowego na wybrane właściwości mikrobiologiczne i biochemiczne gleb	16
2.6. Podsumowanie	26
3. MATERIAŁ I METODY BADAŃ	27
3.1. Charakterystyka materiałów wykorzystywanych w doświadczeniach	27
3.2. Charakterystyka modeli doświadczalnych	29
3.3. Badania wykonane w glebie i osadzie ściekowym	31
3.3.1. Analizy mikrobiologiczne	32
3.3.2. Analizy biochemiczne	32
3.3.3. Analizy chemiczne	32
3.4. Opracowanie statystyczne wyników	33
4. WYNIKI BADAŃ	34
4.1. Porównanie wpływu osadu ściekowego z mleczarni i obornika na liczebność mikroorganizmów i ich aktywność biochemiczną	34
4.1.1. Dynamika zmian ogólnej liczebności bakterii i grzybów oraz bakterii celulo-litycznych	34
4.1.2. Dynamika zmian liczebności bakterii i grzybów „proteolitycznych”	39
4.1.3. Dynamika zmian liczebności bakterii amonifikacyjnych i nityfikacyjnych ...	41
4.1.4. Właściwości biochemiczne gleb	44
4.1.5. Właściwości chemiczne gleb	52
4.1.6. Korelacje między parametrami mikrobiologicznymi, biochemicznymi i che-micznymi gleb	55
4.2. Wpływ zróżnicowanych dawek osadu ściekowego z mleczarni na liczebność mikroorganizmów i ich aktywność biochemiczną	55
4.2.1. Dynamika zmian ogólnej liczebności bakterii i grzybów oraz bakterii celu-litycznych	57
4.2.2. Dynamika zmian liczebności bakterii i grzybów „proteolitycznych”	62

4.2.3. Dynamika zmian liczebności bakterii amonifikacyjnych i nitryfikacyjnych ...	65
4.2.4. Właściwości biochemiczne gleb	68
4.2.5. Właściwości chemiczne gleb	76
4.2.6. Korelacje między parametrami mikrobiologicznymi, biochemicznymi i chemicznymi gleb	79
5. PODSUMOWANIE I DYSKUSJA	81
5.1. Wpływ osadu ściekowego z mleczarni na liczebność wybranych grup mikroorganizmów glebowych	82
5.2. Wpływ osadu ścieków mleczarskich na wybrane właściwości biochemiczne gleb ..	86
5.3. Wpływ osadu ścieków mleczarskich na wybrane właściwości chemiczne gleb oraz korelacje pomiędzy badanymi parametrami	91
6. WNIOSKI	92
7. PIŚMIENNICTWO	93
8. STRESZCZENIE	106
9. SUMMARY	107

1. WSTĘP

Ograniczenie produkcji nawozów organicznych, tj. obornika, gnojowicy czy gnojówki, spowodowane spadkiem pogłównia zwierząt hodowlanych, przyczyniło się do zmniejszenia ilości wprowadzanej do gleby substancji organicznej. Również w wyniku redukcji zużycia nawozów mineralnych w ostatnich latach spadła ilość składników pokarmowych, dostarczanych do gleb. W konsekwencji zjawiska te mogą doprowadzić do obniżenia żyzności i urodzajności gleb (Maćkowiak 1996, Mazur 1995, Wołoszyk i in. 2000). W celu ograniczenia tego procesu należy wykorzystywać różnorodne alternatywne substancje organiczne, ulegające w glebie rozkładowi, do których zaliczyć można również osady, powstające w wyniku mechanicznego, biologicznego i chemicznego oczyszczania ścieków (Czekała 2000, Szymański i Janowska 2003, Wiater i Dębicki 1993).

Przemysł spożywczy, w tym mleczarski, dostarcza zwiększających się ilości wytwarzanych osadów ściekowych, których składowanie stanowi zagrożenie dla środowiska przyrodniczego. W oczyszczalni ścieków mleczarskich o przepustowości $1800 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ w skali roku wytwarza się około 270 Mg s.m. osadów ściekowych (Filipek i Fidecki 1999). Wytwarzanie tak dużej masy osadów stawia przed nauką i praktyką rolniczą poważne wyzwanie jak zagospodarować te odpady, nie powodując przy tym degradacji i zanieczyszczenia środowiska (Baran i in. 2002c, Rosik-Dulewska 2002). Tym bardziej, że podczas składowania osadów ściekowych istnieje niebezpieczeństwo, że biogeny w nich zawarte przedostaną się do wód gruntowych, powodując ich skażenie (Ojeda i in. 2006, Rosik-Dulewska 2002). Poza tym azot w osadach ściekowych występuje głównie w formie organicznej, a jego przemiany, z udziałem mikroorganizmów, prowadzą do powstawania gazowych produktów (NO_x , N_2 , NH_3), które mogą przyczynić się do zanieczyszczenia atmosfery (Mazur 1991, Mazur 1996). Niezbędne jest więc wykorzystanie lub unieszkodliwienie tych odpadów w sposób najbardziej przyjazny dla środowiska naturalnego (Leschber i Spinosa 1998, Sims 1996).

Zasady przyrodniczego wykorzystania osadów ściekowych w krajach europejskich zawarte są w Dyrektywie Rady Wspólnoty Europejskiej z 12.06.1986 r. (86/278/EWG) i dotyczą one ochrony środowiska, szczególnie gleb, przy stosowaniu osadów ściekowych w rolnictwie (Rosik-Dulewska 2002, Wasiak 1995, Wasiak 1997). Zgodnie z tą dyrektywą, państwa członkowskie Unii Europejskiej indywidualnie regulują warunki i zasady rolniczego użytkowania osadów ściekowych (Rosik-Dulewska 2002). Gospodarkę osadową w Polsce obecnie reguluje Ustawa z dnia 27.04.2001 r. o Odpadach (Dz. U. Nr 62, poz. 628) oraz Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1.08.2002 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych (Dz. U. Nr 134, poz. 1140). Odpadami określa się wszystkie przedmioty oraz substancje stałe, a także nie będące ściekami substancje ciekłe powstałe

w wyniku prowadzonej działalności gospodarczej lub bytowania człowieka i nieprzydatne w miejscu lub w czasie, w którym powstały. Za odpady uważa się również osady ściekowe, należące do kategorii Q9 – pozostałości z procesów usuwania zanieczyszczeń (Baran i in. 2002c, Ustawa 2001).

W myśl Ustawy o Odpadach z 2001 roku osady ściekowe mogą być wykorzystywane do celów przemysłowych (energetycznych, budowlanych) lub nieprzemysłowych, takich jak: kształtowanie powierzchni gruntów, nawożenie lub ulepszanie gleby. Unieszkodliwianie odpadów natomiast polega na poddaniu ich procesom przekształcania biologicznego, fizycznego lub chemicznego w celu doprowadzenia do stanu, który nie stwarza zagrożeń dla środowiska. W rozumieniu ustawy unieszkodliwianiem odpadów jest także ich składowanie. Ponadto obowiązkiem wytwarzającego odpady jest prowadzenie działalności w taki sposób, aby ograniczyć ilość powstających odpadów, wykorzystać te, które powstały oraz unieszkodliwić w sposób bezpieczny dla środowiska odpady, których powstaniu nie udało się zapobiec i których wykorzystanie było niemożliwe (Suchy 1998, Wystalska i in. 1999).

Jednym ze sposobów zagospodarowania osadów ściekowych jest ich rolnicze wykorzystanie (Fernandez i in. 2007, Siuta 2002, Szymański 1999). Do nawożenia gleb i roślin najkorzystniejsze są osady ze ścieków przemysłu rolno-spożywczego, m.in. osady mleczarskie (Siuta 2001). Osady powstające w procesie oczyszczania ścieków mleczarskich są zasobne w składniki pokarmowe dla roślin, a zwłaszcza w azot, fosfor i wapń oraz charakteryzują się dużą zawartością substancji organicznej (Ciećko i in. 2001, Magrel 2003). Osady ściekowe, oprócz cennych składników glebotwórczych i nawozowych, mogą zawierać substancje i metale ciężkie, toksyczne dla organizmów żywych oraz czynniki chorobotwórcze ograniczające możliwości ich przyrodniczego zagospodarowania (Grzywnowicz, Strutyński 2000, Obarska-Pempkowiak i in. 2003, Szymański i Janowska 2003). W osadach ścieków mleczarskich zawartość wymienionych substancji i niepożądanych mikroorganizmów jest na ogół niższa od normatywnych (Boruszko i in. 1999, Ciećko i in. 2001, Filipek i Fidecki 1999). Uzasadnione jest więc wykorzystanie osadów ściekowych z oczyszczalni ścieków mleczarskich jako nawozu organicznego w produkcji rolniczej.

Związki organiczne i mineralne wprowadzane do gleby wraz z osadami ściekowymi mają istotny wpływ na liczebność mikroorganizmów oraz ulegają przemianom przy udziale enzymów, których aktywność zmienia się w glebach poddanych działaniu tych odpadów (Koper i Piotrowska 2001, Sullivan i in. 2005). Określanie liczebności drobnoustrojów, aktywności enzymatycznej gleby oraz intensywności procesów związanych z cyklami o zasadniczym znaczeniu dla żyzności gleby, czyli obiegiem węgla i azotu, jest elementem podlegającym kontroli w ramach monitoringu środowiska (Januszek 1999, Nannipieri i in. 2003).

Testy te wykorzystywane są do oceny żyzności i produktywności gleb oraz umożliwiają kompleksowe poznanie zmian zachodzących w środowisku glebowym (Gostkowska i in. 1993, Gostkowska i in. 1998, Kobus 1995, Myśków 1981).

2. CHARAKTERYSTYKA OSADÓW ŚCIEKOWYCH I ICH WPŁYW NA ŚRODOWISKO GLEBOWE

2.1. Wytwarzanie, właściwości oraz sposoby zagospodarowania osadów ściekowych

Problem oczyszczania ścieków w Polsce, w tym także ścieków przemysłowych, stopniowo narasta, ponieważ wraz ze wzrastającą liczbą nowych oczyszczalni coraz istotniejszym problemem staje się gospodarka osadowa, a przede wszystkim ostateczne zagospodarowanie i utylizacja osadów ściekowych. Ze względu na swoje właściwości są one odpadem trudnym w przeróbce oraz wykorzystaniu w sposób przyjazny dla środowiska (Baran i in. 2002c, Jaroszyński i Oleszkiewicz 1998, Parkpian i in. 2003, Socha 2003).

Do niedawna gospodarka osadowa w Polsce nie była objęta statystyką, a prognozy Instytutu Ochrony Środowiska przewidywały, że do roku 2010 produkowanych będzie rocznie 413-450 tys. Mg s.m. osadów ściekowych (Kalembasa i in. 1999, Rosik-Dulewska 2002, Kempa 1998). Tymczasem, analizując dane z roczników statystycznych GUS (2007) wiadomo, że już w 2004 roku wytworzono 476 100 Mg suchej masy osadów ścieków komunalnych oraz 611 200 Mg suchej masy osadów ścieków przemysłowych, w tym pochodzących z przemysłu mleczarskiego. Trudności w zagospodarowaniu lub unieszkodliwieniu osadów z oczyszczania ścieków są problemem o dużym znaczeniu i wydaje się, że w żadnym kraju dotychczas nie opracowano uniwersalnej metody, która w sposób jednoznaczny go rozwiązuje (Leschber i Spinosa 1998, Przewrocki i in. 2004, Wasiak 1997).

Ścieki mleczarskie powstają w procesach technologicznych przerobu mleka na kefiry, jogurty, śmietanę, masło i inne produkty oraz podczas mycia aparatury i płukania cystern do przewozu mleka. W związku z tym w skład ich wchodzi resztki mleka, woda po płukaniu urządzeń, serwatka, płynny NH_3 z urządzeń chłodniczych, oleje, szlam z wirówek oraz detergenty (Bartkiewicz 2002, Talik 1997). Skład ścieków mleczarskich zbliżony jest do przeciętnego składu ścieków bytowo-gospodarczych, szczególnie pod względem zawartości azotu, fosforu, potasu, wapnia i magnezu (Kutera i Talik 1996). Azot występuje w nich głównie w formie organicznej (78%) i amonowej (21%), a zawartość pierwiastków śladowych i żelaza jest na stosunkowo niskim poziomie (Majdowski 1982).

Przemysł mleczarski odprowadza rocznie około 32 mln m³ ścieków o dużej trudności oczyszczania, z czego 40% oczyszczane jest metodą osadu czynnego

(Talík 1997). Przyjmuje się, że płynne osady (około 2% s.m.) stanowią około 1% objętości oczyszczanych ścieków (Gaca 2001). Ten niewielki procent daje jednak olbrzymie objętości, stanowiące poważny problem przyrodniczo-techniczny i ekonomiczny (Fidecki 2002).

Osady ściekowe, powstające w oczyszczalniach ścieków komunalnych i przemysłowych, ze względu na swoje właściwości nawozowe mogą być wykorzystywane do użyźniania i rekultywacji gleb słabych biologicznie i zdegradowanych (Jackowska i Olesiejuk 2004, Jackowska i Piotrowski 1995, Krzanowski i in. 1995, Szymański 1999, Ślizowski 2002, Wierzbicki 2003, Wystalska i in. 1999). Wyróżnia się kilka sposobów przyrodniczego wykorzystania osadów ściekowych: nawożenie, melioracyjne użyźnianie gleby, rekultywacja gruntów bezglebowych, biologiczne utrwalanie powierzchni pylących i rozmywanych przez wody opadowe, produkcja kompostu i preparatów nawozowych. Spośród wielu sposobów zagospodarowania osadów ściekowych najbardziej uzasadnione jest ich rolnicze wykorzystanie ze względu na to, że składniki pokarmowe występujące w osadach wracają do gleby, użyźniając ją (Siuta 2002, Ślizowski 2002, Wierzbicki 2003). W Polsce wykorzystanie rolnicze osadów ściekowych stanowi około 30% (Kalembasa i in. 1999), podczas gdy we Francji, Portugalii, Szwajcarii lub Wielkiej Brytanii od 50 do 80% całkowitej ich produkcji (Davis i Hall 1997, Kalembasa i in. 1999). W tych też krajach ostatnio coraz częściej zamiast określenia „osady” stosowany jest termin „biosolids” – „bioodpady”, co oznacza materiał organiczny, zawierający składniki pokarmowe dla roślin o dużym znaczeniu w rolnictwie (Kalembasa i in. 1999).

Materia organiczna gleb, zarówno rodzima, jak też wprowadzona w nawozach oraz produkty jej mikrobiologicznych przemian oddziałują korzystnie na fizyczne, chemiczne i biologiczne właściwości gleb (Myśków 1984, Sullivan i in. 2005). Integralnym składnikiem materii organicznej jest węgiel w połączeniach organicznych, który razem z azotem decyduje o procesie humifikacji w glebie (Mazur 1995). Wykorzystanie w rolnictwie substancji odpadowych bogatych w materię organiczną, np. osadów ściekowych, słomy, trocin, przyczynia się do poprawy warunków fizykochemicznych gleb oraz bilansu związków próchnicznych (Nowak i in. 2001b). Osady ściekowe należą do odpadów zasobnych w materię organiczną (Czekała 2002), dlatego też mogą być zaliczane do niekonwencjonalnych nawozów, odgrywających znaczną rolę w bilansie próchnicy glebowej (Czekała 1999, Czekała 2000, Grzywnowicz i Strutyński 1999, Mazur 1996), poprawiając tym samym jakość gleb, zwłaszcza tych, które zawierają małe ilości materii organicznej (Moreno i in. 2003). Rolnicze znaczenie mają osady zawierające co najmniej 20% substancji organicznej (Mazur 1996). Osady nie stabilizowane zawierają od 75 do 85%, a stabilizowane od 30 do 50% węgla organicznego w przeliczeniu na suchą masę (Rosik-Dulewska 2002). Osady ścieków mleczarskich ze względu na dużą zawartość węgla organicznego, tj. 50-60% w suchej

masie, są cennym nawozem poprawiającym strukturę gleby (Ciećko i in. 2001, Filipek i Fidecki 1999, Magrel 2003, Riguero-Rodriguez i in. 2000).

Osady ściekowe charakteryzują się znaczną zawartością składników pokarmowych, niezbędnych w nawożeniu gleb (Bozkurt i in. 2006, Bozkurt i Yarılgac 2003, Czekala 1999, Fernandez i in. 2007, Shepherd 1999, Sims 1996). Oddziaływanie osadów ściekowych na próchnicę glebową zależy nie tylko od zawartości materii organicznej, lecz także od występującego w nich azotu. Pierwiastek ten, wprowadzany do gleby w osadach ściekowych odgrywa więc podwójną rolę, polegającą na działaniu nawozowym i próchnicotwórczym (Czekala 2002). Ilość azotu w osadach ścieków komunalnych wynosi średnio 2,5%, z wahaniami od 0,9 do 7,6% w przeliczeniu na suchą masę (Rosik-Dulewska 2002). Występuje on głównie w połączeniach organicznych, a więc jest dostępny dla roślin dopiero po mineralizacji. W wyniku rozkładu organicznych związków azotowych uwalniane są formy mineralne, które decydują o wykorzystaniu tego składnika przez rośliny (Baran i in. 1999b, Czekala 1999, Mazur 1996). Zdaniem Felipó i Garau (1987) osady ściekowe powodują wzrost ilości dostępnego azotu w glebach. Według Kutery (1988) wykorzystanie azotu z osadów w pierwszym roku wynosi około 20%. Z ekologicznego punktu widzenia ważna jest również zawartość w osadach azotu amonowego, bezpośrednio dostępnego dla roślin. W osadach ściekowych zawartość N-NH₄ wynosi około 8% (Czekala 2002). Osady ściekowe z mleczarni również charakteryzują się wysoką zawartością azotu ogółem (Ciećko i in. 2001, Dąbrowski i in. 1998, Dąbrowski i Kajurek 2003, Filipek i Fidecki 1999, Maćkowiak 1996, Wiater i Łukowski 2003, Siuta 2002, Skorbiłowicz 2002b). Średnia zawartość tego składnika w suchej masie osadów ściekowych z mleczarni wynosi 5,4%, natomiast wahania mieszczą się w granicach 2,9-8,2% (Siuta 2002). Stosunkowo duży udział azotu (3-8%) łatwo hydrolizującego oraz amonowego i azotanowego (V) w osadzie z mleczarni sprawiają, że jest on w dużym stopniu wykorzystany przez rośliny w pierwszym roku po zastosowaniu (Fidecki 2002).

Wartość stosunku zawartości węgla organicznego do azotu (C:N) w glebach jest ważnym składnikiem oceny warunków siedliskowych gleb, a tym samym oceny jakości próchnicy (Wiater i Dębicki 1993). Stosunek węgla do azotu (C:N) wynosi w kwasach próchnicznych 10,5-17,2:1. Podobną wartość C:N stwierdza się w próchnicznej warstwie gleb ornych. W glebach żyznych przewaga węgla nad azotem jest mniejsza, i wynosi 9-12:1. Wzrasta ona natomiast proporcjonalnie do malejącej żyzności gleby. Stosunek węgla do azotu jest ważnym wskaźnikiem mineralizacji substancji organicznej wprowadzonej do gleby, ponieważ od jego wartości zależy w dużym stopniu kierunek przemian azotu w środowisku (Mazur 1991). Wartość stosunku C:N może wpływać na dynamikę i czas rozkładu osadów w środowisku glebowym, ponieważ jest ona jednym z istotnych parametrów mających wpływ na rozkład materii organicznej i humifikację tworzących

się związków próchnicznych (Mazur 1996). W osadach ścieków komunalnych stosunek węgla do azotu wynosi 10-13:1, natomiast osady ściekowe z mleczarni charakteryzują się stosunkiem C:N 7-8:1 (Fidecki 2002, Filipek i Fidecki 1999). Optymalny stosunek węgla do azotu, jaki posiadają osady ściekowe (komunalne oraz mleczarskie) jest powodem, iż ich substancję organiczną można uznać jako bliską próchnicy glebowej, a ponadto przyczynia się on do pełnej utylizacji tych odpadów w środowisku glebowym (Krzanowski i in. 1992). W porównaniu z obornikiem, który odznacza się szerszym stosunkiem C:N, osady ściekowe z mleczarni charakteryzują się wąskim stosunkiem węgla do azotu (Filipek i Fidecki 1999).

Pierwiastkiem, który odgrywa istotną rolę w żywieniu roślin jest fosfor (Sapek i Sapek 1999). Ilość fosforu w osadach ścieków komunalnych zawiera się w przedziale 0,6-9,2% w suchej masie, przeciętnie około 3% i jest ona podobna lub niewiele wyższa niż w naturalnych nawozach organicznych (Rosik-Dulewska 2002 i Siuta 2002). Zawartość fosforu w osadach ściekowych jest bardziej stabilna niż azotu, ponieważ jego związki są słabo rozpuszczalne (Krzanowski i in. 1992). Osady ścieków mleczarskich zawierają podobne lub większe ilości fosforu w suchej masie w porównaniu z osadami komunalnymi (Dąbrowski i Kajurek 2003, Filipek i Fidecki 1999, Maćkowiak 1996). Duża zawartość fosforu ma szczególne znaczenie wtedy, gdy osad ściekowy stosuje się do nawożenia gleby (Krzanowski i in. 1992).

Najbardziej deficytowym składnikiem osadów jest potas (Czekała 2002, Krzanowski i in. 1992). Wynika to z łatwej rozpuszczalności jego związków, których zawartość zwiększa się tym samym w wodach pościekowych (Maćkowiak 1996, Skorbiłowicz 2002b). Zawartość potasu w osadach ściekowych wynosi 0,1-0,6% suchej masy i jest zawsze mniejsza niż w oborniku i innych tradycyjnych nawozach organicznych (Rosik-Dulewska 2002). Osady ścieków mleczarskich również zawierają niewielką ilość potasu – 0,46-1,85% (Filipek i Fidecki 1999). Z tego względu podczas rolniczego wykorzystania tych odpadów należy uzupełniać nawożenie tym składnikiem (Czekała 2002, Filipek i Fidecki 1999).

Zawartość wapnia w osadach ściekowych waha się w granicach od 1 do 10% suchej masy, a przeciętnie wynosi 2,5%. Jest ona ponad 1,5-razy większa niż w oborniku. Obecność tego składnika w osadzie zależy w dużym stopniu od udziału i charakteru dopływających do oczyszczalni ścieków przemysłowych (Rosik-Dulewska 2002, Skorbiłowicz 2002b). W osadach z oczyszczania ścieków mleczarskich zawartość wapnia wynosi przeciętnie 6% i mieści się w przedziale od 4,7 do 8,7% (Maćkowiak 1996, Siuta 2002). Biorąc pod uwagę udział gleb kwaśnych i bardzo kwaśnych w Polsce, korzystna jest zasobność osadów w ten składnik (Czekała 2002).

Komunalne osady ściekowe charakteryzują się zawartością magnezu od 0,5 do 1%, która jest wystarczająca do uzupełnienia niedoboru magnezu w glebie, jak również dostarczenia roślinom tego składnika pokarmowego (Czekała 2002, Siuta

2002, Skorbiłowicz 2002b). Ilość magnezu w osadach ścieków mleczarskich mieści się w podobnych granicach, tj. od 0,25 do 1% suchej masy (Siuta 2002).

Według Czeakały (2002) osady ściekowe stanowią również istotne źródło siarki, której zawartość średnio wynosi 1,1% suchej masy.

2.2. Powstawanie osadu ściekowego w oczyszczalni ścieków mleczarskich

W Okręgowej Spółdzielni Mleczarskiej w Krasnymstawie ścieki mleczarskie powstają w wyniku mycia linii technologicznych, na których produkowane są różne wyroby mleczarskie. Ścieki te oczyszczane są w mechaniczno – biologicznych oczyszczalniach, a w wyniku ich oczyszczania powstaje osad nadmierny, który trzeba unieszkodliwić. Dzienna produkcja ścieków waha się średnio w granicach 100-1500 m³ o wysokim stężeniu zanieczyszczeń, typowym dla przemysłu mleczarskiego, tj.:

- BZT₅ = 2000-3500 mg O₂·dm⁻³,
- CHZT = 300-5000 mg O₂·dm⁻³,
- Zawiesina = 300-1200 mg·dm⁻³,
- pH = 2-12.

Ścieki surowe doprowadzane są zwykle grawitacyjnie do kraty, która jest pierwszym urządzeniem do mechanicznego oczyszczania ścieków. Tutaj zostają zatrzymane zanieczyszczenia pływające większych rozmiarów. Po wstępnym mechanicznym oczyszczeniu na kracie ścieki wpływają do piaskownika poziomego, w którym sedymentują drobne zanieczyszczenia organiczne i mineralne, głównie piasek. Następnie, w celu uśrednienia ładunku zanieczyszczeń oraz pH, ścieki przepływają grawitacyjnie do zbiornika wstępnego napowietrzania, w którym przebywają około pięciu godzin. Stąd spływają grawitacyjnie kanałem do komory rozdziału ścieków, a następnie do dwóch basenów pełnego mieszania z osadem czynnym (Fidecki 2002).

Osad czynny jest mieszaniną mikroorganizmów w postaci kłaczek składających się z bakterii, pierwotniaków i glonów. Efektywność procesu oczyszczania osadem czynnym zależy głównie od działalności fizjologicznej bakterii. Pierwotniaki spełniają w osadzie czynnym rolę regulatorów ilości bakterii (Krzywy i Iżewska 2004, Bień 2002).

Oczyszczanie ścieków metodą osadu czynnego polega na wprowadzeniu do ścieków odpowiedniej ilości tlenu oraz utrzymywaniu osadu w stanie zawieszonym przez wprowadzenie cieczy w ciągły ruch. Rolę tę spełniają aeratory pionowe i poziome. Dzięki zdolnościom absorpcyjnym kłaczek osadu czynnego zanieczyszczenia organiczne znajdujące się w ściekach zostają przyswojone przez mikroorganizmy wchodzące w skład osadu czynnego. Dostarczenie tlenu w ilości odpowiedniej do ładunku zanieczyszczeń znajdującego się w ściekach jest ko-

nieczne, aby zanieczyszczenia organiczne mogły być optymalnie wykorzystane przez mikroorganizmy osadu czynnego do własnych procesów metabolicznych.

Pomimo dużego ładunku zanieczyszczeń dopływającego do oczyszczalni ścieków (2000-4000 kg BZT₅-doba⁻¹), obciążenie osadu czynnego nie przekracza 0,3 kg BZT₅·kg⁻¹ s.m. osadu dzięki wysokiemu stężeniu osadu czynnego, tj. 4000-6000 mg s.m.·dm⁻³ w rowach biologicznych oraz ich znacznej pojemności zapewniającej czas zatrzymania ścieków około 3,5 doby. Bardzo wysoka redukcja stężeń zanieczyszczeń sięgająca 98% dla BZT₅, 96% dla CHZT wpływa na powstawanie znacznych ilości osadu nadmiernego, który należy usunąć z układu, aby proces oczyszczania ścieków mógł być prowadzony w optymalnych warunkach. Dzienna produkcja osadu nadmiernego waha się w granicach 0,8-1,0 ton s.m. osadu, tj. ponad 5 Mg osadu przy zawartości około 170 g suchej masy w kilogramie osadu uwodnionego. W skali roku jest to około 2000 Mg osadu, powstałego jako odpad w procesie oczyszczania ścieków. Monitorowanie wpływu osadu ścieków mleczarskich na procesy mikrobiologiczne jest niezwykle ważne w ocenie żyzności i jakości gleb.

2.3. Zawartość metali ciężkich i toksycznych związków organicznych w osadach ściekowych

Obok składników wartościowych dla produkcji roślinnej osady ściekowe mogą zawierać także wiele substancji szkodliwych (Baran i Oleszczuk 2002, Babel i in. 2006, Düring i Gäth 2002, Gorlach i Gambuś 1999, Grzywnowicz i Strutyński 2000, Sims 1996, Skorbiłowicz 2002a). Wśród tych niepożądanych składników wymienić należy: metale ciężkie (Bozkurt i Yarılgac 2003, Gorlach i Gambuś 1998, Hemida i in. 1997, McGrath i in. 1995, Shrivastava i Banerjee 2004, Skorbiłowicz 2002a), wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (Baran i Oleszczuk 2002, Harrison i in. 2006, Czekala i in. 2002) oraz inne toksyczne związki organiczne (Harrison i in. 2006). Zawartość metali ciężkich i organizmów chorobotwórczych w osadach dopuszczonych do rolniczego wykorzystania reguluje Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 01.08.2002 roku w sprawie komunalnych osadów ściekowych (2002). Osady zawierające ponadnormatywne ilości metali ciężkich i innych substancji toksycznych nie powinny być wykorzystywane w rolnictwie (Mazur 1996). Osady ściekowe z oczyszczalni ścieków mleczarskich należą do tych, które są w małym stopniu obciążone składnikami niepożądanymi, których zawartość jest o wiele niższa od dopuszczalnych norm (Ciećko i in. 2001, Fidecki 2002, Filipek i Fidecki 1999, Riguerio-Rodriguez i in. 2000).

Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska w sprawie komunalnych osadów ściekowych (2002) ilość metali ciężkich w osadach ściekowych wykorzystywanych na cele nieprzemysłowe nie powinna przekraczać określonych norm.

Tabela 1 przedstawia dopuszczalne zawartości metali ciężkich w osadach ściekowych wykorzystywanych na cele nieprzemysłowe.

Tabela 1. Dopuszczalna zawartość metali ciężkich w osadach ściekowych ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.) w zależności od kierunku ich wykorzystania (Rozp. Min. 2002)

Table 1. Normative content of heavy metals in sewage sludge (mg kg^{-1} d.m.) (Rozp. Min. 2002)

A	B	C	D
Pb	500	1000	1500
Cd	10	25	50
Hg	5	10	25
Ni	100	200	500
Zn	2500	3500	5000
Cu	800	1200	2000
Cr	500	1000	2500

Objaśnienia: A – metal, B – osady wykorzystywane w rolnictwie oraz do rekultywacji gruntów na cele rolne, C – osady wykorzystywane do rekultywacji gruntów na cele nierolnicze, D – osady wykorzystywane przy dostosowywaniu gruntów do określonych potrzeb wynikających z planów gospodarki odpadami lub decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu, do uprawy roślin przeznaczonych do produkcji kompostu, do uprawy roślin nieprzeznaczonych do spożycia i produkcji pasz.

Explanations: A – metal, B – sediments used in agriculture and for reclamation of grounds for agricultural use, C – sediments used for reclamation of grounds with non-agricultural destination, D – sediments used for adjusting grounds to specific needs resulting from waste management plans or from decisions concerning construction and land development conditions, for cultivation of plants destined for copmost production, for cultivation of plants destined for consumption and for fodder production.

Przyrodnicze wykorzystanie osadów może być znacznie ograniczone, jeśli występują w nich niebezpieczne substancje organiczne pochodzenia przemysłowego, które są związkami trudno rozkładalnymi i mają tendencję do akumulowania się w organizmach żywych (Harrison i in. 2006, Rosik-Dulewska 2002). Istnieje więc niebezpieczeństwo, że w wyniku rolniczego wykorzystania osadów ściekowych do gleby mogą zostać wprowadzone trwałe zanieczyszczenia organiczne (Baran i Oleszczuk 2002). Do związków tych należą między innymi wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), dioksyne, polichlorowane bifenyle (PCB), polichlorowane dibenzodioxyny (PCDD), polichlorowane dibenzofurany (PCDF) (Düring i Gäth 2002, Harrison i in. 2006, Rosik-Dulewska 2002). Wymienione związki mają działanie rakotwórcze, mutagenne i są truciznami, mogą więc istotnie zagrażać zdrowiu ludzi po przedostaniu się do łańcucha troficznego (Baran i Oleszczuk 2002, Maliszewska-Korbybach i Smreczak 1995). W Polsce nie zostały

opracowane dotychczas normy prawne określające dopuszczalne ilości WWA i innych zanieczyszczeń organicznych w osadach (Czekała i in. 2002). Według danych literaturowych (Bień 2002) osady ściekowe na ogół charakteryzują się niską zawartością organicznych substancji niebezpiecznych.

2.4. Charakterystyka sanitarno-higieniczna osadów ściekowych

Osady ściekowe mogą zawierać również drobnoustroje chorobotwórcze oraz jaja pasożytów przewodu pokarmowego (Loc 2002, Nowak i in. 1998). Niebezpieczeństwo skażenia środowiska, wynikające z obecności organizmów patogennych w osadach ściekowych jest jednym z istotnych elementów zagrożenia sanitarnego, który musi być brany pod uwagę przy rozważaniu sposobu dalszego postępowania z tymi odpadami (Loc i Obertyńska 2003, Podgórski 1998, Dahm i in. 1997).

Osady ściekowe są zasiedlone przez liczne mikroorganizmy i mikrofaunę, tworząc swoistą biocenozę. W skład jej wchodzi bakterie, wirusy, robaki pasożytnicze, grzyby, pierwotniaki i inne. Wśród tych drobnoustrojów występują zarówno mikroorganizmy patogenne, groźne dla człowieka jak i saprofityczne, objęte z sanitarnego punktu widzenia (Bień 2002, Krzywy i Izewska 2004, Nowak i in. 1998, Rosik-Dulewska 2002).

Barierę w zagospodarowaniu osadów ściekowych stanowią organizmy patogene, takie jak: bakterie chorobotwórcze z rodziny *Enterobacteriaceae* (*Salmonella*, *Shigella*); grzyby, szczególnie zaliczane do tzw. dermatofitów, czyli wywołujących u człowieka zakażenia skóry, włosów i paznokci oraz jaja pasożytów przewodu pokarmowego ludzi i zwierząt (Pepper i in. 2006, Podgórski 1997, Podgórski 1998).

Według Rozporządzenia Ministra Środowiska z 2002 roku oceny sanitarnej osadów ściekowych dokonuje się w oparciu o wyniki badań bakteriologicznych i parazytologicznych, oznaczając:

1. bakterie z rodzaju *Salmonella*,
2. ilość i żywotność jaj *Ascaris* sp., *Trichuris* sp. i *Toxocara* sp.

Osady ściekowe mogą być uznane za bezpieczne z punktu widzenia higieny i dopuszczone do wykorzystania rolniczego, jeśli odpowiadają następującym warunkom:

1. nie zawierają bakterii z rodzaju *Salmonella* w 100 g osadu przeznaczonego do badań,
2. nie zawierają inwazyjnych jaj *Ascaris* sp., *Trichuris* sp., *Toxocara* sp. w 1 kg suchej masy przeznaczonych do badań osadów.

Wymienione organizmy wskaźnikowe przez swoją ponadnormatywną obecność w badanym osadzie, wskazują na możliwość występowania innych licznych mikroorganizmów chorobotwórczych (Brzeski 1999, Stroczyńska-Sikorska i in. 1995).

Zawartość wirusów w osadach może się znacznie różnić w zależności od regionu oraz rodzaju ścieków dopływających do oczyszczalni (Podgórski 1997). Największe znaczenie mają wirusy należące do grupy *Enterowirusów*, które charakteryzują się znaczną odpornością na działanie środków dezynfekcyjnych oraz posiadają długą zdolność infekcyjną w środowisku (Bień 2002, Pepper i in. 2006). Do tej grupy wirusów należą wirusy *Polio*, wywołujące chorobę Heinego-Medina, wirusy *Coxsackie* oraz wirusy *Echo*, powodujące zapalenie mięśnia sercowego, mózgu, mięśni, zakażenia jelitowe oraz choroby gorączkowe (Pepper i in. 2006, Podgórski 1997). Ilościowe określenie wirusów bytujących w osadach ściekowych, jak również dokładne ich poznanie jest ograniczone, ze względu na trudności związane z ich izolowaniem i oznaczaniem (Bień 2002). Zdaniem Mandilara i in. (2006) również bakteriofagi stanowią ważne ogniwo w monitoringu mikrobiologicznej jakości osadów ściekowych.

Bakterie patogeniczne, licznie występujące w osadach ściekowych, są kolejnym przedstawicielem mikroorganizmów groźnych dla człowieka i stanowią znaczną część zanieczyszczeń mikrobiologicznych tych odpadów (Kocaer i in. 2004, Nowak i in. 1998, Podgórski 1997). Wielu autorów (Loc 2000, Loc 2002, Loc i Piontek 2000) wykazało obecność licznych mikroorganizmów chorobotwórczych w osadach ściekowych. Zawartość bakterii występujących w osadzie jest zróżnicowana i zależy od czynników klimatycznych, sposobu oczyszczania ścieków, a także od poziomu życia mieszkańców (Bień 2002). Do najczęściej oznaczanych w osadach ściekowych rodzajów i gatunków bakterii należą: *Escherichia coli*, *Salmonella* sp., *Shigella* sp., *Clostridium perfringens*, *Bacillus anthracis*, *Listeria monocytogenes*, *Vibrio cholerae*, *Mycobacterium tuberculosis*, *Streptococcus faecalis*, *Proteus vulgaris* (Nowak i in. 1998, Pepper i in. 2006, Podgórski 1997).

Obok wskaźników bakteriologicznych istotnym kryterium dopuszczającym osady do przyrodniczego zagospodarowania jest obecność w nich pasożytów przewodu pokarmowego i jaj helmintów (Nowak i in. 1998, Pepper i in. 2006). Wykazują one szczególną odporność nawet w bardzo trudnych warunkach środowiskowych i charakteryzują się dużą żywotnością, dlatego też stanowią istotne zagrożenie dla człowieka (Podgórski 1997). Wśród występujących w osadach ściekowych pasożytów przewodu pokarmowego znaczenie epidemiologiczne mają przede wszystkim tasiemce, nicienie i przywry (Bień 2002).

Następnym ważnym problemem sanitarnym jest obecność grzybów w osadach ściekowych (Diener i in. 1976, Nowak i in. 1998, Podgórski 1997, Podgórski 1998). Skład mikologiczny osadów nie jest do końca zbadany, dlatego też trudno jednoznacznie określić wszystkie zagrożenia, jakie wynikają z obecności tych mikroorganizmów w osadach ściekowych (Diener i in. 1976, Nowak i in. 1998). Jednak według danych literaturowych (Bień 2002, Nowak i in. 1998, Pod-

górski 1997) osady ściekowe są siedliskiem grzybów potencjalnie chorobotwórczych i toksynotwórczych. Grzyby potencjalnie chorobotwórcze mogą wywoływać wiele schorzeń, w tym tak bardzo rozpowszechnione choroby alergiczne. Grzyby pleśniowe powodować mogą tzw. aspergilozy, dotyczące najczęściej układu oddechowego (Bień 2002, Nowak i in. 1998). Wyizolowane z osadów ściekowych gatunki dermatofitów to w większości grzyby patogenne, a wywoływane przez nie schorzenia skóry są bardzo powszechne dzięki łatwości z jaką przenoszą się z człowieka na człowieka (Bień 2002, Podgórski 1997). Drożdżaki z rodzaju *Candida*, które w prawidłowych warunkach są saprofitami zasiedlającymi błonę śluzową oraz skórę człowieka i zwierząt, wywołują ciężkie schorzenia błony śluzowej i narządów wewnętrznych w przypadku zaburzeń mechanizmów obronnych organizmu. Wszystkie wyizolowane gatunki drożdżaków są potencjalnie chorobotwórcze dla człowieka i wywołują tzw. kandydiozy (Podgórski 1997). Wyniki badań przeprowadzonych przez Kacprzak i Stańczyk-Mazanek (2003) wskazują, że grzyby należące do rodzaju *Candida* mogą być używane jako wskaźniki określające warunki sanitarne gleb nawożonych osadem ściekowym. Do wyizolowanych z osadów ściekowych grzybów saprofitycznych, mających zdolności toksynotwórcze, należą liczne szczepy grzybów pleśniowych, które wytwarzają aflatoksyny (*Aspergillus flavus* i *Aspergillus fumigatus*) oraz inne grzyby pleśniowe, wytwarzające ochratoksyny (*A. ochraceus*), trichoteceny i zearalenon (Bień 2002, Nowak i in. 1998).

Niebezpieczeństwo biologicznego zanieczyszczenia środowiska wynikające z obecności organizmów patogennych w osadach ściekowych jest jednym z istotnych elementów, który jest brany pod uwagę przy kwalifikacji sposobów ich użytkowania (Brzeski 1999, Butarewicz 2003, Kalisz i in. 1999, Loc i Obertyńska 2003, Siuta 2002).

2.5. Wpływ osadu ściekowego na wybrane właściwości mikrobiologiczne i biochemiczne gleb

Wykorzystanie wskaźników mikrobiologicznych w analizie środowiska glebowego pomaga ocenić ekologiczny stan gleb, ich aktywność biologiczną oraz żyzność i urodzajność (Quemada i Menacho 2001). Żyzność gleby jest opisywana jako stan środowiska, w którym następuje dobry rozwój i plonowanie roślin (Beyer i in. 1992, Myśków 1981). Ocena żyzności gleb w oparciu jedynie o ich właściwości fizyczne i chemiczne jest niepełna i niewystarczająca. Poza tym parametry biologiczne, tj. aktywność oddechowa, enzymatyczna są bardziej czułe i lepiej opisują stan środowiska glebowego niż właściwości fizykochemiczne, ponieważ są one bezpośrednio związane z mikroorganizmami przeprowadzającymi te procesy (Al-

korta i in. 2003, Burns 1982, Corstanje i Reddy 2006, Ros i in. 2003, Zahir i in. 2001). W glebie występują bowiem różne grupy drobnoustrojów, wytwarzające enzymy, które katalizują przemiany organicznych i mineralnych związków, stąd też jest ona swego rodzaju złożonym i dynamicznym systemem biologicznym – „organizmem żywym” (Alkorta i in. 2003, Janvier i in. 2007, Myśków 1981, Myśków i Zięba 1997, Nannipieri i in. 2003). Procesy biologiczne kształtujące żyzność gleby opierają się głównie na transformacji materii organicznej i związane są z mikroorganizmami i wydzielanymi przez nie enzymami (Burns 1982, Janvier i in. 2007, Kobus 1995, Moreno i in. 2002, Zahir i in. 2001). Uzasadnione jest więc wykorzystanie właściwości mikrobiologicznych i biochemicznych jako wskaźników jakości gleby, po wprowadzeniu do niej np. osadów, ponieważ parametry te odgrywają główną rolę w obiegu węgla i azotu w środowisku (Garcia-Gil i in. 2002, Janvier i in. 2007, Nannipieri i in. 2003).

Za wskaźniki mikrobiologiczne uważa się obecność w glebie pewnych grup drobnoustrojów, o znanych wymaganiach ekologicznych, np. bakterii nitryfikacyjnych, czy celulolitycznych (Balicka 1986). Drugą grupę wskaźników stanowią procesy metaboliczne drobnoustrojów, tj. intensywność nitryfikacji, amonifikacji, rozkład błonnika, aktywność enzymatyczna oraz wytwarzanie przez drobnoustroje specyficznych metabolitów czy wydzielanie CO₂ (Balicka 1986, Janvier i in. 2007, Nowak 1996, Smyk 1986). Mikroorganizmy zaangażowane są w główne procesy, przebiegające w glebie, tj. humifikację, recykling czy mineralizację odpadów organicznych, udostępniając roślinom biogeny w nich zawarte (Corstanje, Reddy 2006, Emmerling i in. 2002). Mikroorganizmy glebowe są zdolne do degradacji różnych związków, tj. odpadów organicznych, pestycydów (Nagar i in. 2006, Paul, Clark 2000, Zahir i in. 2001). Bioróżnorodność mikroorganizmów w glebie jest ważna ze względu na utrzymanie zdrowotności środowiska i poprawę plonów roślin (Janvier i in. 2007, Topp 2003).

Stopień rozwoju drobnoustrojów w glebie zależy od jej właściwości fizycznych i chemicznych, nawożenia, warunków klimatycznych oraz czynników agrotechnicznych, a zwłaszcza od zasobności w materię organiczną, która jest źródłem energii i składników pokarmowych dla mikroorganizmów (Myśków 1981, Myśków 1986, Johansson i in. 1999). Gleby uprawne, zasobne w materię organiczną charakteryzują się wyższą aktywnością biologiczną niż gleby ubogie w ten składnik (Myśków 1986). Według Myśkova (1981) dobrym wskaźnikiem żyzności gleby jest stosunek w niej liczby bakterii i promieniowców do grzybów. Większe wartości tego wskaźnika informują o słabszym rozwoju grzybów, zaś mniejsze o silniejszym ich rozwoju, co jest zjawiskiem niekorzystnym z punktu widzenia żyzności gleby. Badania ilościowe i jakościowe mikroorganizmów nale-

żą do podstawowych wskaźników stopnia degradacji gleby lub jej poprawy i wykorzystywane są, np. przy nawożeniu osadami ściekowymi (Kobus 1995).

Badania Jezierskiej-Tys i Frąć (2005c) wykazały, że osad ściekowy z mleczarni powodował istotny wzrost liczebności bakterii w glebie. Ponadto w badaniach tych stwierdzono, że słoma wprowadzona do gleby z osadem również istotnie stymulowała rozwój bakterii, na co prawdopodobnie miał wpływ stosunek C:N. Znajduje to potwierdzenie w badaniach Marschner i in. (2003), którzy wykazali, że liczebność bakterii i grzybów glebowych była istotnie związana z poziomem węgla organicznego oraz stosunkiem C:N, występującym w glebie po wprowadzeniu osadu ściekowego. Kobus i in. (1990) również stwierdzili, że dodatek osadu ściekowego do gleby wyraźnie zwiększał liczebność bakterii, promieniowców i grzybów. Badania wielu autorów (Gostkowska i in. 2000, Loc i Greinart 2000, Nowak i in. 2001a) potwierdziły pozytywny wpływ osadu ściekowego na rozwój bakterii glebowych. Karaca i in. (2002) wykazali w swoich badaniach, że materia organiczna wniesiona do gleby z osadem ściekowym miała bezpośredni wpływ na wzrost ogólnej liczebności bakterii i grzybów glebowych. Wyniki badań otrzymanych przez Lima i in. (1996) również udowodniły wzrost liczebności bakterii i grzybów glebowych w wyniku zastosowania osadu ściekowego. Niektórzy autorzy (Lima i in. 1996, Loc i Greinart 2000) zaobserwowali istotny proporcjonalny wzrost liczebności badanych mikroorganizmów wraz z rosnącą dawką wprowadzonego do gleby osadu. Liczebność i aktywność mikroorganizmów jest uwarunkowana wieloma czynnikami, z których głównym czynnikiem ograniczającym aktywność drobnoustrojów jest zawartość dostępnej dla nich materii organicznej (Kobus 1995, Myśków 1981).

Wprowadzona do gleby materia organiczna ma bezpośredni wpływ na wzrost plonu oraz poprawę fizycznego, chemicznego i mikrobiologicznego stanu gleby (Bhattacharyya i in. 2001, Janvier i in. 2007, Zahir i in. 2001). Osady ściekowe są materiałem organicznym wolno ulegającym rozkładowi. Tempo tego rozkładu zależy od stosunku C:N, co ma znaczenie przede wszystkim dla drobnoustrojów, które łatwo wykorzystują oba składniki (Czekała 2002, Garcia-Gil i in. 2002). Mikroorganizmy glebowe, przekształcając ogromne ilości związków organicznych i mineralnych, wzbogacają glebę w azot, substancje wzrostowe, antybiotyczne i biologicznie czynne (Corstanje i Reddy 2006, Emmerling i in. 2002, Janvier i in. 2007). Zasadniczą rolę w tych przemianach odgrywają procesy enzymatyczne (Kiss i in. 1975, Kobus 1995, Kucharski 1997). Enzymy wydzielane przez mikroorganizmy do gleby ulegają w niej procesowi adsorpcji na minerałach ilastych i substancjach humusowych. Z ekologicznego punktu widzenia proces ten jest przyczyną pewnego spadku aktywności enzymów glebowych, może jednak zapobiegać lub obniżać proces ich denaturacji

lub biodegradacji (Burns 1982, Pacha 1984). Związki organiczne wprowadzane do gleby ulegają przemianom przy udziale enzymów, których aktywność zwiększa się w glebach wzbogaconych w te substancje (Garcia-Gil i in. 2002, Janvier i in. 2007, Kiss i in. 1975, Martyniuk i in. 1998).

Aktywność enzymatyczna gleb może być uznawana za wskaźnik ogólnej aktywności mikrobiologicznej (Alkorta i in. 2003, Casida i in. 1964, Koper i Piotrowska 2001, Nannipieri i in. 2003, Khan i Scullion 1999). Jest ona jednym ze wskaźników oceny żyzności i produktywności gleb oraz umożliwia kompleksowe poznanie zmian zachodzących w środowisku glebowym (Gostkowska i in. 1993, Janvier i in. 2007, Kucharski 1997, Myśków i in. 1996, Zahir i in. 2001). Pomiar aktywności enzymatycznej w glebie może być wykorzystywany również do lepszego zrozumienia zakłóceń w środowisku, spowodowanych funkcjonowaniem ekosystemu (Karaca i in. 2002), jak i monitorowania zdrowotności gleb (Alkorta i in. 2003, Janvier i in. 2007) oraz ich zanieczyszczenia czynnikami antropogenicznymi (Zahir i in. 2001). Na ogół aktywność enzymatyczna jest ściśle związana z poziomem substancji organicznej, w związku z czym nie zawsze odzwierciedla stan zawartości przyswajalnych składników pokarmowych gleby (Kobus 1995). Jednak zdaniem Corstanje i Reddy (2006) jest ona także pośrednio związana z dostępnością biogenów, tj. azotu i fosforu. Intensywność reakcji enzymatycznych przebiegających w glebie zależy również od wielu innych czynników, takich jak: pH, temperatura oraz obecność inhibitorów (cyt. za Kizilkaya i Bayrakli 2005, Zahir i in. 2001). Klimat, uprawa, typ rośliny, czynniki edaficzne oraz substancje wprowadzane do gleby, w tym osady ściekowe, również wpływają na zmiany aktywności enzymatycznych (Pascual i in. 1997). Enzymy uwalniane z żywych i obumarłych mikroorganizmów oraz z korzeni roślin przemieszczają się do niżej położonych warstw gleby, a ich dalsze losy zależą od składu granulometrycznego oraz od właściwości fizyko-chemicznych gleby (Gostkowska i in. 1998, Kobus 1995), natomiast enzymy zakumulowane w glebie mogą długo przetrwać w środowisku (Pacha 1984). Badania licznych autorów (Gostkowska i in. 1998, Myśków 1981, Myśków i in. 1996) wykazały, że aktywność enzymów należących do grupy oksydoreduktaz i hydrolaz odzwierciedla ogólną aktywność gleby i wykazuje dodatnią korelację z zawartością węgla organicznego i azotu ogólnego. Według niektórych autorów (Gostkowska i in. 1993, Gostkowska i in. 1998) obniżenie aktywności enzymatycznej gleby jest sygnałem degradacji biologicznej tego środowiska.

Wielu autorów (Albiach i in. 2000, Albiach i in. 2001, Ataman, Arcak 2000, Garcia-Gil i in. 2002, Kucharski i in. 2000, Moreno i in. 2003, Pascual i in. 2007) badało wpływ osadu ściekowego na aktywność enzymatyczną gleby. Wprowadzony do gleby osad ściekowy może powodować wyraźne zmiany aktywności

enzymatycznej, których natężenie i kierunek zależy od rodzaju zastosowanego osadu, jego dawki oraz badanego enzymu (Albiach i in. 2001, Baran i in. 2002b, Selivanovskaya i in. 2001 i 2006). Kucharski i in. (2000) stwierdzili, że wpływ osadu ściekowego na aktywność enzymatyczną gleb związany jest z poziomem zawartych w nim związków mineralnych i organicznych. Aktywność enzymatyczna zależy również od zawartości węgla organicznego w glebie i osadzie (Kizilkaya i Bayrakli 2005). Nawożenie gleb lekkich osadem ściekowym może niekiedy na krótki okres rekompensować niedostatek materii organicznej i składników pokarmowych, zwiększając tym samym ich aktywność enzymatyczną (Baran i in. 1999a, Bielińska i in. 1999, Bielińska i Żukowska 2002, Garcia-Gil i in. 2002). Wielu autorów (Baran i Bielińska 1998, Baran i in. 1999a, Baran i in. 2000, Bielińska i in. 2000) w swoich badaniach dowiodło istnienie wysokiej korelacji pomiędzy wysokością dawki osadu ściekowego, a aktywnością enzymatyczną gleby. Istnienie pozytywnej korelacji pomiędzy nasileniem mineralizacji azotu, aktywnością proteazy i biomasą mikroorganizmów wykazali Alef i in. (1988) oraz Burton i McGill (1992). Badania niektórych autorów (Kucharski i Niklewska 1992, Kucharski i in. 2000) wykazały, że aktywność enzymatyczna gleby nawożonej osadem ściekowym związana jest z poziomem zanieczyszczeń mineralnych (metale ciężkie) i organicznych (WWA, PCB). Skażenie gleby metalami ciężkimi, pochodzącymi z osadów ściekowych, obniża jej aktywność enzymatyczną (Kucharski i Niklewska 1992).

Dehydrogenazy są enzymami katalizującymi przenoszenie wodoru z utlenionego substratu na akceptor, a działają one wyłącznie w żywych, nienaruszonych komórkach (Frankenberger i Dick 1983, Januszek 1999, Nowak i in. 2001c). Pomiar aktywności dehydrogenaz przy użyciu TTC jako utleniacza odzwierciedla więc aktywność całej populacji drobnoustrojów (Myśków 1981). Aktywność dehydrogenaz uznawana jest za ogólny, pośredni wskaźnik liczebności i aktywności mikroorganizmów w glebie (Koper i in. 2003). Według Januszka (1999) dehydrogenazy, będące enzymami wewnątrzkomórkowymi, są bardziej wrażliwe na naturalne i antropogeniczne czynniki stresowe niż enzymy glebowe, związane z koloidami glebowymi, co wskazuje na większą podatność mikroorganizmów niż enzymów glebowych na oddziaływanie czynników środowiskowych. Frankenberger i Dick (1983) wykazali, że aktywność dehydrogenaz jest istotnie skorelowana z mikrobiologicznym oddychaniem, mierzonym ilością wydzielonego CO₂. Aktywność tych enzymów rośnie wraz ze wzrostem wprowadzanej do gleby substancji organicznej, np. osadu ściekowego, wskazując na intensywniejsze procesy jej mineralizacji (Wielgosz 1996). Również badania innych autorów (Albiach i in. 2000, Albiach i in. 2001, Garcia-Gil i in. 2002, Lai i in. 1999, Moreno

i in. 1999, Pascual i in. 2007, Saviozzi i in. 2002, Vieira i in. 2003) wykazały pozytywny wpływ osadu ściekowego na aktywność dehydrogenaz. Badania Barana i in. (1999a); Bielińskiej i in. (1999) oraz Lima i in. (1996) potwierdzają stymulujący wpływ osadu ściekowego na aktywność dehydrogenaz, a ponadto wskazują na występowanie istotnej dodatniej korelacji pomiędzy wysokością dawki tych odpadów, a aktywnością enzymatyczną. Natomiast badania przeprowadzone przez Garcia-Gil i in. (2004) nie wykazały istotnego wpływu osadu ściekowego na aktywność dehydrogenaz. Jezierska-Tys i in. (2004b) w swoich badaniach wykazali, że aktywność dehydrogenaz była stymulowana przez osad z oczyszczalni ścieków mleczarskich. Badania Saviozzi i in. (1999) dowiodły, że osad ściekowy w połączeniu z obornikiem silniej stymulował aktywność dehydrogenaz niż sam osad ściekowy. Albiach i in. (2000) w przeprowadzonych badaniach uzyskali wyniki wskazujące na porównywalne oddziaływanie obornika oraz osadu ściekowego na aktywność dehydrogenaz. Badania Jezierskiej-Tys i in. (2004b) wykazały, że osad ściekowy z mleczarni miał większy wpływ na aktywność tego enzymu niż osad ściekowy z mleczarni w połączeniu z obornikiem. Garcia-Gil i in. (2000) oraz Lai i in. (1999) w swoich badaniach zaobserwowali istotną korelację pomiędzy aktywnością dehydrogenaz gleby i biomasą mikroorganizmów glebowych.

Azot odgrywa jedną z najważniejszych ról w przyrodzie. Jest składnikiem niezbędnym zarówno dla mikroorganizmów, jak i roślin wyższych. Zasoby tego pierwiastka w glebie nie są stałe i zależą, m.in. od wprowadzonych substratów organicznych i mineralnych oraz od udziału mikroorganizmów uczestniczących w jego przemianach (Adams 2003, Barabasz 1991, Kobus 1996). Wskaźnikiem informującym o intensywności rozkładu azotowych związków organicznych jest: aktywność proteaz i ureazy (Tabatabai 1994). Wyniki badań otrzymane przez Ros i in. (2003) wskazują, że aktywność enzymów, zaangażowanych w biogeochemiczny obieg C, N i P zwiększa się po wprowadzeniu do gleby osadu ściekowego, samego lub w połączeniu ze słomą. Rezultaty te dowodzą, że osad ściekowy, jako materia organiczna, może być wykorzystany w poprawie jakości gleb zdegradowanych. Wprowadzony do gleby osad ściekowy pobudza aktywność mikrobiologiczną i biochemiczną, powodując wzrost aktywności proteazy i ureazy, enzymów zaangażowanych w mineralizację azotowej substancji organicznej dodanej do gleby. Mineralizacja biodegradowalnej frakcji osadów ściekowych świadczy o tym, że mogą być one źródłem energii dla mikroorganizmów glebowych (Garcia-Gil i in. 2004).

Proteazy wykorzystywane są do oceny potencjalnego tempa mineralizacji organicznych połączeń azotu w glebie (Burton i McGill 1992). Ze względu na duże zróżnicowanie białek istnieje bardzo duża różnorodność proteaz, których

liczna grupa wytwarzana jest przez bakterie i grzyby (cyt. za Januszek 1999, Kobus 1996). Brak aktywności proteaz w glebie jest wskaźnikiem braku drobno-ustrojów, biorących udział w rozkładzie białek lub występowania w glebie inhibitora proteaz (Kobus 1995). Badania przeprowadzone przez Bielińską i Żukowską (2002) oraz Barana i Bielińską (1998) wykazały, że wprowadzony do poziomu akumulacyjnego gleby lekkiej osad ściekowy powoduje korzystne zmiany właściwości biochemicznych – aktywności proteazy i ureazy, świadczące o poprawie żyzności badanej gleby. Z badań wielu autorów (Baran i in. 1999a, Garcia-Gil i in. 2004, Jezierska-Tys 2002, Jezierska-Tys i in. 2004b, Marschner i in. 2003, Moreno i in. 1999, Saviozzi i in. 2002) wynika, że wprowadzony do gleby osad ściekowy miał stymulujący wpływ na jej aktywność proteolityczną. Badania Barana i innych (1999a) wykazały wysoce istotną korelację pomiędzy wysokością dawki osadu ściekowego, a aktywnością proteolityczną gleby. Baran i inni (2002b) oraz Bielińska i Żukowska (2002) stwierdzili ponadto, że aktywność proteazy i ureazy zwiększała się pod wpływem bardzo dużych dawek osadu ściekowego (300 i 600 Mg·ha⁻¹). Aktywność ta była skorelowana z zawartością C-organicznego i N ogółem w glebie. Badania Saviozzi i in. (2002) wykazały, że osad wprowadzony do gleby w znacznie większym stopniu stymulował aktywność proteolityczną w porównaniu z oddziaływaniem osadu w połączeniu z obornikiem. Badania Jezierskiej-Tys i in. (2004b) wykazały stymulujący wpływ osadu z oczyszczalni ścieków mleczarskich na aktywność proteazy, natomiast hamujący na aktywność ureazy. Zaman i in. (2002) wykazali, że aktywność proteolityczna była stymulowana przez wprowadzone do gleby płynne ścieki mleczarskie i zależała od głębokości gleby.

Ureaza jest enzymem występującym w komórkach roślin wyższych oraz mikroorganizmów i katalizuje reakcję hydrolizy mocznika do ditlenku węgla i amoniaku (Tabatabai 1994). Enzym ten może tworzyć trwałe kompleksy z substancją organiczną gleby (Pacha 1984). Z badań niektórych autorów (Fernandes i in. 2005, Frankenberger i Dick 1983, Gostkowska i in. 1993, McCarty i Bremner 1991) wynika, że aktywność tego enzymu zależy od zawartości węgla organicznego, azotu ogólnego oraz pojemności sorpcyjnej gleby. Wielu autorów (Albiach i in. 2000, Ataman i Arkac 2000, Karaca i in. 2002, Tasatar i Haktanir 2000) stwierdziło w swoich badaniach istotny wpływ osadu ściekowego na aktywność ureazy oraz spadek tej aktywności w czasie trwania doświadczenia. Badania licznych autorów (Ataman i Arkac 2000, Baran i in. 2002a, Fernandes i in. 2005, Kizilkaya i Bayrakli 2005, Lima i in. 1996, Tasatar i Haktanir 2000) wykazały istotny wzrost aktywności ureazy wraz ze wzrostem dawki osadu ściekowego zastosowanego do gleby. Baran i in. (2002b) oraz Bielińska i Żukowska (2002) stwierdzili istotną zależność pomiędzy aktywnością ureazy i zawartością N-NH₄

w glebie. Według Moreno i in. (1999) osad ściekowy wprowadzony do gleby również powodował stymulację aktywności ureazy, przy czym aktywność tego enzymu rosła wraz ze wzrostem zastosowanej dawki osadu. Również Lai i in. (1999) stwierdzili dodatni wpływ osadu ściekowego na aktywność ureazy oraz spadek aktywności tego enzymu wraz ze wzrastającą ilością zastosowanego popiołu węglowego wprowadzonego do osadu. Niektórzy autorzy (Albiach i in. 2000, Antil i in. 2006, Fernandes i in. 2005, Garcia-Gil i in. 2004, Kizilkaya i Bayrakli 2005, Li i in. 2005, Ros i in. 2003) również wykazali, że wprowadzany do gleby osad ściekowy powodował wzrost aktywności urolitycznej. Odmienne wyniki uzyskał Saviozzi i in. (1999), którego badania wykazały obniżenie aktywności urolitycznej w wyniku nawożenia gleby osadem ściekowym. Badania Fernandes i in. (2005) wykazały ponadto, że aktywność urolityczna maleje wraz z głębokością gleby nawożonej osadem ściekowym, wskazując na większą zawartość dostępnej materii organicznej z osadu na powierzchni gleby.

Badania aktywności enzymatycznych dostarczają informacji o biochemicznych procesach przebiegających w glebie i mogą być one wskaźnikami ich stanu ekologicznego (Giller i in. 1998, Kizilakya i Bayrakli 2005, Russel 2005). Informują one o wzroście liczebności drobnoustrojów i aktywności biologicznej gleby (Frankenberger i Dick 1983). Aby otrzymać całościowy obraz stanu gleb należy badania prowadzić w oparciu o kilka wybranych enzymów łącznie (Barabasz 1992, Kobus 1996, Nannipieri i in. 2003). Należy więc opracowywać indeksy glebowe, oparte na aktywności kilku enzymów (Nannipieri i in. 2003).

Jedną z najważniejszych funkcji glebowych mikroorganizmów w podtrzymywaniu żyzności gleb jest ich udział w obiegu azotu. Mineralizacja, nityfikacja, denityfikacja i wiązanie azotu są głównymi procesami mikrobiologicznymi globalnego cyklu azotu (Adams 2003, Barabasz 1992, Emmerling i in. 2002). Osady ściekowe zawierają znaczne ilości tego składnika (Gambuś i Górlach 1998, Filipek, Fidecki 1999), w związku z czym ich nawozowe użytkowanie wpływa na mikrobiologiczne przemiany azotu glebowego (Baran i in. 1999b, Dar 1997, Shi i in. 2004, Strauss i in. 2002, Wong i in. 1998) oraz na liczebność bakterii amonifikacyjnych, nityfikacyjnych i denityfikacyjnych (Loc i Piontek 2000, Piontek i Loc 2000).

Amonifikacja i nityfikacja to procesy informujące o przemianach azotu glebowego (Barabasz 1991, Barabasz 1992, Emmerling i in. 2002, Habteselassie i in. 2006, Kobus 1996), zaś zawartość jonów azotanowych i amonowych stanowi ważne ogniwo w bilansie tego pierwiastka w środowisku (Baran i in. 1999b, Baran i in. 2002a, Simon 2002). Ze względu na rolę, jaką pełnią te procesy ich natężenie uznawane jest za ważny wskaźnik aktywności biologicznej gleby i często wykorzystywane jest do określania wpływu różnych czynników na stan biolo-

giczny środowiska glebowego (Hernandez i in. 2002, Jeziarska-Tys 2002, Serna i Pomares 1992, Shi i in. 2004, Wielgosz i in. 1997). W cyklu przemian związków azotu organicznego, podlegających degradacji pod wpływem drobnoustrojów, następuje uwalnianie jonów amonowych. Proces ten nosi nazwę amonifikacji i zachodzi przy udziale enzymów produkowanych głównie przez mikroorganizmy heterotroficzne, zwane amonifikatorami (Kobus 1996, Simon 2002). Nityfikacja natomiast jest procesem biochemicznym, przebiegającym w dwóch etapach, polegających na utlenianiu NH_4^+ do NO_2^- , a następnie do NO_3^- . Proces ten przeprowadzany jest głównie przez enzymy wydzielane przez mikroorganizmy chemoautotroficzne, które czerpią energię z utleniania amoniaku lub azotanów (III) i zwane są nityfikatorami (Paul i Clark 2000). Wielu autorów (Alva i in. 2006, Beltran-Hernandez i in. 1999, Garau i in. 1991, Hernandez i in. 2002, Kobus i in. 1990, Niekerk i Claassens 2005, Serna i Pomares 1992, Shepherd 1996, Tasatar i Haktanir 2000, Zaman i in. 1998) badało natężenie procesu amonifikacji i nityfikacji w glebach wzbogaconych osadami ściekowymi. Z badań przeprowadzonych przez niektórych autorów (Niekerk i Claassens 2005, Tasatar i Haktanir 2000) wynika, że osad ściekowy wpływa pozytywnie zarówno na intensywność procesu amonifikacji, jak i nityfikacji. Wielu autorów (Hernandez i in. 2002, Niekerk i Claassens 2005, Tasatar i Haktanir 2000) stwierdziło w swoich badaniach, że intensywność procesu amonifikacji maleje wraz z upływem czasu inkubacji gleby, natomiast natężenie procesu nityfikacji rośnie. Hernandez i in. (2002) wykazali istotne różnice nasilenia mineralizacji azotu w zależności od typu gleby nawożonej osadem ściekowym. Badania Zamana i in. (1998, 1999) wykazały wzrost nasilenia nityfikacji wraz ze wzrostem mineralizacji substancji organicznej i uwalnianiem azotu amonowego do gleby. Z kolei Speir i in. (2003) nie stwierdzili w swoich badaniach wpływu osadu ściekowego na mineralizację azotu i nityfikację. Badania Jeziarskiej-Tys i in. (2004a) dowiodły, że nawożenie osadem ściekowym z młeczarni ($22 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$) przyczynia się w niewielkim stopniu do zwiększenia nasilenia procesu amonifikacji, natomiast na intensywność procesu nityfikacji wpływa hamująco. Stymulujący wpływ osadu ściekowego na nasilenie procesu amonifikacji i nityfikacji stwierdzili Beltran-Hernandez i in. (1999) oraz Dar (1997). Z kolei Wong i in. (1998) w badaniach nad wpływem osadu ściekowego na przemiany azotu stwierdzili, że tylko bardzo wysokie dawki tego odpadu stymulowały proces amonifikacji, natomiast nie stwierdzili różnic w nasileniu badanego procesu przy zastosowaniu niższych dawek osadu w porównaniu z glebą kontrolną. Niski poziom mineralizacji azotu w glebie kwaśnej wzbogaconej osadem ściekowym stwierdzili Parpkin i in. (2003). Blechschmidt i in. (1999) wykazali z kolei stymulujący wpływ osadu ściekowego na nasilenie procesu amonifikacji tylko w początkowej

fazie doświadczenia, a następnie zaobserwowali oni spadek nasilenia badanego procesu poniżej wartości w glebie kontrolnej. Wymienieni autorzy (Blehschmidt i in. 1999, Wong i in. 1998) wykazali także stymulujący wpływ osadu ściekowego na intensywność procesu nityfikacji. Zaman i in. (2004) stwierdzili, że również kompostowany osad ściekowy powoduje wzrost intensywności procesu nityfikacji. Niektórzy autorzy (Niekerk i Claassens 2005, Ojeda i in. 2006, Shepherd 1996) w swoich badaniach sygnalizują również możliwość zanieczyszczenia wód gruntowych, poprzez wymywanie azotu – zwłaszcza azotanowego (V), wynikającą z nieodpowiedniego zastosowania osadów ściekowych do gleby.

Liczebność bakterii amonifikacyjnych i nityfikacyjnych może informować o procesach przez nie przeprowadzanych, chociaż nie zawsze istnieje korelacja między liczebnością tych drobnoustrojów, a intensywnością procesu amonifikacji czy nityfikacji, co stwierdziła Jezierska-Tys i in. (2004a). Badania Gostkowskiej i Wielgosz (1994) również nie potwierdziły korelacji między liczebnością amonifikatorów i nityfikatorów, a nasileniem procesów przez nie przeprowadzanych. Bakterie amonifikacyjne występują w osadach ściekowych i odgrywają dużą rolę w rozkładzie organicznych połączeń azotowych, zawartych w tych odpadach (Loc i Piontek 2000). Mikroorganizmy zaangażowane w proces amonifikacji stanowią bardzo liczną i różnorodną grupę drobnoustrojów, występujących w przyrodzie w szerokim zakresie temperatur, pH i wilgotności (Kobus 1996). Loc i Greinart (2000) zaobserwowali w swoich badaniach istotny wzrost liczebności bakterii amonifikacyjnych pod wpływem wprowadzanych do gleby, zwiększających się dawek osadu ściekowego.

Bakterie nityfikacyjne są kluczowymi mikroorganizmami zaangażowanymi w procesy regeneracji azotanów (V), ponieważ są odpowiedzialne za utlenianie amoniaku do azotanów (III) i następnie azotanów (V) (Emmerling i in. 2002). Nityfikatory są bakteriami wrażliwymi na zmiany właściwości fizycznych i chemicznych środowiska, w którym występują. Z tego względu działalność tej grupy bakterii uważana jest za dobry wskaźnik zarówno biologicznej degradacji gleby, jak również poprawy jej właściwości pod wpływem różnych czynników rekultywacyjnych (Barabasz 1991, Kobus 1996). Ze względu na to, że nityfikatory są ścisłymi chemolitotrofami, nadmiar świeżej substancji organicznej może jednak hamować proces nityfikacji (Kobus 1996). Aktywność biologiczną gleb można poprawić dodając do nich np. osad ściekowy, kompost i inne materiały odpadowe pochodzenia organicznego (Bielińska i in. 1999, Furczak i in. 1997). Badania Gostkowskiej i in. (2000) oraz Wielgosz i in. (1997) wykazały, że osad ścieków komunalnych znacznie zwiększa liczebność bakterii nityfikacyjnych w glebie. Badania Loc i Greinart (2000) dowiodły ponadto, że wraz ze zwiększaniem ilości wprowadzanego do gleby osadu ściekowego zwiększała się w niej liczebność nityfikatorów.

Także badania Jezierskiej-Tys i in. (2004a) wykazały, że osad z oczyszczalni ścieków mleczarskich stymulował rozwój tej grupy bakterii w glebie.

2.6. Podsumowanie

Przedstawiony przegląd piśmiennictwa w większości dotyczył osadu z oczyszczalni ścieków komunalnych, ponieważ w dostępnej literaturze jest niewiele danych dotyczących charakterystyki osadu z oczyszczalni ścieków mleczarskich oraz jego wpływu na właściwości biologiczne gleb.

Liczebność i aktywność mikroorganizmów w środowisku glebowym jest uwarunkowana wieloma czynnikami. Jednak głównym czynnikiem ograniczającym lub pobudzającym aktywność drobnoustrojów jest zawartość dostępnej dla nich materii organicznej. Procesy biologiczne kształtujące żyzność gleby polegają natomiast głównie na transformacji materii organicznej wniesionej do gleby, między innymi z osadem ściekowym. Mikroorganizmy glebowe odpowiedzialne są za obieg biogenów, tj. C, N, P w biosferze i dlatego też odgrywają znaczną rolę w produktywności i wzroście roślin. Osady ściekowe są źródłem dostępnego węgla organicznego i makroelementów, dzięki czemu stymulują rozwój mikroorganizmów i aktywność enzymatyczną. Jednak zastosowanie osadu ściekowego do gleby może wpływać na ich zanieczyszczenie mikroorganizmami chorobotwórczymi, które przedostając się do głębszych warstw gleby mogą powodować pogorszenie jakości wód gruntowych.

Wykorzystanie rolnicze osadów pochodzących z oczyszczalni ścieków mleczarskich zasługuje na szczególną uwagę, ze względu na dużą zawartość substancji organicznej i makroelementów oraz małe zanieczyszczenie metalami ciężkimi i drobnoustrojami chorobotwórczymi. Dlatego też jest jednym z najlepszych i najbardziej przyjaznych dla środowiska naturalnego sposobów zagospodarowania tych odpadów. Poza tym osad z oczyszczalni ścieków mleczarskich można uzyskać nieodpłatnie, co znacznie zwiększa ekonomiczną opłacalność możliwości ich rolniczego wykorzystania.

Celem przeprowadzonych badań było określenie wpływu osadu z oczyszczalni ścieków mleczarskich na liczebność mikroorganizmów i ich aktywność biochemiczną w dwóch różnych glebach (płowej i brunatnej), a w szczególności:

- porównanie wpływu osadu z oczyszczalni ścieków mleczarskich i obornika na liczebność mikroorganizmów i ich aktywność biochemiczną,
- ocena wpływu zróżnicowanych dawek osadu z oczyszczalni ścieków mleczarskich na liczebność mikroorganizmów i ich aktywność biochemiczną.

3. MATERIAŁ I METODY BADAŃ

3.1. Charakterystyka materiałów wykorzystywanych w doświadczeniach

Osad ściekowy wykorzystywany do doświadczeń pochodził z Okręgowej Spółdzielni Mleczarskiej w Krasnymstawie. Niektóre właściwości chemiczne osadu ściekowego z mleczarni przedstawia tabela 2.

W osadzie ściekowym oznaczono także liczebność różnych grup mikroorganizmów: ogólną liczebność bakterii, ogólną liczebność grzybów, bakterii celulolitycznych, liczebność bakterii i grzybów „proteolitycznych”, bakterii nityfikacyjnych, bakterii amonifikacyjnych oraz liczebność bakterii grupy *coli*. Wyniki przeprowadzonych badań zamieszczono w tabeli 3.

Tabela 2. Właściwości chemiczne osadu z oczyszczalni ścieków mleczarskich
Table 2. Chemical properties of dairy sewage sludge

Parametr Parameter	Jednostka Unit	Wartość Value
Odczyn – Reaction	pH	8,5
Sucha masa – Dry matter	g·kg ⁻¹	300,0
Substancje organiczne – Organic matter	g·kg ⁻¹ s.m. (dm)	400,0
Azot-ogółem – Total nitrogen	g·kg ⁻¹ s.m. (dm)	33,2
Azot amonowy – Ammonium nitrogen	g·kg ⁻¹ s.m. (dm)	1,0
Fosfor ogółem – Total phosphorus	g·kg ⁻¹ s.m. (dm)	11,5
K	g·kg ⁻¹ s.m. (dm)	2,5
Zn	mg·kg ⁻¹ s.m. (dm)	95,0
Cd	mg·kg ⁻¹ s.m. (dm)	2,6
Cu	mg·kg ⁻¹ s.m. (dm)	19,8
Pb	mg·kg ⁻¹ s.m. (dm)	9,0
Ni	mg·kg ⁻¹ s.m. (dm)	12,6
Cr	mg·kg ⁻¹ s.m. (dm)	36,8
Hg	mg·kg ⁻¹ s.m. (dm)	0,2

Tabela 3. Charakterystyka mikrobiologiczna osadu z oczyszczalni ścieków mleczarskich
Table 3. Microbiological characteristics of dairy sewage sludge

Parametr Parameter	Jednostka Unit	Wartość Value
Ogólna liczebność bakterii Total numbers of bacteria	jtk·kg ⁻¹ s.m. (cfu kg ⁻¹ dm)	51,0 · 10 ⁴
Ogólna liczebność grzybów Total numbers of fungi	jtk·kg ⁻¹ s.m. (cfu kg ⁻¹ dm)	10,0 · 10 ⁵
Liczebność bakterii celuloリティcznych Numbers of cellulolytic bacteria	NPL·kg ⁻¹ s.m. (MPN kg ⁻¹ dm)	4,0 · 10 ²
Liczebność bakterii proteolitycznych Numbers of proteolytic bacteria	jtk·kg ⁻¹ s.m. (cfu kg ⁻¹ dm)	12,0 · 10 ⁵
Liczebność grzybów „proteolitycznych” Numbers of proteolytic fungi	jtk·kg ⁻¹ s.m. (cfu kg ⁻¹ dm)	20,0 · 10 ⁵
Liczebność bakterii amonifikacyjnych Numbers of ammonifying bacteria	NPL·kg ⁻¹ s.m. (MPN kg ⁻¹ dm)	7,5 · 10 ⁶
Liczebność bakterii nityfikacyjnych Numbers of nitrifying bacteria	NPL·kg ⁻¹ s.m. (MPN kg ⁻¹ dm)	4,0 · 10 ²
Liczebność bakterii grupy <i>coli</i> Numbers of <i>coli</i> bacteria	NPL·kg ⁻¹ s.m. (MPN kg ⁻¹ dm)	9,5 · 10 ⁴
Aktywność dehydrogenaz Dehydrogenase activity	cm ³ H ₂ ·kg ⁻¹ s.m. (dm)·h ⁻¹	1,2
Aktywność proteazy Protease activity	mg tyrozyny (tyrosine)·kg ⁻¹ s.m. (dm)·h ⁻¹	27,8
Aktywność ureazy Urease activity	mg N-NH ₄ ·kg ⁻¹ s.m. (dm)·h ⁻¹	59,5
Nasilenie amonifikacji Ammonification rate	mg N-NH ₄ ·kg ⁻¹ s.m. (dm)·7d ⁻¹	69,8
Nasilenie nityfikacji Nitrification rate	mg N-NO ₃ ·kg ⁻¹ s.m. (dm)·7d ⁻¹	15,7

Obornik bydlęcy zastosowany w doświadczeniu wazonowym posiadał następujące właściwości chemiczne:

- pH – 7,2
- sucha masa – $250 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$
- węgiel organiczny – $500 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.
- azot ogółem – $20 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.
- fosfor – $5,2 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.
- potas – $22,8 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.
- magnez – $4,4 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.
- wapń – $14,4 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.
- sód – $2,2 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.

Obornik przed wprowadzeniem do wazonów został dokładnie rozdrobniony i wymieszany z glebą.

3.2. Charakterystyka modeli doświadczalnych

Badania przeprowadzono na modelowych doświadczeniach wazonowych. Doświadczenia zostały założone na dwóch różnych typach gleb (brunatnej i płowej). Gleba brunatna, wytworzona z utworu pyłowego ilastego, charakteryzowała się następującym składem granulometrycznym: 8% frakcji piasku (1,0-0,1 mm), 47% frakcji pyłu (0,1-0,02 mm) i 45% części spławialnych (<0,02 mm). Gleba płowa, wytworzona z piasku gliniastego mocnego, posiadała następujący skład granulometryczny: 65% frakcji piasku (1-0,1 mm), 19% frakcji pyłu (0,1-0,02 mm) oraz 16% części spławialnych (< 0,02 mm). Podstawową charakterystykę gleb użytych w doświadczeniach podano w tabeli 4.

Celem doświadczenia wazonowego trzyczynnikowego było poznanie wpływu zastosowanego nawożenia (osad, obornik, osad + obornik), typu gleby oraz czasu trwania eksperymentu na aktywność mikrobiologiczną i biochemiczną gleb.

W doświadczeniu wykorzystano osad z oczyszczalni ścieków mleczarskich z dodatkiem popiołu węglowego oraz obornik bydlęcy. Doświadczenie zostało założone w trzech powtórzeniach na dwóch typach gleb: płowej i brunatnej, metodą kompletnej randomizacji. Charakterystykę niektórych właściwości gleb wybranych do doświadczenia podano w tabeli 4. Próbki glebowe pobierano z poziomu Ap i przetrzymywano w laboratorium w celu ustalenia równowagi biologicznej. Po upływie 7 dni glebę dokładnie mieszano i przesiewano przez sito o średnicy oczek równej 2 mm. Następnie odważano po 4 kg gleby i umieszczano w wazonach. Do tak przygotowanej gleby wprowadzano odpowiednią dawkę osadu ścieków mleczarskich, obornika lub osadu łącznie z obornikiem, wprowadzając w każdym obiekcie jednakową ilość azotu ($220 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$).

Doświadczenie obejmowało następujące obiekty na glebie płowej:

1a – gleba kontrolna, bez nawożenia

2a – 1 kg gleby + 7,3 g osadu (22 Mg·ha⁻¹);

3a – 1 kg gleby + 12 g obornika (35 Mg·ha⁻¹);

4a – 1 kg gleby + 3,6 g osadu (11 Mg·ha⁻¹) + 6 g obornika (18 Mg·ha⁻¹);

oraz na glebie brunatnej:

1b – gleba kontrolna, bez nawożenia;

2b – 1 kg gleby + 7,3 g osadu (22 Mg·ha⁻¹);

3b – 1 kg gleby + 12 g obornika (35 Mg·ha⁻¹);

4b – 1 kg gleby + 3,6 g osadu (11 Mg·ha⁻¹) + 6 g obornika (18 Mg·ha⁻¹).

Tabela 4. Chemiczna charakterystyka gleb użytych do doświadczeń

Table 4. Chemical characteristics of soils used in the experiments

Parametr – Parameter	Gleba brunatna Brown soil	Gleba płowa Grey-brown podzolic soil
pH	6,4	4,8
C (g·kg ⁻¹ s.m. – dm)	13,5	4,5
N (g·kg ⁻¹ s.m.– dm)	1,6	0,4
C/N	8,3	12,5
P (g·kg ⁻¹ s.m. – dm)	18,3	5,3
K (g·kg ⁻¹ s.m. – dm)	26,8	8,7
Metale ciężkie– Heavy metals (mg·kg ⁻¹ s.m. – dm)		
Zn	28,7	11,7
Cd	0,2	< 0,2
Cu	7,2	2,2
Pb	10,3	7,1
Ni	10,1	3,0
Cr	18,4	8,1
Hg	0,1	0,03

Glebę nawadniano do 60% całkowitej pojemności wodnej. Inkubację prowadzono w temperaturze ok. 20°C przez 8 miesięcy w warunkach kontrolowanej wilgotności. Analizy mikrobiologiczne i biochemiczne wykonano po 7, 14, 30, 60, 90, 120, 240 dniach trwania doświadczenia. Natomiast po zakończeniu do-

świadczenia w badanych obiektach glebowych oznaczono zawartość węgla organicznego i azotu ogółem. Analizy chemiczne wykonano w Głównym Laboratorium Analiz Chemicznych IUNG w Puławach.

Celem doświadczenia wazonowego trzyczynnikowego było zbadanie wpływ dawki osadu ścieków mleczarskich, typu gleby oraz czasu trwania eksperymentu na aktywność mikrobiologiczną i biochemiczną gleb.

W doświadczeniu zastosowano osad ścieków mleczarskich z dodatkiem popiołu węglowego. Doświadczenie zostało założone w trzech powtórzeniach na dwóch typach gleb: płowej i brunatnej, metodą kompletnej randomizacji. Charakterystykę niektórych właściwości gleb wybranych do doświadczenia podano w tabeli 4. Próbkę glebową pobierano z poziomu Ap i przetrzymywano w laboratorium w celu ustalenia równowagi biologicznej. Po upływie 7 dni glebę dokładnie mieszano i przesiewano przez sito o średnicy oczek równej 2 mm. Następnie odważano po 4 kg gleby i umieszczano w wazonach. Do tak przygotowanych próbek glebowych wprowadzano odpowiednią dawkę osadu ścieków mleczarskich.

Doświadczenie obejmowało następujące obiekty na **glebie płowej**:

1a – gleba kontrolna, bez nawożenia;

2a – 1 kg gleby + 16,6 g osadu ($50 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$);

3a – 1 kg gleby + 33,3 g osadu ($100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$);

oraz na **glebie brunatnej**:

1b – gleba kontrolna, bez nawożenia;

2b – 1 kg gleby + 16,6 g osadu ($50 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$);

3b – 1 kg gleby + 33,3 g osadu ($100 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$).

Glebę nawadniano do 60% całkowitej pojemności wodnej. Inkubację prowadzono w temperaturze pokojowej przez 8 miesięcy w warunkach kontrolowanej wilgotności. Analizy mikrobiologiczne i biochemiczne wykonano po 7, 14, 30, 60, 90, 120 i 240 dniach trwania doświadczenia. Po zakończeniu doświadczenia w badanych obiektach glebowych oznaczono zawartość węgla organicznego i azotu ogółem. W glebie płowej i brunatnej z najwyższą dawką osadu, tj. 33,3 g ($100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) oznaczono także zawartość metali ciężkich. Analizy chemiczne przeprowadzono w Głównym Laboratorium Analiz Chemicznych IUNG w Puławach.

3.3. Badania wykonane w glebie i osadzie ściekowym

Przeprowadzone badania obejmowały analizy mikrobiologiczne i biochemiczne wykonywane okresowo, a w końcowym etapie doświadczeń wykonano także oznaczenia chemiczne gleb.

3.3.1. Analizy mikrobiologiczne

Analizy mikrobiologiczne obejmowały oznaczenie: ogólnej liczebności bakterii metodą płytkową (metoda płytek lanych), na podłożu z wyciągiem glebowym lub osadowym i K_2HPO_4 (Rodina 1968), ogólnej liczebności grzybów płytkową metodą na podłożu Martina (1950), liczebności bakterii celulołitycznych metodą najbardziej prawdopodobnej liczby (NPL) według McCrady'ego (Rodina 1968) na podłożu płynnym, liczebności bakterii i grzybów „proteolitycznych” metodą płytkową na podłożu Fraziera (Rodina 1968) z żelatyną, liczebności bakterii amonifikacyjnych i nityfikacyjnych metodą najbardziej prawdopodobnej liczby (NPL) według McCrady'ego (Rodina 1968), na podłożu płynnym oraz liczebności bakterii grupy *coli* metodą fermentacyjną probówkową (PN-75 C-04615/05 1998).

3.3.2. Analizy biochemiczne

Analizy biochemiczne, przeprowadzone w poszczególnych obiektach doświadczalnych obejmowały oznaczenia: aktywności dehydrogenaz metodą Thalmanna (1968), aktywności proteazy zgodnie z metodą Ladda i Butlera (1972), aktywności ureazy zmodyfikowaną metodą Zantua i Bremner (1975), oraz intensywności amonifikacji i nityfikacji zgodnie z Polską Normą PN-ISO 14238 (2000), zawartość $N-NH_4$ oznaczono metodą Nesslera (Nowosielski 1981), a zawartość $N-NO_3$ brucynową (Nowosielski 1981).

3.3.3. Analizy chemiczne

W każdym terminie analiz oznaczano: suchą masę – metodą wagową według Polskiej Normy PN-ISO (1999); pH_{KCl} – potencjometrycznie, zawartość jonów azotanowych (III) (NO_2^-) – metodą Griessa (Marczenko 1968).

W końcowej fazie doświadczeń przeprowadzono analizy chemiczne gleby oznaczając:

- zawartość węgla organicznego metodą Tiurina,
- zawartość azotu ogólnego metodą spektrofotometrii przepływowej.

W doświadczeniu wazonowym nr 2 (w obiekcie z najwyższą dawką osadu ściekowego z mleczarni, tj. $100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) oznaczono dodatkowo zawartość metali ciężkich, tj. ołowiu, kadmu, niklu, cynku, miedzi, chromu, stosując ekstrakcję metali ciężkich rozpuszczalnych w wodzie królewskiej, a następnie oznaczano metodą spektrometrii absorpcji atomowej (AAS) oraz rtęci, stosując metodę spektrometrii absorpcji atomowej (AMA-254).

Wymienione analizy chemiczne wykonane zostały w Głównym Laboratorium Analitycznym IUNG w Puławach.

3.4. Opracowanie statystyczne wyników

W celu zbadania wpływu obiektów doświadczalnych, czasu trwania eksperymentu oraz typu gleb zastosowanych w doświadczeniach wazonowych na wartości badanych cech mikrobiologicznych, biochemicznych i chemicznych, przeprowadzono trzyczynnikowe analizy wariancji. Rozpatrywanymi czynnikami były:

- I – obiekty doświadczalne;
- II – czas inkubacji gleby;
- III – typ gleby.

Średnie badanych cech dla obiektów, czasu inkubacji oraz typu gleby porównywano wykorzystując 95% przedziały ufności Tukey'a, na poziomie istotności $\alpha = 0,05$.

Aby zbadać występowanie współzależności między badanymi cechami (na poziomie istotności $\alpha = 0,05$; $\alpha = 0,01$; $\alpha = 0,001$), wykonano analizy korelacji pomiędzy średnimi wartościami liczebności badanych mikroorganizmów, średnimi wartościami cech biochemicznych oraz średnimi wartościami wybranych cech chemicznych. Analizy te przeprowadzono dla następujących cech:

- mikrobiologicznych: ogólnej liczebności bakterii, ogólnej liczebności grzybów, liczebności bakterii celulolitycznych, bakterii proteolitycznych, grzybów „proteolitycznych”, bakterii amonifikacyjnych oraz bakterii nitryfikacyjnych;
- biochemicznych: aktywności dehydrogenaz, proteazy, ureazy, nasilenia amonifikacji, intensywności nitryfikacji;
- chemicznych: zawartości jonów azotanowych (III) oraz pH gleby;
- zbadano też stopień skorelowania wymienionych cech mikrobiologicznych, biochemicznych i chemicznych, a dawką osadu wprowadzoną do gleb.

4. WYNIKI BADAŃ

4.1. Porównanie wpływu osadu ściekowego z mleczarni i obornika na liczebność mikroorganizmów i ich aktywność biochemiczną

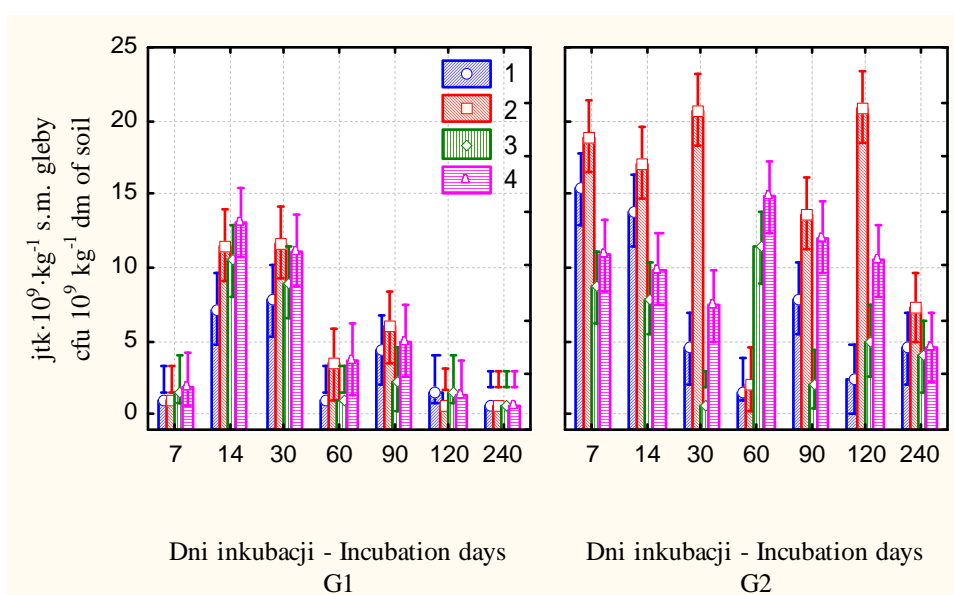
Doświadczenie przeprowadzono w celu porównania wpływu osadu ściekowego z mleczarni i obornika na przemiany mikrobiologiczne i biochemiczne, zachodzące w środowisku glebowym. Badaniem objęto liczebność niektórych grup drobnoustrojów glebowych oraz aktywność wybranych procesów biochemicznych.

Wyniki tej części pracy ilustrują rysunki 1-24 przedstawione w tekście.

4.1.1. Dynamika zmian ogólnej liczebności bakterii i grzybów oraz bakterii celulolitycznych

Liczebność bakterii

Zmiany liczebności bakterii w glebie płowej i brunatnej w czasie trwania doświadczenia przedstawia rysunek 1.

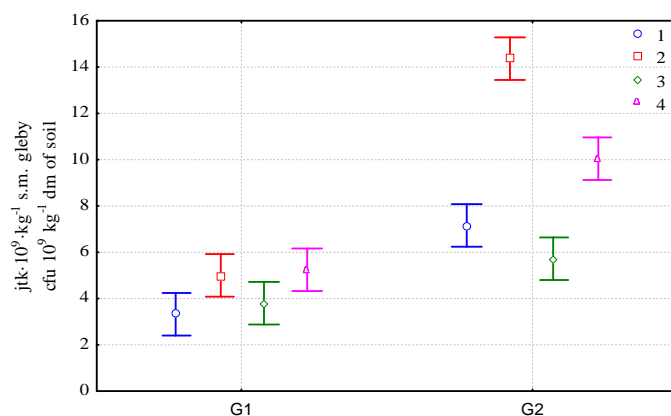


Rys. 1. Dynamika liczebności bakterii ($\text{jtk} \cdot 10^9 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m. gleby}$) w glebach nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienia: obiekty doświadczalne: 1 – gleba kontrolna, bez nawożenia, 2 – 1 kg gleby + 7,3 g osadu ($22 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$), 3 – 1 kg gleby + 12 g obornika ($35 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$), 4 – 1 kg gleby + 3,6 g osadup ($11 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$) + 6 g obornika ($18 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$). G1 – gleba płowa, G2 – gleba brunatna

Fig. 1. Dynamics of bacteria numbers ($\text{cfu} \cdot 10^9 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ dm of soil}$) in soils fertilised with sewage sludge. Explanations: treatments: 1 – control soil, without fertilisation, 2 – 1 kg of soil + 7.3 g of sludge (22 Mg ha^{-1}), 3 – 1 kg of soil + 12 g of FYM (35 Mg ha^{-1}), 4 – 1 kg of soil + 3.6 g of sludge (11 sp Mg ha^{-1}) + 6 g of FYM (18 Mg ha^{-1}). G1 – grey-brown podzolic soil, G2 – brown soil

Najintensywniejszy rozwój bakterii w glebie płowej we wszystkich badanych obiektach wystąpił w ciągu pierwszych 30 dni inkubacji gleby. W obiektach z osadem oraz z osadem i obornikiem po 14, 30, 60 i 90 dniach od wprowadzenia nawożenia liczebność badanych mikroorganizmów była na wyższym poziomie niż w glebie kontrolnej i w obiekcie z samym obornikiem. W końcowej fazie doświadczenia, liczebność bakterii była we wszystkich kombinacjach na poziomie obiektu kontrolnego. W glebie brunatnej wprowadzenie osadu ścieków mleczarskich spowodowało stymulację (z wyjątkiem analizy po 60 dniach inkubacji) rozwoju bakterii w stosunku do pozostałych obiektów doświadczalnych. Wprowadzenie obornika do gleby brunatnej spowodowało zmniejszenie liczebności badanych mikroorganizmów w porównaniu z kontrolą. Zastosowanie osadu łącznie z obornikiem spowodowało, że w glebie brunatnej liczebność bakterii w większości terminów analiz kształtowała się na wyższym poziomie niż w glebie kontrolnej i z samym obornikiem.

Tendencje w okresowych zmianach w liczebności bakterii znalazły potwierdzenie w średnich wartościach z badanych obiektów co ilustruje rysunek 2.



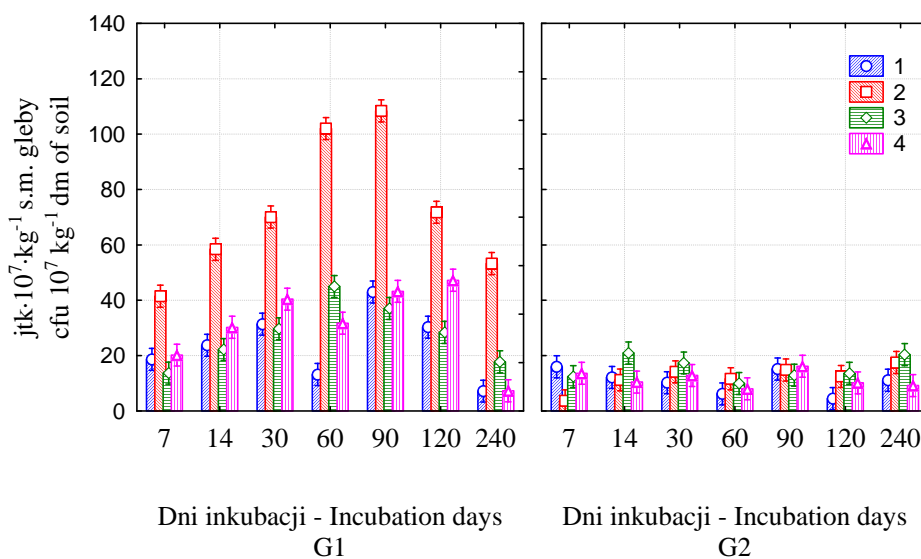
Rys. 2. Średnia liczebność bakterii ($\text{jtk} \cdot 10^9 \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. gleby) w glebach: płowej (G1) i brunatnej (G2) nawożonych osadem ściekowym. Objasnienia jak do rys. 1

Fig. 2. Mean numbers of bacteria ($\text{cfu } 10^9 \text{ kg}^{-1} \text{ dm of soil}$) in soils: grey-brown podzolic (G1) and brown (G2) fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 1.

Przeprowadzona analiza wariancji wykazała, że liczebność bakterii w poszczególnych obiektach doświadczalnych w glebie płowej nie różniła się istotnie. Natomiast w glebie brunatnej obiekt z samym osadem charakteryzował się najwyższą liczebnością badanych mikroorganizmów. W glebie wzbogaconej osadem łącznie z obornikiem liczebność bakterii była większa niż w obiekcie kontrolnym oraz z samym obornikiem.

Liczebność grzybów

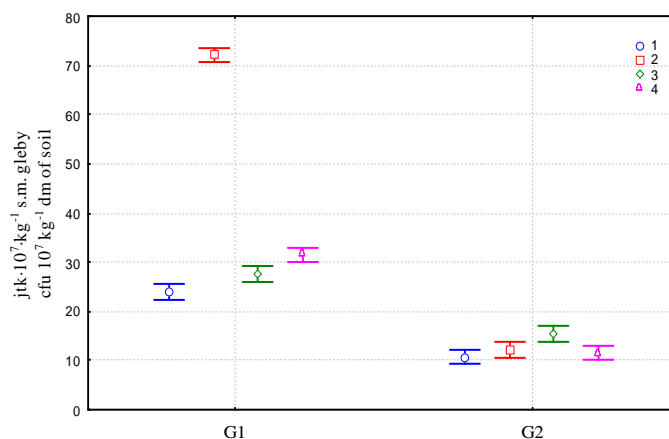
Wyniki, dotyczące kształtowania się ogólnej liczebności grzybów w badanych glebach, przedstawiono na rysunkach 3 i 4.



Rys. 3. Dynamika liczebności grzybów (jtk·10⁷·kg⁻¹ s.m. gleby) w glebach nawożonych osadem ściekowym. Objasnienia jak do rys. 1

Fig. 3. Dynamics of fungi numbers (cfu 10⁷ kg⁻¹ dm of soil) in soils fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 1

Największą stymulację grzybów w glebie płowej spowodował osad ścieków mleczarskich. W tym obiekcie doświadczalnym (2) średnia liczebność grzybów była na najwyższym poziomie i tendencja ta była stwierdzana przez cały okres inkubacji gleby. Uwagę zwraca tendencja wzrostowa grzybów w miarę upływu czasu trwania doświadczenia, osiągająca swoje maksimum w 90 dniu inkubacji gleby. W czasie dalszej inkubacji gleby zanotowano stopniowy spadek tej liczebności, jednakże w obiekcie z osadem ściekowym był on na istotnie wyższym poziomie w odniesieniu do wartości uzyskanych w pozostałych obiektach. Ten okresowy dodatni wpływ osadu potwierdzają wyniki ze średnich wartości dla poszczególnych obiektów co ilustruje rysunek 4. Okresowa liczebność grzybów w glebie brunatnej była natomiast na zbliżonym poziomie we wszystkich obiektach doświadczalnych.



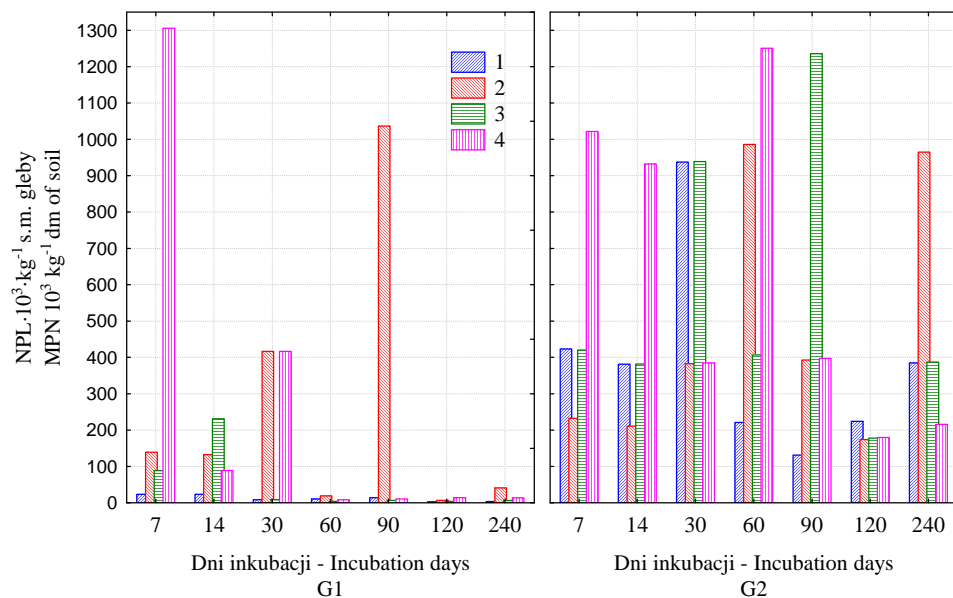
Rys. 4. Średnia liczebność grzybów ($\text{jtk} \cdot 10^7 \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{s.m. gleby}$) w glebach: płowej (G1) i brunatnej (G2) nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienia jak do rys. 1

Fig. 4. Mean numbers of fungi ($\text{cfu } 10^7 \text{ kg}^{-1} \text{ dm of soil}$) in soils: grey-brown podzolic (G1) and brown (G2) fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 1

Liczebność bakterii celulolitycznych

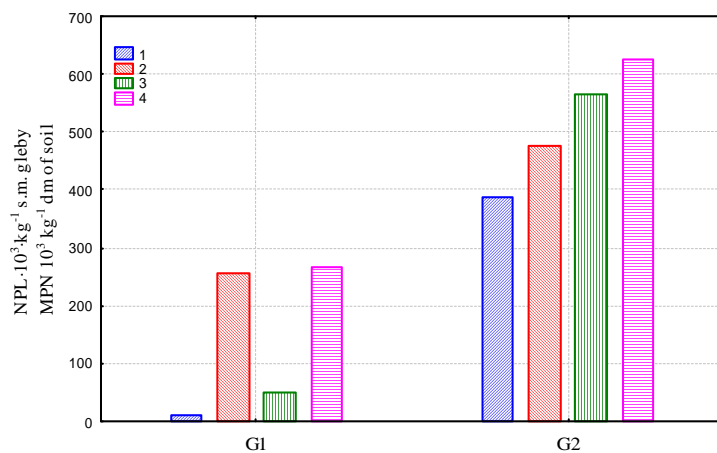
W glebie płowej osad ścieków mleczarskich spowodował stymulację rozwoju bakterii celulolitycznych na zróżnicowanym poziomie w całym okresie doświadczalnym (rys. 5). Efekt ten najwyraźniej zaznaczył się po upływie 90 dni inkubacji gleby, prawdopodobnie był to okres sprzyjający namnażaniu się tej grupy mikroorganizmów i dostępności dla nich substratu. Osad zastosowany łącznie z obornikiem wpływał dodatnio na rozwój bakterii celulolitycznych tylko w początkowej fazie eksperymentu, tj. do 30 dnia inkubacji gleby. W tym obiekcie najbardziej sprzyjające warunki do rozwoju bakterii istniały do 7 dnia inkubacji gleby. W glebie brunatnej natomiast osad ścieków mleczarskich spowodował zahamowanie rozwoju bakterii celulolitycznych do 30 dnia inkubacji gleby. Podczas dalszej inkubacji zanotowano wyraźny wzrost badanej grupy mikroorganizmów. Tylko w 120 dniu trwania doświadczenia zmniejszyła się liczebność bakterii celulolitycznych w obiekcie 2, 3 i 4 poniżej wartości uzyskanych w glebie kontrolnej.

W obu glebach wprowadzenie osadu ścieków mleczarskich spowodowało znaczny wzrost liczebności bakterii celulolitycznych w stosunku do wartości otrzymanych w kontroli, co ilustruje rysunek 6.



Rys. 5. Dynamika liczebności bakterii celulołitycznych (NPL · 10³ · kg⁻¹ s.m. gleby) w glebach nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienia jak do rys.

Fig. 5. Dynamics of numbers of cellulolytic bacteria (MPN 10³ kg⁻¹ dm of soil) in soils fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 1



Rys. 6. Średnia liczebność bakterii celulołitycznych (NPL · 10³ · kg⁻¹ s.m. gleby) w glebach: płowej (G1) i brunatnej (G2) nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienia jak do rys. 1

Fig. 6. Mean numbers of cellulolytic bacteria (MPN 10³ kg⁻¹ dm of soil) in soils: grey-brown podzolic (G1) and brown (G2) fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 1

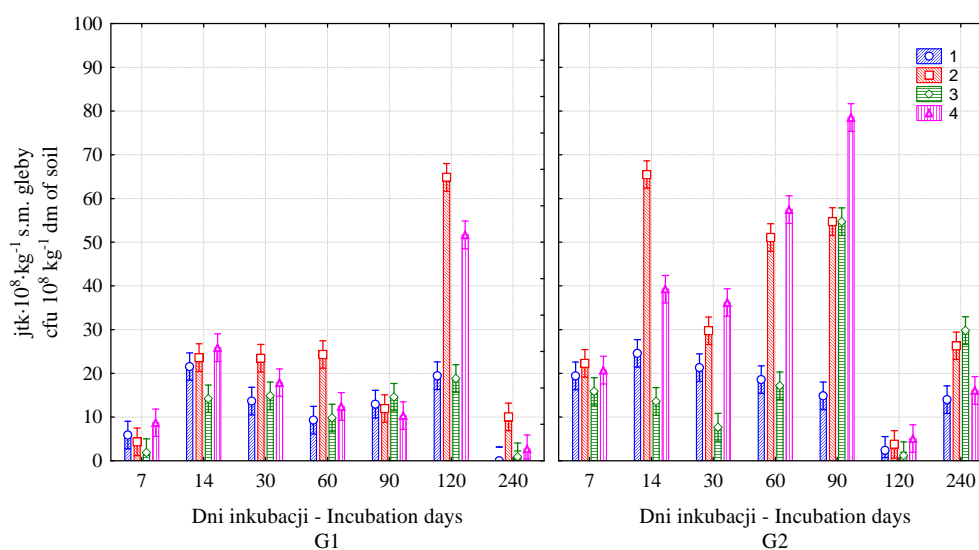
4.1.2. Dynamika zmian liczebności bakterii i grzybów „proteolitycznych”

Z przeprowadzonych analiz wariancji wynika, że istotny wpływ na kształtowanie się liczebności bakterii i grzybów „proteolitycznych” miało wprowadzenie do gleby osadu ścieków mleczarskich i obornika oraz typ gleby i czas trwania doświadczenia.

Liczebność bakterii proteolitycznych

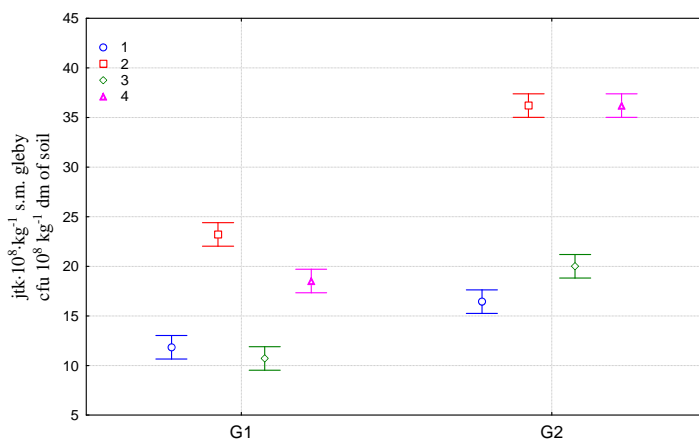
W liczebności bakterii proteolitycznych zanotowano duże okresowe wahania w obu badanych glebach co ilustruje rysunek 7. W obu glebach, podczas całego okresu badawczego, obserwowano stymulujący wpływ zastosowanego osadu oraz osadu z obornikiem na liczebność bakterii proteolitycznych, co potwierdzają średnie wartości dla badanych obiektów (rys. 8).

Wpływ zastosowanego nawożenia organicznego zależał od typu gleby. W glebie brunatnej stwierdzono istotnie wyższą stymulację rozwoju bakterii proteolitycznych przez osad ścieków mleczarskich, jak również przez obornik, niż w glebie płowej (rys. 8). Spowodowane to było wpływem substancji odżywczej wprowadzonej z nawożeniem organicznym, jak również zasobnością gleby brunatnej w składniki pokarmowe dla badanej grupy mikroorganizmów.



Rys. 7. Dynamika liczebności bakterii proteolitycznych ($\text{jtk} \cdot 10^8 \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{s.m. gleby}$) w glebach nawożonych osadem ściekowym. Objasnienia jak do rys. 1

Fig. 7. Dynamics of numbers of proteolytic bacteria ($\text{cfu} \cdot 10^8 \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{dm of soil}$) in soils fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 1

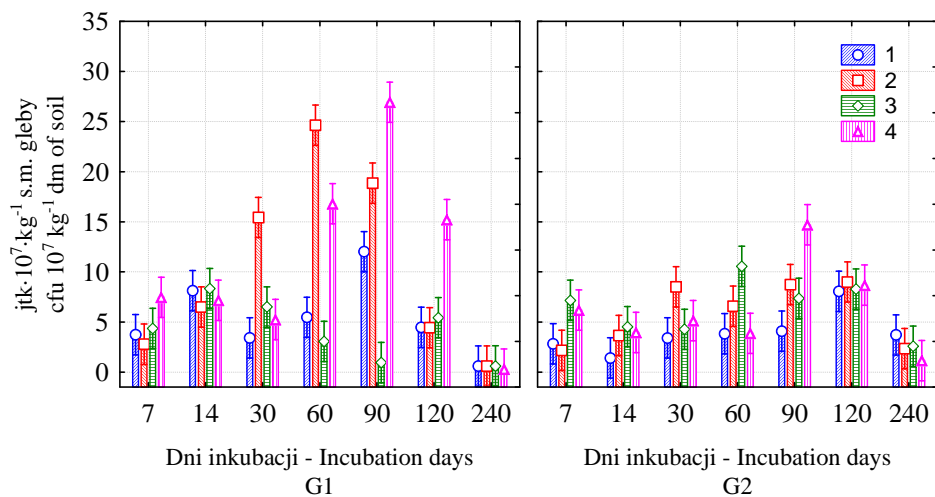


Rys. 8. Średnia liczebność bakterii proteolitycznych ($\text{jtk} \cdot 10^8 \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. gleby) w glebach: płowej (G1) i brunatnej (G2) nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienia jak do rys. 1

Fig. 8. Mean numbers of proteolytic bacteria ($\text{cfu} \cdot 10^8 \cdot \text{kg}^{-1}$ dm of soil) in soils: grey brown podzolic (G1) and brown (G2) fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 1

Liczebność grzybów „proteolitycznych”

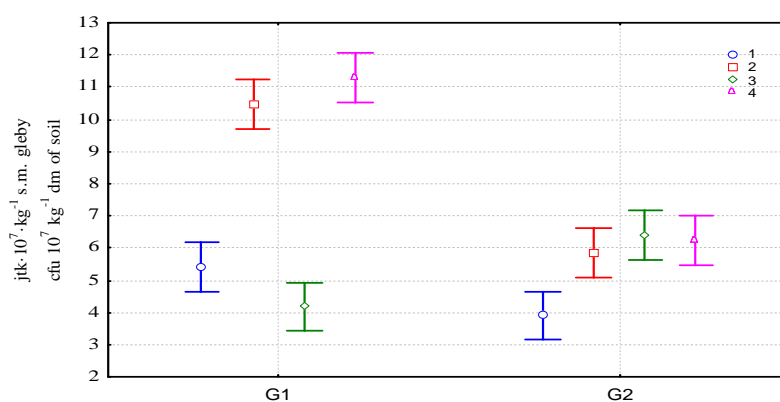
Okresowe zmiany liczebności grzybów „proteolitycznych” w glebie płowej i brunatnej w poszczególnych obiektach doświadczalnych ilustruje rysunek 9.



Rys. 9. Dynamika liczebności grzybów „proteolitycznych” ($\text{jtk} \cdot 10^7 \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. gleby) w glebach nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienia jak do rys.1

Fig. 9. Dynamics of numbers of proteolytic fungi ($\text{cfu} \cdot 10^7 \cdot \text{kg}^{-1}$ dm of soil) in soils fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig.1

Wprowadzone nawożenie organiczne (osad i osad łącznie z obornikiem) spowodowało zwiększenie liczebności badanych drobnoustrojów w obu badanych glebach. Zdecydowanie wyraźniej efekt ten zaznaczył się w przypadku użycia osadu lub osadu i obornika niż samego obornika w glebie płowej (rys. 9 i 10). Obornik spowodował spadek liczebności poniżej wartości otrzymanych w obiekcie kontrolnym w większości terminów analiz co znalazło odzwierciedlenie w wartościach średnich dla tego obiektu (rys. 10). Liczebność grzybów w glebie brunatnej nawożonej organicznie kształtowała się na ogół na wyższym poziomie, w stosunku do wartości otrzymanych w glebie kontrolnej.



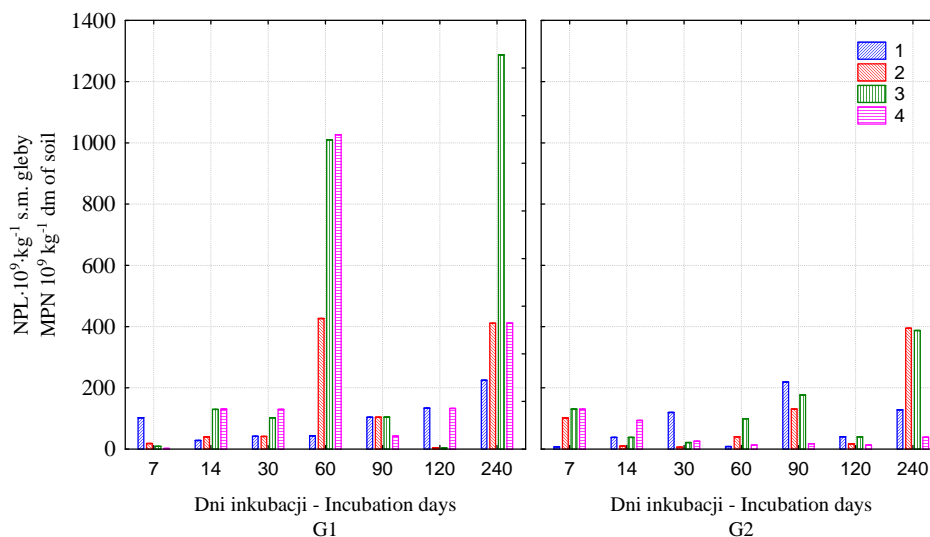
Rys. 10. Średnia liczebność grzybów „proteolitycznych” (jtk·10⁷·kg⁻¹ s.m. gleby) w glebach: płowej (G1) i brunatnej (G2) nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienia jak do rys. 1

Fig. 10. Mean numbers of proteolytic fungi (cfu 10⁷ kg⁻¹ dm of soil) in soils: grey-brown podzolic (G1) and brown (G2) fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 1

4.1.3. Dynamika zmian liczebności bakterii amonifikacyjnych i nityfikacyjnych

Liczebność bakterii amonifikacyjnych

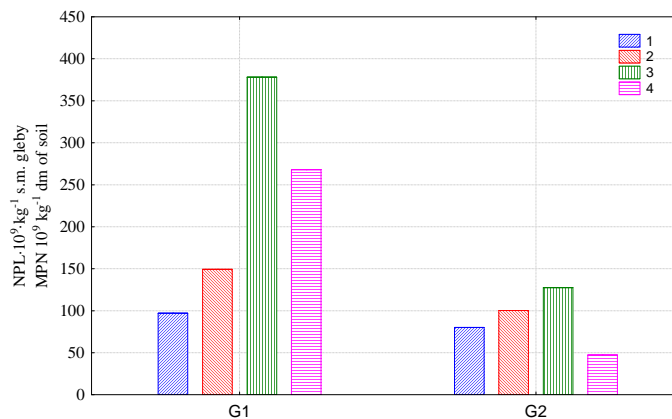
Z analizy okresowych liczebności bakterii amonifikacyjnych wynika, że największy ich rozwój wystąpił w glebie płowej w 60 i 240 dniu trwania doświadczenia we wszystkich nawożonych obiektach, ale najwyraźniej zaznaczył się w obiekcie z obornikiem oraz obornikiem z osadem (rys. 11). W glebie brunatnej osad ścieków mleczarskich (obiekt 2) oraz obornik (obiekt 3) wywołały okresowo, tj. po 7, 60 i 240 dniach trwania doświadczenia, wyraźną stymulację rozwoju bakterii amonifikacyjnych. Osad zastosowany łącznie z obornikiem spowodował wzrost liczebności amonifikatorów tylko w początkowej fazie doświadczenia – po 7 i 14 dniach inkubacji gleby. W pozostałych terminach analiz, w badanych obiektach doświadczalnych, obserwowano spadek liczby tych drobnoustrojów do poziomu zbliżonego lub niższego, w porównaniu do wartości otrzymanych w glebie kontrolnej.



Rys. 11. Dynamika liczebności bakterii amonifikacyjnych (NPL·10⁹·kg⁻¹ s.m. gleby) w glebach nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienia jak do rys. 1

Fig. 11. Dynamics of numbers of ammonifying bacteria (MPN 10⁹ kg⁻¹ dm of soil) in soils fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 1

Średnie dla obiektów doświadczalnych (rys. 12) wskazują, że zastosowane nawożenie organiczne pobudziło rozwój amonifikatorów we wszystkich badanych obiektach w glebie płowej. Oddziaływanie to było najbardziej wyraźne w obiekcie z obornikiem.



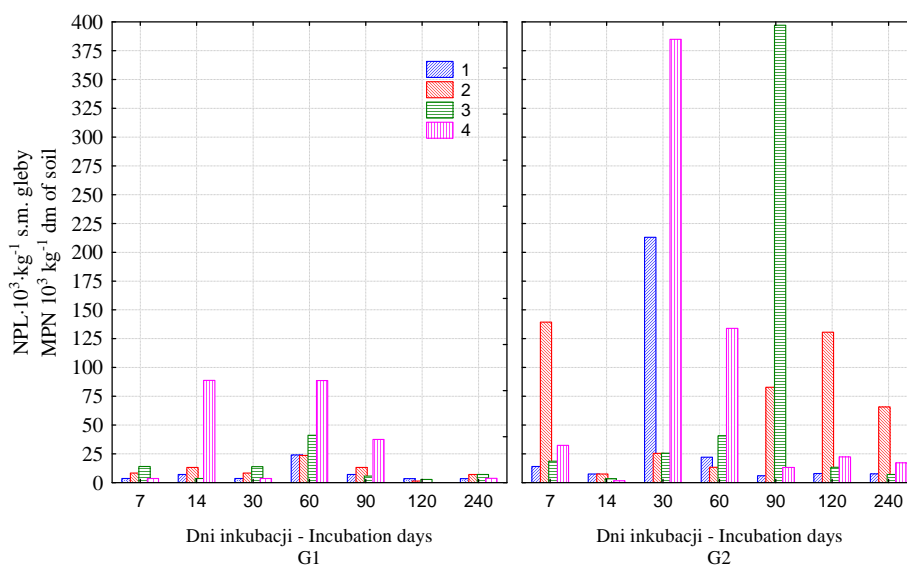
Rys. 12. Średnia liczebność bakterii amonifikacyjnych (NPL·10⁹·kg⁻¹ s.m. gleby) w glebach: płowej (G1) i brunatnej (G2) w glebach nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienia jak do rys. 1

Fig. 12. Mean number of ammonifying bacteria (MPN 10⁹ kg⁻¹ dm of soil) in soils: grey-brown podzolic (G1) and brown (G2) fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 1

W glebie brunatnej również odnotowano pozytywny wpływ zastosowanego nawożenia organicznego na liczebność amonifikatorów. Jednak łączne zastosowanie osadu z obornikiem spowodowało, że średnia liczba tych mikroorganizmów była niższa w porównaniu do ich liczebności w glebie kontrolnej i pozostałych obiektach.

Liczebność bakterii nityfikacyjnych

Analiza liczebności bakterii nityfikacyjnych w czasie inkubacji gleby wskazuje na duże okresowe zróżnicowanie w liczebności badanych mikroorganizmów spowodowanych zarówno zastosowanym nawożeniem organicznym, jak i typem gleby (rys. 13). W glebie płowej wyraźną stymulację rozwoju bakterii nityfikacyjnych zanotowano po 14, 60, i 90 dniach inkubacji gleby w obiekcie z osadem i obornikiem. Zdecydowanie większą stymulację nityfikatorów spowodował osad oraz obornik w glebie brunatnej, co ilustruje rysunek 14.

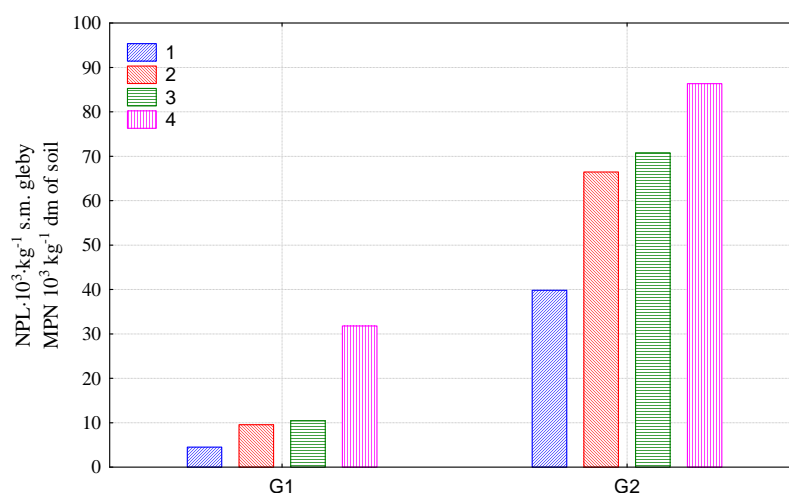


Rys. 13. Dynamika liczebności bakterii nityfikacyjnych (NPL·10³·kg⁻¹ s.m. gleby) w glebach nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienia jak do rys. 1

Fig. 13. Dynamics of numbers of nitrifying bacteria (MPN 10³ kg⁻¹ dm of soil) in soils fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 1

W glebie brunatnej obserwowano duże okresowe wahania liczebności bakterii nityfikacyjnych w poszczególnych obiektach doświadczalnych. Największą liczebność bakterii, przeprowadzających proces nityfikacji, odnotowano w 30 dniu

inkubacji, w glebie nawożonej osadem łącznie z obornikiem, a w 90 dniu w obiekcie z obornikiem.



Rys. 14. Średnia liczebność bakterii nityfikacyjnych ($NPL \cdot 10^3 \cdot kg^{-1}$ s.m. gleby) w glebach: płowej (G1) i brunatnej (G2) nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienia jak do rys. 1

Fig. 14. Mean numbers of nitrifying bacteria ($MPN 10^3 kg^{-1} dm$ of soil) in soils: grey-brown podzolic (G1) and brown (G2) fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 1

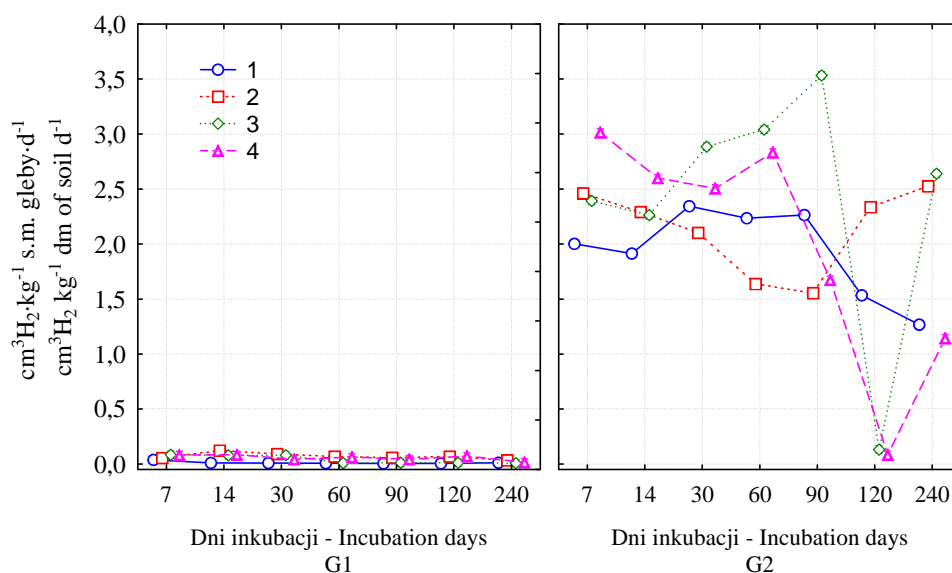
Otrzymane wyniki, wskazują, że wprowadzone do gleby płowej i brunatnej nawożenie organiczne stymulowało rozwój nityfikatorów (rys. 14). Najkorzystniejszy wpływ na liczebność nityfikatorów miał osad zastosowany łącznie z obornikiem.

4.1.4. Właściwości biochemiczne gleb

Testy biochemiczne umożliwiają kompleksowe poznanie zmian zachodzących w środowisku glebowym pod wpływem stresowych czynników antropogenicznych. Dobrym indykatoem tych zmian jest szczególnie aktywność enzymów odpowiedzialnych za transformacje składników glebowych oraz intensywność procesów mikrobiologicznych, tj. amonifikacji i nityfikacji, związanych z przemianami głównego pierwiastka w środowisku, jakim jest azot. Wskaźniki te są także miarą aktywności metabolicznej drobnoustrojów. Zmiany stanu mikrobiologicznego i dynamiki procesów biochemicznych uwidaczniają się wcześniej niż zmiany właściwości chemicznych gleby i mogą informować o rozpoczynającej się degradacji środowiska (Januszek 1999, Kieliszewska-Rokicka 2001, Nannipieri i in. 2003, Russel 2005).

Aktywność dehydrogenaz

Okresowe zmiany aktywności badanych enzymów - dehydrogenaz przedstawia rysunek 15. Pomimo niskiej aktywności dehydrogenaz we wszystkich badanych obiektach w glebie płowej, uwidocznił się dodatni wpływ nawożenia organicznego. Statystycznie istotne podwyższenie aktywności dehydrogenaz, w porównaniu do kontroli, utrzymujące się przez cały okres badawczy, odnotowano w obiektach z osadem oraz osadem z obornikiem. Potwierdzeniem tych spostrzeżeń są wartości średnie z poszczególnych obiektów co ilustruje rysunek 16.



Rys. 15. Okresowa aktywność dehydrogenaz ($\text{cm}^3\text{H}_2\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. gleby· d^{-1}) w glebach nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienia jak do rys. 1

Fig. 15. Temporary dehydrogenase activity ($\text{cm}^3\text{H}_2\text{ kg}^{-1}$ dm of soil d^{-1}) in soils fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 1

Wprowadzony do gleby brunatnej obornik spowodował największy wzrost aktywności dehydrogenaz i dodatni wpływ utrzymywał się prawie przez cały czas inkubacji gleby, z wyjątkiem 6 terminu analiz, tj. 120 dnia trwania doświadczenia, w którym zanotowano najniższą wartość aktywności badanego enzymu, ale w końcowym etapie doświadczenia zaobserwowano ponowny wzrost do wartości znacznie przewyższającej aktywność w obiekcie kontrolnym (rys. 15). Również osad ściekowy wpływał dodatnio na aktywność dehydrogenaz w glebie brunatnej.

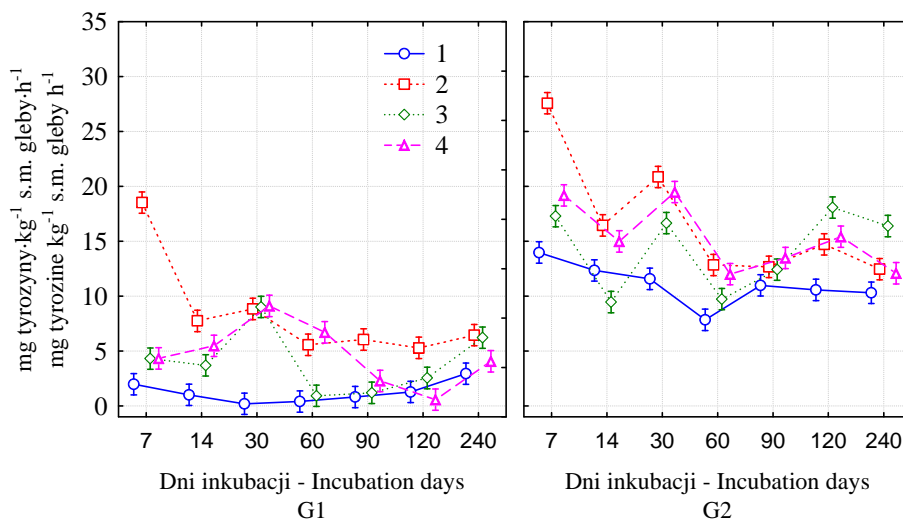


Rys. 16. Średnia aktywność dehydrogenaz ($\text{cm}^3\text{H}_2\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. gleby $\cdot\text{d}^{-1}$) w glebach: płowej (G1) i brunatnej (G2) nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienia jak do rys. 1

Fig. 16. Mean dehydrogenases activity ($\text{cm}^3\text{H}_2\text{ kg}^{-1}$ dm of soil d^{-1}) in soils: grey-brown podzolic (G1) and brown (G2) in particular treatments. Explanations: see Fig. 1

Aktywność proteazy

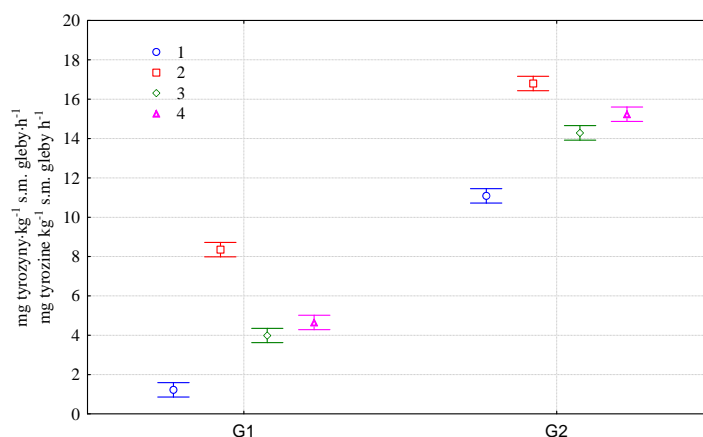
Okresową aktywność proteazy w badanych obiektach glebowych przedstawia rysunek 17. Wyniki te wyraźnie wskazują, że zastosowane nawożenie organiczne spowodowało wzrost aktywności proteolitycznej badanych gleb, utrzymujący się na ogół przez cały czas trwania eksperymentu. Większe okresowe wahania w aktywności proteazy stwierdzono w glebie brunatnej niż płowej (rys. 17).



Rys. 17. Okresowa aktywność proteazy (mg tyrozyny $\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. gleby $\cdot\text{h}^{-1}$) w glebach nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienia jak do rys. 1

Fig. 17. Temporary protease activity (mg tyrosine kg^{-1} dm of soil h^{-1}) in soils fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 1

Wyniki, przedstawione na rysunku 18, wskazują na istotną stymulację zastosowanego nawożenia organicznego. W obu glebach największą aktywność proteolityczną stwierdzono w obiektach z osadem ścieków mleczarskich. W pozostałych dwóch obiektach (3 i 4) aktywność badanego enzymu była na podobnym, istotnie wyższym poziomie, w stosunku do kontroli, ale niższym niż w glebie z osadem ściekowym.



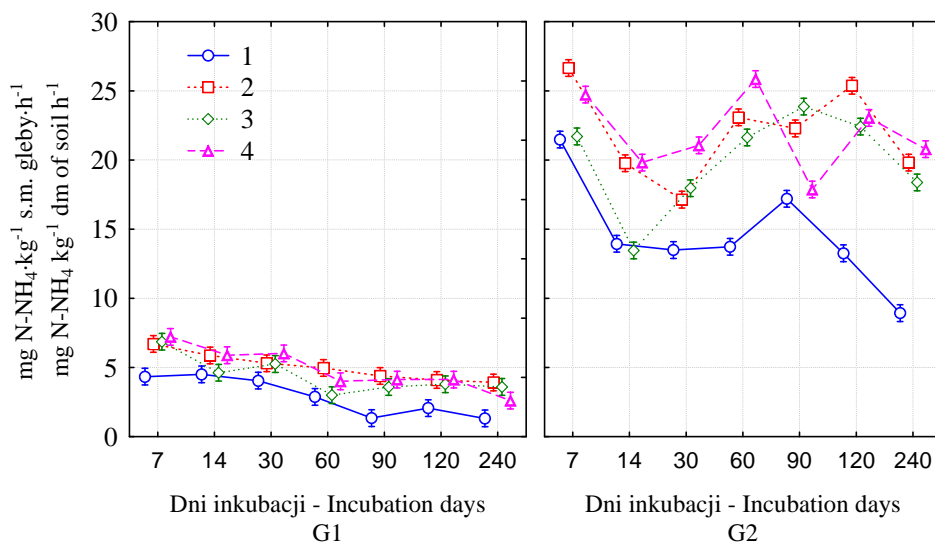
Rys. 18. Średnia aktywność proteazy ($\text{mg tyrozyny} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m. gleby} \cdot \text{h}^{-1}$) w glebach: płowej (G1) i brunatnej (G2) nawożonych osadem ściekowym. Objasnienia jak do rys. 1

Fig. 18. Mean protease activity ($\text{mg tyrosine kg}^{-1} \text{ dm of soil h}^{-1}$) in soils: grey-brown podzolic (G1) and brown (G2) fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 1

Aktywność ureazy

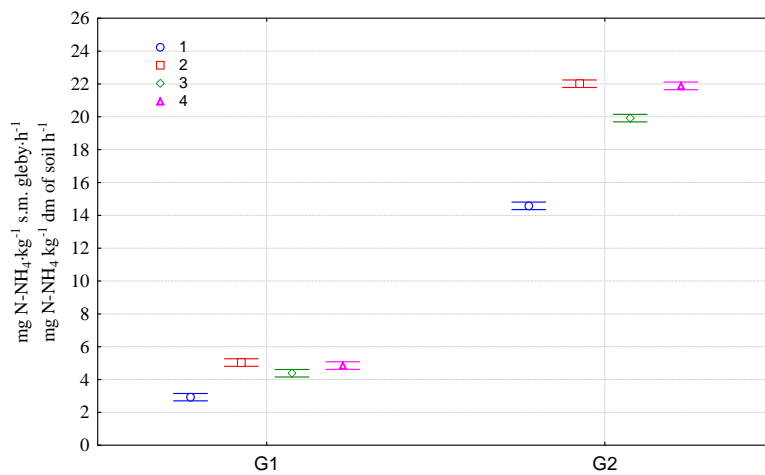
Z analizy dynamiki zmian aktywności badanego enzymu podczas inkubacji gleb wynika, że pozytywny wpływ zastosowanego nawożenia organicznego utrzymywał się w obu glebach przez cały czas trwania doświadczenia (rys. 19). W glebie płowej oddziaływanie to kształtowało się na ogół na zbliżonym poziomie we wszystkich badanych obiektach, jednak zaznaczyła się niewielka tendencja spadkowa wraz z upływem czasu inkubacji gleby. Natomiast w glebie brunatnej odnotowano istotne okresowe wahania w aktywności urolitycznej we wszystkich obiektach doświadczalnych.

Średnia aktywność ureazy, w badanych obiektach doświadczalnych, kształtowała się na istotnie wyższym poziomie w glebie brunatnej niż płowej (rys. 20). Przeprowadzone badania wykazały, że wprowadzone do gleby nawożenie organiczne wywołało stymulację aktywności badanego enzymu.



Rys. 19. Okresowa aktywność ureazy ($\text{mg N-NH}_4 \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. gleby $\cdot \text{h}^{-1}$) w glebach nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienia jak do rys. 1

Fig. 19. Temporary urease activity ($\text{mg N-NH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{ dm of soil h}^{-1}$) in soils fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 1

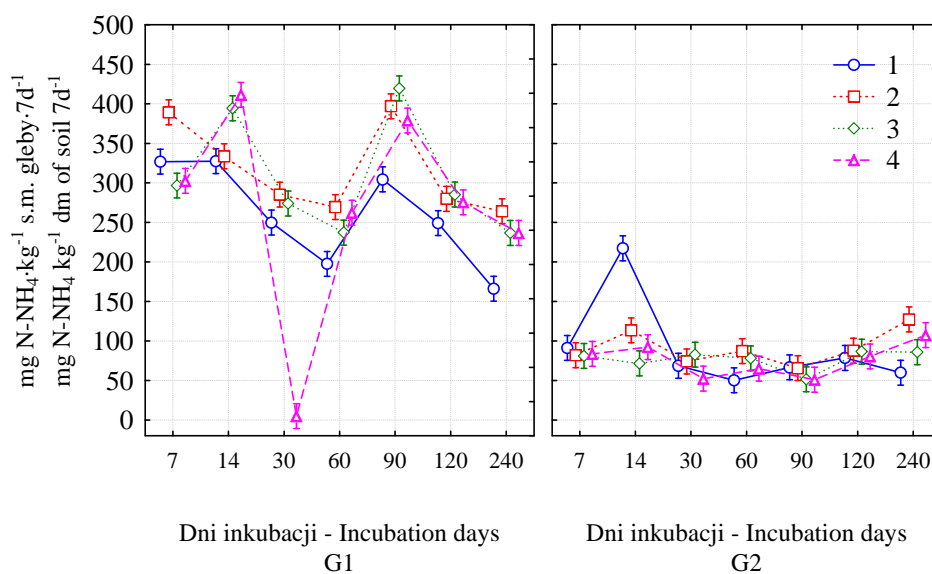


Rys. 20. Średnia aktywność ureazy ($\text{mg N-NH}_4 \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. gleby $\cdot \text{h}^{-1}$) w glebach: płowej (G1) i brunatnej (G2) nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienia jak do rys. 1

Fig. 20. Mean urease activity ($\text{mg N-NH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{ dm of soil h}^{-1}$) in soils: grey-brown podzolic (G1) and brown (G2) fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 1

Nasilenie amonifikacji

Przeprowadzone badania wykazały, że w glebie płowej ilość jonów amonowych, uwalnianych w wyniku procesu amonifikacji, ulegała znacznym okresowym wahaniom, osiągając swoje maksimum w 14 i 90 dniu badań (rys. 21). Na uwagę zasługuje również istotny spadek nasilenia amonifikacji w 30 dniu inkubacji w glebie z osadem i obornikiem, mający wpływ na istotne obniżenie średnich z okresu badawczego w tym obiekcie (rys. 22). W glebie brunatnej, we wszystkich nawożonych obiektach, nasilenie procesu amonifikacji, w początkowym okresie inkubacji, tj. po 7 i 14 dniach kształtowało się na poziomie niższym w porównaniu do wartości uzyskanych w kontroli. Trudny do wytłumaczenia jest tak wysoki wzrost zawartości jonów amonowych w obiekcie kontrolnym. W czasie dalszej inkubacji, w glebie nawożonej, intensywność badanego procesu była wyższa w 60 i 240 dniu trwania doświadczenia lub zbliżona w 30, 90 i 120 dniu do poziomu amonifikacji w kontroli.

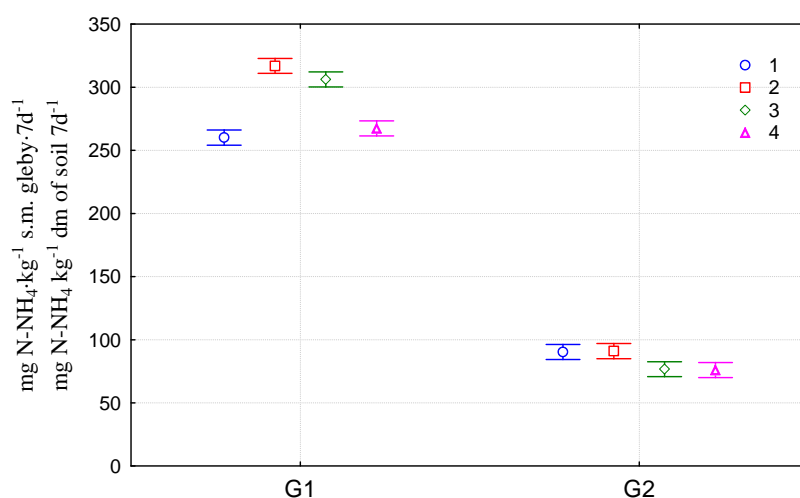


Rys. 21. Okresowe nasilenie amonifikacji ($\text{mg N-NH}_4\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. gleby·7d⁻¹) w glebach nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienia jak do rys. 1

Fig. 21. Temporary ammonification rate ($\text{mg N-NH}_4\text{ kg}^{-1}$ dm of soil 7d⁻¹) in soils fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 1

Z analizy średnich wartości, dotyczących intensywności amonifikacji (rys. 22) wynika, że istotnie wyższe wartości tej aktywności występowały w glebie płowej niż brunatnej. W glebie płowej w obiekcie z osadem ścieków mleczar-

skich oraz w obiekcie z obornikiem nasilenie mineralizacji azotu organicznego, kształtowało się na podobnym, istotnie wyższym poziomie, w porównaniu do kontroli oraz obiektu z osadem i obornikiem zastosowanym łącznie. W glebie brunatnej, z obornikiem oraz osadem i obornikiem, wystąpiło obniżenie intensywności procesu amonifikacji w stosunku do wartości uzyskanej w obiekcie kontrolnym. W glebie wzbogaconej samym osadem nasilenie amonifikacji utrzymywało się na poziomie obiektu kontrolnego (rys. 22).

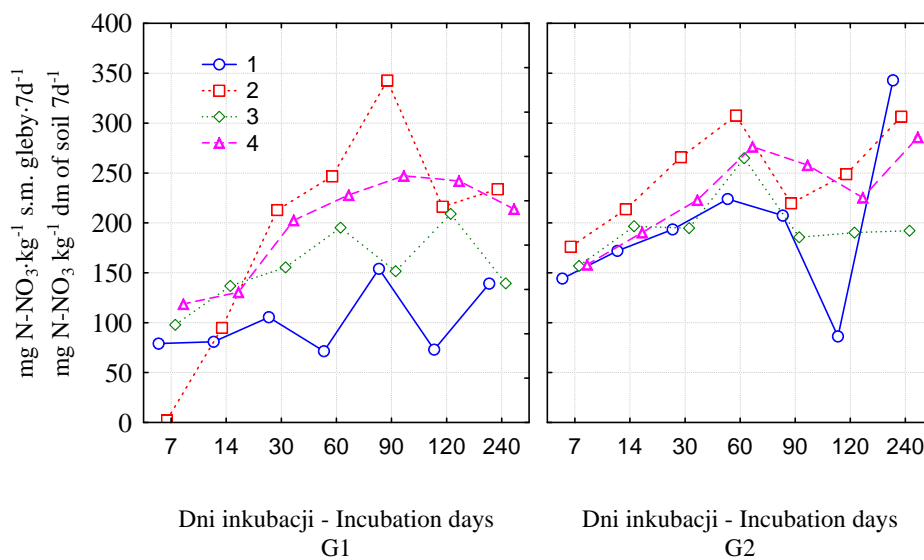


Rys. 22. Średnie wartości nasilenia amonifikacji ($\text{mg N-NH}_4\text{ kg}^{-1}$ s.m. gleby · 7d^{-1}) w glebach: płowej (G1) i brunatnej (G2) nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienia jak do rys. 1

Fig. 22. Means ammonification rate ($\text{mg N-NH}_4\text{ kg}^{-1}$ dm of soil 7d^{-1}) in soils: grey-brown podzolic (G1) and brown (G2) fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 1

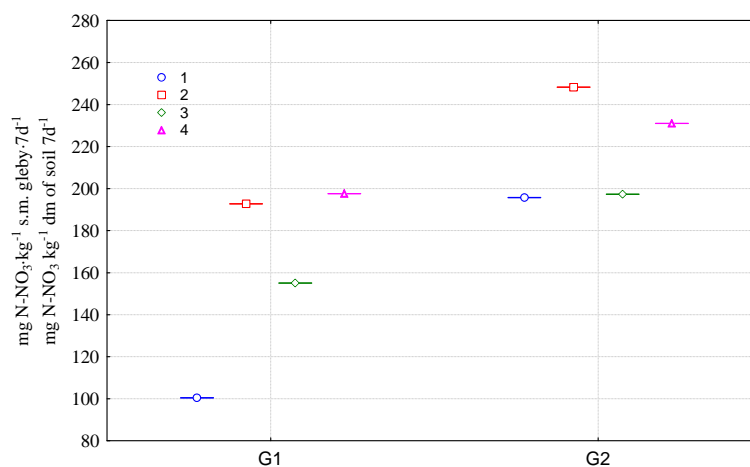
Nasilenie nitryfikacji

Przeprowadzone badania, dotyczące okresowych zmian w procesie nitryfikacji wykazały, że nasilenie badanego procesu było na ogół najniższe w początkowej fazie doświadczenia, po czym następował wzrost intensywności tego procesu w wyniku zastosowanego nawożenia (rys. 23). Efekt ten był jednak uzależniony od zastosowanego nawożenia, a także typu gleby. W glebie płowej i brunatnej nasilenie nitryfikacji było najwyższe w obiekcie z osadem ścieków mleczarskich i obornikiem (4) oraz osadem (2). Najniższy wzrost intensywności nitryfikacyjnej odnotowano w glebie brunatnej z obornikiem (rys. 24).



Rys. 23. Okresowe nasilenie nityfikacji ($\text{mg N-NO}_3 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m. gleby} \cdot 7 \text{ d}^{-1}$) w glebach nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienia jak do rys. 1

Fig. 23. Temporary nitrification rate ($\text{mg N-NO}_3 \text{ kg}^{-1} \text{ dm of soil } 7 \text{ d}^{-1}$) in soils fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 1



Rys. 24. Średnie wartości nasilenia nityfikacji ($\text{mg N-NO}_3 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m. gleby} \cdot 7 \text{ d}^{-1}$) w glebach: płowej (G1) i brunatnej (G2) nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienia jak do rys. 1

Fig. 24. Means values of nitrification rate ($\text{mg N-NO}_3 \text{ kg}^{-1} \text{ dm of soil } 7 \text{ d}^{-1}$) in soils: grey-brown podzolic (G1) and brown (G2) fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 1

4.1.5. Właściwości chemiczne gleb

Badaniami objęto następujące parametry chemiczne: pH, zawartość C-organicznego, N-ogółem i N-azotanowego (III).

Z przeprowadzonych badań wynika, że odczyn był zróżnicowany w zależności od typu gleby oraz zastosowanego nawożenia organicznego (tab. 5). Wprowadzone nawożenie organiczne spowodowało wzrost odczynu gleby płowej, przy czym największą wartość pH stwierdzono w obiekcie z osadem ścieków mleczarskich. Tendencja ta utrzymywała się podczas całego okresu doświadczalnego. W glebie brunatnej stwierdzono natomiast, obniżenie odczynu we wszystkich obiektach wzbogaconych materią organiczną. Największy średni spadek wartości pH (o 0,16) gleby brunatnej spowodował osad ścieków mleczarskich, w porówna-

Tabela 5. Zmiany pH_{KCl} w poszczególnych obiektach doświadczalnych w czasie trwania doświadczenia (pH)

Table 5. Changes of pH_{KCl} in particular treatments during the experiment (pH)

Obiekty doświadczalne Treatments	Dni inkubacji – Incubation days						
	7	14	30	60	90	120	240
gleba płowa – grey-brown podzolic soil							
1a	3,82	3,73	3,70	3,83	3,48	3,60	3,69
2a	4,81	4,81	4,46	3,94	3,96	3,80	3,91
3a	3,97	3,83	3,74	3,60	3,45	3,60	3,77
4a	4,23	4,25	3,93	3,64	3,66	3,70	3,67
gleba brunatna – brown soil							
1b	6,93	6,91	6,72	6,83	6,84	6,80	7,04
2b	6,75	6,67	6,76	6,53	6,85	6,58	6,80
3b	6,90	6,72	6,67	6,63	6,71	6,56	7,06
4b	6,95	6,90	6,73	6,73	6,83	6,71	7,06

Objaśnienia: Obiekty doświadczalne: 1a, 1b – gleba kontrolna; 2a, 2b – gleba + osad ścieków mleczarskich; 3a, 3b – gleba + obornik; 4a, 4b – gleba + osad + obornik.

Explanations: Treatments: 1a, 1b – control soil; 2a, 2b – soil + dairy sewage sludge; 3a, 3b – soil + FYM; 4a, 4b – soil + dairy sewage sludge + FYM.

naniu z nie nawożoną kontrolą. Natomiast najmniejsze obniżenie odczynu badanej gleby wystąpiło w obiekcie z osadem i obornikiem zastosowanym łącznie (o 0,03). Dynamika zmian odczynu we wszystkich obiektach (1a-4a), założonych na glebie płowej, cechowała się niewielkim obniżeniem wartości pH w czasie trwania doświadczenia. W glebie brunatnej zanotowano wahania odczynu, przy czym na ogół spadkowa tendencja pH poniżej wartości zanotowanych w kontroli utrzymywała się do 120 dnia badań, po czym w końcowej fazie zaobserwowano wzrost odczynu badanej gleby (tab. 5).

Okresową zawartość azotanów (III) w glebie płowej i brunatnej w poszczególnych obiektach doświadczalnych przedstawia tabela 6. W glebie płowej pojawienie się azotanów (III) zaobserwowano tylko w 30 dniu inkubacji, w obiekcie z osadem ścieków mleczarskich oraz w obiekcie z obornikiem. Należy zaznaczyć, że były to bardzo małe ich ilości, odpowiednio 0,024 i 0,008 mg N-NO₂ kg⁻¹·d⁻¹. W glebie brunatnej obecność azotanów (III) stwierdzono tylko w 14 dniu inkubacji, lecz ilość tej formy azotu w poszczególnych obiektach nawozowych była niższa niż w kontroli. Jak wynika z tabeli 6 zastosowane nawożenie organiczne, zwłaszcza w postaci osadu ściekowego z mleczarni nie wpłynęło na długotrwałą akumulację N-NO₂ w obu analizowanych glebach.

Tabela 6. Zawartość azotanów (III) w poszczególnych obiektach doświadczalnych w czasie trwania doświadczenia (mg N-NO₂·kg⁻¹ s.m. gleby·d⁻¹)

Table 6. Content of nitrite in particular treatments during the experiment (mg N-NO₂ kg⁻¹ d.m. of soil d⁻¹)

Obiekty doświadczalne Treatments	Dni inkubacji – Incubation days						
	7	14	30	60	90	120	240
gleba płowa – grey-brown podzolic soil							
1a	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
2a	0,000	0,000	0,024	0,000	0,000	0,000	0,000
3a	0,000	0,000	0,008	0,000	0,000	0,000	0,000
4a	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
gleba brunatna – brown soil							
1b	0,000	0,042	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
2b	0,000	0,023	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
3b	0,000	0,013	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
4b	0,000	0,034	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000

Objaśnienia: jak do tabeli 5 – Explanations: see Table 5.

Zawartość C-organicznego i N-ogółem w badanych obiektach doświadczalnych przedstawia tabela 7. Poziom węgla organicznego w badanych glebach znacznie wzrastał po wprowadzeniu nawożenia organicznego, w postaci osadu ścieków mleczarskich lub obornika. Jednak najwyższą jego zawartość zanotowano w obu glebach wzbogaconych obornikiem. W obu glebach zastosowany osad ścieków mleczarskich spowodował przyrost azotu ogółem w porównaniu z zawartością tego składnika w kontroli. Jednak najwyższą zawartość tego pierwiastka odnotowano w obiektach z osadem i obornikiem zastosowanym łącznie (4a i 4b). Zmiany w zawartości węgla i azotu miały wpływ na stosunek C:N w badanych obiektach doświadczalnych. Wprowadzenie do gleby płowej nawożenia organicznego (osad ścieków mleczarskich, obornik) spowodowało obniżenie stosunku C:N, w porównaniu do obiektu kontrolnego. Największy spadek omawianej wattości wystąpił w obiekcie z osadem i obornikiem zastosowanym łącznie. W glebie brunatnej w obu obiektach z osadem (2b i 4b) stwierdzono obniżenie stosunku C:N w porównaniu do jego wartości w kontroli. Tylko w glebie wzbogaconej obornikiem odnotowano szerszy stosunek węgla do azotu niż w kontroli i pozostałych obiektach.

Tabela 7. Zawartość C-organicznego i N-ogółem w poszczególnych obiektach glebowych w końcowym etapie doświadczenia ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. gleby)

Table 7. Content of organic carbon and total nitrogen in particular treatments at the end of the experiment ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ d.m. of soil)

Parametr Parameter	Obiekty doświadczalne – Treatments							
	gleba płowa grey-brown podzolic soil				gleba brunatna brown soil			
	1a	2a	3a	4a	1b	2b	3b	4b
C-organiczny C-organic	5,8	6,0	6,6	6,2	7,8	8,4	9,0	8,4
N-ogółem N-total	0,57	0,64	0,66	0,67	0,98	1,08	1,08	1,12
C:N	10,2	9,4	10,0	9,2	8,0	7,7	8,3	7,5

Objaśnienia: jak do tabeli 5 – Explanations: see Table 5.

4.1.6. Korelacje między parametrami mikrobiologicznymi, biochemicznymi i chemicznymi gleb

Omawiane w poprzednich rozdziałach procesy biochemiczne w dużej mierze determinowane są obecnością mikroorganizmów oraz warunkami środowiska. Ze zmianami ilościowymi i jakościowymi mikroorganizmów często powiązana jest zmiana aktywności enzymów glebowych, intensywności procesów biochemicznych, czy też właściwości chemicznych gleb.

W celu poznania współzależności między mikroorganizmami, a ich aktywnością biochemiczną i czynnikami chemicznymi przeprowadzono analizę korelacji pomiędzy badanymi parametrami. Współczynniki korelacji (r) zamieszczone w tabeli 8 wskazują na istnienie licznych zarówno dodatnich, jak również ujemnych korelacji pomiędzy badanymi cechami mikrobiologicznymi, biochemicznymi i chemicznymi.

Z przedstawionych danych (tab. 8) wynika, że ogólna liczebność bakterii, liczebność bakterii celulołitycznych, proteolitycznych i nitryfikacyjnych była istotnie dodatnio skorelowana z aktywnością dehydrogenaz, proteazy i ureazy. Natomiast ogólna liczebność grzybów, liczebność grzybów „proteolitycznych” oraz liczebność amonifikatorów były ujemnie skorelowane z aktywnością badanych enzymów.

Aktywności badanych enzymów były skorelowane między sobą na najwyższym poziomie istotności ($\alpha = 0,001$). Istotna korelacja pomiędzy nasileniem procesu amonifikacji, a ogólną liczebnością grzybów oraz liczebnością grzybów „proteolitycznych”, wskazuje na włączenie się tych drobnoustrojów w mineralizację organicznych połączeń azotowych.

Stwierdzono, że prawie wszystkie badane cechy, z wyjątkiem liczebności bakterii amonifikacyjnych, były istotnie skorelowane z odczynem gleby. Najwyższy dodatni współczynnik korelacji ($r = 0,91$) stwierdzono pomiędzy aktywnością ureazy i pH gleby. Podobną tendencję stwierdzono w przypadku ogólnej liczebności bakterii, liczebności bakterii celulołitycznych, proteolitycznych, nitryfikacyjnych oraz aktywności dehydrogenaz, proteazy, nasilenia nitryfikacji i obecności azotanów (III), a odczynem gleb (tab. 8).

4.2. Wpływ zróżnicowanych dawek osadu ściekowego z mleczarni na liczebność mikroorganizmów i ich aktywność biochemiczną

Doświadczenie przeprowadzono w celu poznania wpływu dwóch dawek osadu ścieków mleczarskich (50 i 100 Mg·ha⁻¹) na rozwój wybranych grup mikroorganizmów i aktywność enzymatyczną w glebie płowej i brunatnej.

Tabela 8. Współczynniki korelacji (r) między cechami mikrobiologicznymi i biochemicznymi badanych gleb**Table 8.** Correlation coefficients between microbiological and biochemical parameters of soils

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	
1	–	n.i.	n.i.	0,42 ***	n.i.	–0,29 ***	n.i.	0,40 ***	0,51 ***	0,51 ***	–0,30 ***	0,19 *	0,28 **	0,41 ***	
2		–	n.i.	–0,25 **	0,60 ***	n.i.	–0,23 *	–0,51 ***	–0,53 ***	–0,38 ***	0,58 ***	n.i.	n.i.	–0,57 ***	
3			–	0,34 ***	n.i.	–0,21 **	0,32 ***	0,60 ***	0,54 ***	0,41 ***	–0,39 ***	0,32 ***	n.i.	0,50 ***	
4				–	n.i.	–0,21 **	0,33 ***	0,37 ***	0,35 ***	0,22 **	–0,26 ***	0,34 ***	0,19 *	0,53 ***	
5					–	n.i.	n.i.	–0,20 **	n.i.	–0,16 *	0,24 **	0,27 ***	n.i.	–0,32 ***	
6						–	n.i.	–0,20 **	–0,28 ***	–0,20 **	n.i.	n.i.	n.i.	–0,29 ***	
7	Objaśnienia: *** – współczynnik korelacji istotny na poziomie istotności $\alpha = 0,001$						–	0,46 ***	0,41 ***	0,32 ***	–0,31 ***	n.i.	n.i.	0,31 ***	
8	** – współczynnik korelacji istotny na poziomie istotności $\alpha = 0,01$								–	0,84 ***	0,70 ***	–0,75 ***	0,32 ***	0,17 *	0,87 ***
9	* – współczynnik korelacji istotny na poziomie istotności $\alpha = 0,05$									–	0,83 ***	–0,64 ***	0,23 *	n.i.	0,81 ***
10	n.i. – nie istotna korelacja											–0,77 ***	0,35 ***	n.i.	0,91 ***
11	Explanations: *** correlation coefficient significant at significance level $\alpha = 0,001$											–	0,38 ***	n.i.	0,81 ***
12	** correlation coefficient significant at significance level $\alpha = 0,01$												–	n.i.	0,36 ***
13	* correlation coefficient significant at significance level $\alpha = 0,05$														0,23 *
14	n.i. – not significant														–

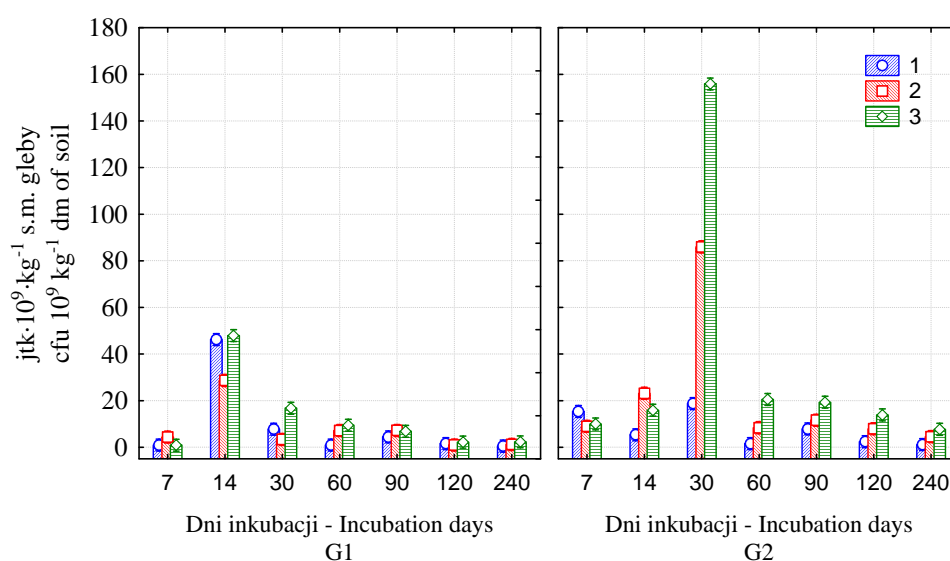
Objaśnienia: 1 – ogólna liczebność bakterii; 2 – ogólna liczebność grzybów; 3 – liczebność bakterii celulozycznych; 4 – liczebność bakterii proteolitycznych; 5 – liczebność grzybów proteolitycznych; 6 – liczebność bakterii amonifikacyjnych; 7 – liczebność bakterii nitryfikacyjnych; 8 – aktywność dehydrogenaz; 9 – aktywność proteazy; 10 – aktywność ureazy; 11 – nasilenie amonifikacji; 12 – nasilenie nitryfikacji; 13 – zawartość azotanów (III); 14 – pH.

Explanations: 1 – total number of bacteria; 2 – total number of fungi; 3 – number of cellulolytic bacteria; 4 – number of proteolytic bacteria; 5 – number of proteolytic fungi; 6 – number of ammonifying bacteria; 7 – number of nitrifying bacteria; 8 – dehydrogenase activity; 9 – protease activity; 10 – urease activity; 11 – ammonification rate; 12 – nitrification rate; 13 – content of nitrite; 14 – pH.

4.2.1. Dynamika zmian ogólnej liczebności bakterii i grzybów oraz bakterii celulolitycznych

Liczebność bakterii

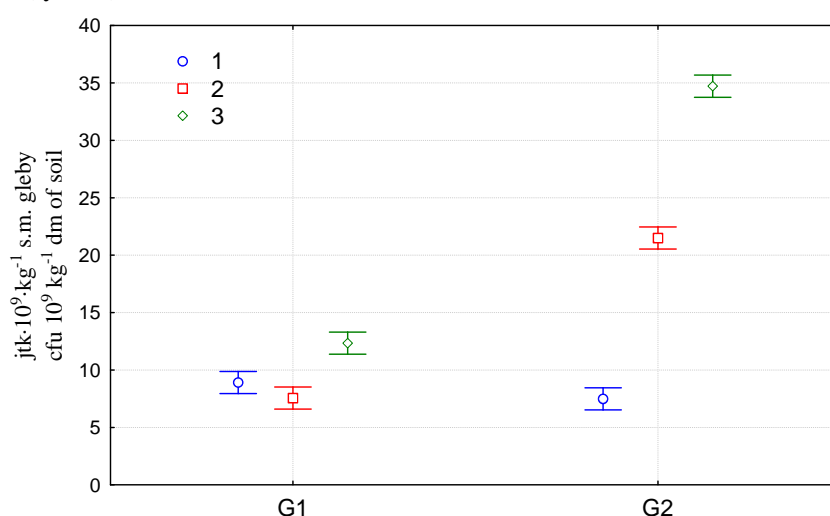
Dynamikę zmian liczebności bakterii w czasie całego okresu badawczego w obu glebach przedstawia rysunek 25. Przeprowadzone badania wykazały, że istotny stymulujący wpływ osadu ścieków mleczarskich, na rozwój bakterii w glebie płowej, wystąpił w 30 (tylko wyższa dawka osadu) i 60 dniu inkubacji gleby. W pozostałych terminach analiz oddziaływanie osadu na liczebność badanych drobnoustrojów było na ogół nieistotne (po 7, 90, 120 i 240 dniach) lub hamujące (po 14 oraz 30 dniach – tylko niższa dawka osadu). W glebie brunatnej wprowadzenie osadu ścieków mleczarskich, zarówno w dawce 50, jak i 100 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, spowodowało istotny wzrost poziomu ogólnej liczebności bakterii, począwszy od 14 dnia inkubacji gleby, aż do końca trwania doświadczenia. Jednak oddziaływanie to zmniejszało się wraz z upływem czasu inkubacji gleby.



Rys. 25. Dynamika liczebności bakterii ($\text{jtk}\cdot 10^9\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. gleby) w glebach nawożonych osadem ściekowym. Objasnienia: obiekty doświadczalne: 1 – gleba kontrolna, bez osadu ściekowego z mleczarni; 2-1 kg gleby + 16,6 g osadu ($50 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$); 3-1 kg gleby + 33,3 g osadu ($100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$). G1 – gleba płowa, G2 – gleba brunatna

Fig. 25. Dynamics of numbers of bacteria ($\text{cfu } 10^9 \text{ kg}^{-1} \text{ dm of soil}$) in soils fertilised with sewage sludge. Explanations: treatments: 1 – control soil, without dairy sewage sludge; 2-1 kg of soil + 16.6 g of sludge (50 Mg ha^{-1}); 3-1 kg of soil + 33.3 g of sludge (100 Mg ha^{-1}). G1 – grey-brown podzolic soil, G2 – brown soil

W glebie płowej (rys. 26), średnia ogólna liczebność bakterii kształtowała się na istotnie wyższym poziomie, w porównaniu do kontroli, tylko w obiekcie z wyższą dawką osadu ($100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$). W obiekcie z niższą dawką odpadu ($50 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) ilość badanych mikroorganizmów była nieistotnie niższa, w porównaniu do gleby kontrolnej. Wprowadzony osad ścieków mleczarskich spowodował istotne zwiększenie ogólnej liczebności bakterii w glebie brunatnej, przy czym największy średni wzrost wystąpił w obiekcie z wyższą dawką osadu (rys. 26), na co niewątpliwie miał wpływ największy wzrost liczebności bakterii w tym obiekcie w 30 dniu trwania doświadczenia (rys. 25).



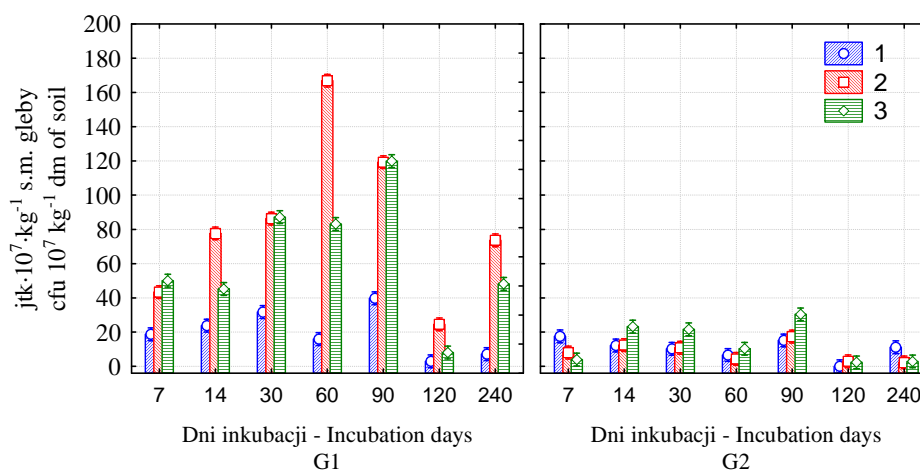
Rys. 26. Średnia liczebność bakterii ($\text{jtk}\cdot 10^9\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. gleby) w glebach: płowej (G1) i brunatnej (G2) nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienia jak do rys. 25

Fig. 26. Mean numbers of bacteria ($\text{cfu } 10^9 \text{ kg}^{-1} \text{ dm of soil}$) in soils: grey-brown podzolic (G1) and brown (G2) fertilized with sewage sludge. Explanations: see Fig. 25

Liczebność grzybów

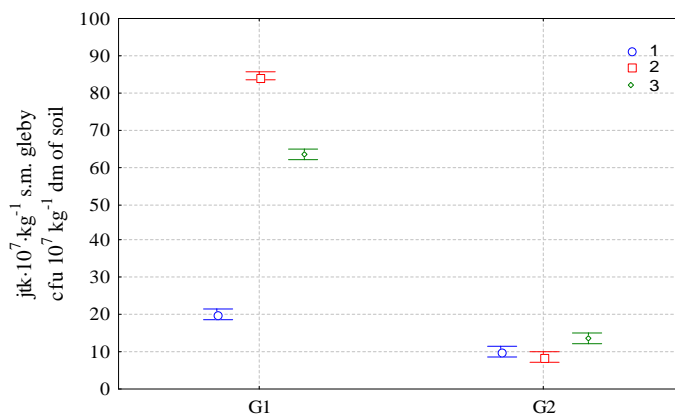
Wyniki zamieszczone na rysunkach 27 i 28 przedstawiają kształtowanie się ogólnej liczebności grzybów w omawianym doświadczeniu. W glebie płowej najsilniejszy wzrost ogólnej liczby grzybów nitkowatych, spowodowany przez osad ścieków mleczarskich, wystąpił w ciągu 90 dni inkubacji. Podczas dalszej inkubacji gleby oddziaływanie odpadu było mniejsze, jednak statystycznie istotne do końca trwania doświadczenia. Osad ścieków mleczarskich, zastosowany w dawce $50 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, w 14, 60, 120 i 240 dniu badań, powodował silniejszą stymulację rozwoju grzybów glebowych, niż wprowadzony w ilości $100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Natomiast w pozostałych terminach badawczych oddziaływanie obu zastosowanych dawek osadu kształtowało się na zbliżonym poziomie. W glebie brunatnej z daw-

ką osadu 50 Mg·ha⁻¹ okresowa liczebność grzybów była na ogół na podobnym poziomie, jak w glebie kontrolnej. Wyjątek stanowił jednak początkowy (po 7 dniach inkubacji) i końcowy (po 240 dniach) etap doświadczenia, kiedy stwierdzono obniżenie liczby badanych mikroorganizmów, w porównaniu do wartości uzyskanych w kontroli. Zastosowana wyższa dawka osadu spowodowała istotny wzrost liczebności badanych grzybów w 14, 30, 60 i 90 dniu trwania doświadczenia.



Rys. 27. Dynamika liczebności grzybów (jtk·10⁷·kg⁻¹ s.m. gleby) w glebach nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienia jak do rys. 25

Fig. 27. Dynamics of numbers of fungi (cfu 10⁷ kg⁻¹ dm of soil) in soils fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 25



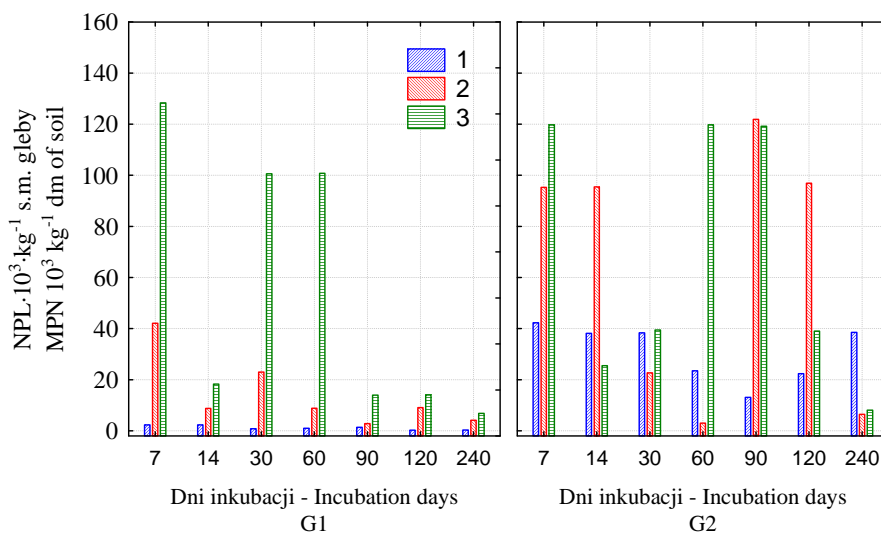
Rys. 28. Średnia liczebność grzybów (jtk·10⁷·kg⁻¹ s.m. gleby) w glebach: płowej (G1) i brunatnej (G2) nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienia jak do rys. 25

Fig. 28. Mean numbers of fungi (cfu 10⁷ kg⁻¹ dm of soil) in soils: grey-brown podzolic (G1) and brown (G2) fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 25

Średnia liczebność grzybów w badanych obiektach w glebie płowej była na istotnie wyższym poziomie niż w glebie brunatnej (rys. 28). W glebie płowej ponadto, osad ścieków mleczarskich wywołał istotną stymulację rozwoju badanych drobnoustrojów. Oddziaływanie to było większe w glebie z dawką osadu $50 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ niż $100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (rys. 27). W glebie brunatnej średnia ogólna liczebność grzybów była na podobnym poziomie w obiektach z osadem jak i w kontroli.

Liczebność bakterii celulolitycznych

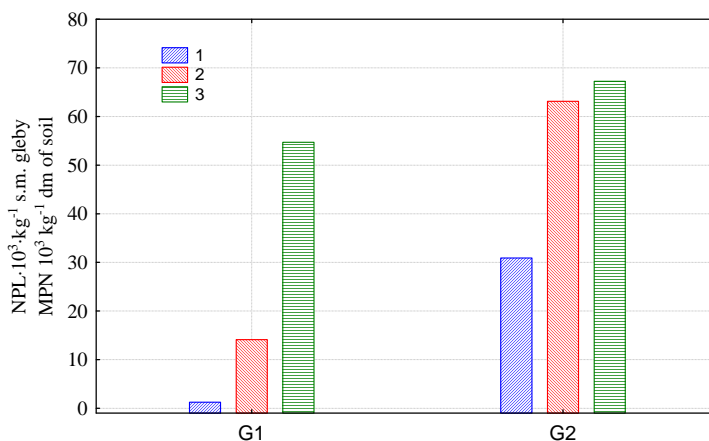
Wyniki przedstawione na rysunku 29 wskazują na pozytywne oddziaływanie osadu ścieków mleczarskich na liczebność bakterii celulolitycznych, które zaznaczyło się wyraźnie w glebie płowej, w czasie całego okresu badawczego. Efekt ten obniżał się jednak wraz z upływem czasu trwania doświadczenia. Największy wzrost liczebności bakterii mineralizujących celulozę, w obiekcie z wyższą dawką osadu, odnotowano w początkowej fazie doświadczenia, tj. po 7, a także po 30 i 60 dniach inkubacji gleby. Mniejszą stymulację rozwoju badanych bakterii stwierdzono w glebie z osadem ścieków mleczarskich, wprowadzonym w dawce $50 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Natomiast w glebie brunatnej liczebność bakterii celulolitycznych ulegała dużym okresowym wahaniom. W początkowej fazie doświadczenia, tj. po 7 dniach inkubacji stymulujące oddziaływanie osadu ścieków mleczarskich na rozwój badanych bakterii uwidoczniło się w glebie z zastosowanymi dawkami odpadu (50 i $100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$).



Rys. 29. Dynamika liczebności bakterii celulolitycznych ($\text{NPL}\cdot 10^3\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. gleby) w glebach nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienie jak do rys. 25

Fig. 29. Dynamics of numbers of cellulolytic bacteria ($\text{MPN } 10^3 \text{ kg}^{-1} \text{ dm of soil}$) in soils fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 25

W 14 dniu trwania doświadczenia wzrost liczebności badanej grupy drobnoustrojów wystąpił tylko w obiekcie z dawką $50 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. W obiekcie z wyższą dawką osadu, w 14 dniu trwania doświadczenia oraz w glebie z niższą dawką, w 30 i 60 dniu inkubacji, liczebność bakterii celulolitycznych kształtowała się na poziomie niższym niż w kontroli. Największy wzrost liczebności badanych mikroorganizmów wystąpił w glebie z niższą dawką osadu ($50 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) w 90 dniu trwania doświadczenia, a z dawką $100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ był on tylko na nieco niższym poziomie. Po 120 dniach inkubacji gleby liczebność bakterii celulolitycznych kształtowała się na niższym poziomie w porównaniu do poprzedniego okresu. W końcowym etapie doświadczenia liczebność badanych mikroorganizmów w obiektach wzbogaconych osadem była wyraźnie niższa niż w kontroli (rys. 29).



Rys. 30. Średnia liczebność bakterii celulolitycznych ($\text{NPL}\cdot 10^3\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. gleby) w glebach: płowej (G1) i brunatnej (G2) nawożonych osadem ściekowym. Objasnienie jak do rys. 25

Fig. 30. Mean numbers of cellulolytic bacteria ($\text{MPN } 10^3 \text{ kg}^{-1} \text{ dm of soil}$) in soils: grey-brown podzolic (G1) and brown (G2) fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 25

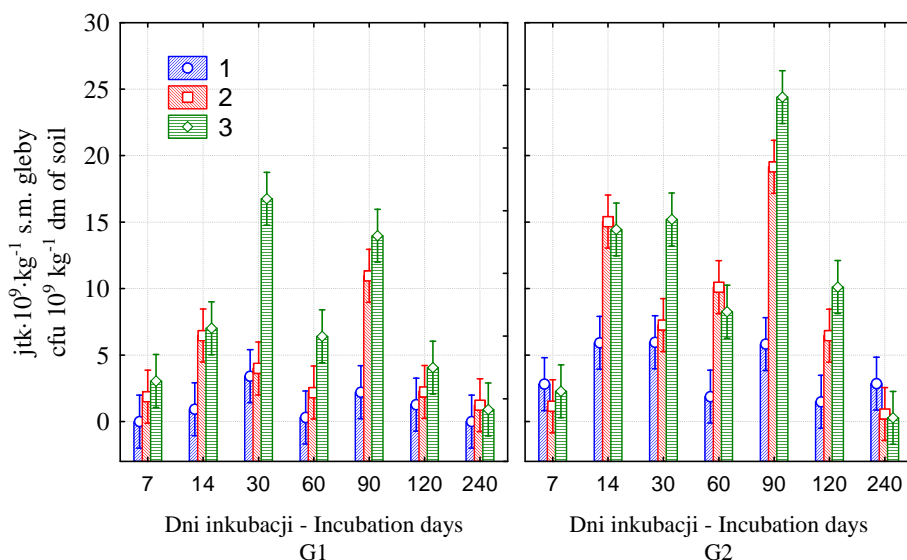
Przeprowadzone analizy średnich liczebności bakterii celulolitycznych dla poszczególnych obiektów (rys. 30) wykazały, że wprowadzony do obu gleb osad ścieków mleczarskich stymulował rozwój badanych mikroorganizmów. Efekt ten wzrastał wraz z dawką zastosowanego osadu. Tendencja ta zaznaczyła się wyraźniej w glebie płowej.

4.2.2. Dynamika zmian liczebności bakterii i grzybów „proteolitycznych”

Zmiany liczebności bakterii i grzybów „proteolitycznych” pod wpływem zastosowanych dawek osadu ściekowego z mleczarni przedstawiają rysunki 31-34.

Liczebność bakterii proteolitycznych

Liczebność bakterii proteolitycznych ulegała okresowym wahaniom, co przedstawia rysunek 31. W glebie płowej zastosowane dawki osadu ściekowego z mleczarni stymulowały rozwój bakterii proteolitycznych przez cały okres doświadczenia. Jednak oddziaływanie to nie zawsze było potwierdzone statystycznie. Po 30, 60 i 90 dniach inkubacji gleby uwidoczniło się znacznie wyższe oddziaływanie odpadu w większej dawce (100 Mg·ha⁻¹) na liczebność badanych mikroorganizmów.



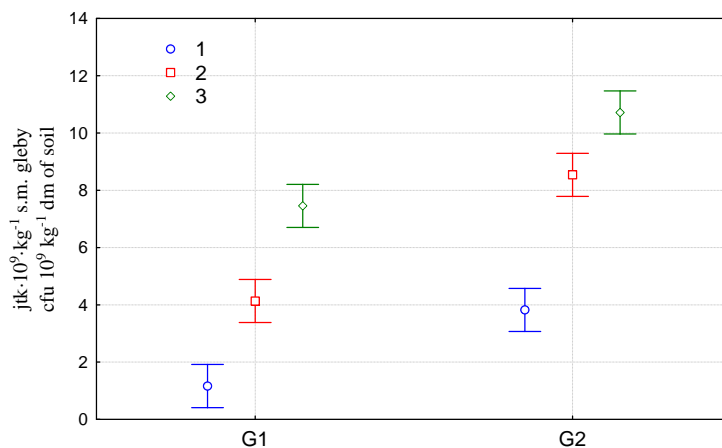
Rys. 31. Dynamika liczebności bakterii proteolitycznych ($\text{jtk} \cdot 10^9 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m. gleby}$) w glebach nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienia jak do rys. 25

Fig. 31. Dynamics of numbers of proteolytic bacteria ($\text{cfu} \cdot 10^9 \text{ kg}^{-1} \text{ dm of soil}$) in soils fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 25

W glebie brunatnej w początkowej (po 7 dniach inkubacji) i końcowej (po 240 dniach) fazie eksperymentu w obu obiektach wzbogaconych osadem odnotowano niższą liczebność bakterii proteolitycznych, w porównaniu do kontroli. Analizując dynamikę zmian oddziaływania osadu ścieków mleczarskich w glebie brunatnej na liczebność bakterii o uzdolnieniach proteolitycznych można zauwa-

żyć, że po 30, 90 i 120 dniach trwania doświadczenia największy wzrost tych drobnoustrojów wystąpił w glebie z wyższą dawką osadu, tj. $100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, natomiast po 14 i 60 większą ich liczebność odnotowano w obiekcie, do którego wprowadzono $50 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ odpadu. W końcowej fazie badań w obu glebach odnotowano istotne obniżenie liczby bakterii proteolitycznych w obiektach z osadem ścieków mleczarskich.

Przeprowadzone analizy wariancji wykazały, że osad ścieków mleczarskich, wprowadzony do gleby płowej i brunatnej w ilości 50 i $100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, spowodował istotną stymulację rozwoju bakterii uzdolnionych do mineralizacji organicznej substancji azotowej (rys. 32). Istotnie większą średnią liczebnością badanej grupy mikroorganizmów charakteryzował się obiekt z dawką osadu $100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, zarówno w glebie płowej, jak i brunatnej, co ilustruje rysunek 32.



Rys. 32. Średnia liczebność bakterii proteolitycznych ($\text{jtk}\cdot 10^9\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. gleby) w glebach: płowej (G1) i brunatnej (G2) fertilized with sewage sludge. Objasnienia jak do rys. 25

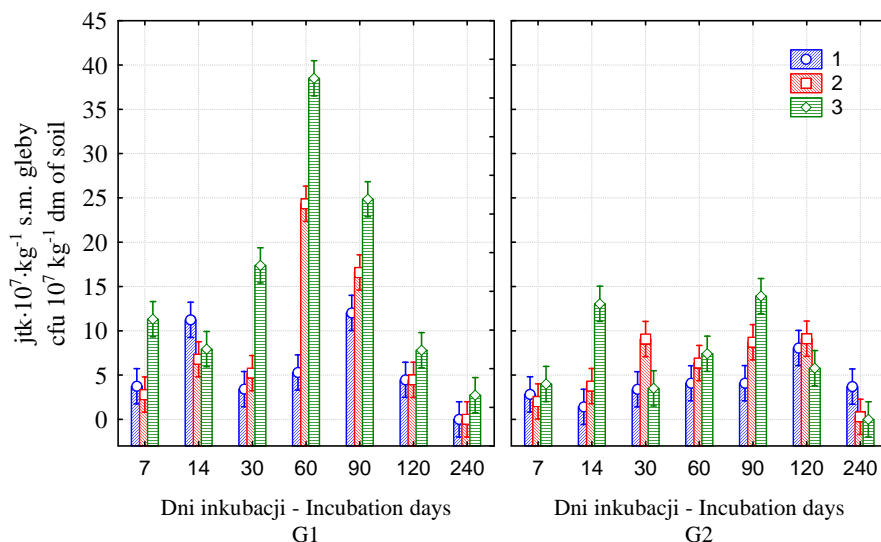
Fig. 32. Mean numbers of proteolytic bacteria ($\text{cfu } 10^9 \text{ kg}^{-1} \text{ dm of soil}$) in soils: grey-brown podzolic (G1) and brown (G2) fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 25

Liczebność grzybów „proteolitycznych”

Okresową liczebność grzybów „proteolitycznych” w badanych obiektach glebowych przedstawia rysunek 33. Analizując dynamikę zmian liczebności grzybów o uzdolnieniach proteolitycznych w glebie płowej można zauważyć, że w obiekcie z dawką osadu – $100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ w ciągu całego okresu badawczego (z wyjątkiem 14 dnia inkubacji) utrzymywało się wyraźne pozytywne oddziaływanie odpadu, na badaną liczebność. Stymulujące oddziaływanie tej dawki osadu ścieków mleczarskich na rozwój badanej grupy drobnoustrojów w glebie płowej, najwyraźniej uwidoczniło się w 30, 60 i 90 dniu po wprowadzeniu odpadu.

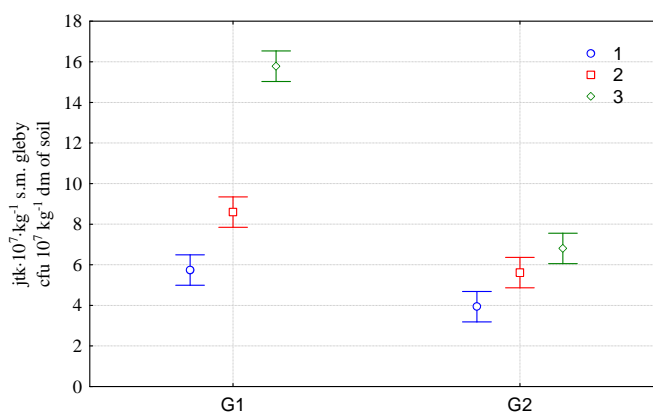
Niższa dawka osadu ścieków mleczarskich ($50 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) spowodowała istotny wzrost liczby badanych mikroorganizmów tylko po 60 i 90 dniach inkubacji gleby płowej, w porównaniu do wartości otrzymanych w kontroli. W pozostałych terminach analiz liczebność grzybów o uzdolnieniach proteolitycznych kształtowała się na zbliżonym lub nieistotnie niższym poziomie, w stosunku do ich liczebności w glebie kontrolnej (po 7, 14, 30, 120 i 240 dniach). W glebie brunatnej stymulujący wpływ dawki $100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ odpadu na liczebność grzybów „proteolitycznych” zaobserwowano po 14, 60 i 90 dniach trwania doświadczenia, po czym osad wywołał niepotwierdzony statystycznie spadek liczby omawianych mikroorganizmów. Tendencja ta utrzymywała się do końca okresu badawczego. Niższa dawka osadu ściekowego z mleczarni wywołała istotny wzrost liczby badanych grzybów tylko po 30 i 90 dniach trwania doświadczenia. W pozostałych terminach analiz liczebność grzybów „proteolitycznych” kształtowała się na poziomie zbliżonym do wartości uzyskanych w glebie kontrolnej (rys. 33).

Przeprowadzona analiza wariancji wykazała, że średnia liczebność grzybów „proteolitycznych” kształtowała się na istotnie wyższym poziomie w glebie płowej niż brunatnej (rys. 34). Osad ścieków mleczarskich wywołał istotną stymulację rozwoju grzybów hydrolizujących organiczne połączenia azotowe w obu glebach. Efekt ten najwyraźniej zaznaczył się w glebie płowej po wprowadzeniu wyższej dawki odpadu, tj. $100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$.



Rys. 33. Dynamika liczebności grzybów „proteolitycznych” ($\text{jtk}\cdot 10^7\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. gleby) w glebach nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienia jak do rys. 25

Fig. 33. Dynamics of numbers of proteolytic fungi ($\text{cfu } 10^7 \text{ kg}^{-1} \text{ dm of soil}$) in soils fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 25



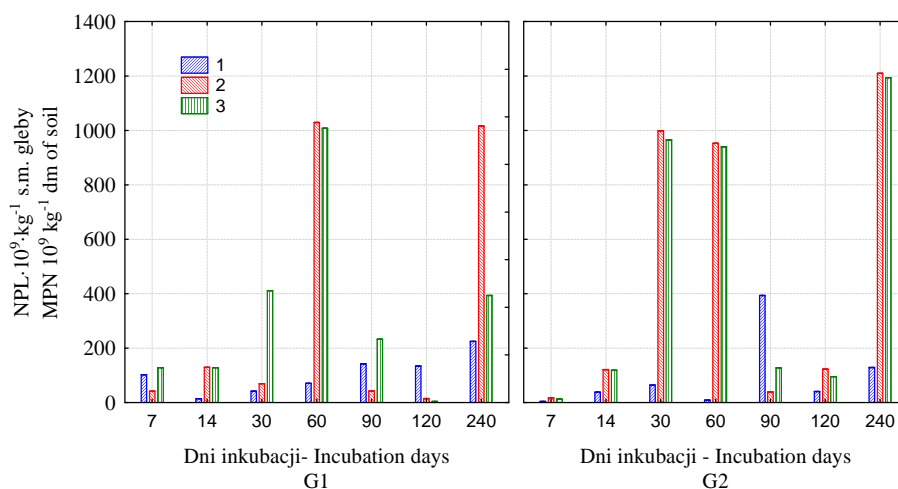
Rys. 34. Średnia liczebność grzybów „proteolitycznych” ($\text{jtk} \cdot 10^7 \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. gleby) w glebach: pło-wej (G1) i brunatnej (G2) nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienia jak do rys. 25

Fig. 34. Mean numbers of fungi ($\text{cfu} \cdot 10^7 \cdot \text{kg}^{-1}$ dm of soil) in soils: grey-brown podzolic (G1) and brown (G2) fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 25

4.2.3. Dynamika zmian liczebności bakterii amonifikacyjnych i nityfikacyjnych

Liczebność bakterii amonifikacyjnych

Wyniki przeprowadzonych badań, dotyczące wpływu poszczególnych dawek osadu z oczyszczalni ścieków mleczarskich oraz okresu inkubacji na liczebność bakterii amonifikacyjnych w glebie pło-wej i brunatnej, przedstawia rysunek 35.

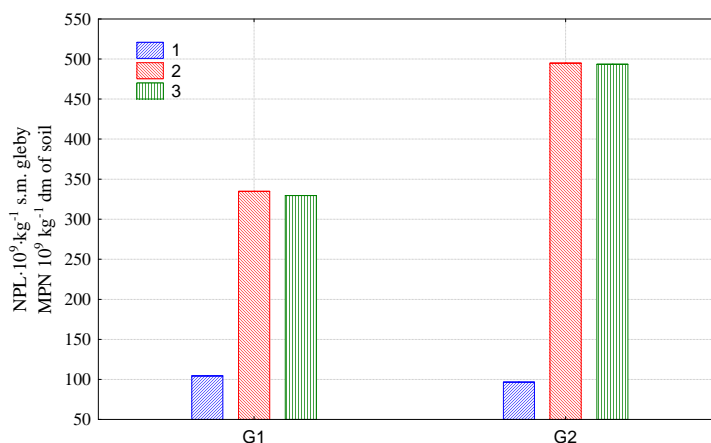


Rys. 35. Dynamika liczebności bakterii amonifikacyjnych ($\text{NPL} \cdot 10^9 \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. gleby) w glebach nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienia jak do rys. 25

Fig. 35. Dynamics of numbers of ammonifying bacteria ($\text{MPN} \cdot 10^9 \cdot \text{kg}^{-1}$ dm of soil) in soils fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 25

Osad ściekowy wpływał, na ogół stymulująco na rozwój bakterii amonifikacyjnych. Jednak liczebność bakterii zależna była od dawki osadu wprowadzonego do gleby oraz typu gleby. Niższa dawka osadu ($50 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) spowodowała wzrost liczebności bakterii amonifikacyjnych w glebie płowej, po 14, 30, 60 i 240 dniach trwania doświadczenia. Natomiast po 7, 90 i 120 dniach odnotowano w tym obiekcie obniżenie liczebności badanych mikroorganizmów poniżej wartości uzyskanych w kontroli. Wyższa dawka odpadu ($100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) wywołała zwiększenie liczebności amonifikatorów w ciągu całego okresu badawczego, z wyjątkiem terminu po 120 dniach inkubacji gleby, w którym zaznaczyło się hamujące oddziaływanie osadu na liczebność tych drobnoustrojów. Pozytywne oddziaływanie obu dawek osadu na analizowaną grupę mikroorganizmów uwidoczniło się najwyraźniej po upływie 60 i 240 dni w glebie płowej. Największy wzrost liczebności bakterii przeprowadzających proces amonifikacji w glebie brunatnej, w obu obiektach z osadem, wystąpił po 30, 60 i 240 dniach trwania doświadczenia. W pozostałych terminach analiz odnotowano tylko niewielki wzrost lub nawet spadek liczby bakterii amonifikacyjnych w obiektach z osadem w porównaniu do wartości uzyskanych w glebie kontrolnej (rys. 35).

Analiza średnich liczebności bakterii amonifikacyjnych wskazuje, że zarówno w glebie płowej, jak i brunatnej liczebność amonifikatorów kształtowała się w obu obiektach z osadem na zbliżonym poziomie, istotnie wyższym niż w kontroli (rys. 36).



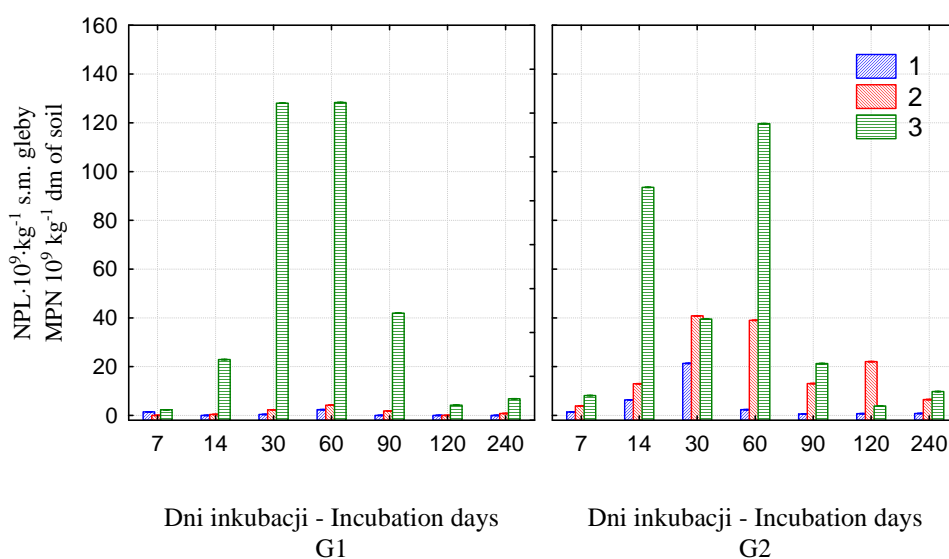
Rys. 36. Średnia liczebność bakterii amonifikacyjnych ($\text{NPL}\cdot 10^9\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. gleby) w glebach: płowej (G1) i brunatnej (G2) nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienia jak do rys. 25

Fig. 36. Mean numbers of ammonifying bacteria ($\text{MPN } 10^9 \text{ kg}^{-1} \text{ dm of soil}$) in soils: grey-brown podzolic (G1) and brown (G2) fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 25

Liczebność bakterii nityfikacyjnych

Wyniki przedstawione na rysunku 37 prezentują kształtowanie się liczebności bakterii nityfikacyjnych w czasie trwania doświadczenia.

W glebie płowej wyraźna stymulacja rozwoju bakterii nityfikacyjnych w czasie trwania doświadczenia uwidoczniła się tylko po wprowadzeniu wyższej dawki osadu (100 Mg·ha⁻¹). Efekt ten stopniowo wzrastał wraz z upływem czasu inkubacji gleby, osiągając swoje maksimum w 30 i 60 dniu trwania eksperymentu.



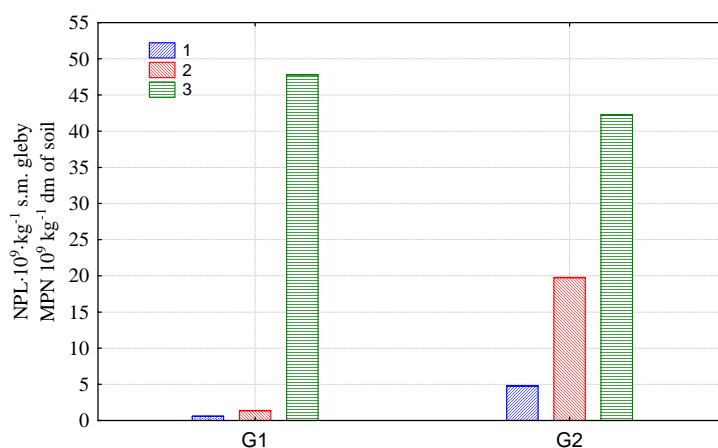
Rys. 37. Dynamika liczebności bakterii nityfikacyjnych (NPL·10⁹·kg⁻¹ s.m. gleby) w glebach nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienia jak do rys. 25

Fig. 37. Dynamics of numbers of nitrifying bacteria (MPN 10⁹ kg⁻¹ dm of soil) in soils fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 25

Podczas kolejnych analiz liczebność nityfikatorów była na niższym poziomie, lecz znacznie wyższa niż w kontroli i obiekcie z dawką osadu 50 Mg·ha⁻¹. W glebie z niższą dawką osadu (50 Mg·ha⁻¹) liczebność nityfikatorów kształtowała się przez cały okres badawczy na poziomie wartości otrzymanych w kontroli lub nieco wyższym. Pozytywne oddziaływanie osadu ściekowego z mleczarni na rozwój bakterii nityfikacyjnych w glebie brunatnej zaznaczyło się najwyraźniej po upływie 14, 30 i 60 dni, w obiekcie z wyższą dawką osadu, tj. 100 Mg·ha⁻¹ oraz po 30, 60 i 120 dniach w obiekcie z dawką osadu 50 Mg·ha⁻¹. W pozostałych terminach analiz stymulacja rozwoju omawianej grupy drobnoustrojów była znacznie słabsza. Większą liczebnością nityfikatorów odznaczała się na ogół gleba z wyższą dawką odpadu (100 Mg·ha⁻¹), tylko po 120 dniach inkubacji li-

czebność badanych bakterii kształtowała się na wyższym poziomie w obiekcie z niższą dawką osadu ($50 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$).

Dane zamieszczone na rysunku 38, przedstawiające średnie liczebności nityfikatorów w poszczególnych obiektach doświadczalnych wskazują, na zróżnicowany wpływ zastosowanych dawek osadu w zależności od typu gleby. Dawka $100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ osadu spowodowała stymulację rozwoju nityfikatorów zarówno w glebie płowej jak i brunatnej, natomiast dawka $50 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ osadu stymulowała rozwój nityfikatorów tylko w glebie brunatnej.



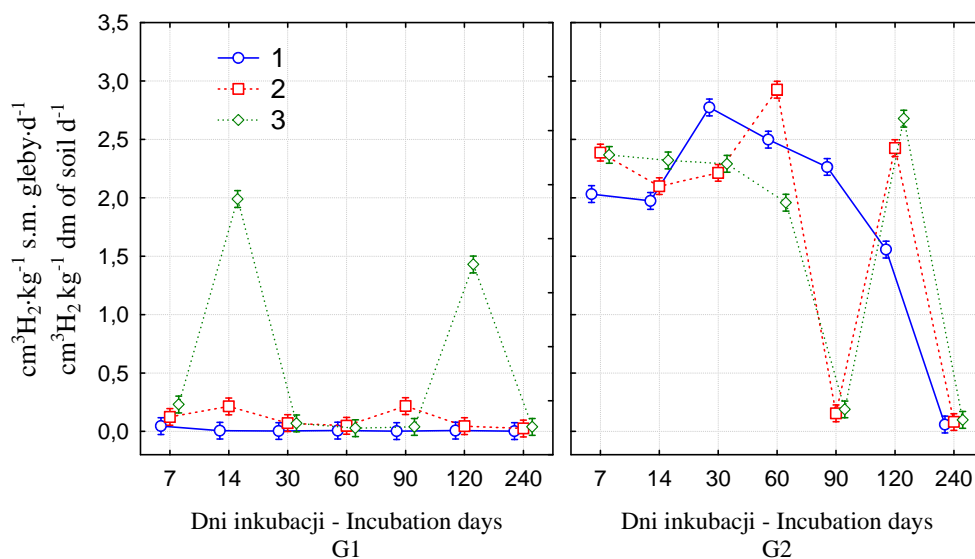
Rys. 38. Średnia liczebność bakterii nityfikacyjnych ($\text{NPL}\cdot 10^9\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. gleby) w glebach: płowej (G1) i brunatnej (G2) nawożonych osadem ściekowym. Objasnienia jak do rys. 25

Fig. 38. Mean numbers of nitrifying bacteria ($\text{MPN } 10^9 \text{ kg}^{-1} \text{ dm of soil}$) in soils: grey-brown podzolic (G1) and brown (G2) fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 25

4.2.4. Właściwości biochemiczne gleb

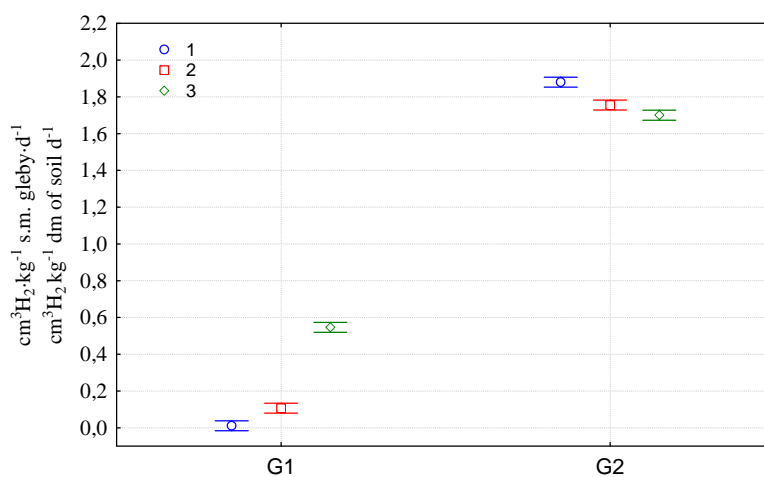
Aktywność dehydrogenaz

Okresową aktywność dehydrogenaz gleby płowej i brunatnej w badanych obiektach doświadczalnych ilustruje rysunek 39. Uwagę zwraca gwałtowny wzrost badanej aktywności w glebie płowej z najwyższą dawką osadu w 14 i 120 dniu inkubacji. Ten okresowy wzrost zapewne spowodował, że przeprowadzona analiza wariancji wykazała istotną różnicę między średnią aktywnością dehydrogenaz omawianego obiektu, a wartością uzyskaną w kontroli i obiekcie z niższą dawką osadu (rys. 40). Okresowy, istotny wzrost badanej aktywności odnotowano również w glebie z dawką osadu $50 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, w 14 i 90 dniu trwania doświadczenia (rys. 39), co również wpłynęło na istotny wzrost średniej aktywności badanego enzymu w stosunku do gleby kontrolnej (rys. 40).



Rys. 39. Okresowa aktywność dehydrogenaz (cm³H₂·kg⁻¹ s.m. gleby·d⁻¹) w glebach nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienia jak do rys. 25

Fig. 39. Temporary dehydrogenase activity (cm³H₂ kg⁻¹ dm of soil d⁻¹) in soils fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 25



Rys. 40. Średnia aktywność dehydrogenaz (cm³H₂·kg⁻¹ s.m. gleby·d⁻¹) w glebach: płowej (G1) i brunatnej (G2) nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienia jak do rys. 25

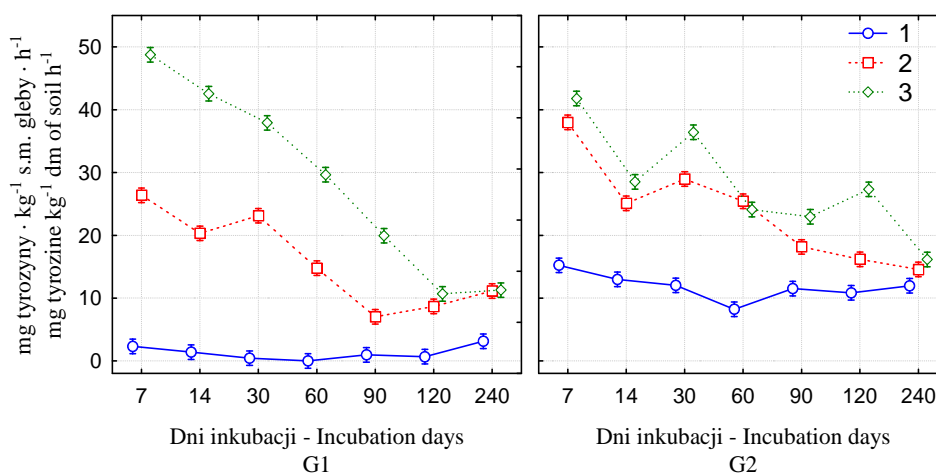
Fig. 40. Mean dehydrogenase activity (cm³H₂ kg⁻¹ dm of soil d⁻¹) in soils: grey-brown podzolic (G1) and brown (G2) fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 2

Z analizy dynamiki zmian aktywności dehydrogenaz wynika, że stymulujące oddziaływanie osadu ściekowego z mleczarni na badaną aktywność w glebie brunatnej uwidoczniło się tylko w 7, 14, 60 i 120 dniu okresu badawczego, w obiekcie z dawką $50 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ osadu oraz w 7, 14 i 120 dniu trwania doświadczenia, w glebie z wyższą dawką odpadu, tj. $100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. W pozostałych terminach analiz aktywność dehydrogenaz w badanych obiektach była na poziomie kontroli lub ulegała istotnemu obniżeniu w porównaniu do wartości uzyskanych w glebie kontrolnej, co ilustruje rysunek 39. Te okresowe wahania miały wpływ na kształtowanie się średnich aktywności badanego enzymu w obiektach z osadem poniżej wartości uzyskanych w kontroli (rys. 40).

Wartości średnie aktywności dehydrogenaz, przedstawione na rysunku 40 wskazują, że zastosowanie osadu ściekowego z mleczarni w dawce 50 i $100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ spowodowało wzrost aktywności dehydrogenaz w glebie płowej. Natomiast wzbogacenie gleby brunatnej osadem ściekowym obniżyło badaną aktywność enzymatyczną do wartości niższych niż w obiekcie kontrolnym (rys. 40).

Aktywność proteazy

Zmiany w aktywności proteolitycznej gleby płowej i brunatnej, zachodzące pod wpływem zastosowanych dawek osadu ściekowego z mleczarni, ilustruje rysunek 41. Najwyższą aktywność proteolityczną stwierdzono w obu badanych



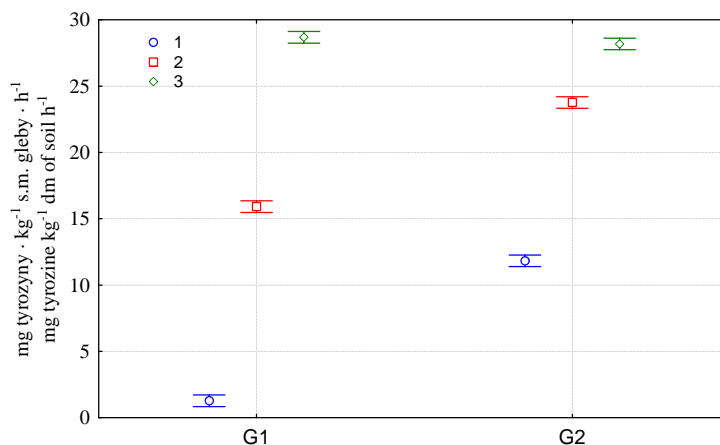
Rys. 41. Okresowa aktywność proteazy ($\text{mg tyrozyny}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ s.m. gleby}\cdot\text{h}^{-1}$) w glebach nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienia jak do rys. 25

Fig. 41. Temporary protease activity ($\text{mg tyrosine kg}^{-1} \text{ dm of soil h}^{-1}$) in soils fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 25

glebach, zarówno z dawką odpadu 50, jak i 100 Mg·ha⁻¹ w początkowej fazie doświadczenia, tj. po upływie 7 dni. W kolejnych terminach analiz, w obu glebach, zaobserwowano spadek aktywności proteolitycznej, osiągający najniższy poziom, w końcowej fazie badań, jednak aktywność ta była istotnie wyższa, w porównaniu do wartości otrzymanych w kontroli.

W glebie płowej, jak i brunatnej większy wzrost aktywności proteolitycznej, w stosunku do gleby kontrolnej, stwierdzono w obiekcie z wyższą dawką osadu (100 Mg·ha⁻¹).

Z przeprowadzonej analizy wariancji wynika, że wprowadzony do obu gleb, osad ścieków mleczarskich spowodował istotny wzrost średnich aktywności proteazy. Większą stymulację aktywności proteolitycznej w wyniku zastosowanych dawek osadu stwierdzono w glebie płowej niż brunatnej (rys. 42).



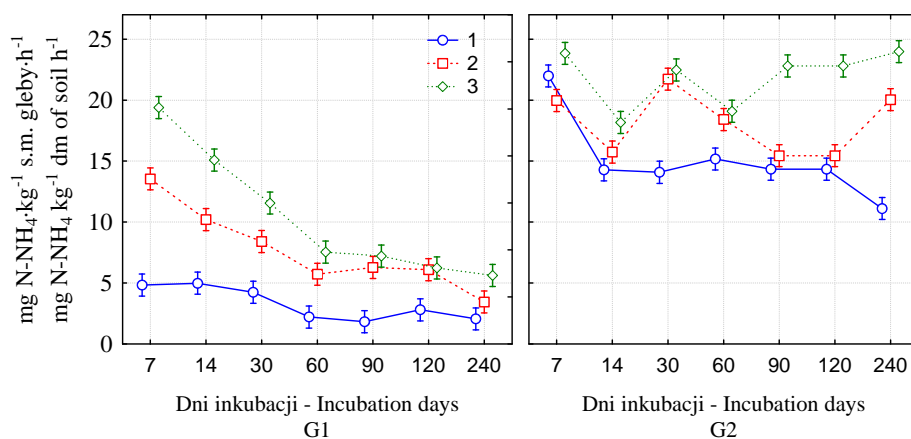
Rys. 42. Średnia aktywność proteazy (mg tyrozyny·kg⁻¹ s.m. gleby·h⁻¹) w glebach: płowej (G1) i brunatnej (G2) nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienia jak do rys. 25

Fig. 42. Mean protease activity (mg tyrosine kg⁻¹ dm of soil h⁻¹) in soils: grey-brown podzolic (G1) and brown (G2) fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 25

Aktywność ureazy

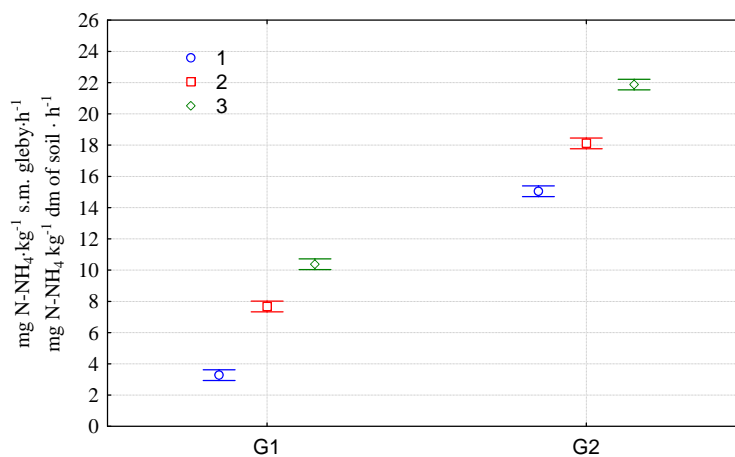
Okresowe wyniki badań, dotyczące wpływu zastosowanych dawek osadu ściekowego pochodzącego z mleczarni na aktywność urolityczną gleb, przedstawia rysunek 43. Wyniki te wskazują na istotny wzrost badanej aktywności enzymatycznej w obiektach z osadem ściekowym, utrzymujący się przez cały czas trwania doświadczenia, na wyraźnie wyższym poziomie, w porównaniu do tej aktywności w obiekcie kontrolnym. Uwagę zwraca wyraźna tendencja spadkowa aktywności badanego enzymu w glebie płowej w czasie trwania doświadczenia.

W glebie brunatnej odnotowano duże okresowe wahania w aktywności ureazy w obiektach z osadem ściekowym (rys. 43). Wprowadzony do gleby brunatnej osad ścieków mleczarskich, w ilości $100 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$, spowodował istotny wzrost aktywności badanego enzymu, w odniesieniu do wartości uzyskanych w obiekcie kontrolnym i z dawką $50 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$, który utrzymywał się przez cały okres badawczy.



Rys. 43. Okresowa aktywność ureazy ($\text{mg N-NH}_4 \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. gleby· h^{-1}) w glebach nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienia jak do rys. 25

Fig. 43. Temporary urease activity ($\text{mg N-NH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{ dm of soil} \cdot \text{h}^{-1}$) in soils fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 25



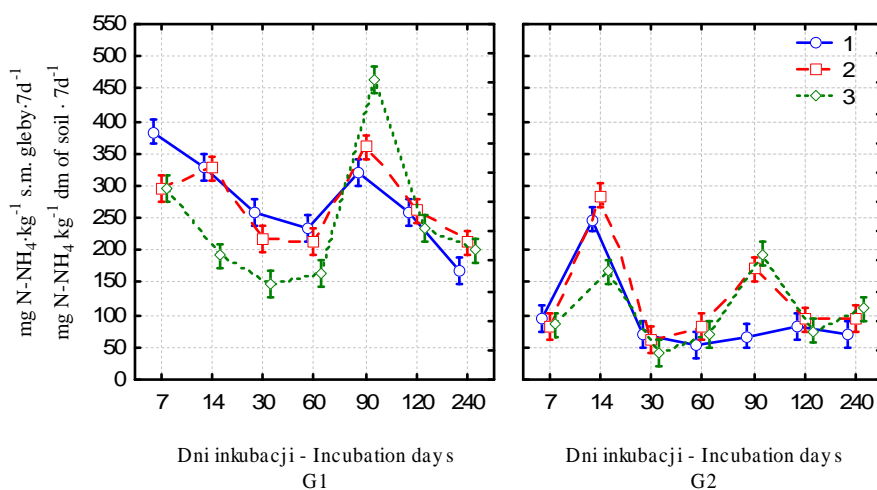
Rys. 44. Średnia aktywność ureazy ($\text{mg N-NH}_4 \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. gleby· h^{-1}) w glebach: płowej (G1) i brunatnej (G2) nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienia jak do rys. 25

Fig. 44. Mean urease activity ($\text{mg N-NH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{ dm of soil} \cdot \text{h}^{-1}$) in soils: grey-brown podzolic (G1) and brown (G2) in particular treatments. Explanations: see Fig. 25

W oparciu o 95% przedziały ufności Tukey'a stwierdzono, że aktywność ureazy była istotnie stymulowana przez osad w obu badanych glebach (rys. 44). Wraz ze wzrostem dawki zastosowanego osadu ściekowego z mleczarni następowało zwiększenie aktywności badanego enzymu w obu glebach. Średnia aktywność ureazy była istotnie wyższa w glebie brunatnej niż płowej.

Nasilenie amonifikacji

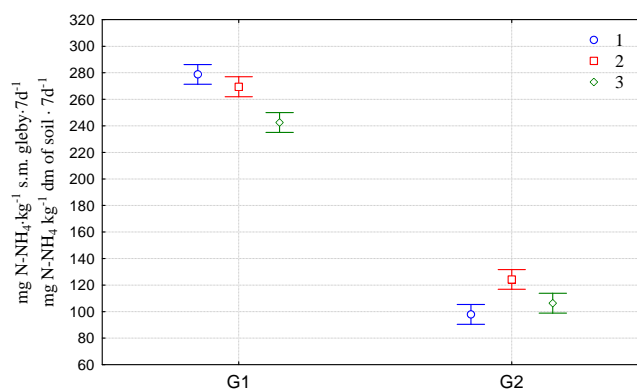
Z danych przedstawionych na rysunku 45 wynika, że natężenie procesu amonifikacji podlegało okresowym wahaniom. W glebie płowej, wzbogaconej osadem ścieków mleczarskich, w dawce $100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, nasilenie mineralizacji azotu organicznego do 60 dnia trwania doświadczenia kształtowało się na niższym poziomie niż w kontroli. Najwyższy poziom tej aktywności w omawianym obiekcie oraz w glebie z dawką osadu $50 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ odnotowano w 90 dniu trwania doświadczenia. W kolejnych terminach analiz, w obu obiektach z osadem, zaobserwowano spadek intensywności amonifikacji do poziomu wartości uzyskanych w kontroli. W obiekcie z dawką osadu $50 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ okresowe wahania były podobne, jak z dawką $100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. W glebie brunatnej dawka osadu $100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ spowodowała spadek aktywności amonifikacyjnej poniżej wartości uzyskanych w kontroli w 7, 14, 30 i 120 dniu trwania doświadczenia. Jednak efekt ten nie zawsze był potwierdzony statystycznie. Ta sama dawka odpadu spowodowała natomiast wzrost intensywności badanego procesu w 60, 90 i 240 dniu trwania doświadczenia.



Rys. 45. Okresowe nasilenie amonifikacji ($\text{mg N-NH}_4\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. gleby $\cdot 7\text{d}^{-1}$) w glebach nawożonych osadem ściekowym. Objasnienia jak do rys. 25

Fig. 45. Temporary ammonification rate ($\text{mg N-NH}_4\cdot\text{kg}^{-1}$ dm of soil $\cdot 7\text{d}^{-1}$) in soils fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 25

Z danych, dotyczących średnich aktywności amonifikacji, zestawionych na rysunku 46 wynika, że gleba płowa charakteryzowała się istotnie wyższym natężeniem badanego procesu niż gleba brunatna. Zastosowane dawki odpadu wywołały obniżenie nasilenia mineralizacji azotu organicznego w stosunku do gleby kontrolnej, przy czym efekt ten został potwierdzony statystycznie tylko w wyniku zastosowania 100 Mg·ha⁻¹ osadu. W glebie brunatnej istotny stymulujący wpływ osadu ściekowego na nasilenie amonifikacji uwidocznił się tylko w obiekcie z dawką osadu 50 Mg·ha⁻¹. Wyższa dawka, wprowadzonego do gleby osadu ścieków mleczarskich, nie spowodowała istotnych różnic w intensywności badanego procesu w stosunku do wartości uzyskanych w kontroli.



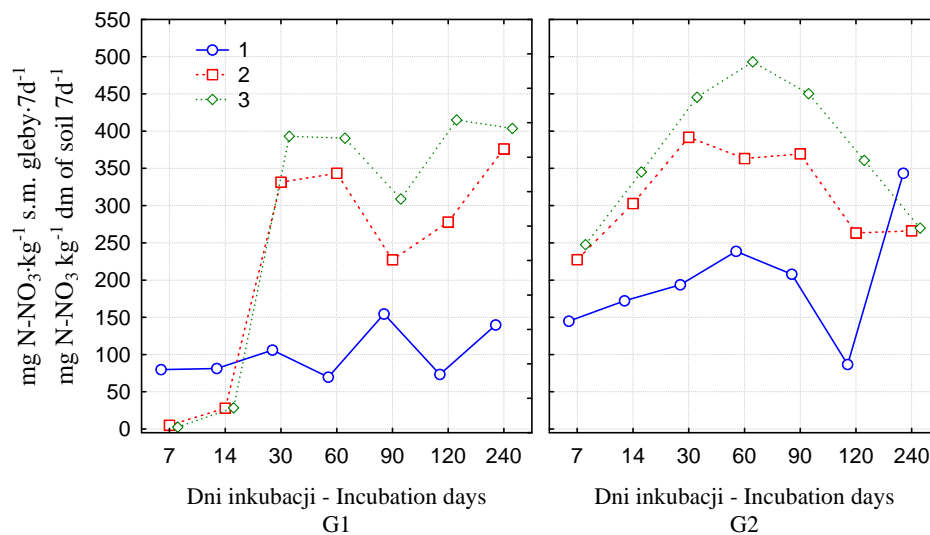
Rys. 46. Średnie wartości nasilenia amonifikacji (mg N-NH₄·kg⁻¹ s.m. gleby·7d⁻¹) w glebach: płowej (G1) i brunatnej (G2) nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienia jak do rys. 25

Fig. 46. Mean values of ammonification rate (mg N-NH₄ kg⁻¹ dm of soil 7d⁻¹) in soils: grey-brown podzolic (G1) and brown (G2) fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 25

Nasilenie nityfikacji

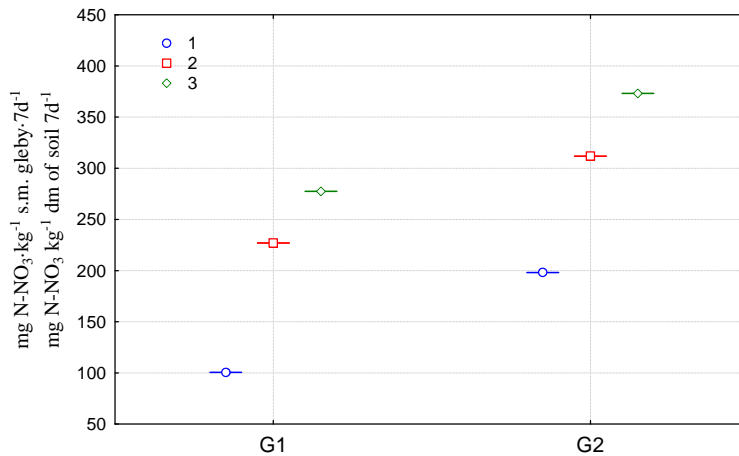
Dynamikę zmian wartości nasilenia procesu nityfikacji w glebie płowej i brunatnej przedstawia rysunek 48. Uzyskane wyniki wskazują, że w początkowym okresie badawczym, tj. po 7 i 14 dniach inkubacji, siła nityfikacyjna gleby płowej wzbogaconej osadem ścieków mleczarskich (50 i 100 Mg·ha⁻¹) była niższa niż w kontroli. Podczas dalszej inkubacji gleby stwierdzono gwałtowny wzrost zawartości jonów amonowych w obiektach z osadem. W glebie brunatnej, z zastosowanymi dawkami osadu, nasilenie nityfikacji kształtowało się na wysokim poziomie, prawie przez cały czas trwania badań.

Z analizy średnich wartości badanej aktywności biochemicznej wynika, że osad ściekowy z mleczarni spowodował istotne nasilenie procesu nityfikacji w obu badanych glebach (rys. 48). Efekt ten wzrastał wraz z ilością odpadu wprowadzonego do gleb. Istotnie wyższe nasilenie amonifikacji odnotowano w glebie brunatnej niż płowej.



Rys. 47. Okresowe nasilenie nityfikacji ($\text{mg N-NO}_3 \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. gleby·7d⁻¹) w glebach nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienia jak do rys. 25

Fig. 47. Temporary nitrification rate ($\text{mg N-NO}_3 \text{ kg}^{-1}$ dm of soil 7d⁻¹) in soils fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 25



Rys. 48. Średnie wartości nasilenia nityfikacji ($\text{mg N-NO}_3 \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. gleby·7d⁻¹) w glebach: płowej (G1) i brunatnej (G2) nawożonych osadem ściekowym. Objaśnienia jak do rys. 25

Fig. 48. Mean values of nitrification rate ($\text{mg N-NO}_3 \text{ kg}^{-1}$ dm of soil 7d⁻¹) in soils: grey-brown podzolic (G1) and brown (G2) fertilised with sewage sludge. Explanations: see Fig. 25

Analiza danych zamieszczonych na rysunkach 39-48 wskazuje, że mimo istotnych różnic okresowych, zastosowany osad ścieków mleczarskich był decydującym czynnikiem kształtującym aktywność enzymatyczną i intensywność procesów mikrobiologicznych badanych gleb. Natężenie oraz kierunek obserwowanych zmian były również istotnie zależne od typu gleby, jak i rodzaju badanego parametru biochemicznego.

4.2.5. Właściwości chemiczne gleb

Analiza danych zamieszczonych w tabeli 9 wskazuje, że odczyn gleby był zróżnicowany w zależności od rozpatrywanego obiektu doświadczalnego. Przeprowadzone badania wykazały jednak, że osad ścieków mleczarskich spowodował wzrost odczynu gleby płowej. Efekt ten narastał wraz z wprowadzoną do gleby dawką odpadu i zmniejszał się w miarę upływu czasu trwania doświadczenia. W glebie brunatnej osad ściekowy wywołał na ogół spadek wartości pH w porównaniu do kontroli. Zmiany odczynu gleby brunatnej ulegały jednak dużym okresowym wahaniom, co ilustruje tabela 9.

Tabela 9. Zmiany pH_{KCl} w poszczególnych obiektach doświadczalnych w czasie trwania doświadczenia (pH)

Table 9. Changes of pH_{KCl} in particular treatments during the experiment (pH)

Obiekty doświadczalne Treatments	Dni inkubacji – Incubation days						
	7	14	30	60	90	120	240
gleba płowa – grey-brown podzolic soil							
1	3,82	3,73	3,70	3,83	3,48	3,60	3,69
2	5,73	5,84	5,07	4,07	4,07	4,20	4,17
3	6,69	6,78	5,92	4,40	4,37	4,60	4,48
gleba brunatna – brown soil							
1	6,98	6,97	6,80	6,89	6,90	6,88	7,08
2	6,75	6,67	6,44	5,87	6,39	6,58	6,67
3	6,91	7,10	6,12	6,72	6,29	6,70	6,92

Objaśnienia: obiekt 1 – gleba kontrolna, bez osadu ściekowego z mleczarni; obiekt 2 – 1 kg gleby + 16,6 g osadu ($50 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$); obiekt 3 – 1 kg gleby + 33,3 g osadu ($100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$).

Explanations: treatment 1 – control soil, without dairy sewage sludge; treatment 2 – 1 kg of soil + 16.6 g of sludge ($50 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$); treatment 3 – 1 kg of soil + 33.3 g of sludge ($100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$).

Okresową zawartość azotanów (III) w glebie płowej i brunatnej we wszystkich obiektach doświadczalnych przedstawia tabela 10. W glebie płowej jony azotanowe (III) zaobserwowano tylko w 30 dniu trwania badań, przy czym ich ilość wzrastała wraz z zastosowaną dawką osadu. W glebie brunatnej obecność azotanów (III) stwierdzono tylko w 14 dniu inkubacji gleby. W pozostałych terminach analiz nie stwierdzono obecności N-NO₂ w żadnej z badanych gleb. Z przedstawionych w tabeli 9 danych wynika, że osad ścieków mleczarskich spowodował krótkotrwałą akumulację N-NO₂ w obu analizowanych glebach.

Tabela 10. Zawartość azotanów (III) w poszczególnych obiektach doświadczalnych w czasie trwania doświadczenia (mg N-NO₂·kg⁻¹ s.m. gleby·7d⁻¹)

Table 10. Content of nitrite in particular treatments during the experiment (mg N-NO₂ kg⁻¹ d.m. of soil 7d⁻¹)

Obiekty doświadczalne Treatments	Dni inkubacji – Incubation days						
	7	14	30	60	90	120	240
gleba płowa – grey-brown podzolic soil							
1	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
2	0,000	0,000	0,093	0,000	0,000	0,000	0,000
3	0,000	0,000	0,171	0,000	0,000	0,000	0,000
gleba brunatna – brown soil							
1	0,000	0,035	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
2	0,000	0,177	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
3	0,000	0,138	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000

Objaśnienia: jak do tabeli 9 – Explanations: see Table 9.

Nawożenie osadem ścieków mleczarskich istotnie różnicowało zawartość w badanych glebach węgla organicznego ogółem i ogólnej ilości azotu (tab. 11). Wprowadzenie osadu ścieków mleczarskich zwiększało zawartość węgla w obu badanych glebach. Efekt ten był zależny od zastosowanej dawki odpadu. W glebie płowej najwyższy poziom węgla organicznego stwierdzono w obiekcie z wyższą dawką osadu (100 Mg·ha⁻¹). W glebie brunatnej natomiast najwyższą zawartość tego składnika odnotowano w obiekcie z niższą dawką osadu ściekowego (50 Mg·ha⁻¹). Gleby użyte do badań różniły się zawartością azotu ogółem, w glebie brunatnej była ona znacznie wyższa niż płowej, co ilustruje tabela 11. Podobnie jak w przypadku sub-

stancji organicznej poziom azotu ogółem, w obu glebach, wzrastał po wprowadzeniu osadu ścieków mleczarskich. W obu glebach zawartość azotu ogółem wzrastała wraz z zastosowaną dawką odpadu. W glebie płowej z niższą dawką osadu ($50 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) zanotowano 22,8%, a z wyższą ($100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) 52,6% wzrost zawartości azotu ogółem w porównaniu do gleby kontrolnej. W glebie brunatnej niższa dawka odpadu spowodowała zwiększenie zawartości azotu ogółem o 32,6%, a wyższa o 50% w porównaniu do zawartości tego pierwiastka w kontroli. Wartości średnie stosunku C:N w glebie badanych obiektów doświadczalnych mieściły się w granicach od 5,44 do 10,20 (tab. 11). Nawożenie osadem ścieków mleczarskich wpłynęło na znaczne zwężenie stosunku C:N w porównaniu z glebą kontrolną.

W tabeli 11 przedstawiono zawartość metali ciężkich w badanych glebach wzbogaconych dawką osadu ścieków mleczarskich, odpowiadającą $100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Z przeprowadzonych analiz wynika, że w obu badanych glebach z osadem zawartość metali ciężkich kształtowała się na znacznie niższym poziomie w porównaniu do obowiązujących norm.

Tabela 11. Zawartość C-organicznego i N-ogółem ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. gleby) oraz metali ciężkich ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. gleby) w poszczególnych obiektach glebowych w końcowym etapie doświadczenia
Table 11. Content of organic carbon and total nitrogen in particular treatments at the end of the experiment ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ d.m. of soil)

Parametr Parameter	Obiekty doświadczalne – Treatments					
	gleba płowa grey-brown podzolic			gleba brunatna brown soil		
	1	2	3	1	2	3
C-organiczny – C-organic	5,8	5,9	6,4	7,8	8,1	8,0
N-ogółem N-total	0,6	0,7	0,9	1,0	1,3	1,4
C:N	10,2	8,3	7,4	7,9	6,2	5,4
Metal – metal	A		3	B		3
Cd	1,0		0,1	2,0		0,1
Cr	50,0		2,6	75,0		13,8
Cu	25,0		1,6	50,0		7,2
Ni	20,0		1,3	35,0		8,6
Pb	40,0		4,9	60,0		8,3
Zn	80,0		7,6	120,0		27,0
Hg	0,8		0,1	1,2		0,1

Objaśnienia: jak do tabeli 9, A – dopuszczalna zawartość metali w glebie płowej (Rozp. Min. Środ. 2002), B – dopuszczalna zawartość metali w glebie brunatnej (Rozp. Min. Środ. 2002).

Explanations: see Tab. 9., A – normative content of metals in grey-brown podzolic soil (Rozp. Min. Środ. 2002), B – normative content of metals in brown soil (Rozp. Min. Środ. 2002).

4.2.6. Korelacje między parametrami mikrobiologicznymi, biochemicznymi i chemicznymi gleb

Użyteczność wskaźników mikrobiologicznych dla nauki wynika z zależności drobnoustrojów od warunków siedliskowych oraz z korelacji intensywności ich wzrostu i aktywności metabolicznej wobec określonego czynnika lub kompleksu czynników fizycznych, chemicznych i biologicznych (Balicka 1986).

Aby lepiej zrozumieć współzależności między mikroorganizmami, a ich aktywnością biochemiczną i czynnikami chemicznymi przeprowadzono analizę korelacji pomiędzy tymi cechami.

Przeprowadzona analiza wykazała silne skorelowanie ogólnej liczebności bakterii i grzybów z aktywnością badanych enzymów, przy czym korelacje te były dodatnie w przypadku bakterii i ujemne w przypadku grzybów. Zależność ta była nieistotna jedynie w odniesieniu do liczebności grzybów i aktywności proteazy (tab. 12). Liczebność bakterii celulolitycznych była natomiast istotnie dodatnio skorelowana z aktywnością proteolityczną, urolityczną i nasileniem nityfikacji oraz ujemnie z intensywnością procesu amonifikacji. Liczebność bakterii proteolitycznych była dodatnio skorelowana z aktywnością proteazy i ureazy, natomiast pomiędzy liczebnością grzybów „proteolitycznych”, a aktywnością dehydrogenaz i proteazy wykazano ujemną, wysoce istotną korelację.

Wysoki i bardzo istotny współczynnik korelacji pomiędzy liczebnością bakterii nityfikacyjnych, a nasileniem procesu nityfikacji dowodzi udziału tych drobnoustrojów w przebiegu badanego procesu w glebie wzbogaconej osadem. Wykazano również silne dodatnie korelacje pomiędzy ogólną liczebnością bakterii, bakterii celulolitycznych oraz bakterii i grzybów „proteolitycznych” z nasileniem nityfikacji. Ujemną wartość współczynnika korelacji uzyskano pomiędzy ogólną liczebnością grzybów, liczebnością grzybów „proteolitycznych” oraz nasileniem amonifikacji, a pH gleby. Pozostałe cechy mikrobiologiczne i biochemiczne były dodatnio skorelowane z odczynem gleby. Jedynie w przypadku liczebności bakterii amonifikacyjnych i nityfikacyjnych nie stwierdzono istotnej korelacji z pH badanych gleb.

Z przeprowadzonej analizy wynika również, że aktywność enzymów oraz intensywność badanych procesów biochemicznych w glebach nawożonych osadem były od siebie zależne. Aktywności dehydrogenaz, ureazy i proteazy były ze sobą silnie dodatnio sprzężone. Natomiast były one ujemnie skorelowane z nasileniem procesu amonifikacji (tab. 12).

Tabela 12. Współczynniki korelacji (r) między cechami mikrobiologicznymi i biochemicznymi badanej gleby

Table 12. Correlation coefficients between microbiological and biochemical parameters of soils

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
1	–	n.i.	n.i.	0,27 **	n.i.	0,37 ***	n.i.	0,29 **	0,36 ***	0,29 **	–0,32 ***	0,28 **	n.i.	n.i.	0,25 ***
2		–	n.i.	n.i.	0,69 ***	n.i.	n.i.	–0,60 ***	–0,49 ***	n.i.	0,47 ***	n.i.	n.i.	–0,49 ***	0,33 ***
3			–	0,37 ***	n.i.	n.i.	0,37 ***	n.i.	0,56 ***	0,61 ***	–0,29 **	0,37 ***	n.i.	0,49 ***	0,54 ***
4				–	0,24 *	n.i.	0,41 ***	n.i.	0,34 **	0,27 **	n.i.	0,62 ***	0,37 ***	0,27 **	0,53 ***
5					–	0,33 **	0,52 ***	–0,46 ***	–0,32 **	n.i.	0,25 *	0,34 **	n.i.	–0,40 ***	0,43 ***
6						–	0,46 ***	0,21 *	n.i.	n.i.	–0,43 ***	0,54 ***	n.i.	n.i.	0,25 ***
7							–	n.i.	n.i.	0,38 ***	–0,28 **	0,62 ***	0,37 ***	n.i.	0,54 ***
8								–	0,69 ***	0,30 **	–0,72 ***	0,23 *	n.i.	0,75 ***	n.i.
9									–	0,67 ***	–0,33 **	0,24 *	0,23 *	0,58 ***	0,81 ***
10										–	–0,65 ***	0,35 ***	n.i.	0,87 ***	0,42 ***
11											–	–0,46 ***	n.i.	–0,63 ***	n.i.
12												–	0,27 **	n.i.	0,48 ***
13													–	n.i.	0,23 ***
14														–	0,26 ***
15															–

Objaśnienia: 1-14 jak do tabeli 8, 15 – dawki osadu.

Explanations: 1-14 see tab. 8, 15 – doses of sludge.

5. PODSUMOWANIE I DYSKUSJA

Odpady organiczne, w tym osady ściekowe, w warunkach nieodpowiedniej gospodarki przyczyniają się do degradacji środowiska (Baran i in. 2002c, Sims 1996). Konieczne jest więc opracowanie metod bezpiecznej dla środowiska utylizacji tych odpadów, na przykład przez ich rolnicze wykorzystanie (Sims 1996, Siuta 2002). Z ekologicznego punktu widzenia ważnym zagadnieniem jest poznanie oddziaływania osadów z oczyszczalni ścieków mleczarskich na mikroorganizmy i ich aktywność w glebach. W związku z tym w prezentowanej pracy podjęto próbę określenia wpływu tych odpadów na mikrobiologiczne i biochemiczne parametry gleb. Zdaniem wielu autorów (Baran i in. 1999a, Brzeski 1999, Czekala 2000, Czekala 2002, Sims 1996, Siuta 2002) osady ściekowe, powstające jako produkt uboczny oczyszczania ścieków komunalnych, przemysłowych i przemysłowo-komunalnych powinny być wykorzystywane do zwiększania aktywności biologicznej różnych ekosystemów. Najcenniejsze pod tym względem są osady z oczyszczalni biologicznych, gdyż stanowią głównie biomasę obumarłych i żywych mikroorganizmów i zawierają wszystkie składniki mineralne niezbędne do życia roślin, często w ilościach i proporcjach optymalnych z nawozowego punktu widzenia (Fidecki 2002).

Osady ścieków mleczarskich charakteryzują się wysoką zawartością substancji organicznej, azotu i fosforu, mniejszą zaś potasu (Boruszko i in. 1999, Ciećko i in. 2001, Filipek i Fidecki 1999, Magrel 2003). Dlatego też wykorzystując te odpady w celach nawozowych należy uzupełnić nawożenie potasem (Fidecki 2002). Ponadto osady z oczyszczalni ścieków mleczarskich nie stanowią zagrożenia zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi oraz nie przekraczają norm sanitarnych, dotyczących zawartości skażeń mikrobiologicznych oraz jaj pasożytów przewodu pokarmowego. Z dotychczasowych badań przeprowadzonych przez Jezierską-Tys i in. (2004a, 2004b) oraz Jezierską-Tys i Frąć (2005a, 2005b, 2005c, 2006) wynika, że osady z oczyszczalni ścieków mleczarskich pozytywnie oddziałują na mikrobiologiczną i biochemiczną aktywność gleb.

W dostępnej literaturze występują liczne badania dotyczące osadów komunalnych z miejskich oczyszczalni ścieków (Baran i in. 1999a, Bielińska i in. 1999, Czekala 2002, Furczak i Wielgosz 2001, Jezierska-Tys 2002, Skorbiłowicz 2002a). Badania prowadzone były w różnych aspektach, dotyczyły również wpływu tych odpadów na aktywność biologiczną gleb (Furczak i Wielgosz 2001, Furczak i Joniec 2005a, Furczak i Joniec 2005b, Joniec i Furczak 2005a, Joniec i Furczak 2005b, Kizilkaya i Bayrakli 2005, Moreno i in. 2003, Piontek i Loc 2000, Wong i in. 1998). Osady ścieków mleczarskich były natomiast w większości badane pod względem ich wartości nawozowej, zawartości metali ciężkich i skażeń sanitarnych (Ciećko i in. 2001, Dąbrowski i in. 1998, Fidecki 2002, Filipek i Fidecki 1999), a także ich

współdziałania z nawozami mineralnymi (Wiater i Łukowski 2003) oraz przydatności w produkcji biogazu (Magrel 2003). Niewiele jest jednak danych (Jezierska-Tys i in. 2004a, 2004b, 2005, Jezierska-Tys i Frąc 2005a, 2005b, 2005c, 2006, 2007) na temat wpływu osadów ściekowych pochodzących z mleczarni na aktywność mikrobiologiczną i biochemiczną gleb. Dlatego też celowe było podjęcie takich badań. Przeprowadzone w niniejszej pracy badania miały na celu ocenę wpływu osadu ścieków mleczarskich na mikrobiologiczne i biochemiczne procesy zachodzące w glebie. Jednym z celów przeprowadzonych badań było również porównanie oddziaływania na środowisko glebowe osadu ścieków mleczarskich z oddziaływaniem obornika.

5.1. Wpływ osadu ściekowego z mleczarni na liczebność wybranych grup mikroorganizmów glebowych

Ogólna liczebność bakterii i grzybów jest jednym ze wskaźników aktywności biologicznej gleby, przydatnym do oceny jej żyzności (Myśków 1981, Myśków i in. 1996, Myśków i Zięba 1997). Zdaniem Myśkova (1981) na podstawie stosunku sumy bakterii i promieniowców do grzybów w badanej glebie można wyliczyć potencjalną jej żyzność. Liczebność poszczególnych grup fizjologicznych wykorzystywana jest natomiast jako parametr mikrobiologiczny, pozwalający ocenić skład ilościowy mikroorganizmów, biorących udział w rozkładzie określonych związków organicznych (Kobus 1995, Sastre i in. 1996). Z tego też względu oznaczanie liczebności różnych grup drobnoustrojów często wykorzystywane jest do określania stanu biologicznego środowiska glebowego (Kucharski i in. 1992, Loc i Greinert 2000, Loc i Obertyńska 2003).

Przeprowadzone badania własne wykazały, że liczebność mikroorganizmów w badanych glebach była istotnie zależna od zastosowanych czynników doświadczalnych, tj. wprowadzonego nawożenia, czasu jego oddziaływania, jak również od typu zastosowanej gleby. Wyniki badań własnych wskazują na aktywizujące wobec drobnoustrojów glebowych oddziaływanie osadu ścieków mleczarskich. Efekt ten należy tłumaczyć wzbogaceniem gleby w substancję organiczną, azot ogółem oraz składniki mineralne, na co zwraca uwagę wielu autorów (Blehschmidt i in. 1999, Dar 1997, Kucharski 1997, Myśków 1981, Nowak i in. 2001a), odnotowujących stymulację rozwoju mikroorganizmów w glebach użyźnianych osadem ściekowym.

Z badań własnych, wynika, że intensywność rozwoju poszczególnych grup mikroorganizmów była zależna od dawki wprowadzonego do gleby osadu. Osad ścieków mleczarskich, zastosowany w dawce $22 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ stymulował na ogół rozwój bakterii i grzybów glebowych. Efekt ten był na ogół podobny lub nawet wyższy niż spowodowany przez obornik. Jezierska-Tys i in. (2005) także dowie-

dli, że osad ścieków mleczarskich wywoływał wzrost liczby bakterii i grzybów w glebie. Wyniki badań własnych wykazują natomiast, że liczebność bakterii i grzybów w glebie zależała również od dawki zastosowanego osadu oraz typu gleby. W glebie brunatnej stymulację rozwoju bakterii spowodowały wszystkie zastosowane w doświadczeniu dawki osadu: 22, 50 i 100 Mg·ha⁻¹, podczas gdy efekt ten w glebie płowej był obserwowany tylko w obiekcie z najwyższą dawką odpadu (100 Mg·ha⁻¹). Istotny wzrost liczebności bakterii w obiektach z osadem mógł być spowodowany wyselekcjonowaniem się populacji bakterii wykorzystujących dostępne składniki pokarmowe występujące w tym odpadzie. Bakterie są bardziej efektywne w wykorzystywaniu mineralnych form azotu niż grzyby, które z kolei wymagają dostarczenia większych ilości C-organicznego (Burges i Raw 1971, Paul i Clark 2000). Według Barabasza (1992) przeważająca część mikroorganizmów glebowych wykorzystuje głównie amonową formę azotu. Pobudzenie przez osad ściekowy rozwoju bakterii odnotowali w badaniach laboratoryjnych Furczak i Joniec (2002). Czynnikiem sprzyjającym namnażaniu się bakterii w glebie brunatnej, wzbogaconej osadem, wydaje się być również odczyn, zbliżony do obojętnego. Stymulacja rozwoju omawianych grup drobnoustrojów w glebie z osadem mogła być także spowodowana dostarczeniem z tym odpadem materii organicznej. Istotne różnice w liczebności grzybów, narastające wraz z dawką osadu ściekowego z mleczarni, wystąpiły tylko w glebie płowej, natomiast liczebność omawianej grupy drobnoustrojów w glebie brunatnej była na poziomie wartości uzyskanych w kontroli. Lima i in. (1996) również w swoich badaniach stwierdzili stymulację rozwoju bakterii i grzybów w wyniku nawożenia osadem ścieków komunalnych, która narastała wraz z dawką wprowadzonego do gleby odpadu. Stymulację rozwoju grzybów należałoby tłumaczyć istotnie wyższym poziomem C-organicznego po wprowadzeniu osadu oraz niską wartością pH gleby płowej. Dlatego też, w badaniach własnych, większy wzrost liczebności grzybów pod wpływem zastosowanego odpadu zaznaczył się w glebie płowej. Istotnie wyższa liczebność bakterii i grzybów w początkowej fazie przeprowadzonych badań mogła być związana z rozwojem drobnoustrojów mineralizujących łatwo dostępną substancję organiczną. W badaniach własnych tzw. ogólna liczebność bakterii i grzybów, liczebność bakterii i grzybów „proteolitycznych”, bakterii celulolitycznych, amonifikacyjnych i nitryfikacyjnych była najwyższa w obiektach z dawką odpadu 100 Mg·ha⁻¹ w glebie płowej, jak i brunatnej. Dodatni wpływ nawożenia osadem ściekowym z mleczarni na kształtowanie się liczebności bakterii i grzybów glebowych we wcześniejszych badaniach wykazały także Jezierska-Tys i Frąc (2005c). Namnażanie obu badanych grup mikroorganizmów wiązało się na ogół ze wzrostem aktywności dehydrogenaz, która według wielu autorów (Januszek 1999, Kobus 1995, Myśków 1981) jest miernikiem ogólnej aktywności mikrobiologicznej gleb, ponieważ aktywność tego enzymu może być odbi-

ciem zmian w populacji drobnoustrojów. Badania Limy i in. (1996) wykazały dodatnią korelację między liczebnością bakterii, a liczebnością grzybów nitkowatych i aktywnością dehydrogenaz w glebie wzbogaconej osadem ściekowym.

Z przeprowadzonych badań własnych wynika, że populacje bakterii uczestniczyły także w mineralizacji celulozy, przede wszystkim w glebie z osadem ścieków mleczarskich i obornikiem zastosowanym łącznie, ale również i samym osadem. Świadczył o tym wzrost liczebności bakterii celulolitycznych, po wprowadzeniu osadu ścieków mleczarskich, szczególnie w glebie płowej. Wzrost liczebności bakterii celulolitycznych był skorelowany ze zwiększoną aktywnością dehydrogenaz, jednak efektu tego nie odnotowano we wszystkich przeprowadzonych doświadczeniach. Najsilniejszy wzrost liczebności badanych mikroorganizmów uwidocznił się przy wyższych dawkach zastosowanego osadu ścieków mleczarskich (50 i 100 Mg·ha⁻¹). Rozwojowi bakterii celulolitycznych sprzyja także wyższy odczyn środowiska. Optimum pH dla aktywności celulaz bakteryjnych wynosi około 7 (Paul i Clark 2000). Prawdopodobnie z tego powodu istotny wzrost liczby bakterii celulolitycznych zaznaczył się najwyraźniej w glebie o odczynie obojętnym, to jest brunatnej. Podobne wyniki, tylko w warunkach polowych, uzyskali również Jezierska-Tys i in. (2005). Furczak i Joniec (2005b) w swoich badaniach wykazały dodatni wpływ osadu ścieków komunalnych na liczebność bakterii celulolitycznych w glebie.

W przeprowadzonych badaniach, w warunkach laboratoryjnych, stwierdzono wyraźną reakcję bakterii i grzybów „proteolitycznych” na nawożenie osadem ściekowym z mleczarni. Z badań własnych wynika, że oddziaływanie tego odpadu na rozwój mikroorganizmów „proteolitycznych” było stymulujące. Osad ścieków mleczarskich stanowi bogate źródło azotowych związków organicznych (Fidecki 2002), dlatego też odnotowana w niniejszych doświadczeniach stymulacja rozwoju bakterii i grzybów „proteolitycznych” była prawdopodobnie wywołana wzbogaceniem gleby w azotowe związki organiczne pochodzenia osadowego, będące źródłem pokarmu dla tej grupy drobnoustrojów. Innym czynnikiem, który mógł przyczynić się do rozwoju bakterii proteolitycznych był wzrost odczynu gleby. Podobnie jak we wcześniejszych badaniach Jezierskiej-Tys i Frąć (2005a) w prezentowanej pracy wykazano, że połowa dawka osadu ścieków mleczarskich (22 Mg·ha⁻¹) wywarła, podobny jak obornik, dodatni wpływ na liczebność drobnoustrojów o właściwościach proteolitycznych w glebie. Na uwagę zasługuje fakt, że liczba badanych mikroorganizmów wzrastała w glebie wraz z większą dawką zastosowanego odpadu. Z oznaczeń, dotyczących liczebności bakterii i grzybów „proteolitycznych” wynika, że ich rozwój uzależniony był zarówno od dawki osadu ściekowego z mleczarni, jak też typu gleby. Wyższą liczebność bakterii proteolitycznych stwierdzono w glebie brunatnej w porównaniu do gleby płowej, natomiast w przypadku grzybów uzdolnionych do rozkładu organicznych połączeń azotowych zaznaczyła się tendencja odwrotna. Liczebność

badanych mikroorganizmów zwiększała się wraz z ilością wprowadzonego do gleby osadu, przy czym efekt ten wyraźniej uwidocznił się w glebie płowej. Zjawisko to można tłumaczyć wprowadzeniem do gleby substratu potrzebnego dla rozwoju tych mikroorganizmów, w postaci azotowych związków organicznych występujących w osadzie z oczyszczalni ścieków mleczarskich. Jak podaje Fidecki (2002) w odpadach tych azot występuje głównie w formie organicznej, a w jego mineralizacji uczestniczą drobnoustroje „proteolityczne”. Pobudzenie rozwoju bakterii proteolitycznych w wyniku nawożenia osadem ścieków komunalnych odnotowali również w swoich badaniach Joniec i Furczak (2005a) oraz Jezińska-Tys i Frąc (2005a).

Wyniki badań własnych wskazują, że dawka osadu ściekowego z mleczarni ($22 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) stymulowała (jednak w mniejszym stopniu niż obornik) rozwój bakterii amonifikacyjnych tylko w glebie płowej, w brunatnej natomiast obniżała liczebność tych drobnoustrojów. Wyższe dawki osadu, tj. 50 i $100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ w obu glebach spowodowały bardzo duży istotny wzrost liczebności amonifikatorów w stosunku do kontroli.

Kolejną grupą mikroorganizmów, której liczebność wzrastała po wprowadzeniu osadu ścieków mleczarskich, zwłaszcza w glebie brunatnej, były bakterie nityfikacyjne. Z przeprowadzonych analiz wynika, że połowa dawka osadu ściekowego z mleczarni, tj. $22 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ wykazała podobne działanie na liczebność nityfikatorów, jak obornik. Istotny wzrost liczby badanych mikroorganizmów stwierdzono po wprowadzeniu, do badanych gleb, zwłaszcza wyższych dawek (50 i $100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) osadu. Badania Jezińskiej-Tys i in. (2004a, 2004b) oraz Jezińskiej-Tys i Frąc (2005b) wykazały również stymulujące oddziaływanie osadu ścieków mleczarskich na liczebność nityfikatorów w glebie brunatnej. Mazur (1991) podkreśla, że sama aktywność nityfikatorów świadczy w oczywisty sposób o korzystnych dla roślin właściwościach gleby, z uwagi na ich wysokie wymagania w zakresie zapotrzebowania na składniki pokarmowe, wrażliwość na zakwaszenie i niedostateczną aerację gleby. Można też uznać, że łatwość przemieszczania azotanów (V), nie ograniczona przez procesy sorpcyjne, sprzyja pobieraniu tej formy azotu przez rośliny w porównaniu z formą amonową. Wydaje się więc, że stymulacja rozwoju bakterii nityfikacyjnych w wyniku nawożenia gleby osadem ścieków mleczarskich świadczy również o korzystnym oddziaływaniu tego odpadu na właściwości gleby. Z drugiej jednak strony azotany (V) są bardziej narażone na straty niż sole amonowe (Adams 2003, Barabasz 1991, 1992, Gostkowska i Wielgosz 1994) w związku z tym pozytywna ocena nityfikacji może budzić uzasadnione wątpliwości. Jednak wzrost liczby nityfikatorów, utleniających N-NH_4 do N-NO_3 – formy bardziej dostępnej dla roślin, w okresie ich intensywnego wzrostu wydaje się być jak najbardziej pożądanym, a ten rezultat można osiągnąć przez nawożenie gleby osadem z oczyszczalni ścieków mleczarskich.

5.2. Wpływ osadu ścieków mleczarskich na wybrane właściwości biochemiczne gleb

W badaniach stanu środowiska przyrodniczego ważnym elementem jest ocena jakości i produktywności gleb. Aktywność enzymów glebowych, z uwagi na ich związek z procesami biologicznymi w glebie, dostarcza informacji na temat specyficznej aktywności metabolicznej i funkcji zbiorowiska mikroorganizmów glebowych. Na podstawie zmian aktywności enzymów hydrolitycznych można w dużym stopniu oceniać przebieg degradacji substancji organicznej wprowadzonej do gleby (Burns 1982, Gibbs i in. 2006, Gostkowska i in. 1998, Januszek 1999, Myśków 1981). Mogą być one wskaźnikami zmian aktywności mikroorganizmów, które zachodzą pod wpływem antropogenicznych czynników stresowych (Burns 1982, Kieliszewska-Rokicka 2001, Kucharski 1997, Zahir i in. 2001). Niektórzy autorzy (Kieliszewska-Rokicka 2001, Myśków 1981, Pacha 1984) wskazują na powiązanie pomiędzy poziomem aktywności enzymów i właściwościami chemicznymi gleb.

Wielu autorów (Albiach i in. 2000, Fernandes i in. 2005, Garcia-Gil i in. 2002, Karaca i in. 2002, Kizilkaya i Bayrakli 2005, Lai i in. 1999, Moreno i in. 2003, Nowak i in. 2001b, Saviozzi i in. 1999, Saviozzi i in. 2002, Tasatar i Haktanir 2000, Vieira i in. 2003) badało wpływ osadu ścieków komunalnych na aktywność różnych enzymów glebowych. Niewiele jest jednak danych (Jezińska-Tys i Frąc 2006, Jezińska-Tys i Frąc 2007, Jezińska-Tys i in. 2004b) dotyczących oddziaływania osadu ściekowego pochodzącego z oczyszczalni ścieków mleczarskich na aktywność mikrobiologiczną w środowisku glebowym.

Z dotychczasowych badań (Frankenberger i Dick 1983, Gostkowska i in. 1993, Gostkowska i in. 1998, Ladd i Butler 1972) wynika, że aktywność enzymów jest dodatnio skorelowana z zawartością C-organicznego i N-ogółem. Z badań własnych wynika, że osad ścieków mleczarskich, podobnie jak osad ścieków komunalnych, oddziałuje na zachodzące w glebie procesy biochemiczne, w tym na aktywność enzymatyczną. Wcześniejsze badania rozpoznawcze (Jezińska-Tys i Frąc 2005a, Jezińska-Tys i in. 2004b) potwierdzają również istotne zmiany w aktywności enzymów glebowych wywołane przez osad ścieków mleczarskich. Przeprowadzone badania wykazały, że wpływ osadu ściekowego z mleczarni na aktywność enzymów był zróżnicowany w zależności od rodzaju enzymu. Wynika to z dużego zróżnicowania i reakcji enzymów, wrażliwości i odporności na czynniki środowiskowe, jak i zawartości w glebie specyficznych substratów dla reakcji enzymatycznych (Emmerling i in. 2000, Emmerling i in. 2002, Januszek 1999, Nannipieri i in. 2003).

Dehydrogenazy stanowią liczną grupę oksydoreduktaz, które katalizują utlenianie związków organicznych przez odłączenie od nich elektronów i protonów (Brzezińska i Włodarczyk 2005, Casida 1964, Januszek 1999). Aktywność dehydrogenaz uważana jest przez wielu badaczy (Januszek 1999, Kobus 1995, Myśków 1981) za dobry miernik ogólnej aktywności mikrobiologicznej. Oznaczanie aktywności tych enzymów w glebie jest wskaźnikiem intensywności metabolizmu oddechowego drobnoustrojów i często wykorzystywane jest w określaniu aktywności biologicznej gleby pod wpływem działania czynników biotycznych i abiotycznych (Brzezińska i Włodarczyk 2005, Kieliszewska-Rokicka 2001, Myśków 1981). Z badań licznych autorów (Baran i in. 2000, Moreno i in. 1999, Lai i in. 1999, Saviozzi i in. 2002, Wielgosz 1996) wynika, że aktywność dehydrogenaz była wykorzystywana jako wskaźnik zmian aktywności biologicznej środowiska glebowego pod wpływem nawożenia materią organiczną, w tym także osadami ściekowymi. Badania przeprowadzone przez Lai i in. (1999) oraz Saviozzi i in. (2002) wykazały spadek aktywności dehydrogenaz w czasie inkubacji gleby, co według wymienionych autorów było związane z wyczerpywaniem się substratów oddechowych dla mikroorganizmów. Według Lai i in. (1999) dodany do osadu popiół węglowy obniżał aktywność tego enzymu w środowisku glebowym. Moreno i in. (1999) oraz Vieira i in. (2003) zaobserwowali z kolei wysoką stymulację aktywności dehydrogenaz pod wpływem zastosowanego do gleby osadu ściekowego. Z badań własnych przeprowadzonych w laboratoryjnym doświadczeniu wazonowym wynika, że istotnie wyższa aktywność dehydrogenaz w glebie brunatnej wzbogaconej osadem ścieków mleczarskich w porównaniu do gleby płowej była prawdopodobnie uwarunkowana, m.in. zróżnicowanym pH w tych obiektach i zawartością substancji organicznej. Dehydrogenazy należą bowiem do enzymów, które w warunkach zakwaszenia przejawiają niską aktywność, natomiast w glebach słabo zasadowych osiągają optimum aktywności katalitycznej (Brzezińska i Włodarczyk 2005, Casida 1964, Thalmann 1968). Zdaniem wielu autorów (Baran i in. 1999a, Bielińska i in. 1999, Gostkowska i in. 2000) aktywność dehydrogenaz jest silnie skorelowana z zawartością C-organicznego i azotu ogółem w glebie. Ponieważ zastosowany w doświadczeniach osad spowodował wzrost zawartości C-organicznego i N-ogółem, a więc zwiększenie aktywności dehydrogenaz było prawdopodobnie wywołane wzrostem poziomu tych dwóch składników w glebie płowej, jak i brunatnej. Dodatkowym czynnikiem przyczyniającym się do pobudzenia aktywności oznaczanych enzymów mógł być również niewielki wzrost wartości pH w glebie z osadem. Z przeprowadzonych badań wynika, że aktywność dehydrogenaz istotnie zależała również od dawki zastosowanego odpadu.

Aktywność enzymów biorących udział w przemianach azotu w glebie może być wskaźnikiem biologicznej aktywności środowiska glebowego, może służyć do oceny wpływu czynników antropogenicznych na zmiany zachodzące w glebie oraz może świadczyć o intensywności przemian związków azotu w środowisku i może być wskaźnikiem dostępności tego składnika dla roślin. W badaniach własnych spośród badanych enzymów największą wrażliwość na nawożenie osadem ściekowym pochodzącym z mleczarni wykazała proteaza. W obu badanych glebach płowej i brunatnej, w modelowych doświadczeniach laboratoryjnych, aktywność proteolityczna znacznie wzrastała pod wpływem zastosowanego odpadu. Efekt ten zwiększał się również wraz z dawką wprowadzonego do gleby osadu, a połowa dawka ($22 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) w większym stopniu stymulowała aktywność badanego enzymu niż obornik.

Stymulujący wpływ osadu ścieków mleczarskich na aktywność proteazy wykazali również w swoich badaniach Jezińska-Tys i in. (2004b). Z przeprowadzonych przez Zamana i in. (1999, 2004) badań nad wpływem płynnych osadów mleczarskich wynika, że po początkowym wzroście aktywności proteolitycznej następował powolny jej spadek w czasie trwania doświadczenia, co spowodowane było wyczerpywaniem się azotowych substancji organicznych wprowadzonych do gleby z płynnymi osadami mleczarskimi.

Niektórzy autorzy (Gostkowska i in. 1998, Mantua i Bremner 1975) uważają, że aktywność ureazy zależy od odczynu gleby oraz zawartości substancji organicznej, a rola tego enzymu jest istotna w przemianach azotu glebowego. W dostępnej literaturze występują liczne badania (Albiach i in. 2001, Baran i in. 1999, Bielińska i in. 1999, Garcia-Gil i in. 2004, Marschner i in. 2003, Saviozzi i in. 2002) nad wpływem osadu ścieków komunalnych na aktywność urolityczną. Nie wiele jest jednak danych (Jezińska-Tys i in. 2004b, Jezińska-Tys i Frąć 2005a, Jezińska-Tys i Frąć 2006) dotyczących wpływu osadu ścieków mleczarskich na aktywność wymienionego enzymu. Na podstawie otrzymanych wyników z badań własnych należy stwierdzić, że aktywność urolityczna była niższa w glebie płowej (kwaśnej) niż brunatnej (o odczynie zbliżonym do obojętnego). Ureaza jest enzymem uczestniczącym w ostatnich etapach degradacji organicznych związków azotowych, które z bardzo dużym prawdopodobieństwem można ułożyć w następującej kolejności: białka – polipeptydy – mocznik – amoniak (Barabasz 1992, Paul i Clark 2000). W badaniach własnych aktywność ureazy, enzymu o bardzo wąskim spektrum substratowym, na ogół obniżała się w trakcie okresu badawczego, co wskazywałoby na wyczerpywanie się substratu niezbędnego do działalności tego enzymu. W przeprowadzonych doświadczeniach uwidoczniło się pozytywne oddziaływanie osadu ścieków mleczarskich na aktywność ureazy. Poza tym z prze-

prorowadzonych analiz wynika, że połowa dawka odpadu, tj. $22 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, spowodowała wyższą aktywność urolityczną niż wprowadzony obornik do badanych gleb. Z badań przeprowadzonych przez Albiach i in. (2000) wynika, że osad ściekowy może mieć podobny, jak obornik, wpływ na aktywność urolityczną. Oddziaływanie osadu na badaną aktywność nasilało się wraz z dawką odpadu wprowadzoną do gleby. Badania przeprowadzone przez Jezierską-Tys i in. (2004b) nie potwierdzają stymulującego oddziaływania osadu ścieków mleczarskich na aktywność ureazy. Być może przyczyną obniżenia aktywności urolitycznej był spadek C i N w glebie.

Zmianom w rozwoju i aktywności enzymatycznej drobnoustrojów, zasiedlających badaną glebę, towarzyszyły zmiany chemiczne. Obejmowały one przede wszystkim zawartość N-NH_4 , N-NO_3 oraz N-NO_2 . Organiczne związki azotu dostające się do gleby w postaci różnych odpadów, m.in. osadów ściekowych ulegają w glebie złożonym przemianom biochemicznym. W procesach tych, wśród których należy wymienić amonifikację i nityfikację, powstają dostępne dla roślin formy azotu mineralnego (Wyczółkowski i Dąbek-Szreniawska 2005, Shi i in. 2004). W literaturze (Blechsmidt i in. 1999, Dar 1997, Felipoi Garau 1987, Hernandez i in. 2002, Serna i Pomares 1992, Wong i Lai 1996, Zaman i in. 2004) są dostępne wyniki badań nad wpływem osadu ścieków komunalnych na intensywność procesów związanych z przemianami azotu, tj. amonifikacji i nityfikacji. Niektórzy autorzy (Habteselassie i in. 2006, Shi i in. 2004) badali też wpływ kompostowanych osadów mleczarskich na wyżej wymienione procesy. Również Jezierska-Tys i in. (2004a) oraz Jezierska-Tys i Frąć (2005a) sygnalizowali istotny wpływ osadu ściekowego z mleczarni na nasilenie amonifikacji i nityfikacji. Z przeprowadzonych badań własnych wynika, że osad ścieków mleczarskich oddziałuje także na zachodzące w glebie procesy biochemiczne, związane z obiegiem N. Otrzymane wyniki dowodzą, że połowa dawka osadu ścieków mleczarskich ($22 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) spowodowała wzrost mineralizacji azotu organicznego z uwolnieniem N-NH_4 w stosunku do gleby kontrolnej, jak też wzbogaconej obornikiem. Efekt ten był jednak potwierdzony statystycznie tylko w glebie płowej. Wraz z rosnącą dawką odpadu (50 i $100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$), wprowadzonego do gleby płowej intensywność amonifikacji ulegała obniżeniu, podczas gdy w glebie brunatnej zaobserwowano wzrost natężenia tego procesu. Tendencja taka jest typowa dla gleb cechujących się wysokim współczynnikiem charakteryzującym równowagę mineralizacji i immobilizacji azotu, w których rozkładowi materii organicznej towarzyszy, jako efekt dodatkowy, wzrost ilości azotu mineralnego w glebie (Mazur 1991). Ze względu na to, że osad ścieków mleczarskich cechuje się wąskim stosunkiem C:N (znacznie węższym niż w oborniku) (Fidecki

2002), mineralizacja azotowych związków organicznych sprzyja intensywnemu uwalnianiu się azotu amonowego $N-NH_4$.

Intensywność nityfikacji istotnie była stymulowana przez najniższą zastosowaną dawkę osadu ściekowego z mleczarni ($22 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) i intensywność ta była wyższa niż w glebie wzbogaconej obornikiem. Nasilenie tego procesu zwiększało się wraz z dawką odpadu wprowadzonego do gleby (50 i $100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$), utrzymując się na wysokim poziomie przez cały czas trwania doświadczeń laboratoryjnych. Przeprowadzone badania również w warunkach laboratoryjnych przez Shi i in. (2004) wykazały, że kompostowane osady mleczarskie powodują wzrost nasilenia mineralizacji azotu i nityfikacji w glebie.

Obserwowana stymulacja nityfikacji była prawdopodobnie związana z wprowadzeniem do gleby wraz z osadem pewnej ilości drobnoustrojów przeprowadzających ten proces. O występowaniu w osadzie nityfikatorów donosili Loc i Piontek (2000) oraz Wielgosz (2000). Korzystny wpływ środków użyźniających na aktywność nityfikacyjną gleby stwierdziła w swoich badaniach Gostkowska i in. (1989) oraz Furczak i in. (1997). Cytowani autorzy efekt ten przypisywali wzbogaceniu gleby w substancje organiczne oraz wzrostowi odczynu. Zmiany odczynu w glebie wzbogaconej osadem ścieków mleczarskich były sprzężone ze zmianami zawartości amonowej i azotanowej (V) formy azotu. Generalnie obiekty wzbogacone odpadem wykazywały wzrost zawartości $N-NH_4$ i $N-NO_3$ w porównaniu z glebą nie wzbogaconą. Stwierdzono przy tym, że zawartość azotanowej (V) formy azotu była wyższa od amonowej. Wyższą akumulację $N-NO_3$ niż $N-NH_4$, odnotowaną w glebach wzbogaconych osadem ścieków mleczarskich, należy wiązać z działalnością nityfikacyjną drobnoustrojów. Wprowadzenie do gleby osadu zwiększało na ogół efektywność procesu nityfikacji. Z rolniczego punktu widzenia zjawisko to należy uznać za korzystne, ponieważ rośliny w przeciwieństwie do drobnoustrojów preferują przede wszystkim azotanową (V) formę azotu (cyt. za Barabasz 1992). Ponadto utlenianie $N-NH_4$ do $N-NO_3$ świadczyłoby o prawidłowym przebiegu obu faz nityfikacji, co jest także istotne z ekotoksykologicznego punktu widzenia. Zakłócenie procesu nityfikacji, polegające na hamowaniu drugiej fazy przez wysokie stężenie amoniaku, prowadzi może do akumulacji toksycznych azotanów (III) – prekursorów syntezy N-nitrozoamin. Zdaniem wielu autorów (Barabasz 1987, Rostkowska i in. 1998) nitrozoaminy powodują zaburzenia w równowadze biologicznej środowiska glebowego i hamują rozwój roślin. Potencjalna możliwość do zwiększania w glebie ilości azotanów (III) powstaje również jako rezultat pojawienia się nadmiaru azotanów (V) (Mazur 1991). W badaniach własnych tylko jednorazowo stwierdzono, bardzo niską, zawartość $N-NO_2$ w badanych glebach, jednak zastosowane środki użyźniające nie spowodowały długotrwałej akumulacji azotanów (III). Nasilenie procesu nityfikacji

było na ogół istotnie dodatnio skorelowane z liczebnością bakterii nityfikacyjnych, potwierdzając ich udział w przeprowadzaniu tego procesu. Azot uwalniany w procesie mineralizacji glebowej substancji organicznej, w znacznej części dostępny jest dla roślin uprawnych w drugim i dalszych latach po zastosowaniu nawozów (Mazur 1991).

5.3. Wpływ osadu ścieków mleczarskich na wybrane właściwości chemiczne gleb oraz korelacje pomiędzy badanymi parametrami

Z przeprowadzonych badań laboratoryjnych wynika, że odczyn analizowanych gleb był zróżnicowany w zależności od zastosowanego nawożenia organicznego, ilości zastosowanego osadu ścieków mleczarskich, typu gleby oraz czasu trwania eksperymentu. Niższe wartości pH otrzymano w glebie płowej niż brunatnej. Wraz ze wzrostem ilości osadu wprowadzonego do gleby płowej zwiększała się wartość pH, natomiast w glebie brunatnej następowało obniżanie odczynu. Potwierdzeniem tej tendencji są wcześniejsze badania przeprowadzone przez Jezierską-Tys i in. (2004b, 2005) którzy wykazali również obniżanie odczynu gleby brunatnej pod wpływem nawożenia osadem ścieków mleczarskich.

Z przeprowadzonych analiz wynika, że zawartość C-organicznego i N-ogółem we wszystkich przeprowadzonych doświadczeniach na ogół kształtowała się na wyższym poziomie w obiektach z osadem ścieków mleczarskich, w stosunku do gleby bez osadu. Osady ścieków mleczarskich charakteryzują się bowiem wysoką koncentracją azotu oraz zawierają duże ilości materii organicznej (Ciećko i in. 2001, Fidecki 2002, Filipek i Fidecki 1999).

Intensywność procesów biochemicznych w dużym stopniu determinowana jest obecnością mikroorganizmów w środowisku oraz ich aktywnością metaboliczną (Barabasz 1991, Barabasz 1992, Pacha 1984). Ilościowym i jakościowym zmianom populacji mikroorganizmów glebowych często towarzyszy zmiana aktywności enzymów glebowych oraz intensywności procesów związanych z obiegiem podstawowych pierwiastków, czy też właściwościami chemicznymi gleb (Kieliszewska-Rokicka 2001, Kucharski 1997, Wyczółkowski i Dąbek-Szreniawska 2005). W celu uchwycenia współzależności między mikroorganizmami, a ich aktywnością biochemiczną i właściwościami chemicznymi w doświadczeniach przeprowadzono analizę korelacji. Wykazano, że pomiędzy badanymi cechami wystąpiły istotne korelacje. W obrębie badanych grup drobnoustrojów stwierdzono współzależności, świadczące o współdziałaniu mikroorganizmów między sobą. Z przeprowadzonych badań wynika także, że wiele spośród badanych grup drobnoustrojów było skorelowanych z aktywnością enzymów glebowych. Korelacja pomiędzy liczebnością bakterii celulolitycznych, a aktywnością dehydrogenaz wskazuje na udział tej grupy taksonomicznej mikroorganizmów

w mineralizacji węglowej substancji organicznej. Istotną korelację pomiędzy liczebnością bakterii, a aktywnością dehydrogenaz oraz pomiędzy liczebnością bakterii, a liczebnością grzybów glebowych stwierdzili w swoich badaniach również Lima i in. (1996). Wysokie wartości współczynników korelacji uzyskane w badaniach własnych pomiędzy liczebnością bakterii i grzybów „proteolitycznych”, a aktywnością proteazy świadczą o udziale tych mikroorganizmów w mineralizacji organicznych połączeń azotowych. Badania Karaca i in. (2002) udowodniły również występowanie istotnej korelacji pomiędzy liczebnością bakterii i grzybów, a aktywnością enzymów glebowych w wyniku stosowania osadu ścieków komunalnych. W badaniach własnych wykazano wysokie wartości współczynników korelacji pomiędzy dawką osadu wprowadzonego do gleby, a liczebnością badanych mikroorganizmów i ich aktywnością biochemiczną. Wskazuje to na aktywizujący i pozytywny wpływ osadu ścieków mleczarskich na środowisko mikrobiologiczne badanych gleb.

Podsumowując należy podkreślić, że interesujące i celowe zarówno z punktu widzenia ochrony środowiska, jak też ekonomicznego byłoby kontynuowanie badań dotyczących rolniczego wykorzystania osadu ścieków mleczarskich.

6. WNIOSKI

1. Przeprowadzone badania wykazały, że osad ścieków mleczarskich wpływa korzystnie na właściwości mikrobiologiczne i biochemiczne gleb i może być uznawany za odpad wartościowy pod względem nawozowym.

2. Osady z oczyszczalni ścieków mleczarskich powinny być zagospodarowane dla celów produkcji roślinnej, po uprzedniej ocenie ich stanu sanitarnego i zawartości metali ciężkich.

3. Wprowadzony do gleby osad ścieków mleczarskich aktywizował populacje drobnoustrojów w zależności od dawki odpadu wprowadzonego do gleby, czasu jego oddziaływania, a także typu gleby. Pobudzenie rozwoju badanych grup mikroorganizmów najwyraźniej uwidoczniło się w obecności wyższych dawek odpadu (50 i $100 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$).

4. Osad ściekowy z mleczarni miał, na ogół podobny lub wyższy niż obornik, wpływ na liczebność bakterii i grzybów glebowych. Pozytywne efekty uzyskano także stosując osad ściekowy z mleczarni łącznie z obornikiem.

5. Przeprowadzone badania wykazały, że aktywność badanych enzymów glebowych oraz intensywność procesów biochemicznych, związanych z przemianami azotu były na ogół stymulowane przez wprowadzony do gleby osad ścieków mleczarskich oraz zbliżone do poziomu stymulacji przez obornik (w obu przypadkach wprowadzono jednakową ilość azotu). Stymulujące oddziaływanie osadu

ścieków mleczarskich na aktywność enzymatyczną gleb nasilało się wraz ze zwiększeniem ilości odpadu wprowadzonego do gleby.

6. Zastosowanie wyższych od połowej dawki osadu ścieków mleczarskich (50 i 100 Mg·ha⁻¹) nie spowodowało niekorzystnych zmian zarówno w liczebności analizowanych grup drobnoustrojów, jak i aktywności procesów biochemicznych, zachodzących w glebie płowej i brunatnej.

7. Przeprowadzone analizy korelacji wykazały, że mikroorganizmy, odznaczające się dużą aktywnością metaboliczną, wywierają istotny wpływ na dynamikę wielu procesów biochemicznych w glebie wzbogaconej osadem ściekowym z mleczarni.

8. Zastosowane dawki osadu ścieków mleczarskich nie zakłóciły w sposób istotny nasilenia procesów amonifikacji i nityfikacji zarówno w glebie płowej, jak i brunatnej.

9. Zastosowane testy mikrobiologiczne i biochemiczne okazały się czułymi wskaźnikami właściwości biologicznych gleby nawożonej osadem ścieków mleczarskich.

7. PIŚMIENNICTWO

- Adams M. B., 2003. Ecological issues related to N deposition to natural ecosystems: research needs. *Envir. Inter.*, 29, 189-199.
- Albiach R., Canet R., Pomares F., Ingelmo F., 2000. Microbial biomass content and enzymatic activities after the application of organic amendments to a horticultural soil. *Biores. Tech.*, 75, 1, 43-48.
- Albiach R., Canet R., Pomares F., Ingelmo F., 2001. Organic matter components, aggregate stability and biological activity in a horticultural soil fertilized with different rates of two sewage sludges during ten years. *Biores. Tech.*, 77, 2, 109-114.
- Alef K., Beck T., Zelles L., Kleiner D., 1988. A comparison of methods to estimate microbial biomass and N-mineralization in agricultural and grassland soils. *Soil Biol. Biochem.*, 20, 561-565.
- Alkorta I., Aizpurua A., Riga P., Albizu I., Amezaga I., Garbisu C., 2003. Soil enzyme activities as biological indicators of soil health. *Rev. Environ. Health.*, 18, 1, 65-73.
- Al-Najar H., Schulz R., Breuer J., Roemheld V., 2005. Effect of cropping systems on the mobility and uptake of Cd and Zn. *Env. Chem. Lett. Spr. Verl.*, 11, 1-8.
- Alva A., Paramasivam S., Sajwan K., 2006. Nitrogen transformation from three soil organic amendments in a sandy soil. *Arch. Agron. Soil Sci.*, 52, 3, 321-331.
- Antil R., Mahata M., Narwal R., 2006. Effect of substrate concentration, soil moisture, and organic materials on urease activity of soil contaminated with lead. *Arch. Agron. Soil Sci.*, 52, 1, 61-68.
- Ataman S., Arcaç S., 2000. Effects of the sewage sludge of Ankara waste water treatment plant on some soil activities. *International Symposium on desertification*, http://www.toprak.org.tr/isd/isd_64.htm, Konya.
- Babel S., del Mundo Dacera D., 2006. Heavy metal removal from sludge for land application: A review. *Waste Manage.*, 26, 988-1004.
- Balicka N., 1986. Wykorzystanie wskaźników mikrobiologicznych w analizie środowiska glebowego. *Post. Mikrob.*, 25, 3/4, 289-292.

- Barabasz W., 1987. Rola mikroflory w transformacji mineralnych związków azotu i powstawaniu nitrozoamin w środowiskach górskich ekosystemów trawiastych. Zesz. Nauk. AR Kraków, Rozpr. Habil., 119.
- Barabasz W., 1991. Mikrobiologiczne przemiany azotu glebowego. I. Biogeochemia azotu glebowego. Post. Mikrob., 30, 4, 395-409.
- Barabasz W., 1992. Mikrobiologiczne przemiany azotu glebowego. II Biotransformacja azotu glebowego. Post. Mikrob., 31, 1, 3-33.
- Baran S., Bielińska E.J., 1998. Enzymatic activity of sandy soil fertilised with sewage deposits. Pol. J. Soil Sci. 31, 1, 77-83.
- Baran S., Bielińska E.J., Wiśniewski J., 1999a. Wpływ osadu ściekowego i wermikompostu z tego osadu na aktywność enzymatyczną gleby piaszczystej. Ann. UMCS, Sect. E, 54, 18, 145-151.
- Baran S., Bielińska E. J., Wójcikowska-Kapusta A., 2000. Wpływ uprawy wikliny na kształtowanie się aktywności dehydrogenaz i fosfataz oraz zawartości ołowiu w glebie bielcowej użyźnionej osadem ściekowym. Fol. Univ. Agric. Stetin. Agricult., 84, 19-24.
- Baran S., Bielińska E.J., Żukowska G., 2002a. Wpływ użyźnienia gleby lekkiej osadem ściekowym na aktywność ureazy i zawartość różnych form azotu w glebie. W: Odpady organiczne a ochrona i produktywność agrocenozy. III Międzynarodowa Konferencja Naukowa. Lublin 11-13 czerwca: 7-8.
- Baran S., Bielińska E. J., Żukowska G., Gostkowska K., 2002b. Oddziaływanie różnych systemów nawożenia na aktywność enzymatyczną gleby lekkiej. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 484, 29-36.
- Baran S., Oleszczuk P., 2002. Bilans wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w glebie lekkiej użyźnionej osadem ściekowym. Acta Agrophys., 70, 21-28.
- Baran S., Oleszczuk P., Żukowska G., 2002c. Zasoby i gospodarka odpadami organicznymi w Polsce. Acta Agrophys., 73, 17-34.
- Baran S., Szczepanowska I., Saadi L., 1999b. Wpływ użyźniania osadem ściekowym o różnym stopniu przetworzenia na zawartość form azotu w glebie lekkiej. Fol. Univ. Agric. Stetin. Agricult., 77, 15-20.
- Bartkiewicz B., 2002. Oczyszczanie ścieków przemysłowych. PWN, Warszawa.
- Beltrán-Hernández R. I., Coss-Muñoz E., Luna-Guido M. L., Mercado-García F., Siebe C., Dendooven L., 1999. Carbon and nitrogen dynamics in alkaline saline soil of the former Lake Texcoco (Mexico) as affected by application of sewage sludge. Eur. J. Soil Sci., 50, 4, 601-608.
- Bergs C.G., Lindner K.H., 1997. Sewage sludge use in the Federal Republic of Germany. Eur. Wat. Poll. Cont., 7, 2, 47-52.
- Beyer Y., Wachendorf C., Balzer F. M., Balzer-Graf U. R., 1992. The use of biological methods to determine the microbiological activity of soil under cultivation. Biol. Fertil. Soils, 13, 242-247.
- Bhattacharyya P., Pal R., Chakraborty A., Chakrabarti K., 2001. Microbial biomass and activity in a Laterite soil amended with municipal solid waste compost. J. Agr. Crop Sci., 187, 207-211.
- Bielińska E. J., Baran S., Domżał H., 2000. Zastosowanie wskaźników enzymatycznych do oceny wpływu różnych zabiegów agrotechnicznych na poprawę właściwości gleby lekkiej. Fol. Univ. Agric. Stetin. Agricult., 84, 35-40.
- Bielińska E. J., Baran S., Wiśniewski J., Kopińska A., 1999. Aktywność enzymatyczna gleby piaszczystej użyźnionej osadem ściekowym pod uprawą wikliny. W: Przyrodnicze użytkowanie osadów ściekowych. III Konferencja Naukowo-Techniczna, Świnoujście 9-11 czerwca, 127-132.
- Bielińska E.J., Żukowska G., 2002. Aktywność proteazy i ureazy w glebie lekkiej użyźnionej osadem ściekowym. Acta Agrophys., 70, 41-47.
- Bień J., 2002. Osady ściekowe. Teoria i praktyka. Wyd. Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa.

- Blechs Schmidt R., Schaaf W., Hüttl R.F. 1999. Soil microorganism experiments to study the effects of waste material application on nitrogen and carbon turnover of lignite mine spoils in Lusatia (Germany). *Plant Soil*, 213, 23-30.
- Boruszko D., Dąbrowski W., Magrel L., 1999. Wpływ technologii oczyszczania ścieków mleczarskich na zawartość związków biogenych w osadzie nadmiernym. W: *Osady ściekowe – przepisy, rozporządzenia. X Konferencja Naukowo-Techniczna. Częstochowa-Ustroń 16-18 czerwca*, 173-176.
- Bozkurt M.A., Akdeniz H., Keskin B., Yilmaz I.H., 2006. Possibilities of using sewage sludge as nitrogen fertilizer for maize. *Acta Agr. Scand. B*, 56, 2, 143-149.
- Bozkurt M.A., Yarılgac T., 2003. The effects of sewage sludge applications on the yield, growth, nutrition and heavy metal accumulation in apple trees growing in dry conditions. *Turk. J. Agric. For.*, 27, 285-292.
- Brzeski K., 1999. Sanitarna ocena przydatności osadów ściekowych do przyrodniczego wykorzystania. W: *Przyrodnicze użytkowanie osadów ściekowych. III Konferencja Naukowo-Techniczna, Świnoujście 9-11 czerwca*, 63-65.
- Brzezińska M., Włodarczyk T., 2005. Enzymy wewnątrzkomórkowych przemian redoks (Oksydo-reduktazy). W: *Metody oznaczania aktywności enzymów w glebie. Rozprawy i Monografie. 3. Instytut Agrofizyki PAN Lublin*.
- Burges A., Raw F., 1971. *Biologia gleby. PWRiL, Warszawa*.
- Burns R. G., 1982. Enzyme activity in soil: Location and a possible role in microbial ecology. *Soil Biol. Biochem.*, 14, 5, 423-427.
- Burton D. L., McGill W. B., 1992. Spatial and temporal fluctuation in biomass, nitrogen mineralizing reactions and mineral nitrogen in a soil cropped to barley. *Can. J. Soil Sci.*, 73, 31-42.
- Butarewicz A., 2003. Higieniczne aspekty procesu kompostowania osadów ściekowych. W: *Nowe spojrzenie na osady ściekowe. Odnawialne źródła energii, cz. I. II międzynarodowa i XIII krajowa konferencja Naukowo-Techniczna, Częstochowa 3-5 lutego*, 243-252.
- Casida L. E., Klein D. A., Santoro T., 1964. Soil dehydrogenases activity. *Soil Sci.*, 98, 371-376.
- Ciećko Z., Wyszowski M., Rolka E., 2001. Charakterystyka chemiczna osadów ściekowych z oczyszczalni mleczarskich. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 477, 313-318.
- Corstange R., Reddy K.R., 2006. Microbial indicators of nutrient enrichment. *Soil Soc. Am. J.*, 70, 1652-1661.
- Czekała J., 1999. Osady ściekowe źródłem materii organicznej i składników pokarmowych. *Fol. Univ. Agric. Stetin. Agricult.*, 77, 33-38.
- Czekała J., 2000. Wartość próchnicotwórcza i działanie nawozowe osadu ściekowego. *Fol. Univ. Agric. Stetin. Agricult.*, 84, 75-80.
- Czekała J., 2002. Wybrane właściwości osadów ściekowych z oczyszczalni regionu Wielkopolski Cz. I. Odczyn, sucha masa, materia i węgiel organiczny oraz makroskładniki. *Acta Agrophys.*, 70, 75-82.
- Czekała J., Jakubus M., Mocek A., 2002. Wybrane właściwości osadów ściekowych z oczyszczalni regionu Wielkopolski Cz. III. Metale ciężkie i wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne. *Acta Agrophys.*, 70, 91-98.
- Dahm H., Li C. Y., Januszek K., 1997. Development of microorganisms and oxidation of some organic compounds in soil polluted with heavy metals. *Pol. J. Soil Sci.*, 30, 2, 55-63.
- Dar H.G., 1997. Impact of lead and sewage sludge on soil microbial biomass and carbon and nitrogen mineralization. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 58, 234-240.
- Davis R.D., Hall J.E., 1997. Production, treatment and disposal of wastewater sludge in Europe from a UK perspective. *Eur. Wat. Poll. Contr.*, 7, 2, 9-17.

- Dąbrowski W., Kajurek M., 2003. Przeróbka i zagospodarowanie osadów ściekowych z oczyszczalni ścieków mleczarskich na przykładzie S.M. Mlekovita. W: Nowe spojrzenie na osady ściekowe. Odnawialne źródła energii, cz. I. II międzynarodowa i XIII krajowa konferencja Naukowo-Techniczna, Częstochowa 3-5 lutego, 201-209.
- Dąbrowski W., Magrel L., Wierzbicki T.L., 1998. Próby wykorzystania osadów ściekowych ze ścieków mleczarskich do przyrodniczego lub rolniczego zagospodarowania. W: Osady ściekowe w praktyce. VII Konferencja Naukowo-Techniczna. Częstochowa-Ustroń 16-18 czerwca, 283-287.
- Diener U.L., Morgan-Jones G., Hagler I.R.W.M., Davis N.D., 1976. Mycoflora of activated sewage sludge. *Mycopath.*, 58, 2, 115-116.
- Dürring R.A., Gäth S., 2002. Utilization of municipal organic wastes in agriculture: where do we stand, where will we go? *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 165, 544-556.
- Emmerling C., Liebner C., Haubold-Rosar M., Katur J., Schröder D., 2000. Impact of application of organic waste materials on microbial and enzyme activities of mine soils in the Lusatian coal mining region. *Plant Soil.*, 220, 129-138.
- Emmerling C., Schloter M., Hartmann A., Kandeler E., 2002. Functional diversity of soil organisms – a review of recent research activities in Germany. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 165, 408-420.
- Felipó M. T., Garau M. A., 1987. Comparison of biological and chemical methods to determine available nitrogen in sewage sludge amended soil. *Biol. Fertil. Soils*, 5, 1, 26-30.
- Fernandes S. A. P., Bettiol W., Cerri C. C., 2005. Effect of sewage sludge on microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soil enzymatic activity. *Appl. Soil Ecol.*, 30, 65-77.
- Fernandez J.M., Plaza C., Hernandez D., Polo A., 2007. Carbon mineralization in an arid soil amended with thermally-dried and composted sewage sludges. *Geod.* 137, 3-4, 310-317.
- Fidecki M., 2002. Wartość nawozowa osadu ściekowego z mleczarni. Rozprawa doktorska. AR Lublin.
- Filipek T., Fidecki M., 1999. Ocena przydatności do nawożenia osadu ściekowego z mleczarni w Krasnymstawie. *Fol. Univ. Agric. Stetin. Agricult.*, 77, 87-92.
- Frankenberger W. T., Dick W. A., 1983. Relationships between enzyme activities and microbial growth and activity indices in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 47, 945-951.
- Furczak J., Gostkowska K., Szwed A., 1997. Próba wykorzystania odpadów organicznych do poprawy aktywności mikrobiologicznej zdegradowanej gleby użytkowanej sadowniczo. W: Drobnoustroje w środowisku. Występowanie, aktywność i znaczenie. Ogólnopolskie Sympozjum Mikrobiologiczne. Kraków-Muszyna 4-6 września, 159-168.
- Furczak J., Joniec J., 2002. Studies of the effects of the level of sewage sludge crumbling on microbial and biochemical activities of soil. *Pol. J. Soil Sci.*, 35, 1, 59-67.
- Furczak J., Joniec J., 2005a. Wpływ osadu ścieków komunalno-przemysłowych na rozwój mikroorganizmów celolitycznych i mineralizację celulozy w glebie bielcowej. W: Materiały Konferencji Naukowej pt. Kształtowanie i Ochrona Środowiska – uwarunkowania przyrodnicze, techniczne i społeczno-ekonomiczne. Olsztyn 15-17 czerwca. *Inż. Ekol.*, 11, 136-137.
- Furczak J., Joniec J., 2005b. Znaczenie osadu ścieków komunalno-przemysłowych w kształtowaniu wybranych właściwości biochemicznych gleby bielcowej związanych z przemianami węgla i azotu. W: Materiały Konferencji Naukowej pt. Kształtowanie i Ochrona Środowiska – uwarunkowania przyrodnicze, techniczne i społeczno-ekonomiczne. Olsztyn 15-17 czerwca. *Inż. Ekol.*, 11, 138-139.
- Furczak J., Wielgosz E., 2001. Aktywność biochemiczna i wybrane właściwości chemiczne osadu ściekowego w warunkach dwuletniej transformacji roślinnej. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 477, 327-337.

- Gaca J., 2001, Metody gospodarki osadami. Inż. Ekol., 4, 97-104.
- Gambuś F., Gorchach E., 1998. Chemical composition of sludges from sewage treatment plants of the Cracow province as a criterion of their usage. *Acta Agr. Sil. Ser. Agr.*, 36, 9-21.
- Garau M. A., Dalmau J. L., Felipó M. T., 1991. Nitrogen mineralization in soil amended with sewage sludge and fly ash. *Biol. Fertil. Soils*, 12, 3, 199-201.
- Garcia-Gil J. C., Plaza C., Senesi N., Brunetti G., 2004. Effects of sewage sludge amendment on humic acids and microbiological properties of a semiarid Mediterranean soil. *Biol. Fertil. Soils*, 39, 320-328.
- Garcia-Gil J.C., Plaza C., Polo A., 2002. Sewage sludge effects on biological and biochemical parameters in a degraded soil. *Waste Manage. Environ.*, 56, 341-350.
- Garcia-Gil J.C., Plaza C., Soler-Rovira P., Polo A., 2000. Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.*, 32, 1907-1913.
- Gibbs P. A., Chambers B. J., Chaudri A. M., McGrath S. P., Carlton-Smith C. H., 2006. Initial results from long-term field studies at three sites on the effects of heavy metal-amended liquid sludges on soil microbial activity. *Soil Use Manag.*, 22, 1-8.
- Giller K.E., Witter E., McGrath S.P., 1998. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: a review. *Soil Biol. Biochem.*, 30, 10/11, 1389-1414.
- Gorchach E., Gambuś F., 1998, Evaluation of sewage sludges as fertilizer in pot experiment. *Acta Agr. Silv. Ser. Agrar.*, 36, 23-36.
- Gorchach E., Gambuś F., 1999. Wpływ osadów ściekowych na zawartość metali ciężkich w glebie i roślinach oraz ich przemieszczanie się w profilu glebowym. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 467, 505-511.
- Gostkowska K., Domżał H., Furczak J., Bielińska J., 1993. Effect of differentiated long-term agricultural utilization of brown soil on its microbiological and biochemical properties. *Pol. J. Soil Sci.*, 26, 1, 67-75.
- Gostkowska K., Furczak J., Domżał H., Bielińska E.J., 1998. Suitability of some biochemical tests and microbiological tests for the evaluation of the degradation degree of podzolic soil on the background of its differentiated usage. *Pol. J. Soil Sci.*, 31, 2, 69-78.
- Gostkowska K., Szwed A., Furczak J., 2000. Evaluation of the microbiological state of the soil degraded by orchard performance after its enrichment with organic wastes. *Pol. J. Soil Sci.*, 33, 1, 87-96.
- Gostkowska K., Wielgosz E., 1994. Nityfikacja w różnych poziomach gleby brunatnej użytkowanej sadowniczo. *Ann. UMCS Sect. E*, 49, 165-177.
- Gostkowska K., Woytowicz B., Szember A., Jaśkiewicz W., Furczak J., Jezierska-Tys S., 1989. Wpływ różnych środków użyźniających na aktywność mikrobiologiczną gleby piaszczystej. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 370, 64-74.
- Grzywnowicz I., Strutyński J., 1999. Zmiany niektórych właściwości chemicznych gleby po zastosowaniu osadów ściekowych do celów nawozowych. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 467, 299-306.
- Grzywnowicz I., Strutyński J., 2000. Rolnicze zagospodarowanie osadów ściekowych jako źródło zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 472, 297-304.
- Habteselassie M.Y., Stark J.M., Miller B.E., Thacker S.G., Norton J.M., 2006. Gross nitrogen transformations in an agricultural soil after repeated dairy-waste application. *Soil Soc. Am. J.*, 70, 1338-1348.
- Harrison E.Z., Oakes S.R., Hysell M., Hay A., 2006. Organic chemicals in sewage sludges. *Sci. Total Environ.*, 367, 481-497.

- Hemida S.K., Omar S.A., Abdel-Mallek A.Y., 1997. Microbial populations and soil enzyme activity in soil treated with heavy metals. *Wat. Air Soil Poll.*, 95, 13-22.
- Hernandez T., Moral R., Perez-Espinosa A., Moreno-Caselles J., Perez-Murcia M.D., Garcia C., 2002. Nitrogen mineralisation potential in calcareous soils amended with sewage sludge. *Biores. Tech.*, 83, 3, 213-219.
- Jackowska I., Piotrowski J., 1995. Osady pościekowe źródłem metali ciężkich w środowisku glebowym. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 418, 577-582.
- Jackowska I., Olesiejuk A., 2004. Ocena przydatności osadów ściekowych z Oczyszczalni Ścieków w Lubartowie do rolniczego wykorzystania. *Ann. UMCS Sect. E*, 59, 2, 1001-1006.
- Januszek K., 1999. Aktywność enzymatyczna wybranych gleb leśnych Polski południowej w świetle badań polowych i laboratoryjnych. *Zesz. Nauk. AR Kraków, Rozpr. Habil.*, 250.
- Janvier C., Villeneuve F., Alabouvette C., Edel-Hermann V., Mateille T., Steinberg C., 2007. Soil health through soil disease suppression: Which strategy from descriptors to indicators? *Soil Biol. Biochem.*, 39, 1-23.
- Jaroszyński T., Socha Ł., 2003. Aktualny stan gospodarki osadowej w Polsce. W: Nowe spojrzenie na osady ściekowe. *Odnawialne źródła energii, cz. I. II międzynarodowa i XIII krajowa konferencja Naukowo-Techniczna, Częstochowa 3-5 lutego*, 230-242.
- Jezierska-Tys S., 2002. Badania nad przemianami azotu w glebie płowej zanieczyszczonej siarką i wzbogaconej osadem ścieków komunalnych. *Acta Agrophys.*, 70, 191-200.
- Jezierska-Tys S., Frąć M., 2005a. Changes in the enzymatic activity and the number of proteolytic microorganisms in brown soil under the influence of organic fertilization and cultivation of spring wheat. *Pol. J. Soil Sci.*, 38, 1, 61-68.
- Jezierska-Tys S., Frąć M., 2005b. Studies into the effect of sewage sludge from dairy plant on nitrogen transformation in brown soil. *Pol. J. Soil Sci.*, 38, 1, 69-75.
- Jezierska-Tys S., Frąć M., 2005c. The effect of fertilization with sewage sludge from a dairy plant and with straw on the population numbers of selected microorganisms and respiration activity of brown soil. *Pol. J. Soil Sci.*, 38, 2, 145-151.
- Jezierska-Tys S., Frąć M., 2006. Enzymatic activity of grey-brown podsolic soil enriched with sewage sludge from a dairy plant. *Pol. J. Soil Sci.*, 39, 1, 33-42.
- Jezierska-Tys S., Frąć M., 2007. The influence of dairy sewage sludge and FYM on the numbers and biochemical activity of microorganisms that participate in the transformations of soil nitrogen. *Pol. J. Environ. Stud.*, 16, 2A, 3, 686-693.
- Jezierska-Tys S., Frąć M., Fidecki M., 2004a. Wpływ nawożenia osadem ściekowym pochodzącym z mleczarni na przemiany azotu w glebie brunatnej. *Ann. UMCS Sect. E*, 59, 3, 1167-1173.
- Jezierska-Tys S., Frąć M., Fidecki M., 2004b. Wpływ nawożenia osadem ściekowym na aktywność enzymatyczną gleby brunatnej. *Ann. UMCS Sect. E*, 59, 3, 1175-1181.
- Jezierska-Tys S., Frąć M., Fidecki M., 2005. Wpływ nawożenia osadem ściekowym pochodzącym z mleczarni na aktywność respiracyjną oraz liczebność bakterii i grzybów w glebie brunatnej. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 506, 205-212.
- Johansson M., Stenberg B., Torstensson L., 1999. Microbiological and chemical changes in two arable soils after long-term sludge amendments. *Biol. Fertil. Soils*, 30, 160-167.
- Joniec J., Furczak J., 2005a. Ocena ogólnej liczby drobnoustrojów w glebie wzbogaconej osadem ścieków komunalno-przemysłowych. W: *Materiały Konferencji Naukowej pt. Kształtowanie i Ochrona Środowiska – uwarunkowania przyrodnicze, techniczne i społeczno-ekonomiczne. Olsztyn 15-17 czerwca. Inż. Ekol.*, 11, 151-152.
- Joniec J., Furczak J., 2005b. Reakcja mikroorganizmów rozkładających białko oraz aktywności proteolitycznej na wzbogacenie gleby bielcowej osadem ścieków komunalno-przemysłowych.

- W: Materiały Konferencji Naukowej pt. Kształtowanie i Ochrona Środowiska – uwarunkowania przyrodnicze, techniczne i społeczno-ekonomiczne. Olsztyn 15-17 czerwca, Inż. Ekol., 11, 153-154.
- Kacprzak M., Stańczyk-Mazanek E., 2003. Changes in the structure of fungal communities of soil treated with sewage sludge. *Biol. Fertil. Soils*, 38, 89-95.
- Kalembasa S., Pakuła K., Becher M., 1999. Zawartość makro i mikroelementów w osadach ściekowych, produkowanych na wybranych oczyszczalniach regionu siedleckiego. *Fol. Univ. Agric. Stetin. Agricult.*, 77, 125-128.
- Kalisz L., Kaźmierczuk M., Sałbut J., 1999. Charakterystyka sanitarna osadów z małych oczyszczalni ścieków. W: *Przyrodnicze użytkowanie osadów ściekowych. III Konferencja Naukowo-Techniczna, Świnoujście 9-11 czerwca*, 79-82.
- Karaca A., Naseby D. C., Lynch J. M., 2002. Effect of cadmium contamination with sewage sludge and phosphate fertiliser amendments on soil enzyme activities, microbial structure and available cadmium. *Biol. Fertil. Soils*, 35, 428-434.
- Kempa E. S., 1998. Rozwój gospodarki osadami ściekowymi w Polsce. W: *Osady ściekowe w praktyce. VII Konferencja Naukowo-Techniczna, Częstochowa-Ustroń 16-18 czerwca*, 11-19.
- Khan M., Scullion J., 1999. Microbial activity in grassland soil amended with sewage sludge containing varying rates and combinations of Cu, Ni and Zn. *Biol. Fertil. Soils*, 30, 202-209.
- Kieliszewska-Rokicka B., 2001. Enzymy glebowe i ich znaczenie w badaniach aktywności mikrobiologicznej gleby. W: *Drobnoustrój środowiska glebowego, aspekty fizjologiczne, biochemiczne, genetyczne. Zakład Mikrobiologii, Instytut Biologii Ogólnej i Molekularnej Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu*, 37-48.
- Kiss S., Drăgan-Bularda M., Rădulescu D., 1975. Biological significance of enzymes accumulated in soil. Academic Press, New York, San Francisco, London, *Adv. Agron.*, 27, 25-87.
- Kizilkaya R., Bayraklı B., 2005. Effects of N – enriched sewage sludge on soil enzyme activities. *Appl. Soil Ecol.*, 30, 192-202.
- Kobus J., 1995. Biologiczne procesy a kształtowanie żyzności gleby. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 421, 209-219.
- Kobus J., 1996. Rola mikroorganizmów w przemianach azotu w glebie. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 440, 151-173.
- Kobus J., Czaban J., Gajda A., 1990. Wpływ osadu ściekowego na aktywność biologiczną gleb zdegradowanych i przemiany w nich węgla, azotu, fosforu i cynku. *Pam. Puł.*, 96, 121-137.
- Kocaer F. O., Alkan U., Başkaya H. S., 2004. The effect of alkaline-stabilized-sludge application on the microbiological quality of soil and leachate. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 167, 704-712.
- Koper J., Piotrowska A., 2001. Influence of long-term organic fertilization on the enzymatic activity. *Acta Agrophys.*, 52, 133-140.
- Koper J., Piotrowska A., Siwik-Ziomek A., 2003. Wpływ wieloletniego nawożenia mineralno-organicznego na kształtowanie się wartości biologicznego wskaźnika żyzności gleby. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 494, 207-213.
- Krzanowski S., Miernik W., Starzyk K., 1995. Badania właściwości osadów ściekowych z oczyszczalni komunalnych w aspekcie ich przyrodniczego zagospodarowania. *Zesz. Nauk. AR Kraków*, 298, 45, 349-356.
- Krzanowski S., Miernik W., Strutyński J., Starzyk K., 1992. Wstępne wyniki badań osadów ściekowych z oczyszczalni Kraków-Płaszów w aspekcie przyrodniczego ich zagospodarowania. *Biul. Inf. Zakł. Dor. Roln. AR Kraków*, 301, 101-116.
- Krzywy E., Iżewska A., 2004. *Gospodarka ściekami i osadami ściekowymi*. Wyd. AR Szczecin.

- Kucharski J., 1997. Relacja między aktywnością enzymów a żyznością gleby. W: Drobnoustroje w środowisku występowanie, aktywność i znaczenie. Ogólnopolskie Sympozjum Mikrobiologiczne. Kraków-Muszyna 4-6 września, 327-347.
- Kucharski J., Niklewska T., 1992. The influence of zinc of the yields of broadbean and microbiological activity of soil. *Pol. J. Soil Sci.*, 25, 1, 71-77.
- Kucharski J., Niklewska-Larska T., Niewolak T., 1992. Wpływ substancji organicznej i niektórych grup drobnoustrojów na liczebność i aktywność mikroorganizmów glebowych. II. Liczebność grup fizjologicznych. *Zesz. Nauk. Akad. Rol.-Tech. Olsztyn, Agricult.* 54, 23-41.
- Kucharski J., Wyszowska J., Nowak G., Harms H., 2000. Activity of enzymes in soil treated with sewage sludge. *Pol. J. Soil Sci.*, 33, 1, 29-36.
- Kutera J., 1988. Wykorzystanie ścieków w rolnictwie. PWRiL, Warszawa.
- Kutera J., Talik B., 1996. Oczyszczanie ścieków z mleczarni ze szczególnym uwzględnieniem metod naturalnych w środowisku glebowo-roślinnym. *Zesz. Nauk. AR Wrocław.* 293: 305-314.
- Ladd J.N., Butler J.H.A., 1972. Short-terms assays of soil proteolytic enzyme activities using proteins and dipetide derivatives as substrates. *Soil Biol. Biochem.*, 4, 19-30.
- Lai K.M., Ye D.Y., Wong J.W.C., 1999. Enzyme activities in a sandy soil amended with sewage sludge and coal fly ash. *Wat. Air Soil Poll.*, 113, 261-272.
- Leschber R., Spinosa L., 1998. Developments in sludge characterisation in Europe. *Wat. Sci. Tech.*, 38, 2, 1-7.
- Li S., Wu D., Zhang J., 2005. Effects of vegetation and fertilization on weathered particles of coal gob in Shanxi mining areas, China. *J. Haz. Mat.*, 124, 1-3, 209-216.
- Lima J.A., Nahas E., Gomes A.C., 1996. Microbial populations and activities in sewage sludge and phosphate fertilizer-amended soil. *Appl. Soil Ecol.*, 4, 75-82.
- Loc N.T.B., 2000. Liczebność niektórych grup drobnoustrojów w surowym osadzie i po jego kompostowaniu. *Fol. Univ. Agric. Stetin. Agricult.*, 84, 335-340.
- Loc N.T.B., 2002. Charakterystyka mikrobiologiczna i możliwość wykorzystania osadów ściekowych do produkcji kompostu z oczyszczalni ścieków dla miasta Zielona Góra. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 484, 401-408.
- Loc N.T.B., Greinert H., 2000. Wpływ osadu ściekowego na mikroflorę gleby oraz wzrost i skład chemiczny grochu siewnego (*pisum sativum* L.). *Fol. Univ. Agric. Stetin. Agricult.*, 83, 119-124.
- Loc N.T.B., Obertyńska E., 2003. Wpływ osadu ściekowego na niektóre mikroorganizmy glebowe pod uprawą kukurydzy (*Zea mays* L.). *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 494, 305-314.
- Loc N.T.B., Piontek M., 2000. Stan ilościowy niektórych bakterii i grzybów w osadach ściekowych. *Fol. Univ. Agric. Stetin. Agricult.*, 84, 341-346.
- Maćkowiak C., 1996. Nawozowa użyteczność osadów ściekowych w świetle badań IUNG. W: Przyrodnicze użytkowanie osadów ściekowych. Konferencja Naukowo-Techniczna, Puławy-Lublin-Jeziórko, 35-39.
- Magrel L., 2003. Możliwości produkcji biogazu z gnojowicy, osadów pochodzących z oczyszczalni ścieków mleczarskich i komunalnych. W: Nowe spojrzenie na osady ściekowe. Odnawialne źródła energii, cz. II. II międzynarodowa i XIII krajowa konferencja Naukowo-Techniczna, Częstochowa 3-5 lutego, 467-478.
- Majdowski F., 1982. Oczyszczanie ścieków przemysłu spożywczego w glebie. *Rozpr. HABIL. Instytut Melioracji i Użytków Zielonych, Falenty.*
- Maliszewska-Kordybach B., Smreczak B., 1995. Zawartość wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) w glebach użytków rolnych gminy Puławy. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 418, 281-284.

- Mandilara G., Mavridou A., Lambiri M., Vatopoulos A., Rigas F., 2006. The use of bacteriophages for monitoring the microbiological quality of sewage sludge. *Environ. Technol.*, 27, 4, 367-375.
- Marczenko Z., 1968. Spektrofotometryczne oznaczanie pierwiastków. PWN, Warszawa.
- Marschner P., Kandeler E., Marschner B., 2003. Structure and function of the soil microbial community in a long-term fertilizer experiment. *Soil Biol. Biochem.*, 35, 3, 453-461.
- Martin J.P., 1950. Use of acid rose bengal and streptomycin in the plate method for estimating soil fungi. *Soil. Sci.*, 69, 215-233.
- Martyniuk S., Zięba S., Maćkowiak C., 1998. Zależności pomiędzy aktywnością enzymatyczną gleby a plonem jęczmienia jarego w wieloletnim doświadczeniu polowym. *Zesz. Nauk. AR Wrocław*, 332, 31-38.
- Mazur T., 1996. Rozważania o wartości nawozowej osadów ściekowych. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 437, 13-22.
- Mazur T., 1995. Rozważania o degradacji gleb w wyniku nawożenia. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 418, 25-36.
- Mazur T., 1991. Azot w glebach uprawnych. PWN, Warszawa.
- McCarty G.W., Bremner J.M., 1991. Production of urease by microbial activity in soil under aerobic and anaerobic conditions. *Biol. Fertil. Soils*, 11, 228-230.
- McGrath S. P., Chaudri A. M., Giller K. E., 1995. Long-term effects of metals in sewage sludge on soils, microorganisms and plants. *J. Industr. Microbiol. Biotechnol.*, 14, 2, 94-104.
- Moreno J.L., Garcia C., Hernandez T., 2003. Toxic effect of cadmium and nickel on soil enzymes and the influence of adding sewage sludge. *Eur. J. Soil Sci.*, 54, 377-386.
- Moreno J.L., Hernandez T., Garcia C., 1999. Effects of a cadmium-contaminated sewage sludge compost on dynamics of organic matter and microbial activity in an arid soil. *Biol. Fertil. Soils*, 28, 230-237.
- Moreno J. L., Hernandez T., Pérez A., Garcia C., 2002. Toxicity of cadmium to soil microbial activity: effect of sewage sludge addition to soil on the ecological dose. *Appl. Soil Ecol.*, 21, 2, 149.
- Myśków W., 1981. Próby wykorzystania wskaźników aktywności mikrobiologicznej do oceny żyzności gleby. *Post. Mikrob.*, 20, 3/4, 173-192.
- Myśków W., 1984. Rolnicze znaczenie próchnicy oraz sposoby regulowania jej ilością w glebie. IUNG, Puławy.
- Myśków W., 1986. Uwagi metodyczne dotyczące mikrobiologicznych badań gleb uprawnych zróżnicowanych pod wpływem zabiegów agrotechnicznych. *Post. Mikrob.*, 35, 3/4, 319-331.
- Myśków W., Stachyra A., Zięba S., Masiak D., 1996. Aktywność biologiczna gleb jako wskaźnik jej żyzności i urodzajności. *Rocz. Gleb.*, 47, 1/2, 89-99.
- Myśków W., Zięba S., 1997. Aktywność biologiczna gleby w aspekcie jej żyzności i urodzajności. Udział drobnoustrojów w kształtowaniu właściwości gleby. *Biul. Inf. IUNG*, 5, 24-25.
- Nagar R., Sarkar D., Datta R., 2006. Effect of sewage sludge addition on soil quality in terms of metal concentrations. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 76, 823-830.
- Nannipieri P., Ascher J., Ceccherini M.T., Landi L., Pietramellara G., Renella G., 2003. Microbial diversity and soil functions. *Eur. J. Soil Sci.*, 54, 655-670.
- Niekerk C., Claassens A., 2005. N transformation in incubated sewage sludge and commercial fertilizer enriched soil. *Commun. Soil Sci. Plan.*, 36, 743-757.
- Nowak A., 1986. Pomiary oddychania w ocenie wpływu czynników środowiskowych na mikroflorę glebową. *Post. Mikrob.*, 25, 3/4, 273-281.

- Nowak A., Przybulewska K., Szopa E., 2001a. Wpływ nawożenia kompostami z osadów ściekowych na liczebność niektórych grup mikroorganizmów glebowych. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 477, 443-449.
- Nowak D., Wójcik-Szwedzińska, Bień J. B., 1998. Charakterystyka osadów w aspekcie mikrobiologicznym. W: *Osady ściekowe w praktyce. VII Konferencja Naukowo-Techniczna, Częstochowa-Ustroń 16-18 czerwca*, 21-26.
- Nowak J., Kłódka D., Szymczak J., Twardowska M., Dunowska B., 2001b. Wpływ dwóch dawek kompostów z komunalnego osadu ściekowego na aktywność fosfataz, dehydrogenazy i ureazy w glebie w doświadczeniu wazonowym z rzepakiem. *Fol. Univ. Agric. Stetin. Agricult.*, 88, 201-212.
- Nowak J., Kłódka D., Szymczak J., Tyrakowska-Bielec U., Milczarek M., 2001c. Wpływ dodatku kompostów z komunalnego osadu ściekowego na aktywność fosfataz, dehydrogenazy, ureazy i wielkość ATP w glebie w doświadczeniu wazonowym z życicą trwałą. *Fol. Univ. Agric. Stetin. Agricult.*, 88, 213-222.
- Nowosielski O., 1981. *Metody oznaczania potrzeb nawożenia*. PWRiL, Warszawa.
- Obarska-Pempkowiak H., Butajło W., Staniszewski A., 2003. Możliwości przyrodniczego wykorzystania osadów ściekowych ze względu na zawartość metali ciężkich. Wykorzystanie komunalnych osadów ściekowych do celów rolniczych. W: *Nowe spojrzenie na osady ściekowe. Odnawialne źródła energii, cz. I. II międzynarodowa i XIII krajowa konferencja Naukowo-Techniczna, Częstochowa 3-5 lutego*, 143-153.
- Ojeda G., Tarrason D., Ortiz O., Alcaniz J.M., 2006. Nitrogen losses in runoff waters from a loamy soil treated with sewage sludge. *Agr. Ecosyst. Environ.*, 117, 1, 49-56.
- Oleszkiewicz J., 1998. *Gospodarka osadami ściekowymi. Poradnik decydenta*. Kraków.
- Pacha J., 1984. Relacje między mikroorganizmami, enzymami, materią organiczną i koloidami glebowymi oraz ekologiczne znaczenie tych procesów. *Post. Mikrob.*, 33, 2, 91-107.
- Parkpian P., Ranamukhaarachchi S. L., Hansen G. K., Meskuntavon W., Jugsujinda A., 2003. Benefits and risks of using a combination of sewage sludge and chemical fertilizer on rice in acid sulfate soil. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 65, 173-182.
- Pascual I., Antolin M.C., Garcia C., Polo A., Sanchez-Diaz M., 2007. Effect of water deficit on microbial characteristics in soil amended with sewage sludge or inorganic fertilizer under laboratory conditions. *Biores. Technol.*, 98, 1, 140-144.
- Pascual J.A., Garcia C., Hernandez T., Ayuso M., 1997. Changes in the microbial activity of an arid soil amended with urban organic wastes. *Biol. Fertil. Soils*, 24, 429-434.
- Paul E.A., Clark F.E., 2000. *Mikrobiologia i biochemia gleb*. Wyd. UMCS, Lublin.
- Pepper I.L., Brooks J.P., Gerba C.P., 2006. Pathogens in biosolids. *Adv. Agr. Els.*, 90, 1-41.
- Piontek M., Loc N.T.B., 2000. The effect of sewage sludge composting on the quantitative state of some groups of bacteria and fungi. *Acta Microbiol. Pol.*, 49, 1, 83-93.
- Podgórski L., 1997. Sanitarne aspekty kontroli osadów ściekowych. W: *Gospodarka osadami ściekowymi – Seminarium Krajowe PIOŚ. Rzeszów 7-9 kwietnia*, 124-142.
- Podgórski L., 1998. Mikrobiologiczne metody oceny zagrożenia środowiska przez odpady. W: *Odpady zagrożeniem dla środowiska. PIOŚ. Rzeszów*, 95-103.
- Polska Norma, PN-75 C-04615/05, 1998. Oznaczanie bakterii grupy coli metodą fermentacyjną probówkową. Woda i ścieki. Badania mikrobiologiczne.
- Polska Norma, PN-ISO 11465, 1999. Jakość gleby. Oznaczanie zawartości suchej masy gleby i wody w glebie w przeliczeniu na suchą masę gleby.

- Polska Norma, PN-ISO 14238, 2000. Jakość gleby. Metody biologiczne. Oznaczanie mineralizacji azotu i nityfikacji w glebach oraz wpływu związków chemicznych na te procesy.
- Przewrocki P., Kulczycka J., Wzorek Z., Kowalski Z., Gorazda K., Jodko M., 2004. Risk analysis of sewage sludge – Poland and EU comparative approach. *Pol. J. Environ. Stud.*, 13, 2, 237-244.
- Quemada M., Menacho E., 2001. Soil respiration 1 year after sewage sludge application. *Biol. Fertil. Soils*, 33, 344-346.
- Riguerio-Rodriguez A., Mosquera-Losada M.R., Gatica-Trabanini E., 2000. Pasture production and tree growth in a young pine plantation fertilized with inorganic fertilizers and milk sewage in northwestern Spain. *Agrofor. Syst.*, 48, 245-256.
- Roczniki statystyczne GUS, Ochrona Środowiska, 2007.
- Rodina A., 1968. Mikrobiologiczne metody badania wód. PWRiL, Warszawa.
- Ros M., Hernandez M. T., Garcia C., 2003. Bioremediation of soil degraded by sewage sludge: effects on soil properties and erosion losses. *Environ. Manag.*, 31, 6, 741-747.
- Rosik-Dulewska Cz. 2002. Podstawy gospodarki odpadami. PWN Warszawa.
- Rostkowska K., Zwierz K., Różański A., Moniuszko-Jakoniuk J., Roszczenko A., 1998. Formation and metabolism of N-nitrozamines. *Pol. J. Environ. Stud.*, 7, 6, 321-325.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 01.08.2002 roku w sprawie komunalnych osadów ściekowych. (Dz.U.Nr 134, poz. 1140).
- Russel S., 2005. Znaczenie badań enzymów w środowisku glebowym. W: Metody oznaczania aktywności enzymów w glebie. Rozpr. Monogr. 3. Instytut Agrofizyki PAN Lublin.
- Sapek A., Sapek B., 1999. Wykorzystanie fosforu z osadów ściekowych w rolnictwie. *Fol. Univ. Agricult. Stetin. Agricult.*, 77, 200, 331-335.
- Sastre I., Vicente M.A., Lobo M.C., 1996. Influence of the application of sewage sludges on soil microbial activity. *Biores. Tech.*, 57, 1, 19-23.
- Saviozzi A., Biasci A., Riffaldi R., Levi-Minzi R., 1999. Long-term effects of farmyard manure and sewage sludge on some soil biochemical characteristics. *Biol. Fertil. Soils*, 30, 100-106.
- Saviozzi A., Bufalino P., Levi-Minzi R., Riffaldi R., 2002. Biochemical activities in a degraded soil restored by two amendments: a laboratory study. *Biol. Fertil. Soils*, 35, 96-101.
- Selivanovskaya S.Y., Latypova V.Z., Gubaeva L.A., 2006. Microbiological processes in gray forest soil treated with sewage sludge compost. *Eur. Soil Sci.*, 39, 4, 443-449.
- Selivanovskaya S.Y., Latypova V.Z., Kiyamova S.N., Alimova F.K., 2001. Use of microbial parameters to assess treatment methods of municipal sewage sludge to grey forest soils of Tatarstan. *Agr. Ecosyst. Environ.*, 86, 145-153.
- Serna M.D., Pomares F., 1992. Nitrogen mineralization of sludge-amended soil. *Biores. Tech.*, 39, 3, 285-290.
- Shi W., Miller B.E., Stark J.M., Norton J.M., 2004. Microbial nitrogen transformations in response to treated dairy waste in agricultural soils. *Soil Soc. Am. J.*, 68, 1867-1874.
- Shepherd M.A., 1996. Factors affecting nitrate leaching from sewage sludge applied to a sandy soil in arable agriculture. *Agri. Ecosyst. Environ.*, 58, 2-3, 171-185.
- Shrivastava S.K., Banerjee D.K., 2004. Speciation of metals in sewage sludge and sludge-amended soils. *Wat. Air Soil Poll.*, 152, 219-232.
- Simon J., 2002. Enzymology and bioenergetics of respiratory nitrite ammonification. *FEMS Microbiol.*, 26, 285-309.
- Sims R.E.H., 1996. Utilisation of waste organic matter. *Agr. Ecosyst. Environ.*, 58, 91-95.
- Siuta J., 2001. Gospodarka odpadami w środowisku. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 477, 275-285.

- Siuta J., 2002. Przyrodnicze użytkowanie odpadów. Monografia. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa.
- Skorbiłowicz E., 2002a. Charakterystyka osadów ściekowych z wybranych oczyszczalni ścieków województwa podlaskiego pod względem zawartości metali ciężkich. *Acta Agrophys.*, 73, 277-283.
- Skorbiłowicz M., 2002b. Ocena osadów ściekowych z niektórych oczyszczalni województwa podlaskiego pod względem zawartości substancji nawozowych. *Acta Agrophys.*, 73, 297-305.
- Smyk B., 1986. Ekologiczne aspekty metod mikrobiologicznych stosowanych w badaniach gleb różnych ekosystemów. *Post. Mikrob.*, 25, 3/4, 293-301.
- Spir T. W., Schaik van A. P., Lloyd-Jones A. R., 2003. Temporal response of soil biochemical properties in a pastoral soil after cultivation following high application rates of undigested sewage sludge. *Biol. Fertil. Soils*, 38, 377-385.
- Strauss E.A., Gary A., Lamberti G.A., 2002. Effect of dissolved organic carbon quality on microbial decomposition and nitrification rates in stream sediments. *Freshw. Biol.*, 47, 65-74.
- Stoczyńska-Sikorska M., Kłapeć T., Cholewa A., 1995. Wytyczne metodyczne (mikrobiologiczno-parazytologiczne) do oceny sanitarnej gleby. Instytut Medycyny Wsi, Lublin.
- Suchy M., 1998. Uwarunkowania prawne wykorzystania osadów ściekowych w Polsce i państwach Unii Europejskiej. W: Odpady zagrożeniem dla środowiska. PIOŚ, Rzeszów, 171-185.
- Sullivan T. S., Stromberger M. E., Paschke M. W., Ippolito J. A., 2005. Long-term impacts of infrequent biosolids applications on chemical and microbial properties of semi-arid rangeland soil. *Biol. Fert. Soils*, 42, 3, 258-266.
- Szymański K., 1999. Możliwości przyrodniczego zagospodarowania osadów z oczyszczalni ścieków. W: Osady ściekowe – przepisy rozporządzenia. X Konferencja Naukowo-Techniczna, Częstochowa-Ustroń 28-29 czerwca, 185-199.
- Szymański K., Janowska B., 2003. Formy występowania metali ciężkich w osadach ściekowych. W: Nowe spojrzenie na osady ściekowe. Odnawialne źródła energii, cz I. II międzynarodowa i XIII krajowa konferencja Naukowo-Techniczna, Częstochowa 3-5 lutego, 117-129.
- Ślizowski R., 2002. Osady ściekowe, ich stabilizacja i wykorzystanie w rolnictwie. *Inż. Roln.*, 3, 151-162.
- Tabatabai M. A., 1994. Soil Enzymes. Soil Science Society of America. Methods of soil Analysis. Part 2 Microbiological and Biochemical Properties. Red. Medison, 776-833.
- Talik B., 1997. Oczyszczanie ścieków przemysłu mleczarskiego w środowisku glebowo-roślinnym. IMUZ, Falenty.
- Tasatar B., Haktanir K., 2000. Effect of industrial sewage sludge applied to soil. International Symposium on desertification, http://www.toprak.org.tr/isd/isd_79.htm, Konya.
- Thalman A., 1968. Zur methodik der Bestimmung der Dehydrogenaseaktivität im Boden Mittels Triphenyltetrazoliumchlorid (TTC). *Landwirtsch. Forsch.*, 21, 249-258.
- Topp E., 2003. Bacteria in agricultural soils: Diversity, role and future perspectives. *Can. J. Soil Sci.*, 83, 303-309.
- Ustawa o Odpadach z dnia 27.04.2001 roku. (Dz.U.Nr 62, poz. 628).
- Vieria R. F., Maganhoto de Souza Silva C.M., 2003. Soil amendment with sewage sludge and its impact on soil microflora. *Braz. J. Microbiol.*, 34, 1, 56-58.
- Wasiak G., 1995. Wytwarzanie, właściwości i gospodarka osadami ściekowymi w Polsce na tle Europy i USA, Część I. *Ekoinż.*, 2, 3, 15-20.

- Wasiak G., 1997. Wytwarzanie, właściwości i gospodarka osadami ściekowymi w Polsce na tle zachodniej Europy i USA. W: *Gospodarka odpadami*, 79-97.
- Wiater J., Dębicki R., 1993. Wpływ substancji organicznych i organiczno-mineralnych na zmiany C-organicznego i azotu w glebach. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 409, 65-72.
- Wiater J., Łukowski A., 2003. Wpływ współdziałania osadów z mleczarni z nawozami mineralnymi na plonowanie rzepaku i jego skład chemiczny. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 494, 533-540.
- Wielgosz E., 1996. Liczebność i niektóre parametry aktywności drobnoustrojów w osadzie ścieków komunalnych pod uprawą różnych roślin. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 437, 337-340.
- Wielgosz E., 2000. Dynamika rozwoju różnych grup drobnoustrojów w osadach ściekowych pod obsadą niektórych roślin. *Ann. UMCS Sect. E*, 55, 169-184.
- Wielgosz E., Gostkowska K., Świca M., 1997. Wpływ niektórych odpadów organicznych na nityfikację w glebie brunatnej użytkowanej sadowniczo. *Ann. UMCS Sect. E*, 52, 33, 299-310.
- Wierzbicki T.L., 2003. Wykorzystanie komunalnych osadów ściekowych do celów rolniczych. W: *Nowe spojrzenie na osady ściekowe. Odnawialne źródła energii, cz.1. II międzynarodowa i XIII krajowa konferencja Naukowo-Techniczna, Częstochowa 3-5 lutego*, 163-170.
- Wołoszyk Cz., Krzywy E., Jakubowski W., 2000. Badania nad rolniczym wykorzystaniem odpadów komunalnych i przemysłowych. *Fol. Univ. Agric. Stetin. Agricult.*, 84, 527-532.
- Wong J.W.C., Lai K. M., 1996. Effect of an artificial soil mix from coal fly ash and sewage sludge on soil microbial activity. *Biol. Fertil. Soils*, 23, 4, 420-424.
- Wong J.W.C., Lai K.M., Fang M., Ma K.K., 1998. Effect of sewage sludge amendment on soil microbial activity and nutrient mineralization. *Environ. Intern.*, 24, 8, 935-943.
- Wyczółkowski A.I., Dąbek-Szreniawska M., 2005. Enzymy biorące udział w mineralizacji azotu organicznego. W: *Metody oznaczania aktywności enzymów w glebie. Rozpr. Monogr. 3. Instytut Agrofizyki PAN Lublin*.
- Wystalska K., Matysiak B., Jabłońska A., Bień J.D., 1999. Możliwości przyrodniczego wykorzystania osadów z oczyszczalni ścieków. W: *Przyrodnicze użytkowanie osadów ściekowych. III Konferencja Naukowo-Techniczna, Świnoujście 9-11 czerwca*, 105-112.
- Zahir Z.A., Atteeq ur Rehman Malik M., Arshad M., 2001. Soil enzymes research: a review. *J. Biol. Sci.*, 1, 5, 299-307.
- Zaman M., Cameron K. C., Di H. J., Inubushi K., 2002. Changes in mineral N, microbial biomass and enzyme activities in different soil depths after surface applications of dairy shed effluent and chemical fertilizer. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 63, 275-290.
- Zaman M., Di H. J., Cameron K.C., Frampton C. M., 1999. Gross nitrogen mineralization and nitrification rates and their relationships to enzyme activities and the soil microbial biomass in soils treated with dairy shed effluent and ammonium fertilizer at different water potentials. *Biol. Fertil. Soils*, 29, 178-186.
- Zaman M., Matsushima M., Chang S.X., Inubushi K., Nguyen L., Goto S., Kaneko F., Yoneyama T., 2004. Nitrogen mineralization, N₂O production and soil microbiological properties as affected by long-term applications of sewage sludge composts. *Biol. Fertil. Soils*, 40, 101-109.
- Zaman M., Noonan M. J., Cameron K. C., Di H. J., 1998. Nitrogen mineralisation rates from soil amended with dairy pond waste. *Austr. J. Soil Res.*, 36, 2, 217-230.
- Zantua M.J., Bremner J.M., 1975. Comparison of methods of assaying urease activity in soils. *Soil Biol. Biochem.*, 7, 291-295.

8. STRESZCZENIE

Celem doświadczeń wazonowych było poznanie wpływu zastosowanego nawożenia (osad, obornik), typu gleby, oraz czasu trwania eksperymentu na aktywność mikrobiologiczną i biochemiczną gleb. W doświadczeniu wykorzystano osad z oczyszczalni ścieków mleczarskich z dodatkiem popiołu węglowego oraz obornik bydłęcy. Doświadczenie zostało założone w 3 powtórzeniach na dwóch typach gleb – płowej i brunatnej, metodą kompletnej randomizacji. Doświadczenie obejmowało następujące obiekty: gleba bez nawożenia, gleba + osad, gleba + obornik, gleba + osad + obornik. W glebie płowej i brunatnej zastosowano następujące dawki osadu ścieków mleczarskich: $7,3 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ($22 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$), $16,6\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ($50 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$), $33,3\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ($100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$). Analizy mikrobiologiczne obejmowały oznaczenie: ogólnej liczebności bakterii, ogólnej liczebności grzybów, liczebności bakterii celulolitycznych, liczebności bakterii i grzybów proteolitycznych, liczebności bakterii amonifikacyjnych i nitryfikacyjnych. Analizy biochemiczne obejmowały oznaczenie aktywności dehydrogenaz, aktywności proteazy, aktywności ureazy oraz intensywności amonifikacji i nitryfikacji. Analizy mikrobiologiczne i biochemiczne wykonano po 7, 14, 30, 60, 90, 120, 240 dniach trwania doświadczenia. Po zakończeniu doświadczenia w glebach oznaczono zawartość węgla organicznego i azotu ogółem.

Przeprowadzone badania wykazały, że osad ścieków mleczarskich wpływał korzystnie na właściwości mikrobiologiczne i biochemiczne gleb i może być uznawany za odpad wartościowy pod względem nawozowym. Wprowadzony do gleby osad ścieków mleczarskich aktywizował populację drobnoustrojów w zależności od ilości odpadu wprowadzonego do gleby, czasu jego oddziaływania, a także typu gleby. Pobudzenie rozwoju badanych grup mikroorganizmów najbardziej uwidoczniło się w obecności wyższych dawek osadu (50 i $100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$). Osad ściekowy z mleczarni miał na ogół podobny lub wyższy niż obornik, wpływ na liczebność bakterii i grzybów glebowych. Przeprowadzone badania wykazały, że aktywność badanych enzymów glebowych oraz intensywność procesów biochemicznych były stymulowane przez wprowadzony do gleby osad oraz zbliżone do poziomu stymulacji przez obornik. Stymulujące oddziaływanie osadów ścieków mleczarskich na aktywność enzymatyczną gleb nasilało się wraz ze zwiększeniem ilości odpadu wprowadzonego do gleby. Zastosowanie wyższej od polowej dawki osadów ścieków mleczarskich (50 i 100 Mg) nie spowodowało niekorzystnych zmian zarówno w liczebności analizowanych grup drobnoustrojów, jak i aktywności procesów biochemicznych, zachodzących w glebie płowej i brunatnej. Przeprowadzone analizy korelacji wykazały, że mikroorganizmy, odzna-

czające się dużą aktywnością metaboliczną wywierają istotny wpływ na dynamikę wielu procesów biochemicznych w glebie wzbogaconej osadem ściekowym z mleczarni. Osady z oczyszczalni ścieków mleczarskich powinny być zagospodarowane dla celów produkcji roślinnej.

Słowa kluczowe: aktywność enzymatyczna, aktywność mikrobiologiczna, gleba, osad ścieków mleczarskich

INVESTIGATION OF THE INFLUENCE OF DAIRY SEWAGE SLUDGE ON MICROBIOLOGICAL AND BIOCHEMICAL ACTIVITY OF SOIL

9. SUMMARY

The aim of the pot experiments was study of the influence of the adopted fertilisation (sewage sludge, FYM), soil type and the duration of the experiment on the microbiological and biochemical soil activity. Sediment from a dairy sewage treatment plant with addition of coal ash and FYM was used in the experiment. The experiment was set up in three replications on two types of soil – grey-brown podzolic and brown, with the use of complete randomisation method. The experiment contained the following objects: soil without fertilisation, soil + sewage sludge, soil + FYM, soil + sewage sludge + FYM. In the brown and grey-brown podzolic soil the following doses of dairy sewage sludge were used: 7.3 g kg^{-1} (22 Mg ha^{-1}), 16.6 g kg^{-1} (50 Mg ha^{-1}), 33.3 g kg^{-1} (100 Mg ha^{-1}). Microbiological analysis comprised determination of the following: total number of bacteria, total number of fungi, number of cellulolytic bacteria, number of proteolytic bacteria nad fungi, numbers of ammonifying and nitrifying bacteria.

Biochemical analyses included determinations of the dehydrogenase, protease and urease activity, and ammonification and nitrification intensity. Microbiological and biochemical analyses were conducted after 7, 14, 30, 60, 90, 120 and 240 days of the experiment. After the experiment end, overall content of organic carbon and nitrogen in the soils was determined.

Conducted research proved that dairy sewage sludge positively influences the microbiological and biochemical soil properties and can be considered as valuable waste in fertilisation aspect. The dairy waste sediment implemented in the soil stimulated microbial population depending on the amount of the waste used in soil, time of interaction, and also the type of soil. Stimulation of the tested microbial groups development was the most evident in the presence of the higher sediment amounts (50 and 100 Mg ha^{-1}). Dairy sewage sludge had, overall, similar to

or higher than FYM influence on the amount of bacteria and soil fungi. Conducted research proved that the activity of tested soil enzymes and the intensity of the biochemical processes were stimulated by the sewage sludge introduced into soil and that the level of the stimulation was similar to that of FYM.

Dairy sewage sludge stimulating influence on the enzymatic activity of soil intensified with increase in the amount of waste implemented into soil. Using higher than field dairy sewage sludge amount (50 and 100 Mg) did not cause any unfavourable changes, both in the amount of analysed microbial groups and in the activity of the biochemical processes present in the brown soil. Conducted correlation analysis proved that the microorganisms characterised by high metabolic activity have significant influence on the dynamics of many biochemical processes in soil enriched with dairy sewage sludge. Dairy waste sediment should be used in the vegetal production.

Keywords: enzymatic activity, microbial activity, soil, dairy sewage sludge

Stefania Jezierska-Tys
Katedra Mikrobiologii Rolniczej, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie
ul. Leszczyńskiego 7
20-069 Lublin
e-mail: stefania_tys@op.pl

Magdalena Frąc
Instytut Agrofizyki im. B. Dobrzańskiego PAN
ul. Doświadczalna 4
20-290 Lublin
e-mail: m.frac@ipan.lublin.pl