

**ZESZYTY NAUKOWE
UNIWERSYTETU ZIELONOGÓRSKIEGO
NR 142**

INŻYNIERIA ŚRODOWISKA – 22

ZIELONA GÓRA • 2011

REDAKCJA ZESZYTU NAUKOWEGO:

dr hab. inż. Andrzej Greinert, prof. nadzw. (*Redaktor Naczelny*)

Redaktorzy tematyczni:

prof. dr hab. inż. Andrzej Jędrzak

dr hab. Urszula Kołodziejczyk, prof. nadzw.

dr hab. Zofia Sadecka, prof. nadzw.

dr hab. Marlena Piontek, prof. nadzw.

dr hab. Zygmunt Lipnicki, prof. nadzw.

RADA WYDAWNICZA:

dr hab. Krzysztof Urbanowski, prof. UZ (*Przewodniczący*),

mgr Ryszard Błażyński (*Sekretarz*),

Członkowie: prof. zw. dr hab. inż. Marian Adamski; dr Rafał Ciesielski;

dr hab. inż. Michał Drab, prof. UZ; prof. zw. dr hab., Andrzej Maciejewski;

dr hab. inż. Maria Fic, prof. UZ; prof. zw. dr hab. Beata Gabryś;

dr hab. Bohdan Halczak, prof. UZ; prof. zw. dr hab. Janusz Matkowski;

dr hab. inż. Anna Walicka, prof. UZ; dr hab. Zdzisław Wołk, prof. UZ

Wydano za zgodą J.M. Rektora Uniwersytetu Zielonogórskiego

ISSN 1895-7323

Skład komputerowy: dr hab. inż. Andrzej Greinert, prof. nadzw.

SPIS TREŚCI

Zofia Sadecka, Janusz Waś – Usuwanie związków biogenych ze ścieków w oczyszczalniach do 15000 RLM.....	4
Sylwia Myszograj, Ewa Panek, Jerzy Wołoszyn – Efektywność solarnej suszarni osadów ściekowych w Żarach	15
January Bień, Tomasz Okwiet, Monika Gałwa-Widera, Małgorzata Worwąg, Marcin Milczarek – Wspomaganie procesu kompostowania kondycjonowanymi odciekami kompostowymi	25
Zofia Sadecka, Marta Mazurkiewicz – Warunki procesu denitryfikacji na przykładzie oczyszczalni w Kostrzynie nad Odrą	35
Sebastian Fórmanowicz, Andrzej Greinert – Komunikacja rowerowa na terenie Zielonej Góry	44
Robert Sidelko, Kazimierz Szymański, Bartosz Walendzik – Zastosowanie kompostowania do przetwarzania frakcji organicznej odpadów komunalnych	54
Marcin Głodniok, Dariusz Zdebik – Kontrola procesu biologicznego oczyszczania ścieków przemysłowych z wykorzystaniem respirometrycznych pomiarów in-situ w komorach osadu czynnego	63
Anita Jakubaszek, Magdalena Wojciech – Analiza statystyczna zawartości azotu ogólnego w złożu oczyszczalni hydrofitowej w Małyszynie	75
Jakub Kostecki, Ewelina Owoc – Sieci przesyłowe w krajobrazie miejskim	86
Ireneusz Nowogoński, Łukasz Bartos – Wpływ czasoprzestrzennej zmienności opadu na odpływ kanalizacją ogólnospławną na przykładzie miasta Nowa Sól.....	98
Magda Hudak – Wybrane turystyczne szlaki wodne a obszary Natura 2000 i inne obszary chronione w woj. lubuskim	109

ZOFIA SADECKA^{*}, JANUSZ WAŚ^{}**

USUWANIE ZWIĄZKÓW BIOGENNYCH ZE ŚCIEKÓW W OCZYSZCZALNIACH DO 15000 RLM

Streszczenie

W pracy przedstawiono kluczowe dla gospodarki wodociągowo-kanalizacyjnej, zagadnienia dotyczące wytycznych Krajowego Programu Oczyszczania Ścieków w kontekście małych oczyszczalni. Zwrócono uwagę na konieczność oraz możliwości wysokoefektywnego oczyszczania ścieków z usuwaniem związków azotu i fosforu w oczyszczalniach <15000 RLM.

Słowa kluczowe: małe oczyszczalnie ścieków, azot, fosfor

WSTĘP

Struktura demograficzna, szczególnie gospodarcza, w tym głównie rolnictwo, które pośrednio decyduje o stopniu rozproszenia ludności żyjącej poza dużymi miastami doprowadziły do wypracowania w Europie [Dyrektywa 2000/60/WE] pewnych wskaźników techniczno-ekonomicznych określających opłacalność budowy zbiorczych systemów kanalizacyjnych i oczyszczalni ścieków w odniesieniu do ilości użytkowników np. na 1 km długości sieci kanalizacyjnej. Te same kryteria zaważyły przy ustalaniu stopnia oczyszczania ścieków komunalnych [Rozporządzenie Ministra Środowiska 2006], tzn. efektywność pracy oczyszczalni limitowana jest jej wielkością w przeliczeniu na RLM. Wprowadzono przy tym pojęcie obszarów wrażliwych; jednak kryteria stanowiące o tym, czy dany obszar jest wrażliwy, są absolutnie niewystarczające w warunkach polskich, ponieważ pomijają cały szereg obszarów i rodzajów wód powierzchniowych i podziemnych, które powinny być umieszczone w tej grupie. KPOŚK [2005] zatwierdzony przez Rząd RP w dniu 16 grudnia 2003 r. zawierał wykaz aglomeracji o RLM ≥ 2000 , wraz z jednoczesnym wykazem niezbędnych przedsięwzięć w zakresie budowy, rozbudowy lub modernizacji

^{*} Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Technologii Wody, Ścieków i Odpadów

^{**} BIOPAX PL Sp. z o.o. Zielona Góra

oczyszczalni ścieków komunalnych oraz budowy i modernizacji zbiorczych systemów kanalizacyjnych, jakie należy zrealizować w tych aglomeracjach do końca 2015 r. KPOŚK 2003r. obejmował 1378 aglomeracji i przewidywał:

- budowę, rozbudowę i/lub modernizację 1163 oczyszczalni ścieków komunalnych,
- budowę około 21 tys. km sieci kanalizacyjnej w aglomeracjach.

Koszt tego zadania oszacowano na ok. 35 mld zł, w tym na budowę, rozbudowę lub modernizację systemów kanalizacji zbiorczej – ok. 24 mld zł, a na budowę, rozbudowę lub modernizację oczyszczalni ścieków komunalnych – ok. 11 mld zł. W dniu 7 czerwca 2005 r. została zatwierdzona przez Radę Ministrów pierwsza Aktualizacja KPOSK (AKPOŚK 2005), która obejmowała 1577 aglomeracji przewidywała:

- budowę ok. 37 tys. km sieci kanalizacyjnej w aglomeracjach,
- budowę, rozbudowę i/lub modernizację ok. 1734 oczyszczalni ścieków.

Koszt realizacji AKPOŚK 2005 oszacowano na ok. 42,6 mld zł, w tym na budowę, rozbudowę lub modernizację systemów kanalizacji zbiorczej – ok. 32 mld zł, a na budowę, rozbudowę lub modernizację oczyszczalni ścieków komunalnych – ok. 10,6 mld zł. Druga Aktualizacja KPOŚK została zatwierdzona przez Radę Ministrów w dniu 2 marca 2010 r. (AKPOŚK 2009), obejmuje łącznie 1635 aglomeracji, które umieszczono w dwóch załącznikach:

- załącznik 1 – aglomeracje priorytetowe dla wypełnienia wymogów Traktatu Akcesyjnego (obejmuje 1313 aglomeracji od 2000 RLM (łącznie RLM – 44161819, który stanowi 87% całkowitego RLM Programu)
- załącznik 2 – aglomeracje nie stanowiące priorytetu dla wypełnienia wymogów Traktatu Akcesyjnego (obejmuje 322 aglomeracje z przedziału 2000-10000 RLM (łącznie RLM – 1 360 434, który stanowi 3% całkowitego RLM Programu)
- załącznik 3 – aglomeracje „pozostałe” (obejmuje 104 aglomeracje (łącznie RLM - 474 956) nowo wyznaczone, które nie spełniły wymogów formalnych, by znaleźć się w załączniku 1 lub 2). Aglomeracje te nie są wliczone do zakresu rzeczowego i finansowego AKPOŚK 2009.

Największe znaczenie w implementacji dyrektywy 91/271/EWG przypisane jest osiągnięciu odpowiednich standardów wyposażenia w zbiorcze systemy kanalizacyjne i oczyszczalnie ścieków aglomeracjom > 15 000 RLM.

Ograniczona ilość dostępnych środków na sfinansowanie AKPOŚK 2009 szacowana na ok. 30,1 mld zł w okresie do 2015 r. nie pozwala na realizację wszystkich potrzeb zgłoszonych przez gminy w zakresie realizacji infrastruktury sanitacji. Dlatego też, efekty realizacji Programu odniesiono tylko do aglomeracji zamieszczonych w załączniku 1, które stanowią priorytet dla wypełnienia wymogów Traktatu Akcesyjnego. Realizacja załącznika 1 AKPOŚK 2009 obejmować będzie:

- budowę 30641 km sieci kanalizacyjnej,

- modernizację 2883 km sieci kanalizacyjnej,
- modernizację lub rozbudowę 569 oczyszczalni ścieków,
- budowę 177 nowych oczyszczalni.

Nakłady finansowe na realizację zakresu rzeczowo-finansowego przedsięwzięć zestawionych w załączniku 1 AKPOŚK 2009 szacowane są na kwotę: 31,9 mld zł, w tym: na systemy kanalizacyjne 19,2 mld zł, na oczyszczalnie ścieków 11,4 mld zł, na zagospodarowanie osadów 1,3 mld zł. Realizacja AKPOŚK 2009 zapewni do 2015 r. obsługę systemami kanalizacyjnymi i oczyszczalniami ścieków ok. 28,7 mln mieszkańców Polski, w tym blisko 100% ludności miejskiej i ok. 60% ludności wiejskiej [KPOŚK 2005].

Trzecia Aktualizacja KPOŚK została zatwierdzona przez Radę Ministrów w dniu 1 lutego 2011r. (AKPOŚK 2010). Celem trzeciej Aktualizacji Programu było ustalenie realnych terminów zakończenia inwestycji w aglomeracjach, które ze względu na opóźnienia inwestycyjne nie zrealizują zaplanowanych zadań do końca 2010 r. Dlatego też, AKPOŚK2010 swoim zakresem objęło wyłącznie zmiany dotyczące terminów realizacji inwestycji. W wyniku analizy stanu zaawansowania realizacji inwestycji oraz przyczyn zaistniałych opóźnień ustalono, że sytuacja dotyczy 126 aglomeracji. KPOŚK jest instrumentem wdrażania dyrektywy Rady 91/271/EWG w odniesieniu do obniżenia poziomu zanieczyszczeń biodegradowalnych w oczyszczalniach < 2000 RLM oraz redukcji związków azotu i fosforu. Dla potrzeb wypełnienia pozostałych wymagań dyrektywy 91/271/EWG opracowano:

- program wyposażenia w oczyszczalnie ścieków aglomeracji < 2000 RLM, posiadających w dniu przystąpienia Polski do UE systemy kanalizacji sanitarnej.
- program wyposażenia zakładów przemysłu rolno-spożywczego o wielkości 4000 RLM, odprowadzających ścieki bezpośrednio do wód, w urządzenia zapewniające wymagane przez polskie prawo standardy ochrony wód.

Uwzględniając stopień zaludnienia [GUS 2010], można stwierdzić, że w Polsce na terenach wiejskich i w miejscowościach do 15000 RLM mieszka ok. 52% mieszkańców. Wymagania stawiane oczyszczalniom ścieków w RM [Rozporządzenie Ministra Środowiska 2006] wykazują jednoznacznie, że ponad połowa ścieków w Polsce nie będzie oczyszczana z substancji biogennych. Należy przy tym mieć świadomość, że większość tych ścieków powstaje na terenach źródłkowych naszych rzek oraz, że część tych ścieków trafia praktycznie bez oczyszczania do wód podziemnych (w przypadku źle zaprojektowanych i nieprawidłowo eksploatowanych indywidualnych systemów oczyszczania tzw. „oczyszczalni przydomowych”). W opisie [Rozporządzenie Ministra Środowiska 2008] obszarów wrażliwych podaje się, że są to m.in. akweny, w których może występować kumulacja zanieczyszczeń. W związku z tym nie uznano wód płynących, jako zagrożonych tym zjawiskiem. Procesy samooczyszczania [Sadecka 2009] jako wypadkowa: procesów biochemicznej mineralizacji zanie-

czyszczeń w warunkach tlenowych i beztlenowych, dopływu tlenu do układu, procesu sedymentacji, sorpcji, wpływu budowli wodnych, dopływów bocznych, itp. nie usuwają całego ładunku zanieczyszczeń wprowadzonego w obszarach źródłiskowych, a jedynie przesuwają go w innej postaci w dół rzeki. W przypadku dużego ładunku zanieczyszczeń lub też większej ilości punktowych zrzutów nawet z niedużych ośrodków, ładunek zanieczyszczeń również w wodzie płynącej ulega kumulacji. Potwierdza to stan czystości naszych wód powierzchniowych, w których w większości przypadków odnotowuje się ponadnormatywne zawartości związków biogenych i wskaźników sanitarnych.

OCENA STANU CHEMICZNEGO JEDNOLITYCH CZĘŚCI WÓD

Zgodnie z danymi inspekcji Ochrony Środowiska [Inspekcja Ochrony Środowiska 2010] ocena stanu chemicznego jednolitych części wód w latach 2007-2009 wykonana została w oparciu o rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 20 sierpnia 2008 roku przez porównanie stężeń zmierzonych substancji chemicznych, w tym tzw. substancji priorytetowych, z dopuszczalnymi wartościami granicznymi ujętymi w załączniku 8 w/w rozporządzenia. Wyniki pomiarów w monitoringu diagnostycznym i operacyjnym pozwoliły na ocenę stanu chemicznego 341 jednolitych części wód. Ocena stanu chemicznego wykazała, że spośród 154 jednolitych części wód objętych badaniami substancji chemicznych, w tym priorytetowych, w ramach monitoringu diagnostycznego dobry stan chemiczny osiągnęło 31. W 123 jednolitych częściach wód stwierdzono przekroczenia dopuszczalnych wartości substancji z grupy substancji priorytetowych. Stan chemiczny tych części wód sklasyfikowano jako „poniżej dobrego”.

Śród 187 jednolitych części wód objętych w latach 2007-2009 badaniami substancji priorytetowych w ramach monitoringu operacyjnego dobry stan chemiczny osiągnęło 73. W 114 jednolitych częściach wód stwierdzono przekroczenia dopuszczalnych wartości substancji z grupy substancji priorytetowych. Stan chemiczny tych części wód sklasyfikowano jako „poniżej dobrego”. W grupie wskaźników fizyczno-chemicznych przekroczenie wartości granicznych dla stanu dopuszczalnego dotyczyły przede wszystkim: BZT₅, ogólnego węgla organicznego, azotu ogólnego Kjeldahla i fosforu ogólnego. Natomiast wśród substancji syntetycznych i niesyntetycznych dopuszczalne stężenia najczęściej przekraczały fenole lotne, glin i selen.

Sumując poruszone wyżej aspekty otrzymuje się obraz, z którego wynika, że pomimo poniesionych olbrzymich nakładów finansowych, organizacyjnych itp. stan wód powierzchniowych w Polsce nie będzie z pewnością odpowiadał założeniom Dyrektywy, ani nie będzie adekwatny do zastosowanych środków.

Przyczyna takiego stanu rzeczy tkwi w źle pojętych wymaganiach stawianych oczyszczalniom ścieków jak również złych zasadach ekonomii.

Dowodem na to są m.in. kryteria stosowane w przetargach ogłaszanych na zaprojektowanie oczyszczalni ścieków. Pomimo tego, że ustawa o zamówieniach publicznych dosyć dokładnie precyzuje, jakie kryteria powinny być zastosowane: jedynym kryterium jest „najniższa cena”. Czyli inaczej: nieważne, jak jest zaprojektowana technologia oczyszczania ścieków i przeróbki osadów ściekowych byle by wykonanie inwestycji było tanie.

MAŁE OCZYSZCZALNIE ŚCIEKÓW

Istnieją w Polskiej rzeczywistości małe (do 10000 m³/d) oczyszczalnie ścieków zaprojektowane w technologii z usuwaniem związków azotu i fosforu, ale w czasie kilkuletniej eksploatacji nie uzyskuje się w tych obiektach wysokiej efektywności usuwania tej grupy zanieczyszczeń. Sytuację pogłębia fakt, że dla tych oczyszczalni prawdopodobnie uznano, że systemy zintegrowanego usuwania związków węgla, azotu i fosforu są zbyt kosztowne i dla oczyszczalni < 15000 RLM nie normuje się zrzutów związków azotu i fosforu do odbiorników, którymi są przede wszystkim wody powierzchniowe płynące [Sadecka 2009]. Pogląd ten jest zdaniem autorów całkowicie niesłuszny. Niezależnie jednak od tego, w odróżnieniu od Europy, problem małych oczyszczalni w Polsce nie jest problemem marginalnym i absolutnie nie wolno było przyjmować wprost rozwiązań europejskich. Rozproszona zabudowa wiejska okazała się więc „rajem” dla różnego rodzaju podmiotów produkujących tzw. „oczyszczalnie przydomowe”. W prawie polskim funkcjonuje określenie „indywidualny system oczyszczania ścieków”. Niestety systemy [Świgoń 2009] te, poprzez różne lobbingi, wyparły zbiorniki bezodpływowe, które prawidłowo eksploatowane, są bezpiecznym sposobem odbierania ścieków od indywidualnych dostawców nie podłączonych do kanalizacji. Dla wykazania, że proponowane na rynku „przydomowe oczyszczalnie ścieków” nie są de facto oczyszczalniami wystarczy przytoczyć niektóre parametry podawane przez producentów. Na przykład: większość producentów podaje, że osad z ich „przydomowych oczyszczalni” ścieków należy usuwać co dwa lata, przy wielkości zbiornika 1 do 1,5 m³. Niektórzy okres ten skracają do pół roku. Nietrudno policzyć, jaki ładunek zanieczyszczeń będzie odprowadzany do ziemi, przy dwuletnim cyklu usuwania osadów. Jeśli w rozwiązaniach takich, prowadzone jest napowietrzanie, to ostatecznie z dużym trudem można przyjąć, że odbiornikiem tak oczyszczonych ścieków poprzez drenaż jest grunt. Jednak wielu producentów podaje, że faza tlenowa (napowietrzanie) odbywa się właśnie w drenażu. Chyba nikt nie podejmie się udowodnić, że w gruncie tym nie następuje kumulacja zanieczyszczeń, które przenoszą się dalej do wód gruntowych nawet, gdy będzie spełniony

warunek (co jest rzadkością) półtorametrowej odległości drenażu od zwierciadła tych wód.

ZBIORNIKI BEZODPŁYWOWE, A PRZYDOMOWE OCZYSZCZALNIE ŚCIEKÓW

Po sprawdzeniu cen bardziej rozbudowanych „przydomowych oczyszczalni ścieków” z systemem napowietrzania, okazało się, że koszt takiego urządzenia (~12 tys. zł dla 1 rodziny) kształtuje się na poziomie kilkudziesięciometrowego przyłącza kanalizacyjnego (~320 zł/m). Rzeczywisty efekt ekologiczny natomiast, dla obu rozwiązań (kanalizacja, system indywidualny) nie da się nawet porównać. Przy większych odległościach od przebiegu głównych tras kanalizacyjnych, „oczyszczalnia przydomowa” „ekonomicznie” niestety wygrywa z punktu widzenia nakładów inwestycyjnych.

Przegrywa natomiast w tym aspekcie ze zbiornikiem bezodpływowym, który jest zdecydowanie tańszy (~4,5 tys. zł/10 m³ objętości). Wygrywa znowu niestety w kosztach eksploatacji, bo ścieki ze zbiornika bezodpływowego trzeba usunąć w ilości około 3 m³/osobę na miesiąc, a z „oczyszczalni przydomowej”, jak wspomniano wcześniej, wystarczy usunąć osad np. raz na 2 lata. Wydawać by się mogło, że przytoczono powyżej dane oczywiste, łatwe do zidentyfikowania i zrozumienia nawet dla nie fachowca.

Dlaczego więc jest tak, że w wielu przypadkach, coraz dalej brnie się w te nie do przyjęcia rozwiązania. Należy podejrzewać, że wiele grup producentów zarówno „oczyszczalni przydomowych”, jak i systemów większych, ale do 15'000 RLM potrafi skutecznie lobbować swoje rozwiązania, a system prawny w Polsce (prawo wodne, prawo ochrony środowiska) nie stwarza nacisków na generowanie i kreowanie nowych, sprawnych technologii, a prawo zamówień publicznych wręcz eliminuje wdrażanie jakiegokolwiek postępu.

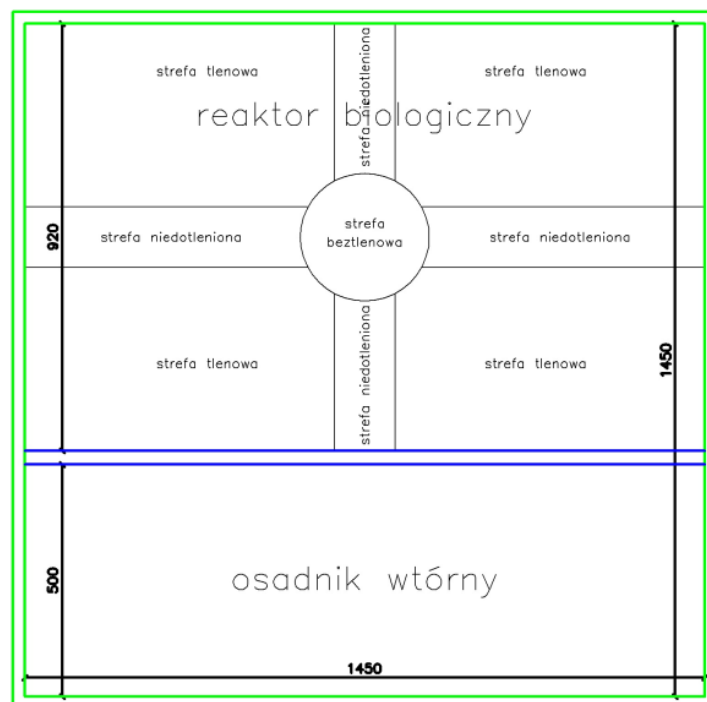
ROZWIĄZANIA DLA OCZYSZCZALNI <15000 RLM

Aby rzeczywiście spełniać założenia i wytyczne wynikające z przystąpienia Polski do UE należy generalnie zacząć uzdrawiać sytuację w Polsce w obszarze do 15 tys. RLM, wprowadzając stosowne korekty w przepisach prawnych. Można wykazać, że przy takich samych, bądź mniejszych nakładach inwestycyjnych i znacznym ograniczeniu kosztów eksploatacji (w porównaniu z oczyszczalniami z usuwaniem tylko związków organicznych), można budować oczyszczalnie do 15000 RLM, w których uzyskuje się wysokoefektywne oczyszczanie ścieków z usuwaniem związków biogenych. Uzdrawienie sytuacji należy zacząć od zabiegów najprostszych np. przekształcić większość tzw.

„przydomowych oczyszczalni” ścieków na zbiorniki bezodpływowe, z których ścieki wywożone będą do oczyszczalni wg. określonych harmonogramów, a efektywność ich oczyszczania będzie podlegała kontroli.

Harmonogramy takie sporządzić powinien eksploatator systemu kanalizacyjnego i oczyszczalni w gminie / mieście. Gminne / miejskie oczyszczalnie ścieków należy, zgodnie z obowiązującym w Polsce prawem, wyposażać w punkty zlewne przystosowane do przyjęcia odpowiedniej ilości ścieków dowożonych oraz zbiorniki retencyjne służące do uśredniania i odświeżania ścieków dowożonych. Można na ten cel przeznaczyć kwoty wynikające z różnicy pomiędzy ceną szamba, a fundowanej przez Gminę „oczyszczalni przydomowej”. Powszechnie można znaleźć w biuletynie zamówień publicznych przetargi organizowane przez Inwestorów publicznych na dostarczenie i zainstalowanie nawet kilkuset „oczyszczalni przydomowych”. Przykładem może być pewna gmina w województwie łódzkim, która zamierza zainstalować 321 oczyszczalni przydomowych w cenie około 12 tys. zł/kpl. Daje to kwotę około 3.852 tys. zł. Gdyby w to miejsce wybudowano zbiorniki bezodpływowe o pojemności 10 m³ każdy, gmina zainwestowałaby 321 x 4,5 tys. zł = 1.445 tys. zł. Różnica wynosi 2,4 mln. zł. Jednocześnie ta sama gmina, w celu kompletnego uporządkowania gospodarki wodno-ściekowej, rozbudowuje oczyszczalnię ścieków z przepustowości 200 do 400 m³/d (4700 MR). Koszt tej rozbudowy wraz z modernizacją wyceniony jest na kwotę 3,6 mln. zł. Zaoszczędzona kwota „na oczyszczalniach przydomowych” stanowi więc 67% kosztów rozbudowy oczyszczalni. Załóżmy jednak, że w ten sposób „zaoszczędzonych pieniędzy” nie można przełożyć na inny segment tego samego programu, a musi być ona wykorzystana na dofinansowanie systemów indywidualnych. Za tą kwotę można kupić np. najwyższej klasy wóz asenizacyjny również z osprzętem do obsługi sieci. Można by wreszcie przez całe lata na różne sposoby „dofinansowywać” eksploatację szamb przy właściwie chronionym środowisku.

Generalnie należy stwierdzić, że to co określili lobbyści usiłują wykazać, że jest tanio, tak naprawdę nie jest ani tanio, ani po inżyniersku, ani nie przyczynia się do ochrony środowiska. Rozpowszechnianie informacji o wysokich nakładach inwestycyjnych dla reaktorów biologicznych z usuwaniem związków biogenych nie ma inżynierskiego uzasadnienia i jest po prostu mitem. Prawdopodobnie opinia, że reaktory trójfazowe są drogie w nakładach inwestycyjnych i skomplikowane w sterowaniu wzięła się z doświadczeń związanych z budową i eksploatacją porcjowych reaktorów typu SBR. Wiadomo, że prawidłowo zaprojektowana i wybudowana oczyszczalnia z technologią SBR powinna mieć albo duży zbiornik retencyjny (kubatura dodatkowa) lub co najmniej dwa naprzemiennie działające ciągi technologiczne (dla małych oczyszczalni nie do końca uzasadnione). Skutkiem tego, kubatura całkowita reaktora SBR jest znacznie większa niż kubatura reaktora przepływowego łącznie z osadnikiem wtórnym.



Rys. 1. Schemat przeprojektowanego reaktora SBR na reaktor przepływowy z osadnikiem wtórnym [Dane eksploatacyjne]

Fig. 1. Scheme redesigned SBR reactor at flow reactor with sludge secondary settler [Exploitation data]

Różnice te można wykazać na przykładzie oczyszczalni ścieków w Brzozowie koło Rzeszowa. W oczyszczalni zaprojektowano i już wykonano zbiornik żelbetowy dla reaktora SBR o przepustowości $300 \text{ m}^3/\text{d}$. Kubatura zbiornika wynosiła 1260 m^3 .

Reaktor ten przeprojektowano na hybrydowy z zatopionym, nieruchomym złożem przepływowym, wydzielając jednocześnie z istniejącego zbiornika osadnik wtórny o przepływie poziomym. Schemat przeprojektowanego reaktora SBR na reaktor przepływowy przedstawiono na rys. 1.

Po przeprojektowaniu reaktora na przepustowość $800 \text{ m}^3/\text{d}$, parametry kubaturowe są następujące: objętość reaktora 830 m^3 , objętość osadnika – 430 m^3 . Nakłady na obiekty budowlane zwiększono tylko o kilkanaście tysięcy złotych (wybudowanie ściany oddzielającej osadnik od reaktora biologicznego). Całkowity wzrost wszystkich nakładów inwestycyjnych nie przekroczył 20%; zmiany te nie wymagały ogłoszenia nowego przetargu (2003 r.), a przepustowość reaktora zwiększono 2,5 razy. Skuteczność tak przeprojektowanego reaktora, przy przeciążeniu nawet do $1200 \text{ m}^3/\text{d}$ (sierpień 2009 r. – wraz ze ściekami

dowożonymi) potwierdzają wyniki badań ścieków oczyszczonych, przedstawione w tabeli 1.

W przypadku Brzozowa, nakłady inwestycyjne na reaktor SBR wynosiły 2,2 raza więcej w przeliczeniu na 1 m³ przepustowości oczyszczalni w stosunku do reaktora hybrydowego. Również porównanie mocy zainstalowanej, która bezpośrednio przekłada się na koszty eksploatacji, wychodzi zdecydowanie na korzyść reaktora hybrydowego. Wersję pierwotną SBR zaprojektowano na moc zainstalowaną 47 kW dla 300 m³/d. Po zmianie na reaktor hybrydowy, zainstalowano 37 kW dla 800 m³/d.

Tab. 1. Parametry ścieków oczyszczonych w oczyszczalni w Brzozowie [Dane eksploatacyjne]

Tab. 1. The parameters in the treated sewage effluent in Brzozów [Exploitation data]

Data	Oznaczenie	Jednostka	Wynik	Wymagania zgodne z RM [3]
13.10.2003	BZT ₅	mg O ₂ /l	13,0	25
13.10.2003	ChZT _{Cr}	mg O ₂ /l	38	125
13.10.2003	Zawiesina og.	mg/l	< 10	35
13.10.2003	Azot ogólny	mg N/l	4,29	15
13.10.2003	Fosfor ogólny	mg P/l	0,56	2
12.08.2009	BZT ₅	mg O ₂ /l	3,3	25
12.08.2009	ChZT _{Cr}	mg O ₂ /l	48	125
12.08.2009	Zawiesina og.	mg/l	13	35
19.08.2009	BZT ₅	mg O ₂ /l	2,5	25
19.08.2009	ChZT _{Cr}	mg O ₂ /l	52	125
19.08.2009	Zawiesina og.	mg/l	4,6	35
19.08.2009	Azot ogólny	mg N/l	5,73	-
19.08.2009	Fosfor ogólny	mg P/l	0,69	-

Tak więc wskaźnik zainstalowanej mocy w przypadku reaktora SBR wynosi:
 $300 / 47 = 156,6 \text{ W/l m}^3/\text{d}$,
 a dla reaktora hybrydowego:
 $800 / 37 = 46,25 \text{ W/l m}^3/\text{d}$.

Reaktor hybrydowy potrzebuje więc 3,4 razy mniej mocy zainstalowanej w przeliczeniu na 1 m³ takich samych ścieków.

Wszystkie te aspekty dostrzegli decydenci w Brzozowie i już w 2002 roku dokonali omówionych wyżej zmian. Jeden przeprojektowany reaktor o przepustowości 800 m³/d eksploatowany był do 2008 roku, kiedy to dobudowano następną kubaturę, tej samej wielkości jak poprzednia, wynosząc osadnik wtórny na zewnątrz. Osiągnięto dzięki temu łączną przepustowość 1800 m³/d w miej-

scu, gdzie miała powstać oczyszczalnia w technologii SBR na przepustowość 600 m³/d.

Jak wspomniano wcześniej, hybrydowy reaktor w Brzozowie [Dane eksploatacyjne] obciążany był przepływem 1200 m³/d, i to z tego okresu pochodzą wyniki z sierpnia 2009r (tab. 1). Stężenie zanieczyszczeń w ściekach surowych mierzone wartością BZT₅ wynosiło 378 g/m³.

Daje to jednostkowe obciążenie reaktora 0,55 kgBZT₅/1 m³ komory na dobę, przy czasie trwania procesu oczyszczania 16 godzin.

Są to parametry wysoko obciążonego reaktora działającego bez usuwania związków biogenych. Jak wykazują jednak wyniki badań z lat 2003, 2009 (tab. 1) dzięki zastosowaniu zanurzonych, nieruchomych złóż przepływowych, które jednocześnie wydzielają strefy funkcjonalne w reaktorze, w reaktorze uzyskuje się wysokoefektywną redukcję zanieczyszczeń organicznych oraz związków biogenych.

Z danych eksploatacyjnych wynika więc, że jeśli mamy nawet wysoko obciążoną oczyszczalnię przepływową, to wystarczy jej kubaturę podzielić na strefy funkcjonalne (beztlenową, tlenową i niedotlenioną) ścianami z przepływowych złóż biologicznych [Sadecka i Waś 2007], żeby bez zwiększonych nakładów eksploatacyjnych usuwać ze ścieków w takiej oczyszczalni również substancje biogenne.

LITERATURA

1. INSPEKCJA OCHRONY ŚRODOWISKA, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2010
2. DYREKTYWA 2000/60/WE PARLAMENTU EUROPEJSKIEGO I RADY z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej (Dz.U.UE L z dnia 22 grudnia 2000 r.)
3. ROZPORZĄDZENIE MINISTRA ŚRODOWISKA z dnia 24 lipca 2006 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz. U. 2006 nr 137 poz. 984)
4. ŚWIGOŃ Z.: *Indywidualne systemy oczyszczania ścieków*. Rynek Instalacyjny, wrzesień 2009
5. SADECKA Z., WAŚ J.: *Procesy tlenowo-beztlenowe w cyrkulacyjnym przepływowym reaktorze biologicznym*. Wydawnictwo Uniwersytetu Zielonogórskiego, Zielona Góra 2007
6. SADECKA Z.: *Problem ścieków dowożonych do oczyszczalni taborem asenizacyjnym*. BMP Ochrona Środowiska. 2009, nr 2, 51-54
7. SADECKA Z.: *Wymagania stawiane oczyszczalniom ścieków w aspekcie odbiorników ścieków oczyszczonych*. Forum Eksploatatora. 2009, nr 5, 38-43

8. KPOŚM (Krajowy Program Oczyszczania Ścieków Komunalnych). Ministerstwo Środowiska, Warszawa 2005 r. (i aktualizacje)
9. GUS: Powierzchnia i ludność w przekroju terytorialnym w 2010 r.
10. ROZPORZĄDZENIE MINISTRA Środowiska z dnia 20 sierpnia 2008 r. (Dz. U. z dnia 9 września 2008 r.) wytyczne w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych
11. Dane eksploatacyjne. Oczyszczalnia ścieków w Brzozowie. Materiały archiwalne

BIOGENIC COMPOUNDS REMOVAL FROM WASTEWATER IN WASTEWATER TREATMENT PLANT LESS THAN 15,000 POPULATION EQUIVALENT

S u m m a r y

The paper presents the main issues for water and sewage administration on the guidelines of the National Program of Municipal Wastewater in the context of small wastewater treatment. Attention was drawn to the necessity and possibility of nitrogen and phosphorus removal in highly efficient wastewater treatment plant in population equivalent <15 000.

Key words: small wastewater treatment plants, nitrogen, phosphorus

SYLWIA MYSZOGRAJ*, EWA PANEK**, JERZY WOŁOSZYN***

EFEKTYWNOŚĆ SOLARNEJ SUSZARNI OSADÓW ŚCIEKOWYCH W ŻARACH

Streszczenie

W artykule przedstawiono technologię solarnego suszenia osadów ściekowych w oczyszczalni ścieków w Żarach. Analiza 18 miesięcy pracy instalacji wykazała, że na skutek suszenia uzyskano 5-krotne zmniejszenie masy osadu. Średnie uwodnienie osadów wynosiło 12,3% na etapie rozruchu w 2009 r. Średnie uwodnienie osadów wysuszonych w 2010 r. wynosiło 34,1%, a po uwzględnieniu miesięcy, w których suszarnia przyjmuje osady, ale nie suszy - 50,5%. Zużycie energii elektrycznej w 2010 r. przez wszystkie hale suszarnicze wynosiło 20 628 kWh, co w przeliczeniu daje 32,4 kWh/tonę suszu i 13,83 kWh/tonę odparowanej wody. Sumaryczne zużycie energii elektrycznej przez hale suszarnicze w 2010 r. wynosiło 1,03% całkowitego zużycia energii i odpowiada w przybliżeniu ilości energii zużywanej przez oczyszczalnię w ciągu trzech dni eksploatacji.

Słowa kluczowe: osady ściekowe, suszarnia solarna, efektywność

WPROWADZENIE

Wykorzystanie osadów ściekowych określa Dyrektywa Rady 86/278/EWG w sprawie ochrony środowiska, przy stosowaniu osadów ściekowych w rolnictwie, a w Polsce Rozporządzenie Ministra Środowiska, w sprawie komunalnych osadów ściekowych [Dz. U. 2010 nr 137, poz. 924]. W 2009 r. w 3196 oczyszczalniach ścieków, obsługujących 64,2 % ludności, powstało 563 tys. ton s.m. komunalnych osadów ściekowych. W porównaniu do 2000 r. stwierdzono wzrost ilości osadów ściekowych o 56%. Dominującym kierunkiem zagospodarowania osadów ściekowych było ich składowanie (329,8 tys. ton s.m., w tym 75% na terenie oczyszczalni) oraz wykorzystanie rolnicze (123,1 tys. ton s.m.).

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Technologii Wody, Ścieków i Odpadów

** studentka inżynierii środowiska; Uniwersytet Zielonogórski

*** Spółka Wodno-Ściekowa "Złota Struga"

Składowanie osadów, mimo że nienależące do rozwiązań preferowanych, było podstawowym kierunkiem końcowego ich unieszkodliwiania. Przyczyną takiego stanu jest brak odpowiednich instalacji oraz przede wszystkim czynnik ekonomiczny. Zgodnie z obowiązującym obecnie prawem komunalne osady ściekowe nie spełniają kryteriów dopuszczających ich deponowanie na składowiskach [Kalisz 2007].

Zarządzanie gospodarką osadami ściekowymi ukierunkowane jest na zmniejszenie ilości składowanych osadów oraz na zwiększenie stopnia ich przetworzenia metodami termicznego przekształcania. Możliwości przetwarzania osadów ściekowych zależą od wielu czynników. Są to właściwości fizyczne (wilgotność, podatność na odwadnianie, wartość opałowa, ciepło spalania), chemiczne (zawartość metali ciężkich, dioksyn i furanów) oraz sanitarne (obecność bakterii, wirusów, drożdży, grzybów, cyst pierwotniaków, jaj robaków). Równie istotne są względy ekonomiczne, przede wszystkim akceptowany poziom kosztów przeróbki oraz względy prawne. Racjonalny odzysk osadów to maksymalne wykorzystanie ich właściwości nawozowych czy opałowych. Podejmowane od lat liczne próby kompostowania osadów ściekowych dowodzą, że jedynie osady najlepszej jakości mogą być w ten sposób zagospodarowane, w przeciwnym razie wykorzystanie w środowisku produktów kompostowania może być niemożliwe lub obarczone dużym ryzykiem np. podwyższona zawartość metali ciężkich.

Suszenie jest procesem przekształcającym odpady w produkt o parametrach ułatwiających ich transport, magazynowanie i ostateczne zagospodarowanie. Technologia ta pozwala wykorzystywać osady przyrodniczo lub jako paliwo energetyczne. Proces suszenia nie zmienia składu chemicznego osadu, stąd też właściwości nawozowe pozostają bez zmian, a kaloryczność osadu wzrasta, w wyniku obniżenia zawartości wody. Suszenie osadów pozwala na największe zmniejszenie masy i objętości osadów.

W pracy przedstawiono rozwiązanie solarne suszenia osadów ściekowych w oczyszczalni ścieków w Żarach. Celem analizy 18 miesięcy pracy instalacji było ustalenie jej efektywności technologicznej i ekonomicznej.

CHARAKTERYSTYKA AGLOMERACJI ŻARY

Żary leżą na pograniczu Niziny Śląskiej i Niziny Wielkopolskiej. Miasto jest jednym z największych ośrodków gospodarczych i kulturalnych na południu województwa lubuskiego oraz znaczącym ośrodkiem przemysłowym, położonym na ważnych szlakach komunikacji drogowej [Plan rozwoju lokalnego 2004]. Żary zamieszkuje 39 238 mieszkańców. Pod względem hydrogeologicznym miasto i otaczające je tereny w przeważającej części znajdują się w dorze-

czu rzeki Bóbr. Zachodnia część obszaru należy do zlewni rzeki Lubsza stanowiącej dopływ Nysy Łużyckiej.

Odprowadzenie ścieków sanitarnych i deszczowych na terenie miasta Żary odbywa się systemem kanalizacji rozdzielczej. Istniejący układ kanalizacji sanitarnej jest układem w większości grawitacyjnym. Stan techniczny kanalizacji jest na ogół dość dobry. Kanalizacja deszczowa wykonana została z rur kamionkowych, żeliwnych, żelbetowych i murowanych. Kanalizacja ta podobnie jak sanitarna została wybudowana praktycznie w całości w okresie międzywojennym. Część komór i studni została przykryta wierzchnią warstwą (asfalt, polbruk, beton, ziemia). Stan techniczny kanalizacji deszczowej jest zróżnicowany od dobrego do bardzo złego. W eksploatacji znajduje się ok. 79,9 km sieci kanalizacji sanitarnej oraz około 55 km sieci kanalizacji deszczowej. Ponieważ kanalizacja sanitarna w wielu nieznanych miejscach łączy się z burzową to przy awariach bądź wymianie przewodów znacznie wzrastają koszty budowy. Rosną również koszty eksploatacji kanalizacji sanitarnej z tytułu powiązania obu kanalizacji, spowodowanych opadami atmosferycznymi. Ścieki z terenu miasta kolektorem głównym kierowane są do miejskiej oczyszczalni ścieków przy ul. Żurawiej w Żarach.

CHARAKTERYSTYKA OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW W ŻARACH

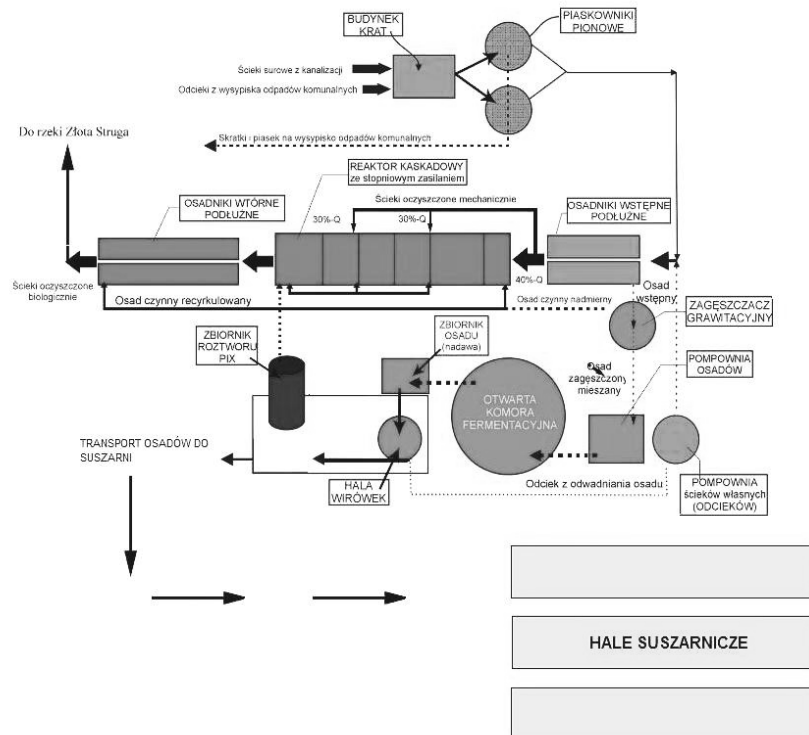
Miejska mechaniczno - biologiczna oczyszczalnia ścieków „Złota Struga” o przepustowości nominalnej 15 000 m³/d (RLM = 75 000), z usuwaniem biogenów oraz z możliwością chemicznego strącania fosforu przy użyciu PIX, została przekazana do użytku w 1995 r. (fot. 1).



Fot. 1. Widok na oczyszczalnię Złota Struga
Phot. 1. View of the Złota Struga WWTP

Układ technologiczny składa się z (rys. 1):

- części mechanicznej: krata wstępna o prześwicie 20 mm, przepompownia główna, komora krat (krata schodkowa o prześwicie 6 mm, dwa piaskowniki pionowe, osadnik wstępny dwukomorowy ze zgarniaczem,
- części biologicznej: komora osadu czynnego z wydzieloną komorą mieszania beztlenowego, komorą denitryfikacji oraz nityfikacji z napowietrzaniem powierzchniowym za pomocą aeratorów, z recyrkulacją wewnętrzną osadu, osadnik wtórny dwukomorowy ze zgarniaczem lewarowo – ssawkowym.



Rys. 1 Układ technologiczny oczyszczalni ścieków Złota Struga
[Uchwała nr XXXIV/4/98 Rady Miejskiej w Żarach 1998]
Fig. 1 Technological system of Złota Struga WWTP
[Uchwała nr XXXIV/4/98 Rady Miejskiej w Żarach 1998]

Gospodarka osadowa do 2009 roku prowadzona była z wykorzystaniem zagęszczacza osadu nadmiernego, komory fermentacji, stacji mechanicznego zagęszczania osadu, stacji higienizacji osadu oraz poletek osadowych.

Od 2009 roku osady poddaje się zagęszczaniu, fermentacji metanowej i odwadnianiu, a następnie suszy w halach suszarniczych w technologii *ist Anla-*

genbau WENDEWOLF®. Proces fermentacji realizowany jest w otwartych komorach fermentacyjnych w układzie jednostopniowej fermentacji psychrofilowej. Komora fermentacji pełni funkcję zatrzymania osadów (bez ich mineralizacji), z jednoczesną produkcją lotnych kwasów tłuszczowych. W przypadku wyłączenia komory fermentacji, osad kierowany jest bezpośrednio do stacji mechanicznego odwadniania w wirówce dekantacyjnej typu ALFA-LAVAL NX4545.

Istniejący ciąg technologiczny zapewnia w pełni zautomatyzowaną pracę w systemie dostosowanym do pracy urządzenia odwadniającego osady ściekowe, eliminując do niezbędnego minimum udział obsługi.

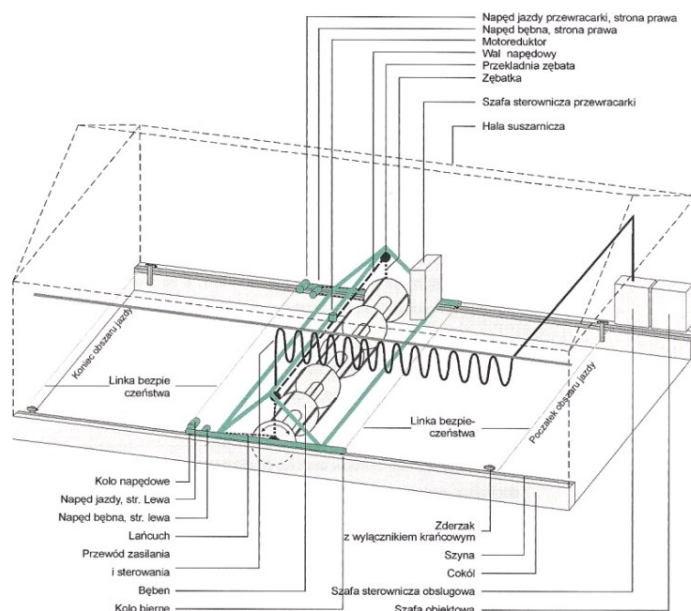
Osady ściekowe po odwodnieniu na wirówce transportowane są koparkoładownicą do hal suszarniczych.

SUSZENIE OSADÓW ŚCIEKOWYCH W TECHNOLOGII WENDEWOLF® FIRMY *IST ANLAGENBAU GMBH*

Suszenie osadów prowadzone jest w halach o konstrukcji przypominającej szklarnię, pokrytych płytami poliwęglanowymi. Płyty te charakteryzują się dobrą przepuszczalnością promieniowania słonecznego do wnętrza suszarni i niskim współczynnikiem przenikania ciepła. Emitowane promieniowanie podczerwone odbijając się od powłoki podnosi temperaturę wnętrza suszarni i nagrzewa złożę suszonych osadów. Wzrost temperatury powietrza wewnątrz suszarni powoduje spadek wilgotności względnej a tym samym wzrost odbioru wilgoci z osadów. Suszenie solarne jest procesem niskotemperaturowym wykorzystującym dużą powierzchnię hali [EKOTOP 2001]. W celu zintensyfikowania procesu suszenia wykorzystywana jest specjalistyczna przegracarka Wendewolf (rys. 2), która poruszając się wzdłuż całej szerokości hali po betonowym torze jezdnym przesuwa suszony osad i jednocześnie przesuwając go do przeciwległego końca hali suszarni. Efektywnie pracująca przewracarka napowietrza suszony osad oraz równomiernie rozgarnia, nawet mokry osad wysypywany bezpośrednio przyczepą lub ładowarką, bez konieczności użycia dodatkowych podajników. Proces suszenia w okresie letnim przebiega znacznie sprawniej niż w okresach zimowych. W zimie przy wolniejszym odparowaniu wody przegrarnianie i napowietrzanie zmagazynowanych osadów zapobiega rozwojowi niekontrolowanych procesów gnilnych. Ważne znaczenie ma wówczas grubość warstwy osadu. Zastosowany w przewracarce Wendewolf system noży i grzebieni, którymi osad jest rozrywany, pozwala na przewrócenie osadu o wysokości nawet do 45 cm przy jednorazowym przejeździe. Przewracarka radzi sobie z osadami o konsystencji mazistej i większym uwodnieniu niż 81%.

Zgodnie z założeniami opracowanymi przez firmę *EKOTOP* i symulacją przeprowadzoną przez *ist Anlagenbau* ustalono, że dla potrzeb słonecznego

suszenia osadów pochodzących z oczyszczalni ścieków w Żarach konieczne jest wybudowanie 3 hal o parametrach roboczych: szerokość 12 m, długość 116 m, powierzchnia hali 1392 m², w tym powierzchnia efektywna suszenia 1243 m².



Rys. 2. Przewracarka Wendewolf®

Fig. 2. Wendewolf® installation

Na podstawie analizy danych uzyskanych z Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej przyjęto lokalne warunki klimatyczne dla miasta Zielona Góra, czas trwania zimy ustalono na 5 miesięcy.

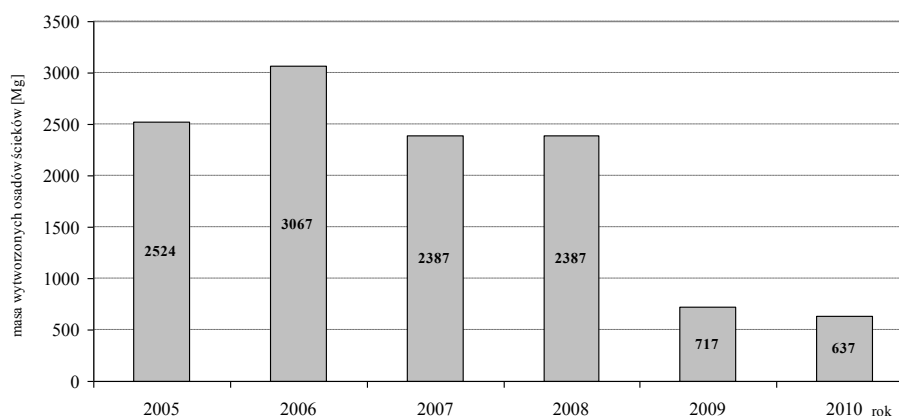
Do określenia parametrów suszarni słonecznej w oczyszczalni ścieków w Żarach przyjęto:

- roczną produkcję osadu = 3 574 t/rok
- zawartość suchej masy w odwodnionym osadzie = 19,0 % s.m.
- łączną ilość suchej masy osadów = 679 t s.m./rok
- możliwość wahan w produkcji osadu w poszczególnych miesiącach roku
- końcową maksymalną zawartość suchej masy w wysuszonym osadzie > 70 % s.m., średnio 80 % s.m.
- zmniejszenie masy osadu o 76%
- masę wody do odparowania 2 604 t/rok
- brak dodatkowego wspomaganie suszenia osadów energią z zewnątrz

Z przeprowadzonej analizy wynikało, że suszarnia słoneczna w Żarach może pracować efektywnie w okresie od kwietnia do października, natomiast w okresie od listopada do marca jej wydajność znacznie spadnie, co potwierdzają obecne dane. W miesiącach letnich w wyniku intensywnego nasłonecznienia osad podlega ciągłemu suszeniu w tzw. układzie on-line. Latem przy słonecznej pogodzie 10-centymetrowa warstwa osadu może zostać wysuszona w ciągu zaledwie 10 dni, natomiast zimą ten sam osad zostanie jedynie częściowo przesuszony. Na początku hali zawsze znajdował się będzie osad o większym uwodnieniu, który w miarę zmniejszania wilgotności przesuwany będzie na koniec hali. Po opuszczeniu hali wysuszony osad ma postać granulatu o średnicy ziaren ok. 20 mm, jest odporny na ścieranie, obojętny zapachowo i może być składowany na wolnym powietrzu bez narażania na wtórne zawilgocenie bądź zagniwanie. Wysuszony osad będzie odbierany w przedsionku suszarni, załadowywany na środki transportujące i przeznaczany do dalszego zagospodarowania.

EFEKTYWNOŚĆ SOLARNEJ SUSZARNI OSADÓW ŚCIEKOWYCH W ŻARACH

Masę wytworzonych osadów ściekowych w oczyszczalni w Żarach, kierowanych do zagospodarowania w latach 2005-2010 przedstawiono na rys. 3.

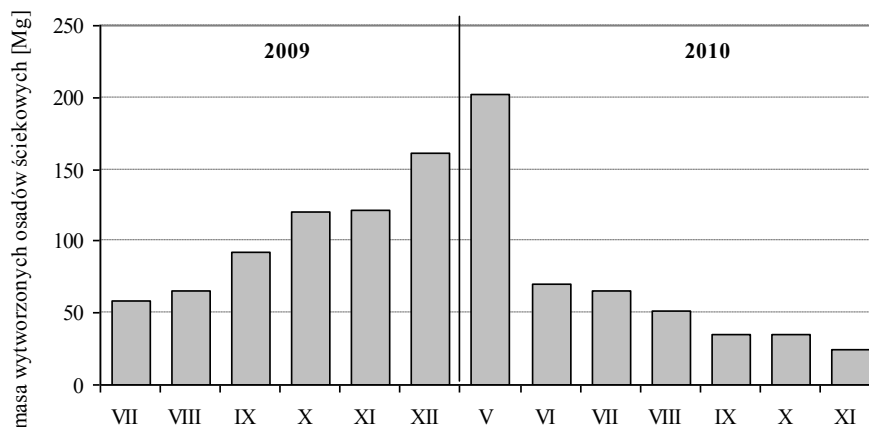


Rys. 3. Osady ściekowe kierowane do zagospodarowania w latach 2005-2010

Fig. 3. Sewage sludge directed for management in 2005-2010

W latach 2005-2008, przed uruchomieniem instalacji do suszenia solarnego, ilość wytworzonych odwodnionych osadów ściekowych wynosiła od 2387 do 3067 Mg rocznie. Wprowadzenie suszenia spowodowało zmniejszenie ilości

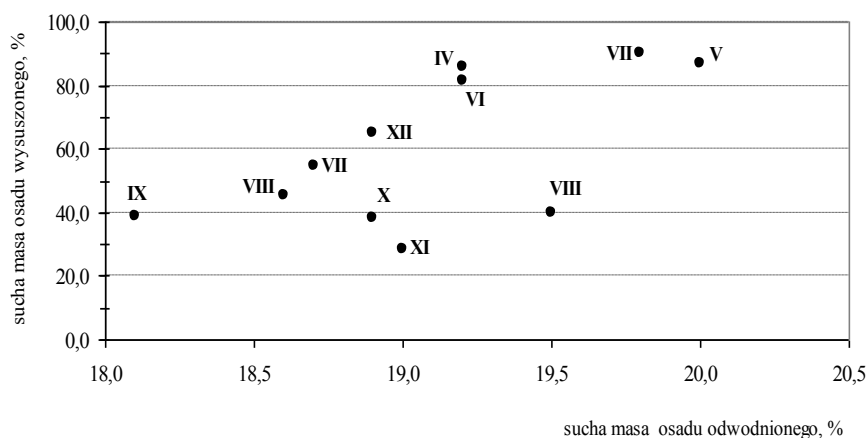
osadów do 717 Mg w roku 2009 i 637 Mg w roku 2010 (ilość osadów odwodnionych odpowiednio 3142 i 2654 Mg). Jak pokazano na rys. 4 ilość osadów odprowadzanych z suszarni oraz ich uwodnienie (rys. 5) zależy od pory roku. W lipcu 2009 r. hale suszarnicze wypełniono 600 Mg odwodnionych osadów o średnim uwodnieniu 83%. Warstwa suszonego osadu wynosiła 10-15 cm. Na skutek suszenia uzyskano 5-krotne zmniejszenie masy osadu, a średnie uwodnienie wynosiło 12,3%. Należy podkreślić, że w trakcie rozruchu instalacji odnotowano niską temperaturę zewnętrzną jak na tę porę roku (poniżej 20°C) oraz znaczne opady, które zwiększyły wilgotność względną powietrza nawet do 93%. W okresie od maja do grudnia 2009 r. suszeniu poddano 1898 Mg osadów, uzyskując 717 ton osadu wysuszonego o średnim uwodnieniu 50,5%. Łączne zużycie energii elektrycznej przez suszarnię wyniosło 19100 kWh, co daje 26,64 kWh/Mg suszu i 16,2 kWh/ tonę odparowanej wody.



Rys. 4 Ilość wysuszonych osadów ściekowych w latach 2009-2010
Fig. 4 Quantity of dried sewage sludge in 2009-2010

W okresie zimy, tj. od listopada 2009 r. do marca 2010 r. osady były wyłącznie gromadzone w halach suszarniczych (bez składowania na placu zewnętrznym). Grubość warstwy osiągnęła w marcu – kwietniu ok. 35-40 cm.

W okresie od kwietnia do sierpnia 2010 r. procesowi suszenia poddano 2128 ton osadów o średnim uwodnieniu ok. 81% uzyskując 637 tony suszu o uwodnieniu 34,1%. Pierwsza partia osadu została wywieziona na przełomie miesiąca maja-czerwca.



Rys. 5. Zależność s. m. osadu wysuszonego od s.m. osadu odwodnionego i pory roku
Fig. 5. Dependence of TSS of dried sludge from TSS of dewatered sludge and season

Zużycie energii elektrycznej od miesiąca stycznia do grudnia 2010r przez wszystkie hale suszarnicze wynosiło 20.628 kWh, co w przeliczeniu daje 32,4 kWh/tonę suszu i 13,83 kWh/tonę odparowanej wody. Sumaryczne zużycie energii elektrycznej przez wszystkie 3 hale w 2010 r. wynosiło 1,03% całkowitego zużycia energii i odpowiada w przybliżeniu ilości energii używanej przez oczyszczalnię w ciągu trzech dni eksploatacji.

Z przeprowadzonej analizy danych wynika, że proces suszenia osadów w suszarni słonecznej jest efektywny i może być powszechnie stosowany w małych oczyszczalniach ścieków. Efekt suszenia osadów w suszarniach słonecznych zależy od wielu czynników m.in.:

- atmosferycznych, takich jak: natężenie promieniowania słonecznego oraz temperatura powietrza suszącego i jego wilgotność;
- od sposobu prowadzenia procesu, tzn. od intensywności przegarniania i wentylacji oraz wykorzystania źródeł ciepła zewnętrznego.

LITERATURA

1. CZEKAŃSKI A.: Zagospodarowanie osadów ściekowych z punktu widzenia eksploatatora oczyszczalni ścieków., Forum Eksploatatora, 5(44) Wydawnictwo Seidel-Przywecki, Piaseczno 2009, 56-62
2. KALISZ M.: Prognozy zmian w gospodarce osadami ściekowymi., Wodociągi – Kanalizacja. 3/2007, Wydawnictwo Abrys, Poznań 2007, 30

3. KOĆ J.: *Komunalne osady ściekowe w Polsce po 1 stycznia 2013 roku.*, Forum Eksploatatora, 3 (48), Wydawnictwo Seidel-Przywecki, Piaseczno 2010, 98-100, 2010
4. KŁOPOTEK B.: *Krajowy plan gospodarki odpadami 2014-zapobieganie powstawaniu odpadów.* Seminarium dotyczące implementacji nowej dyrektywy ramowej o odpadach (2008/98/WE) Warszawa, 18 lutego 2011 r., <http://www.mos.gov.pl/>
5. WLEKLIŃSKA A.: *Raport z oceny oddziaływania przedsięwzięcia na środowisko.*, Zielona Góra, lipiec 2002 inwestycja „Budowa kanalizacji sanitarnej i deszczowej na terenie starówki w Żarach
6. Materiały eksploatatora oczyszczalni „Złota Struga” w Żarach
7. EKOTOP” Kompleksowe opracowania gospodarki odpadami. Dokumentacja projektowa. Technologia słonecznego suszenia komunalnych osadów ściekowych Piła, październik 2007
8. Uchwała nr XVII/47/04 Rady Miejskiej w Żarach z dnia 15 lipca 2004 r. w sprawie przyjęcia programu operacyjnego pod nazwą: Plan Rozwoju Lokalnego Gminy Żary o statusie miejskim na lata 2004-2008
9. Uchwała Nr XXXIV/4/98 Rady Miejskiej w Żarach z dnia 25 lutego 1998 r. w sprawie przystąpienia do sporządzenia studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy Żary o statusie miejskim.

EFFICIENCY OF SOLAR SLUDGE DRYERS IN ŻARY

S u m m a r y

This paper presents the technology of solar drying of sewage sludge in wastewater treatment plant in Żary. Analysis of 18 months operation of the system showed that the effect of drying was achieved by 5-fold decrease by weight of sludge. The average moisture of the sludge was 12.3% at the start stage in 2009. Average moisture of the dried sludge in 2010 was 34.1%, and taking into account the months in which the drying takes deposits, but not dry - 50.5%. Electricity consumption in 2010 by all the drying halls was 20 628 kWh, which gives 32.4 kWh/tonne of dried and 13.83 kWh/tonne of evaporated water. Summary consumption of electricity by drying halls in 2010 was 1.03% of total energy consumption and was approximately equivalent to the amount of energy consumed by the plant within three days of operation.

Key words: sewage sludge, solar drying, efficiency

**JANUARY BIEŃ, TOMASZ OKWIET, MONIKA GAŁWA-
WIDERA, MAŁGORZATA WORWĄG, MARCIN MILCZAREK***

WSPOMAGANIE PROCESU KOMPOSTOWANIA KONDYCJONOWANYMI ODCIEKAMI KOMPOSTOWYMI

Streszczenie

W pracy podjęto próbę kompostowania osadów ściekowych w mieszkankach z materiałem strukturotwórczym i odpadami zielonymi. Proces prowadzono w czterech próbach w tym jedną kontrolną ze wspomaganie, dodając kondycjonowane odcieki kompostowe. Odcieki kondycjonowano polem ultradźwiękowym o częstotliwości 22 kHz oraz amplitudzie 12 μ m przy czasie 5 oraz 15 sek. Mieszaniny kompostowe były zaszczipiane w 7 dobie procesu. Wyniki badań wskazują, że zaszczipianie wsadu kompostowego kondycjonowanymi odciekami kompostowymi wydłuża fazę właściwą rozkładu biomasy. Produkt końcowy cechuje się dobrymi właściwościami fizyko-chemicznymi i może być wykorzystany w celach przyrodniczych.

Słowa kluczowe: kompostowanie, osady ściekowe, biomasa

WSTĘP

Proces kompostowania należy do grupy tlenowych procesów biologicznych wykorzystywanych do stabilizacji osadów ściekowych, jest to proces recyklingu organicznego (R3), którego głównym celem jest wytworzenie kompostu – produktu, który nie będzie już odpadem, jeżeli spełniać będzie kryteria jakościowe dla nawozów organicznych lub środków wspomagających uprawę roślin. Produkty procesów biologicznych, które nie spełniają kryteriów jakościowych dla nawozów organicznych lub środków wspomagających uprawę roślin są klasyfikowane jako odpady [Bień 2007].

Odpady przeznaczone do biologicznego przetwarzania powinny spełniać określone wymagania pod względem składu chemicznego i właściwości fizycz-

* Instytut Inżynierii Środowiska Politechniki Częstochowskiej

nych. Jeśli poszczególne rodzaje odpadów spełniają tylko niektóre z tych wymagań, możliwe jest mieszanie ze sobą różnych odpadów dla uzyskania optymalnego składu przetwarzanej mieszanki oraz uzyskania materiału o odpowiedniej jakości [Bień i in. 1999] Mieszanie ze sobą różnych rodzajów odpadów w celu poprawy warunków prowadzenia procesów biologicznych spełnia wymagania ustawy o odpadach. Podstawowe parametry jakościowe odpadów do przetwarzania biologicznego to:

- zawartość substancji organicznej – min. 60 % s.m. w procesach kompostowania jeśli głównym celem procesu jest wytworzenie nawozów organicznych, zawierających substancję organiczną w ilości ponad 30 % s.m.;
- min. 40% s.m., gdy celem przetwarzania jest wytworzenie środków wspomagających uprawę roślin lub biologiczne unieszkodliwianie odpadów;
- wilgotność – uwodnienie odpadów musi zostać doprowadzone do poziomu optymalnego dla stosowanej technologii przetwarzania (45-60% dla procesów tlenowych - maks. 70%;
- zawartość składników biogennych – NPK: generalnie ze względu na przebieg procesów biologicznych konieczne jest zachowanie we wszystkich mieszankach odpadów do biologicznego przetwarzania odpowiednich proporcji węgla organicznego do azotu i fosforu, stąd jako zalecane przyjmuje się wartości C/N ok. 25-35 oraz C/P ok. 100. W przypadku odpadów przeznaczonych do wytworzenia nawozów organicznych, minimalne zawartości azotu w przetwarzanej mieszaninie nie powinny być mniejsze od 0,3% s.m. (uwzględniając ubytek azotu podczas procesu, zażęzanie azotu w produkcji oraz wymaganą minimalną zawartość w nawozie 0,3 % s.m.). Zawartości fosforu nie powinny być mniejsze od 0,2% s.m. jako P_2O_5 (gwarancja zachowania w nawozie minimalnej ilości 0,2% s.m. jako P_2O_5), a zawartości potasu nie mniejsze niż 0,2% s.m. jako K_2O (gwarancja zachowania w nawozie minimalnej zawartości K_2O – 0,2% s.m.);
- zawartość metali ciężkich – ograniczenie stanowią dopuszczalne zawartości metali w nawozach organicznych i środkach wspomagających uprawę roślin, przy czym należy tu również uwzględnić 1,5-2 krotne zażęzanie metali w produkcji w stosunku do ich zawartości w mieszaninie przetwarzanych odpadów (tabela 1) [Siedlko 2005, Jastrzębska i in. 2000].

Tab. 1. Maksymalne stężenia metali w mieszaninie odpadów do biologicznego przetwarzania oraz dopuszczalne zawartości metali w nawozach i środkach wspomagających

Tab.1. Maximum metal concentration in the mixture of waste for biological treatment and limit the content of metals in fertilizers and means of supporting

Metal	Jednostka	Zawartości metali ciężkich, mg/kg s.m.	
		Maksymalne zalecane w odpadach przed biologicznym przetwarzaniem	Dopuszczalne w nawozie organicznym lub środku wspomagającym uprawę roślin*
Nikiel, Ni	mg/kg s.m.	≤ 40	≤ 60
Chrom, Cr	mg/kg s.m.	≤ 65	≤ 100
Cynk, Zn	mg/kg s.m.	-	-
Miedź, Cu	mg/kg s.m.	-	-
Ołów, Pb	mg/kg s.m.	≤ 90	≤ 140
Kadm, Cd	mg/kg s.m.	≤ 3	≤ 5
Rtęć	mg/kg s.m.	≤ 1	≤ 2

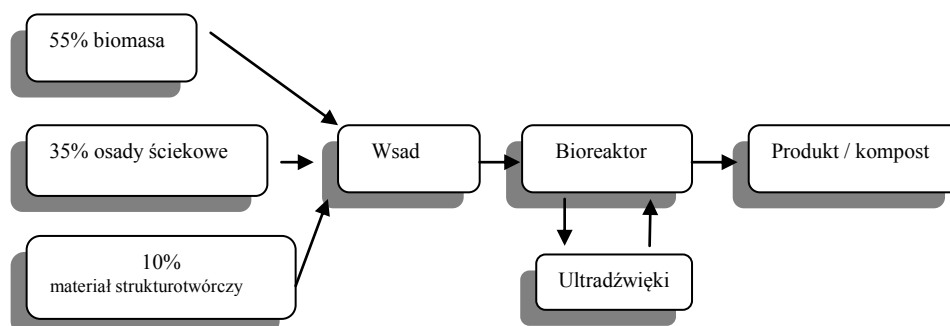
* zgodnie z rozporządzeniem Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 18 czerwca 2008 r. w sprawie wykonania niektórych przepisów ustawy o nawozach i nawożeniu

CEL BADAŃ

Celem badań była analiza możliwości zastosowania procesu kompostowania dla mieszanki składającej się z 55% biomasy, 35% osadów ściekowych i 10% materiału strukturotwórczego. Modyfikacja procesu kompostowania polegała na zaszczipianiu wsadu kompostowego kondycjonowanymi odciekami z procesu kompostowania. Dezintegrację odcieków prowadzono przy wykorzystaniu ultradźwięków. Celem było również określenie wpływu dezintegrowanych odcieków na jakość otrzymywanego kompostu.

PRZEBIEG BADAŃ

Serie badań prowadzono zgodnie ze schematem przedstawionym na rys. 1. Proces kompostowania prowadzono w bioreaktorze (rys. 2), w którym można prowadzić proces w zakresie temperatur od 5°C do 85°C. Zestaw badawczy składał się z izolowanego bioreaktora ze stali nierdzewnej o pojemności 45 l, systemu czujników temperatury, rotametrów, pompki napowietrzającej, złożeń, regulatora natężenia przepływu, oraz stacji kontrolnej. Waga wsadu kompostowego wynosiła 15 kg.



Rys. 1. Schemat procesu kompostowania
Fig. 1. Diagram of the composting process



Rys.2. Bioreaktor z systemem kontrolnym
Fig.2. Bioreactor control system

Badania prowadzono przez 40 dób przy ciągłym pomiarze temperatury oraz wydzielających się w procesie gazów (metan, dwutlenek węgla oraz tlen). Masa kompostowa w bioreaktorze była napowietrzana z intensywnością $60 \text{ dm}^3/\text{h}$. Nadźwiękowanie odcieków prowadzono przy użyciu dezintegratora ultradźwiękowego UD-20 w zakresie 22 kHz w czasie 5-10 sec, przy amplitudzie 8-12 μm .

Charakterystyka substratów

W badaniach wykorzystano: osady ściekowe z oczyszczalni ścieków „WARTA” w Częstochowie, biomasę odpadów zielonych (skoszona trawa, liście, chwasty) pochodzącą z zakładu zajmującego się utrzymaniem zieleni miejskiej oraz zrębki drewna jako materiał strukturotwórczy. Wykonano 4 serie badań, oznaczone jako Próba 1, 2, 3 i 4.

W substratach oraz w kompostach wykonano następujące oznaczenia:

- wilgotność –metodą wagową [PN-75/C-04616.01],

- zawartość suchej masy [PN-75/C-04616.01],
- azot ogólny [PN-Z-15011-3],
- fosfor ogólny [PN-Z-15011-3],
- odczyn [PN-Z-15011-3],
- węgiel organiczny [PN-Z-15011-3],
- liczbę mikroorganizmów metodą płytkową na podłożach wzrostowych,
- metale ciężkie [BN-88/9103],
- emisję gazów (przy użyciu analizatora GEM 400).

WYNIKI BADAŃ

Charakterystykę substratów oraz uzyskane parametry kompostu przedstawiono w tabelach 1 i 2.

Tab. 2. Oznaczenia fizyczno-chemiczne; próba 1 oraz 2

Tab. 2. Physico-chemical marking; attempt 1 and 2

Wskaźnik	Jedn.	Próba 1				
		trawa	osad	zrębki	wsad	kompost
odczyn	pH	-	8,6	-	6,78	7,9
azot Kiejdahla	mg/g	7,6	18,4	11,3	14,9	14,7
fosfor	mg/g	0,9	5,3	0,7	1	0,9
węgiel organiczny	mg/g	448,4	320,3	475,3	305,2	278,5
C/N		-	-	-	20,4	19
s.m.	%	32,9	26,3	82,5	27,4	25,8
s.m. _{org}	%	29,2	15,0	75,0	19,5	14,0
wilgotność	%	67,1	73,7	17,5	72,6	74,2
waga	kg	8,25	5,25	1,50		11,70
		Razem : 15,0				
Wskaźnik	Jedn.	Próba 2				
		trawa	osad	zrębki	wsad	kompost
odczyn	pH	-	8,6	-	7,01	7,8
azot Kiejdahla	mg/g	7,6	18,4	11,3	16,2	15,1
fosfor	mg/g	0,9	5,3	0,7	1	0,9
węgiel organiczny	mg/g	454,1	321,6	463,1	320,1	314,1
C/N		-	-	-	19,8	21
s.m.	%	32,9	26,3	82,5	29,9	29,0
s.m. _{org}	%	29,2	15,0	75,0	18,3	14,3
wilgotność	%	67,1	73,7	17,5	70,1	71,0
waga	kg	8,25	5,25	1,50		11,44
		Razem : 15,0				+0,25

				odciek
--	--	--	--	--------

W wyniku rozkładu substancji organicznych następują zmiany C i N czego widocznym skutkiem jest zmiana stosunku C:N. W czasie trwania kompostowania, dwutlenek węgla jest emitowany jako metaboliczny produkt końcowy, dlatego całkowita zawartość węgla w masie kompostowej spada w miarę trwania procesu. We wszystkich próbach zaobserwowano spadek ilości materii organicznej, oraz wilgotność na poziomie 70% co jest efektem biomasy w postaci świeżo skoszonej trawy. Podczas procesu temperatura była na bieżąco monitorowana przez system czujników.

Tab. 3. Oznaczenia fizyczno-chemiczne; Próba 3 oraz 4

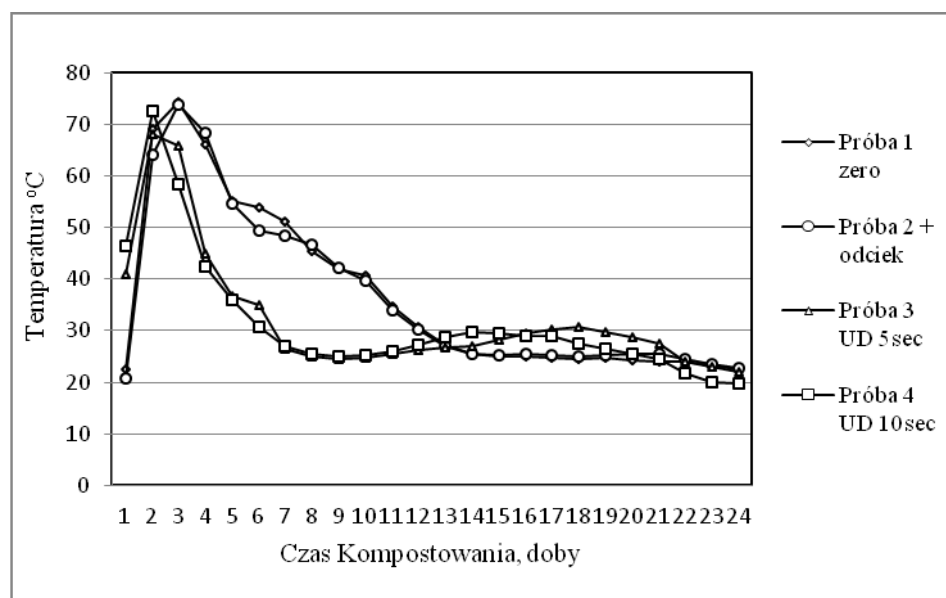
Tab. 3 Physico-chemical marking; attempt 3 and 4

Wskaźnik	Jedn.	Próba 3				
		<i>trawa</i>	<i>osad</i>	<i>zrębki</i>	<i>wsad</i>	<i>kompost</i>
odczyn	pH	-	8,8	-	7,1	8,1
Azot Kiejdahla	mg/g	11,5	16,2	3,9	15,8	15,3
fosfor	mg/g	0,9	6,8	0,6	1	0,9
Węgiel organiczny	mg/g	310,4	331,9	473,8	312,8	293,1
C/N		-	-	-	19,8	19,2
s.m.	%	32,9	26,3	82,5	24,5	21,9
s.m.org	%	29,2	15,0	75,0	15,2	11,3
wilgotność	%	67,1	73,7	17,5	75,5	78,1
waga	kg	8,25	5,25	1,50		12,1
		Razem 15,0				+0,25 odciek
Wskaźnik	Jedn.	Próba 4				
		<i>trawa</i>	<i>osad</i>	<i>zrębki</i>	<i>wsad</i>	<i>kompost</i>
odczyn	pH	-	8,8	-	6,9	7,6
Azot Kiejdahla	mg/g	11,5	16,2	3,9	14,1	13,0
fosfor	mg/g	0,9	6,8	0,6	1	0,9
Węgiel organiczny	mg/g	310,4	322,6	487,5	324,6	314,2
C/N		-	-	-	23,1	24,1
s.m.	%	32,9	26,3	82,5	27,9	23,6
s.m.org	%	29,2	15,0	75,0	15,6	12,1
wilgotność	%	67,1	73,7	17,5	72,1	76,4
waga	kg	8,25	5,25	1,50		11,9
		Razem 15,0				+0,25 odciek

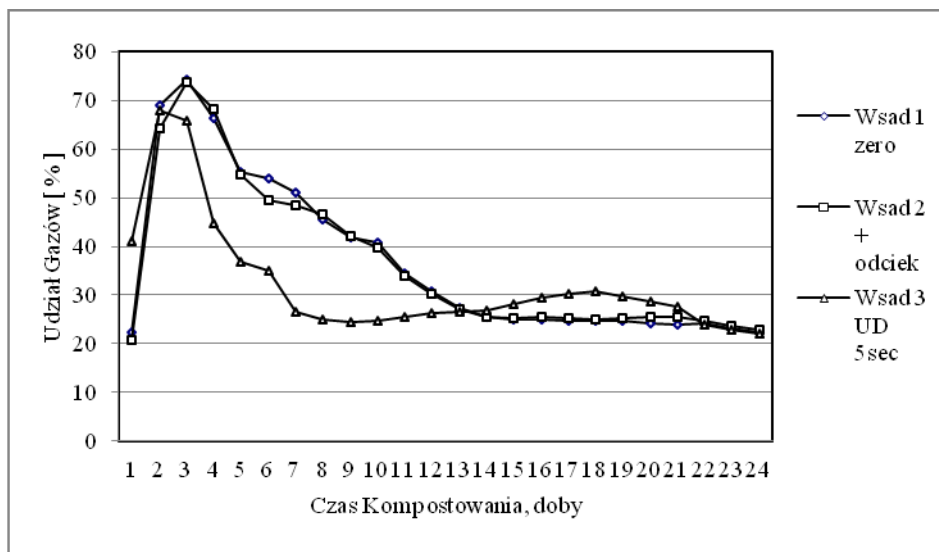
Zmiany temperatury pozwoliły na określenie przejścia charakterystycznych faz. Faza pierwsza zaczyna się od temperatury początkowej 20°C (mezofilna) by w kolejnych dniach rosła gwałtownie aż do osiągnięcia temperatury 77°C w 3-4 dniu procesu (termofilna). Po tym czasie można zaobserwować wyraźny spadek temperatury do fazy schładzania, przebiegającej przez okres do 10 dni, aż do osiągnięcia temperatury ok. 30°C.

W 7 dniu procesu do próby 3,4 zostały dodane kondycjonowane polem ultradźwiękowym odcieki kompostowe, po kolejnych 2 dniach można zaobserwować minimalny wzrost temperatury od 5-8°C. Po tym okresie następowała zmiana temperatury procesu do ok. 24°C – zwana także fazą zimną (rys. 3).

Analiza gazów procesowych wykazała, że w trakcie procesu nastąpił wzrost stężenia tlenu, przy spadku stężenia dwutlenku węgla, co było spowodowane aktywnością mikrobiologiczną. Na podstawie tych pomiarów zaobserwowano konsumpcji tlenu przez mikroorganizmy, jak również efekty zaszczepienia mieszaniny odciekami w poszczególnych dobach procesu.



Rys.3. Rozkład temperatury procesu kompostowania Próba od 1-4
Fig. 3. The temperature distribution of the composting process attempt of 1-4



Rys. 4. Emisja gazów pobranych z bioreaktora Próby 3
 Fig. 4. Greenhouse gas taken from the bioreactor attempt 3

DYSKUSJA WYNIKÓW I PODSUMOWANIE

Prowadzony proces kompostowania pozwala na przetwarzanie osadów ściekowych wraz z odpadami zielonymi w kompost, który może stanowić nawóz organiczny. Może on być wykorzystany do celów rekultywacyjnych. Jakość kompostu zależy od materiału wejściowego, który w tym przypadku stanowi mieszanina osadów ściekowych, traw i zrębek drewnianych.

Stwierdzono, że nadźwiękawianie odcieków w czasie 10 sekund, a następnie dodanie go do procesu wpływa w sposób zdecydowany na przebieg procesu. Przedstawione badania wykazują zmiany po wprowadzeniu kondycjonowanych odcieków do masy kompostowej.

Analiza prób 1 i 2 (osady ściekowe, zrębki drewniane oraz trawę zebraną w miesiącach maj/czerwiec), a także 3 i 4 (osady ściekowe, zrębki drewniane oraz trawę zebraną w miesiącach wrzesień/październik) wskazuje, że jakość trawy ma istotny wpływ na przebieg poszczególnych faz kompostowania.

Przeprowadzone badania wykazały, że w niskich amplitudach pola ultradźwiękowego (12 μm) i niskim czasie nadźwiękawiania (5-10 sek), następuje wyraźny wzrost liczby mikroorganizmów odpowiadających za rozkład frakcji organicznej. W próbie 2, gdzie zostały dodane odcieki bez nadźwiękawiania, można stwierdzić, że wysoka temperatura fazy intensywnego kompostowania, utrzymywała się przez dłuższy okres a następnie powoli spadała, w porównaniu

do zerowej próby bez dodawania odcieku. W próbach 3-4 wilgotność biomasy była znacznie niższa niż w próbach 1-2, miało to duży wpływ na temperaturę. Odzwierciedleniem tego jest krótszy czas fazy intensywnego kompostowania.

Zwiększona liczba mikroorganizmów takich jak bakterie mezofile i termofilne, przy nadzwyczajaniu odcieku kompostowego w 7 dniu (próba 3-4) w niezbyt dużym stopniu podnosi temperaturę masy kompostowej, a jednocześnie rozkład biomasy. Można stwierdzić, że w próbie 3, w którym czas nadzwyczajania wynosił 5 sekund, w minimalnym stopniu wydłuża się czas wyższej temperatury w stosunku do próby 4, co można zaobserwować na (rys. 3).

WNIOSKI KOŃCOWE

- W procesie kompostowania dobór wskaźników takich jak zawartość substancji organicznych, odczynu i wilgotności należą do bardzo ważnych, rzutujących na jego przebieg.
- Odpowiednia jakość kompostowanej biomasy ma wpływ na przebieg poszczególnych faz kompostowania.
- Dokładne wymieszanie substratów umożliwia maksymalny przepływ powietrza przez całą mieszaninę kompostową oraz zapobiega tworzeniu się martwych stref.
- Zaszczepianie wsadu kompostowego kondycjonowanymi odciekami kompostowymi wydłuża fazę właściwą rozkładu biomasy.
- Tworzenie produktu ostatecznego tzn. humusu uzależnione jest od udziału takich mikroorganizmów jak bakterie mezofilne i termofilne a także promieniowców i grzybów.
- Nadzwyczajanie w czasie 5-10 sekund i amplitudzie 12 μm korzystnie wpływa na przebieg procesu i wyraźną poprawę aktywności mikroorganizmów.
- Wysoka temperatura w granicach 70-80⁰C fazy intensywnego kompostowania jest wystarczająca do pełnej higienizacji produktu końcowego.
- Otrzymany produkt końcowy może być wykorzystany w gospodarce, co jest dużym walorem ekologicznym sprzyjającym poprawie gospodarki osadowej na oczyszczalni ścieków

LITERATURA

1. BIEŃ J.B.: *Osady ściekowe, Teoria i praktyka*. Wydawnictwa Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2007

2. BIEŃ J.B., BIEŃ J.D., MATYSIAK B.: *Gospodarka odpadami w oczyszczalniach ścieków*, Wydawnictwa Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 1999
3. SIEDEŁKO R.: *Kompostowanie – optymalizacja procesu i prognoza jakości produktu*, Wydawnictwo Uczelniane Politechniki Koszalińskiej, Koszalin 2005
4. JASTRZĘBSKA M., STELMACHOWSKI M., BUJNOWICZ – PILECKA K., ZARZYCKI R.: *Badania procesu kompostowania osadów ściekowych razem z odpadami zielonymi oraz pochodzącymi z selektywnej zbiórki odpadów*, Inżynieria i Ochrona Środowiska, t. 3, nr 1-2, 63-72, Wydawnictwa Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2000

COMPOSTING PROCESS POWER CONDITIONING LEACHATE COMPOST

S u m m a r y

This paper attempts composting of sewage sludge in mixtures with bulking agent and green waste. The process was conducted in four experiments (one control experiment), improved by adding compost leachate. Leachate was improved by ultrasonic field with a frequency of 22 kHz and an amplitude of 12μm at the time of 5 and 15 sec. Compost mixtures were inoculated in 7 day of the process. The results shows that inoculation of composting leachate extends the correct phase of biomass decomposition. The final product is characterized by good physical and chemical properties, and can be used in nature.

Key words: sewage sludge, composting, biomass

ZOFIA SADECKA^{*}, MARTA MAZURKIEWICZ^{}**

**WARUNKI PROCESU DENITRYFIKACJI NA PRZYKŁADZIE
OCZYSZCZALNI W KOSTRZYNIE NAD ODRĄ**

Streszczenie

Procesem warunkujących usuwanie azotu ze ścieków jest proces denitryfikacji. W pracy przedstawiono dane literaturowe dotyczące przebiegu procesu denitryfikacji, a na przykładzie wyników badań prowadzonych w oczyszczalni ścieków w Kostrzynie nad Odrą przedstawiono rzeczywiste wartości ilorazu BZT_5/N_{og} , które odbiegają od zakresu stawianemu procesowi denitryfikacji

Słowa kluczowe: denitryfikacja, warunki denitryfikacji.

WSTĘP

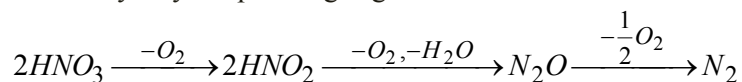
W oczyszczalniach ścieków oprócz rozkładu zanieczyszczeń organicznych (BZT_5 , ChZT, OWO) należy zgodnie z wymaganiami prawnym (tj. Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 r. w sprawie warunków, jakie należy spełniać przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz.U. 2006 nr 137 poz. 984 i Dz.U. 2009 nr 27 poz. 169) zapewnić wysoką efektywność w zakresie usuwania związków azotu i fosforu. Zgodnie z ww. rozporządzeniem w przypadku oczyszczalni o RLM od 15 000 do 99 999, stężenie azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych nie powinno przekraczać 15 mg/dm^3 . Uzywanie normatywnego stężenia azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych ograniczone jest często niedostateczną efektywnością procesu denitryfikacji. Zasadne jest zatem zapewnienie najlepszych warunków dla procesu denitryfikacji, który decyduje o obniżeniu stężenia związków azotu w ściekach.

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Technologii Wody, Ścieków i Odpadów

** studentka studiów III stopnia inżynierii środowiska na WILiŚ UZ

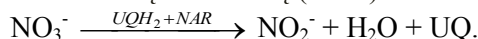
DENITRYFIKACJA

Denitryfikacja jest procesem biochemicznym polegającym na redukcji azotanów lub azotynów do azotu gazowego. Proces ten wymaga warunków beztlenowych lub anoksydacyjnych i przebiega zgodnie ze schematem:

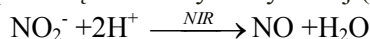


Z tego ogólnego przebiegu reakcji wynika, że denitryfikacja jest procesem wielostopniowym, który obejmuje [Sadecka 2010, Szewczyk 2005, Błaszczuk 1993]:

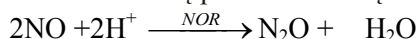
- redukcję azotanów z udziałem zredukowanej formy koenzymu Q-ubichinonu katalizowaną przez reduktazę azotanową (NAR):



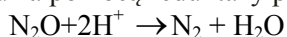
- redukcję azotynów za pomocą reduktazy azotynowej (NIR):



- redukcję tlenku azotu katalizowaną przez reduktazę tlenku azotu (NOR):



- redukcję podtlenku azotu za pomocą reduktazy podtlenku azotu:



Do denitryfikantów właściwych należą bakterie z rodzajów: *Bacillus*, *Pseudomonas stutzeri*, *Ps. Aeruginosa*, *Ps. celcis*, *Achromobacter denitrificans* [Sadecka 2010].

Poszczególne gatunki bakterii wykazują różną wrażliwość na zawartość tlenu rozpuszczonego w układzie. Niektóre bakterie, jak np. bakterie *Thiosphaera pantotropa*, redukują azotany i azotyny nawet przy 80-procentowym nasyceniu podłoża tlenem [Robertson, Kuenen 1984]. Proces taki jest bardzo powolny, zatem mało efektywny w przypadku oczyszczania ścieków. Aktywność reduktazy azotanowej (NAR) jest hamowana przy wysokich stężeniach tlenu, zaś kolejny enzym występujący w przemianach: reduktaza azotynowa (NIR), jest wrażliwa nawet na śladowe ilości tlenu [Ferguson 1994, Henze 2000].

Denitryfikacji z wykorzystaniem związków organicznych ze ścieków surowych, towarzyszy wzrost zasadowości ścieków średnio o 3 g CaCO₃/g N-NO₃, a proces zachodzi intensywnie jeżeli wartość ilorazu BZT₅:N-NO₃ jest większa niż 3,5. Przy niższej wartości tego ilorazu konieczne jest wprowadzenie do ścieków związków organicznych i mamy wówczas do czynienia z tzw. denitryfikacją z zewnętrznym źródłem węgla.

Bardzo istotnym parametrem determinującym efektywność procesu denitryfikacji jest iloraz $BZT_5:N_{og}$. Wg ATV-A131P denitryfikacja zachodzi jeśli spełniony jest warunek: $BZT_5:N_{og} > 4-6$, natomiast wg Henze [Szewczyk 2005] iloraz $BZT_5:N_{og}$ powinien mieścić się w przedziale od 3,5 do 5,0.

Do oceny efektywności procesu denitryfikacji (w celu określenia czy konieczne jest dodawanie węgla ze źródła zewnętrznego) może być wykorzystany iloraz C/N, określony zależnościami: BZT_5/N lub $ChZT/N$ w ściekach.

Jeśli znane jest zapotrzebowanie węgla organicznego do procesu denitryfikacji, a także do produkcji biomasy i respiracji tlenowej można oszacować niezbędny stosunek C/N dla ścieków z danej oczyszczalni ze wzoru:

$$\frac{BZT_5}{N_{og}} = \left(\frac{BZT_5}{N_{og}} \right)_{optimum} \cdot \frac{1}{f_{C/N}} \cdot \frac{E_{Nog}}{E_{BZT}}$$

gdzie:

$(BZT_5/N_{og})_{optimum}$ - optymalny stosunek C/N dla różnych rodzajów substancji organicznych w ściekach,

$f_{C/N}$ - współczynnik wydajności denitryfikacji zależny od rozwiązania stopnia oczyszczania biologicznego,

E - sprawność oczyszczania.

Wartości wymienionych parametrów zestawiono w tabeli 1 i 2 [Szewczyk 2005].

Tab. 1. Optymalny stosunek C/N różnych substratów w procesie denitryfikacji

Tab. 1. Optimal attitude C/N of different substracts in the denitrification process

Substrat	jednostka	(C/N) optimum
Ścieki bytowo-gospodarcze	kg BZT/kg N	3-3,5
	kg ChZT/kg N	4-5
Osady ściekowe	kg BZT/kg N	1,5-2,5
	kg ChZT/kg N	2,9-3,2
Metanol	kg MeOH/kg N	2,3-2,7
	kg ChZT/kg N	3,5-4,1
Kwas octowy	kg HAc/kg N	2,9-3,5
	kg ChZT/kg N	3,1-3,7

Jeżeli stosunek C/N w ściekach surowych będzie zbyt niski, oznacza to, że proces denitryfikacji będzie częściowy lub będzie przebiegać niestabilnie przy zaniżonych szybkościach reakcji redukcji azotanów powodując wzrost w odpływie pośrednich produktów procesu.

Przebieg procesu denitryfikacji zależy również od:

- temperatury,
- odczynu,
- stężenia tlenu rozpuszczonego,

- stężenia NH_4^+ .

Tab. 2. Współczynnik wydajności $f_{C/N}$ denitryfikacji dla różnych rozwiązań technicznych osadu czynnego

Tab. 2. Denitrification productivity co-efficiency $f_{C/N}$ for different technical solutions of active sediment

Układ oczyszczania	Wartość $f_{C/N}$
Denitryfikacja w procesie osadu czynnego:	
- wydzielona	0,9-1,0
- końcowa	0,2-0,5
- końcowa z zewnętrznym źródłem węgla	0,8-0,9
- wyprzedzająca z recyrkulacją	0,4-0,6
- naprzemienna	0,4-0,6
- naprzemienna w jednym zbiorniku	0,3-0,6
- symultaniczna	0,3-0,5

Denitryfikacja przebiega najszybciej w temperaturze 20°C. Dalszy wzrost temperatury nie przyspiesza procesu. Proces denitryfikacji przebiega jeszcze przy temperaturze 5°C jednak jego szybkość stanowi około 20% szybkości osiąganych w temperaturze 20°C [Sadecka 2010]. Wskazany odczyn wynosi 6,5 do 7,5 pH. Proces ten ulega szybkiemu zahamowaniu, jeśli odczyn obniży się do wartości poniżej 6,0 pH lub jego wartość przekroczy 8,0 pH.

Obecność tlenu wpływa inhibycyjnie na proces denitryfikacji. Jeśli w ściekach znajduje się tlen rozpuszczony to staje się on akceptorem elektronów zamiast azotanów, gdyż szybkość redukcji azotanów przez mikroorganizmy jest mniejsza niż szybkość tlenowego oddychania komórek. Dlatego stężenie tlenu w reaktorze biologicznym nie powinno przekraczać 0,5 gO₂/m³.

Niskie stężenie NH_4^+ wpływa korzystnie na denitryfikację. Związane jest to z tym, iż bakterie preferują jako źródło azotu azot amonowy przed azotynowym. Można do ścieków zawierających głównie azotany dodawać azot amonowy. Uzyskuje się wówczas wzrost efektywności denitryfikacji. Jednak zbyt duża ilość azotu amonowego może zmniejszyć efektywność denitryfikacji. Przy dużych stężeniach NH_4^+ , powstający w wyniku zachodzących przemian amoniak jest toksyczny dla drobnoustrojów [Błaszczak 1993].

Azotany, jako akceptory elektronów w oddychaniu beztlenowym, są niezbędne do procesu denitryfikacji. W przypadku, gdy podłoże nie zawiera azotu amonowego, azotany spełniają podwójną rolę akceptorów elektronów i źródła azotu. Obecność azotu amonowego świadczy o występowaniu, obok denitryfikacji, również asymilacyjnej redukcji azotanów związanej z koniecznością pokrycia zapotrzebowania na azot. Zbyt duże stężenie azotanów może doprowadzić do akumulacji azotynów. Te zaś, w pewnych stężeniach, wpływają toksycznie na denitryfikanty [Grabińska-Łoniewska 1990].

Działanie inhibujące wykazuje również wiele związków chemicznych, inaktywujących enzymy denitryfikacji. Inhibitorami tymi są [Pel i in. 1997]:

- dla reduktaz azotanowych (typów A i B): dietyloditiokarbaminian, o-fenatrolina, L-etyloksantotenian, benzoesan p-chlorortęciowy, cyjanek potasu, wolframian, chlorek rtęciowy.
- dla reduktazy azotanowej typu A ponadto: dezoksycholan, azydek sodu.

Bakterie metanotroficzne wspomagają denitryfikację w wyniku redukcji stężenia rozpuszczonego tlenu i dostarczanie związków organicznych bakteriom denitryfikującym [Strous 1997]. Pel i in. [1997] udowodnili, że w temp. 53°C metanotrofy mogą utleniać związki amonowe pod nieobecność metanu. Tworzące się azotyny są szybko denitryfikowane.

PARAMETR BZT_5/N_{og} JAKO WSKAŹNIK PROCESU DENITRYFIKACJI NA PRZYKŁADZIE OCZYSZCZALNI W KOSTRZYNI NAD ODRĄ

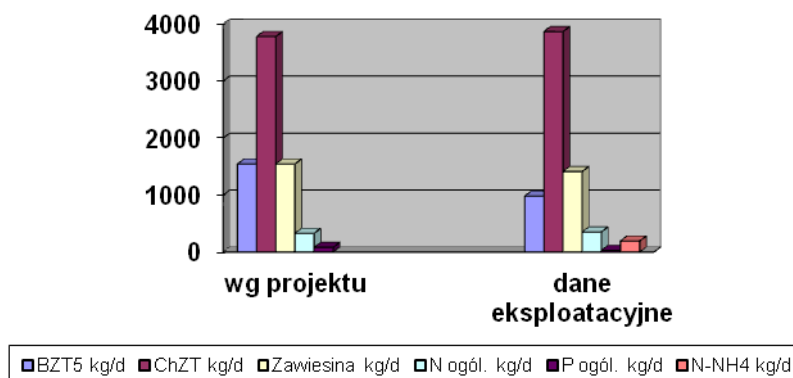
Oczyszczalnia w Kostrzynie pracuje w układzie mechaniczno-biologicznego oczyszczania ścieków z usuwaniem związków biogenych w technologii nisko-obciążonego osadu czynnego z symultanicznym chemicznym strącaniem fosforu. Ciąg technologiczny mechaniczno-biologicznego oczyszczania ścieków składa się z następujących obiektów:

- sita obrotowe
- piaskownik przedmuchiwany PISTA
- komora mieszania beztlenowego (uwalniania fosforu)
- komora osadu czynnego ze strefami denitryfikacji i nitryfikacji
- stacja do chemicznego strącania fosforu
- osadnik wtórny

Osady powstające w procesie oczyszczania ścieków, są zagęszczane i odwadniane z kondycjonowaniem. W części przeróbki osadów znajdują się urządzenia: grawitacyjny zagęszczacz osadu, prasa sitowo-taśmowa i zestaw do kondycjonowania. Ilość ścieków dopływających do oczyszczalni w roku 2010 wynosiła średnio 4617 m³/d. Oczyszczalnia została zaprojektowana na przepustowość 6300 m³/d, stąd obecnie przyjmuje ok. 72% zakładanej ilości ścieków.

Analiza danych eksploatacyjnych z 2010 r. wykazuje, że całkowite obciążenie oczyszczalni ładunkami zanieczyszczeń w porównaniu z ładunkami założonymi na etapie projektowania wynosi:

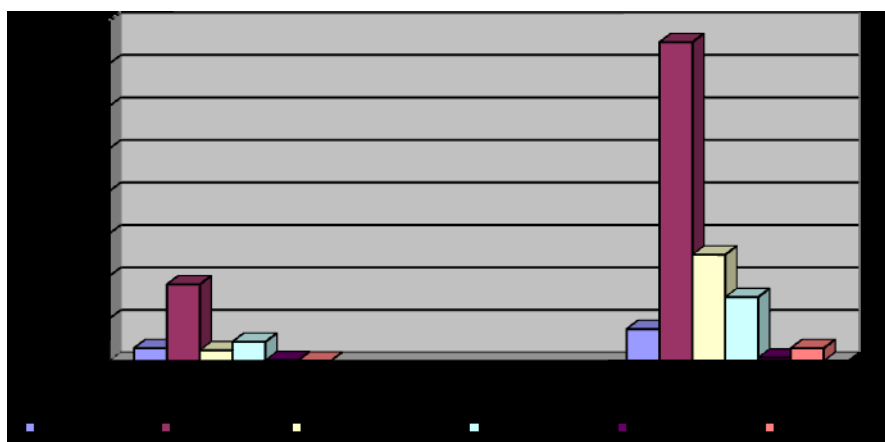
BZT ₅	63%
ChZT	102%
Zawiesina og.	91%
Azot og.	107%
Fosfor og.	37%



Rys. 1. Obciążenie oczyszczalni ładunkiem zanieczyszczeń
(wg. założeń projektowych i danych z 2010 r.)

Fig. 1. Project load charge as well as 2011 charge from sewage treatment plant

Wyznaczona w badaniach rzeczywista wartość ilorazu $BZT_5:N_{og.}$ w ściekach surowych w oczyszczalni wynosiła 2,8, a dla ścieków ścieków oczyszczonych $BZT_5:N_{og.} = 0,7$. Wartość tego wskaźnika w ściekach surowych odbiega od zaleceń podawanych w literaturze [Szewczyk 2005]. Pomimo niskiej wartości ilorazu oczyszczalnia spełnia wymagania prawne dotyczące jakości ścieków oczyszczonych, szczególnie w zakresie usuwania związków azotu. Dane dotyczące jakości ścieków oczyszczonych przedstawiono graficznie na rys. 2.

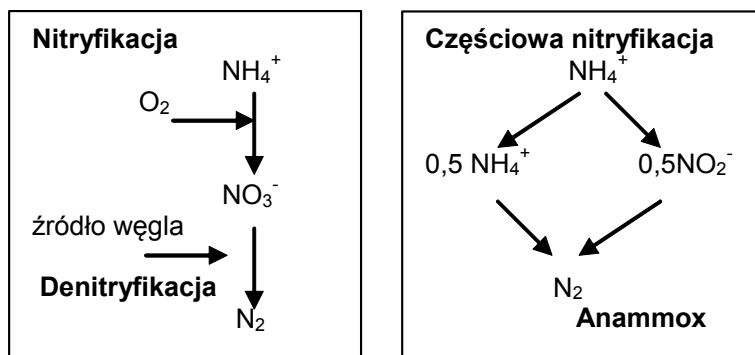


Rys. 2. Charakterystyka ścieków oczyszczonych w porównaniu
z wymaganiami prawnymi dla oczyszczalni

Fig. 2. Purified sewage concentration from sewage treatment plant
and legal requirements for the plant

Wyniki przeprowadzonych badań wykazały, że w ściekach oczyszczonych w oczyszczalni teoretycznie nie powinny być uzyskiwane stężenia azotu ogólnego na poziomie ok. 9 mg/l.

Można to wyjaśnić innym, niekonwencjonalnym przebiegiem procesów nitrifikacji i denitryfikacji, czego wynikiem jest zwiększenie sprawności usuwania azotu mimo niekorzystnej relacji pomiędzy zawartością związków organicznych i stężeniem związków azotu w ściekach surowych. Znane są metody tzw. skróconej nitrifikacji, które polegają na zatrzymaniu nitrifikacji na pierwszym etapie (utlenianie azotu amonowego do azotynów), a następnie przeprowadzenie denitryfikacji [Ferguson 1993, Błaszczuk 1993, Strous i in. 1997, Rozporządzenie Ministra Środowiska 2009]. Pociąga to za sobą zmniejszenie zapotrzebowania na tlen oraz na źródło węgla. W procesie pełnej nitrifikacji zużywane jest 4,6 kgO₂/kgN. W procesie nitritacji (I etapie nitrifikacji) zużywane jest 3,6 kgO₂/kgN. Zatrzymanie nitrifikacji na pierwszym etapie powoduje również oszczędność źródła węgla o około 40%. Proces denitryfikacji azotynów zwany denitritacją jest około 1,5-2 razy szybszy niż proces denitryfikacji azotanów. Skrócenie procesu nitrifikacji można uzyskać przez stosowanie wyselekcjonowanych szczepów bakterii *Nitrosomonas*, kontrolę namnażania bakterii *Nitrobacter*, wykorzystanie w układach różnej szybkości wzrostu w zależności od temperatury bakterii utleniających azot amonowy i azotynowy czy też przez regulowany dopływ tlenu [Robertson, Kuenen 1984, Henze 2000, Błaszczuk 1993, Grabińska-Loniewska 1990, Rozporządzenie Ministra Środowiska 2009]. Porównanie procesu skróconej nitrifikacji w systemie Anammox z układem klasycznym nitrifikacja/denitryfikacja przedstawiono na rys. 3.



Rys. 3. Porównanie klasycznego układu nitrifikacja/denitryfikacja z procesem skróconej nitrifikacji [Sadecka 2010, Błaszczuk 1993, Rozporządzenie Ministra Środowiska 2009]

Fig.3. Comparison of standard nitrification/denitrification scheme with a shortened nitrification process [Sadecka 2010, Błaszczuk 1993, Rozporządzenie Ministra Środowiska 2009]

W oparciu o dotychczasowe badania dotyczące oceny efektywności pracy oczyszczalni ścieków w Kostrzynie w zakresie usuwania związków organicznych oraz związków azotu istnieje prawdopodobieństwo, że azot ze ścieków w analizowanej oczyszczalni nie jest usuwany na drodze klasycznej nitryfikacji i denitryfikacji.

Aktualnie prowadzone badania w oczyszczalni mają na celu wykazanie jaki mechanizm przemian i jednostkowych reakcji decyduje o usuwaniu związków azotu ze ścieków. Wyniki badań potwierdzą, czy w oczyszczalni przebiega proces Anammox czy też proces Sharon lub też może inny niekonwencjonalny system decyduje o wysokoefektywnym usuwaniu związków azotu ze ścieków w oczyszczalni w Kostrzynie nad Odrą.

LITERATURA

1. SADECKA Z.: *Podstawy biologicznego oczyszczania ścieków*. Wyd. Seidel-Przywecki Sp. z o.o. Wydanie I. Warszawa. 2010
2. ROBERTSON L.A., KUENEN J.G.: *Aerobic denitrification: a controversy revived*, Arch Microbiol 139, 351-354, 1984
3. FERGUSON S.J.: *Denitrification and its control*. Antonie van Leeuwenhoek 66, 89-110, 1994
4. HENZE M.: *Oczyszczanie ścieków. Procesy biologiczne i chemiczne*. Wyd. Politechniki Świętokrzyskiej. Kielce, 2000.
5. SZEWCZYK K.W.: *Biologiczne metody usuwania związków azotu ze ścieków*. Wyd. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej. Warszawa. 2005
6. BŁASZCZYK M.: *Effect of medium composition on the denitrification of nitrate by Paracoccus denitrificans*, Appl. Envir. Microbiology 59, 3951-3953, 1993
7. GRABIŃSKA-ŁONIEWSKA A.: *Wpływ wybranych związków węgla na kształtowanie się biocenozy w procesie usuwania azotu metodą denitryfikacji*, Prace Naukowe PW. Inż. Środowiska z. 10. 3-117, 1990
8. PEL R., OLDENHUIS R., BRAND W., VOLS A., Gottschal J.C., ZWART K.B.: *Stable isotope analysis of combined nitrification-denitrification sustained by thermophilic methanotrophs under lowoxyge conditions*, Appl. Envir. Microbiology 63, 474-481, 1997
9. STROUS M., van Gerven E., ZHENG P., KUENEN J.G., Jetten M.S.M.: *Ammonium removal from concentrated waste streams with the anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) process in different reaction configurations*, Water Res. 31, 1955-1962, 1997
10. ROZPORZĄDZENIE Ministra Środowiska z dnia 28 stycznia 2009 r. zmieniające rozporządzenie w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy

wprowadzeniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz.U. 2009 nr 27 poz. 169)

11. ATV-A131P: *Wymiarowanie jednostopniowych oczyszczalni ścieków z osadem czynnym oraz sekwencyjnych reaktorów porcjowych SBR*. Wyd. Seidel-Przywecki. Warszawa, 2000

DENITRIFICATION PROCESS CONDITIONS BASED ON THE SEWAGE TREATMENT PLANT IN KOSTRZYŃ NAD ODRĄ

S u m m a r y

In sewage treatment plants, apart from organic pollution decomposition, it is obligatory, in accordance with law requirements, to provide high efficiency in the field of removal of nitrogen and phosphorus compounds. One of the processes conditioning the removal of nitrogen from sewage is the process of denitrification. The paper shows the major conditions which have to appear so that the denitrification process would happen in a sewage treatment plant. Based on the example of the Sewage treatment plant in Kostrzyń Nad Odrą I have presented the $BZT_5 / N_{ogól}$ dependence which differs from the field posed to denitrification process. There is a probability that there is a different sewage treatment process in the plant.

Key words: denitrification, denitrification process conditions

SEBASTIAN FÓRMANOWICZ*, ANDRZEJ GREINERT**

KOMUNIKACJA ROWEROWA NA TERENIE ZIELONEJ GÓRY

Streszczenie

Komunikacja rowerowa w Polsce przeżywa boom, zwłaszcza w miastach małych i średniej wielkości. Tradycyjnie jest też mocniej rozwinięta w ośrodkach akademickich i na terenach rekreacyjnych. Zielona Góra, jako miasto o liczbie mieszkańców około 100 tys., z dużym uniwersytetem i 50% powierzchni leśnych w obrębie jego granic, jest predestynowana do rozwoju komunikacji rowerowej. Trend ten daje się zauważyć w decyzjach gminnych ostatnich kilku lat – przeznaczenia środków na inwestycje rowerowe w latach 2005-2010 i systematyczne oddawanie nowych tras rowerowych. Statystyki pokazują, że sensownym jest wpieranie tego trendu w ramach gospodarki komunalnej najbliższego okresu.

Słowa kluczowe: ścieżki rowerowe, komunikacja rowerowa, gospodarka komunalna

WPROWADZENIE

Komunikacja miejska końca XX i początku XXI wieku przestawia się z modelu jednosektorowego na multimodalny, ze znaczącą rolą komunikacji rowerowej i pieszej [Rybarczyk i Wu 2010]. Jest to zgodne z ideą zrównoważonego rozwoju, opisującą jak najpełniejsze umożliwienie korzystania z komunikacji i transportu przez społeczność współczesną, bez naruszania możliwości zaspakajania potrzeb pokoleń przyszłych [Black 1996]. Boom na komunikację rowerową jest opisywany wobec krajów Europy Zachodniej (głównie w Danii, Niemczech, Szwajcarii i Holandii) oraz USA jako trwający już ponad 20 lat [Zegeer 1994, Tolley 1997, Pucher 1997, Pucher i in. 1999]. Również w Polsce moda ta rozwija się dynamicznie, obejmując swoim zakresem zarówno wykorzystanie roweru transportowe, komunikacyjne, jak też rekreacyjno-wypoczynkowe.

* absolwent PWSZ w Sulechowie i UZ w Zielonej Górze

** Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska: Zakład Ochrony i Rekultywacji Gruntów

Zgodnie z danymi Departamentu Transportu USA, opracowanymi przez Puchera [1999], rowery w końcu XX w. były w tym kraju w 57% użytkowane rekreacyjnie, a w pozostałych jako transport do szkoły – 8,8%, sklepu – 12,7%, miejsca pracy – 9% i celem załatwienia różnych spraw osobistych – 12,5%. Sposób wykorzystania roweru w dużej mierze determinuje rodzaj wybieranych dróg – osoby wykorzystujące rowery do celów rekreacyjno-wpoczynkowych wybierają szlaki odseparowane od innych form użytkowania; dla celów komunikacyjnych najczęściej wybierane są drogi kołowe i ciągi pieszo-jezdne. Niemiecki Klub Rowerowy opisał sytuację, w której rowerzyści uznali wydzielony znakami poziomymi pas dla rowerzystów w obrębie ulicy za lepsze rozwiązanie w stosunku do kiepskiej trasy rowerowej [ADF 1997]. W Niemczech oddzielone od ruchu samochodowego trasy rowerowe są rekomendowane dla dróg o obciążeniu powyżej 18000 samochodów na dzień, przy udziale ponad 1000 autobusów i samochodów ciężarowych na dzień lub gdy dopuszczalna prędkość przekracza 60 km/h [Pucher i in. 1999].

Celem opracowania jest wskazanie nowych trendów w organizacji komunikacji rowerowej na terenie Zielonej Góry, w kontekście realizacji zadań własnych gminy.

OPIS ISTNIEJĄCEGO UKŁADU KOMUNIKACJI ROWEROWEJ NA TERENIE ZIELONEJ GÓRY I OŚCIENNYCH MIEJSCOWOŚCI

Układ tras rowerowych, które obecnie znajdują się na terenie Zielonej Góry nie tworzy całościowego systemu. Większość obecnie istniejących ścieżek rowerowych na terenie miasta znajduje się w jego części południowej, a jedynymi wyjątkami są: ścieżka biegnąca od Osiedla Zastalowskiego do Osiedla Zdrojowego oraz ścieżka wzdłuż ulicy Sulechowskiej. Najwięcej z nich występuje na osiedlach: Łużyckim, Słonecznym, Przyjaźni, a także w okolicach Stadionu Żużlowego wzdłuż ulicy Wrocławskiej oraz na terenie Wzgórz Piastowskich – bezpośrednie otoczenie amfiteatru. Trasy rowerowe w mieście powiązane są z leśnymi drogami i szlakami turystycznymi, które prowadzą w ciekawe miejsca o charakterze krajoznawczym, oraz o znaczeniu krajobrazowym. Należą do nich Ośrodek Sportu i Rekreacji w Drzonkowie, Muzeum Etnograficzne w Ochli, Muzeum Wojskowe w Drzonowie oraz pięknie usytuowana Góra Wilkanowska. Dużą część ścieżek rowerowych stanowią drogi o charakterze rekreacyjnym, znajdujące się głównie poza terenami zabudowanymi, tj. w parkach (np. park Tysiąclecia) i lasach (np. tereny na Wzgórzach Piastowskich). Sieć infrastruktury rowerowej na terenie Zielonej Góry wymaga uzupełnienia na obszarze terenów zurbanizowanych w części południowej miasta oraz zbudowania jej praktycznie od podstaw w części północnej. Należy przy tym pamiętać o newralgicznych miejscach, jakimi są tory kolejowe oraz odcinek obwod-

nicy miasta Trasy Północnej, aby nie tworzyły one bariery dla sprawnego poruszania się cyklistów.

OGÓLNY OPIS PROJEKTOWANEGO UKŁADU KOMUNIKACJI ROWEROWEJ NA TERENIE ZIELONEJ GÓRY

Trzon sieci miejskich tras rowerowych stanowi układ tras głównych oraz zbiorczych. Od nich poprowadzone są trasy lokalne i turystyczne. Planowana sieć tras rowerowych na terenie Zielonej Góry powinna być wytyczona głównymi ulicami miasta, co będzie wymagać ich przebudowy, a także dostosowania do sprawnego ruchu rowerowego. Ponadto możliwe jest wykonanie rowerowych ciągów odseparowanych od ruchu samochodowego. Większość z nich powinna prowadzić poza ruchem rowerowym, także ruch pieszzy.

Trasy główne i zbiorcze

Trasy główne i zbiorcze winny być bezkolizyjne w stosunku do użytkowników innych dróg miejskich. Ich powierzchnie powinny być wydzielone w postaci nowych dywaników asfaltowych, natomiast w miejscach w których jest to niemożliwe należy użyć malowania linii rozgraniczających, a także pionowego oznakowania. Ta grupa tras rowerowych powinna po zatwierdzeniu i konsultacjach przez Urząd Miasta niezmienna w perspektywnym przedziale czasu.



*Fot. 1-2. Ścieżka rowerowa N2 z czerwonego asfaltu, ul. Sulechowska
Phot. 1-2. N2 bicycle path made of the red asphalt, Sulechowska St.*

Trasy lokalne

Ta grupa ścieżek rowerowych stanowi zbiór otwarty i jest projektowana w oparciu o aktualne potrzeby komunikacyjne Zielonej Góry. Można do nich zaliczyć infrastrukturę rowerową w okolicach m.in. strefy gospodarczej, wokół centrów handlowych, nowych osiedli mieszkaniowych, w miejscach związa-

nych z dojazdem do miejsca pracy, wypoczynku, rekreacji, czy zakupów. Biorąc pod uwagę fakt, iż trasy lokalne posiadają niższą rangę niż trasy główne i zbiorcze, ich przebiegi będą ustalone na etapie sporządzania miejscowych planów zagospodarowania przestrzennego. Na nowo powstających obszarach, m.in. na terenach osiedli mieszkaniowych, należy wytyczyć nowe trasy lokalne, które stanowić będą spójny układ z siecią tras głównych i zbiorczych.



Fot. 3. Ścieżka rowerowa N2 przy nowopowstałym Parku Wodnym, doskonale oznaczona znakami pionowymi i poziomymi
Phot. 3. N2 bike path at the newly established Water Park, a well marked with vertical and horizontal signs



Fot. 4. Ścieżka rowerowa W1 wzdłuż ul. Łużyckiej z czerwonego asfaltu prowadząca w kierunku Wilkanowa
Phot. 4. W1 bicycle path along the Łużycka street made of red asphalt, leading toward the Wilkanów village

Trasy turystyczne

Są to takie ścieżki rowerowe, które przebiegają w szczególności na peryferiach miasta; łączą się one często z krajoznawczo-turystycznymi szlakami rowerowymi. Doskonałym przykładem takiego funkcjonowania opisywanych obiektów na terenie Zielonej Góry są ścieżki znajdujące się w okolicach Wzgórz Piastowskich i w ścisłym sąsiedztwie Amfiteatru.



Fot. 5. Ścieżka rowerowa wzdłuż ul. Żeźniczaka w stronę osiedla Zdrojowego z czerwonej kostki Pol-bruk
Phot. 5. Bicycle path along the Żeźniczaka street towards the Zdrojowe settlement made of red concrete cubes



Fot. 6. Trasa S2 wzdłuż ul. Botanicznej, dalej w kierunku Skansenu Etnograficznego w Ochli
Phot. 6. Route S2 along the Botaniczna street, further towards the Open Air Museum of Ethnography in Ochla

Strefy ruchu uspokojonego

Elementem wręcz niemożliwym jest utworzenie we wszystkich częściach Zielonej Góry wyodrębnionych szlaków przeznaczonych do poruszania tylko i wyłącznie przez grupę cyklistów. Dlatego też, można zaproponować w takiej sytuacji strefy ruchu uspokojonego. W takich miejscach jak ściśle centrum – deptak, istniejących osiedlach jedno- i wielorodzinnych wskazane jest zaplanowanie takich stref.

KONCEPCJA ROZMIESZCZENIA ROWEROSTRADY „ZIELONA STRZAŁA”

„Zielona Strzała” to trasa rowerowa o przebiegu wzdłuż dawnej linii kolei szprotawskiej, począwszy od dworca PKP, aż do ul. Botanicznej. Jej budowę rozpoczęto w roku 2010, zaczynając od Al. Wojska Polskiego w kierunku do ul. Jaskółczej, korzystając również z faktu kontynuowania remontu w okolicach skweru przy ul. Ogrodowej.

Główne założenia „Zielonej strzały”:

- oświetlona promenada;
- lokalizacja na terenie nieczynnej linii kolejowej;
- bezpieczna, wydzielona i bezkolizyjna ścieka rowerowa;
- szerokość rowerostrady 4 m;
- nawierzchnia asfaltowa w kolorze czerwonym;
- w miejscach, gdzie szerokość i ukształtowanie terenu na to pozwalają, umieszczenie obok trasy rowerowej ciągu pieszego wraz z ławkami.



Fot. 7-8. Wiadukt na trasie „Zielonej strzały” nad ul. Aleja Wojska Polskiego, 2008 vs. 2011

Phot. 7-8. Viaduct on the "Green Arrow" route above the Wojska Polskiego Alley, 2008 vs. 2011



Fot. 9-10. Prace nad powstaniem pierwszego odcinka „Zielonej Strzały” w okolicach ul. Krośnieńskiej, 2008 vs. 2011

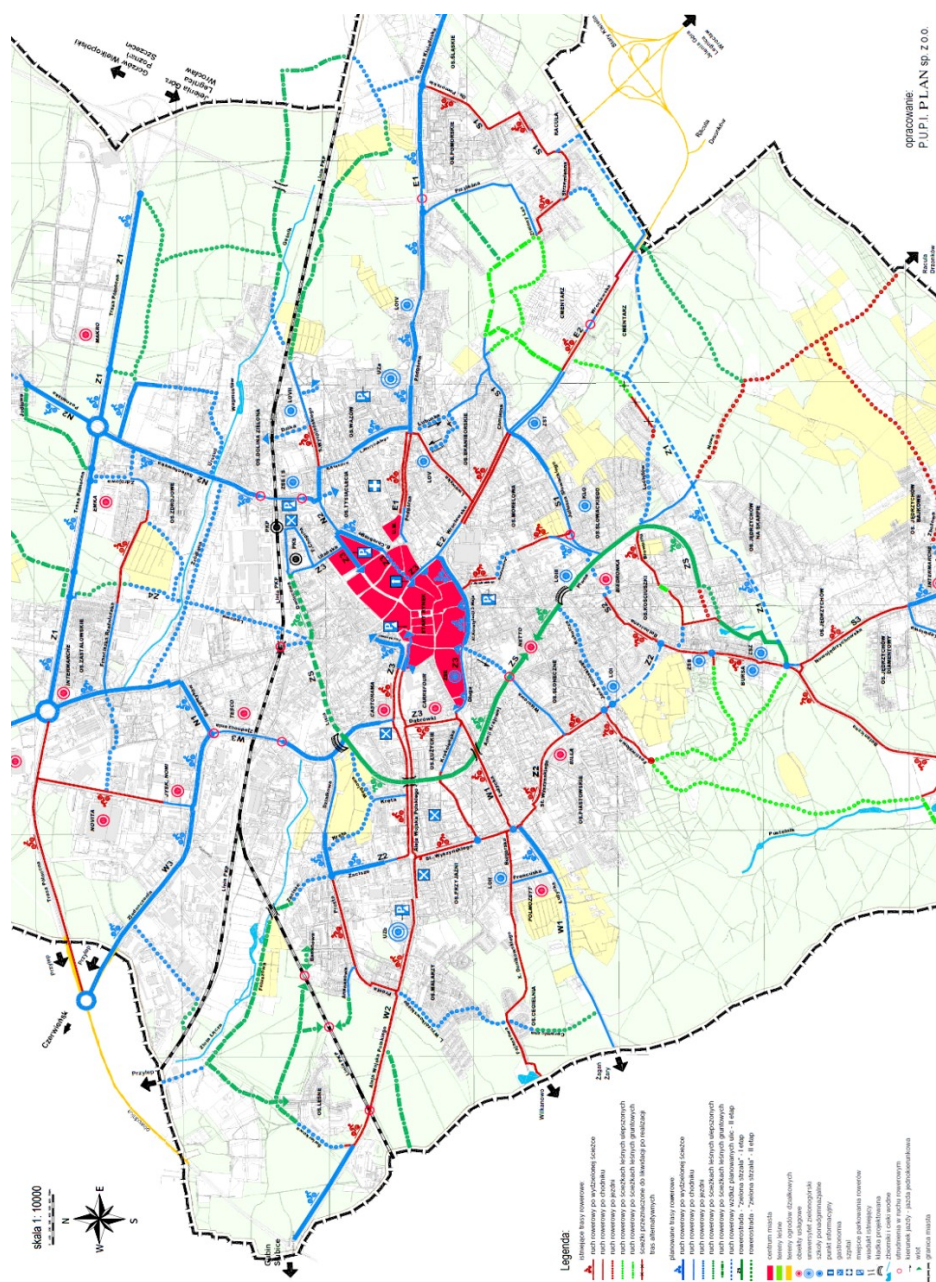
Phot. 9-10. Work on the creation of the first part of "Green Arrow" route in the vicinity of Krośnieńska St., 2008 vs. 2011



Fot. 11-12. Fragment „Zielonej Strzały” przeprowadzony w wykopie w kierunku ul. Łużyckiej, 2008 vs. 2011

Phot. 11-12. Part of the "Green Arrow" route in the excavation carried out in the direction of Łużycka St., 2008 vs. 2011

Nadal czekają na realizację kolejne odcinki opisywanej rowerostrady, które pozwolą na płynne przemieszczenie się rowerem między skrajnie od siebie położonymi sektorami zachodniej i wschodniej Zielonej Góry. Oczekiwane jest także wydłużenie rowerostrady w kierunku północno-wschodnim – w pobliżu dworca kolejowego. Pierwotne założenia w tym zakresie zostały przesunięte z planów na lata 2011-2012 na dalszą przyszłość, z uwagi na kryzys finansowy. Zostały one jednak w zamierzeniach władz miejskich do wykonania w najbliższym możliwym terminie.



*Rys. 1. Przebieg głównych tras rowerowych w Zielonej Górze
(opr. P.U.P.I. PLAN Sp. z o.o. [UM Zielona Góra 2010])*
*Fig. 1. The course of the main router for bicycles in Zielona Góra
(elab. P.U.P.I. PLAN Sp. z o.o. [UM Zielona Góra 2010])*

WYPOŻYCZALNIE ROWERÓW

Wiele aglomeracji miejskich decyduje się na organizację punktów wypożyczania rowerów, przy czym systematycznie odchodzi się od systemu tradycyjnie traktowanego wynajmowania z koniecznością zwrotu sprzętu w tym samym punkcie. Lyon (Francja) w roku 2010 oferował w 343 punktach 4000 rowerów, wykonujących dziennie około 16000 zadań jednostkowych – dystans średni podróży rowerowej 2,49 km, czas średni 14,7 min. [Jensen i in. 2010]. W warunkach polskich nawet pewnego rodzaju fenomenem jest stosunkowo nowy system we Wrocławiu – projekt "Wrocławski Rower Miejski", realizowany przez Wydział Inżynierii Miejskiej UM Wrocławia – bardzo dobrze odebrany przez użytkowników (w przeciągu dwóch miesięcy z systemu skorzystano 55 tys. razy). Zielona Góra ciągle czeka na swój system wypożyczalni, wstępnie anonsowany na rok 2012.

WNIOSKI

Z przeprowadzonych badań wynikają następujące wnioski:

- Trend inwestowania w Zielonej Górze w nowe trasy rowerowe jest korzystny zarówno z uwagi na rozmiar miasta, jak też usytuowanie najważniejszych punktów docelowych i nasycenie populacji miasta młodzieżą.
- Warunkiem wysokiej użyteczności systemu rowerowego jest powiązanie istniejących odcinków tras rowerowych w system komunikacyjny.
- Przemieszczanie się rowerem na długie dystansy wymaga konstrukcji rowerostrad, z uwagi na co pozytywnie należy odebrać konstrukcję tzw. „Zielonej strzały”.
- Wielu chętnych do skorzystania z komunikacji rowerowej, zwłaszcza studentów, uczniów i młodych turystów oczekuje powstania systemu wypożyczalni rowerów, sprawdzonego już w wielu miastach.

LITERATURA

1. ADF (Allgemeiner Deutscher Fahrradclub): *Fahrradstrassen, Busspuren, Radwege und Einbahnstrassen*. ADFC, Bremen 1997
2. BLACK W.R.: *Sustainable transportation: a US perspective*. Journal of Transport Geography, 4(3), 1996, 151-159
3. JENSEN P., ROUQUIER J.-B., OVTRACHT N., ROBARDET C.: *Characterizing the speed and paths of shared bicycle use in Lyon*. Transportation Research Part D 15, 2010, 522-524

4. PUCHER J.: *Bicycling boom in Germany: a revival engineered by public policy*. Transportation Quarterly 51 (4), 1997, 31-46
5. PUCHER J., KOMANO C., SCHIMEK P.: *Bicycling renaissance in North America? Recent trends and alternative policies to promote bicycling*. Transportation Research Part A 33, 1999, 625-654
6. RYBARCZYK G., WU C.: *Bicycle facility planning using GIS and multi-criteria decision analysis*. Applied Geography 30, 282-293
7. Tolley R. (Ed.): *The Greening of Urban Transport*. Wiley, Chichester 1997
8. UM ZIELONA GÓRA: *Koncepcja rozbudowy ścieżek rowerowych. Miejskie inwestycje*. Zielona Góra Biznes. http://biznes.zielonagora.pl/PL/412/60/koncepcja_rozbudowy_sciezek_rowerowych/, luty 2010
9. ZEGER C. (Ed.): *FHWA Study Tour for Pedestrian and Bicyclist Safety in England, Germany, and The Netherlands*. US Department of Transportation, Washington, DC 1994

CYCLING COMMUNICATIONS IN THE ZIELONA GÓRA

S u m m a r y

Cycling communication is booming in Poland, especially in cities small and medium size. Traditionally it is also more strongly developed in academic centers and recreation areas. Zielona Góra, a town with a population of about 100 thousand, with a large university and 50% of the forests within its boundaries, it is predestined for the development of cycling. This trend can be seen in decisions of the commune during the past few years - to invest in the cycle infrastructure and systematic putting into service of new cycle routes. Statistics are showing, that support this trend in the municipal economy next period makes sense.

Key words: bicycle paths, bicycle transport, public utilities

**ROBERT SIDEŁKO, KAZIMIERZ SZYMAŃSKI,
BARTOSZ WALENDZIK***

ZASTOSOWANIE KOMPOSTOWANIA DO PRZETWARZANIA FRAKCJI ORGANICZNEJ ODPADÓW KOMUNALNYCH

Streszczenie

W artykule przedstawiono rezultat badań, których celem było określenie możliwości biologicznego przetwarzania frakcji organicznej wydzielonej ze zmieszanych odpadów komunalnych. Badania strukturalne odpadów komunalnych, z uwzględnieniem charakteru zabudowy, przeprowadzono na terenie Koszalina. Badania fizykochemiczne próbek odpadów, ograniczono do wskaźników pozwalających stwierdzić przydatność surowca do dalszego wykorzystania w procesie tlenowej stabilizacji. W badaniach uwzględniono również zawartość metali ciężkich, jako potencjalnego czynnika inhibitującego procesy biologiczne. Ocenę zastosowania metody biologicznego przetwarzania frakcji organicznych odpadów, przeprowadzono w kontekście wymogu zagospodarowania odpadów biodegradowalnych i ograniczenia kosztów eksploatacyjnych ZUO.

Słowa kluczowe: odpady komunalne, frakcja organiczna, stabilizacja, kompostowanie

WPROWADZENIE

Kompostowanie, jako proces przebiegający w warunkach tlenowych, jest jedną z dwóch uznanych metod biologicznego przekształcania odpadów organicznych, stosowaną w ramach tzw. recyklingu organicznego. Jeżeli surowiec wykorzystywany w tym procesie jest odpowiedniej jakości, to uzyskany kompost, klasyfikowany zgodnie z obowiązującymi przepisami jako nawóz organiczny, można wykorzystać w rolnictwie [Sidełko, Szymański 2008]. W sytuacji, kiedy substrat organiczny zawiera balast obniżający walory użytkowe kompostu, to wykorzystanie produktu końcowego jest mocno ograniczone. W konsekwencji powstają wątpliwości, co do sensu stosowania tej metody, chyba że celem nadrzędnym jest uzyskanie materiału biologicznie stabilnego

* Politechnika Koszalińska, Katedra Gospodarki Odpadami

o odpowiednio niskiej zawartości substancji organicznej, umożliwiającej jego składowanie (kod odpadu: 190503). Wówczas, biorąc pod uwagę tzw. opłaty depozytowe, jest to uzasadnione ekonomicznie.

Problem ten dotyczy głównie zagospodarowania odpadów organicznych zawartych w odpadach komunalnych i wynika wprost z ustawy o odpadach. W praktyce, wydzielenie części organicznych z odpadów zmieszanych, polega najczęściej na zastosowaniu wyłącznie przesiewania i wydzieleniu tzw. *frakcji organicznej*, której skład warunkuje jakość surowca poddanego dalszemu przetwarzaniu. I chociaż ciągle trwa dyskusja, co do definicji pojęcia - *frakcja organiczna*, to wykorzystanie metody tlenowej do stabilizacji takiej frakcji jest rozwiązaniem coraz częściej stosowanym [Bilitewski 2003, Jędrzak 2007].

CEL, ZAKRES I METODYKA BADAŃ

Celem badań było określenie możliwości zastosowania kompostowania do przeróbki, wydzielonej w procesie przesiewania, frakcji odpadów umownie nazywanej frakcją organiczną.

Zakres przeprowadzonych badań obejmował w zasadzie trzy etapy polegające na: etap 1 - oszacowaniu potencjału odpadów gminy Koszalin w kontekście biologicznego ich przetwarzania, etap 2 - wykonaniu badań fizykochemicznych wydzielonych frakcji pozyskanych z reprezentatywnej próbki odpadów zmieszanych oraz przeprowadzeniu analizy uzyskanych wyników (etap 3).

Podstawą wykonania etapu pierwszego był materiał źródłowy dotyczący badań strukturalnych odpadów komunalnych z terenu gminy Koszalin, przeprowadzonych w 2009 roku [PGK 2009].

Pobieranie i przygotowywanie próbek, w ramach etapu drugiego, wykonano zgodnie z normami:

- PN-Z-15011-1 pt. Kompost z odpadów komunalnych. Pobieranie próbek,
- PN-R-04006 pt. Nawozy organiczne. Pobieranie i przygotowanie próbek obornika i kompostu.

Do badań fizykochemicznych przeprowadzonych w etapie drugim, wykorzystano próbki frakcji organicznych pozyskanych w trakcie badań terenowych z zastosowaniem sit o wymiarach oczek: 100x100, 40x40 i 20x20 mm. Badania laboratoryjne obejmowały oznaczenia następujących wskaźników: wilgotność / substancja organiczna (s.o.) wg PN-Z-15011-3 - metodą wagową, azot ogólny (N_{og}) wg PN-R-04006 - makroanalizatorem VARIOMAX CN firmy Elementar, azot amonowy ($N-NH_4^+$) wg PN-R-04006 - przy zastosowaniu spektrofotometru UV mini 1240, ogólny węgiel organiczny (OWO) wg PN-Z-15011-1 i PN-Z-15011-3 - makroanalizatorem VARIOMAX CN firmy Elementar, fosfor ogólny ($P-PO_4^{3-}$) wg PN-Z-15011-1 i PN-Z-15011-3 przy zastosowaniu spektrofotometru UV mini 1240. W wydzielonych próbkach oznaczono również, całkowite

zawartości: Cu, Cr, Cd, Ni, Pb, Zn i Hg metodą płomieniowej spektrometrii absorpcji atomowej (FAAS) przy zastosowaniu aparatu PU Philips 9100X. Oznaczenie rtęci wykonano techniką zimnych par (CV AAS).

WYNIKI BADAŃ

Ilość surowca, wydzielonego ze zmieszanych odpadów komunalnych, który ze względu na właściwości chemiczne można poddać procesowi stabilizacji biologicznej w warunkach tlenowych, zależy od ilości odpadów i technologii ich mechanicznego przetwarzania. Czynnikiem ekonomicznym powoduje, że wiodącym procesem jednostkowym stosowanym w fazie mechanicznego przetwarzania odpadów jest przesiewanie. Przesiewanie odpadów w zakładzie przetwarzania odpadów bytowo-gospodarczych z terenu gminy Koszalin (ZUO), docelowo będzie realizowane na dwóch sitach o wymiarach oczek 100x100 mm (ewentualnie 90x90 mm) i 40x40 mm. Zastosowanie w/w sit, jest zgodne z wytycznymi zawartymi w dokumencie umieszczonym na stronie Ministerstwa Środowiska traktowanym jako materiał referencyjny (<http://www.mos.gov.pl>).

Tab. 1. Udziały procentowe części biodegradowalnej w wydzielonych frakcjach oraz poszczególnych frakcji w całej masie odpadów [PGK 2009]

Tab. 1. Percentage of investigated fractions in waste and percentage of biodegradable waste in this fractions [PGK 2009]

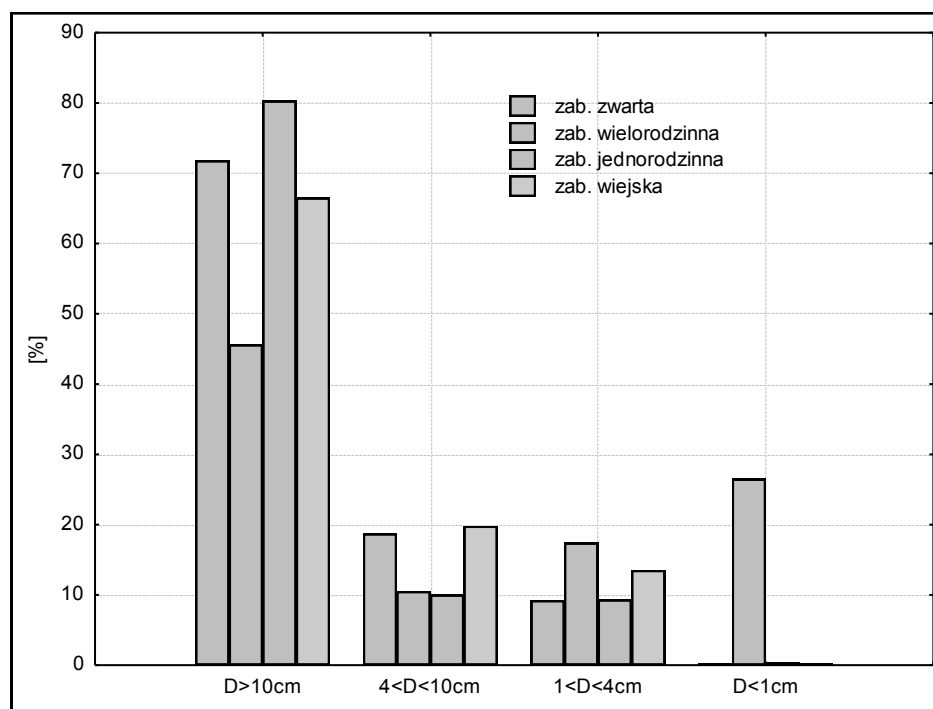
Lp.	Frakcja granulometryczna	Rodzaj zabudowy							
		zwarta - centrum		wielorodzinna		jednorodzinna		wiejska	
		1, (%)	2, (%)	1, (%)	2, (%)	1, (%)	2, (%)	1, (%)	2, (%)
1.	> 100 mm	22,1	71,8	11,1	45,6	26,9	80,3	1,4	66,5
2.	40 - 100 mm	67,9	18,7	37,9	10,5	45,4	10,0	67,9	19,8
3.	10 - 40 mm	-	9,2	-	17,4	-	9,3	-	13,5
4.	< 10 mm	-	0,3	-	26,5	-	0,4	-	0,2
		uwagi: 1 - udział części biodegradowalnej w danej frakcji 2 - udział danej frakcji w odpadach zmieszanych							

W tabeli 1, przedstawiono wyniki obliczeń zawartości odpadów ulegających biodegradacji w analizowanych frakcjach, z uwzględnieniem czterech obszarów o różnej strukturze zabudowy wraz z udziałami procentowymi poszczególnych frakcji granulometrycznych. Podstawą obliczeń były badania strukturalne odpadów przeprowadzone na zlecenie PGK Koszlin [PGK 2009]. Określając udział procentowy części biodegradowalnej, zawartej we frakcji powyżej 100 mm, nie

uwzględniono papieru i drewna, które ze względu na walory użytkowe należy traktować jako surowce wtórne. W przypadku frakcji 40-100 mm, część biodegradowalną określono z uwzględnieniem odpadów pochodzenia roślinnego i zwierzęcego oraz papieru. Frakcje 10-40 mm i poniżej 10 mm, analizowano w całości bez podziału na różne składniki.

W roku 2009, ilość odpadów zmieszanych, dostarczonych na teren ZUO wyniosła 47.444 Mg. Przyjmując przedstawione w tabeli 1 dane oraz zakładając, że udział obszarów o zabudowie: zwartej (centrum), wielorodzinnej, jednorodzinnej i wiejskiej na terenach objętych zbiórką odpadów, wynosi odpowiednio: 25, 40, 25 i 10%, to ilość frakcji ulegającej biodegradacji, zawartej w odpadach zmieszanych, można szacować odpowiednio:

- frakcja granulometryczna > 10 mm 5.432,8 Mg
- frakcja granulometryczna 40-100 mm 3.504,7 Mg
- frakcja granulometryczna 10-40 mm 5.171,4 Mg
- frakcja granulometryczna < 10 mm 5.123,9 Mg



Rys. 1. Udziały procentowe badanych frakcji w odpadach komunalnych
Fig. 1. Percentage of investigated fractions in municipal waste

Całkowita ilość, określonej w powyższy sposób, frakcji biodegradowalnej zawartej w odpadach bytowo-gospodarczych wyniosła 19.233 Mg, co stanowiło

41% całej masy odpadów. Udział procentowy frakcji organicznych, w całej puli odpadów biodegradowalnych, wynosił odpowiednio: >100 mm – 28%, 40-100 mm – 18%, 10-40 mm – 27% i < 10 mm – 27%.

W tabeli 2 przedstawiono właściwości fizyczno-chemiczne frakcji < 20 mm i 20-40 mm oraz części organicznych pochodzenia roślinnego, zwierzęcego i papieru wydzielonych z frakcji 40-100 mm, nazywanej dalej frakcją średnią. W badaniach terenowych nie stwierdzono obecności części organicznych we frakcji powyżej 100 mm.

Tab. 2. Wyniki badań laboratoryjnych wydzielonych frakcji odpadów

Tab. 2. Results of laboratory analysis of fractions separated from waste

Wskaźnik	Frakcja < 20 mm	Frakcja 20-40 mm	Frakcja 40-100 mm		
			papier	części organiczne	średnia ważona
wilgotność [%]	51,5	48,6	28,7	76,2	47,0
sub. org. [% s.m.]	61,4	76,1	85,6	89,2	87,0
N og. [% s.m.]	1,63	1,57	0,31	1,71	0,85
N-NH ₄ ⁺ [% s.m.]	0,026	0,029	0	0,037	0,01
j.w. (105°C)	0,0057	0,0079	0	0,0088	0
OWO [% s.m.]	32,20	38,03	38,76	41,03	39,6
P og. [mg/kg s.m.]	2062	2957	228	499	332,2
Cu [mg/kg s.m.]	36,22	32,27	19,26	16,82	18,3
Cr [mg/kg s.m.]	68,55	113,32	72,89	29,70	56,3
Cd [mg/kg s.m.]	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
Ni [mg/kg s.m.]	39,95	50,88	40,23	17,78	31,6
Pb [mg/kg s.m.]	146,89	74,77	29,41	37,82	32,6
Zn [mg/kg s.m.]	464,50	384,96	136,02	148,17	140,7
Hg [mg/kg s.m.]	0,262	0,200	n.w.	0,137	0,05

Biorąc pod uwagę deponowanie stabilizatu lub wykorzystanie go do budowy warstw technologicznych na składowisku ewentualnie do rekultywacji terenów nieużytkowanych rolniczo, to stwierdzona obecność metali ciężkich w badanych frakcjach nie stwarza problemu. Jednocześnie koncentracja metali ciężkich w substracie jest na tyle niska, że nie może być czynnikiem inhibitującym proces kompostowania [Epstein 1997].

ANALIZA WYNIKÓW BADAŃ

Podstawowe kryterium, warunkujące prawidłowy przebieg biologicznej stabilizacji frakcji organicznej w warunkach tlenowych, stanowią właściwości fizykochemiczne odpadów wpływające na wartość określonych parametrów

technologicznych, a w szczególności dwóch spośród nich charakteryzujących tzw. wsad kompostowy. Są to wilgotność kompostowanego materiału oraz proporcja składników nawozowych tj. C: N i C: P [Baffi 2007, Bernal 1998, Iglesias-Jimenez 1992]. Optymalna wilgotność wsadu powinna wynosić 50÷60%. Zbyt duża zawartość wody powoduje blokowanie porów pomiędzy granulami, co uniemożliwia swobodne przenikanie powietrza [Bilitewski i in. 2003]. Najwyższa, stwierdzona podczas badań, wilgotność próbek odpadów wynosiła niecałe 52% (frakcja poniżej 20 mm), a średnia ważona wartość wilgotności, policzona dla trzech frakcji opisanych w tabeli 2, nie przekracza 50%.

Zawartość składników nawozowych w samej frakcji organicznej, wydzielonej z frakcji średniej (bez papieru) wskazuje, że proporcja pomiędzy węglem organicznym (OWO) i azotem ogólnym wynosi 24:1, a pomiędzy OWO i fosforem ogólnym 820:1 (optymalnie 100:1). Uwzględnienie papieru, ze względu na niską zawartość azotu, powoduje wzrost wartości C:N do 47. Należy zatem stwierdzić, że kryterium ilorazu C:N (optymalnie 20÷30:1) nie jest w pełni spełnione. W przypadku proporcji węgla do fosforu, obliczonej dla średnich ważonych obu wskaźników, ustalona wartość ilorazu C/P = 1193 jest znacznie większa, niż ustalona dla tej frakcji z wyłączeniem papieru (C/P= 822). Niedobór obu makroelementów, a w szczególności fosforu, może ograniczać prawidłowy przebieg kompostowania. W dwóch pozostałych frakcjach stosunek węgla organicznego do azotu ogólnego wyniósł 24 i 20 odpowiednio dla frakcji pomiędzy 20 mm a 40 mm i poniżej 2 mm. W obu frakcjach drobnych, uzyskany wynik również potwierdził niską zawartość fosforu, jakkolwiek stężenie fosforu w odniesieniu do suchej masy było średnio pięciokrotnie wyższe, niż we frakcji średniej.

W związku z powyższym, wykonując bilans wsadu, należy przewidzieć dodatek składnika zwiększającego zarówno wilgotność, jak i zawartość azotu i fosforu w kompostowanym materiale. Surowcem, który mógłby być wykorzystany w tym celu są odwodnione mechanicznie osady z oczyszczalni ścieków komunalnych.

Ogólne równanie bilansu masy, uwzględniające wszystkie składniki wsadu kompostowego, można przedstawić w następujący sposób:

$$\sum_{i=1}^n m_w w_w = m_1 w_1 + m_2 w_2 + \dots + m_i w_i \quad (1)$$

Poszczególne wielkości w równaniu (1), oznaczają masy wszystkich składników wsadu oraz ich wilgotności względne. Przyjmując, że do stabilizacji będzie kierowana w całości frakcja średnia i frakcja drobna powyżej 20 mm, oszacowana ilość odpadów biodegradowalnych w ciągu doby wynosi 29 Mg, a średnia ważona wilgotność mieszaniny obu frakcji nie przekracza 47%. Zakładając wilgotność wsadu na poziomie 55% obliczono, że dobową ilość odwodnionych mechanicznie osadów ściekowych, które można alternatywnie

wykorzystać na etapie formowania wsadu, wynosi 8,5 Mg. Ustalenie wyjściowej wilgotności wsadu na poziomie 60%, powoduje wzrost dobowej ilości dodawanych osadów do 18 Mg.

Wykorzystanie osadów ściekowych, ze względu na wysoką koncentrację azotu i fosforu, znacznie poprawia bilans składników nawozowych stabilizowanej masy. Prowadzone przez autorów badania w latach 2007-2009, dotyczące kompostowania osadów ściekowych wykazały, że średnia zawartość OWO oraz azotu i fosforu ogólnego w osadach, wynosi odpowiednio: 35, 6 i 6% s.m. [Sidelko 2010, Sidelko i in. 2008]. W omawianym przypadku, dodatek osadów ściekowych do wsadu, skutkuje obniżeniem wartości ilorazów C/N i C/P do 25 i 83.

PODSUMOWANIE

Zastosowanie stabilizacji tlenowej, wydzielanych w procesie przesiewania odpadów komunalnych, frakcji o dużej zawartości części organicznych, umownie nazywanej frakcją organiczną, jest możliwe chociaż wymaga kontroli wybranych parametrów technologicznych warunkujących prawidłowy przebieg procesu biologicznego. Zasadniczym problemem z tym związanym jest wilgotność bilansowanych frakcji oraz zawartość w nich składników odżywczych niezbędnych do funkcjonowania organizmów stanowiących czynną biologicznie biomasę mikroorganizmów heterotroficznych. W tym względzie, dodatek odwodnionych, niestabilizowanych osadów ściekowych jest niezmiernie istotny.

Określając ilość osadów, wykorzystywanych jako składnik wsadu, na etapie opracowywania założeń techniczno-ekonomicznych (ZTE) ZUO, należy uwzględnić szereg czynników wpływających na wartość końcową. Przede wszystkim jest to wilgotność frakcji organicznej ulegająca dużym wahaniom sezonowym. Decydująca jest również ostateczna ilość i rodzaj wydzielanych frakcji kierowanych do stabilizacji. Jeśli na przykład, frakcja poniżej 20 mm zostanie formalnie uznana za frakcję mineralną, to ilość frakcji organicznej w bilansowanych odpadach z 19.233 Mg/rok, spadnie do około 11.500 Mg/rok tj. blisko o 40%. Uwzględniając w bilansie masy frakcję drobną, należy brać pod uwagę również sposób w jaki proces stabilizacji jest prowadzony. Jeżeli przewiduje się zastosowanie rektorów z intensywnym mieszaniem wsadu, wówczas zawartość składników mineralnych w tej frakcji (szkło, piasek, metal), powoduje szybkie zużycie części ruchomych. Istotnej zmianie może ulec również masa frakcji średniej, ponieważ szacując jej ilość w wysokości 3.504,7 Mg/rok, uwzględniono jedynie części organiczne i papier, pomijając pozostałe składniki tej frakcji jako inertne. Obecność składników traktowanych w tym przypadku jako balast, nie wpłynie na zmianę omawianych parametrów technologicznych

natomiast istotnie zwiększy porowatość wsadu, polepszając tym samym warunki procesowe.

LITERATURA

1. BAFFI C.: *Determination of biological stability in compost: a comparison of methodologies*. Soil Biological Biochemistry 39, 1284-1293, 2007
2. BILITEWSKI B., HARDTLE A., MAREK K.: *Podręcznik Gospodarki Odpadami*, Seidel Przywecki Sp.z.o.o. Warszawa 2003
3. BERNAL M.P.: *Maturity and stability parameters of compost prepared with a wide range of organic waste*. Bioresource Technology 63, 91-99, 1998
4. EPSTEIN E.: *The science of composting*. Technomic Publishing Company, USA 1997
5. IGLESIAS-JIMENEZ E., PEREZ-GARCIA V.: *Determination of maturity indices for city refuse composts*. Agr. Ecosyst. Environ. 38, 331-343, 1992
6. JĘDRZAK A.: *Biological treatment of waste*. PWN 2007
7. PGK Koszalin: *Zestawienie wyników badań składu sitowego, morfologicznego i chemicznego odpadów komunalnych i wysortowanych frakcji*. Laboratorium Zakładu Utylizacji Odpadów Sp.z o.o. w Gorzowie Wlkp. 2009 r.
8. SIEŁKO R., SZYMAŃSKI K.: *Application of dynamic bioreactor in composting process of sewage sludge*. Inżynieria i Ochrona Środowiska Vol. 11, 331-343, Częstochowa 2008
9. SIEŁKO R.: *Two composting phases running in different process conditions timing relationship*. Bioresources Technology 101, 6692-6698, 2010
10. SIEŁKO R.: *Przeróbka osadów ściekowych – badania wpływu parametrów technologicznych oraz czasu przetrzymania masy kompostowej w bioreaktorze na stabilność i higienizację produktu końcowego*. Raport końcowy projektu rozwojowego nr R14 001 02. Koszalin 2008

APPLICATION OF COMPOSTING TO PROCESSING OF ORGANIC FRACTION SEPARATED FROM MUNICIPAL WASTE

A b s t r a c t

In this article a results of investigation tracked to qualify possibility of processing of organic fraction separated from municipal waste has been presented. The research of waste structural was carry in Koszalin. A factor witch has been taken into consideration to have representative samples was differences between infrastructure of commune. A physical and

chemical analysis has been limited to indexes need to verify of usefulness of raw material for biological stabilization in the presence of oxygen. One of the analyzed indexes were heavy metals witch can be treated as a limiting factor. Assessment of use of biological method to digested organic fraction has been made in relation to necessity of cultivation of biodegradable waste and cut the ZUO upkeep costs.

Key words: municipal waste, organic fraction, stabilization, composting

MARCIN GŁODNIOK, DARIUSZ ZDEBIK*

**KONTROLA PROCESU BIOLOGICZNEGO OCZYSZCZANIA
ŚCIEKÓW PRZEMYSŁOWYCH Z WYKORZYSTANIEM
RESPIROMETRYCZNYCH POMIARÓW IN-SITU
W KOMORACH OSADU CZYNNEGO**

Streszczenie

W artykule opisano wyniki analiz przeprowadzonych w przemysłowej oczyszczalni ścieków. Analizy prowadzono przy użyciu sprzętu zakupionego w ramach grantu „MOWITEGRAC”. Pomiary aktywności oddychowej osadu czynnego wykonano przenośnym respirometrem Bioscope. Analizy prowadzono bezpośrednio w komorach osadu czynnego. Wyniki analiz wskazały na wysokie obciążenie oczyszczalni ładunkiem zanieczyszczeń i prawdopodobne dopływy ścieków toksycznych.

Słowa kluczowe: respirometria, osad czynny, aktywność oddychowa

WPROWADZENIE

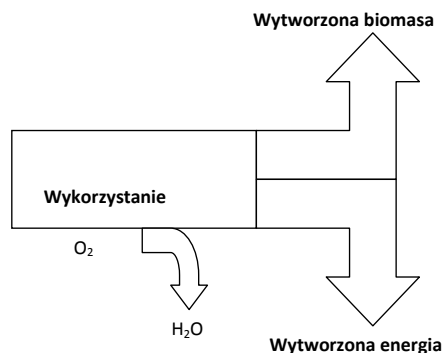
Wykorzystanie specjalistycznych urządzeń monitorujących umożliwia optymalizację procesów biologicznego oczyszczania ścieków przemysłowych i komunalnych. Zaostrzające się przepisy i wymagania dotyczące jakości ścieków oczyszczonych odprowadzanych do wód powierzchniowych, wymagają działań w zakresie zwiększenia wydajności i poprawy stabilności pracy oczyszczalni ścieków. Zmiany wymagań formalno-prawnych w zakresie oddziaływania przemysłu na środowisko wodne wymaga podjęcia działań dotyczących dostosowywania i optymalizowania technologii do obecnych i perspektywicznych potrzeb. Podjęcie takich działań możliwe jest w wyniku prowadzenia prac badawczo-rozwojowych, identyfikujących możliwości modyfikowania istniejących technologii. Dofinansowane z Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego Mobilne Laboratorium Badawcze będące na wyposażeniu Zakładu Ochrony Wód Głównego Instytutu Górnictwa oraz profesjonalnie przygotowana grupa specjalistów umożliwia wykonywanie pomiarów, zgodnych z przeję-

* Główny Instytut Górnictwa; Zakład Ochrony Wód

tymi metodami krajowymi i międzynarodowymi. Wyposażenie laboratorium w nowoczesne, wysokiej klasy przyrządy pomiarowe przyczynia się do podnoszenia jakości prowadzonych pomiarów, co pozwala utrzymać status ośrodka o wysokim potencjale badawczym.

Stosowana w Zakładzie Ochrony Wód GIG aparatura badawcza pozwala na wykorzystanie technik respirometrycznych, które związane są z wykonywaniem pomiarów poziomu aktywności oddechowej (poboru tlenu) osadu czynnego. Aktywność oddechowa jest to jednostkowa prędkość poboru tlenu wyrażana w miligramach tlenu na litr osadu czynnego i jednostkę czasu (jednostka $\text{mgO}_2/\text{l} \cdot \text{h}$), w której jest on zużywany przez mikroorganizmy [Spanjers 1999]. Respirometria jest uznawana za cenny pomiar kontrolujący stan osadu czynnego. Powodem tego jest fakt, że aktywność oddechowa mikroorganizmów jest bezpośrednio związana z dwoma ważnymi procesami biochemicznymi:

- przyrostem biomasy osadu,
- wytwarzaniem energii (rys 1.).
-



Rys. 1. Uproszczony schemat wykorzystania substratu przez mikroorganizmy
Fig. 1. Simplified model of substrate utilisation by microorganisms

Opisane powyżej procesy ściśle związane są z poborem tlenu przez mikroorganizmy. Zarówno dopływ substratu, jak i wzrost stężenia biomasy osadu czynnego będzie miał wpływ na zwiększenie poziomu respiracji. Jeśli dopływający do komór osadu czynnego substrat nie będzie zawierał substancji toksycznych, tylko frakcje łatwo przyswajalne, aktywność oddechowa osadu będzie wzrastać i generowany będzie przyrost biomasy. Jeśli w ściekach pojawiają się substancje toksyczne, aktywność oddechowa będzie ulegała zmniejszeniu, ponieważ mikroorganizmy odpowiedzialne za biologiczne procesy oczyszczania ścieków będą obumierać na skutek zatrucia substancjami toksycznymi [Giroux 1996].

Zdobywanie informacji dotyczących fizjologicznego stanu osadu czynnego oraz procesów biochemicznych zachodzących w komorach biologicznych,

umożliwia pełniejsze ich zrozumienie. Zazwyczaj podstawowym celem analiz jest utrzymanie prawidłowej pracy oczyszczalni. Stanowi to wyzwanie dla operatora, jakim jest utrzymywanie ruchu oczyszczalni pomimo zakłóceń, spowodowanych zmiennością na dopływie (natężenie dopływu, ładunki zanieczyszczeń w ściekach) przy wykorzystaniu informacji pomiarowych oraz przy jednoczesnym zapewnieniu parametrów ścieków oczyszczonych zgodnych z pozwoleniem wodnoprawnym.

Problem kontroli komplikują dodatkowo wewnętrzne procesy zachodzące w oczyszczalni. Wiele problemów operacyjnych związanych jest z podstawowymi procesami biochemicznymi lub mikrobiologicznymi zachodzącymi w komorach osadu czynnego. Wyniki standardowych pomiarów technologicznych stanowią podstawę kontroli przebiegu biologicznego oczyszczania ścieków, niestety często dane te, którymi dysponuje operator oczyszczalni są niewystarczające, do pełnej kontroli pracy oczyszczalni.

Wykonanie badań aktywności oddechowej mikroorganizmów w osadzie czynnym pozwala na szybką reakcję operatora, która ma na celu ochronę osadu czynnego przed działaniem substancji toksycznych, a tym samym długotrwałego zaburzenia pracy oczyszczalni (niekiedy potrzebny czas niezbędny na odbudowanie mikrofauny osadu czynnego wynosi kilka tygodni). Spadek aktywności oddechowej osadu czynnego, który zostanie zaobserwowany szybciej niż pogorszenie jakości odpływu, pozwala na reakcję operatora na zaistniałą sytuację.

Umiejętnie zastosowanie respirometrii może dostarczyć najważniejszych informacji dotyczących kontroli procesów biochemicznych zachodzących w oczyszczalni. Parametry biologiczne, takie jak np. aktywność oddechowa i enzymatyczna są bardziej czułe na zmiany parametrów ścieków surowych i lepiej opisują stan środowiska panującego w osadzie czynnym, niż właściwości fizykochemiczne, ponieważ są one bezpośrednio związane z mikroorganizmami, uczestniczącymi w biologicznych procesach oczyszczania ścieków [Spanjers 1999].

MONITORING OSADU CZYNNEGO

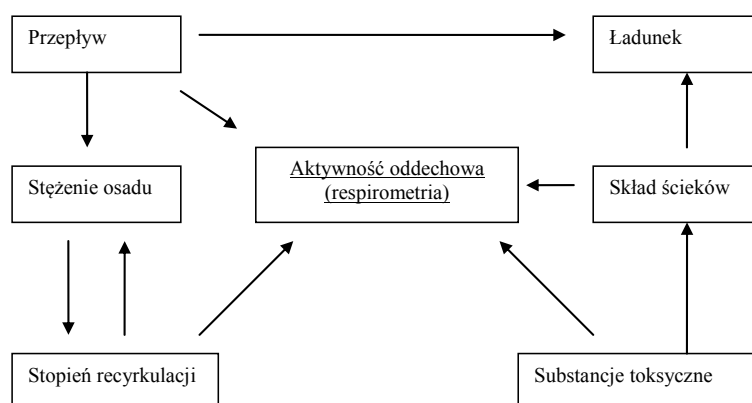
Większość zakłóceń pracy oczyszczalni związana jest ze zmiennością ilości i składu ścieków surowych. Inne zaburzenia mogą być spowodowane przez działanie procesów jednostkowych, takich jak: płukanie filtrów, fermentację lub zagniwanie osadu czynnego. Zwykle nie ma możliwości bezpośredniego pomiaru czynników zaburzających procesy biologicznego oczyszczania ścieków. Wykorzystanie respirometrii, pozwala zmierzyć zmiany w procesach oddechowych biomasy osadu czynnego, które mogą stanowić pierwszy krok w identyfikowaniu zaburzeń procesu oczyszczania ścieków [Gray i Davies 2004].

W tradycyjnej kontroli procesu nitryfikacji, stężenie tlenu rozpuszczonego mierzy się w komorach osadu czynnego, natomiast kontrola aktywności oddechowej może stanowić uzupełnienie tego systemu poprzez dostarczenie informacji o szybkości poboru tlenu. Zaburzenia aktywności oddechowej osadu czynnego często nie wiążą się ze zmianą stężenia tlenu w komorach osadu czynnego. Technolog opierając się jedynie na pomiarach on-line sond tlenowych może stwierdzić, że stężenie tlenu w komorach jest za niskie, prawidłowe, lub za wysokie i korygować je do wartości zadanej (zwykle $2 \text{ mgO}_2/\text{l}$). Zmiana stężenia tlenu w krótkim czasie, co przekłada się na jego zużycie w procesie nitryfikacji przez nitrifikanty, może świadczyć o zaburzeniu procesu i nieefektywnym wykorzystaniu tlenu przez mikrofaunę osadu czynnego. Układ technologiczny uzupełniony o pomiar respirometryczny wykazałby, że tlen nie jest zużywany przez mikroorganizmy w procesie nitryfikacji, co wynika ze zmniejszenia ich aktywności.

W przypadku dopływu substancji toksycznych do oczyszczalni, urządzenia pomiarowe rejestrujące on-line stężenie tlenu rozpuszczonego w komorach osadu czynnego, wskażą na jego nadmiar co wpłynie na zmniejszenie ilości tłoczonego powietrza. Po pewnym czasie obserwuje się pogorszenie jakości ścieków oczyszczonych, co może świadczyć o inhibicji procesu biologicznego oczyszczania i aktywności oddechowej osadu czynnego [Spanjers 1999].

Prowadzenie ciągłego monitoringu aktywności oddechowej osadu czynnego według najprostszej nawet metody [Beńko 2009] umożliwia uzupełnienie informacji związanych z pracą osadu czynnego w oczyszczalni. Posiadając wyniki analiz respirometrycznych z dłuższego okresu czasu, oraz wyliczenie z nich wartości średniej umożliwia określanie tzw. punktu zerowego, który jest podstawą do analizy wyników otrzymywanych z pomiarów bieżących prowadzonych in situ. Rozbudowa systemu monitoringu o kontrolę aktywności osadu czynnego on-line, może umożliwić lepszą ochronę osadu czynnego przed nadmiernym zatruciem ściekami toksycznymi np. poprzez ewentualne retencjonowanie i rozcieńczanie ścieków lub dozowanie ich w mniejszych ilościach.

Czynniki zewnętrzne mogą mieć wpływ na zmiany aktywności osadu czynnego. Ważne jest zidentyfikowanie czynników, które mają istotny wpływ na zmiany aktywności oddechowej i mogą wpłynąć na proces biologicznego oczyszczania ścieków, oraz tych, które powodują jedynie nieznaczne fluktuacje nie mające istotnego znaczenia. Identyfikacja potencjalnych zaburzeń aktywności oddechowej umożliwi prawidłowe interpretowanie otrzymanych wyników pomiarowych. Na rys. 2 przedstawiono schemat blokowy czynników mogących wpływać na aktywność oddechową osadu czynnego.

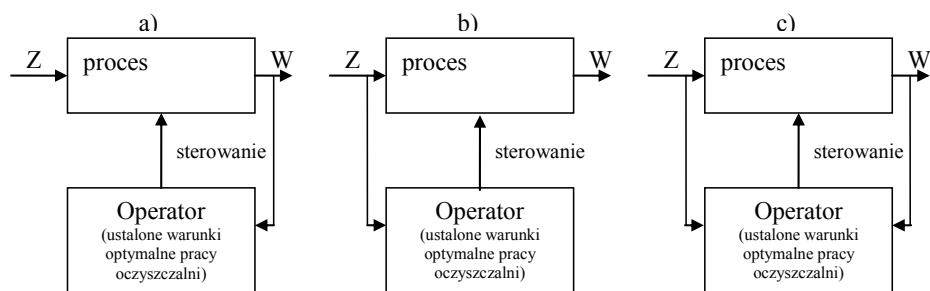


Rys. 2. Potencjalne czynniki zaburzające aktywność oddechową osadu czynnego
Fig. 2. Potential factors interfering with the respiratory activity of activated sludge

Systematyczne powadzenie analiz respirometrycznych umożliwia stworzenie systemu monitoringu kondycji osadu czynnego. Na rysunku 3 przedstawiono przykładowy schemat systemu monitoringu biologicznej części oczyszczalni opartego na analizach aktywności oddechowej osadu czynnego.

Operator kontrolując proces biologicznego oczyszczania ścieków dąży do utrzymania ustalonych, optymalnych warunków pracy osadu czynnego. Sterując napowietrzaniem stara się utrzymać odpowiednią dawkę tlenu niezbędną do prawidłowego przebiegu procesów biochemicznych (dawka ustalona w oparciu o analizy respirometryczne). Kluczowe, w tego typu kontroli jest zidentyfikowanie problemu zanim on powstanie i będzie negatywnie wpływał na pracę osadu czynnego. Operator mając do dyspozycji wyniki pomiarów powinien mieć czas na zminimalizowanie możliwych negatywnych skutków [Spanjers 1999].

Opierając się na powyższych teoretycznych założeniach wykonano w przemysłowej oczyszczalni ścieków serię pomiarów respirometrycznych. Celem badań było sprawdzenie stanu fizjologicznego osadu czynnego, szybkości poboru tlenu oraz próba wyłapania ewentualnych przeciążeń komór ładunkiem ścieków lub dopływem ścieków toksycznych.



Rys. 3. System kontroli procesów biologicznego oczyszczania ścieków zachodzących w komorach osadu czynnego oparty na pomiarach aktywności oddechowej mikroorganizmów; Z – zaburzenie (rozumiane jako dopływ ścieku np. toksycznego), W – poziom aktywności oddechowej

Fig. 3. Biological treatment processes control in chambers of activated sludge, depending on measurements of the microorganisms' respiratory activity:
Z – disturbance (understood as sewage tributary, e.g., toxic),
W – level of respiratory activity

MIEJSCE PROWADZENIA POMIARÓW

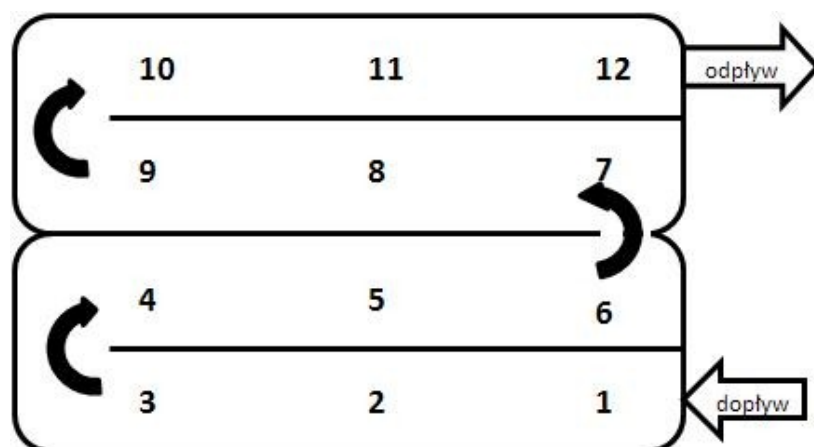
Analizy respirometryczne wykonywano w przemysłowej mechaniczno biologicznej oczyszczalni ścieków z dwoma stopniami biologicznego oczyszczania ścieków. Wykonane badania fizykochemiczne ścieków surowych wykazały występowanie związków organicznych charakterystycznych dla ścieków z instalacji przemysłowych z branży chemicznej i przetwórstwa substancji ropopochodnych. Do oczyszczalni, oprócz ścieków przemysłowych, dopływają ścieki komunalne, zawierające źródło łatwo przyswajalnego węgla organicznego (łatwo rozkładalna frakcja ChZT), bez którego utrzymanie dobrych parametrów pracy osadu czynnego mogło by być trudne do osiągnięcia.

W trakcie prowadzenia pomiarów w komorze osadu czynnego panowały następujące warunki: stężenie osadu utrzymywane na poziomie $4,5 \text{ kg/m}^3$, temperatura w komorach utrzymywała się na poziomie 15°C , średni przepływ wynosił $100 \text{ m}^3/\text{h}$ przy obciążeniu komór ładunkiem ChZT 570 mg/l .

Analizy wykonywano respirometrem Bioscope składającym się z polarograficznej elektrody tlenowej sprzężonej bezpośrednio z rejestratorem. Rejestrator respirometru posiada zaimplementowane oprogramowanie umożliwiające obróbkę wyników bezpośrednio po pomiarze.

Stanowiska pomiarowe ustalono za kolejnymi aeratorami w komorze osadu czynnego. Stanowisko nr 1 znajdowało się bezpośrednio przy wlocie ścieków do komory stanowisko nr 11 przy wylocie ścieków oczyszczonych. Analizy

prowadzone były w komorze osadu czynnego, która ma kształt czterokomorowego rowu cyrkulacyjnego. Stanowiska pomiarowe numerowano od 1 (początek komory) do 11 (koniec komory). Lokalizację poszczególnych punktów pomiarowych przedstawiono na rys. 4.



Rys. 4. Lokalizacja punktów pomiarowych w komorze osadu czynnego
Fig. 4. Localisation of measurement points

WYNIKI ANALIZ

W tabeli 1 przedstawiono wyniki pomiarów respirometrycznych wykonywanych w komorach osadu czynnego biologicznej oczyszczalni ścieków. Analizy osadu przeprowadzono bezpośrednio w komorach osadu czynnego w ciągu technologicznego przemysłowej oczyszczalni ścieków przy wykorzystaniu respirometru przenośnego Bioscope.

Tab. 1. Wyniki analiz respirometrycznych in situ – Bioscope
Tab. 1. In situ analysis results – Bioscope

Nr stanowiska pomiarowego	Data pomiaru: 23.06.2010		Data pomiaru: 07.07.2010		Data pomiaru: 14.07.2010	
	Stężenie tlenu mg/l	OUR mgO ₂ /l/h	Stężenie tlenu mg/l	OUR mgO ₂ /l/h	Stężenie tlenu mg/l	OUR mgO ₂ /l/h
1	0,2	19,2	0,2	35,9	n.b.	n.b.
2	0,2	19,2	0,1	23,8	n.b.	n.b.
3	0,4	74,5	0,3	48,5	0,3	3,3
4	0,3	62,1	1	30,6	0,6	0,1
5	0,7	67,2	3,9	16,7	4,5	6,8

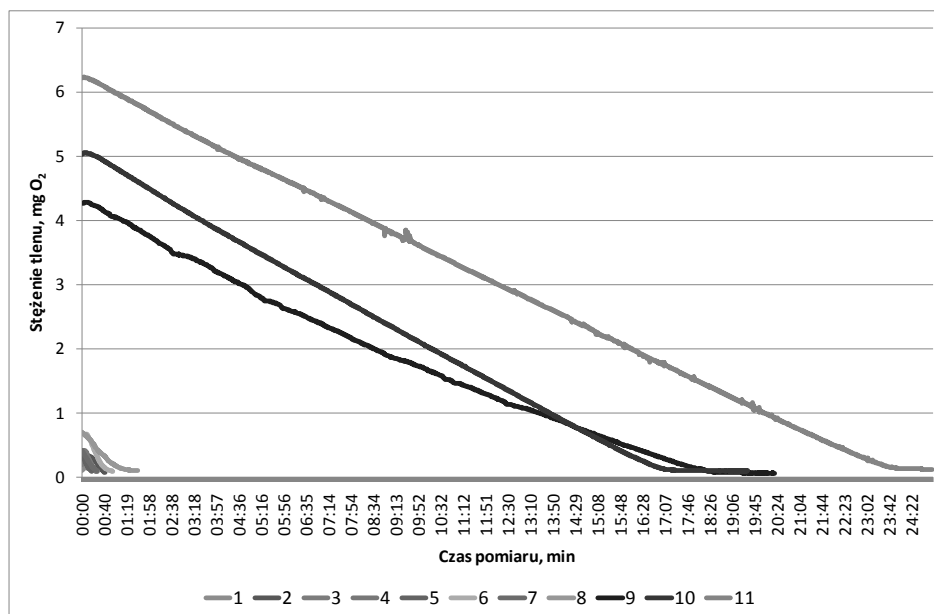
Nr stanowiska pomiarowego	Data pomiaru: 23.06.2010		Data pomiaru: 07.07.2010		Data pomiaru: 14.07.2010	
	Stężenie tlenu mg/l	OUR mgO ₂ /l/h	Stężenie tlenu mg/l	OUR mgO ₂ /l/h	Stężenie tlenu mg/l	OUR mgO ₂ /l/h
6	0,7	67,2	5	16,2	5,8	20,4
7	0,4	49,4	6,2	16,7	5,2	17,3
8	0,7	26,4	4,7	12,8	6	13,9
9	4,3	13,2	5,8	11,1	n.b.	n.b.
10	5	17,5	5,9	12,3	n.b.	n.b.
11	6,2	15,5	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

OUR – oxygen uptake rate – wartość poboru tlenu przez mikroorganizmy

n.b. – nie badano

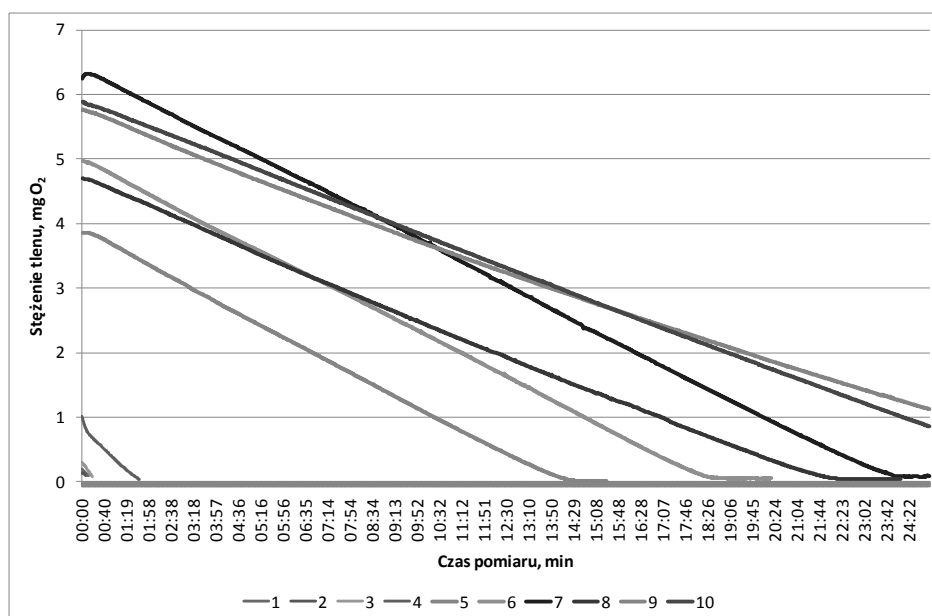
Źródło: Analizy własne

Prędkość zużywania tlenu w zależności od miejsca wykonania pomiaru, cyframi oznaczono miejsca pomiarowe zgodnie z rysunkiem 4.



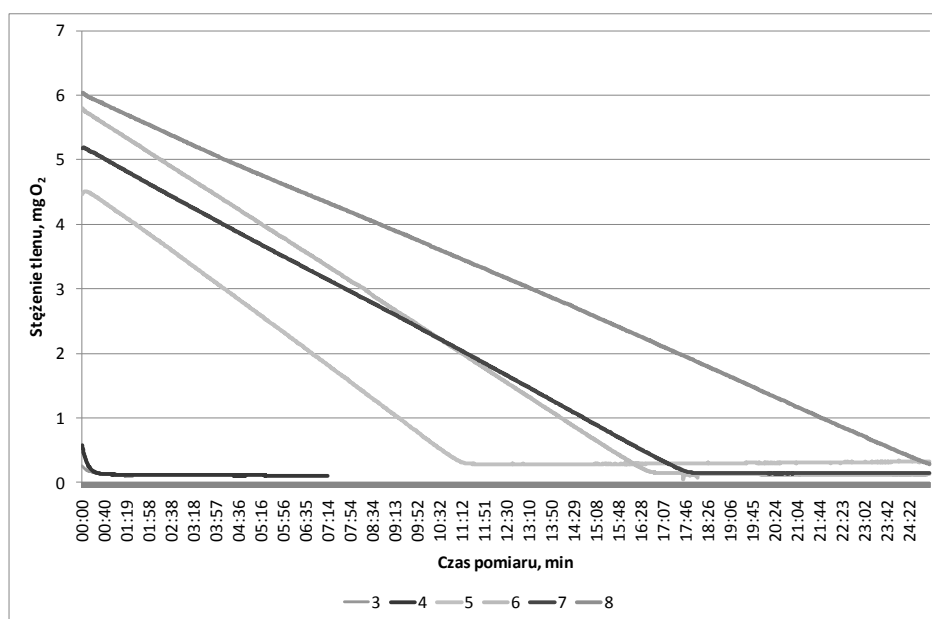
Rys. 5. Wyniki analiz respirometrycznych z dnia 23.06.2010

Fig. 5. Respirometric analysis results - 23.06.2010



Rys. 6. Wyniki analiz respirometrycznych z dnia 07.07.2010

Fig. 6. Respirometric analysis results - 07.07.2010.



Rys. 7. Wyniki analiz respirometrycznych z dnia 14.07.2010

Fig. 7. Respirometric analysis results - 14.07.2010.

W tabeli 1 zestawiono wyniki pomiarów respirometrycznych wykonanych w przemysłowej oczyszczalni ścieków prowadzonych bezpośrednio w komorze osadu czynnego z wykorzystaniem respirometru Bioscope.

Na rysunkach 5,6 i 7 przedstawiono zmianę aktywności oddechowej osadu czynnego jaka była notowana w warunkach rzeczywistych, w poszczególnych punktach pomiarowych. Liniami przedstawiono na powyższych wykresach szybkość zużycia tlenu w poszczególnych stanowiskach pomiarowych. Można stwierdzić, że na stanowiskach zlokalizowanych najbliżej wlotu ścieków (stanowiska 1-4), odnotowano najniższe stężenie tlenu rozpuszczonego oraz najszybsze jego zużywanie, co wynika z dopływu ścieków o dużym ładunku zanieczyszczeń. Na stanowiskach pomiarowych zlokalizowanych bliżej wylotu ścieków tj., 6-11 notowano wzrost stężenia tlenu rozpuszczonego odpowiedni od 3,5 mg/l (punkt 6) do 6 mg/l (punkt 11), wzrost stężenia tlenu można wiązać z rozkładem związków organicznych w komorze osadu. Można stwierdzić, że w punktach 6-11 napowietrzanie osadu czynnego jest zbyt intensywne. W punktach pomiarowych 6-11, należy zmniejszyć stężenia tlenu rozpuszczonego np. poprzez wyłączenie co drugiego aeratora.

PODSUMOWANIE

Na podstawie przeprowadzonych badań, i wykonanych analiz można określić lokalizację punktów pomiarowych w komorach osadu czynnego i wyznaczyć punkty kontrolne, w których, w zależności od potrzeb będzie prowadzony monitoring ciągły lub laboratoryjny. Przeprowadzone badania, w przemysłowej oczyszczalni ścieków, wskazują na konieczność wprowadzenia monitoringu ciągłego jako wiodącego oraz pomocniczo laboratoryjnego jako jego uzupełnienie i kontrolę.

Analizując otrzymane wyniki pomiarowe, można stwierdzić, że zapotrzebowanie osadu czynnego na tlen rozpuszczony, w przypadku badanych punktów pomiarowych było zróżnicowane. Aktywność oddechowa osadu czynnego znacznie zmniejszyła się w trzecim dniu pomiarów. Można przypuszczać, że powodem było zwiększenie obciążenia ładunkiem zanieczyszczeń lub dopływ ścieków toksycznych.

Można stwierdzić, że regularna i systematyczna kontrola aktywności oddechowej osadu czynnego przynosi wymierne korzyści eksploatatorowi w zakresie:

- doboru optymalnej ilości tlenu,
- kontroli stanu fizjologicznego osadu czynnego,
- potwierdzania informacji o dopływie substancji toksycznych,
- identyfikacji potencjalnych źródeł „zatrucia” osadu,
- podejmowania decyzji odnośnie dozowania pożywek,

- kontroli wzrostu niepożądanych mikroorganizmów (np. bakterie nitkowate).

Praca została wykonana dzięki aparaturze zakupionej w ramach projektu pod tytułem „Modernizacja zaplecza badawczego wykorzystywanego podczas rewitalizacji terenów zdegradowanych działalnością przemysłową”, Nr: POIG.02.01.00-24-045/08, Projekt jest realizowany przez Główny Instytut Górnictwa w ramach Programu Operacyjnego Innowacyjna Gospodarka, lata 2007-2013, Priorytet 2. Infrastruktura sfery B +R, Działanie 2.1. Rozwój ośrodków o wysokim potencjale badawczym. Artykuł przedstawia możliwości wykorzystania infrastruktury badawczej zakupionej w ramach ww. projektu do działań mających na celu rewitalizację zdegradowanych terenów poprzemysłowych. Wartość projektu: 11 057 558,00 zł. Dofinansowanie ze środków publicznych: 8 018 023,00 zł w tym 85% z Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego. Okres realizacji: 01.08.2008 - 31.08.2011.

LITERATURA

1. SPANJERS H.: *Respirometry in control of the activated sludge process*. *Water Science technology*, vol. 34, 1999
2. DAVIES P.S.: *The Biological Basis of Wastewater Treatment*. Strathkelvin Instruments Ltd., 2004
3. GRAY N.F., *Biology of Wastewater Treatment*. Imperial College Press, Scotland 2004
4. KUNICKI-GOLDFINGER W. J.H.: *Życie bakterii*. Wydawnictwo Naukowe PWN, 2008
5. ASPRAYA T.J., CARVALHOA D.J.C., PHILP J.C.: *Application of soil slurry respirometry to optimise and subsequently monitor ex situ bioremediation of hydrocarbon-contaminated soils*. *International Biodeterioration & Biodegradation* No 60, 2007
6. OKUTMAN TAS D.: *Respirometric assessment of aerobic sludge stabilization*. *Bioresource Technology* No. 101, 2010
7. SCHLEGEL H. G.: *Mikrobiologia ogólna*. Wydawnictwo Naukowe PWN, 2005
8. GIROUX, É. Y.; SPANJERS, H.; PATRY, G. G.; TAKÁCS, I.: *Dynamic modelling for operational design of a respirometer*. *Water Science and Technology*, Volume 33, Issue 1, 1996
9. SPANJERS, H.; VANROLLEGHEM, P.: *Respirometry as a tool for rapid characterization of wastewater and activated sludge*. *Water Science and Technology*, Volume 31, Issue 2, 1995

10. BEŃKO P.: *Metodyka wykonywania testów aktywności osadu czynnego, Seminarium fizykochemiczne metody monitoringu wód, ścieków i osadów ściekowych*, Politechnika Krakowska, 2009

BIOLOGICAL CONTROL OF INDUSTRIAL WASTEWATER TREATMENT USING IN-SITU RESPIROMETRIC MEASURING OF ACTIVATED SLUDGE

S u m m a r y

This article describes the results of the analysis carried out in an industrial wastewater treatment plant. Analysis was performed using equipment purchased under the grant "MOWITEGRAC". Measurements of respiratory activity of activated sludge were made by portable respirometer Bioscope. Analyses were carried out directly in the chambers of activated sludge. The results of the analysis indicated a high load of pollution in sewage and possible toxic influent.

Key words: respirometry, activated sludge, oxygen

ANITA JAKUBASZEK*, MAGDALENA WOJCIECH**

**ANALIZA STATYSTYCZNA ZAWARTOŚCI
AZOTU OGÓLNEGO W ZŁOŻU OCZYSZCZALNI
HYDROFITOWEJ W MAŁYSZYNIE**

Streszczenie

Usuwanie związków azotu w oczyszczalniach hydrofitowych uzależnione jest od wielu czynników fizyczno-chemicznych i biochemicznych oraz warunków środowiskowych. W artykule przedstawiono opracowanie statystyczne zawartości azotu ogólnego w złożu hydrofitowym oczyszczalni. Wyniki badań materiału filtracyjnego wykazały, że największą zawartością azotu charakteryzowała się powierzchniowa warstwa gruntu do 20 cm głębokości. Kumulacja azotu ogólnego malała wraz z penetracją w głąb złoża oraz w kierunku odpływu ścieków z oczyszczalni.

Słowa kluczowe: oczyszczanie ścieków, oczyszczalnie hydrofitowe

WPROWADZENIE

Oczyszczalnie hydrofitowe są odwzorowaniem procesów zachodzących w naturalnych ekosystemach bagiennych. Oczyszczanie ścieków w tych systemach odbywa się w wyniku intensyfikacji procesów mechanicznych, chemicznych i biologicznych, zachodzących w naturalnym środowisku gruntowo-roślinno-wodnym. W systemach hydrofitowych uzyskuje się wysoką skuteczność usuwania zanieczyszczeń organicznych zawartych w ściekach, natomiast efektywność usuwania związków azotu jest znacznie niższa.

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Technologii Wody, Ścieków i Odpadów

** Uniwersytet Zielonogórski; Wydział Matematyki, Informatyki i Ekonometrii; Zakład Statystyki Matematycznej i Ekonometrii

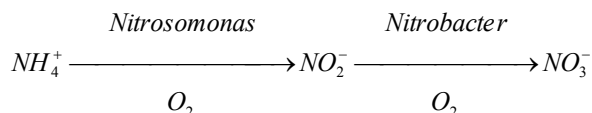
PRZEMIANY ZWIĄZKÓW AZOTU W SYSTEMACH BAGIENNYCH

Procesy prowadzące do usuwania azotu z systemu, to amonifikacja, nitryfikacja i denitryfikacja oraz uwalnianie amoniaku do atmosfery. Natomiast procesy prowadzące do zatrzymania azotu w systemie, to kumulacja w biomase i procesy sorpcyjne w złożu makrofitowym [Kowalik i in. 1997].

Azot doprowadzany ze ściekami bytowo-gospodarczymi do oczyszczalni występuje w formie organicznej i nieorganicznej. Część azotu organicznego jest usuwana ze ścieków z zawiesiną w procesie mechanicznego oczyszczania ścieków. Jednak większa część azotu organicznego ulega amonifikacji i przechodzi do ścieków jako jon amonowy (NH_4^+).

Najważniejszym mechanizmem odpowiedzialnym za usuwanie azotu z systemów hydrofitowych są procesy nitryfikacji i denitryfikacji.

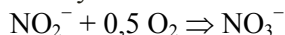
Biologiczna nitryfikacja jest procesem dwufazowym, w którym azot amonowy jest utleniany do azotynów i dalej do azotanów zgodnie z przedstawionym schematem:



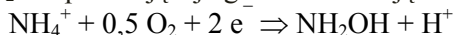
Pierwszy etap zachodzi w obecności bakterii z gatunku *Nitrosomonas*, dla których źródłem energii jest reakcja utleniania azotu amonowego do azotynów:



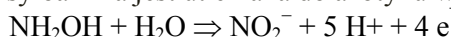
W drugim etapie nitryfikacji uczestniczą bakterie z grupy *Nitrobacter*, które pobierają potrzebną energię z azotynów:



Z danych literaturowych wynika, że utlenianie amoniaku do azotynów przebiega w dwóch etapach [2, 3, 4]. Najpierw amoniak jest przekształcany do hydroksyloaminy – NH_2OH powstającej zgodnie z reakcją:

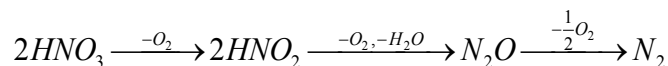


Następnie hydroksyloamina jest utleniana do azotynu według reakcji:



Wydajność procesu nitryfikacji zależy od temperatury, pH, zasadowości, obecności nieorganicznego źródła węgla oraz od stężenia tlenu. Optymalna temperatura, w której bakterie nitryfikacyjne osiągają najintensywniejszy rozwój wynosi od 25°C do 30°C. Istotny wpływ na nitryfikację wywiera również pH środowiska, którego wartości optymalne dla procesu nitryfikacji mieszczą się w granicach 7,2÷9,0. Na utlenienie 1 mola azotu amonowego zużywane są dwa mole tlenu, co w przeliczeniu na 1 mg NH_4^+ daje wartość 4,57 mg O_2 . Jeśli uwzględni się proces biosyntezy, wówczas zapotrzebowanie na tlen wyniesie około 4,2 mg $\text{O}_2/\text{mg NH}_4^+$.

Denitryfikacja jest procesem redukcji azotanów lub azotynów do produktów gazowych. Proces ten wymaga warunków beztlenowych lub anoksycznych. Ogólny schemat denitryfikacji opisuje równanie [Randall i in. 1992, Sadecka 2010]:



Przebieg procesu denitryfikacji jest uwarunkowany obecnością utlenionych form azotu i związków węgla. Obecność jonów NO_3^- jest uzależniona tym samym od procesu nitryfikacji. Na szybkość denitryfikacji ma wpływ również prędkość migracji jonów NO_3^- z mikrostref tlenowych do beztlenowych. Związki węgla natomiast w tych ekosystemach mogą pochodzić z substancji organicznej zawartej w ściekach lub ze szczątków roślinnych i organizmów obecnych w systemie i ulegających rozkładowi.

Oprócz wymaganej dostępności źródła węgla, na prawidłowy przebieg procesu denitryfikacji wpływają również takie czynniki jak temperatura, odczyn pH i stężenie tlenu rozpuszczonego w środowisku. Optymalną dla prawidłowego przebiegu procesu jest temperatura 20°C . Wzrost temperatury nie powoduje przyspieszenia procesu, a obniżanie temperatury spowalnia proces. Optymalny zakres odczynu pH dla prawidłowego przebiegu procesu denitryfikacji wynosi 6,5-7,5. Jeśli odczyn pH maleje poniżej wartości 6,0 lub wzrasta powyżej 8,0, to proces denitryfikacji ulega szybkiemu zahamowaniu. Dla prawidłowego przebiegu procesu denitryfikacji konieczne jest również odpowiednio niskie stężenie tlenu w środowisku, które nie powinno przekraczać $0,5\text{g O}_2/\text{m}^3$ [Bernacka i in. 1992].

Procesem powodującym czasowe zatrzymanie azotu w ekosystemie hydrofitowym jest jego akumulacja w biomase oraz procesy sorpcji w podłożu. Zdolność roślin do zatrzymywania azotu jest ograniczona przez szybkość ich wzrostu oraz przez zawartość tych związków w tkance roślin.

Rośliny pobierają azot z podłoża przede wszystkim w postaci jonów amonowych i azotanowych. O intensywności pobierania NH_4^+ i NO_3^- decyduje ich stężenie w glebie oraz pH środowiska. Intensywność pobierania azotanów zwiększa się w miarę zakwaszania środowiska, natomiast jony amonowe są pobierane szybciej z roztworu o odczynie alkalicznym [Kubik-Dobosz i in. 1994].

OBIEKT BADAŃ

Badania prowadzono w oczyszczalni hydrofitowej zlokalizowanej na terenie województwa lubuskiego w miejscowości Małyszyn. Obiekt został zaprojektowany na 1300 MR i oddany do eksploatacji w kwietniu 1993 roku. Oczyszczalnia pracuje w systemie z poziomym, podpowierzchniowym przepływem ście-

ków. Powierzchnia stawu korzeniowego wynosi 3800 m² i jest obsadzona trzciną pospolitą.

Ścieki po mechanicznym oczyszczeniu w 3-komorowym osadniku poziomym przepływają do studni rozpraszającej, zlokalizowanej tuż przed złożem. Następnie już w filtrze gruntowym rozpraszane są za pomocą perforowanego przewodu równomiernie na całej szerokości złoża. Staw korzeniowy uformowany jest w kształcie prostokąta o szerokości 40 m i długości 95 m. Średnia głębokość poletka hydrofitowego wynosi 1,60 m, a minimalna 1,20 m. Po przepłynięciu przez poletko hydrofitowe trafiają do rurociągu zbierającego, następnie do studzienki zbiorczej, i rowem melioracyjnym odprowadzane są do stawów stabilizacyjnych i odbiornika.

4. POBÓR PRÓBEK I METODYKA BADAŃ

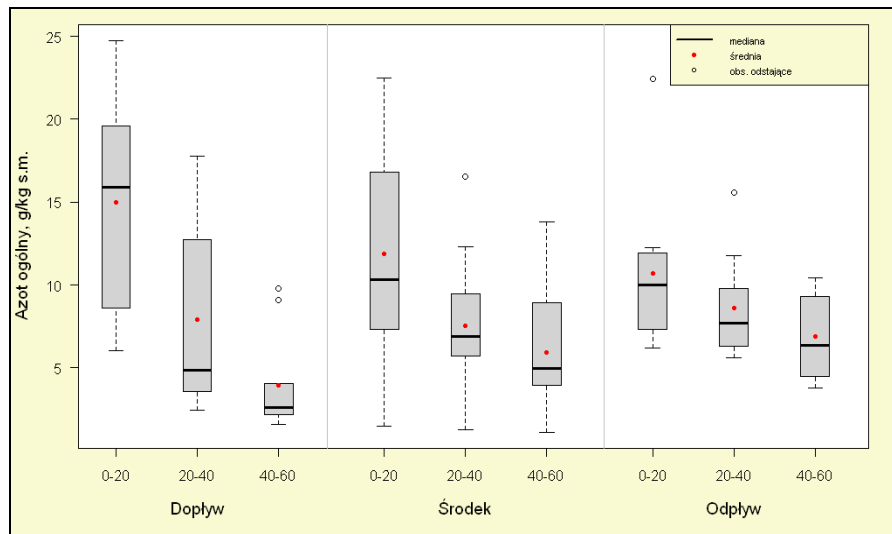
Materiał badawczy pobierano w okresie od czerwca 2005 r. do lipca 2006 r. Wycinki złoża pobierano na początku, w środku oraz w końcowej części stawu korzeniowego. Próbkę gruntu pobierano z trzech głębokości: do 20 cm, 20-40 cm i 40-60 cm. Pobór próbek przeprowadzono zgodnie z PN-R-04031. W każdej z wytypowanych powierzchni pobrano 4 próbki pierwotne, które następnie połączono tworząc jedną próbkę ogólną. W celu przygotowania próbki laboratoryjnej próbkę ogólną wymieszano, usunięto cząstki roślinne i wysuszono do stanu powietrznie suchego. Następnie, w celu ujednolicenia granulacji, rozdrobniono ją w młynku i przesiano przez sito o średnicy oczka 2 mm.

Azot ogólny Kjeldahla w próbkach gruntu oznaczono metodą miareczkową, miareczkując destylat mianowanym roztworem zasady sodowej (po mineralizacji materiału glebowego w środowisku kwasu siarkowego przy użyciu mineralizatora mikrofalowego typu Ertec-Magnum II oraz po destylacji amoniaku w środowisku silnie alkalicznym w aparacie Vapodest 30 firmy C. Gerhardt).

5. WYNIKI BADAŃ

Rozkład zawartości azotu w złożu oraz podstawowe wartości statystyk opisowych w zależności od miejsca i głębokości ich poboru przedstawiono za pomocą wykresów pudełkowych (rys. 1).

Największe zmiany ilości azotu ogólnego w czasie okresu badawczego wystąpiły w warstwie powierzchniowej 0-20 cm, szczególnie w próbkach złoża pobranych na dopływie ścieków do oczyszczalni. Porównując wartości średnich arytmetycznych zawartości azotu można zauważyć, że niezależnie od miejsca poboru próbek wartości te różnią się na każdej z głębokości, a średnia zawartość azotu w złożu zmniejsza się wraz z głębokością.



Rys. 1. Zawartość azotu ogólnego w złożu
Fig. 1. Content of total nitrogen in the soil

W celu stwierdzenia, czy te różnice są statystycznie istotne wykonano analizę porównawczą dla wartości średnich w badanych próbkach za pomocą testu analizy wariancji ANOVA [Koronacki i Mielniczuk 2001]. Wykonano dwuczynnikową analizę wariancji dla zrandomizowanego planu blokowego według poniższego modelu statystycznego, gdzie jako czynnik A przyjęto miejsce poboru próbek złoża (dopływ, środek, odpływ) natomiast jako drugi czynnik B przyjęto głębokość ich poboru (0-20, 20-40 i 40-60 cm):

$$Y_{ijb} = \mu + \alpha_i + \beta_j + (\alpha\beta)_{ij} + \rho_b + \varepsilon_{ijb}, \text{ gdzie } i = 1, 2, 3 \quad j = 1, 2, 3 \quad b = 1, 2, \dots, 10$$

gdzie:

Y_{ijb} – zawartość azotu w złożu na i-tym poziomie czynnika A oraz j-tym poziomie czynnika B w b-tym bloku,

μ – średnia zawartość azotu w złożu oczyszczalni,

α_i – efekt i-tego poziomu czynnika A, gdzie: $\sum_{i=1}^3 \alpha_i = 0$,

β_j – efekt j-tego poziomu czynnika B, gdzie: $\sum_{j=1}^3 \beta_j = 0$,

ρ_b – efekt b-tego bloku, gdzie: $\sum_{b=1}^{10} \rho_b = 0$

$(\alpha\beta)_{ij}$ – interakcja między i-tym poziomem czynnika A i j-tym poziomem czynnika B, gdzie $\sum_{i=1}^3 (\alpha\beta)_{ij} = 0$ oraz $\sum_{j=1}^3 (\alpha\beta)_{ij} = 0$

ε_{ijb} – niezależne zmienne losowe o rozkładzie normalnym $N(0, \sigma^2)$.

W oparciu o test F-Snedecora analizy wariancji przeprowadzono weryfikację hipotez orzekających o braku wpływu zmian poziomów czynnika A, czynnika B oraz ich interakcji na przeciętną zawartość azotu w złożu wobec alternatyw będących zaprzeczeniem tych hipotez:

$$H_{0A} : \alpha_1 = \alpha_2 = \alpha_3 = 0 \quad \text{wobec} \quad H_{1A} : \exists_i \alpha_i \neq 0,$$

$$H_{0B} : \beta_1 = \beta_2 = \beta_3 = 0 \quad \text{wobec} \quad H_{1B} : \exists_j \beta_j \neq 0,$$

$$H_{0AB} : \forall_{i,j} (\alpha\beta)_{ij} = 0 \quad \text{wobec} \quad H_{1AB} : \exists_{i,j} (\alpha\beta)_{ij} \neq 0.$$

Przyjęto, że wartość $p < 0,01$ wskazuje na statystycznie wysoce istotną różnicę w przeciętnej zawartości azotu w badanych próbkach. Przed przystąpieniem do analizy wariancji wykazano za pomocą testu Shapiro-Wilka brak podstaw na poziomie istotności $\alpha=0,01$ do odrzucenia założenia o zgodność rozkładu reszt przyjętego modelu z rozkładem normalnym ($W = 0,973$, wartość $p = 0,08843$). Analiza wariancji potwierdziła, że miejsce poboru próbek złoża nie różnicowało istotnie średniej zawartości azotu ogólnego w złożu oczyszczalni ($F = 0,215$, wartość $p = 0,807$) (tabela 1). Natomiast bardzo znaczący wpływ na średnią zawartość azotu ogólnego w pobranych próbkach gruntu miała głębokość ich pobierania ($F = 39,835$, wartość $p = 2,247 \cdot 10^{-12}$). Wpływ interakcji między głębokością i miejscem poboru próbek na zawartość azotu został również uznany za wysoce istotny ($F = 3,849$, wartość $p = 0,0069$).

Tabela 1. Wyniki analizy wariancji ANOVA

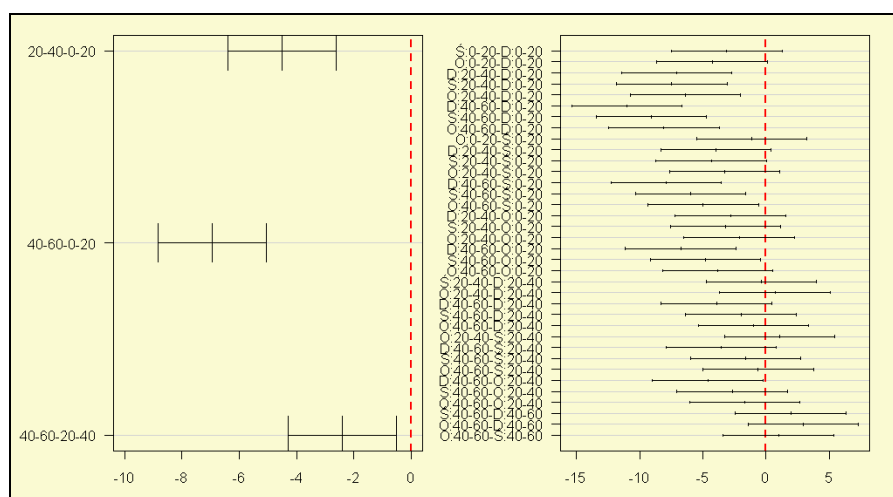
Table 1. The results of analysis of variance ANOVA

Źródło zmienności azotu ogólnego	Suma kwadratów odchyleń	Liczba stopni swobody	Średnia kwadratów odchyleń	Wartość statystyki F	Wartość p
Czynnik A (miejsce poboru próbek)	4,01	2	2,01	0,21	0,807093
Czynnik B (głębokość poboru próbek)	743,60	2	371,80	39,84	$2,247 \cdot 10^{-12}$ xx
Interakcja AB	143,70	4	35,92	3,85	0,006856 xx
Błąd	672,00	72	9,33	-	-

xx zależność wysoce istotna ($p < 0,01$), very important dependence ($p < 0,01$)

Celem oceny, które z poziomów rozpatrywanych czynników istotnie różnicują zawartość azotu w złożu przeprowadzono metodą Tukeya testy wielokrotnych porównań różnic między parami średnich zawartości azotu dla poszczególnych poziomów czynnika B oraz interakcji czynników A i B (rys. 2).

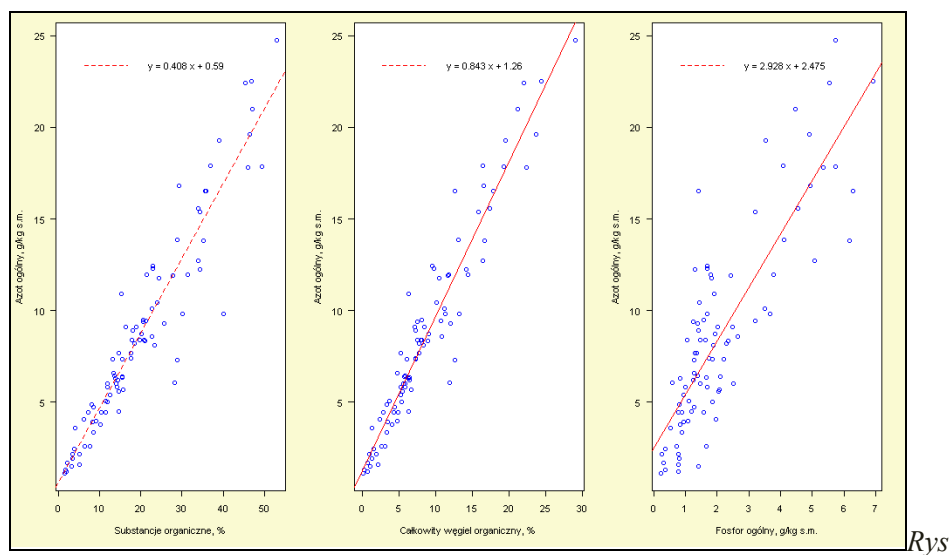
Analiza ta wykazała, że statystycznie istotne różnice ($p < 0,05$) pomiędzy średnią zawartością azotu ogólnego w próbkach złożu wystąpiły dla każdej z par głębokości: 0-20 i 20-40; 0-20 i 40-60; 20-40 i 40-60 cm (najmniejsza istotna różnica wynosiła $NIR_B = 1,89 \text{ gN/kg s.m.}$). Przy czym najwyższa bezwzględna różnica w pomiarach między średnimi wystąpiła dla azotu zawartego w próbkach pobranych z głębokości 0-20 cm i 40-60 cm i wynosiła $6,935 \text{ g/kg s.m.}$ Dodatkowo biorąc pod uwagę miejsce poboru próbek test wskazał, że najbardziej istotna różnica w zawartości azotu dla tych głębokości wystąpiła w początkowej części złożu (bezwzględna różnica wynosiła $11,02 \text{ g/kg s.m.}$ podczas gdy $NIR_{A-B} = 3,27 \text{ gN/kg s.m.}$). Duże i statystycznie istotne różnice w średnich pomiarach zawartości azotu zaobserwowano również na dopływie w warstwie 0-20 cm, a jego kumulacją na środku oraz na końcu poletka w warstwie 40-60 (bezwzględne różnice wynosiły odpowiednio: $9,077$; $8,091 \text{ g/kg s.m.}$). Statystycznie istotne różnice w średniej zawartości azotu w złożu wystąpiły również na dopływie w warstwie 0-20 cm a jego kumulacją w kolejnej warstwie 20-40 cm, w każdym miejscu pomiaru (dopływ, środek i odpływ).



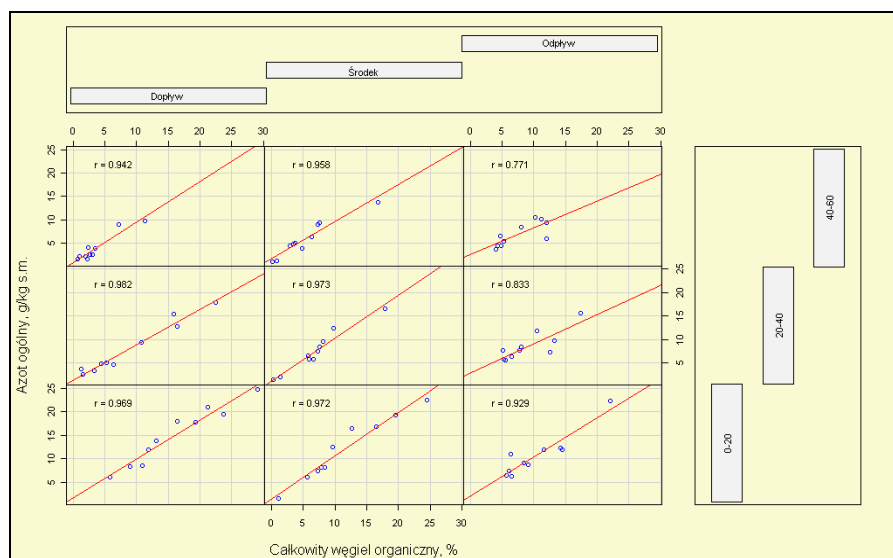
Rys. 2. Wykresy 95% przedziałów ufności dla różnic w średnich poziomach zawartości azotu ogólnego (D – dopływ, Ś – środek, O – odpływ)

Fig. 2. Charts 95% confidence intervals for the differences in average levels of total nitrogen content (D – inflow, Ś – middle, O – outflow)

W analizie próbek złoza hydrofitowego badano również zależność między azotem ogólnym a m.in. ilością w złożu substancji organicznej, całkowitego węgla organicznego oraz fosforu ogólnego. W celu ilościowej oceny siły zależności wyznaczono dla każdej pary zmiennych współczynniki korelacji. Wcześniej na podstawie testu Shapiro-Wilka wykazano brak zgodności każdej zmiennej z rozkładem normalnym dla $\alpha = 0,01$. W związku z tym w analizie współzależności wyznaczono współczynnik korelacji Spearmana (r_s) oraz wartość p z testu korelacyjnego rang Spearmana. Przeprowadzone analizy wykazały najsilniejszą dodatnią korelację monotoniczną między azotem ogólnym a substancją organiczną ($r_s=0,949$, $p<2,2\cdot10^{-16}$) oraz całkowitym węglem organicznym ($r_s=0,948$, $p<2,2\cdot10^{-16}$). W ścisłym związku monotonicznym była również zawartość azotu ogólnego i fosforu ogólnego w złożu oczyszczalni. Zależność ta została potwierdzona współczynnikiem korelacji wynoszącym $r_s = 0,80$ i $p<2,2\cdot10^{-16}$.



3. Proste regresji dla par zmiennych w złożu
 Fig. 3. Sample regression line for pairs of variables in the soil



Rys. 4. Zależność między zawartością azotu ogólnego a węgla organicznego na poszczególnych głębokościach złoza z uwzględnieniem miejsca poboru próbki

Fig. 4. The relationship between the content of total nitrogen and organic carbon at different depths of the soil, taking into account sampling

Dodatkowo z wykresów korelacyjnych dla par zmiennych (rys. 3) można postulować ich liniową zależność. Z równania prostej regresji (najmniejszych kwadratów) wnioskujemy, że wzrost zawartości węgla organicznego w złożu o 1%, spowoduje wzrost ilości azotu ogólnego średnio o 0,84 g/kg s.m. (współczynnik determinacji modelu $R^2=0,92$). Natomiast wyższego wzrostu azotu w złożu, średnio o 2,928 g/kg s.m., można oczekiwać przy wzroście w złożu zawartości fosforu ogólnego o jeden gram z kg suchej masy (przy współczynniku determinacji $R^2=0,71$).

Wykonano również oceny współzależności między zawartością azotu a całkowitym węglem organicznym z uwzględnieniem zarówno miejsca, jak i głębokości poboru tych próbek w złożu. Wyniki analizy przedstawione zostały na rysunku 4, wraz z wyznaczonymi współczynnikami korelacji Pearsona (r). Przeprowadzone analizy korelacyjne pomiędzy azotem ogólnym w złożu a całkowitym węglem organicznym wykazały bardzo silne zależności liniowe na wszystkich poziomach głębokości w początkowej i środkowej części poletka oraz w warstwie powierzchniowej na końcu oczyszczalni. Natomiast na głębokościach 20-40 cm i 40-60 cm zależności te były słabsze.

WNIOSKI

Z przeprowadzonych badań można sformułować następujące wnioski końcowe:

- Powierzchniowa warstwa gruntu oczyszczalni hydrofitowej do 20 cm głębokości charakteryzuje się największą kumulacją azotu ogólnego,
- Zawartość azotu w złożu maleje wraz ze wzrostem głębokości,
- Penetracja azotu w głąb poletka wzrasta w kierunku odpływu ścieków z oczyszczalni,
- Analiza wariancji wykazała, że na zawartość azotu ogólnego w pobranych próbkach gruntu bardzo znaczący wpływ miała głębokość ich pobierania.

LITERATURA

1. KOWALIK P., OBARSKA-PEMPKOWIAK H., GAJEWSKA M., *Usuwanie związków azotowych w oczyszczalniach hydrofitowych w Polsce*, VII Ogólnopolskie Seminarium nt. Eksploatacja Oczyszczalni Ścieków, Sielcia k/Kielc, 1997
2. SCHLEGEL H., *Mikrobiologia ogólna*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 2004
3. KLIMIUK E., ŁEBKOWSKA M., *Biotechnologia w ochronie środowiska*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 2008
4. SADECKA Z., *Podstawy biologicznego oczyszczania ścieków*, Wydawnictwo Seidel Przywecki Sp. z o.o., Warszawa, 2010
5. RANDALL C., BARNARD J., STENSEL D., *Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal*, Technomic Publishing Co.Inc. 5, Lancaster-Basel, 1992
6. BERNACKA J., KURBIEL J., PAWŁOWSKA L., *Usuwanie związków biogennych ze ścieków miejskich, podstawy teoretyczne, stan badań, zastosowania w kraju*, Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa, 1992
7. KUBIK-DOBOSZ G., KŁOBUS G., BURZYŃSKI M., *Praktikum z Fizjologii roślin. Gospodarka azotowa, fosforowa i wpływ metali ciężkich*, Wydawnictwo Uniwersytetu Wrocławskiego, 1994
8. KORONACKI J., MIELNICZUK J., *Statystyka dla studentów kierunków technicznych i przyrodniczych*, Wydawnictwo Naukowo-Techniczne, Warszawa, 2001.

Badania prowadzono przy wsparciu finansowym Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego w ramach realizacji projektu badawczego promotorskiego nr N N523 558538.

STATISTICAL ANALYSIS OF TOTAL NITROGEN IN THE SOIL OF CONSTRUCTED WETLAND IN MAŁYSZYN

S u m m a r y

Removal of nitrogen from constructed wetlands depends on many physico-chemical and biochemical conditions, deposit and environmental factors. The paper contains the results of statistical analysis the accumulation of total nitrogen in the soil. The results of the research have indicated that the highest content of nitrogen was observed in the surface layer of the soil at a depth of up to 20 cm. The content of total nitrogen has dropped with the penetration depth and towards the sewage flow from the constructed wetland.

Key words: wastewater treatment, constructed wetlands

JAKUB KOSTECKI*, EWELINA OWOC*

SIECI PRZESYŁOWE W KRAJOBRAZIE MIEJSKIM

Streszczenie

Funkcjonowanie obszarów miejskich w świetle warunków życia mieszkańców nie może odbywać się bez zdobyczy cywilizacyjnych takich jak bieżąca woda czy energia elektryczna. W artykule przedstawiono warunki funkcjonowania sieci przesyłowych w krajobrazie miejskim z uwzględnieniem ładunku przestrzennego.

Słowa kluczowe: infrastruktura przesyłowa, krajobraz miejski, gazociągi, wodociągi, kanalizacja, energia elektryczna

WSTĘP

Początki infrastruktury przesyłowej sięgają czasów starożytnych – przytoczyć można chociażby akwedukty na greckiej wyspie Samos (VI wiek p.n.e.), czy rzymski Aqua Appia (312 r. p.n.e.). Wraz z rozwojem cywilizacji rosła również rola sieci przesyłowych, których celem jest zaspokajanie potrzeb większych skupisk ludności. Obecnie trudno jest sobie wyobrazić świat bez sprawnie działającej infrastruktury technicznej. Liczba ludności na świecie stale się zwiększa, założyć więc należy, że również planistyka sieci przesyłowych będzie odgrywała coraz ważniejszą rolę w sprawnym funkcjonowaniu obszarów zurbanizowanych.

Projektując sieci nie należy kierować się tylko względami technicznym – w obszarach miejskich coraz większą wagę przykładania się do zrównoważonego zagospodarowania przestrzeni, unika się elementów psujących harmonię krajobrazu. Dodatkowo, wartość estetyczną niektórych terenów podnosi się poprzez projektowanie elementów zieleni lub małej architektury – elementy te mają za zadanie częstokroć neutralizować mikroklimat zaburzony nadmiernym hałasem, zbyt gęstą zabudową czy też plantacją kabli. Wizje projektantów terenów zie-

* Zakład Ochrony i Rekultywacji Gruntów, Instytut Inżynierii Środowiska Uniwersytetu Zielonogórskiego

* studentka inżynierii środowiska WILiŚ, UZ

leni – w tym lokalizacja roślin oraz obiektów małej architektury, w głównej mierze uzależnione są od przebiegu sieci przesyłowych.

SIECI PRZESYŁOWE

Sieci przesyłowe ze względu na prowadzone medium można podzielić na 4 grupy: sieci przesyłujące wodę czystą (sieci wodociągowe), sieci przesyłujące ścieki (sieci kanalizacyjne) sieci przesyłujące wodę ciepłą (ciepłociągi) oraz sieci przesyłujące gaz (gazociągi).

Lokalizacja przewodów sieciowych (oprócz gazociągów) jest uzależniona przede wszystkim od temperatury powietrza, która nastręcza pewnych trudności w okresie zimowym – spadając poniżej 0 °C. Z technicznego punktu widzenia dobrym rozwiązaniem tego problemu jest lokalizacja sieci pod powierzchnią ziemi, której skład granulometryczny, struktura i tekstura gruntu a także przykrycie roślinnością czy warstwą śniegu mogą stanowić strefę ochronną, zabezpieczając grunt przed dogłębnym przemarzaniem, a więc chroniąc rurociągi [Szymański 2007].

Polska podzielona jest na cztery strefy z odpowiednio ustalonymi głębokościami przemarzania gruntu (h_z). Szczegółowy przebieg granic poszczególnych stref [PN-81/B-03020] przedstawiono na rys. 1.

Projekt może być realizowany 2 dostępnymi technologiami – bezwykopową lub wykopową. Ze względu na koszty i logistykę na terenach niezabudowanych prawie zawsze stosuje się technologię wykopową, która z kolei nie pozostaje obojętna dla profilu glebowego. Zastosowanie tej technologii może prowadzić do mechanicznych przekształceń gleby, odcięcia warstwy wierzchniej od podglebia i skały macierzystej oraz zmniejszenie odporności na przesuszanie [Grenert 2000, 2003]. Wszystko oczywiście zależy od staranności wykonywanych prac oraz od wielkości samego wykopu.

Przyjmuje się, że dla sieci wodociągowych i kanalizacyjnych szerokość wykopu powinna być sumą średnicy zewnętrznej rurociągu oraz dwukrotnej odległości od krawędzi rury do ściany wykopu. Typowe wartości odległości do ściany wykopu (b_s) zestawiono w tabeli 1.

Uwzględniając niebezpieczeństwo zamarznięcia prowadzonej przez sieci cieczy [PN-EN-805:2002], głębokość wykopu zaleca się wykonać poniżej strefy przemarzania gruntu lub należy zapewnić odpowiednią metodę ochronną. Przyjmuje się za minimalne przykrycie rur wodociągowych głębokość przemarzania gruntu (odpowiednio dla strefy) powiększoną o 40 cm [PN-B/10725:1997], natomiast w przypadku sieci kanalizacyjnych głębokość przemarzania zwiększa się o 20 cm [PN-92/B-10735].



Rys. 1. Strefy przemarzania gruntu na terenie Polski

Fig. 1. Freezing zones in Poland

Tab. 1. Charakterystyczne wartości bs [PN-ENV 1046:2007]

Tab. 1. Characteristic values of bs [PN-ENV 1046:2007]

Średnica nominalna DN	bs; mm
DN ≤ 300	200
300 < DN ≤ 900	300
900 < DN ≤ 1600	400
1600 < DN ≤ 2400	600
2400 < DN ≤ 3000	900

Sieci wodociągowe powinny być również wyposażone w hydranty (zewnątrzne: podziemne lub nadziemne oraz wewnętrzne – w budynkach), które na obszarach miejskich powinny znajdować się w odległości do 150 m od siebie, do 15 m do krawędzi drogi [Dz.U. 2009 nr 124 poz. 1030]. Standardowa wielkość hydrantów to 1 – 1,5, dodatkowo, przy hydrancie należy przewidzieć sta-

nowisko czerpania wody umożliwiające swobodny dostęp do niego. Takie wymogi znacznie uszczuplają możliwość zagospodarowania przestrzeni i ograniczają możliwość zastosowania roślin właściwie do traw.

Przebieg sieci gazowych uzależniony jest od stopnia zurbanizowania danego obszaru. Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Gospodarki [Dz.U. 2001 nr 97 poz. 1055] wyróżnia się strefę pierwszą (tereny mieszkaniowe z rozwiniętą infrastrukturą oraz tereny górnicze) oraz strefę drugą (pozostałe obszary). Sieci gazowe muszą być wyposażone w armaturę zaporową i upustową, montowaną nie rzadziej niż co 10-20 km (adekwatnie dla strefy 1 i 2).

Gazociągi mogą być lokowane zarówno w gruncie, jak i ponad nim, jednak na czas eksploatacji wymagane jest pozostawienie strefy buforowej (kontrolowana) pod nadzorem operatora sieci. Wielkość stref kontrolowanych w zależności od średnicy gazociągów zestawiono w tabeli 2.

Tab. 2. Szerokość stref kontrolowanych dla różnych typów gazociągów [Dz.U. 2001 nr 97 poz. 1055]

Tab. 2. Width-controlled zones for different types of gas pipelines [Dz.U. 2001 nr 97 poz. 1055]

Średnica nominalna DN	Szerokość strefy kontrolowanej; m
Gazociągi podwyższonego średniego i wysokiego ciśnienia	
DN ≤ 150	4
150 < DN ≤ 300	6
300 < DN ≤ 500	8
> 500	12
Gazociągi średniego i niskiego ciśnienia	
-	1

Istnienie stref kontrolowanych, istotne z punktu widzenia funkcjonowania sieci, znacznie ogranicza możliwości zagospodarowania terenu w pobliżu gazociągów – uszczuplając je do możliwości założenia parkingu nad siecią. Należy zwrócić jednak uwagę na fakt, że topografia sieci gazowej często jest tożsama z rozkładem dróg i ulic w mieście, a przewody znajdują się pod pasami zieleni bądź pod chodnikami [Bąkowski 1996].

Sieci ciepłownicze wykonywane są obecnie z rur preizolowanych, a okres ich trwałości (zależny od temperatury czynnika) szacowany jest na ok. 30 lat. Cechą charakterystyczną tego typu rurociągów jest stosunkowo płytkie posadowienie (tab. 3), przy czym odległość między powierzchnią terenu a górną krawędzią rurociągu nie powinna być mniejsza niż 40 cm [Alstom ... 2002; Heatpex 2011]. Takie rozwiązanie, uzasadnione technicznie i ekonomicznie, wydaje się być również korzystne z ekologicznego punktu widzenia – mniejsze przykrycie rurociągu to również płytszy wykop, a więc nie dochodzi do znacznej ingerencji w profil glebowy.

Tab. 3. Zalecane wymiary wykopu dla rur preizolowanych [Alstom... 2002]

Tab. 3. Recommended dimensions of trench for preinsulated pipes [Alstom... 2002]

Średnica zewnętrzna; mm	Głębokość wykopu; m	Szerokość wykopu; m
90 – 125	0,65	0,70
140	0,60	0,75
160	0,70	0,80
200	0,75	0,90
225	0,75	1,00
250	0,80	1,10
315	0,90	1,20
355	1,00	1,30
400	1,00	1,40
450	1,00	1,50
500	1,10	1,60
520	1,10	1,70
560	1,20	1,80
630	1,30	2,00
710	1,40	2,20
780	1,50	2,40

Sieci ciepłownicze z rur preizolowanych mogą być prowadzone również na powierzchni terenu – oddziaływanie na profil glebowy jest wtedy znikome, należy jednak mieć na uwadze fakt, że ma to niekorzystny wpływ na walory krajobrazu miejskiego.

INFRASTRUKTURA ELEKTRO-ENERGETYCZNA

Infrastruktura elektro-energetyczna obejmuje dwa typy sieci: kable energetyczne (układane w ziemi) oraz napowietrzne linie elektroenergetyczne.

W przypadku podziemnej infrastruktury energetycznej zarówno głębokość posadowienia, jak i szerokość wykopu ujęta jest w przepisach prawnych [N-SEP-E/004]. Przyjmuje się, że szerokość wykopu powinna być większa niż średnica kabla plus 5 cm z obu stron krawędzi kabla, natomiast głębokość ułożenia zależna jest od napięcia znamionowego i zagospodarowania terenu, co przedstawiono w tabeli 4.

Kable ułożone pod jezdnią narażone są na naprężenia mechaniczne, dlatego powinny być prowadzone w osłonach. Zaleca się jednak ich układanie w odległości min. 50 cm od ulic. Zalecenie uzasadnione z technicznego punktu widzenia wpływa po raz kolejny na szanse zagospodarowania pasów zieleni rozdzielających chodniki czy dorgi rowerowe od ulic i ogranicza możliwości zastosowania krzewów i drzew.

Tab. 4. Głębokość ułożenia kabli energetycznych w ziemi [N-SEP-E/004]

Tab. 4. Depth of power cables in the ground [N-SEP-E/004]

Napięcie znamionowe; kV	Zagospodarowanie terenu	Zagłębienie; m
≥ 30	-	1,0
≤ 30	użytki rolne	0,9
1 – 30	poza użytkami rolnymi	0,8
≤ 1	poza użytkami rolnymi	0,7
≤ 1	pod: chodnikami, drogi rowerowe; przeznaczone do oświetlenia: znaków i lamp ulicznych, sygnalizacji, reklam itp.	0,5

Nieco inne przeszkody są powodowane przez napowietrzne linie elektroenergetyczne, których lokalizacja uzależniona jest od rodzaju przewodu, napięcia znamionowego oraz rodzaju drogi przez którą przebiegają. Szczegółowe odległości zestawiono w tabeli 5 i 6.

Tab. 5. Odległość przewodów [m] w zależności od napięcia znamionowego i rodzaju drogi [N-SEP-E/004]

Tab. 5. Distance [m] between cables and roads depending on the voltage and type of road [N-SEP-E/004]

Napięcie znamionowe; kV	Droga krajowa	Droga wojewódzka, powiatowa, miejska, gminna	Droga wewnętrzna
≤ 1	6,0	6,0	4,5
1 – 30	6,0	6,0	5,0

Tab. 6. Odległość przewodów [m] w zależności od rodzaju przewodu i rodzaju drogi [N-SEP-E/004]

Tab. 6. Distance [m] between cables and roads depending on the type of cables and type of road [N-SEP-E/004]

Typ drogi	Rodzaj przewodu	
	uziemiony	nieuziemiony
≤ 1 kV		
krajowa, wojewódzka, lokalna, miejska, gminna, zakładowa	6,0	5,5
wewnętrzna	5,0	4,5
aleja dla pieszych	4,0	3,5
<1 kV		
krajowa, wojewódzka, lokalna, miejska, gminna	5,5	7+U/150*
zakładowa, wewnętrzna	4,5	7+ U/150*
polna	4,5	5+ U/150*

*U- napięcie znamionowe linii w kV

Sieci energetyczne nadziemne w sposób istotny wpływają na krajobraz miejski. Sieci te przebiegają na ogół równolegle do ciągów komunikacyjnych lub linii zabudowy. Lokalizacja słupów w pasach zieleni w pobliżu dróg i ciągów pieszych skutecznie ogranicza zastosowanie zieleni wysokiej – odległość przewodów od pni i konarów powinna wynosić wg N-SEP-E/003 min. 0,5 m w linii z przewodami pełnoizolowanymi oraz min. 1,0 m w linii z przewodami niepełnoizolowanymi.

INFRASTRUKTURA TELEINFORMATYCZNA

Transmisja informacji odbywać się może na drodze przewodowej lub bezprzewodowej. Nadajniki sieci bezprzewodowej są na ogół wkomponowane w architekturę miejską – w celu uniknięcia zakłóceń i pokrycia zasięgiem jak największego obszaru są one montowane na dachach wysokich budynków. Sieci przewodowe mogą być prowadzone jako infrastruktura nadziemna, jednak obecnie coraz powszechniej stosowana jest infrastruktura podziemna realizowana w postaci kanalizacji kablowej [ZN-96/TPSA-004, ZN-96/TPSA-011, ZN-96/TPSA-012].

Parametry wykopu w przypadku kanalizacji kablowej są, podobnie jak w przypadku infrastruktury przesyłowej, zależne od wielkości i ilości rur. Niezależnie od tego, głębokość liczona od powierzchni terenu do górnej powierzchni kanalizacji powinna wynosić co najmniej:

- dla kanalizacji magistralnej 0,7 m,
- dla kanalizacji rozdzielczej 2 – otworowej 0,6 m,
- dla kanalizacji rozdzielczej 1 – otworowej 0,5 m [ZN-96/TPSA-011, ZN-96/TPSA-012].

TERENY ZIELENI W MIEŚCIE

Zieleń w miastach może przybierać różne formy – od zieleni w donicach, pasy rozdzielające ulice, po skwery czy parki. Zieleń w donicach nie jest zależna od przebiegu sieci, natomiast wielkopowierzchniowe obszary zieleni rządzą się swoimi prawami i nie są na ogół zakłucane przez przebieg infrastruktury. Najbardziej zależną od sieci formą zieleni w miastach są na ogół pasy zieleni rozdzielające jezdnie i ciągi piesze oraz nieduże zieleńce.

Przepisy i zalecenia związane z lokalizowaniem infrastruktury przesyłowej w obszarach zurbanizowanych wpływają w znaczący sposób na krajobraz miejski. Zarówno sieci realizowane w układzie podziemnym, jak i te realizowane w układzie nadziemnym, w znacznym stopniu ograniczają ilość roślin możli-

wych do zastosowania w warunkach miejskich, a przynajmniej wpływają na przestrzenne ich rozmieszczenie.

Wielu autorów [Kubiak i Księżniak 2005; Borowski i Latocha 2006; Bassuk i in. 2009; Bojarczu i Rachwał 2009] zwraca uwagę na fakt, że rośliny stosowane w warunkach miejskich powinny cechować się m.in.:

- szybkim wzrostem,
- odpornością na zanieczyszczenia środowiska (głównie powietrza i gleby),
- odpornością na szkodniki i choroby,
- wysoką zdolnością do regeneracji,
- walorami dekoracyjnymi.

Biorąc pod uwagę fakt, że drzewa posiadają dużą bryłę korzeniową, na małe powierzchnie zielenców i pasów rozdzielających odpowiednie wydaje się zastosowanie drzew o niedużych, smukłych koronach, krzewów oraz bylin. Autorzy prezentują różne, czasem zupełnie odmienne spisy roślin polecanych na obszary miejskie o utrudnionej ekologii. Można stwierdzić, że jako szczególnie polecane do krajobrazu miejskiego są przede wszystkim różne gatunki klonów, kasztanowców, wiśni, głogu, jesiona, jabłoni, robinii, jarzębu, lipy, świerki. Spośród krzewów polecane są m.in.: berberysy, karagany, derenie, irgi, ligustry, jaśminowce, pęcherznice, tawuły, śnieguleczki, tamaryszki czy cisy. Szczegółowe zestawienie drzew i krzewów przeznaczonych do obsadzenia wąskich ulic i niewielkich skwerów w trudnych warunkach siedliskowych przedstawiono w tabeli 7.

Tab. 7. Drzewa i krzewy polecane do obsadzenia wąskich ulic i niewielkich skwerów w trudnych warunkach siedliskowych [na podstawie: Lenard i Wolski 2006; Bojarczuk i Rachwał 2009, Łukaszewicz 2011]

Tab. 7. Trees and shrubs recommended to narrow streets and small squares in the harsh habitat [based on: Lenard and Wolski 2006; Bojarczuk and Rachwał 2009, Łukaszewicz 2011]

Drzewa		Krzewy	
Liściaste	Iglaste	Liściaste	Iglaste
<i>Acer: campestre, platanoides, tataricum</i>	<i>Abies concolor</i>	<i>Amelanchier lamarckii</i>	<i>Juniperus chinensis</i>
<i>Aesculus: carnea, hippocastanum</i>	<i>Larix: decidua, marschlinsii</i>	<i>Amorpha fruticosa</i>	<i>Pinus mugo</i>
<i>Ailanthus altissima</i> *	<i>Picea: abies, omorika, pungens</i>	<i>Berberis: ottawensis, thunbergii</i>	<i>Taxus: baccata, media</i>
<i>Celtis occidentalis</i>	<i>Pinus: nigra, strobus</i>	<i>Caragana: arborescens, frutex</i>	
<i>Cerasus: hillieri, serrulata</i>	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	<i>Chaenomeles superba</i>	
<i>Corylus colurna</i>	<i>Thuja</i>	<i>Colutea arborescens</i>	

	<i>occidentalis</i>		
<i>Crataegus: crus-galli, intricata, lavalleyi, leavigata, media, macracantha, monogyana, persimilis, punctata</i>	<i>Tsuga canadensis</i>	<i>Cornus: alba, mas</i>	
<i>Elaeagnus angustifolia</i>		<i>Cosinus coggygria</i>	
<i>Fraxinus excelsior</i>		<i>Cotoneaster: bullatus, lucidus, divaricatus</i>	
<i>Ginkgo biloba</i>		<i>Forsythia intermedia</i>	
<i>Malus: baccata, hartwigii, purpurea</i>		<i>Hippophaë rhamnoides</i>	
<i>Morus alba</i>		<i>Kolkwitzia amabilis</i>	
<i>Platanus hispanica</i>		<i>Ligustrum vulgare</i>	
<i>Populus nigra</i>		<i>Lonicera xylosteum</i>	
<i>Prunus eminens</i>		<i>Lycium barbarum, halimifolium</i>	
<i>Pyrus: calleryana, communis, elaeagnifolia</i>		<i>Philadelphus sp.</i>	
<i>Quercus: petraea, robur</i>		<i>Physocarpus opulifolius</i>	
<i>Robinia pseudoacacia</i> *		<i>Potentilla fruticosa</i>	
<i>Sophora japonica</i>		<i>Prunus: spinosa, tenella</i>	
<i>Sorbus: aria, aucuparia, intermedia</i>		<i>Ptelea trifoliata</i>	
<i>Tilia: tomentosa, varsaviensis</i>		<i>Rhus typhina</i>	
<i>Ulmus: hollandica, laevis, pumila, turkestanica</i>		<i>Ribes alpinum</i>	
		<i>Rosa rugosa</i>	
		<i>Salix purpurea</i>	
		<i>Sambucus nigra</i>	
		<i>Spiraea: arguta, cinerea, japonica, vanhouttei</i>	
		<i>Symphoricarpos: chenaultii, doorenbosii, orbiculatus</i>	
		<i>Tamarix: tetradia, ramosissima</i>	
		<i>Viburnum lantana</i>	

* - gatunki inwazyjne

Zastosowanie poszczególnych gatunków powinno być poprzedzone wizją lokalną i pełną inwentaryzacją infrastruktury technicznej. Wynika to z faktu, że część roślin wykazująca znaczną odporność na niekorzystne zmiany środowiskowe (np. *Populus nigra*, *Quercus sp.*, *Ulmus sp.*) dorastać może do znacznych rozmiarów, znacznie utrudniając funkcje estetyczne. Niejednokrotnie drzewa poddawane są zabiegom „pielęgnacyjnym” w późnym okresie życia, co prowadzi jedynie do ich oszpecenia, a w niektórych przypadkach nawet do ich obumarcia.

PODSUMOWANIE

Projektowanie infrastruktury przesyłowej nastrocza wiele trudności, zwłaszcza w obszarach zurbanizowanych, w których często dochodzi do kolizji pomiędzy różnymi sieciami. Dodatkowo pod uwagę należy brać minimalne odległości od granicy zabudowy, przebiegu ulic, odległości pomiędzy różnymi typami infrastruktury, a także ograniczenia w lokalizacji m.in. studzienek w pasach drogowych z uwagi na znaczne obciążenia. Częstokroć zastosowanie najprostszyc rozwiązań, z punktu widzenia projektanta, powoduje oszpecenie krajobrazu miejskiego, w którym i tak dochodzi do łączenia różnych stylów i wpływów, co odbywa się kosztem ład przestrzennego.

Należy dążyć, aby już na etapie projektowania przebiegu różnych sieci uwzględniane były potrzeby mieszkańców i estetyka obszarów miejskich. Niezbędna kontrola powinna być prowadzona na etapie realizacji inwestycji. Właśnie w tym momencie popełnianych jest wiele błędów [Szczecińska, 2009], co na ogół kończyć się może zaburzeniem harmonii planistycznej.

Trudno jest wymagać od projektantów infrastruktury fachowej znajomości licznych form i odmian roślin wraz z ich wymaganiami siedliskowymi. Nie da się jednak ukryć, że to właśnie oni częściowo determinują wygląd pasów przydrożnych czy małych skwerów. Obszary miejskie będą się nadal powiększały stwarzając nadzieję na uporządkowanie przestrzeni, jednocześnie grożąc jej totalnym zaburzeniem. W tym celu należy wypracować nić współpracy pomiędzy osobami odpowiedzialnymi za projekty techniczne oraz przestrzenne i krajobrazowe.

Autor jest stypendystą w ramach Poddziałania 8.2.2 „Regionalne Strategie Innowacji”, Działania 8.2 „Transfer wiedzy”, Priorytetu VIII „Regionalne Kadry Gospodarki” Programu Operacyjnego Kapitał Ludzki współfinansowanego ze środków Europejskiego Funduszu Społecznego Unii Europejskiej i z budżetu państwa

LITERATURA

1. ALSTOM POWER FLOWSYSTEMS: *Poradnik techniczny systemu rur preizolowanych*. Wydanie VIII.11.2002
2. BASSUK N., CURTIS D.F., MARRANCA B.Z., NEAL B.: *Recommended urban trees: Site assessment and tree Selection for stress tolerance*, Urban Horticulture Institute, New York, 2009
3. BĄKOWSKI, K [red.]: *Gazyfikacja: gazociągi, stacje redukcyjne, instalacje i urządzenia gazowe*. WNT, Warszawa, 1996
4. BOJARCZUK T., RACHWAŁ L.: *Drzewa i krzewy w mieście*, [w] DROZDEK M.E. (red.): *Zieleń miast i wsi. Współczesna i zabytkowa*, tom 1, Prymasowskie Wydawnictwo Gaudentinum, Gniezno, 2009
5. BOROWSKI J., LATOCHA P.: *Dobór drzew i krzewów do warunków przyulicznych Warszawy i miast centralnej Polski*, Rocznik dendrologiczny, vol. 54, s. 83–93, 2006
6. DZ.U. 2001 NR 97 POZ. 1055 *Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 30 lipca 2001 r. w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać sieci gazowe*
7. Dz.U. 2009 nr 124 poz. 1030 *Rozporządzenie Ministra Spraw Wewnętrznych i Administracji z dnia 24 lipca 2009 r. w sprawie przeciwpożarowego zaopatrzenia w wodę oraz dróg pożarowych*
8. GREINERT, A.: *Ochrona i rekultywacja terenów zurbanizowanych*. WPZ, Zielona Góra, 2000
9. GREINERT, A.: *Studia nad glebami obszaru zurbanizowanego Zielonej Góry*. OFUZ, Zielona Góra, 2003
10. HEATPEX: *System elastycznych rur preizolowanych. Instrukcja projektowania i montażu*, dokument elektroniczny
http://www.heatpex.pl/en_katalogi.php?file=Poradnik_rury_preizolowane.pdf, dostęp 11.08.2011
11. KUBIAK J., KSIEŻNIAK A.: *Przyrodnicze uwarunkowania zadrzewień na obszarach zurbanizowanych*, Teka Kom. Arch. Urb. Stud. Krajobr. OL PAN, s. 168-176, 2005
12. LENARD E., WOLSKI K.: 2006: *Dobór drzew i krzewów w kształtowaniu terenów zieleni*, WAR, Wrocław
13. ŁUKASZEWICZ S.: *Drzewa i krzewy polecane do obsadzeń ulicznych w miastach (ze szczególnym uwzględnieniem środkowozachodniej Polski)*, [w] DROZDEK M.E. (red.): *Rośliny do zadań specjalnych*, Wydawnictwo PWSZ w Sulechowie, Sulechów, 2011
14. N-SEP-E/003: *Elektroenergetyczne linie napowietrzne*. Projektowanie i budowa
15. N-SEP-E/004: *Elektroenergetyczne i sygnalizacyjne linie kablowe*. Projektowanie i budowa

16. PN-81/B-03020: *Grunty budowlane. Posadowienie bezpośrednie budowli. Obliczenia statyczne i projektowe*
17. PN-92/B-10735 *Kanalizacja Przewody kanalizacyjne Wymagania i badania przy odbiorze*
18. PN-B/10725:1997 *Wodociągi Przewody zewnętrzne Wymagania i badania*
19. PN-EN/805:2002: *Zaopatrzenie w wodę. Wymagania dotyczące systemów zewnętrznych i ich części składowych*
20. PN-ENV/1046:2007: *Systemy przewodów rurowych z tworzyw sztucznych. Systemy poza konstrukcjami budynków do przesyłania wody lub ścieków. Praktyka instalowania pod ziemią i nad ziemią*
21. SZCZECIŃSKA A.: *Błędy w projektowaniu i zagospodarowaniu terenów zieleni miejskiej*, [w] DROZDEK M.E. (red.): *Zieleń miast i wsi. Współczesna i zabytkowa*, tom 1, Prymasowskie Wydawnictwo Gaudentium, Gniezno, 2009
22. SZYMAŃSKI A.: *Mechanika gruntów*. Wyd. SGGW w Warszawie, 2007
23. ZN-96/TPSA-004 *Telekomunikacyjne linie kablowe. Zbliżenia i skrzyżowania z innymi urządzeniami uzbrojenia terenowego. Wymagania i badania*
24. ZN-96/TPSA-011 *Telekomunikacyjne linie kablowe. Telekomunikacyjna kanalizacja kablowa. Ogólne wymagania techniczne*
25. ZN-96/TPSA-012 *Kanalizacja pierwotna. Wymagania i badania*

HARD INFRASTRUCTURE IN URBAN LANDSCAPE

S u m m a r y

It's hard to imagine urban areas nowadays without such achievements of civilization as running water or electricity. In the article authors presents the conditions of the transmission network in the urban landscape in the light of spatial order.

Key words: hard infrastructure, urban landscape, gas pipelines, water supply systems, sewerage systems, utility wires

IRENEUSZ NOWOGOŃSKI, ŁUKASZ BARTOS^{*}

**WPŁYW CZASOPRZESTRZENNEJ ZMIENNOŚCI OPADU
NA ODPIY KANALIZACJĄ OGÓLNOSPŁAWNĄ
NA PRZYKŁADZIE MIASTA NOWA SÓL**

Streszczenie

W artykule przedstawione zostały zagadnienia związane ze zjawiskiem opad-odpływ. Jako dodatkowe czynniki wpływające na wyniki symulacji zostały wskazane: prędkość i kierunek przemieszczania się opadu w stosunku do zlewni. Wyniki uzyskane dla zlewni rzeczywistych porównano z rezultatami symulacji w zlewniach modelowych. Obliczenia wykonano przy użyciu programu Epa SWMM 5.0.

Słowa kluczowe: kanalizacja deszczowa, modele symulacyjne

WSTĘP

We współczesnej praktyce inżynierskiej konieczne jest wykorzystywanie nowoczesnych metod obliczeniowych uwzględniających zmienność opadu w czasie dla zlewni o znacznej powierzchni. Wykorzystanie oprogramowania umożliwiającego uwzględnienie wspomnianych zjawisk pozwala przybliżyć uzyskiwane wyniki symulacji do rzeczywistych zjawisk zachodzących w zlewni.

Zagadnienie wpływu zmienności odpływu przy uwzględnieniu czasoprzestrzennej zmienności opadu podejmowano w literaturze [Kowalska i in. 1998; Nowogoński, Banaś 2010], głównie dla układów bardzo uproszczonych. Za cel pracy postawiono potwierdzenie wpływu czasoprzestrzennej zmienności opadu na odpływ siecią kanalizacyjną dla układu rzeczywistego przy różnych prędkościach przemieszczania się opadu w stosunku do zlewni.

Wykorzystano wybrane fragmenty istniejącej kanalizacji ogólnospławnej w Nowej Soli w postaci czterech zlewni o różnym usytuowaniu w stosunku do kierunków świata oraz różniące się kształtem. Dane meteorologiczne uzyskano

^{*} Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska, Zakład Sieci i Instalacji Sanitarnych

ze stacji meteorologicznej w Zielonej Górze, miasta najbliższej położonego od Nowej Soli, gdzie pomiary deszczomierzowe są wykonywane.

MODEL HYDROLOGICZNY W PROGRAMIE SWMM

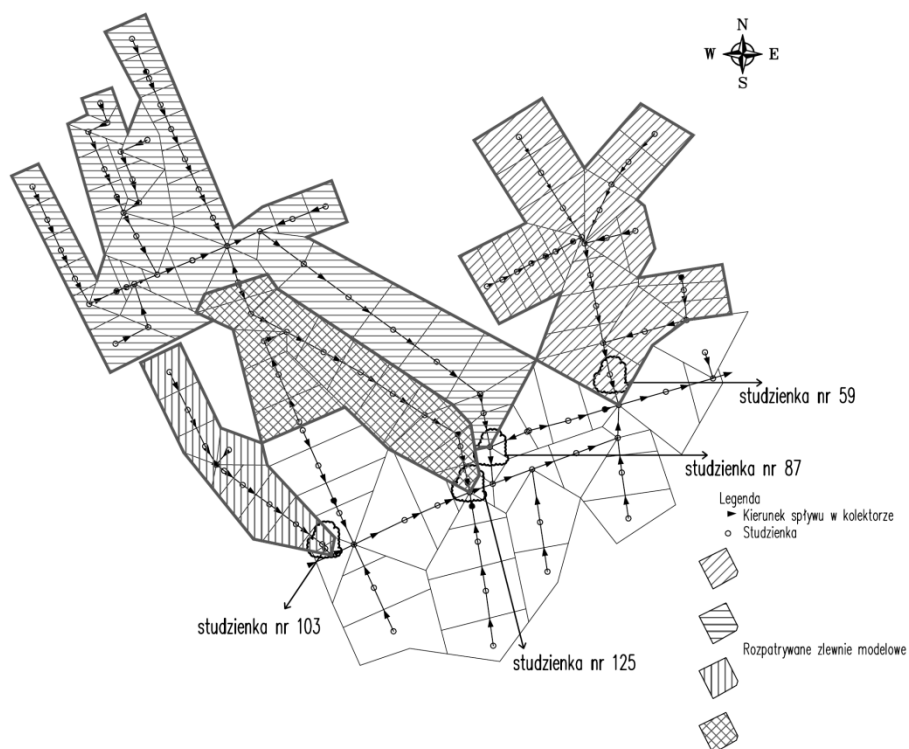
W programie SWMM przyjęto założenie, że model zlewni jest podzielny na dowolną ilość podzlewni o znanych parametrach hydrologicznych i znanym obszarze. Kształt zlewni jest bez znaczenia z uwagi na sytuację, że modelowanie zjawiska opad – odpływ odbywa się przy wykorzystaniu modelu zbiornika nieliniowego. Ważna jest znajomość parametrów hydrologicznych każdej zlewni. Spośród najważniejszych można wymienić: stopień uszczelnienia, szerokość pasa spływu wody, wielkość retencji terenowej, nachylenie w kierunku spływu wody, współczynnik szorstkości Manninga i charakterystyka gruntu pod względem szybkości infiltracji wody. Istnieje również możliwość zadeklarowania części zlewni uszczelnionej o zerowej retencji. W myśl tej sytuacji należy sobie wyobrazić, że powierzchnia jest idealnie gładka. Każda z podzlewni jest łączona z jednym węzłem sieci kanalizacyjnej lub do innej podzlewni umożliwiając odpływ z powierzchni do kanału lub dalszej powierzchni utworzonej w modelu.

Bilans wody z opadu i infiltracji zlewni nieuszczelnionych można modelować w każdym kroku czasowym wzorami Hortona, Greena-Ampt lub metodą SCS.

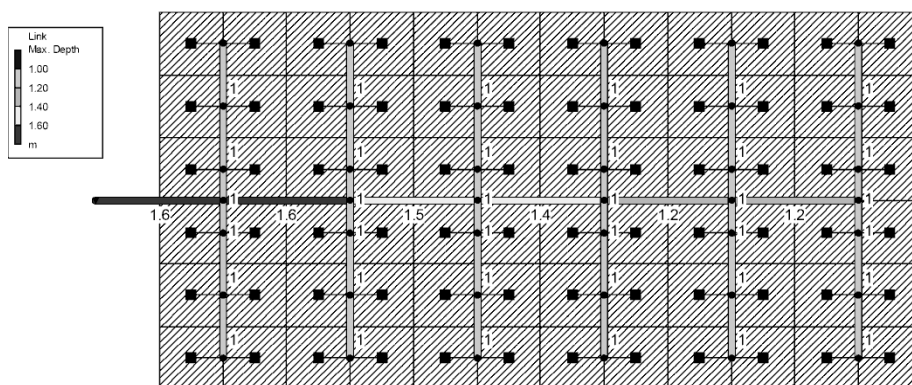
CHARAKTERYSTYKA ZLEWNI MODELOWYCH W NOWEJ SOLI

Do analizy wykorzystano cztery zlewnie miejskie zlokalizowane na terenie Nowej Soli (rysunek 1). Zlewnia studni nr 59 o powierzchni 7,88 ha o rozgałęzionej strukturze kanałów. Zlewnia studni nr 87 o powierzchni 11,93 ha o nieregularnej strukturze przechodzącej w długi odcinek prosty. Zlewnia studni nr 103 o powierzchni 2,38 ha o wydłużonym kształcie. Zlewnia studni nr 125 o powierzchni 4,54 ha o wydłużonym kształcie z jednym kanałem bocznym. Przyjęto odprowadzanie ścieków deszczowych tylko z ulic i placów uszczelnionych, stąd współczynnik spływu założono w wysokości 0,95.

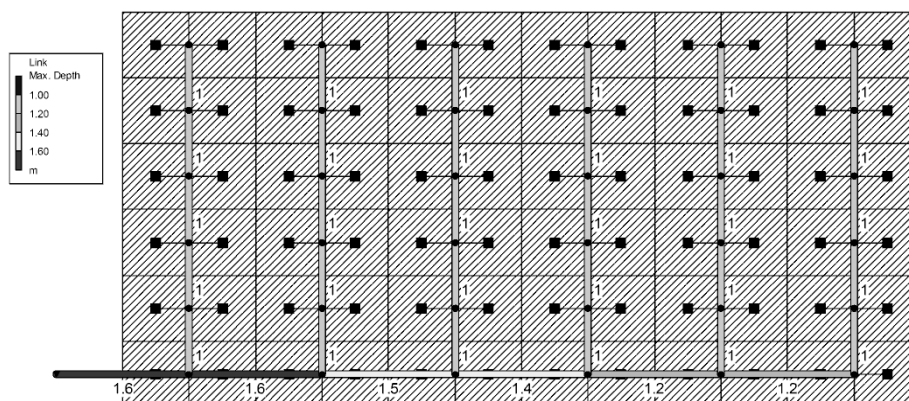
Uzyskane rezultaty skonfrontowano z wynikami analiz w zlewniach modelowych [Nowogoński, Banaś 2010] o powierzchni 288 ha, z podziałem na 72 zlewnie cząstkowe o powierzchni 4 ha każda. Zlewnie modelowe wyposażone zostały w symetryczny (rysunek 2) i asymetryczny (rysunek 3) układ zbieraczy.



Rys. 1. Lokalizacja analizowanych zlewni
Fig. 1. Analyzed catchments location



Rys. 2. Schemat zlewni modelowej II [Nowogoński, Banaś 2010]
Fig. 2. Theorertical catchment II [Nowogoński, Banaś 2010]



Rys. 3. Schemat zlewni modelowej III [Nowogoński, Banaś 2010]

Fig. 3. Theoretical catchment III [Nowogoński, Banaś 2010]

PARAMETRY DESZCZY

Analiza przeprowadzona została w oparciu o rezultaty o pomiary pluwiograficzne zarejestrowane na terenie Stacji Hydrologiczno-Meteorologicznej w Zielonej Górze. Wybrano 6 zjawisk atmosferycznych z okresu 1980-1988.

Tab. 1. Dane analizowanych opadów

Tab. 1. Analyzed rainfall data

Data opadu		23.07.81	19.05.82	22.05.82	16.07.82	11.08.84	27.05.86
Godzina rozpoczęcia zjawiska		15:10	12:20	13:00	19:00	23:20	22:20
Wysokość opadu [mm] po czasie [min]	+10	2,3	9	0,8	3	6,2	6,8
	+20	1,8	2,5	7,2	16	3,6	3,6
	+30	2,8	0,4	7	8,5	4	6,4
	+40	0,2	0,1	0,3	-	10,2	2,6
	+50	-	0,1	-	-	9,9	2
	+60	-	0,1	-	-	12,5	2,3
	+70	-	3,4	-	-	4	-
	+80	-	0,1	-	-	0,3	-
	+90	-	0,1	-	-	0,1	-
	+100	-	0,1	-	-	-	-
	+110	-	1,1	-	-	-	-
	+120	-	0,1	-	-	-	-
	+130	-	0,6	-	-	-	-

Zjawiska wybrano w oparciu o analizę archiwalnych danych pluwiograficznych wykonywana jest w ramach badań własnych pracowników Instytutu Inżynierii Środowiska.

Jednym z ważniejszych zagadnień jest wybór zakresu prędkości przemieszczania się opadu względem analizowanej zlewni. Przyjęto dla wszystkich zjawisk opadowych prędkości zbliżone do prędkości przemieszczania się frontów ciepłych, tzn. 8, 16 i 40 m/min. Dla opadów powodujących największe odpływy wód deszczowych analizę rozszerzono o prędkości którymi charakteryzują się fronty chłodne (240 i 400 m/min).

DYSKUSJA WYNIKÓW

Dla wszystkich wariantów obliczeniowych za warunki porównawcze przyjęto odpływ z opadu równomiernego, w którym opad rozpoczyna się o tej samej godzinie, jako zjawiska zbliżonego do klasycznej metody projektowania sieci kanalizacyjnej.

W przypadku najmniejszej prędkości przemieszczania się opadu nad zlewnią maksymalne odpływy ze zlewni były znacznie zmniejszone w stosunku do odpływu uzyskiwanego dla opadu równomiernego. Wpływ kierunku przemieszczania się opadu ma zauważalnie mniejsze znaczenie w stosunku do rezultatów uzyskiwanych w przypadku zlewni modelowej [Nowogoński, Banaś 2010].

W miarę wzrostu prędkości przemieszczania się „pola” opadu w stosunku do zlewni występuje zjawiska zmniejszania się różnic między wartościami w analizowanych warunkach i zjawisku porównawczym. Jedynie w zlewni węzła obliczeniowego nr 87 i częściowo w zlewni węzła 125 trend ten jest zdecydowanie zaburzony.

W przypadku zlewni węzła 59 i 87 zauważalny jest wzrost maksymalnego natężenia odpływu powyżej poziomu porównawczego wynikający z kumulowania się odpływu przy współprądowym kierunku przemieszczaniu się deszczu i odpływu kanałem. Zjawisko to ma również zauważalnie mniejsze znaczenie w stosunku do rezultatów uzyskiwanych w przypadku zlewni modelowej [Nowogoński, Banaś 2010].

Oczywistym jest, że proporcjonalnie do wysokości maksymalnego natężenia odpływu uzyskano rozciągnięcie lub zwężenie histogramu odpływu w czasie.

Porównując wykorzystane modele zlewni odpływ maksymalny powstający z opadu równomiernego zależał od schematu połączeń w sieci na danej zlewni. Najmniej przewidywalne rezultaty uzyskuje się dla zlewni wydłużonych lub mieszanych w których zlewnia zwarta przechodzi w zlewnię wydłużoną o małym obciążeniu. Przewidywalne rezultaty uzyskuje się dla zlewni zwartych o równomiernym rozkładzie kanałów bocznych.

Tab. 2. Maksymalne natężenia przepływu ścieków ze zlewni węzła 59

Tab. 2. Maximum flow rate of sewage – junction 59 catchment

Data	Prędkość „pola” opadu [m/min]	Maksymalne natężenie przepływu ścieków				Błąd określenia maksymalnego natężenia przepływu ścieków		
		N-S	W-E	E-W	J	N-S	W-E	E-W
1981. 07.23	8,0	5,87	4,98	5,43	5,93	1,01	16,02	8,43
	16,0	6,17	5,61	5,76		-4,05	5,40	2,87
	40,0	6,05	5,85	5,87		-2,02	1,35	1,01
1982. 05.19	8,0	18,8	17,45	17,47	20,62	8,83	15,37	15,28
	16,0	20,71	18,64	19,31		-0,44	9,60	6,35
	40,0	21	20,5	20,1		-1,84	0,58	2,52
1982. 05.22	8,0	30,85	24,99	29,23	37,09	16,82	32,62	21,19
	16,0	37	31,36	33,39		0,24	15,45	9,98
	40,0	30,39	35,72	35,94		18,06	3,69	3,10
1982. 07.16	8,0	82,72	70,73	73,88	85,82	3,61	17,58	13,91
	16,0	98,43	80,48	87,47		-14,69	6,22	-1,92
	40,0	101,18	78,91	93,52		-17,90	8,05	-8,97
	240,0	94,66	79,71	96,07		-10,30	7,12	-11,94
	400,0	93,22	79,89	96,6		-8,62	6,91	-12,56
1984. 08.11	8,0	142,25	147,7	146,36	158,4	10,20	6,76	7,60
	16,0	170,07	159,27	169,16		-7,37	-0,55	-6,79
	40,0	166,58	158,78	169,29		-5,16	-0,24	-6,87
	240,0	158,72	158,69	158,53		-0,20	-0,18	-0,08
	400,0	158,38	158,59	158,44		0,01	-0,12	-0,02
1986. 05.27	8,0	46,65	46,27	45,85	47,78	2,37	3,16	4,04
	16,0	48,44	46,69	47,57		-1,38	2,28	0,44
	40,0	48,64	45,1	48,12		-1,80	5,61	-0,71

Czas rozpoczęcia odpływu jest zależny od kierunku przemieszczania się opadu. Największe opóźnienie względem czasu rozpoczęcia opadu równomiernego na zlewnię uzyskano dla wariantu wschód-zachód dla zlewni węzłów 87 i 103 i kierunku zachód-wschód dla zlewni węzła 59. W przypadku zlewni węzła 125 nie jest możliwe wskazanie kierunku o największym opóźnieniu maksymalnego odpływu chociaż w przeważa kierunek wschód-zachód. W miarę wzrostu prędkości przemieszczania się „pola” opadu, różnice zdecydowanie maleją.

Tab. 3. Maksymalne natężenia przepływu ścieków ze zlewni węzła 87

Tab. 3. Maximum flow rate of sewage – junction 87 catchment

Data	Prędkość „pola” opadu [m/min]	Maksymalne natężenie przepływu ścieków				Błąd określenia maksymalnego natężenia przepływu ścieków		
		N-S	W-E	E-W	J	N-S	W-E	E-W
1981. 07.23	8,0	7,96	7,71	7,12	8,08	1,49	4,58	11,88
	16,0	8,26	8,59	7,52		-2,23	-6,31	6,93
	40,0	8,19	8,33	7,82		-1,36	-3,09	3,22
1982. 05.19	8,0	24,51	24,07	23,24	26,55	7,68	9,34	12,47
	16,0	24,02	26,30	24,00		9,53	0,94	9,60
	40,0	27,08	27,84	25,29		-2,00	-4,86	4,75
1982. 05.22	8,0	33,81	29,13	29,49	39,23	13,82	25,75	24,83
	16,0	40,32	40,75	33,24		-2,78	-3,87	15,27
	40,0	30,82	41,85	36,44		21,44	-6,68	7,11
1982. 07.16	8,0	64,61	64,17	55,28	68,34	5,46	6,10	19,11
	16,0	69,47	67,82	58,52		-1,65	0,76	14,37
	40,0	71,28	68,47	59,57		-4,30	-0,19	12,83
	240,0	69,19	68,06	63,55		-1,24	0,41	7,01
	400,0	68,53	68,12	63,83		-0,28	0,32	6,60
1984. 08.11	8,0	96,26	81,85	77,88	78,93	-21,96	-3,70	1,33
	16,0	97,63	89,82	80,67		-23,69	-13,80	-2,20
	40,0	96,34	90,42	80,29		-22,06	-14,56	-1,72
	240,0	78,32	78,77	79,27		0,77	0,20	-0,43
	400,0	78,65	79,08	79,29		0,35	-0,19	-0,46
1986. 05.27	8,0	54,90	51,83	48,39	55,15	0,45	6,02	12,26
	16,0	55,19	54,95	52,04		-0,07	0,36	5,64
	40,0	55,54	55,81	54,15		-0,71	-1,20	1,81

Wpływ zmiany prędkości przejścia opadu powodował zmianę w czasie rozpoczęcia odpływu. W miarę wzrostu prędkości histogram odpływu jest coraz bardziej zbliżony do histogramu porównawczego i odpowiednio czas rozpoczęcia odpływu dąży do wartości uzyskanej przy jednoczesnym pojawieniu się opadu we wszystkich zlewniach.

Podczas wzrostu prędkości przejścia opadu czasy trwania odpływu znacznie malały i dążyły do czasu odpływu dla opadu równomiernego.

Tab. 4. Maksymalne natężenia przepływu ścieków ze zlewni węzła 103

Tab. 4. Maximum flow rate of sewage – junction 103 catchment

Data	Prędkość „pola” opadu [m/min]	Maksymalne natężenie przepływu ścieków				Błąd określenia maksymalnego natężenia przepływu ścieków		
		N-S	W-E	E-W	J	N-S	W-E	E-W
1981. 07.23	8,0	1,69	1,71	1,41	1,65	-2,42	-3,64	14,55
	16,0	1,74	1,78	1,51		-5,45	-7,88	8,48
	40,0	1,69	1,69	1,59		-2,42	-2,42	3,64
1982. 05.19	8,0	6,06	6,16	5,31	6,3	3,81	2,22	15,71
	16,0	6,49	6,58	5,67		-3,02	-4,44	10,00
	40,0	6,47	6,51	6,02		-2,70	-3,33	4,44
1982. 05.22	8,0	10,38	10,57	9,18	11,85	12,41	10,80	22,53
	16,0	12,13	12,39	10,17		-2,36	-4,56	14,18
	40,0	12,37	12,48	11,04		-4,39	-5,32	6,84
1982. 07.16	8,0	28,67	29,73	24,1	34,08	15,87	12,76	29,28
	16,0	35,02	34,02	28,79		-2,76	0,18	15,52
	40,0	36,43	35,11	31,86		-6,90	-3,02	6,51
	240,0	35,45	34,33	35,38		-4,02	-0,73	-3,81
	400,0	35,36	33,92	35,77		-3,76	0,47	-4,96
1984. 08.11	8,0	48,38	52,73	53,37	61,09	20,81	13,68	12,64
	16,0	55,43	43,13	54,96		9,27	29,40	10,03
	40,0	59,27	59,6	58,47		2,98	2,44	4,29
	240,0	60,87	60,94	60,9		0,36	0,24	0,31
	400,0	61,11	61,11	61,21		-0,03	-0,03	-0,20
1986. 05.27	8,0	14,99	15	13,69	15,19	1,32	1,25	9,87
	16,0	15,4	15,52	14,51		-1,38	-2,17	4,48
	40,0	15,27	15,32	14,91		-0,53	-0,86	1,84

Analizowane rezultaty potwierdzają częściowo wyniki uzyskane przy użyciu modelu Alfa [Kowalska i in. 1998] i uzyskane dla zlewni modelowej. Jednak nie jest możliwe wskazanie tak jednoznacznych wniosków jak dla zlewni teoretycznych. Analiza zmienności napełnienia kanałów w profilu kolektora głównego, potwierdza wystąpienie kumulacji fali odpływu w kanałach. Miejsce wystąpienia zależy jednak od schematu połączeń kanałów zlokalizowanych na terenie zlewni. Przedstawione wyniki wskazują na konieczność przeprowadzenia analizy dla całej analizowanej zlewni, ponieważ analiza zlewni cząstkowych może dać rezultaty sprzeczne.

Tab.5. Maksymalne natężenia przepływu ścieków ze zlewni węzła 125

Tab. 5. Maximum flow rate of sewage – junction 125 catchment

Data	Prędkość „pola” opadu [m/min]	Maksymalne natężenie przepływu ścieków				Błąd określenia maksymalnego natężenia przepływu ścieków		
		N-S	W-E	E-W	J	N-S	W-E	E-W
1981. 07.23	8,0	3,21	3,29	2,73	3,22	0,31	-2,17	15,22
	16,0	3,28	3,46	2,94		-1,86	-7,45	8,70
	40,0	3,24	3,33	3,09		-0,62	-3,42	4,04
1982. 05.19	8,0	10,99	10,44	9,93	11,33	3,00	7,86	12,36
	16,0	11,65	11,29	9,93		-2,82	0,35	12,36
	40,0	11,5	11,96	10,7		-1,50	-5,56	5,56
1982. 05.22	8,0	17,28	16,66	13,43	18,65	7,35	10,67	27,99
	16,0	18,96	20,04	15,62		-1,66	-7,45	16,25
	40,0	13,94	19,99	17,24		25,25	-7,18	7,56
1982. 07.16	8,0	38,74	41,36	28,89	44,39	12,73	6,83	34,92
	16,0	44,39	41,24	34,99		0,00	7,10	21,18
	40,0	44,80	43,08	41,36		-0,92	2,95	6,83
	240,0	43,84	42,61	38,32		1,24	4,01	13,67
	400,0	43,68	42,24	38,15		1,60	4,84	14,06
1984. 08.11	8,0	58,65	56,2	48,54	56,4	-3,99	0,35	13,94
	16,0	57,62	52,84	52,95		-2,16	6,31	6,12
	40,0	58,45	55,79	53,06		-3,63	1,08	5,92
	240,0	56,78	55,17	53,48		-0,67	2,18	5,18
	400,0	56,69	56,59	55,54		-0,51	-0,34	1,52
1986. 05.27	8,0	26,70	27,21	23,29	26,78	0,30	-1,61	13,03
	16,0	26,89	27,24	26,33		-0,41	-1,72	1,68
	40,0	26,77	27,07	26,75		0,04	-1,08	0,11

PODSUMOWANIE I WNIOSKI

W rezultacie przeprowadzonych symulacji potwierdzono możliwość zwiększenia natężenia na odpływie dla określonych warunków w stosunku do zakładanego największego odpływu dla opadu równomiernego. Wzrost ten może wynosić nawet 22% odpływu porównawczego. Z uwagi na to, że zjawisko występuje głównie przy małych prędkościach przemieszczania się opadu w stosunku do zlewni można przyjąć, że związane jest z długotrwałymi opadami

o małym natężeniu. W przypadku opadów o znacznym natężeniu i wysokiej prędkości przemieszczania się (miarodajnych do projektowania kanalizacji) zjawisko to praktycznie nie występuje. Fakt wykazania zmiany natężenia na odpływie w zależności od prędkości i kierunku przemieszczania się opadu zasługuje na dalszą ocenę dla zlewni o powierzchni większej od 100 ha i wydłużonych w kierunku wschód-zachód.

Analizowane zlewnie miały zbyt małą powierzchnię, aby w sposób jednoznaczny potwierdzić wpływ kierunku i prędkości przemieszczania się opadu na prawidłowość założeń przyjętych do opracowania projektu kanalizacji deszczowej lub ogólnospławnej.

W miarę komplikowania układu odpływowego wykazane różnice zacierają się. Najmniej zauważalne są w przypadku zlewni jednorodnych o kształcie wpisanym w okrąg. Najbardziej nieprzewidywalne są zlewnie nieregularne, np. duże regularne zlewnie przechodzące w długie odcinki o małym obciążeniu i zlewnie wydłużone.

Na podstawie pracy można wyciągnąć następujące wnioski:

- na wielkość błędów obliczeń nie ma znaczącego wpływu prędkość przemieszczania się pola opadu lecz jego parametry,
- czas wystąpienia maksymalnego odpływu jest zależny od kierunku nadejścia i prędkości opadu,
- wraz ze wzrostem prędkości przemieszczania się opadu wielkość odpływów wzrasta,
- korzystniej jest projektować rozbudowane sieci kanalizacyjne a niżeli same proste długie odcinki,
- monitoring parametrów meteorologicznych powinien być prowadzony przed budową lub rozbudową i w czasie samej eksploatacji układu,
- problemem w uzyskaniu dokładnych wyników jest brak pomiarów kierunku i prędkości przemieszczania się opadów w stosunku do analizowanej zlewni,
- im więcej miejsc pomiarowych w miejscu deklarowanej zlewni modelowej tym większa dokładność w procesie kalibracji modelu,
- na podstawie badań przepływów ścieków łatwo ustalić rezerwy retencyjne sieci oraz wskazać miejsca zagrożone podtopieniem w czasie intensywnych deszczy,
- wdrażanie modeli obliczeniowych może posłużyć spółkom zajmującym się eksploatacją sieci oraz projektantom doprojektowującym kolejne przykanaliki,
- dane symulacyjne mogą stanowić podstawę informacji służących podczas przebudowy sieci i kierowaniu ścieków w sposób początkowo założony.

LITERATURA

1. GREINERT A.: *Ochrona i rekultywacja terenów zurbanizowanych*. Wyd. Politechniki Zielonogórskiej 2000
2. GREINERT H., DRAB M.: *Możliwość wykorzystania kory sosnowej w uprawie pomidorów szklarniowych*. Zeszyty Naukowe WSI w Zielonej Górze, Nr 74, 117-130, 1984
3. KOWALSKA W., PRYSTAJ A., WIECZYSTY A.: *Odływ kolektorem deszczowym przy czasoprzestrzennej zmienności opadu*, 1998, Wrocław, *Ochrona Środowiska* 2(69)/98, 3-6
4. NOWOGOŃSKI I.: *Zmienność opadu a kalibracja modelu symulacyjnego*. Wodociągi – kanalizacja, nr 11/2008, 44-47
5. NOWOGOŃSKI I.: *Odływ ze zlewni deszczowej przy uwzględnieniu czasoprzestrzennej zmienności opadu*. *Oczyszczanie ścieków i przeróbka osadów ściekowych*. Tom 2, Red. nauk. Z. Sadecka i in. Oficyna Wydaw. Uniwersytetu Zielonogórskiego, Zielona Góra, 15-24
6. EN 752-4:2001. *Zewnętrzne systemy kanalizacyjne – Obliczenia hydrauliczne i oddziaływanie na środowisko*
7. ROSSMAN L.A.: *Storm Water Management Model. User's Manual*. Version 5, Cincinnati, US EPA 2005

IMPACT OF SPACETIME VARIABILITY ON DRAINAGE VIA COMBINED SEWAGE SYSTEMS ON THE EXAMPLE OF THE TOWN OF NOWA SÓL

S u m m a r y

In the article have been presented issues related to the phenomenon of rainfall-runoff. As additional factors affecting the results of the simulation were identified: the speed and direction of movement of precipitation in the ratio of the catchment. The results obtained for the actual catchment area have been compared with the results of model simulations in the catchments. Calculations were performed using Epa SWMM 5.0.

Key words: storm water drainage, simulation models

MAGDA HUDAK*

**WYBRANE TURYSTYCZNE SZLAKI WODNE
A OBSZARY NATURA 2000 I INNE OBSZARY
CHRONIONE W WOJ. LUBUSKIM**

Streszczenie

Realizacja celów ochrony przyrody nie wyklucza inwestycji na obszarach chronionych, choć oczywiście nakłada na nie istotne ograniczenia. Wymaga takiego planowania i projektowania przedsięwzięć, które zapewni realizację inwestycji, przy minimalizacji niekorzystnego jej wpływu na środowisko. Podstawowymi problemami środowiskowymi, związanymi z realizacją obiektów związanych z turystycznymi szlakami wodnymi, będą straty przyrodnicze, towarzyszące w sposób nieunikniony budowie i rozbudowie obiektów infrastruktury turystycznej oraz wzrost uciążliwości akustycznych wynikających z eksploatacji szlaku wodnego w sezonie wiosenno-letnim. W niniejszej pracy przedstawiony został turystyczny szlak wodny na lubuskim odcinku Odry. Szczególną uwagę zwrócono na jego położenie oraz lokalizację przystani w stosunku do obszarów Natura 2000 oraz innych obszarów chronionych.

Słowa kluczowe: obszary Natura 2000, turystyka wodna, obszary chronione

WSTĘP

Według Krzymowskiej-Kostrowickiej [1999], przyroda stanowi „dobro główne” dla ponad 60% turystów, zaś „tło” – dla zaledwie 12,5%. Dlatego wypoczynek w lesie, a zwłaszcza nad wodą jest jedną z najbardziej popularnych form rekreacji w Polsce. Wypoczynek taki połączony z żeglowaniem staje się coraz bardziej powszechną formą spędzania urlopu.

Turystyka kwalifikowana czy też ekoturystyka ukierunkowana na poznawanie różnorodności krajobrazów oraz cech przyrody jest szansą na rozwój dla wielu regionów, a m.in. dla województwa lubuskiego. Parki krajobrazowe, ob-

* Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska, Zakład Hydrologii i Geologii Stosowanej

szary chronionego krajobrazu oraz rezerwaty przyrody, ze względu na szczególne walory przyrodnicze to miejsca, w których znajdować się powinny wzorcowe warunki aktywnego wypoczynku i realizacji zainteresowań. Ochrona nie wyklucza bowiem oglądania czy podziwiania. Można to robić, uprawiając m.in. turystykę kwalifikowaną, jaką jest turystyka wodna. Dla zapewnienia prawidłowego współistnienia ochrony i użytkowania walorów przyrodniczych należy jednak zadbać o prawidłowe postawy turystów i odpowiednie zasady zarządzania walorami przyrody, ale również – o rozbudowę systemu portów i przystani turystycznych niwelujących negatywny wpływ ruchu turystycznego i żeglugi na stan środowiska naturalnego.

LUBUSKI ODCINEK ODRY

Pod względem całkowitej długości Odra jest drugą (po Wiśle) rzeką Polski. Całkowita długość Odry wynosi 854,3 km i przepływa ona przez Czechy, Polskę a od ujścia Nysy Łużyckiej stanowi granicę między Polską i Niemcami przez 161,7 km długości swojego biegu. Jednak biorąc pod uwagę tylko jej część w granicach Polski można przyjąć, że jest trzecią rzeką pod względem długości - 742 km, po jej dopływie Warcie. Odra wypływa na wschodzie Czech, w Górach Oderskich, w Sudetach Wschodnich, a uchodzi do Roztoki Odrzańskiej, będącej zatoką Zalewu Szczecińskiego, w północno-zachodniej części Polski, przy północnej granicy miasta Police.

Kilometraż rzeki jest liczony umownie od ujścia rzeki Opawy; znajduje się ono w miejscowości Ostrawa, w odległości 92,4 km od źródeł i jest przyjmowane jako 0.0 km biegu rzeki. W pobliżu miejscowości Chałupki, na 20 km biegu rzeki Odra przekracza granicę czesko-polską [Kołodziejczyk 2002].

Odra od wieków miała ogromne znaczenie gospodarcze. Była źródłem taniej siły, która wprawiała w ruch stojące na rzece młyny wodne. Dostarczała także różnego rodzaju pożytków. Rzeką ta od wieków dostosowywana była do potrzeb żeglugowych - była ważną drogą wodną łączącą dorzecza Europy Zachodniej z dorzeczami Europy Wschodniej. Oprócz znaczenia gospodarczego, rzeka kształtowała osadnictwo, które przede wszystkim rozwijało się bujnie u ujścia jej dopływów. Przykładami mogą tu być takie miasta, jak Opole, Wrocław, Kostrzyn, Szczecin i Wolin. Odra była i jest również rzeką graniczną w aspekcie polityczno-gospodarczym. Określano ją jako granicę państw, jako granicę systemów gospodarczych, jako łącznik między wschodem a zachodem oraz między północą i południem Europy. Odra również miała i ma znaczenie geograficzne. Swym nurtem wtapia się jak klejnot w krajobraz ziem, przez które przepływa, często je przecinając lub tworząc granice dla krain geograficznych [Pyś 2006].

Rzeka Odra stanowi element istotnego europejskiego korytarza transportowego na osi północ-południe, łączącego Skandynawię i północne Włochy oraz Bałkany, przebiegającego przez Polskę, Czechy i Austrię. Odra jest najlepiej zagospodarowaną drogą wodną w Polsce, obsługującą 80% ładunków żeglugi śródlądowej w ruchu krajowym. Funkcja transportowa Odry wypełniana jest obecnie (z różnym natężeniem spowodowanym niezadowalającym stanem technicznym wielu jej odcinków) pomiędzy Szczecinem a Kędzierzynem-Koźle. Odrzańska Droga Wodna spełnia także ważną rolę na osi wschód-zachód, zapewniając poprzez kanały Odra-Hawela i Odra-Szprewa komunikację żegluga śródlądową między Górnym Śląskiem i Dolnym Śląskiem a Szczecinem, Niemcami (w tym aglomeracją Berlina) oraz krajami Beneluxu.

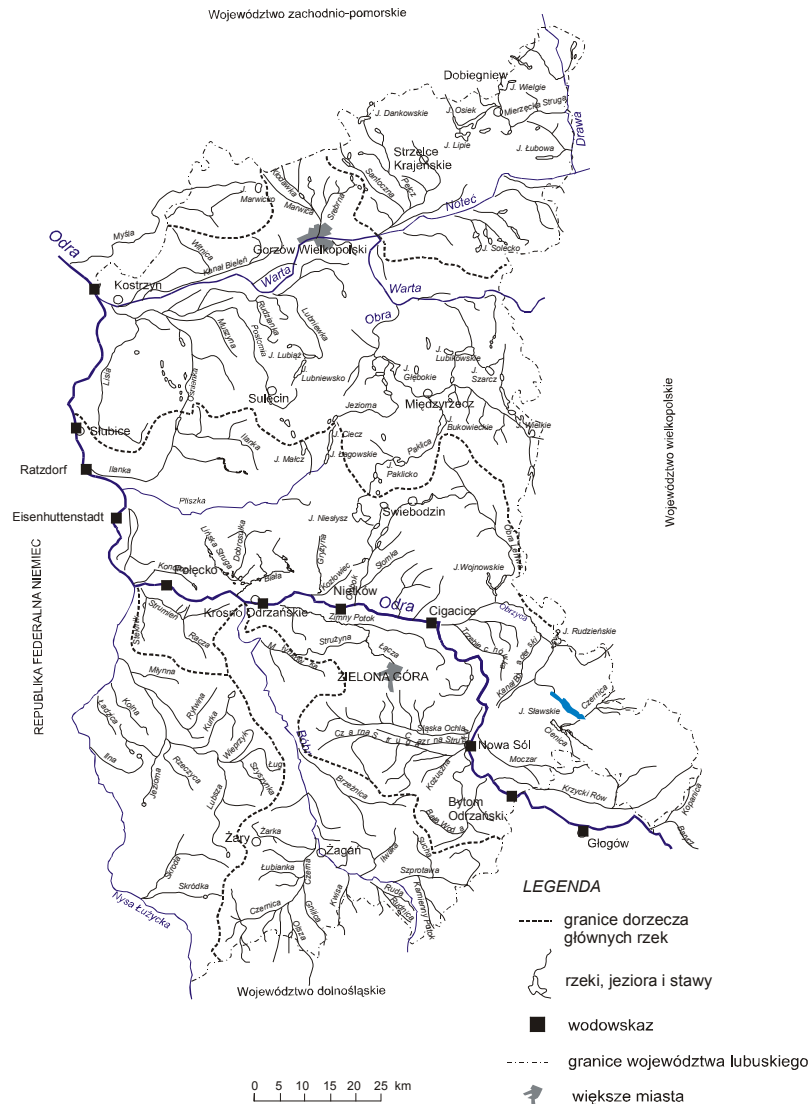
Dlatego też należy rozważyć turystyczne wykorzystanie tego szlaku wodnego. Spływy kajakowe to jedna z najciekawszych i najpopularniejszych form spędzania wolnego czasu. Oprócz aktywności fizycznej, podczas spływów kajakowych można cieszyć się pięknem przyrody, a także zabytkami znajdującymi się na wyznaczonych trasach.

Lubuski odcinek Odry ma długość 211 km, co stanowi blisko ¼ całkowitej długości rzeki. Na obszar województwa wkracza na 408 km biegu rzeki (rejon Bytomia Odrzańskiego), a opuszcza teren województwa na 620,0 km, w rejonie miejscowości Szumiłowo. Na lubuskim odcinku (rys. 1) Odra płynie uregulowanym korytem. Rzeka ma charakter rzeki nizinnej, związanej z umiarkowanymi warunkami klimatycznymi [Kołodziejczyk 2002].

Pierwszym portem na lewym brzegu lubuskiego odcinka Odry jest Bytom Odrzański, położony na 416,7 km rzeki. Znajduje się tutaj przystań dla statków pasażerskich o nośności poniżej 1.350 ton na kanale portowym oraz przystań jachtowa o długości 41 m i 8 stanowiskach cumowniczych, składająca się z 4 pontonów pływających o szerokości 2,4 m i długości 10 m każdy i 9 odnóg cumowniczych długości 5 m. Do obiektu doprowadzona jest energia elektryczna oraz woda. Na miejscu można też skorzystać z sanitariatów.

Płynąc dalej, na 421,9 km, mijamy wieś Siedlisko, z widocznymi na prawym brzegu ruinami renesansowego zamku. W tym miejscu przez rzekę przechodzi linia wysokiego napięcia. Na 427,0 km znajduje się przystań turystyczna w Starej Wsi.

Począwszy od Bytomia Odrzańskiego szlak wodny prowadzi przez tereny otoczone łąkami i lasami, gdzie spotkać można, m.in. gniazdującego orla bielika oraz liczne ptactwo wodne i leśne. Na tym odcinku, na 428,8 km, przepływamy pod mostem drogowym będącym częścią drogi nr 315 Nowa Sól-Wolsztyn.



Rys. 1. Lubuski odcinek Odry [Kołodziejczyk 2002]

Ryc.1. Oder river in the area of Lubuskie Province [Kołodziejczyk 2002]

Płynąc dalej docieramy do Nowej Soli, największego miasta położonego na omawianym szlaku, znajdującego się na 429 km rzeki. Tutaj zbudowano stanowiska postojowe dla statków pasażerskich o długości kadłuba od 30 do 83 m, szerokości do 9,5 m, zanurzeniu do 1,5 m i nośności do 800 ton. Znajduje się tutaj również marina, która została zlokalizowana tuż przy Przystani Kajakowej. Jej wyposażenie pozwala na kompleksową obsługę przyprawiających jednostek.

Obiekt został zbudowany na ruchomych pomostach pływających, umożliwiających bezpieczne cumowanie małych jednostek poruszających się po szlaku wodnym niezależnie od stanu Odry.

Pokonując kolejny odcinek Odry, do Cigacic, na 437,5 km przepływamy pod nisko zawieszonym mostem kolejowym (częściowo rozebrany), łączącym Nową Sól z Wolsztynem.

Na 450 km rzeki, we wsi Milsko, znajduje się przeprawa promowa, będąca fragmentem drogi krajowej nr 278 Zielona Góra - Kargowa.

Następna przeprawa mostowa, w ciągu drogi S3 Szczecin-Jakuszyce, znajduje się na 470,8 km. W jej pobliżu ma swoje ujście rzeka Obrzyca. Tam też zlokalizowane jest miejsce biwakowe.

Kolejnym dużym ośrodkiem na lubuskim odcinku Odry są Cigacice. Zbudowano tu nabrzeże o szerokości 5,5 m i długości 102 m z dalbami cumowniczymi, drabinkami i pacholkami. Można również korzystać z przystani turystycznej wyposażonej w pływający pomost, nabrzeże betonowe oraz slip z wyciągarką elektryczną. Do dyspozycji wodniaków jest pole namiotowe z przyłączem energetycznym oraz węzeł sanitarny. Wybudowano także drogę dojazdową i ciąg pieszo-rowerowy o szerokości 3 m i długości 460 m.

Na odcinku pomiędzy 477,8 km a 496 km rzeki miniemy kolejno:

- most kolejowy na trasie Czerwieńsk-Poznań,
- prom samochodowy w Pomorsku,
- prom samochodowy w Brodach,
- most kolejowy na trasie Czerwieńsk-Szczecin,
- linię wysokiego napięcia.

Płynąc dalej, na 514 km lewobrzeżnej Odry, możemy zawinąć do Krosna Odrzańskiego. Zlokalizowano tu przystań dla statków pasażerskich i turystycznych. Ta przystań jest zawieszona na pontonach. Przy nabrzeżu może cumować jeden statek pasażerski (do 80 m długości) oraz 12 łodzi sportowych.

Począwszy od 542 km, aż do 704,1 km, tzn. rozwidlenia na część wschodnią i zachodnią Odra jest rzeką graniczną Polski i Niemiec. Na 553,4 km, dzięki Kanałowi Odra-Szprewa, można skierować się w stronę Niemiec i kontynuować spływ po terytorium Niemiec. Kanał ten łączy Odrę koło miejscowości Eisenhüttenstadt z rzeką Dahme, która jest dopływem Sprewy.

W Świecku, na 580,0 km, brzegi rzeki łączy żelbetowy most drogowy w ciągu krajowej drogi ekspresowej A2. W jego pobliżu zlokalizowany został stalowy most kolejowy.

Pomiędzy wsiami Owczary i Górzycana (604 km), wprowadzono zakaz cumowania ze względu na przechodzący w tym miejscu podwodny kabel.

Na lewym brzegu Odry, na 610,4 km, znajduje się wejście do kanału Vorflut. Ma on swoje ujście około 5,5 km dalej. Kanał ten omija, po stronie niemieckiej, Stary Kostrzyn. Tutaj znajdują się dwie przeprawy mostowe: na 614,9 km jest to stalowy most drogowy, natomiast na 615,1 km – most kolejowy.

Na lubuskim odcinku rzeki Odry swoje ujścia znajdują liczne, średnie i małe rzeki:

- Rów Krzycki – 433 km rzeki (prawy brzeg),
- Czarna Struga – 434,2 km rzeki (lewy brzeg),
- Śląska Ochla – 442,7 km rzeki (lewy brzeg),
- Obrzyca – 469,4 km rzeki (prawy brzeg),
- Ołobok – 489,0 km rzeki (lewy brzeg),
- stare ujście Bobru – 514,5 km (lewy brzeg),
- Bóbr – 516,0 km rzeki (lewy brzeg),
- Nysa Łużycka – 542,4 km rzeki (lewy brzeg),
- Młynówka - 563,5 km rzeki (prawy brzeg),
- Pliszka – 566,9 km rzeki (prawy brzeg),
- Briskower See (stary kanał Odra-Szprewa) – 576,5 km rzeki (lewy brzeg),
- Ilanka – 578,7 km rzeki (prawy brzeg),
- Warta – 617,6 km rzeki (prawy brzeg).

OBSZARY NATURA 2000 I INNE OBSZARY CHRONIONE

Według ustawy o ochronie przyrody z 16 kwietnia 2004 roku (rozdz. 2, art. 6.1 – Dz. U. 2004 nr 92 poz.880) prawnymi formami ochrony przyrody w Polsce są:

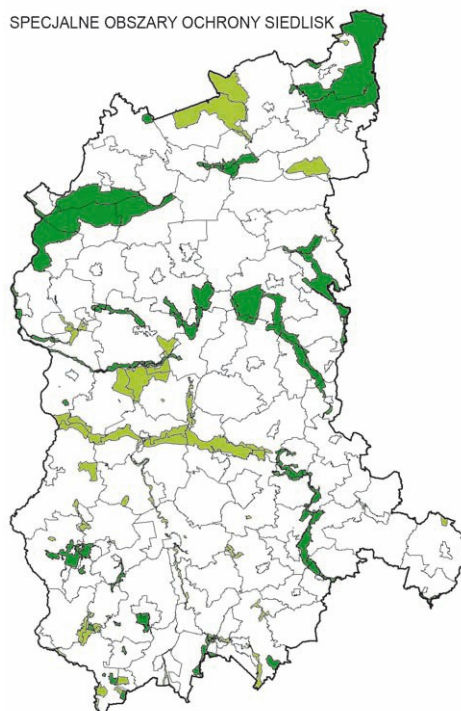
- parki narodowe,
- rezerваты przyrody,
- parki krajobrazowe,
- obszary chronionego krajobrazu,
- obszary Natura 2000,
- pomniki przyrody,
- stanowiska dokumentacyjne,
- użytki ekologiczne,
- zespoły przyrodniczo-krajobrazowe,
- ochrona gatunkowa roślin, zwierząt i grzybów.

Województwo lubuskie położone jest w zachodniej części Polski, na obszarze Środkowego Nadodrza. Jest ono najbardziej zalesionym województwem w kraju. Kompleksy leśne zajmują tu blisko 50% ogólnej powierzchni regionu. Ponadto na tym terenie, pomiędzy sosnowymi lasami, znajduje się ponad dwieście jezior. Najcenniejsze przyrodniczo tereny chronione są przez 25 rezerwatów, ok. 1000 pomników przyrody i 5 obszarów chronionego krajobrazu oraz dwa parki narodowe.

Obszary Natura 2000 przedstawione na rys. 2 to:

- specjalny obszar ochrony siedlisk (SOO) Nowosolska Dolina Odry (PLH080014),

- obszar specjalnej ochrony ptaków (OSO) Dolina Środkowej Odry (PLB080004),
- specjalny obszar ochrony siedlisk oraz specjalny obszar ochrony siedlisk (SOO+OSO) Ujście Warty (PLC080001).



Rys. 2. Obszary Natura 2000 zatwierdzone przez Komisję Europejską do dnia 12.12.2008 r. (ciemne) oraz obszary znajdujące się na tzw. Shadow List (jasne)
[WIOŚ Zielona Góra 2008]

Ryc. 2. Nature 2000 areas confirmed by European Committee 12.12.2008 (dark marked) and areas being on the Shadow Letter (light marked)
[WIOŚ Zielona Góra 2008]

Wzdłuż omawianego w tej pracy lubuskiego odcinka Odry znajdują się niżej wymienione formy ochrony przyrody:

Dolina Środkowej Odry znajduje się na terenie województw dolnośląskiego i lubuskiego. Obszar zajmuje fragment doliny Odry od Nowej Soli do ujścia Nysy Łużyckiej wraz z rejonem ujścia Obrzycy do Odry. Znaczna część obszaru jest zalewana podczas wysokich stanów wody w Odrze. Zachowane są tutaj liczne starorzecza, występują duże kompleksy wilgotnych łąk, a także zarośla

i lasy łęgowe. Wśród tych ostatnich najcenniejsze są fragmenty łęgów jesiono-wo-wiązowych (np. kompleks k. Krępy) i łęgów wierzbowych.

Nowosolska Dolina Odry jest to fragment doliny Odry, stanowiący tereny zalewowe, od rejonu miejscowości Dobrzejowice do mostu na drodze łączącej miejscowości Zabór i Bojadła. Obszar obejmuje typowo wykształcone płaty lasów i zarośli łęgowych, wciąż podlegających zalewom, oraz mozaikę szuwarów turzycowych, mozgowisk, wilgotnych łąk i zarośli wierzbowych.

Kargowskie Zakola Odry jest to obszar leżący pomiędzy Klenicą a Cigacicami, wąsko rozciągnięty wzdłuż doliny Odry, ujścia Obry oraz Zimnej Wody. Cechą wyróżniającą są duże obszary łągu olchowo-jesionowego (siedlisko priorytetowe dla Wspólnoty Europejskiej) leżące w kompleksie z fragmentami oleśu i łąk wilgotnych oraz duże obszary łąk zalewowych i zmienno-wilgotnych, z bogatą fauną i florą. Dodatkową zaletą jest fakt, iż prawie 35% ostoi zajmują bardzo dobrze wykształcone lasy łęgowe.

Gryżyński Park Krajobrazowy położony jest na terenie gmin: Bytnica, Krosno Odrzańskie, Czerwieńsk, Skąpe i Łagów, utworzony w kwietniu 1996 r. Znajduje się w środkowej części Ziemi Lubuskiej. Powierzchnia parku wynosi 2 755 ha, a otuliny 20 412,5 ha. Ochronie poddane zostały tereny połodowcowej rynny rzeki Gryżyna o znacznych walorach krajobrazowych i przyrodniczych, mało zmienione gospodarką człowieka. Znaczącą powierzchnię parku (86,6 %) stanowią lasy.

Krzesiński Park Krajobrazowy, położony na terenie gmin: Gubin, Cybinka i Maszewo, utworzony w lipcu 1998 r. Znajduje się on w zachodniej części województwa, w widłach rzek Odry i Nysy Łużyckiej. Zajmuje powierzchnię 8 546 ha i nie posiada otuliny. Ze względu na dolinny charakter dominują w nim tereny rolnicze, głównie użytki zielone.

Łęgi Słubickie to obszar leżący w pobliżu Słubic, składający się z dwóch części, położonych na północ i na południe od miasta; obejmuje tereny zalewowe Odry. W części północnej, w obrębie międzywala szerokiego w tym miejscu na ponad kilometr, znajdują się ekstensywnie użytkowane pastwiska i łąki o powierzchni około 200 ha, zaś część południowa zajęta jest przez lasy łęgowe. Łęgi na południe od miasta są jednymi z nielicznych w Polsce fragmentów lasów łęgowych wciąż podlegających regularnym zalewom. Na północ od Słubic, między Odrą a wałem przeciwpowodziowym zachowały się fragmenty regularnie zalewanych błoni nadrzecznych (mozaika szuwarów mozgowych, starorzeczy, kęp łągu wiązowego i wierzbowego), a za wałem - płaty silnie grądowiejących, lecz wciąż jeszcze cennych lasów liściastych o łęgowej genezie. Są tu jedyne, zachowane po polskiej stronie granicy, fragmenty łęgów wiązowo-jesionowych na całym odcinku doliny Odry, poniżej Słubic aż do ujścia rzeki.

Obszar Specjalnej Ochrony Ptaków „Ujście Warty” - stanowiący jednocześnie Park Narodowy oraz Park Krajobrazowy o tej samej nazwie – obejmuje terasę zalewową Warty, przy jej ujściu do Odry, Kostrzyński Zbiornik Reten-

cyjny i fragment doliny Odry. Obszar ten jest poprzecinany licznymi odnogami cieków, starorzeczami i kanałami. Na terenach zalewowych dominują okresowo zalewane łąki i pastwiska, szuwary, zarośla wierzb i łęgi wierzbowe.

Obszar obejmuje:

- Park Narodowy Ujście Warty,
- część Parku Krajobrazowego Ujście Warty,
- rezerwat przyrody Lemierzyce,
- rezerwat przyrody Pamięcin,
- rezerwat przyrody Dolina Postomii.
- fragment ostoi Ramsar-Słońsk.

Obszary Natura 2000 - tworzone od 2004 roku, zgodnie z prawem Unii Europejskiej (dyrektywą ptasią z 1979 roku i dyrektywą siedliskową z 1991 roku), a także nową polską Ustawą o ochronie przyrody z 2004 roku - w znacznej części pokrywają się z istniejącymi już w Polsce powierzchniami prawnie chronionymi. Ich zarządzanie, zagospodarowanie i użytkowanie wynika z ustaleń przyjętych w planach ochrony obowiązkowych dla wszystkich tych terenów [Staniewska-Zątek 2007].

Ponadto, płynąc lubuskim odcinkiem Odry znajdziemy się na obszarach chronionego krajobrazu takich jak:

- Nowosolska Dolina Odry,
- Dolina Ilanki,
- Krośnieńska Dolina Odry,
- Słubicka Dolina Odry.

PODSUMOWANIE

Podstawowymi problemami środowiskowymi, związanymi z realizacją obiektów związanych z turystycznymi szlakami wodnymi, są straty przyrodnicze, towarzyszące w sposób nieunikniony budowie i rozbudowie użytkowaniu obiektów infrastruktury turystycznej, w tym głównie wzrost uciążliwości akustycznych oraz zanieczyszczeń wody wynikających z eksploatacji szlaku wodnego w sezonie wiosenno-letnim.

Realizacja celów ochrony przyrody nie wyklucza jednak inwestycji na obszarach chronionych, choć oczywiście nakłada na nie istotne ograniczenia. Wymaga takiego planowania i projektowania przedsięwzięć, które zapewnią realizację inwestycji, przy minimalizacji niekorzystnego jej wpływu na środowisko [Kołodziejczyk, Hudak 2009].

Zasadniczym problemem ekologicznym, który winien być uwzględniony przy realizacji poszczególnych przedsięwzięć, jest zachowanie podstawowych wartości przyrodniczych na całym analizowanym obszarze, w tym jego różnorodności biologicznej. Szczególną wartość stanowią elementy przyrodnicze, dla

ochrony których utworzone zostały obszary Natura 2000 i rezerваты przyrody – siedliska priorytetowe oraz objęte ochroną gatunkową rośliny, zwierzęta i grzyby.

Dlatego też edukacja społeczeństwa i rzetelna informacja są podstawą do uzyskania akceptacji społecznej dla realizacji różnych celów związanych zarówno z gospodarką wodną, jak i z transportem, a żegluga śródlądowa jest elementem obu tych działów gospodarki narodowej [Jarzębińska 2006]. Realizacja tych założeń wymagać jednak będzie permanentnego podnoszenia świadomości ekologicznej społeczeństwa oraz zmiany modelu rekreacji i turystyki z konsumpcyjnego, na poznawczy, z poszanowaniem wartości przyrodniczych.

Należy podkreślić, że turystyka wodna (np. kajakarstwo) stanowi najmniej ingerujący w środowisko sposób zwiedzania terenów cennych przyrodniczo za pomocą szlaków naturalnych, nie zaś drogami sztucznie i trwale je przecinającymi. Natomiast rezygnacja z planowania powstania i budowy sieci portów i przystani wodnych, mogłaby spowodować dalszy, żywiołowy, niekontrolowany rozwój turystyki, ze szkodami, trudnymi do oszacowania, dla środowiska przyrodniczego oraz kulturowego.

LITERATURA

1. JARZĘBIŃSKA T. *Limitations of the Inland Navigation Development In Poland*. In-Water Project, raport (w jęz. polskim i angielskim), <http://inwaterproject.org>, 2006
2. KOŁODZIEJCZYK U.: *Geologiczno-inżynierskie badania wałów przeciwpowodziowych i ich podłoża jako metoda prognozy zagrożeń powodziowych na lubuskim odcinku Odry*. Oficyna Wydawnicza UZ. Zielona Góra, 2002
3. KOŁODZIEJCZYK U., HUDAK M.: *Analiza środowiskowa oddziaływania obiektów zawartych w „Koncepcji programowo-przestrzennej rewitalizacji śródlądowej drogi wodnej relacji wschód-zachód, obejmującej drogi wodne: Odra, Warta, Noteć, Kanał Bydgoski, Brda, Wisła, Nogat, Szkarpa oraz Zalew Wiślany (planowana na terenie Polski MDW E70)”*, Redan – Biuro Projektowo – Inżynierskie Sp. z o.o. w Szczecinie, Szczecin 2009
4. KRZYMOWSKA-KOSTROWICKA A.: *Geoekologia turystyki i wypoczynku. Wydanie drugie*. WN PWN SA, Warszawa, 1999
5. PYŚ J.: *Odrzańska Droga Wodna – europejskie dziedzictwo*. Prosto z pokładu, 2004-2006
6. STANIEWSKA-ZĄTEK W.: *Turystyka a przyroda i jej ochrona*. Bogucki Wyd. Nauk, Poznań, 2007

7. LEWICKI Z. (red.): *Stan środowiska w województwie lubuskim w latach 2004-2008*. WIOŚ w Zielonej Górze, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Zielona Góra – Gorzów Wlkp. 2009

THE CHOSEN WATERWAY AND THE NATURA 2000 AREAS AND THE ANOTHER AREAS OF CONSERVATION

S u m m a r y

The realization of aims protection nature does not exclude on protected areas investment, but it puts on essential limitations obviously. It requires planning and projecting undertakings which will assure the realization of investment near minimization unfavorable her influence on environment. The natural losses will be the basic environmental problems of touristic waterways. They accompany the building always and extension of objects of touristic infrastructure. Acoustic difficulties grow up in spring-summer season. The touristic waterways in present article were introduced on section of Oder. Particularly important the position of touristic route is as well as the location of harbor in relation to Natura 2000 areas as well as different protected areas.

Key words: waterway, inland waterway, Natura 2000 areas, areas of conservation



**UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI
INSTYTUT INŻYNIERII ŚRODOWISKA**

ZAPRASZA DO PODJĘCIA STUDIÓW

**NA KIERUNKU INŻYNIERIA ŚRODOWISKA
ZE SPECJALNOŚCIAMI: SYSTEMY OCHRONY ŚRODOWISKA,
URZĄDZENIA SANITARNE, ZAOPATRZENIE W WODĘ,
UNIESZKODLIWIANIE ŚCIEKÓW I ODPADÓW**

Studia pierwszego stopnia **inżynierskie** odbywają się w formie studiów stacjonarnych (3,5-letnie) i niestacjonarnych (4-letnie).

Studia drugiego stopnia **magisterskie** odbywają się w formie studiów stacjonarnych (1,5-letnie) i niestacjonarnych (2-letnie).

Studia trzeciego stopnia **doktoranckie** odbywają się w formie studiów stacjonarnych (4-letnie).

Informacje o kierunku i specjalnościach znajdziecie Państwo na stronie:

http://www.wils.uz.zgora.pl/oferta_dydaktyczna.html#dwa

Dziekanat WILiŚ (pok. 101 i 102, bud. A-8) czynny: wtorek, środa, czwartek, piątek - w godzinach 10-13, sobota (w czasie zjazdów WILiŚ): w godzinach 8-12, nieczynny – poniedziałek.

Informacje na temat rekrutacji:

<http://rekrutacja.uz.zgora.pl/index.php?akt>

Strona internetowa Wydziału Inżynierii Lądowej i Środowiska:

<http://www.wils.uz.zgora.pl/index.html>

Strona internetowa Instytutu Inżynierii Środowiska:

<http://www.iis.uz.zgora.pl/>



**UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI
INSTYTUT INŻYNIERII ŚRODOWISKA**

**ZAPRASZA
DO WSPÓŁPRACY**

Oferujemy wykonanie:

- ocen oddziaływania na środowisko i raportów środowiskowych, na rzecz opracowań środowiskowych i planistycznych;
- opracowań ekofizjograficznych na inne cele niż wyżej podane;
- projektów koncepcyjnych i wykonawczych rekultywacji terenów zdegradowanych;
- dokumentacji geologiczno-inżynierskich;
- operatów wodno-prawnych;
- badań właściwości wód powierzchniowych i podziemnych, w tym przeznaczonych do spożycia;
- badań ścieków komunalnych i przemysłowych, osadów ściekowych i odpadów;
- badań gleb i gruntów wraz z podaniem zaleceń uprawowych i rekultywacyjnych.