

**ZESZYTY NAUKOWE
UNIwersYTETU ZIELONOGÓRSKIEGO
NR 145**

INŻYNIERIA ŚRODOWISKA – 25

ZIELONA GÓRA • 2012

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 Maciejew-

ski; 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

Maria Mrówczyńska – Wpływ ustaleń miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego na tereny objęte planem.....	5
Ireneusz Nowogoński – Wpływ inwentaryzacji kształtu przekrojów kanałów na dokładność przepływomierza profilującego.....	16
Magdalena Czarna, Urszula Kołodziejczyk, Sylwia Litwinowicz – Analiza szybkości topnienia lodu pod wpływem środków chemicznych stosowanych w zimowym utrzymaniu dróg	26
Katarzyna Górka, Mikołaj Sikorski – Zmienność ładunków zawiesiny ogólnej w ściekach odprowadzanych kanalizacją deszczową na przykładzie wybranej zlewni.....	34
Anna Nowacka, Maria Włodarczyk-Makuła, Bartłomiej Macherzyński – Zmiany stężenia azotu amonowego i azotanowego podczas uzdatniania wody w zakładzie uzdatniania wody Goczałkowice	46
Agnieszka Turek, Maria Włodarczyk-Makuła – Usuwanie WWA (C13-C16) ze ścieków przemysłowych z wykorzystaniem ditlenku diwodoru.....	56
Ewa Zielewicz, Malwina Tytła – Wpływ charakterystyki komunalnych osadów ściekowych na efekty kofermentacji z serwatką	65
Julitta Gajewska, Klaudia Szewczuk, Wawrzyniec Pladys, Paweł Sysa – Wrażliwość drapieżnych bakterii z rodzaju <i>Bdellovibrio</i> i ich ofiar z rodziny <i>Enterobacteriaceae</i> na wybrane antybiotyki i środek dezynfekcyjny	76
Zofia Sadecka, Sylwia Myszograj, Aleksandra Sieciechowicz, Monika Suchowska-Kisielewicz, Janusz Waś, Tomasz Musiałowicz – Nowoczesna oczyszczalnia ścieków w gminie Łagów Lubuski - pierwsze miesiące eksploatacji.....	84

MARIA MRÓWCZYŃSKA*

**WPLYW USTALEŃ MIEJSCOWEGO PLANU
ZAGOSPODAROWANIA PRZESTRZENNEGO
NA TERENY OBJĘTE PLANEM**

Streszczenie

W artykule przedstawiono podstawowe pojęcia związane z uchwalaniem miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego oraz sytuację terenową i geologiczną na obszarze objętym planowaną zmianą miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego. Zmiany proponowane w planie miejscowym dotyczyły przeznaczenia nowych terenów pod budownictwo mieszkaniowe oraz pod budownictwo komunikacyjne i spotkały się z dużym sprzeciwem mieszkańców pobliskich osiedli. W pracy zostały przeanalizowane warunki gruntowo-wodne omawianego obszaru oraz możliwe niekorzystne oddziaływania ustaleń planu miejscowego na objęte nim tereny.

Słowa kluczowe: miejscowy plan zagospodarowania przestrzennego, grunty zaburzone glaciektogenicznie

MIEJSCOWY PLAN ZAGOSPODAROWANIA PRZESTRZENNEGO

Według Ustawy z dnia 23.03.2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym kształtowanie i prowadzenie polityki przestrzennej na terenie gminy, w tym uchwalanie miejscowych planów zagospodarowania przestrzennego należy do zadań własnych gminy. W miejscowym planie zagospodarowania przestrzennego następuje ustalenie przeznaczenia terenu, rozmieszczenie inwestycji celu publicznego oraz określenie sposobów zagospodarowania i warunków zabudowy terenu. Plan miejscowy powinien zawierać część tekstową i graficzną w skali 1:1000. W szczególnych przypadkach dopuszcza się stosowanie map w skalach 1:500 lub 1:2000, a dla terenów przeznaczonych do zalesienia lub wprowadzenia zakazu zabudowy skala opracowania graficznego może wynosić 1:5000. W planie miejscowym określa się obowiązkowo (między

* Uniwersytet Zielonogórski, Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska

innymi) przeznaczenie terenów oraz linie rozgraniczające tereny o różnym przeznaczeniu lub różnych zasadach zagospodarowania, zasady ochrony środowiska, przyrody i krajobrazu kulturowego oraz granice i sposoby zagospodarowania terenów lub obiektów podlegających ochronie, ustalonych na podstawie odrębnych przepisów, w tym terenów górniczych, a także obszarów szczególnego zagrożenia powodzią oraz obszarów osuwania się mas ziemnych.

W roku 2011 Urząd Miasta w Zielonej Górze podjął prace mające na celu uchwalenie miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego w rejonie ul. Władysława IV i ul. Niecałej w Zielonej Górze (rys. 1). Pierwsza wersja planu miejscowego została poddana korekcie i wprowadzono do niej uwagi wniesione do planu w odpowiednim trybie. Obecnie po wyłożeniu do publicznego wglądu jest druga wersja planu miejscowego, w której to w szczególności przyjrzymy się obszarowi położonemu na Osiedlu Braniborskim pomiędzy ulicami Władysława IV, Niecałą i Braniborską.

W związku z planowaną zmianą miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego na obszarze Osiedla Braniborskiego, należy zwrócić uwagę na możliwe skutki proponowanych zmian. Zmiany, które budzą największe kontrowersje dotyczą lokalizacji zabudowy mieszkaniowej wielorodzinnej (tereny oznaczone na rys. 1 jako MW4) oraz drogi łączącej istniejącą ulicę Braniborską i ulicę Podgórną, która według projektu ma przebiegać wzdłuż terenu zieleni urządzonej parkowej (rys. 1 – oznaczenia KDD2 i KDD4 oraz żółta przerywana linia pomiędzy KDD2 i KDD4).



Rys. 1. Fragment miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego w rejonie ul. Władysława IV i ul. Niecałej w Zielonej Górze

Fig. 1. Part of the local development project in the area Wladyslaw IV and Niecala street in Zielona Góra

OGÓLNA CHARAKTERYSTYK PODŁOŻA GRUNTOWEGO

Budowa geologiczna i warunki hydrogeologiczne na obszarze Zielonej Góry i terenów przyległych zostały wyznaczone na podstawie licznych wierceń geologiczno-badawczych do głębokości 100-300 m, wierceń geologiczno-inżynierskich oraz hydrogeologicznych. Wgląd w sposób ułożenia warstw geologicznych dają również odsłonięcia geologiczne powstałe w wyniku dawnej i współczesnej eksploatacji węgla brunatnego. Prowadzone badania pozwoliły na rozpoznanie skomplikowanej budowy geologicznej osadów kenozoicznych, która jest wynikiem zaburzeń glacictektonicznych wywołanych działaniem lądolodu.

Zielona Góra położona jest na paśmie wzniesień nazwanych Wałem Zielonogórskim, który jest spiętrzoną moreną czołową zlodowacenia bałtyckiego. Nacisk lądolodu spowodował zafałdowanie wcześniej osadzonych utworów do głębokości 180-240 m p.p.t. Fałdowania często były bardzo intensywne, co doprowadziło do przerywania ciągłości warstw i powstanie złuskania utworów, w których znajdują się pokłady węgla brunatnego. Charakterystyka zaburzeń glacictektonicznych opiera się na fragmentarycznych badaniach geologicznych związanych z rozpoznaniem podłoża gruntowego dla potrzeb budownictwa, z dokumentowaniem złóż surowców mineralnych, a także z ustaleniem zasobów wód podziemnych. Szczegółowa analiza budowy glacictektonicznej Zielonej Góry jest przedstawiona m.in. w pracach T. Bartkowskiego oraz I. Wróbla.

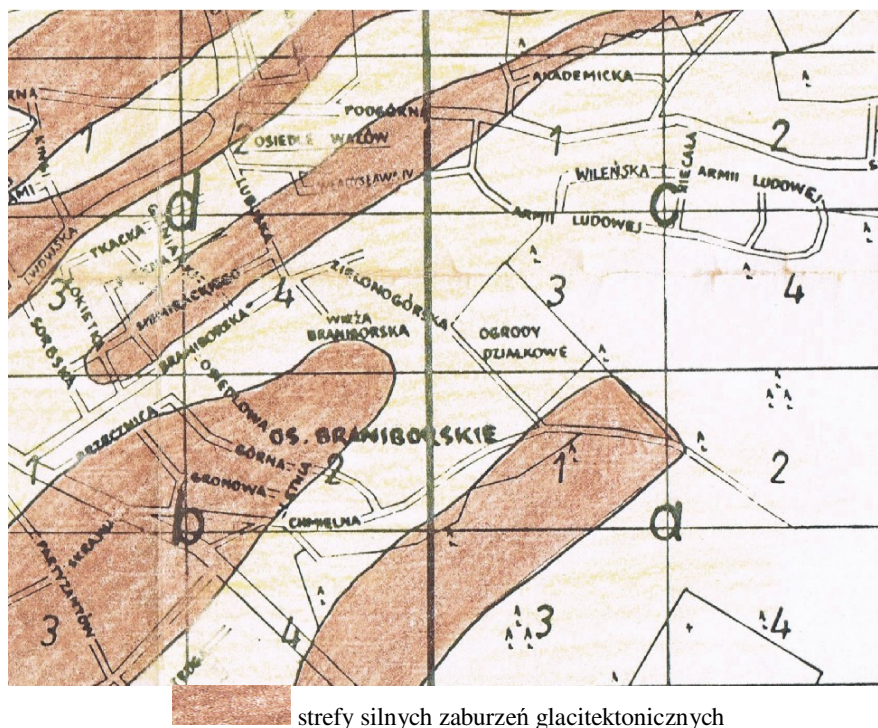
Procesy glacictektoniczne spowodowały istotne zmiany parametrów fizyczno-mechanicznych gruntów. Grunty znajdujące się w strefach zaburzeń glacictektonicznych powodują powstawanie następujących zjawisk [Kołodziejczyk 1989, Wróbel 1992]:

- nierównomierne osiadanie podłoża, a w konsekwencji pękanie i uszkodzenie budynków;
- zróżnicowanie warunków gruntowo-wodnych, nawet na bardzo krótkich odcinkach i możliwość zawilgocenia pewnych części budynku;
- wypłukiwanie gruntu przez wody podziemne (sufozja);
- zwiększenie wahań poziomu wody gruntowej w okresie intensywnego nasilenia opadów oraz suszy.

Na skutek zaburzeń glacictektonicznych w podłożu gruntowym występują skomplikowane struktury tektoniczne, takie jak: sfałdowania, zgniecenia, sprasowania, rozdarcia, kry glacictektoniczne i inne. Wszystkie te formy występują w obrębie nadrzędnych struktur glacictektonicznych, którym w obrębie Zielonej Góry są siodła, czyli wypiętrzenia antyklinalne oraz niecki przebiegające równolegle do siebie i do kierunku NE – SW.

WPLYW ZAŁOŻEŃ PLANU MIEJSCOWEGO NA TEREN

Na terenie Osiedla Braniborskiego objętego planem miejscowym, znajdują się strefy silnych zaburzeń glacitektonicznych (rys. 2). Szczególnie niebezpieczna sytuacja występuje w rejonie ulcy Władysława IV, gdzie występują strefy silnych zaburzeń glacitektonicznych połączone z bardzo skomplikowanym ukształtowaniem terenu, charakteryzującym się dużymi spadkami (rys. 3 i 4).



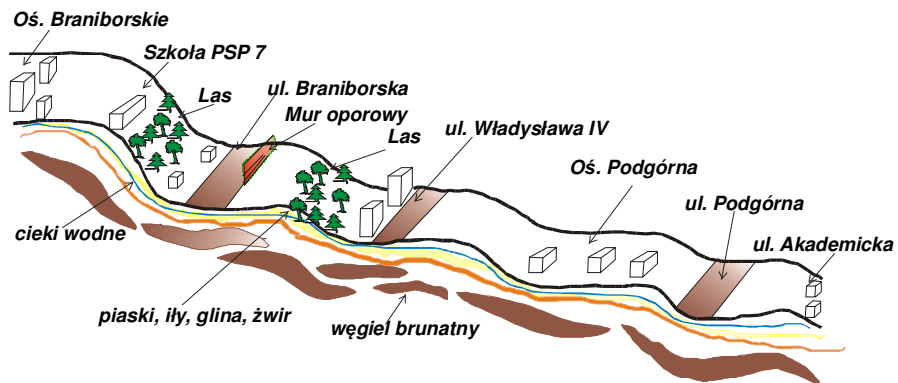
Rys. 2. Strefy zaburzeń glacitektonicznych na terenie Osiedla Braniborskiego
(na podstawie [Ekspertyza 1995])

Fig. 2. Glaciotectonic deformations zones in the Braniborskie settlements
(based on [Ekspertyza 1995])



Rys. 3. Fragment miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego wraz linią przekroju

Fig. 3. Part of the local development project with section line



Rys. 4. Przekrój terenu wzdłuż linii A-B

Fig. 4. Cross-section of land along the line A-B

Na przedstawianym terenie znajdują się również obszary, w których zostały zlokalizowane warstwy węgla brunatnego. Na podstawie prowadzonych badań geologicznych stwierdzono, że podłoże gruntowe pod wieżowcami położonymi przy ul. Władysława IV 12-20 zbudowane jest następujących warstw [Ekspertyza 2007]:

- powierzchniowo do głębokości około 5 m, poniżej poziomu posadowienia podłoże stanowią piaski średnie i żwiry oraz gliny piaszczyste i zawęglone;
- poniżej głębokości 5 m podłoże stanowią ropy, piaski pylaste oraz węgle brunatne o miąższości do 7 m.

Dla budynków położonych na węglach brunatnych bardzo ważne jest zachowanie stałej wilgotności. Zachwianie warunków wilgotnościowych w warstwach węgla brunatnego może spowodować wysuszenia węgla i zapadnięcia się jego struktury, co powoduje natychmiastowe zapadnięcie się fundamentów budynku.

Bardzo istotnym jest fakt, że w latach 70 i 80 ubiegłego wieku nastąpiły osiadania i odchylenia od pionu budynków przy ul. Władysława IV 12-20 i były prowadzone badania mające na celu określenie wielkości tych zmian [Ekspertyza 1977, 1980]. Uszkodzenia w tych budynkach wystąpiły w monolitycznych ścianach piwnic w postaci rys oraz w ścianach wyższych kondygnacji w postaci zarysowań na stykach połączeń prefabrykatów i w stropodachu. Uszkodzenia wystąpiły również kondygnacjach w żelbetowych, monolitycznych ryglach stężających [Ekspertyza 1995]. Same odchylenia od pionu narożników budynku wahały się w granicach kilkunastu centymetrów [Ekspertyza 1977, 1980]

Skutkiem przeprowadzonych badań i ekspertyz było wzmocnienie zbocza przy ul. Braniborskiej murem oporowy o wysokości około 5 m, znajdującym się obecnie na działce zabudowanej przy położonej przy ul. Braniborskiej 28 (rys. 4 i fot. 1). Dodatkowo na zbocze został nawieziony materiał gruntowy o miąższości około 2 m i wykonano nasadzenia drzew i krzewów w celu wzmocnienia struktury zbocza. Proponowano również zdjęcie VII ostatnich pięter w budynkach wysokich położonych przy ul. Władysława IV w celu zmniejszenia obciążenia gruntu. W przeprowadzonej w 1995 roku ekspertyzie [Ekspertyza 1995] można przeczytać, że budynki położone przy ul. Władysława IV są zlokalizowane na zarówno w strefie silnych zaburzeń glacytektonicznych (krawędź morfologiczna), jak i na nieeksploatowanych warstwach węgla brunatnego, a niewłaściwe zagospodarowanie zbocz może powodować sufozję podziemną (wplukiwanie gruntu przez wody podziemne).



Fot. 1. Mur oporowy wykonany w celu wzmocnienia zbocza przy ul. Braniborska – Władysława IV

Phot. 1. Retaining wall constructed in order to strengthen the slope at Braniborska - Wladyslaw IV streets

Las otaczający ulicę Władysława IV od strony południowej i wschodniej (oznaczenie na planie MW4, ZP) i dalej biegnący w kierunku ulicy Chmielnej oraz las pomiędzy działkami 3MN1 i MN2, jest naturalnym rezerwuarem wody opadowej. Gromadząc wodę opadową i oddając ją podczas okresów suszy zapewnia odpowiedni poziom wody w warstwach geologicznych (w tym w warstwie węgla brunatnego znajdującej się pod budynkami wysokimi na ul. Władysława IV) [Ekspertyza 2007]. Cały kompleks leśny odgrywa więc rolę w regulacji poziomu wody w warstwach węgla brunatnego znajdujących się pod fundamentami budynków.

Biorąc pod uwagę wiele wcześniejszych opracowań i ekspertyz wykonywanych dla terenów położonych na obszarze Osiedla Braniborskiego można stwierdzić, że zmiany proponowane w miejscowym planie zagospodarowania przestrzennego będą niekorzystne ze względu na:

- wycięcie drzew pod przyszłe tereny osiedlowe oraz drogę (fot. 2) spowoduje zachwianie warunków gruntowo wodnych, co może skutkować nierównomiernym osiadaniem podłoża, a w konsekwencji pękaniem i uszkodzeniem budynków położonych na obszarach zaburzonych glacytektonicznie;



Fot. 2. Drzewa przeznaczone pod wycinkę na obszarach przeznaczonych pod zabudowę i drogę

Phot. 2. Trees marked for felling in areas designated for development and road

- usunięcie systemów korzeniowych drzew wysokich przeznaczonych pod wycinkę spowoduje zwiększoną erozję i spływ nie zabezpieczonych mas ziemnych. W tym przypadku istotny jest fakt, że na omawianym terenie występują bardzo duże spadki (około 20%) – na odcinku około 50 m od osi ul. Braniborskiej do wieżowców przy Władysława IV różnica wysokości wynosi około 10 m (fot. 3). Nawet w chwili obecnej podczas intensywnych opadów deszczu następuje spływ gruntu w kierunku wieżowców położonych przy Władysława IV, powodując niedrożność kanalizacji deszczowej, co w konsekwencji prowadzi do zalewania piwnic;



Fot. 3 Spadek zbocza od ul. Braniborskiej w kierunku ul. Władysława IV
Phot. 3. Decrease in slope from the Braniborska street toward the Władysław IV street



Fot. 4. Spadek zbocza od ul. Braniborskiej w kierunku ul. Władysława IV
Phot. 4. Decrease in slope from the Braniborska street toward the Władysław IV street

- zmiany wilgotnościowe w warstwach węgla brunatnego, na których posadowione są budynki wysokie przy ul. Władysława IV, mogą spowodować przesuszenie się węgla i zapadanie jego struktury, a w konsekwencji zapadanie fundamentów [Ekspertyza 2007];

- drgania dynamiczne związane ze zwiększonym natężeniem ruchu kołowego na ulicy Braniborskiej mogą spowodować spękanie i zniszczenie muru oporowego wybudowanego w celu zabezpieczenia budynków wysokich położonych przy ul. Władysława IV.

WNIOSKI

Na podstawie przeprowadzonych ekspertyz oraz dostępnych opracowań literaturowych należy również zauważyć, że stateczność i możliwość bezpiecznego użytkowania budynków wysokich położonych przy ul. Władysława IV zależy od stabilności parametrów podłoża gruntowego. Przesuszenie warstw węgla brunatnego (w wyniku zabiegów technicznych lub ograniczenia napływu wody ze wzniesienia Braniborskiego) może spowodować natychmiastowe zapadnięcie się fundamentów budynków. Taki stan oznaczać będzie konieczność rozbiórki zagrożonych budynków. Zalecane jest również zamontowanie na ścianach budynków stabilnych reperów i prowadzenie pomiarów mających na celu wyznaczenie ich wzajemnych przemieszczeń przynajmniej dwa razy w roku, w okresie wiosny i jesieni.

LITERATURA

1. BARTKOWSKI T.: *Budowa geologiczna obszarów zaburzonych glacitektonicznie Środkowego Nadodrza z uwzględnieniem okolic Zielonej Góry*, I Sympozjum Glacitektoniki. Zielona Góra 1974
2. HRYNIEWSKI J.: *Problemy badawcze budownictwa na Wale Zielonogórskim*, Prace badawcze PTPNOZ. Zielona Góra 1974
3. KOŁODZIEJCZYK U.: *Anizotropia strukturalna ilów pylastych zaburzonych glacitektonicznie*, Przegląd Geologiczny nr 2. Warszawa 1989
4. KOTOWSKI J., KRAIŃSKI A.: *Kry glacitektoniczne w Wale Zielonogórskim*, V Sympozjum Glacitektoniki. Zielona Góra 1986
5. WRÓBEL I.: *Katastrofy hydrogeologiczne na obszarach zaburzonych glacitektonicznie Zielonej Góry*, VII Sympozjum Glacitektoniki. Zielona Góra 1992
6. WRÓBEL I.: *Zaburzenia glacitektoniczne Zielonej Góry i ich wpływ na zagospodarowanie przestrzenne*, Przewodnik 50 Zjazdu PTG. Warszawa 1978
7. EKSPERTYZA TECHNICZNA: *Badania odchyłki od pionu i osiadań budynków wysokich przy ul. Dzierżyńskiego nr 12 i 20 w Zielonej Górze*. Zielona Góra 1977, 1980
8. EKSPERTYZA TECHNICZNA: *Budynek mieszkalny XI kondygnacyjny nr 18 ul. Władysława IV w Zielonej Górze*. Zielona Góra 2007

9. EKSPERTYZA TECHNICZNA: Wpływ istniejących wyrobisk i szybów wydobywczych węgla brunatnego na budynki mieszkalne ZSM w Zielonej Górze. Zielona Góra 1995

EFFECT OF THE FINDINGS DEVELOPMENT PROJECT TO THE AREAS OF THIS PROJECT

S u m m a r y

The article presents the basic concepts related to voting on the development project and the field situation and geological area covered by the planned change of the local development project. The changes proposed in the development project related to use of new land for housing and residential buildings, communication and met with great opposition from residents of nearby settlements. The paper analyzed the prevailing conditions in the area and were presented the findings of potential adverse impacts on the local plan area covered by it.

Keywords: local development project, land glaciectonic disturbed

IRENEUSZ NOWOGOŃSKI***WPŁYW INWENTARYZACJI KSZTAŁTU
PRZEKROJÓW KANAŁÓW NA DOKŁADNOŚĆ
PRZEPŁYWOMIERZA PROFILUJACEGO***Streszczenie*

W pracy przedstawiono analizę błędów pomiarów kształtu przekrojów kanałów w odniesieniu do dokładności przepływomierzy profilujących. Wykazano wpływ zarówno błędów pomiarowych, jak i samego planowania pomiarów na uzyskiwane rezultaty.

Słowa kluczowe: kanalizacja ogólnospławna, monitoring

WSTĘP

Współczesne zarządzanie systemem odprowadzania ścieków wiąże się z koniecznością gromadzenia informacji na temat warunków jego działania, stanu infrastruktury i realizowania przez użytkowników warunków podłączenia do sieci kanalizacyjnej. Najtrudniejsza sytuacja występuje w przypadku kanalizacji ogólnospławnej powstałej kilkadziesiąt lat temu. Systemy te zwykle były wielokrotnie modernizowane, choć główne elementy pochodzą z czasów, w których główne zasady projektowania diametralnie różniły się od współczesnych. W tych przypadkach konieczne jest realizowanie systemów pomiarowych, umożliwiających głęboką analizę wybranych fragmentów i wydzielonych podsystemów pod kątem planowania modernizacji czy wręcz kompleksowej przebudowy systemu kolektorów. Technika pomiarowa w zakresie pomiaru natężenia przepływu w ostatnich latach uległa znacznym zmianom. Dostępne zarówno pod względem technologicznym, jak i cenowym są urządzenia, które dla przeciętnego przedsiębiorstwa zarządzającego siecią kanalizacyjną jeszcze kilka lat temu były poza zasięgiem. Należy jednak postawić tezę, czy za postępowaniem technologicznym nadąża wiedza pracowników obsługujących systemy pomiarowe. Chodzi tu nie tylko o pracowników przedsiębiorstw wodociągowo-

* Uniwersytet Zielonogórski w Zielonej Górze, Instytut Inżynierii Środowiska

kanalizacyjnych, ale również o pracowników zajmujących się montażem i wdrażaniem systemów pomiarowych.

METODY POMIARU NATĘŻENIA PRZEPŁYWU ŚCIEKÓW

Metody pomiaru natężenia przepływu można podzielić na klasyczne i współczesne [Michalski 2004]. Do klasycznych zaliczamy m.in. metodę prędkość-powierzchnia, metody hydrauliczne, wykorzystujące przelewy miernicze i zwężki. Do współczesnych rozwiązań zaliczyć można metody: ultradźwiękową, optyczną i elektromagnetyczną.

W dalszej części pracy skupiono się na metodzie ultradźwiękowej opartej na analizie wpływu strumienia cieczy na warunki propagacji fali ultradźwiękowej. Możliwy jest w tym przypadku pomiar bez wprowadzania konstrukcji deformujących bryły przepływu, w bardzo szerokich granicach prędkości. Elektryczna postać sygnału wyjściowego ułatwia zastosowanie metody w terytorialnie rozproszonych komputerowych systemach kontrolno-pomiarowych.

Wykorzystanie fal ultradźwiękowych do pomiaru natężenia przepływu może opierać się na czterech podstawowych metodach, bazujących na: różnicy czasów przejścia impulsu ultradźwiękowego w kierunku zgodnym i przeciwnym do kierunku płynącej cieczy, zjawisku Dopplera, zjawisku unoszenia impulsu ultradźwiękowego przez poruszające się środowisko i zjawisku skorelowania szumów w dwu odległych od siebie miejscach.

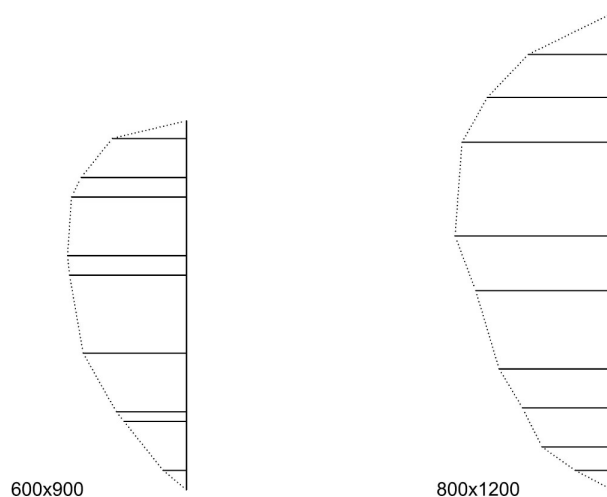
CZYNNIKI WPŁYWAJĄCE NA DOKŁADNOŚĆ POMIARU

Katalogi producentów urządzeń pomiarowych podają bardzo optymistyczne wartości dokładności uzyskiwanych pomiarów sięgające 0,5% pomierzonej wartości średniej prędkości przepływu oraz od $\pm 0,5$ do ± 5 mm mierzonego napełnienia. Oczywiście deklarowane dokładności uzyskano w warunkach laboratoryjnych, więc w rzeczywistych zastosowaniach liczyć się należy z błędami większymi, spowodowanymi m. in.:

- lokalizacją czujnika w strefie zaburzenia przepływu (zbyt blisko studzienki z kilkoma dopływami, na łączeniu odcinków kanałów, przy istniejącym uszkodzeniu kanału związanym z ubytkiem materiału);
- lokalizacją czujnika w strefie oddziaływania znacznej różnicy w spadkach sąsiadujących kanałów;
- błędne lub zbyt mało dokładne odtworzenie kształtu kanału w module obliczeniowym urządzenia.

Dodatkowo liczyć się należy z ograniczeniami sprzętu związanymi z tzw. martwą strefą. Czujnik posiada ograniczenie w postaci minimalnego napełnie-

nia, przy którym następuje pomiar prędkości średniej. W przypadku wystąpienia mniejszego napełnienia następuje tylko pomiar napełnienia i określenie natężenia przepływu w oparciu o wzory empiryczne. Niezależnie od stanu pracy do stosunkowo wiarygodnego oszacowania natężenia przepływu w kanale konieczne jest wystarczająco dokładne odtworzenie kształtu przekroju pomiarowego. W analizowanym rozwiązaniu możliwości sprzętu i oprogramowania pozwalają na odtworzenie kształtu przy użyciu 10-ciu punktów charakterystycznych.

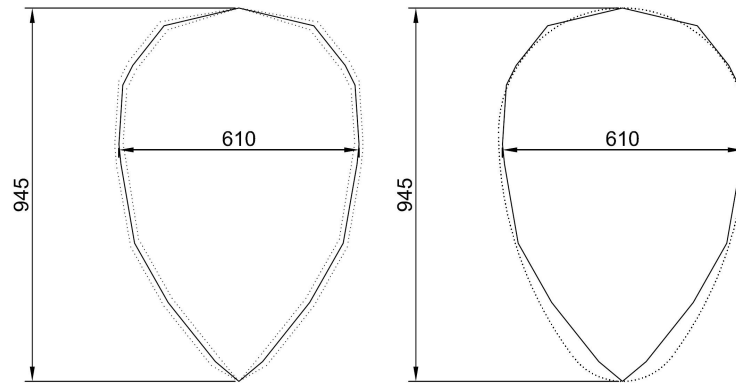


Rys. 1. Kształty przekrojów kanałów odtworzone w czasie inwentaryzacji
Fig. 1. Cross sections of channels reconstructed during the inventory

Przykład uzyskany na zrealizowanym obiekcie zaprezentowano na rysunku nr 1. Przedstawiono dwa przekroje, zlokalizowane przed i po przelewie przy ul. P. Skargi w Głogowie. W przypadku pomiarów dokonywanych w kanałach istniejących liczyć należy się z możliwością popełnienia błędów pomiarowych spowodowanych:

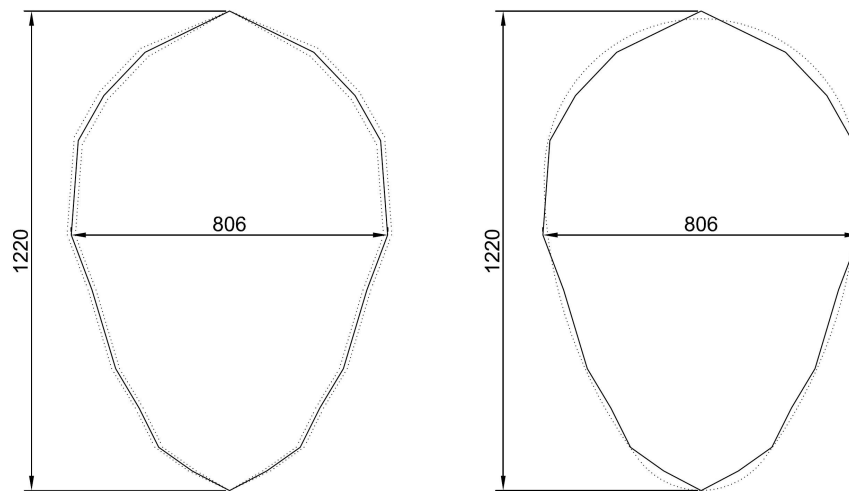
- czynnikami psychologicznymi, pomiar dokonywany jest w środowisku niezbyt przyjaznym dla pracownika i zwykle przy słabym oświetleniu;
- możliwością popełnienia błędu przy pomiarze długości (kąt pochylenia miary, dokładność odczytu itp.);
- nierównomiernym rozmieszczeniu punktów charakterystycznych, szczególnie widocznym w kanale 600x900 na rysunku 1 (w trzech przypadkach punkty są bardzo do siebie zbliżone);

- nierówną powierzchnią kanału murowanego (przyłożenie miary do powierzchni cegły lub spoiny).



Rys. 2. Analizowane przekroje kanału 600x900
Fig. 2. Analyzed cross-sections of channel 600x900

W rezultacie możliwe jest wystąpienie błędu odtworzenia kształtu przekroju kanału wpływającego na dokładność określania jego przekroju hydraulicznego, a w konsekwencji natężenia przepływu.



Rys. 3. Analizowane przekroje kanału 800x1200
Fig. 3. Analyzed cross-sections of channel 800x1200

Dla zilustrowania problemu przeprowadzono obliczenia natężenia przepływu ścieków w funkcji napełnienia kanału przy założeniu wystąpienia błędu odczytu równego 1 cm zarówno przy określaniu połowy szerokości kanału, jak i wysokości, na jakiej dokonywano odczytu.

W efekcie uzyskano, oprócz przekroju zastosowanego w przepływomierzu dwa przekroje: mniejszy i większy od bazowego o wartości opisanych czynników.

Niezmienioną pozostawiono całkowitą wysokość kanału. Analizowane przekroje przedstawiono na rysunkach 2 i 3. Dla obu kanałów przeprowadzono obliczenia natężenia przepływu przy użyciu wzoru Manninga dla stałego współczynnika $n = 0,013$ i dla spadków kanału odpowiednio 3,3 promil dla kanału 600x900 i 7 promil dla kanału 800x1200. Krok obliczeniowy wyniósł 5 cm napełnienia.

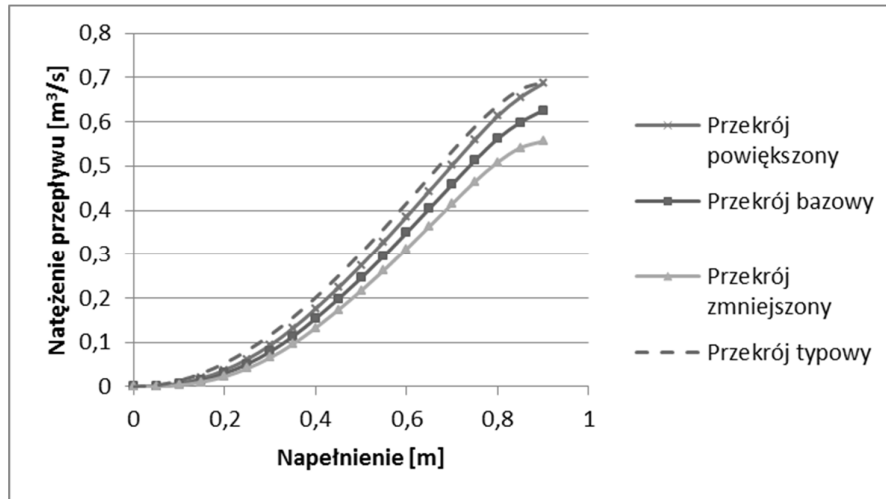
Znacznie większy błąd przy określeniu kształtu przekroju kanału można popełnić, przyjmując bezkrytycznie przekrój typowy dla elementów prefabrykowanych. Intuicyjnie, większość analizujących plany geodezyjne projektantów przyjęłaby w obu przypadkach typowe kanały jajowe. Założenie to, prawdziwe w przypadku kanałów budowanych z prefabrykowanych odcinków rur, nie jest zwykle spełnione w przypadku kanałów murowanych. Powodów może być wiele. Począwszy od zastosowania na etapie budowy własnych przekrojów bazowych, przez niedokładności wykonania do deformacji spowodowanej obciążeniami dynamicznymi włącznie. Różnice między zmierzonymi punktami charakterystycznymi istniejących kanałów i ich odpowiednikami odtworzonymi wg informacji podręcznikowych przedstawiono na rysunkach 2 i 3 [Gruszecki i Wartalski 1986].

ANALIZA WYNIKÓW

Wyniki obliczeń przedstawiono na rysunkach 4 i 6. Zaprezentowano krzywe natężenia przepływu w funkcji napełnienia kanału ściekami osobno dla trzech przekrojów tzn. wykorzystanego do skonfigurowania przepływomierzy oraz wyznaczonego w oparciu o ekstremalne błędy pomiaru wysokości i połowy szerokości kanału. Linia przerywaną oznaczono krzywą natężenia przepływu dla typowego kanału o przekroju jajowym.

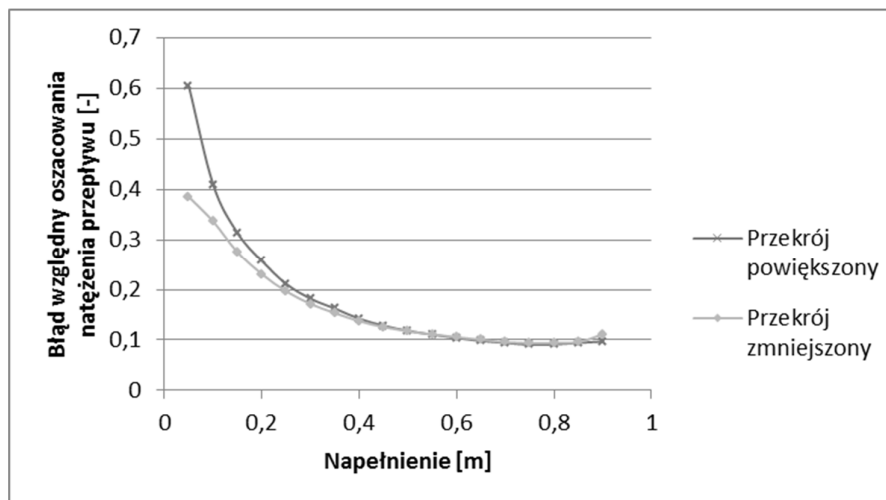
Analiza uzyskanych rezultatów wskazuje na wzrost błędu określenia natężenia przepływu w miarę wzrostu napełnienia. Błędy te oszacowano na ok. 0,3-0,6 dm³/s przy napełnieniu 5 cm i na ok. 56-57 dm³/s przy napełnieniu 85 cm dla przekroju 600x900; ok. 0,3-0,33 dm³/s przy napełnieniu 5 cm i na ok. 108-111 dm³/s przy napełnieniu 115 cm dla przekroju 800x1200. Błąd względny wynosi odpowiednio 0,38-0,60 przy napełnieniu 5 cm i ok. 0,094-0,095 przy

napętnieniu 85 cm dla przekroju 600x900; ok. 0,12-0,14 przy napętnieniu 5 cm i ok. 0,062-0,063 przy napętnieniu 115 cm dla przekroju 800x1200.



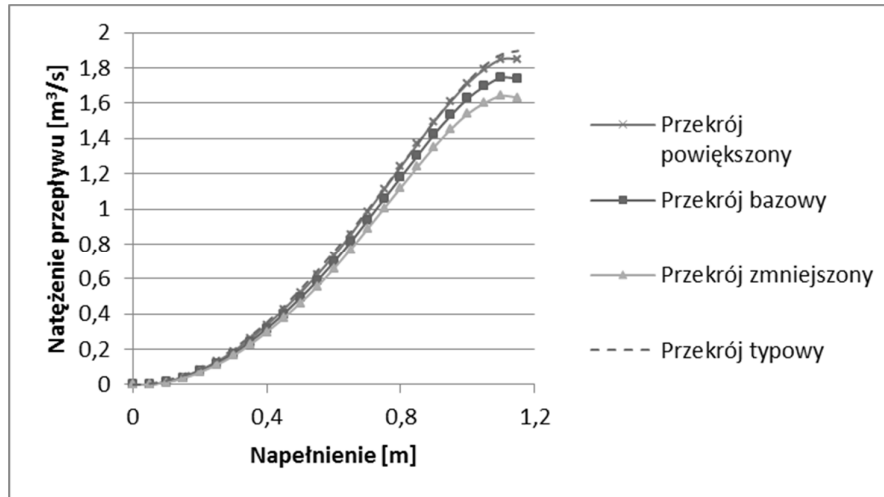
Rys. 4. Natężenie przepływu w funkcji napełnienia – przekrój 600x900

Fig. 4. Flow rate as a function of depth – 600x900 section



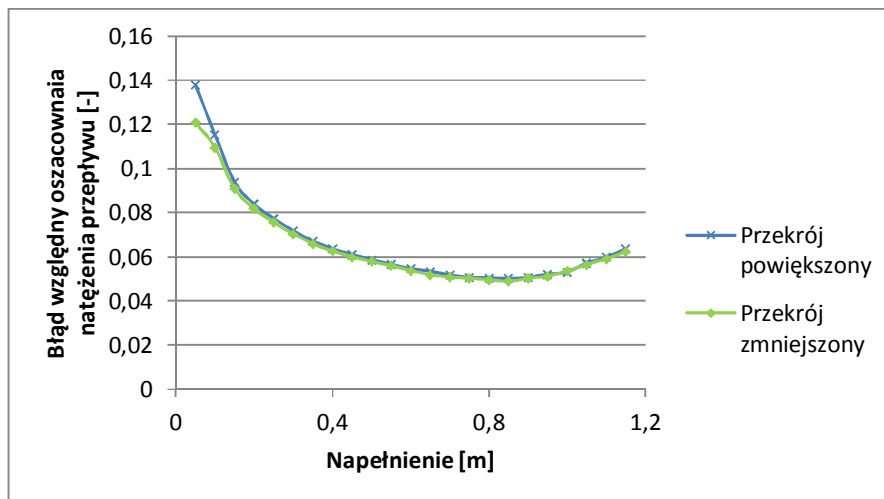
Rys. 5. Błąd względny oszacowania natężenia przepływu w funkcji napełnienia – przekrój 600x900

Fig. 5. The relative error of flow rate estimating as a function of depth – 600x900 section



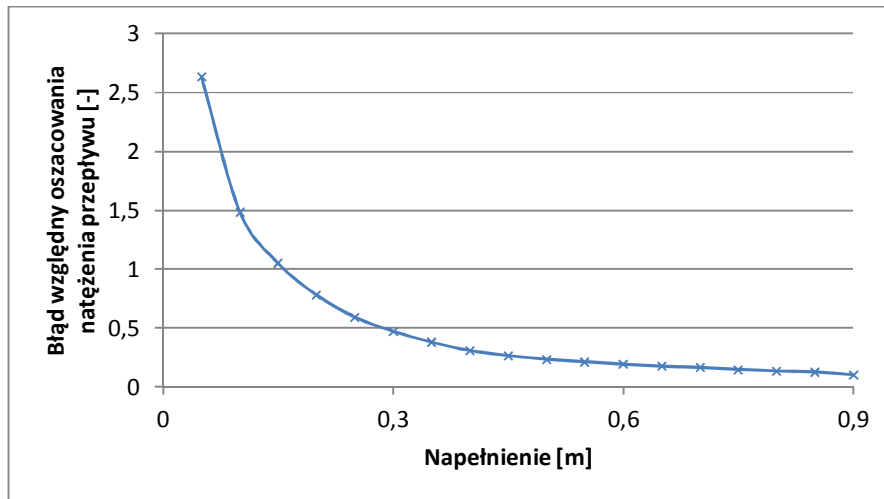
Rys. 6. Natężenie przepływu w funkcji napełnienia – przekrój 800x1200

Fig. 6. Flow rate as a function of depth – 800x1200 section



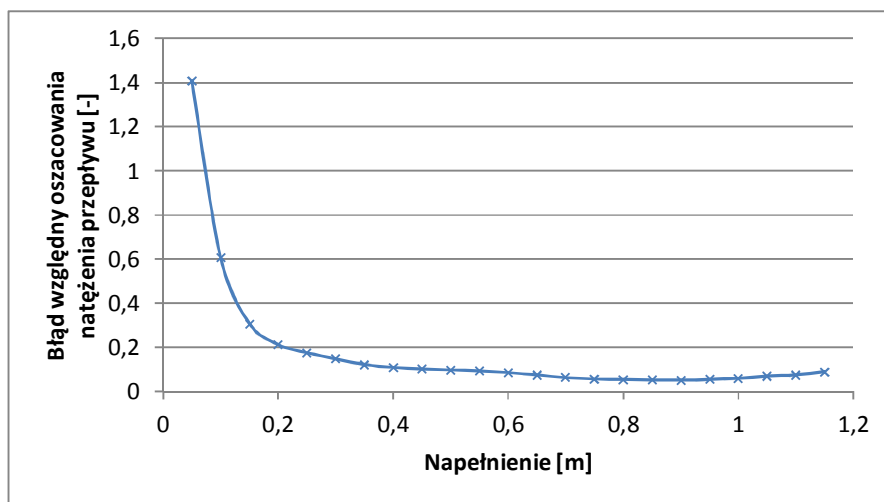
Rys. 7. Błąd względny oszacowania natężenia przepływu w funkcji napełnienia – przekrój 800x1200

Fig. 7. The relative error of flow rate estimating as a function of depth – 800x1200 section



Rys. 8. Błąd względny oszacowania natężenia przepływu dla przekroju typowego – przekrój 600x900

Fig. 8. The relative error of flow rate estimating – regular cross section – 600x900 section

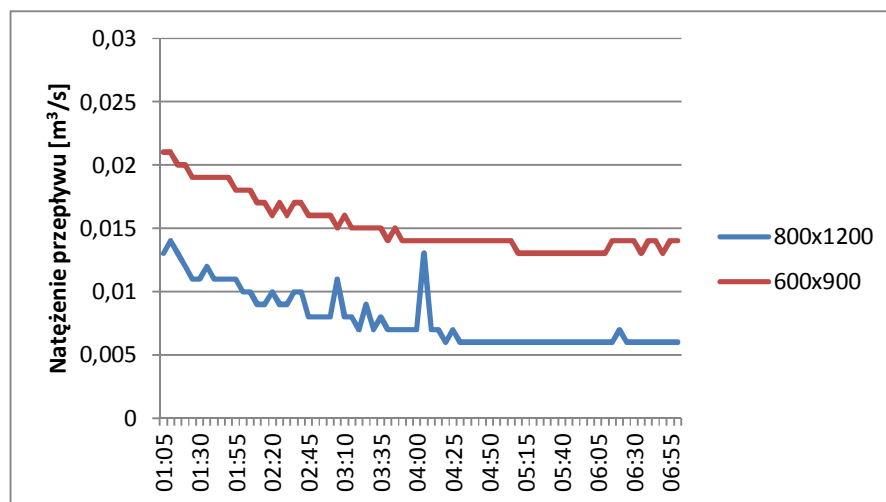


Rys. 9. Błąd względny oszacowania natężenia przepływu dla przekroju typowego – przekrój 800x1200

Fig. 9. The relative error of flow rate estimating – regular cross section – 800x1200 section

Biorąc pod uwagę, że przy małych napełnieniach pomiar jest mało dokładny z uwagi na brak możliwości pomiaru ultradźwiękowego i jest oparty o wzory empiryczne, należy uznać, że możliwość uzyskania realnych rezultatów jest bardzo ograniczona.

Analizując kształty przekrojów uzyskane w czasie inwentaryzacji stwierdzić należy, że w przypadku przekroju 800x1200 różnice między zinwentaryzowanym a typowym kanałem jajowym nie są znacząco duże. Zwiększenie ilości punktów pomiarowych umożliwiłoby nie tylko uzyskanie dokładniejszych wyników pomiarów, ale umożliwiłoby również zgrubną weryfikację wyników w oparciu o nomogramy przekrojów typowych.



Rys. 10. Przykład zarejestrowanych pomiarów
Fig. 10. Example of recorded measurements

Na rysunku 10 zaprezentowano 6-cio godzinny okres pomiarowy uzyskany z przepływomierzy zlokalizowanych na analizowanych kanałach zlokalizowanych na dopływie i odpływie przelewu burzowego w ul. P. Skargi. Odległość stanowisk pomiarowych wynosi ok. 60 m. Na odcinku między stanowiskami pomiarowymi zlokalizowany jest jeden przykanalik i jeden wpust deszczowy. Według zarejestrowanych wyników pomiarów odprowadzają one większą ilość ścieków, niż zlewnia obejmująca ok. ¼ terenu miasta. Uzyskiwane rezultaty wskazują na zbyt mało dokładne odtworzenie warunków hydraulicznych w miejscu zamontowania czujników. W efekcie wyniki pomiarów można uznać za mało wiarygodne w zakresie małych napełnień.

PODSUMOWANIE

Biorąc pod uwagę uzyskane rezultaty, stwierdzić należy, że precyzja inwentaryzacji kształtu przekrojów kanałów ma istotny wpływ na wiarygodność pomiarów realizowanych przy użyciu przepływomierzy ultradźwiękowych profilujących. Możliwość popełnienia znaczącego błędu w czasie pomiaru długości, wybór mało reprezentatywnych punktów charakterystycznych i zbyt mała ich ilość powoduje wystąpienie znacznych rozbieżności przy pomiarach realizowanych przy małych napełnieniach kanałów. O ile minimalizacja błędów pomiarowych nie jest łatwa do zrealizowania, to warsztat i planowanie punktów pomiarowych jest wizytówką zespołu wdrażającego układ pomiarowy. Niejasne zasady obliczania natężenia przepływu i brak realnej możliwości wprowadzania danych typowych dla kanalizacji takich jak spadek dna kanału w efekcie podważają zaufanie do konkretnych rozwiązań a w konsekwencji do sensowności budowy systemów monitoringu.

LITERATURA

1. GRUSZECKI T., WARTALSKI J.: *Kanalizacja*. Wyd. Wyższej Szkoły Inżynierskiej w Koszalinie 1986
2. MICHALSKI A.: *Pomiary przepływu wody w kanałach otwartych*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej 2004

EFFECT OF THE INVENTORY OF CROSS CHANNEL SHAPE ON ACCURACY OF PROFILING FLOWMETER

S u m m a r y

The paper presents an analysis of measurement errors during reconstruction of cross-sectional shape of the channel for the accuracy of profiling flowmeters. The influence of measurement errors and measurement planning on the obtained results has been shown.

Key words: combined sewer systems, monitoring

**MAGDALENA CZARNA, URSZULA KOŁODZIEJCZYK*,
SYLWIA LITWINOWICZ**

**ANALIZA SZYBKOŚCI TOPNIENIA LODU
POD WPŁYWEM ŚRODKÓW CHEMICZNYCH
STOSOWANYCH W ZIMOWYM UTRZYMANIU DRÓG**

Streszczenie

Celem niniejszej pracy było zbadanie skuteczności działania środków chemicznych, stosowanych w zimowym utrzymaniu dróg oraz wskazanie środków najszybszych w topnieniu lodu. Sprawdzono działanie następujących związków: chlorek sodu, chlorek wapnia, chlorek magnezu, 25% roztwór chlorku sodu, 25% roztwór chlorku wapnia, sól drogowa, mocznik oraz octan wapnia. Stwierdzono, że najszybszym środkiem stosowanym w likwidacji oblodzenia jezdni jest chlorek wapnia.

Słowa kluczowe: topnienie lodu, zimowe utrzymanie dróg, śliskość zimowa, środki chemiczne

WSTĘP

Wg założeń Programu Operacyjnego „Infrastruktura i Środowisko - Narodowe Strategiczne Ramy Odniesienia 2007-2013”, w Polsce do 2013 roku powinny zostać zrealizowane działania, obejmujące rozbudowę infrastruktury drogowej. Rozbudowa dróg, spowodowana rozwojem gospodarki, wzrostem ilości pojazdów poruszających się po drogach oraz rosnącymi wymaganiami stawianymi przez użytkowników dróg, zmusza do wprowadzenia nowych, bardziej operatywnych oraz skutecznych technik ich utrzymania. Działania te obejmują utrzymanie letnie oraz zimowe. Zakres prac prowadzonych w zimowym utrzymaniu dróg obejmuje usuwanie śniegu i lodu z jezdni [Fortuna 1981], za pomocą zabiegów mechanicznych oraz środków chemicznych [Dobrodziej 1995]. W Polsce do łagodzenia skutków śliskości zimowej można stosować [Bieńka i in. 2006]:

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

- chlorek sodu NaCl – sól kamienna sucha,
- solanka – roztwór chlorku sodu NaCl lub chlorku wapnia CaCl_2 o stężeniu 20-25%,
- sól zwilżona – 30% solanki + 70% suchej soli NaCl,
- sól drogowa – 97% NaCl + 2,5% CaCl_2 + 0,2% $\text{K}_4\text{Fe}(\text{CN})_6$,
- techniczny chlorek wapnia (77-80% CaCl_2),
- chlorek magnezu MgCl_2 ,
- mieszaniny NaCl z CaCl_2 lub z MgCl_2 w stosunku wagowym:
 - 4:1 – 80% NaCl + 20% CaCl_2 lub MgCl_2 ,
 - 3:1 – 75% NaCl + 25% CaCl_2 lub MgCl_2 ,
 - 2:1 – 75% NaCl + 25% CaCl_2 lub MgCl_2 .

Poza granicami Polski stosuje się również inne środki chemiczne [Godlewski 1993, 1995, Jansson 2004], takie jak:

- alkohole ($\text{C}_n\text{H}_{2n+1}\text{OH}$),
- mrówczan potasu – HCOOK ,
- mocznik – H_2NCONH_2 ,
- octan potasu – CH_3COOK ,
- octan magnezu – $(\text{CH}_3\text{COO})_2\text{Mg}$,
- octan wapnia $(\text{CH}_3\text{COO})_2\text{Ca}$,
- octan wapniowo – magnezowy (CMA),
- roztwory bogate w cukry,
- glikole.

Według wytycznych zimowego utrzymania dróg wszystkie środki chemiczne powinny sprawnie oraz szybko topić lód i tym samym zapobiegać gołoledzi. Ponadto, nie powinny negatywnie wpływać na środowisko oraz powodować uszkodzeń materiałów i konstrukcji. Jeszcze do niedawna uważano, że chlorek sodu jest środkiem, który najbardziej odpowiada wyżej wymienionym wymaganiom. Wobec czego był on stosowany w sposób niekontrolowany, w dużych ilościach, bez względu na niszczenie środowiska [Pecenik 1981, Borowski 2010]. Obecnie nie ma możliwości zastąpienia metody chemicznej inną metodą o zbliżonej skuteczności. Dlatego też należy nieustannie prowadzić badania nad przydatnością nowych substancji chemicznych – w celu wyboru takiego środka, który będzie jednocześnie skuteczny i bezpieczny dla środowiska [Kiepas-Kokot i in. 2011]. Poszukiwania alternatywnych środków chemicznych prowadzone były m.in. w Finlandii [Jansson 2004]. Stosowano w nich: octan wapniowo – magnezowy (CMA), chlorek magnezu, wodorotlenek potasu oraz sól potasową. Najbardziej obiecującym związkiem okazała się sól potasowa, gdyż szybko ulega biodegradacji oraz w mniejszym stopniu powoduje korozję pojazdów. Celem tej pracy było zbadanie skuteczności działania związków chemicznych, stosowanych w zimowym utrzymaniu dróg w Polsce oraz wskazanie substancji najbardziej skutecznych w usuwaniu oblodzenia jezdni.

METODYKA BADAŃ

Badania doświadczalne przeprowadzono na powierzchniach badawczych, utworzonych z warstw lodu o powierzchni 20 cm^2 każda. W celu sprawdzenia działania wybranych związków chemicznych, stosowanych do likwidacji śliskości zimowej (tab. 1), na każdej powierzchni równomiernie rozprowadzono środki odladzające w ilościach: 0,04 g, 0,1 g, 0,2 g oraz 0,4 g. Otrzymane wyniki badań porównano z próbą zerową (ubytkiem warstwy lodu bez zastosowania środków chemicznych). Do analizy przyjęto średnią wartość z trzech pomiarów, przy czym każdy pomiar wykonano na nowej powierzchni. Ubytek warstwy lodu sprawdzono po upływie: 5 min, 10 min, 15 min, 20 min, 30 min, 45 min, 60 min oraz 75 min.

Tab. 1. Środki chemiczne użyte w celu likwidacji śliskości zimowej

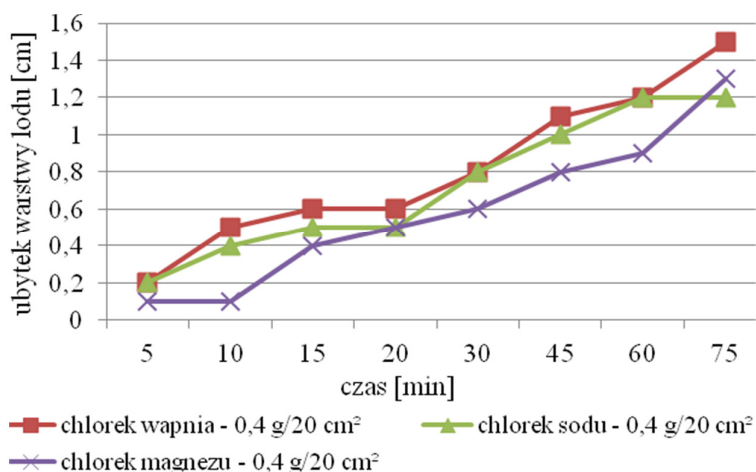
Tab. 1. Chemical agents used in elimination winter slippery

Nr powierzchni badawczej	Nazwa środka chemicznego użytego do badań	Stężenie środka chemicznego użytego do badań [%] oraz wzór chemiczny	Ilość środka chemicznego użyta w badaniach [$\text{g}/20 \text{ cm}^2$] [$\text{ml}/20 \text{ cm}^2$]	Konsystencja środka chemicznego użytego do badań
1	chlorek sodu	100% NaCl	0,04	substancja stała
2			0,1	
3			0,2	
4			0,4	
5	chlorek wapnia	80% CaCl_2	0,04	substancja stała
6			0,1	
7			0,2	
8			0,4	
9	chlorek magnezu	100% MgCl_2	0,04	substancja stała
10			0,1	
11			0,2	
12			0,4	
13	sól drogowa	97% NaCl + 2,5% CaCl_2 + 0,2% $\text{K}_4\text{Fe}(\text{CN})_6$	0,04	substancja stała
14			0,1	
15			0,2	
16			0,4	
17	mocznik	H_2NCONH_2	0,04	substancja stała
18			0,1	
19			0,2	
20			0,4	
21	octan wapnia	$(\text{CH}_3\text{COO})_2\text{Ca}$	0,04	substancja stała
22			0,1	

23			0,2	
24			0,4	
25	25% roztwór chlorku sodu	25% NaCl	0,04	roztwór
26			0,1	
27			0,2	
28			0,4	
29	25% roztwór chlorku wap- nia	25% CaCl ₂	0,04	roztwór
30			0,1	
31			0,2	
32			0,4	

ANALIZA WYNIKÓW BADAŃ

Przeprowadzone badania wykazały, że zachodzi ścisła zależność pomiędzy intensywnością topnienia lodu i czasem reakcji związku chemicznego (rys. 1). Najskuteczniejszym środkiem spośród chlorków okazał się chlorek wapnia – po upływie 75 min zaobserwowano ubytek warstwy lodu o wysokości 1,5 cm. Najniższą skuteczność działania wykazał chlorek sodu – 1,2 cm po 75 min.

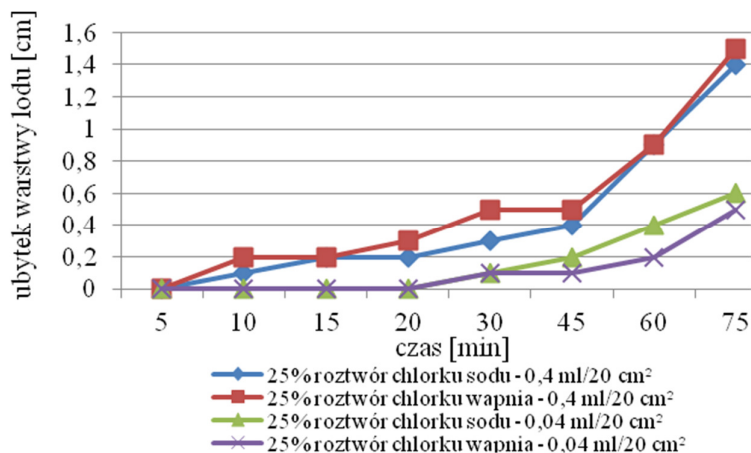


Rys. 1. Wpływ chlorku wapnia, chlorku sodu i chlorku magnezu, w dawce 0,4 g/20 cm², na szybkość topnienia lodu

Fig. 1. The influence of calcium chloride, sodium chloride and magnesium chloride in dose 0,4 g/20 cm², on speed melting ice

Ponadto z badań wynika, że dawka reagenta ma istotny wpływ na proces topnienia lodu – wraz ze wzrostem dawki wzrasta skuteczność działania środka

chemicznego (rys. 2). Przykładowo, porównując skuteczność działania tzw. solanek (czyli 25% roztworów soli) wykazano, że 10-krotny wzrost dawki powoduje wzrost skuteczności działania o ok. 60% - w przypadku zastosowania 25% roztworu chlorku sodu oraz o ok. 70% - w przypadku użycia 25% roztworu chlorku wapnia.

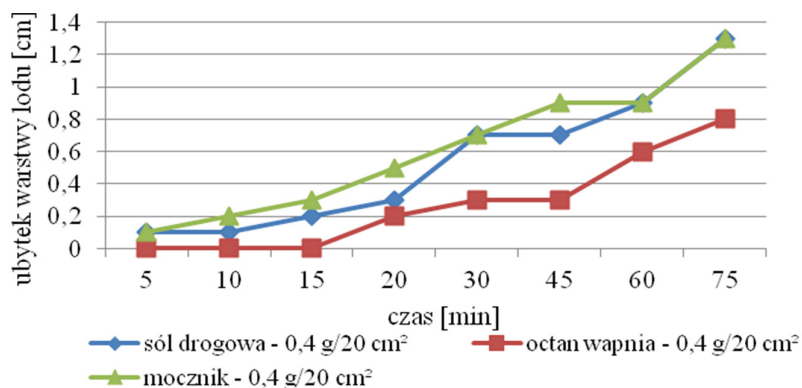


Rys. 2. Wpływ 25% roztworu chlorku sodu oraz 25% roztworu chlorku wapnia, w dawce 0,04 ml/20 cm² oraz 0,4 ml/20 cm², na szybkość topnienia lodu

Fig. 2. The influence 25% solution of sodium chloride and 25% solution calcium chloride in dose 0,04 ml/20 cm² and 0,4 ml/20 cm², on speed melting ice

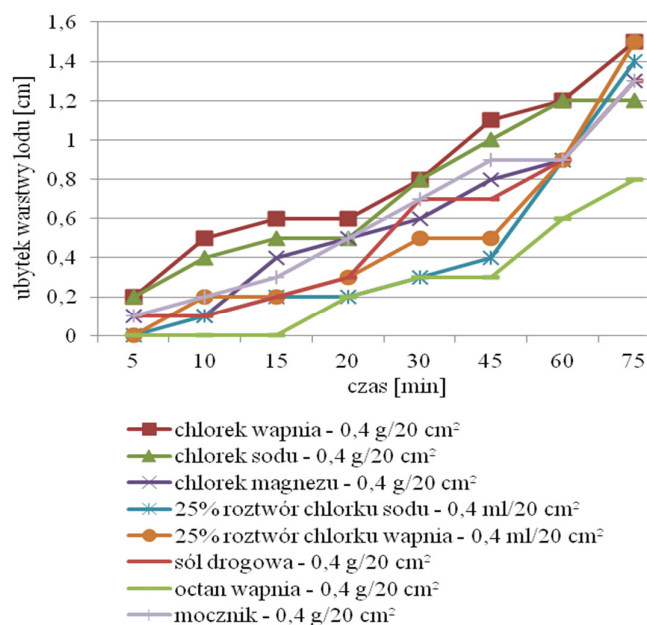
Podczas badań porównano także skuteczność działania soli drogowej, mocznika oraz octanu wapnia (rys. 3). Najlepsze rezultaty osiągnięto stosując mocznik oraz sól drogową – w obu przypadkach zaobserwowano ubytek warstwy lodu w wysokości 1,3 cm. Najmniej skuteczny okazał się octan wapnia (0,8 cm).

Podsumowując przeprowadzoną analizę można stwierdzić, że wszystkie przebadane środki charakteryzują się zbliżoną skutecznością działania (rys. 4). Najlepsze efekty w likwidacji śliskości zimowej można osiągnąć stosując kolejno: chlorek wapnia oraz 25% roztwór chlorku wapnia (w obu przypadkach stwierdzono ubytek warstwy lodu w wysokości 1,5 cm), 25% roztwór chlorku sodu (1,4 cm), chlorek magnezu, sól drogową oraz mocznik (1,3 cm). Najmniej skutecznym środkiem okazał się octan wapnia (0,8 cm).



Rys. 3. Wpływ soli drogowej, octanu wapnia oraz mocznika, w dawce 0,4 g/20 cm², na szybkość topnienia lodu

Fig. 3. The influence road salt, calcium acetate and urea, in dose 0,4 g/20 cm², on speed melting ice



Rys. 4. Wpływ różnych środków chemicznych w dawce 0,4 g (0,4 ml)/20 cm², na szybkość topnienia lodu

Fig. 4. The influence of different chemical agents in dose 0,4 g (0,4 ml)/20 cm², on speed melting ice

WNIOSKI

Przeprowadzone badania wykazały, że:

- najskuteczniejszymi środkami chemicznymi do zwalczania śliskości zimowej są: czysty chlorek wapnia oraz 25% roztwór chlorku wapnia,
- najmniej skutecznym spośród przebadanych środków jest octan wapnia,
- szybkość topnienia lodu zależy od dawki reagenta oraz od czasu jego działania.

LITERATURA

1. BIENKA J. i in.: *Wytyczne zimowego utrzymania dróg*. Załącznik do Zarządzenia Nr 18 Generalnego Dyrektora Dróg Krajowych i Autostrad z dnia 30 czerwca 2006 roku. Instytut Badawczy Dróg i Mostów, Warszawa 2006
2. BOROWSKI J.: *Zimowy wróg drzew*. Zielen miejska, Nr 12, 40-43, 2010
3. DOBRODZIEJ E.: *Zimowe utrzymanie dróg*. Polskie drogi, Nr 12 (14), 9-10, 1995
4. GODLEWSKI T.: *Zastosowanie solanek do likwidacji śliskości zimowej w Norwegii (na podstawie publikacji Norweskiej Administracji Dróg Publicznych „Use of brine on Road, results – winter season 1990/1991”)*. Nowości Zagranicznej Techniki Drogowej, Zeszyt Nr 114, Instytut Badawczy Dróg i Mostów, Warszawa 1993
5. GODLEWSKI T.: *Technologie zwalczania śliskości zimowej w Europie Zachodniej*. Materiały specjalistycznych seminariów: „Zimowe utrzymanie dróg miejskich”. Praca zbiorowa. Część I, Publikacja Polskiego Zrzeszenia Inżynierów i Techników Sanitarnych – Nr 690, 87-92, Warszawa 1995
6. FORTUNA E.: *Zwalczanie śliskości zimowej na drogach samochodowych w Polsce*. Wydawnictwa Komunikacji i Łączności, Warszawa 1981
7. JANSSEN A.: *Testing potassium formate as an alternative de-icer in Finland*. Międzynarodowa Konferencja Naukowo Techniczna, Krzyżowa, 17-19 listopada 2004, Generalna Dyrekcja Dróg Krajowych i Autostrad, 61-65, Warszawa 2004
8. KIEPAS-KOKOT A. i in.: *Prawne aspekty zimowego utrzymania dróg*. Przegląd komunalny, Nr 10, 66-69, 2011
9. PECENIK A.: *Wpływ środków chemicznych na roślinność przydrożną i miejską, stosowanych do usuwania śliskości zimowej*. Wydawnictwa Komunikacji i Łączności, Warszawa 1981

THE ANALYSIS OF THE SPEED MELTING ICE UNDER THE INFLUENCE OF CHEMICALS USED IN WINTER ROAD MAINTENANCE

S u m m a r y

The aim of this study was the examination effectiveness of chemicals variety applied in winter roads maintaining as well as indication of the most efficient substances applied in ice melting. The study included: sodium chloride, calcium chloride, magnesium chloride, 25% solution of sodium chloride, 25% solution of calcium chloride, road salt, urea and calcium acetate. Researches proved that the most effective chemical agent used in winter roads maintaining is calcium chloride.

Key words: ice melting, winter road maintenance, winter slippery, chemical agents

KATARZYNA GÓRSKA, MIKOŁAJ SIKORSKI*

**ZMIENNOŚĆ ŁADUNKÓW ZAWIESINY OGÓLNEJ
W ŚCIEKACH ODPROWADZANYCH KANALIZACJĄ
DESZCZOWĄ NA PRZYKŁADZIE WYBRANEJ ZLEWNI**

Streszczenie

Jednym z najistotniejszych parametrów przy ocenie stopnia zanieczyszczenia ścieków deszczowych ze zlewni miejskich jest zawiesina ogólna. Ilość zawiesin w omawianych ściekach jest bardzo zróżnicowana i zależy od wielu czynników związanych głównie ze sposobem zagospodarowania zlewni. Celem artykułu jest porównanie zmienności w czasie trwania wezbrania stężeń i ładunków zawiesiny ogólnej w wybranej fali deszczowej oraz roztopowej, zaobserwowanej na terenie zlewni miejskiej w Kielcach.

Słowa kluczowe: ścieki deszczowe, zawiesina ogólna, wezbranie

WPROWADZENIE

Ilość zanieczyszczeń dostających się do ścieków opadowych odprowadzanych z terenu miasta zależy głównie od zanieczyszczenia atmosfery w obrębie miasta, rodzaju nawierzchni ulic, placów i chodników, rodzaju transportu kołowego, intensywności ruchu kołowego i pieszego, organizacji i sposobu oczyszczania ulic od znajdujących się na nich odpadów, sposobów walki z gołoledzią, ilości terenów zielonych, intensywności i czasu trwania opadu oraz długości okresu, jaki upłynął od opadu poprzedniego. W rezultacie duże zanieczyszczenie wód opadowych odprowadzanych przede wszystkim z terenów miejskich wpływa zdecydowanie na okresowe pogorszenie stanu czystości wód oraz destabilizuje równowagę biologiczną w odbiorniku [Babelski 1999].

Jak wykazały badania prowadzone w kraju i na świecie, określenie składu ścieków deszczowych na drodze prognozowania nie jest łatwe. Wynika to

* Wydział Inżynierii Środowiska, Geomatyki i Energetyki, Politechnika Świętokrzyska, Al. Tysiąclecia Państwa Polskiego 7, 25-314 Kielce, Polska, +48 41 34 24 733, email: kgorska78@interia.pl

z faktu, iż istnieje wiele różnych czynników i zjawisk mających wpływ na jakość odpływu z sieci kanalizacji deszczowej [Królikowski i in. 2005].

Jednym z najistotniejszych parametrów przy ocenie stopnia zanieczyszczenia ścieków deszczowych ze zlewni miejskich jest zawiesina ogólna [Osmulska-Mróz, Sadkowski 1993, Zawilski 1997]. Ilość zawiesin w omawianych ściekach jest bardzo zróżnicowana. Zależy od wielu czynników związanych ze sposobem zagospodarowania zlewni, głównie od rodzaju i stopnia uszczelnienia terenu. Pochodzą one ze znajdujących się w powietrzu pyłów i aerozoli, spływających z powierzchni zlewni zanieczyszczeń, produktów ścierania nawierzchni i opon, nieczystości ulicznych, a także pozostałości niepalnych paliw i erozji gruntu. Znaczną część stanowi zawiesina mineralna około 80-99%, zaś udział zawiesiny organicznej jest nieco większy w przypadku zlewni typu place targowe, tereny zielone, a także wskutek opadania liści [Xanthopoulos, Hahn 1993, Wojciechowski 1998].

Znaczne ilości zawiesin obserwuje się w spływach roztopowych. Na terenach zurbanizowanych, zagospodarowanych i uszczelnionych zawartość zawiesin wzrasta wiosną, czego powodem jest spływ silnie zanieczyszczonych wód roztopowych.

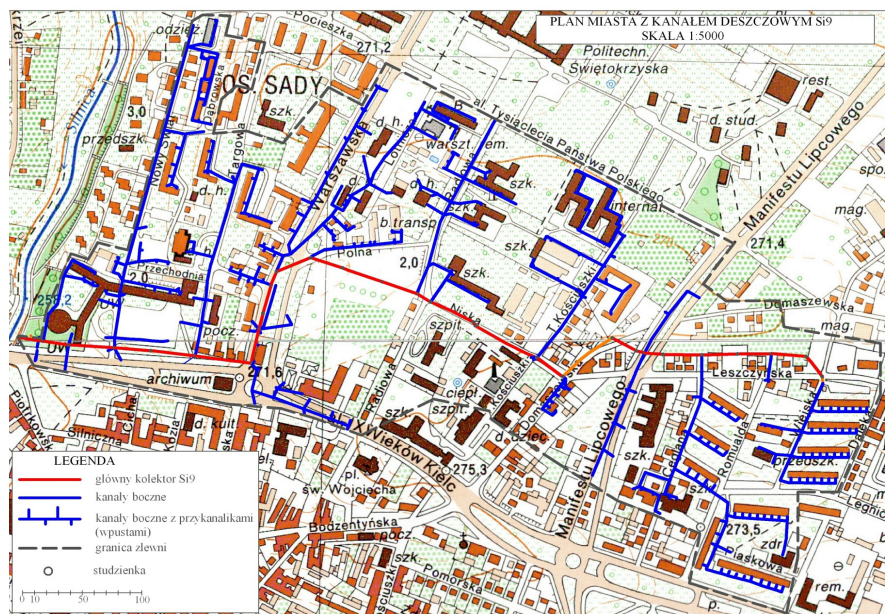
Celem artykułu jest porównanie zmienności w czasie trwania wezbrania stężeń i ładunków zawiesiny ogólnej w wybranej fali deszczowej oraz roztopowej, zaobserwowanej na terenie zlewni miejskiej w Kielcach.

PRZEDSTAWIENIE OBIEKTU BADAŃ

Do badań wytypowano zlewnię zlokalizowaną w centralno-wschodniej części Kielc, przynależną do kolektora deszczowego Si9. Odprowadza on wody opadowe i roztopowe ze zlewni o całkowitej powierzchni 62 ha. Najwyższy punkt terenu położony jest na wysokości 271,20 m n.p.m., a najniższy 260,00 m n.p.m. Średni spadek powierzchni wynosi 0,71%.

Kanał główny betonów, o średnicy 600-1250 mm, ma długość 1569 m, przy spadku od 0,04% do 3,9%. Na kolektorze znajdują się 32 studzienki rewizyjne i połączeniowe oraz 24 wpusty. Średnice kanałów bocznych zawierają się w przedziale 300-1000 mm, długości wynoszą 47-678 m, przy spadkach dochodzących do 2,61% [Bąk i in. 2012].

Zabudowa zlewni to głównie osiedla mieszkaniowe, budynki użyteczności publicznej, ulice magistralne i boczne. Procentowy udział wydzielonych powierzchni spływu przedstawia się następująco: dachy (14,3%), chodniki (8,4%), jezdnie (17,7%), parkingi (11,1%) oraz tereny zielone (47,2%), boiska asfaltowe (1,3%). Zatem tereny utwardzone o dużym współczynniku spływu obejmują ok. 53% całej powierzchni zlewni (rys. 1), co świadczy o jej typowo miejskim charakterze.



Rys. 1. Zlewnia kolektora Si9 wraz z układem kanałów bocznych [Dąbkowski i in. 2010]

Fig. 1. Si9 collector catchment together with a system of lateral Canals [Dąbkowski et al. 2010]

Ścieki deszczowe z omawianej powierzchni zlewni odprowadzane są do oczyszczalni wód deszczowych przy ul. „IX Wieków Kielc”. W skład oczyszczalni wód deszczowych wchodzi: komora rozdziału z przelewem burzowym, dwukomorowy osadnik poziomy oraz separator. Odbiornikiem ścieków jest rzeka Silnica.

Stanowisko badawcze zostało wyposażone w automatyczne urządzenia poboru próbek ścieków ("SAMPLER 6712"), przepływomierz typu "2150" firmy Teledyne ISCO i deszczomierz do ciągłego rejestrowania opadów deszczowych typ RG50 firmy SEBA Hydrometrie GmbH spełniający wymagania Światowej Organizacji Meteorologicznej.

Deszczomierz znajduje się w odległości około 3,5 km od wylotu kolektora, w miejscu zapewniającym jego właściwe funkcjonowanie i bezpieczeństwo.

Sampler umieszczony został w komorze rozdziału przedmiotowej OWD. Pobiera on próbki ścieków deszczowych w czasie trwania wezbrania za pomocą specjalnej sondy, w ilości i z częstotliwością zadaną w pamięci urządzenia.

Przepływomierz działa na zasadzie pomiaru ciśnienia słupa wody (napętnienie kanału h) oraz pomiaru prędkości średniej v w znanym przekroju poprzecznym kanału. Wielkości te rejestrowane są za pomocą sondy AV zamontowanej na opasce rozprężnej w kanale Si9 w odległości 7 m powyżej komory rozdziału.

Natężenie przepływu ścieków obliczane jest jako iloczyn pola powierzchni zwilżonej przekroju porzecznego kanału i prędkości średniej przepływu ścieków.

Omówione przyrządy pozwalają na rejestrację pomiarów: wysokości opadu deszczu, czasu trwania opadu, prędkości przepływu i napełnienia ścieków w kanale oraz natężenia przepływu ścieków w przekroju pomiarowym kanału.

METODYKA BADAŃ

Do analizy wybrano jedno wezbranie roztopowe (z dnia 23.02.2010 r.) oraz deszczowe (XVI z dnia 31.05.2010 r.) spośród wszystkich przebadanych fal z okresu od kwietnia 2009 r. do maja 2011 r. Pobrane za pomocą samplera próbki ścieków nie były utwalane, lecz od razu przewożone do laboratorium w celu oznaczenia wybranych wskaźników zanieczyszczeń. Oznaczenie zawiesiny ogólnej wykonano wg normy PN-72/C-04559.

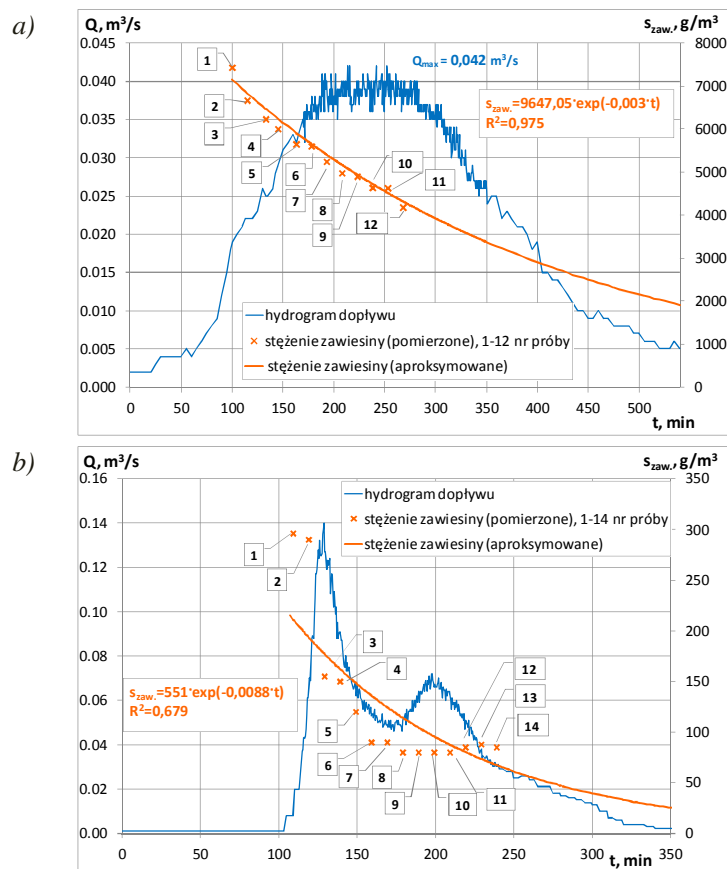
Wykorzystanie samplera (spełniającego wymogi EPA – United States Environmental Protection Agency) do poboru prób w zadanych odstępach czasu pozwoliło określić zmienność stężeń zawiesiny ogólnej w czasie trwania wezbrania w kanale. Urządzenie zostało skonfigurowane w ten sposób, że uruchamiane było w momencie, gdy został przekroczony zadany poziom ścieków w kanale ($3 \div 5$ cm), rejestrowany przez sondę do pomiaru napełnienia. Poziom wyzwalania samplera dobierano w zależności od pory roku i związanego z nią napełnienia ścieków w kanale przy pogodzie bezdeszczowej, a wynikającego z infiltracji wód gruntowych. Ilość prób ścieków (max. 24 – 1 butelka na 1 próbę) oraz czas pomiędzy nimi ($5 \div 20$ min) ustalano indywidualnie w zależności od przewidywanego czasu wezbrania oraz pory roku. W przypadku długotrwałych wezbrań roztopowych i wezbrań jesiennych czas ten wydłużano, a dla prognozowanych gwałtownych opadów letnich o dużej intensywności skracano go.

Wykonane analizy chemiczne posłużyły do wykonania hydrogramów dopływu $Q=f(t)$, zmienności w czasie trwania wezbrania stężeń zawiesiny ogólnej (pomierzonej i aproksymowanej) $s_{zaw.og.}=f(t)$ oraz ładunków cząstkowych zawiesiny ogólnej $l_{cz.}=f(t)$. Sporządzono ponadto krzywe sumowe ładunku zawiesiny ogólnej $L_{sum.}=f(t)$ oraz pętle histerezy $l_{cz.}=f(Q)$.

WYNIKI BADAŃ

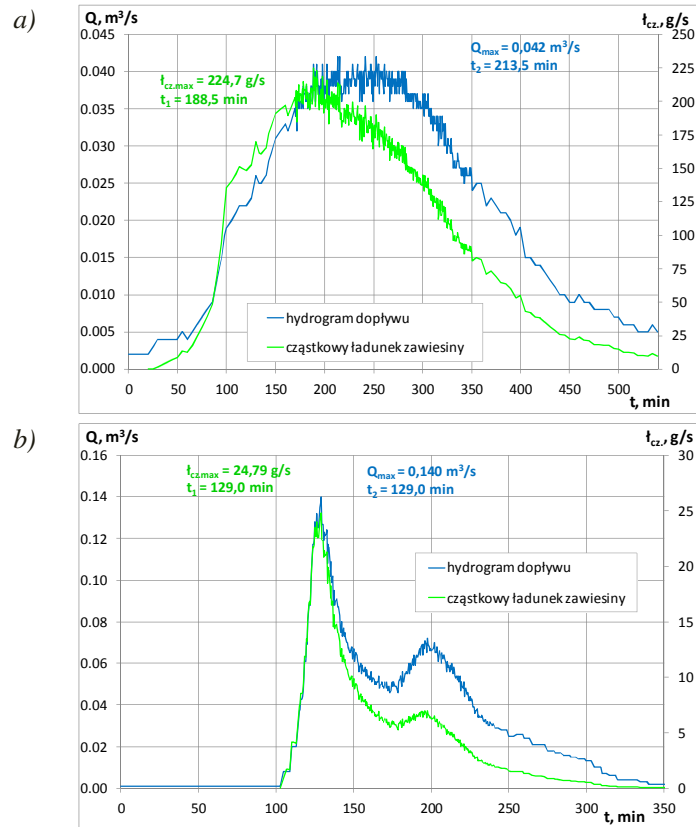
Hydrogram dopływu $Q=f(t)$ został sporządzony na podstawie danych pochodzących z przepływomierza, zaś czas poboru próby ścieków deszczowych, odpowiadający zdarzeniu próbkowania określono na podstawie danych uzyskanych z samplera (rys. 2). Wartości punktowe stężeń zawiesiny ogólnej (pomie-

rzony) wyznaczono na podstawie analiz laboratoryjnych. Z uwagi na to, że stężenie zawiesiny ogólnej mierzono dla różnej ilości prób pobranych w czasie trwania wezbrania (od min. 7 do max. 24), do obliczenia ładunków i masy transportowanej zawiesiny ogólnej należało dysponować stężeniami w dowolnym momencie wezbrania. Aby to uzyskać wyrównano wyniki analiz pobranych prób równaniem o ogólnej postaci $s = f(e^{-nt})$, co umożliwiło ekstrapolację tego związku poza przedziały czasu pobierania prób ścieków do analizy (stężenie zawiesiny ogólnej aproksymowane).



Rys. 2. Hydrogram dopływu $Q=f(t)$ oraz stężenie zawiesiny ogólnej dla wezbrania z dnia: a) 23.02.2010 r., b) 31.05.2010 r.

Fig. 2. Tributary hydrograph $Q=f(t)$ and total suspended solids concentration for the freshets: a) 23.02.2010 r., b) 31.05.2010 r.



Rys. 3. Hydrogram dopływu $Q=f(t)$ oraz krzywa opisująca zmienność ładunku zawiesiny ogólnej (t_{cz}) w jednostce czasu (dt) dla wezbrania z dnia: a) 23.02.2010 r., b) 31.05.2010 r.

Fig. 3. Tributary hydrograph $Q = f(t)$ and the curve describing the variation of suspended sediment load (t_{cz}) per unit of time (dt) for the freshets: a) 23.02.2010 r., b) 31.05.2010 r.

Wartości ładunków cząstkowych (rys. 3) obliczono w oparciu o następującą zależność:

$$t_{cz} = s_{zaw.} \cdot Q, \quad g/s \quad (1)$$

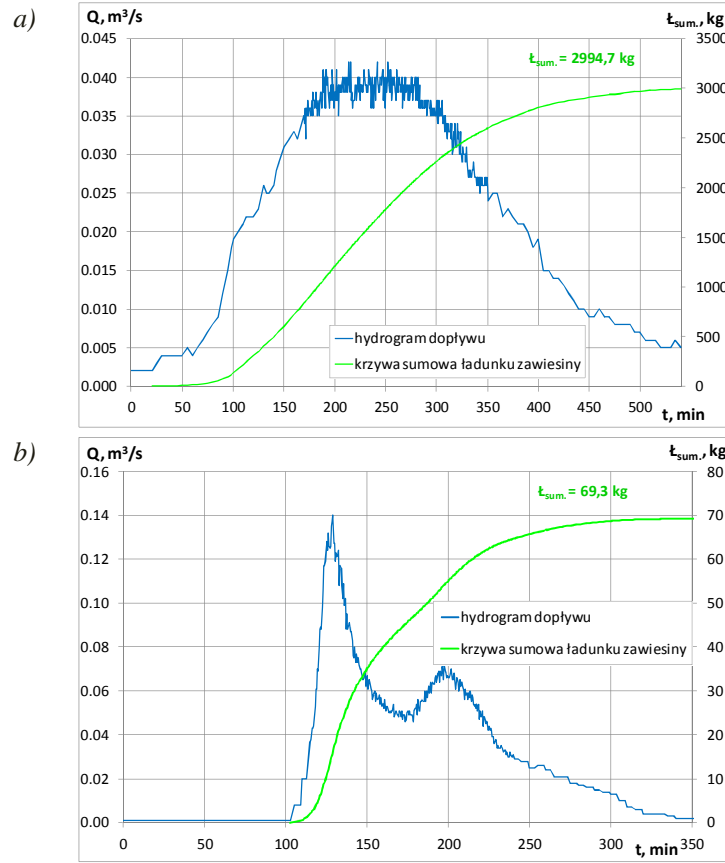
gdzie:

t_{cz} – cząstkowy ładunek zawiesiny ogólnej, g/s ,

$s_{zaw.}$ – stężenie zawiesiny ogólnej (aproxymowane) w czasie t_i , g/m^3 , obliczone na podstawie równania regresji wykładniczej (rys. 2),

Q – natężenie przepływu ścieków czasie t_i , m^3/s .

Na rysunku 3 zaznaczono wartości maksymalne: ładunku $\dot{L}_{cz, \max}$ i natężenia przepływu $Q_{\max}$ oraz odpowiadające im czasy ich wystąpienia t_1 i t_2 , pozwalające określić przesunięcie czasowe pomiędzy tymi wartościami.



Rys. 4. Hydrogram dopływu $Q=f(t)$ i krzywa sumowa ładunku zawiesiny ogólnej $L_{sum}=f(t)$ dla wezbrania z dnia: a) 23.02.2010 r., b) 31.05.2010 r.

Fig. 4. Tributary hydrograph $Q = f(t)$ and the curve of total suspended solids load, $L_{sum}=f(t)$ for the freshets: a) 23.02.2010 r., b) 31.05.2010 r.

Sumaryczny ładunek zawiesiny ogólnej L_{sum} , jaki przepłynął podczas wezbrania (rys. 4) określono ze wzoru:

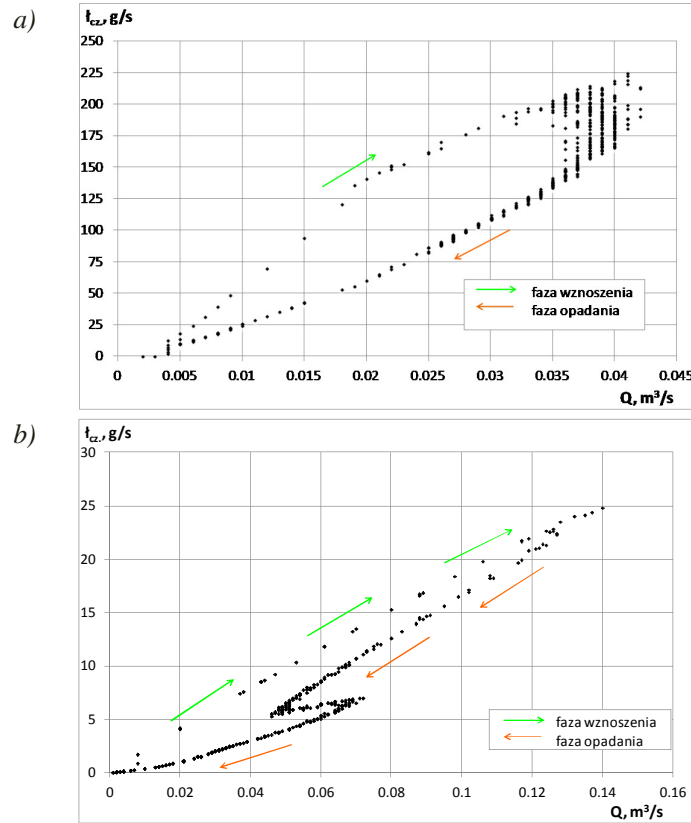
$$L_{sum} = \sum_{i=1}^n \left(\frac{\dot{L}_{cz, i} + \dot{L}_{cz, i+1}}{2} \right) \cdot \frac{\Delta t}{1000}, \quad \text{kg} \quad (2)$$

gdzie:

Σ_{sum} – sumaryczny ładunek zawiesiny ogólnej dla danej fali wezbraniowej (ładunek wyrażony w jednostkach masy), kg,

$\Sigma_{\text{cz. } i}, \Sigma_{\text{cz. } i+1}$ – cząstkowy ładunek zawiesiny ogólnej odpowiednio dla czasu t_i oraz t_{i+1} , g/s,

Δt – krok czasowy, $\Delta t = t_{i+1} - t_i$, s.



Rys. 5. Pętla histerezy zmian ładunku zawiesiny ogólnej ($\Sigma_{\text{cz.}}$) w funkcji przepływu (Q) dla wezbrania z dnia: a) 23.02.2010 r., b) 31.05.2010 r.

Fig. 5. The hysteresis loop for variation of suspended sediment load ($\Sigma_{\text{cz.}}$) as a function of flow rate (Q) for the freshets: a) 23.02.2010 r., b) 31.05.2010 r.

Przebieg ładunków zanieczyszczeń w funkcji natężenia przepływu łącz. = $f(Q)$ dla wezbrania roztopowego z dnia 23.02.2010 r. oraz deszczowego z dnia 31.05.2010 r. przedstawia rys. 5. Na osi rzędnych odłożono cząstkowy ładunek zawiesiny ogólnej łącz. w g/s, natomiast na osi odciętych – natężenie przepływu Q w m³/s.

DYSKUSJA WYNIKÓW

Wezbranie z dnia 23.02.2010 r. było wezbraniem roztopowym. Dodatnie temperatury w ciągu dnia spowodowały, że natężenie przepływu osiągnęło wartość $Q = 0,042 \text{ m}^3/\text{s}$, przy czasie przejścia fali $t = 515 \text{ min}$ (początek dla $t = 25 \text{ min}$). Napełnienia w kanale były niewielkie i nieprzekraczały $h_{\max} = 7,5 \text{ cm}$, przy prędkościach przepływu w zakresie $v = 0,41 \div 1,41 \text{ m/s}$. Stężenia zawiesiny ogólnej wahały się od 7432 g/m^3 do 4181 g/m^3 (rys. 2a), przy odstępie między poborem kolejnych prób równym 15 min . Tak duże wartości stężeń zawiesiny ogólnej związane były z dużymi ilościami piasku używanego na terenie miasta do posypywania jezdni i chodników w czasie intensywnych opadów śniegu i zlodzenia. Śnieg odgarniany przez pługi śnieżne oraz służby miejskie i prywatnych właścicieli, odkładany w postaci pryzm wzdłuż arterii komunikacyjnych, zawierał znaczne ilości zanieczyszczeń, które w momencie roztopów stopniowo przedostawały się do sieci kanalizacji deszczowej. Pomierzone stężenia zawiesiny ogólnej aproksymowano równaniem $s_{\text{zaw}} = 9647,05 \cdot \exp(-0,003 \cdot t)$, przy współczynniku determinacji równym $R^2 = 0,975$.

Z kolei wezbranie dnia 31.05.2010 r. wywołał deszcz o wysokości $P_{\text{sum}} = 4,0 \text{ mm}$, rozpoczynający się zaledwie 254 min po zakończeniu opadu w dniu 30.05.2010 r., który mimo znacznej wysokości ($5,4 \text{ mm}$), spłukał ze zlewni niewielkie ilości zawiesiny ($\max. 125 \text{ mg/dm}^3$). Przedmiotowy deszcz o czasie trwania $t_d = 168 \text{ min}$ oraz natężeniu maksymalnym i średnim równym odpowiednio: $0,1 \text{ mm/min}$ i $0,024 \text{ mm/min}$, wywołał przepływ w kanale o maksymalnej wartości $Q_{\max} = 0,140 \text{ m}^3/\text{s}$, przy napełnieniu $h_{\max} = 13,8 \text{ cm}$ i prędkościach przepływu w granicach $0,27\text{--}1,94 \text{ m/s}$. W czasie wezbrania sampler pobrał 14 prób ścieków deszczowych, których pomierzone stężenia zawiesiny ogólnej zmieniały się od 296 g/m^3 do 80 g/m^3 . Próby pobierane były w odstępach 10 minutowych, a więc czas wezbrania objęty badaniem wyniósł 130 min , przy całkowitym czasie przejścia fali równym 257 min (początek dla $t = 103 \text{ min}$). Pomierzone stężenia zawiesiny ogólnej aproksymowano równaniem $s_{\text{zaw}} = 551 \cdot \exp(-0,0088 \cdot t)$, przy uzyskanym współczynniku determinacji $R^2 = 0,679$ (rys. 2b).

Badania prowadzone przez Dąbkowskiego i in. [2010], Sikorskiego i in. [2010] oraz Bąka i in. [2012] wykazały, że dla przedmiotowej zlewni w warunkach normalnej eksploatacji stężenia zawiesin ogólnych dla fal deszczowych wahają się w przedziale od 70 g/m^3 do 1735 g/m^3 , a dla roztopowych dochodzą do 7432 g/m^3 , co pokazuje kilkukrotną różnicę w jakości tych spływów dla analizowanego wskaźnika.

Analizowane wezbranie roztopowe w porównaniu z deszczowym charakteryzuje się ponadto znacznie większymi wartościami maksymalnych ładunków cząstkowych $I_{\text{cz,max}}$ (odpowiednio: $224,7 \text{ g/s}$ i $24,79 \text{ g/s}$) oraz czasem ich przesuwu.

nięcia w stosunku do wartości maksymalnych natężenia przepływu $Q_{\max}$, odpowiednio $\Delta t=25$ min i $\Delta t=0$ min (rys. 3).

W związku z dużymi stężeniami zawiesiny ogólnej oraz długim czasem przejścia fali, mimo niewielkich wartościach przepływów, sumaryczny ładunek zawiesiny ogólnej wyniósł dla wezbrania z dnia 23.02.2010 r., $L_{\text{sum.}} = 2994,7$ kg (rys. 4a), co stanowi kilkudziesięciokrotnie większą wartość niż dla wezbrania z dnia 31.05.2010 r. (69,3 kg) – rys. 4b. W przypadku innych analizowanych wezbrań deszczowych sumaryczny ładunek nie przekraczał wartości 270,12 kg [Dąbkowski i in. 2010].

Pokazane na wykresie punktowym pętle histerezy pokazują, że ładunek zawiesiny ogólnej jest znacznie większy w fazie wzrostu natężenia przepływu w kanale, niż w trakcie jego spadku. Spowodowane jest to zjawiskiem „wypłukania” dużej liczby cząstek zawiesiny ogólnej ze zlewni w początkowym czasie wezbrania i zmniejszaniem się ich ładunków w końcowym okresie. Pętla histerezy dla wezbrania roztopowego (rys. 5a) ma bardzo regularny charakter. Przy przepływach o natężeniu powyżej $0,035 \text{ m}^3/\text{s}$ duże skupienie punktów związane jest z faktem, że przepływy te utrzymywały się przez dłuższy okres czasu – blisko 140 min (rys. 4a). Dla przepływów od $0,02$ do $0,03 \text{ m}^3/\text{s}$ różnice ładunku zawiesiny ogólnej pomiędzy fazą wznoszenia i opadania wahały się w granicach równych $75 - 81 \text{ g/s}$. Z kolei nieregularny przebieg pętli histerezy w fazie opadania dla wezbrania deszczowego (rys. 5b) związany jest ze złożonym charakterem hydrogramu odpływu (rys. 4b) i chwilowym wzrostem wartości przepływów w końcowym etapie wezbrania. Największa różnica ładunku ($\Delta L_{\text{cz.}} \approx 6,95 \text{ g/s}$) występuje przy natężeniu przepływu $Q = 0,07 \text{ m}^3/\text{s}$, gdzie w fazie wznoszenia ładunek zawiesiny ogólnej wynosi $13,47 \text{ g/s}$, a w fazie opadania odpowiednio $6,52 \text{ g/s}$.

W przypadku badanego kolektora Si9 zinwentaryzowano odcinek o długości ok. 350 m powyżej przekroju pomiarowego, gdzie nie stwierdzono żadnych przeszkód redukujących przepustowość (osady, korzenie drzew). Zbadanie całej sieci wymagałoby kosztownego kamerowania techniką CCTV. Znaczne ilości osadów zauważalne są natomiast w przykanalich z wpustów ulicznych oraz w komorze rozdziału przy OWD w okresie letnim, szczególnie po dużych wezbraniach spowodowanych deszczami nawałnymi. Podobna sytuacja ma miejsce w okresach odwilży i wiosennych roztopów. W związku z powyższym prezentowane w pracy wyniki badań mogą być zniekształcone wskutek wypłukiwania osadów zalegających w kanałach.

WNIOSKI

Analizowane wezbranie roztopowe charakteryzowało się kilkudziesięciokrotnie wyższymi stężeniami zawiesiny ogólnej niż deszczowe, co związane było z zimowym utrzymaniem ciągów komunikacyjnych.

Istotną zależnością, jaką można zaobserwować na podstawie przytoczonych badań jest zauważalny spadek stężeń zawiesiny ogólnej w czasie trwania wezbrania, co jest związane ze stopniowym spłukiwaniem zanieczyszczeń z terenu zlewni w czasie trwania deszczu.

Znacznie większe ładunki zawiesiny ogólnej transportowane są w trakcie przejścia fal roztopowych niż deszczowych, co związane jest nie tylko z dużymi stężeniami zawiesiny osiąganymi w czasie topnienia zalegającego śniegu, ale również przebiegiem i długością czasu trwania wezbrania.

Występuje przesunięcie w czasie trwania wezbrania pomiędzy wartościami maksymalnymi ładunku cząstkowego i natężenia przepływu dla fali roztopowej.

Analizując wykonane pętle histerezy można zauważyć, że w czasie fazy wznoszenia (wzrost przepływu w czasie przejścia fali) ładunki cząstkowe zawiesiny ogólnej mają wyższe wartości niż w czasie fazy opadania (spadek wartości przepływu).

Praca współfinansowana ze środków Europejskiego Funduszu Społecznego w ramach Projektu „INWENCJA – Potencjał młodych naukowców oraz transfer wiedzy i innowacji wsparciem dla kluczowych dziedzin świętokrzyskiej gospodarki” o numerze identyfikacyjnym WND-POKL.08.02.01-26-020/1

The Work Co-Funded from the European Social Fund within the Project called INVENTION – Potential of Young Scientists and Transfer of Knowledge and Innovation as a Support for the Key Branches of the Świętokrzyskie Region Economy, nr WND-POKL.08.02.01-26-020/1

LITERATURA

1. BABELSKI Z.: *Ocena zanieczyszczeń ścieków deszczowych z różnych zlewni miejskich*. Gaz, Woda i Technika Sanitarna, Nr 11, 12-14, 1999
2. BĄK Ł., GÓRSKI J., GÓRSKA K., SZELAĞ B.: *Analiza związku między metalami ciężkimi i zawiesiną w wybranych falach kanalizacji deszczowej zlewni miejskiej (Analysis of the relationship between heavy metals and the suspension at selected rainwater waves of the urban catchment area - in Polish, with English abstr.)*. Ochrona Środowiska, Vol. 34, Nr 2, 1-4, 2012

3. DĄBKOWSKI SZ. L., GÓRSKA K., GÓRSKI J., SZELĄG B.: *Wstępne wyniki badań ścieków deszczowych w jednym z kanałów w Kielcach*. Gaz Woda i Technika Sanitarna, Nr 6, 20-24, 2010,
4. KRÓLIKOWSKI A., GARBARCZYK K., GWOŹDZIEJ-MAZUR J., BUTAREWICZ A.: *Osady powstające w obiektach kanalizacji deszczowej*. Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska P.A.N., Vol. 35, Lublin, 2005
5. OSMULSKA-MRÓZ B., SADKOWSKI K.: *Ochrona wód w otoczeniu dróg*. Materiały Biura Projektowo-Badawczego Dróg i Mostów, Warszawa, 1993
6. SIKORSKI M., GÓRSKA K., GÓRSKI J., GAWDZIK J.: *Charakterystyka jakościowa ścieków deszczowych w świetle badań własnych i literatury*. Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie, Nr 3, 121-126, 2010
7. ZAWILSKI M.: *Prognozowanie wielkości odpływu i ładunków zanieczyszczeń ścieków opadowych odprowadzanych z terenów zurbanizowanych*. Zeszyty Naukowe Politechniki Łódzkiej, Nr 792, 1997
8. XANTHOPOULOS C., Hahn H.: *Anthropogenic pollutants wash-off from street surfaces*. International Conference On Urban Storm Drainage, Victoria BC, Kanada, 1993
9. WOJCIECHOWSKI A.: *Zasady utrzymywania dróg miejskich w okresie zimowym*. Przegląd Komunalny, Nr 9(84), 1998.

THE VARIABILITY OF TOTAL SUSPENDED SOLIDS IN STORM WATER IN THE EXAMPLE OF A CHOSEN CATCHMENT

S u m m a r y

One of the most important parameters, in assessing the contamination degree of rainwater from urban catchments is a total suspension. The number of suspensions of these sewages is highly variable and depends on many factors. They are related mainly to the development of catchments. The aim of the article is to compare the variation of freshet levels and loads of total suspended solids in a specific wave of rain and snow-melt, which are observed in the urban catchment in Kielce.

Key words: rain water, total suspension, raised water

**ANNA NOWACKA, MARIA WŁODARCZYK-MAKUŁA,
BARTŁOMIEJ MACHERZYŃSKI***

**ZMIANY STĘŻENIA AZOTU AMONOWEGO
I AZOTANOWEGO PODCZAS UZDATNIANIA WODY
W ZAKŁADZIE UZDATNIANIA WODY GOCZAŁKOWICE**

Streszczenie

W pracy przedstawiono wyniki badań dotyczące zmian stężenia azotu amonowego ($N-NH_4^+$) i azotu azotanowego ($N-NO_3^-$) w wodach pobranych po poszczególnych procesach uzdatniania prowadzonych w ZUW Goczałkowice. Kolejne procesy, zarówno w ciągu technologicznym GO-CZA I, jak i GO-CZA II, pozwoliły na obniżenie stężenia azotu amonowego do wartości poniżej poziomu oznaczalności.

Słowa kluczowe: woda uzdatniona, Goczałkowice, azot amonowy, azot azotanowy

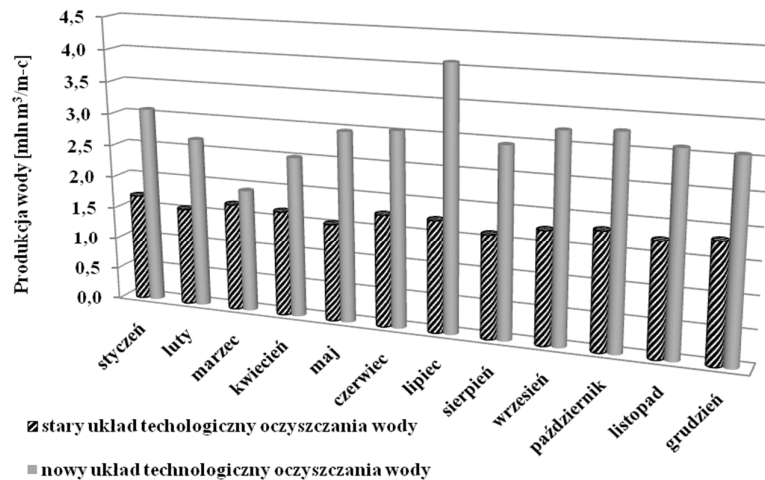
WPROWADZENIE

Górnośląskie Przedsiębiorstwo Wodociągów S.A. w Katowicach jest największym w Polsce producentem wody do spożycia. Znaczący udział (ok. 45%) w produkcji całego przedsiębiorstwa ma Zakład Uzdatniania Wody Goczałkowice. Produkcja opiera się na dwóch niezależnie działających ciągach technologicznych: GO-CZA I i GO-CZA II. W pierwszym wykorzystywana jest woda ze zbiornika Goczałkowice, natomiast w drugim – woda pochodzi ze zbiorników: Goczałkowice i Czaniec (na rzece Sole). Podczas modernizacji zakończonej w 2004r. układ uzdatniania wzbogacono o dwustopniowe ozonowanie oraz filtrację na węglu aktywnym [Nowacka i in. 2011].

Znaczna część (ok. 2/3) produkowanej wody pochodzi z linii produkcyjnej GO-CZA II. Wynika to z lepszej jakości wody w rzece Sole, a także możliwości grawitacyjnego przesyłu wody do ZUW Goczałkowice, co pozwala na zminimalizowanie kosztów jej pompowania [Panasiuk i Nowacka 2012]. Na rysunku 1 przedstawiono wielkość produkcji wody pitnej z ZUW Goczałkowice z podziałem na stary układ technologiczny oczyszczania wody (odpowiada w przy-

* Politechnika Częstochowska, Katedra Chemii, Technologii Wody i Ścieków

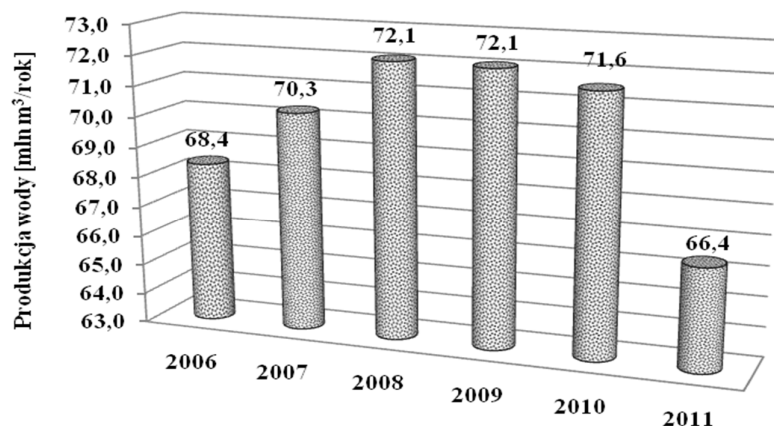
bliżeniu ilości wody uzdatnionej w ciągu technologicznym GO-CZA I) i nowy układ (w przybliżeniu GO-CZA II), w poszczególnych miesiącach 2011 r. Najwięcej wody wyprodukowano w lipcu oraz wrześniu i październiku. W każdym okresie roku ilość wody uzdatnionej w ciągu GO-CZA II (ok. 70% produkcji) była wyższa niż w GO-CZA I (ok. 30%).



Rys. 1. Ilość wody przeznaczanej do spożycia przez ludzi wyprodukowana w 2011 r. z podziałem na stary i nowy układ technologiczny oczyszczania wody [Panasiuk i Nowacka 2012]

Fig. 1. The amount of water intended for human consumption produced in 2011, divided into old and new technology water purification system [Panasiuk i Nowacka 2012]

Analizując ilość wody wyprodukowanej, w ostatnich sześciu latach, można stwierdzić, że największą ilość wody przeznaczanej do spożycia przez ludzi, w ZUW Goczałkowice, wyprodukowano w latach 2008, 2009 oraz 2010 (rys. 2) [Panasiuk i Nowacka 2011]. W 2011 r. produkcja wody przeznaczanej do spożycia przez ludzi znacząco obniżyła się w porównaniu do lat wcześniejszych. Mogło to m. in. wynikać z obniżonego zużycia wody przez odbiorców, jako konsekwencji wzrostu cen wody przeznaczanej do spożycia oraz budową indywidualnych ujęć wody.



Rys. 2. Ilość wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi wyprodukowana w latach 2006-2011 w ZUW Goczałkowice [Panasiuk i Nowacka 2011]

Fig. 2. The amount of water intended for human consumption produced in years 2006-2011 in WTP Goczałkowice [Panasiuk i Nowacka 2011]

Związki azotu mogą występować w połączeniach nieorganicznych i organicznych. Źródłem nieorganicznych związków azotu w wodach powierzchniowych są ścieki przemysłowe, spływy z pól, gdzie stosowano nawozy azotowe oraz opady atmosferyczne. Azot organiczny to produkt biochemicznego rozkładu białek roślinnych i zwierzęcych, a jego źródłem mogą być organizmy wodne oraz ścieki bytowe [Kowal i Świderska-Bróż 2009].

Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Zdrowia z dnia 20 kwietnia 2010r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi [Rozp. MZ 2010] dopuszczalne stężenie jonu amonowego wynosi $0,50 \text{ mg NH}_4^+/\text{dm}^3$. Obecność azotu amonowego w wodzie utrudnia usuwanie manganu, zmniejsza skuteczność dezynfekcji chlorem a także może zwiększać korozję instalacji w sieci wodociągowej. Azot amonowy można usunąć z roztworów wodnych w procesach:

- biologicznym – nitrifikacja,
- fizycznym – odpędzanie amoniaku po podwyższeniu pH wody,
- chemicznych – wymiana jonowa, chlorowanie.

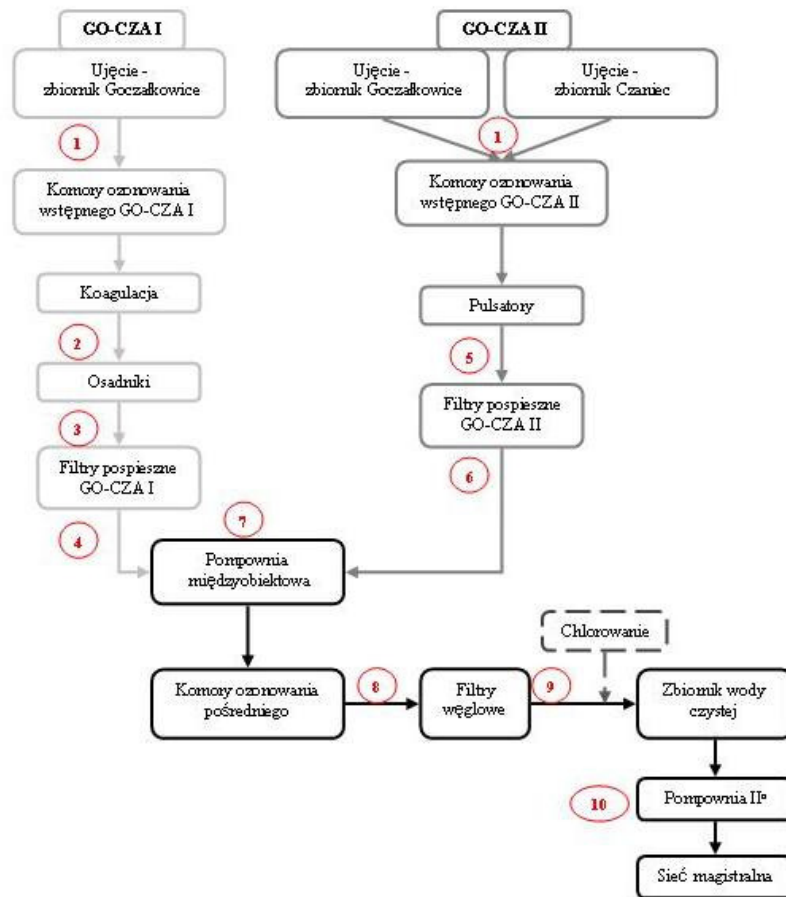
W procesie biologicznego usuwania azotu amonowego główną rolę odgrywają autotroficzne bakterie nitrifikacyjne, które prowadzą proces w warunkach tlenowych. Biologiczna nitrifikacja azotu amonowego może być prowadzona na złożach piaskowych, antracytowych, dolomitowych oraz wypełnionych węglem aktywnym. Do głównych czynników, które utrudniają proces utleniania jonów amonowych należą jony żelaza (II) i manganu (II) [Kowal i Świderska-

Bróz 2009, Biłozar i Nawrocki 2010]. Procesy fizyczno-chemiczne stosowane są również do oczyszczania ścieków przemysłowych obciążonych azotem amonowym [Janosz-Rajczyk 2004]. Wyżej wymienione Rozporządzenie określa także stężenie graniczne azotanów w wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi ($50 \text{ mg NO}_3^-/\text{dm}^3$), które po przeliczeniu na azot azotanowy wynosi $11,3 \text{ mg N-NO}_3^-/\text{dm}^3$. Azot azotanowy jest bardzo dobrze rozpuszczalny w wodzie, dlatego trudno go usunąć w procesie koagulacji. Do procesów zmniejszających zawartość azotu azotanowego w wodzie należą m. in. procesy membranowe, wymiana jonowa i biologiczna denitryfikacja heterotroficzna [Raczyk-Stanisławiak i in. 2010]. Na szczególną uwagę zasługuje denitryfikacja, która nie jest stosowana powszechnie. Przykładem jest Stacja Uzdadniania Wody Wierzchowisko należąca do Przedsiębiorstwa Wodociągów i Kanalizacji Okręgu Częstochowskiego. Ujmowana woda podziemna jest uzdatniana w procesach: denitryfikacja, aeracja/flokulacja, filtracja (filtr dwumedialny), adsorpcja (węgiel aktywny) oraz sedymentacja. Prawidłowy przebieg procesu wymaga dozowania pożywek dla bakterii denitryfikacyjnych. W przypadku omawianej stacji źródłem węgla jest etanol o stężeniu 95% (dane PWiK w Częstochowie).

Celem pracy było przeanalizowanie zmian stężenia azotu amonowego oraz azotu azotanowego w wodzie uzdatnianej w ZUW Goczałkowice oraz porównanie wartości tych wskaźników ze stężeniami dopuszczalnymi określonymi w obecnie obowiązujących przepisach prawnych.

MATERIAŁ DO BADAŃ

Próbki wody pobrano w ZUW Goczałkowice po kolejnych etapach uzdatniania jako chwilowe. Poboru dokonano w sezonie zimowym, a miejsca poboru przedstawiono na rysunku 3. W dniu poboru, woda kierowana do uzdatniania pochodziła wyłącznie ze zbiornika Goczałkowice. Sytuacja taka była spowodowana niskimi stanami wody na rzece Sole i brakiem możliwości korzystania z drugiego źródła zasilania. Z tego powodu jakość wody surowej GO-CZA I odpowiadała jakości wody surowej GO-CZA II.



Rys. 3. Schemat technologiczny ZUW Goczałkowice oraz miejsca poboru próbek wody
 Fig. 3. Technological scheme of WTP Goczałkowice and water sampling site

Miejsca poboru próbek zaznaczone na schemacie oznaczają wodę:

1. surową,
2. po ozonowaniu wstępnym i koagulacji klasycznej z dodatkiem koagulantu - siarczan (VI) glinu,
3. po sedymentacji,
4. po filtracji na filtrach piaskowych pospiesznych GO-CZA I,
5. po ozonowaniu i koagulacji siarczanem (VI) glinu w pulsatorach,

6. po filtracji na filtrach piaskowych pospiesznych GO-CZA II,
7. mieszana (po przygotowaniu wstępnym),
8. po ozonowaniu pośrednim,
9. po adsorpcji na węglu aktywnym,
10. po końcowej dezynfekcji chlorem.

METODYKA BADAŃ

Stężenie azotu amonowego wyznaczono metodą bezpośredniej nessleryzacji. Wartość absorbancji mierzono przy długości fali $\lambda=410$ nm. Zawartość azotu azotanowego została określona metodą kolorymetrycznej z brucyną ($\lambda=410$ nm). Do pomiaru absorbancji wykorzystano spektrofotometr M501 firmy Camspec LTD. Zastosowano kuwety szklane o długości drogi optycznej 1cm. Oznaczenia zostały wykonane w dwóch powtórzeniach. Ponadto wykonano oznaczenie pH wody metodą potencjometryczną oraz kwasowości ogólnej i zasadowości ogólnej metodą miareczkową.

WYNIKI BADAŃ I DYSKUSJA WYNIKÓW

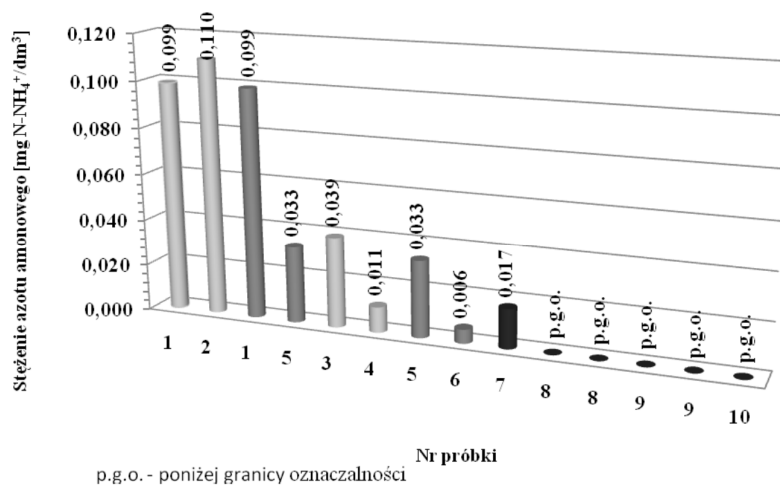
Kwasowość, zasadowość ogólną oraz pH badanych próbek wody przedstawiono w tabeli 1. Zaobserwowano pewne wahania wartości pH, lecz końcowa wartość w wodzie uzdatnionej była niższa niż w wodzie surowej. W przypadku kwasowości ogólnej najniższą wartość odnotowano dla wody surowej, najwyższą natomiast dla wody uzdatnionej. Widoczne było obniżenie wartości zasadowości ogólnej w wodzie uzdatnionej w stosunku do wody surowej. Największe obniżenie zasadowości i pH stwierdzono w próbkach nr 2 i 5. Spadek wartości tych wskaźników był spowodowany użyciem, w procesie koagulacji, siarczanu (VI) glinu, który ulegał hydrolizie kwasnej [Kowal i Świderska-Bróz 2009, Biłozar i Nawrocki 2010].

Zmiany stężenia azotu amonowego (N-NH_4^+) po kolejnych etapach uzdatniania wody prowadzonych w ZUW Goczałkowice przedstawiono na rysunku 4. Stężenie azotu amonowego w wodzie surowej, pompowanej ze zbiornika do uzdatniania w ciągu technologicznym GO-CZA I i GO-CZA II, nie przekraczało $0,1 \text{ mg/dm}^3$ ($0,099 \text{ mg N-NH}_4^+/\text{dm}^3$). Po ozonowaniu wstępnym i koagulacji klasycznej odnotowano niewielki wzrost stężenia tego wskaźnika do wartości $0,110 \text{ mg N-NH}_4^+/\text{dm}^3$. Natomiast po ozonowaniu i koagulacji w pulsatorach zaobserwowano wyraźne obniżenie stężenia azotu amonowego w analizowanej wodzie (o 67%).

Tab. 1. Wybrane wskaźniki jakości wody

Tab. 1. Supplementary water quality parameters

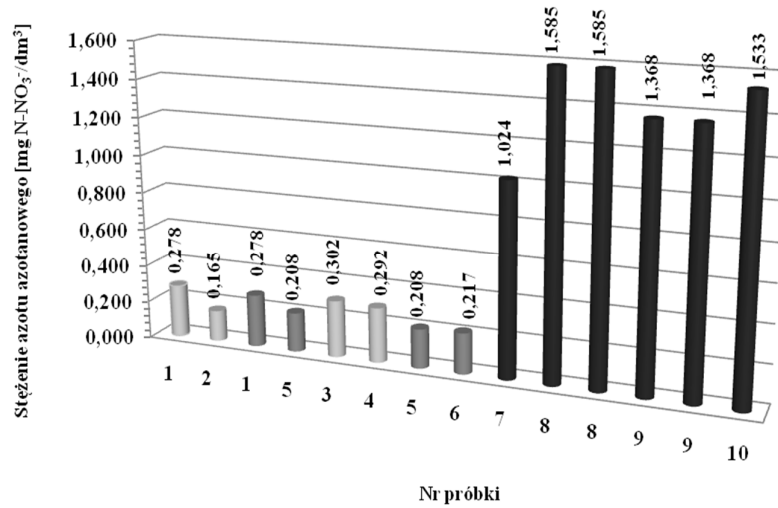
Nr próbki	pH	Kwasowość ogólna [mval/dm ³]	Zasadowość ogólna [mval/dm ³]
1.	7,30	0,18	1,50
2.	7,00	0,20	1,05
3.	7,40	0,25	1,00
4.	7,30	0,25	1,05
5.	7,15	0,25	1,00
6.	7,20	0,25	1,00
7.	7,60	0,25	1,10
8.	7,20	0,25	1,20
9.	7,10	0,28	1,20
10.	7,00	0,30	1,10



Rys. 4. Zmiany stężenia azotu amonowego w wodzie po kolejnych procesach uzdatniania
 Fig. 4. Changes in the concentration of ammonium nitrogen in the water after subsequent treatment processes

Również po procesie sedymentacji (od 0,110 do 0,039 mg N-NH₄⁺/dm³ czyli o 65%), jak i filtracji na filtrach piaskowych GO-CZA I nastąpiło obniżenie stężenia azotu amonowego (o 72%). Podobną zmianę stężenia azotu amonowego odnotowano po procesie filtracji na filtrach piaskowych w ciągu GO-CZA II. W tym przypadku obniżenie stężenia azotu amonowego w wodzie było rzędu 82% (od 0,033 do 0,006 mg N-NH₄⁺/dm³). Największą skuteczność usuwania

azotu amonowego z wody uzdatnianej, zarówno w ciągu GO-CZA I, jak i GO-CZA II, uzyskano podczas procesu filtracji. W wodzie po ozonowaniu pośrednim, adsorpcji na filtrach z węglem aktywnym oraz po końcowej dezynfekcji chlorem nie określono wartości stężenia azotu amonowego, gdyż było mniejsze od granicy oznaczalności, którą wyznaczono na poziomie $0,006 \text{ mg N-NH}_4^+/\text{dm}^3$. Na rysunku 5 przedstawiono zmiany stężenia azotu azotanowego w badanych próbkach wody. W ciągu technologicznym GO-CZA I i GO-CZA II zaobserwować można obniżenie stężenia azotu azotanowego po procesie koagulacji, które wynosiło 41% i 25% odpowiednio w linii produkcyjnej GO-CZA I i GO-CZA II. W pozostałych procesach (poza adsorpcją na filtrach węglowych) widoczny jest wzrost stężenia azotu azotanowego. Najwyższe stężenie azotu azotanowego odnotowano w wodzie po ozonowaniu pośrednim ($1,59 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$) oraz po końcowej dezynfekcji ($1,53 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$).



Rys. 5. Zmiany stężenia azotu azotanowego po kolejnych etapach uzdatniania wody
 Fig. 5. Changes in the concentration of nitrate nitrogen in water after subsequent treatment processes

WNIOSKI

Największą efektywność usunięcia azotu amonowego z wody uzdatnianej w ciągu technologicznym GO-CZA I i GO-CZA II uzyskano w procesie filtracji na filtrach piaskowych pospiesznych (72-82%). Również podczas ozonowania wstępnego i koagulacji z użyciem pulsatorów w linii produkcyjnej GO-CZA II odnotowano obniżenie stężenia tej formy azotu. Jednocześnie obserwowano zużycie zasadowości i wahania pH. Najniższe stężenie azotu azotanowego w obu ciągach odnotowano po ozonowaniu wstępnym i koagulacji klasycznej w linii produkcyjnej GO-CZA I oraz z użyciem pulsatorów w linii GO-CZA II.

Porównując stężenia azotu amonowego i azotanowego w wodzie przeznaczonej do spożycia (po końcowej dezynfekcji chlorem) w ZUW Goczałkowice z wartościami dopuszczalnymi można stwierdzić, że oznaczone wartości są poniżej poziomu dopuszczalnego, gdyż:

- stężenie azotu amonowego było poniżej granicy oznaczalności,
- stężenie azotu azotanowego wynosiło $1,53 \text{ mg N-NO}_3^-/\text{dm}^3$
- podczas gdy dopuszczalne wartości tych wskaźników są następujące:
- stężenie jonu amonowego nie powinno przekraczać $0,50 \text{ mg NH}_4^+/\text{dm}^3$,
- stężenie azotanów - $50 \text{ mg NO}_3^-/\text{dm}^3$ (po przeliczeniu $11,3 \text{ mg N-NO}_3^-/\text{dm}^3$).

Pracę zrealizowano w ramach BS/MN-402-304/12 oraz BS/MN-402-303/11

LITERATURA

1. NOWACKA A., WŁODARCZYK-MAKUŁA M., PANASIUK D.: *Charakterystyka wybranych parametrów jakości wody zasilającej ZUW Goczałkowice*. Inżynieria i Ochrona Środowiska, Wyd. Politechniki Częstochowskiej, Nr 4, 385-396, 2011
2. PANASIUK D., NOWACKA A.: *Pobór a produkcja wody pitnej przez ZUW Goczałkowice*. Raport ZIZOZAP, Katowice 2012
3. PANASIUK D., NOWACKA A.: *Produkcja oraz koszty uzdatniania wody w ZUW Goczałkowice*. Raport ZIZOZAP, Katowice 2011.
4. KOWAL A.L., ŚWIDERSKA-BRÓŹ M.: *Oczyszczanie wody*. PWN 2009
5. Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 20 kwietnia 2010r. zmieniające rozporządzenie w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi, Dz.U. Nr 72, poz. 46
6. BIŁOZAR S., NAWROCKI J.: *Biologiczne metody uzdatniania wody, [w]: Uzdatnianie wody. Część 2. red. J. Nawrocki*. PWN, 141-193, 2010

7. JANOSZ-RAJCZYK M.: *Biologiczne metody usuwania azotu z wybranych wód odpadowych*. Wyd. Politechniki Częstochowskiej, seria monografie 102, 2004
8. RACZYK-STANISŁAWIAK U., NAWROCKI J., ŚWIETLIK J.: *Wymiana jonowa, [w]: Uzdatnianie wody. Część 2, red. J. Nawrocki. PWN, Warszawa, 1-62, 2010*
9. <http://www.pwik.czest.pl>
10. HERMANOWICZ W., DOJLIDO J., DOŻAŃSKA W., KOZIOROWSKI B., ZERBE J.: *Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków*. Wyd. Arkady 1999

CONCENTRATION CHANGES OF AMMONIUM NITROGEN AND NITRATE NITROGEN IN WATER TREATMENT PROCESSES IN WTP GOCZAŁKOWICE

Summary

Water Treatment Plant (WTP) in Goczałkowice belongs to the Upper Silesian Waterworks in Katowice. Production of WTP Goczałkowice is around 45% of the total production of drinking water in the whole waterworks. The paper presents results of studies on changes in the concentration of ammonium nitrogen ($N-NH_4^+$) and nitrate nitrogen ($N-NO_3^-$) in water collected after various treatment processes. Determination of ammonium nitrogen was carried out using Nessler reagent and nitrate nitrogen - colorimetric method with brucine reagent. In subsequent processes, in-line GO-GO CZA CZA and II, there was a decrease of ammonium nitrogen concentrations below the level of quantification. The limit value of ammonium ions in drinking water specified in the Regulation Ministry of Health from 20th April 2010 is $0.50 \text{ mg } NH_4^+/dm^3$. Water treated in WTP Goczałkowice meets these requirements and the concentration of ammonium nitrogen is much lower than the limit specified in regulation. In these regulation there is also acceptable concentration of nitrates in the water for human consumption ($50 \text{ mg } NO_3^-/dm^3$). After appropriate conversion of nitrate nitrogen to nitrates may be concluded that also in this respect, water treated in WTP Goczałkowice meet the legal quality requirements.

Key words: treated water, Goczałkowice, ammonium nitrogen, nitrate nitrogen

AGNIESZKA TUREK, MARIA WŁODARCZYK-MAKUŁA*

**USUWANIE WWA (C13-C16) ZE ŚCIEKÓW
PRZEMYSŁOWYCH Z WYKORZYSTANIEM
DITLENKU DIWODORU**

Streszczenie

Podstawowym założeniem prowadzonych badań było określenie wpływu ditlenku diwodoru na usuwanie wybranych WWA ze ścieków przemysłowych. Do badań zastosowano ditlenek diwodoru w dawkach: 50 mg/l, 100 mg/l, 300 mg/l, 600 mg/l, 900 mg/l, 1000 mg/l i 2000 mg/l. Analizę ilościowo-jakościową WWA prowadzono z wykorzystaniem chromatografu gazowego ze spektrometrem masowym. Suma pięciu analizowanych węglowodorów zawierających od 13 do 16 atomów węgla w cząsteczce (z listy 16 EPA) wynosiła 16 µg/l. Po procesie utleniania największe obniżenie sumarycznej zawartości badanych WWA, sięgający 82%, odnotowano przy dawce utleniacza wynoszącej 900 mg/l.

Słowa kluczowe: utlenianie, H₂O₂, WWA, GC-MS, ścieki przemysłowe

WPROWADZENIE

Wielopierścieniowe Węglowodory Aromatyczne WWA stanowią grupę związków chemicznych zawierającą dwa lub więcej skondensowane pierścienie aromatyczne. Mają różne struktury, w których pierścienie benzenu przyjmują różne wzajemne położenia oraz aktywność chemiczną. Wszystkie atomy węgla w pierścieniu benzenu i innych związków aromatycznych mają hybrydyzację orbitali atomowych sp². Spośród trzech orbitali sp² każdego atomu węgla cząsteczki benzenu, dwa tworzą wiązania z orbitalami sp² sąsiednich atomów węgla, a trzeci – z orbitalem s atomu wodoru. Są to wiązania σ. Dodatkowo każdy atom węgla o hybrydyzacji sp² zawiera jeden niezhybrydyzowany orbital p_z z jednym elektronem p. Boczne nakładanie się tych orbitali powoduje powstanie wiązań π. W pierścieniu benzenu, który składa się z sześciu atomów węgla,

* Politechnika Częstochowska, Wydział Inżynierii Środowiska i Biotechnologii

znajduje się więc sześć elektronów tworzących wiązania π , nazywanych elektronami π [Kupryszewski 1994].

Ścieki pochodzące z przeróbki paliw (koksownicze, petrochemiczne) są najbardziej obciążone zanieczyszczeniami organicznymi [Zhao i in. 2006, Bartulewicz i in. 1997]. Obecność WWA w ściekach koksowniczych potwierdzają doniesienia literaturowe [Mielczarek i in. 2011] i badania własne [Włodarczyk-Makuła 2007, Marzena Smol i Włodarczyk-Makuła 2012]. Bartkiewicz podaje, że zawartość związków organicznych wyrażonych jako utlenialność może sięgać 1000 mg/dm³ a stężenie azotu ogólnego i fenoli lotnych może być odpowiednio w granicach: od 980 do 6500 i od 260 do 3000 mg/dm³ [Bartkiewicz 2006]. Do oczyszczania ścieków przemysłowych coraz częściej stosuje się zaawansowane metody utleniania zanieczyszczeń organicznych – AOP (Advanced Oxidation Process). Metody te polegają na wytworzeniu rodnika hydroksylowego, który pozwala na rozkład związków organicznych do CO₂ i H₂O. Najczęściej stosowanymi czynnikami wywołującymi generowanie rodników hydroksylowych są ditlenek diwodoru, manganian (VII) potasu, ozon, promieniowanie UV, ultradźwięki lub metody skojarzone polegające na łącznym działaniu reagenta chemicznego z naświetlaniem lub nadźwiękawianiem [Wąsowski i Piotrowska 2002, Brown i in. 2003, Dugay i in. 2002, Martimms 2003].

Podstawowym założeniem badań opisanych w pracy było określenie skuteczności usuwania wybranych WWA (fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, piren) ze ścieków koksowniczych z wykorzystaniem ditlenku diwodoru. Sprawdzone także zmiany wartości ogólnych wskaźników zanieczyszczeń organicznych takich jak ChZT, OWO podczas procesu.

METODYKA BADAŃ

Badania prowadzono z wykorzystaniem ścieków koksowniczych powstających podczas oczyszczania gazu koksowniczego. W praktyce ścieki te kierowane są do zakładowej oczyszczalni biologicznej. Próbkę ścieków pobrano jako chwilowe i wstępnie scharakteryzowano oznaczając podstawowe wskaźniki takie jak ChZT (metodą amerykańską-skróconą), OWO (analizator Multi N/C 2100). Oznaczono stężenia 16 WWA umieszczonych na liście amerykańskiej Agencji Ochrony Środowiska (EPA). Do badań wybrano węglowodory, których masy cząsteczkowe mieściły się w przedziale od 166,21u do 202,30u (tabela 1).

Badania utleniania polegały na wprowadzeniu do próbek ścieków pobranych z oczyszczalni odpowiednich ilości 30% roztworu ditlenku diwodoru. Dawka reagenta wynosiła odpowiednio: 50, 100, 300, 600, 900, 1000 i 2000 mg/l. Próbkę wymieszano i pozostawiono w warunkach laboratoryjnych przez okres 60 minut. Po tym czasie oznaczono WWA oraz powtórzono analizę wskaźników fizyczno-chemicznych w ściekach.

Tab. 1. Charakterystyka badanych WWA

Tab. 1. Characteristics of the study of PAHs

WWA	Wzór sumaryczny	Masa cząsteczkowa	Liczba pierścieni	Liczba pierścieni benzenowych
Fluoren	C ₁₃ H ₁₀	166,21	3	2
Fenantren	C ₁₄ H ₁₀	178,22	3	3
Antracen	C ₁₄ H ₁₀	178,22	3	3
Fluoranten	C ₁₆ H ₁₀	202,30	4	3
Piren	C ₁₆ H ₁₀	202,30	4	4

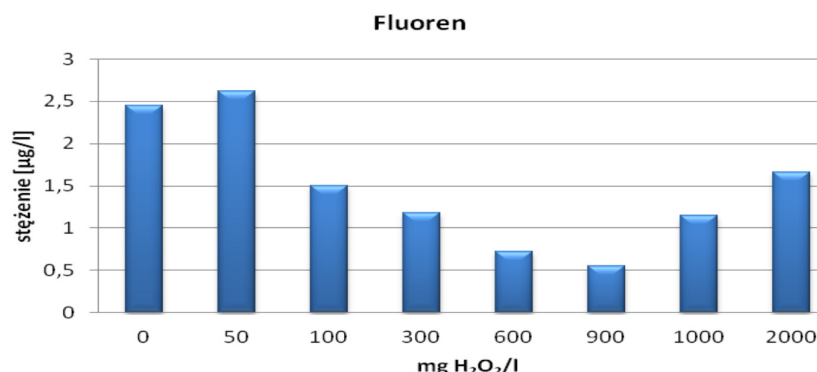
Analiza WWA obejmowała wstępne przygotowanie próbek oraz ilościowe oznaczenie chromatograficzne. Wstępnym etapem była ekstrakcja substancji organicznych ze ścieków. Do 500 ml ścieków dodawano rozpuszczalniki: metanol, cykloheksan i dichlorometan w stosunku objętościowym 20:5:1. Następnie mieszaniny poddano wytrząsaniu przez 60 minut utrzymując stałą amplitudę. Ekstrakty oddzielono od próbki ścieków poprzez odwirowanie. Następnie ekstrakty oczyszczano w warunkach próżniowych (SPE) na kolumnienkach wypełnionych żelazem krzemionkowym (kondycjonowanie wypełnienia prowadzono mieszaniną dichlorometanu i cykloheksanu v/v 1:5 trzykrotnie w ilości 3 ml). Otrzymany ekstrakt zatężono do objętości 2 ml w strumieniu azotu. Końcowym etapem było oznaczenie ilościowe i jakościowe, które prowadzono z wykorzystaniem chromatografu gazowego sprzężonego ze spektrometrem masowym (GC-MS-QP2010 PLUS SHIMADZU). Analizę przeprowadzono na kolumnie ZB-5 ms o długości 30 m i średnicy 0,25 mm. Jako gaz nośny używano hel, którego przepływ ustalono na 1,08 ml/min. Objętość nastrzyku wynosiła 1 µl, split 1:5. Początkowa temperatura pieca ustalona na poziomie 140°C utrzymywana była przez 1 min. Następnie rosła do 240°C z szybkością 15°C/min., następnie kolejno z szybkością 4°C/min. do 275°C i 10°C/min. do 320°C. Końcowa temperatura utrzymywana była przez 5 min. Uzyskane chromatogramy były analizowane za pomocą SIM. Oznaczenie jakościowe i ilościowe wykonano w oparciu o wzorzec zewnętrzny 16 WWA o stężeniu 200 ng/ml. Zmiany stężenia WWA określono na podstawie analizy ścieków przed i po procesie utlenienia. Oznaczenia prowadzono w dwóch powtórzeniach.

WYNIKI BADAŃ I DYSKUSJA

Badania wstępne ścieków koksowniczych wykazały, że zawartość zanieczyszczeń organicznych wyrażana wskaźnikiem ChZT wynosiła 5204 mg O₂/l. Zawartość ogólnego węgla organicznego była na poziomie 1360 mg/l. Z badań tych wynika, że ścieki oczyszczone nie spełniały warunków określonych w prawodawstwie polskim i nie mogły być odprowadzane do odbiornika po-

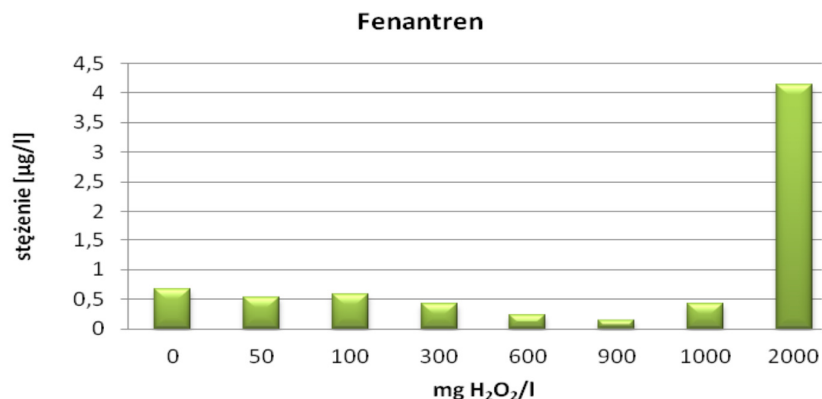
wierzchniowego [Dz.U. 137, poz. 984]. W odniesieniu do wskaźników zanieczyszczeń organicznych takich jak ChZT i OWO przed i po procesie utleniania, można stwierdzić, że ich wartości uległy niewielkim zmianom. Po procesie utleniania wartość ChZT uległa zmniejszeniu jedynie od 3 do 5%, natomiast wartość OWO ulegała niewielkim wahaniom na poziomie wartości oznaczonej jako początkowa w ściekach surowych.

Sumaryczne stężenie 16WWA w ściekach koksowniczych przed procesem utleniania wynosiło $97\mu\text{g/l}$, w tym stężenie pięciu analizowanych węglowodorów (fluorenu, fenantrenu, antracenu, fluorantenu, piren) wynosiło $16\mu\text{g/l}$. Na rysunku 1 przedstawiono zmiany stężenia fluorenu w zależności od różnych dawek utleniacza. Stężenie fluorenu w ściekach przed utlenieniem wynosiło $2,4\mu\text{g/l}$ stanowiąc 15% sumy pięciu analizowanych WWA. Po wprowadzeniu ditlenku diwodoru w ilości 50 mg/l nie odnotowano ubytku tego związku. Zastosowanie utleniacza w dawkach 100 i 2000 mg/l spowodowało usunięcie fluorenu rzędu 39 i 32%. Zwiększenie ilości ditlenku diwodoru do 300 , 600 i 900 mg/l wpłynęło na zwiększenie skuteczności utleniania fluorenu odpowiednio do 52, 71 i 76%.



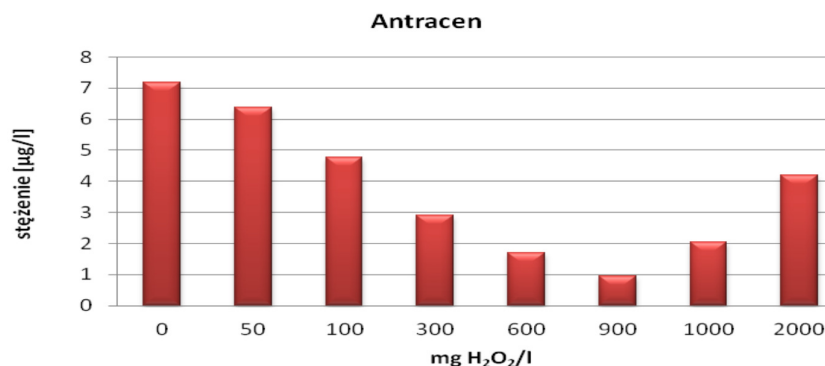
Rys. 1. Zmiany stężenia fluorenu w ściekach koksowniczych
Fig. 1. Changes in the wastewater concentrations of fluorene coke

Zawartość fenantrenu w badanych próbach ścieków surowych wynosiła $0,68\mu\text{g/l}$, stanowiąc 4% sumy pięciu WWA. Największy ubytek fenantrenu (79%) odnotowano dla dawki wynoszącej $900\text{ mg H}_2\text{O}_2/\text{l}$ i stężenie końcowe wynosiło $0,14\mu\text{g/l}$. Wprowadzenie utleniacza do ścieków w ilości 2000 mg/l nie wywołało zmian w usuwaniu tego węglowodoru (rys. 2). Oznaczono większe stężenie fenantrenu co może być spowodowane rozkładem węglowodorów zbudowanych z większej ilości pierścieni i okresowym powstawaniem tego związku. Dla dawek ditlenku diwodoru 50 , 100 , 300 i 1000 mg/l odnotowano usunięcie fenantrenu w granicach od 7 do 38%.



Rys. 2. Zmiany stężenia fenantrenu w ściekach koksowniczych
Fig. 2. Changes in the wastewater concentrations of phenanthrene coke

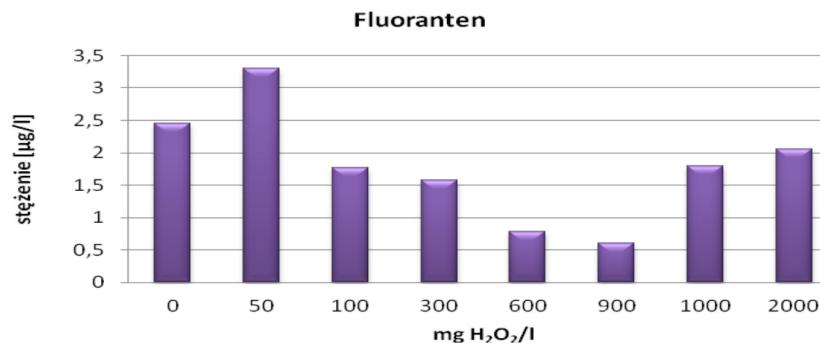
Stężenie antracenu w ściekach koksowniczych przed zastosowaniem utleniacza wynosiło 7,2 µg/l co stanowiło 44% sumy pięciu analizowanych WWA. Ze wzrostem ilości dodawanego ditlenku diwodoru stopień usunięcia antracenu rósł do 87% przy dawce utleniacza wynoszącej 900 mg/l, a następnie malał (rys. 3).



Rys. 3. Zmiany stężenia antracenu w ściekach koksowniczych
Fig. 3. Changes in the wastewater concentrations of anthracene coke

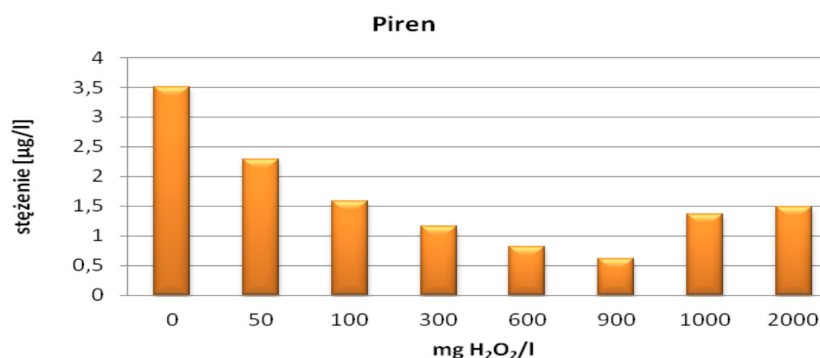
W ściekach koksowniczych zawartość fluorantenu wyniosła 2,4 µg/l stanowiąc 15% sumy pięciu analizowanych węglowodorów. Wprowadzenie utleniacza w ilości 100, 300 oraz 1000 mg/l spowodowało redukcję zawartości fluo-

rantenu odpowiednio o 28, 36 i 26%. Największą efektywność usunięcia fluorantenu uzyskano przy dawkach 600 i 900 mg/l – odpowiednio 68 i 76%.



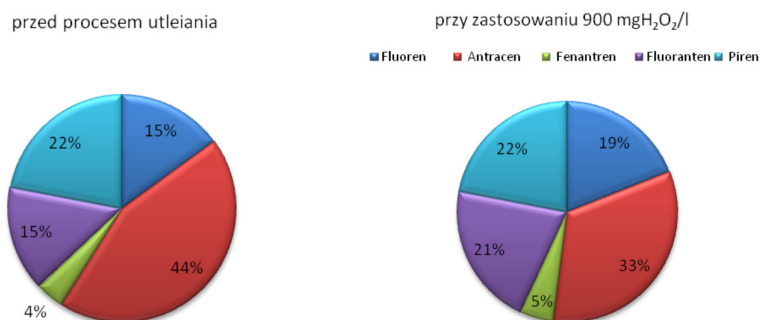
Rys. 4. Zmiany stężenia fluorantenu w ściekach koksowniczych
Fig. 4. Changes in the wastewater concentrations of fluoranthene coke

Piren był związkiem, który przy stosowanych dawkach utleniacza był usuwany w największym stopniu. Początkowe stężenie w ściekach koksowniczych wynosiło 3,5 µg/l stanowiąc 22% sumy pięciu analizowanych WWA. Przy użyciu ditlenku diwodoru w ilości 50 mg/l usunięto 35% zawartości pirenu. Wraz ze wzrostem dawki utleniacza wzrastał procent usunięcia pirenu od 55 do 82%. Przy dawce ditlenku diwodoru wynoszącej 900 mg/l nastąpiło 82% usunięcie pirenu, a stężenie końcowe było na poziomie 0,62 µg/l.



Rys. 5. Zmiany stężenia pirenu w ściekach koksowniczych
Fig. 5. Changes in the wastewater concentrations of pyrene coke

Na rys. 6 przedstawiono udziały procentowe poszczególnych związków w sumarycznej zawartości. Udziały te przed i po procesie utlenienia (przy zastosowaniu utleniacza w ilości 900 mg/l) pozostały na tym samym poziomie.



Rys. 6. Zawartość procentowa pięciu WWA w ściekach koksowniczych
Fig. 6. The percentage of five PAHs in coke wastewater

Największą (82%) efektywność usunięcia pięciu WWA uzyskano stosując dawkę 900 mg H₂O₂/l. Działanie ditlenku diwodoru miało na celu zerwanie nietrwałych wiązań π węglowodorów aromatycznych. Antracen zawierający trzy pierścienie benzenowe posiada siedem nietrwałych wiązań π i został usunięty w największym stopniu (87%) a stężenie obniżyło się z 7,2 $\mu\text{g/l}$ do 0,94 $\mu\text{g/l}$. Efektywność obniżenia stężenia czteropierścieniowego węglowodoru jakim jest piren wyniosła 82%. Posiada on cztery pierścienie benzenowe w których znajduje się 8 zdelokalizowanych wiązań π . Fenantren posiada identyczny wzór sumaryczny jak antracen, ale jego trzy pierścienie benzenowe połączone są w inny sposób. Może to być przyczyną trudniejszego utlenienia tego związku. Został on usunięty w 79%, natomiast Fluoren i Fluoranten zostały usunięte w 76%. Prawdopodobnie wynika to z odmiennej, od pozostałych analizowanych węglowodorów, budowy cząsteczki. Posiadają one pierścień cyklopentanowy, który może mieć wpływ na mniejszą reaktywność tych związków. Doniesienia literaturowe zastosowania ditlenku diwodoru do utlenienia ścieków koksowniczych są fragmentaryczne. Przykładowo, badane węglowodory ze względu na podatność na utlenienie manganianem (VII) potasu uszeregowano następująco: benzo(a)piren > piren > fenantren > antracen > fluoranten > chryzen [Brown i in. 2003].

WNIOSKI

Na podstawie przeprowadzonych badań i otrzymanych wyników można sformułować następujące wnioski:

- Podczas procesu utleniania zmiany zawartości związków organicznych wyrażone ogólnymi wskaźnikami ChZT i OWO były nieznaczne i nie przekraczały odpowiednio 5% i 7%.
- Przy dawce ditlenku diwodoru wynoszącej 900 mg/l, sumaryczne stężenie pięciu analizowanych WWA w ściekach koksowniczych było mniejsze niż początkowe o 82% i wynosiło 16 µg/l.
- Efektywność usunięcia poszczególnych węglowodorów ze ścieków po wprowadzeniu ditlenku diwodoru (w przyjętych dawkach) była w granicach: od 0 do 76% dla fluorenu, od 0 do 79% dla fenantrenu, od 11 do 87% dla antracenu, od 0 do 76% dla fluorantenu oraz od 35 do 82% dla pirenu.

Badania wykonano w ramach projektu: BS/MN-402-303/12

LITERATURA

1. KUPRYSZEWSKI G., *Wstęp do chemii organicznej*, WN PWN, Warszawa 1994
2. ZHAO X., WANG Y., YE Z., BORTHWICK A.G.L., NI J., *Oil field wastewater treatment in Biological Aerated Filter by immobilized microorganisms*, Process Biochemistry, Nr. 41, s. 1475-1483, 2006
3. BARTULEWICZ E., BARTULEWICZ J., GAWŁOWSKI J., *Oznaczanie WWA w wodzie i ściekach; Materiały Konferencyjne Problemy analityczne oznaczania substancji rakotwórczych w wodach*, PZH, Warszawa 1997, s. 95-109
4. MIELCZAREK K., BOHDZIEWICZ J., KWARCIĄK-KOZŁOWSKA A., *Porównanie efektywności oczyszczania poprocesowych wód koksowniczych z zastosowaniem procesów koagulacji oraz pogłębionego utleniania*, Inżynieria Ekologiczna, Nr 4, s. 184-194, 2011
5. WŁODARCZYK-MAKUŁA M., *Zmiany ilościowe WWA podczas oczyszczania ścieków i przeróbki osadów*, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Monografie Nr 126, Częstochowa 2007
6. MARZENA SMOL M., WŁODARCZYK-MAKUŁA M., 2012, *Wstępne usuwanie WWA ze ścieków koksowniczych*, LAB Laboratorium Aparatura Badania, Vol.17 Nr. 1, s. 28-31, 2012
7. BARTKIEWICZ B., *Oczyszczanie ścieków przemysłowych*, PWN, Warszawa 2006.

8. WĄSOWSKI J., PIOTROWSKA A., *Rozkład organicznych zanieczyszczeń wody w procesach pogłębionego utlenienia*, Ochrona Środowiska, Vol. 2, Nr 85, s. 27-32, 2002
9. BROWN G.S., BARTON L.L., THOMSON B.M., *Permanganate oxidation of sorbed polycyclic aromatic hydrocarbons*, Waste Management, Nr 23, s. 737-740, 2003
10. DUGAY A., HERRENKNECHT C., CZOK M., GUYON F., PAGES N., *New procedure for selective extraction of polycyclic aromatic hydrocarbons in plants for gas chromatographic-mass spectrometric analysis*, Journal of Chromatography, Nr 958, s. 1-7, 2002
11. MARTTINNENS K., KETTUNEN R. H., RINTALA J. A., *Occurrence and removal of organic pollutants in sewage and landfill leachates*, The Science of the Total Environ., Nr 301, s. 1-3, 2003
12. Dz. U 137, 984, 2006, Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego

THE USE OF DIHYDROGEN DIOXIDE TO REMOVE SELECTED PAHS FROM INDUSTRIAL WASTEWATER

S u m m a r y

The paper presents results of studies on oxidation of selected PAHs. For the oxidation of dihydrogen dioxide used in doses of 50 mg/l, 100 mg/l, 300 mg/l, 600 mg/l, 900 mg/l, 1000 mg/l and 2000 mg/l. Quantitative and qualitative analysis of PAHs was performed using a gas chromatograph mass spectrometer. The sum of five analyzed hydrocarbons (from a list of 16 EPA) was 16 ug /L. After oxidation of the greatest deficit of the total content of PAHs studied, reaching 82%, was recorded at a dosage of oxidant of 900 mg/L.

Key words: oxidation, H₂O₂, PAHs, GC-MS, industrial wastewater

EWA ZIELEWICZ, MALWINA TYTŁA*

WPŁYW CHARAKTERYSTYKI KOMUNALNYCH OSADÓW ŚCIEKOWYCH NA EFEKTY KOFERMENTACJI Z SERWATKĄ

Streszczenie

Jedną z metod unieszkodliwiania serwatki kwaśnej może być jej fermentowanie z osadami komunalnym. Dozowanie serwatki do osadów komunalnych nie powinno zakłócać procesu fermentacji ani pogarszać podatności osadów przefermentowanych na odwadnianie. Efekty kofermentacji uzyskane dla takich samych proporcji udziału serwatki w 2 osadach komunalnych wykazały, że istotną rolę przy ustalaniu dawek serwatki może odgrywać proporcja ChZT serwatki / ChZT osadów.

Słowa kluczowe: kofermentacja, fermentacja metanowa, osady ściekowe, serwatka kwaśna, biogaz

WPROWADZENIE

Kofermentacja polega na fermentacji co najmniej dwóch składników pochodzących z różnych źródeł. Proces ten przebiega tak samo jak klasyczna fermentacja metanowa, w czterech kolejno następujących po sobie fazach tj. hydrolizy, kwasogenezy, octanogenezy i metanogenezy [Podedworna i Umiejewska, 2008; Worwąg i in., 2008]. Produktem końcowym kofermentacji są przefermentowane osady o zmniejszonej zawartości związków organicznych oraz biogaz, składający się głównie z metanu (60-80%) i dwutlenku węgla (20-40%) [Podedworna i Umiejewska, 2008; Andreoli i in., 2007; Dymaczewski i in., 1997]. Kofermentację komunalnych osadów ściekowych z odpadami przemysłu spożywczego można rozpatrywać zarówno jako metodę utylizacji tych odpadów, jak i wspomaganie fermentacji osadów ściekowych, dzięki wprowadzaniu do procesu substancji o dużej zawartości związków organicznych. Wprowadzanie do fermentacji dodatkowego źródła węgla w postaci biodegradowalnych odpadów jest postrzegane jako możliwość pozyskania większej ilości biogazu stanowiącego źródło energii odnawialnej [Comino i in., 2009]. Ilość uzyskiwanego

* Instytut Inżynierii Wody i Ścieków, Politechnika Śląska Gliwice

biogazu w procesie kofermentacji może być około 2-3 krotnie wyższa w porównaniu z fermentacją jednoskładnikową [Ledakowicz i Krzystek, 2005]. Substratami procesu kofermentacji, poza osadami ściekowymi, mogą być ścieki lub odpady przemysłowe (z gorzelni, browarów), odchody i odpady zwierzęce (gnojówka, gnojowica, wody gnojowe, obornik, odchody drobiu), odpady płynne z przetwórstwa rolniczego i spożywczego (serwatka kwaśna), odpady organiczne (organiczne frakcje odpadów komunalnych, trawy, słomy, liście ziemniaków i buraków, kukurydza) oraz rośliny energetyczne (zboża, trawy, popłony) [Ledakowicz i Krzystek, 2005; Bień i in., 2008; Kuczyńska i in., 2011]. Podczas kofermentacji odpadów przemysłu spożywczego z osadami ściekowymi można uzyskać wyższy stopień biodegradacji składników oraz lepszą jakość osadu przefermentowanego. Do zalet kofermentacji można zatem zaliczyć: rozcieńczenie substancji toksycznych zawartych w substratach poddawanych procesowi, zwiększenie ilości substancji pożywkowych i biodegradowalnych substancji organicznych, uzyskanie wysokiego stopnia przefermentowania oraz większej produkcji biogazu [Lebiocka i Pawłowski, 2009].

Serwatka kwaśna, będąca produktem odpadowym z produkcji serów twarogowych w zakładach przetwórstwa mleka, stanowi poważne zagrożenie dla środowiska naturalnego. W porównaniu z serwatką słodką, wykorzystywaną w pełni przez przemysł spożywczy, serwatka kwaśna charakteryzuje się niższym odczynem (pH 3,8-4,6) i zawartością białek, a wyższym udziałem kwasu mlekowego (do 0,7%) oraz popiołu. Ponadto wysoka wartość chemicznego zapotrzebowania na tlen (ChZT) rzędu 60-80 g O₂/l zmniejsza możliwości przeróbki serwatki kwaśnej, a jej odprowadzanie wraz ze ściekami do komunalnej oczyszczalni ścieków może przyczyniać się do załamania procesów biologicznych i pogorszenia jakości ścieków oczyszczonych. Procesem zalecanym do unieszkodliwienia serwatki kwaśnej jest jej fermentacja lub kofermentacja z osadami ściekowymi, prowadzona w warunkach mezofilowych. Jest to związane z przekształcaniem w/w odpadu na energię w postaci biogazu. Z 1 tony serwatki powstaje do 55 m³ biogazu, który zawiera około 77% metanu, natomiast fermentacja samych osadów ściekowych zapewnia tylko 1,0-2,0 m³ gazu z tony suchej masy osadów [Bień i in., 2008; Jodłowski P. i Jodłowski G., 2008]. Istotnym problemem dla procesów kofermentacji jest odpowiedni dobór jakości i proporcji substratów kierowanych do procesu. Jakość serwatki kwaśnej, wytwarzanej w jednym zakładzie nie ulega większym zmianom. Natomiast charakterystyka osadów ściekowych z poszczególnych oczyszczalni ścieków miejskich jest zróżnicowana i nie w każdej z nich wprowadzenie serwatki do komór fermentacyjnych będzie miało korzystny wpływ na przebieg oraz efekty procesu fermentacji osadów. Problem stanowi również określenie ilości serwatki kwaśnej jaką w stosunku do ilości osadów ściekowych może przyjąć oczyszczalnia z zachowaniem produkcji biogazu i jakości osadów przefermentowanych. Należy także wziąć pod uwagę, iż ilości serwatki przyjmowane przez

oczyszczalnię powinny spełniać oczekiwania producenta tego odpadu i być opłacalne dla obydwu podmiotów, chociażby ze względu na ponoszone koszty utylizacji (np. koszty transportu).

Celem przeprowadzonych badań było określenie możliwości kofermentowania serwatki kwaśnej, pochodzącej z jednej ze śląskich OSM, z osadami ściekowymi z różnych oczyszczalni komunalnych. Efekty kofermentacji określano w oparciu o ubytek ChZT i masy organicznej substratów, ilości wytworzonego w procesie gazu oraz charakterystykę fermentatu.

CHARAKTERYSTYKA SUBSTRATÓW BADAŃ

Badanymi substratami były komunalne osady ściekowe i serwatka kwaśna. Pobierane do badań osady ściekowe pochodziły z 2 komunalnych oczyszczalni ścieków (G) i (K) o różnych RLM, a także różnych charakterystykach fizykochemicznych osadów kierowanych do fermentacji (różny charakter zlewni ciążących do oczyszczalni). Oczyszczalnia (G) o RLM > 100 0000, w aglomeracji miejsko-przemysłowej, przyjmuje znaczące ilości ścieków przemysłowych i wytwarzane w niej osady zawierają substancje inhibujące procesy biochemiczne. Osady oczyszczalni (K), dla RLM 40 000, nie zawierają zanieczyszczeń o charakterze toksycznym dla mikroorganizmów fermentacyjnych. Osady (wstępne i wtórne) pobierano z instalacji ciągu przeróbki osadów. Mieszanina osadów kierowana do badań fermentacji/kofermentacji składała się z osadów: wstępnego, nadmiernego zagęszczonego oraz przefermentowanego, w proporcji odpowiednio: 2:2:1. Do osadów dozowano serwatkę pobraną z Okręgowej Spółdzielni Mleczarskiej (OSM) na Śląsku w ilości 6, 9, 12 lub 15 ml (Tabela 1). Jako próbkę odniesienia przyjęto osady ściekowe poddane fermentacji bez udziału serwatki kwaśnej. Objętość próbek poddawanych fermentacji każdorazowo wynosiła 500 ml. OSM jest zakładem o standardzie europejskim, który specjalizuje się w produkcji wyrobów przeznaczonych dla profesjonalistów w branży lodziarskiej, cukierniczej, piekarskiej, a także gastronomii. Firma jest wyposażona w nowoczesne linie technologiczne produkcji serów jak również produktów UHT.

Wybór w/w zakresu zastosowanych w badaniach kofermentacji dawek serwatki kwaśnej ustalono w oparciu o rezultaty wcześniejszych badań, w których prowadzono kofermentację osadów z dużo wyższymi dawkami serwatki tj. 20 ml; 30 ml; 40 ml, 50 ml i 100 ml w 500 ml badanej mieszaniny. Zarówno serwatka kwaśna jak i osady ściekowe pochodziły z tego samego źródła. Wyniki badań wykazały, iż dawki serwatki z zakresu 20 -100 ml powodowały wyraźne zahamowanie produkcji biogazu [Zielewicz i in., 2012].

Tab. 1. Udział objętościowy substratów w mieszaninie poddawanej kofermentacji
 Tab.1. The volume fraction of substrate in the mixture subjected to co-digestion

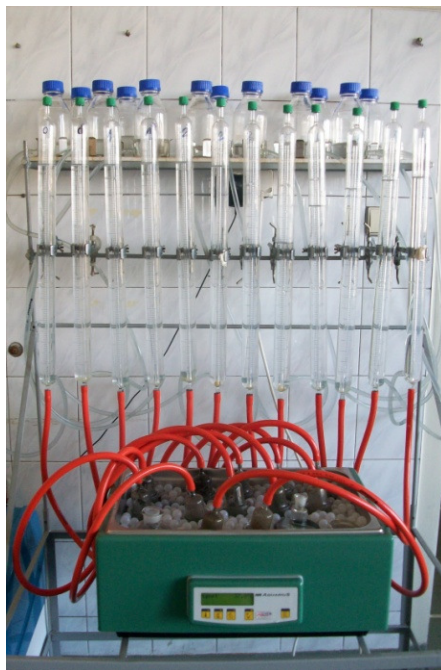
Nr próbki	Proporcje osadów poddawanych kofermentacji [ml]	Objętość (dawka) serwatki [ml]
0	200 ml osady wstępne + 200 ml osady nadmierne +100 ml osady przefermentowane	0
I		6
II		9
III		12
IV		15

METODYKA BADAŃ

Badania prowadzono w warunkach statycznych, przez okres 30 dni, w instalacji składającej się z 12 szczelnie zamkniętych szklanych kolb (komór fermentacyjnych), o pojemności 500 ml każda. Komory fermentacyjne umieszczono w łaźni wodnej utrzymującej stałą temperaturę na poziomie 37°C i wyposażono w zestaw do odbioru oraz pomiaru objętości wydzielanego gazu. Ponieważ komory nie posiadają mieszadeł, ich zawartość wstrząsano 2 razy na dobę w celu rozbicia powstającego kożucha, a także ułatwienia kontaktu bakterii prowadzących proces z badanymi substratami. Stanowisko badawcze do kofermentacji przedstawiono na fot. 1.

Badania kofermentacji mezofilowej, w temperaturze 37°C prowadzono przez okres 30 dni, w dwóch powtórzeniach.

W ramach omawianych badań przeprowadzono analizę chemiczną substratów i ich mieszanin. W celu określenia składu i charakterystyki chemicznej badanych osadów oraz serwatki kwaśnej oznaczono następujące parametry: chemiczne zapotrzebowanie na tlen (ChZT), lotne kwasy tłuszczowe (LKT), suchą masę, suchą masę organiczną, uwodnienie i odczyn. Wykonano również badania odwadnialności osadów testem czasu ssania kapilarnego (CSK) i filtracji sitowej z użyciem najkorzystniejszej dawki polielektrolitu kationowego typu Zetag 7633 (roztwór 0,2%), wyznaczonej w oparciu o badania CSK. Takie same badania przeprowadzono także po zakończeniu procesu fermentacji w rozpastrywanych mieszaninach. W badaniach podatności na odwadnianie określono również zmianę dawki wybranego polielektrolitu Zetag 7633. Efekty procesów kofermentacji mezofilowej określono na podstawie obniżenia wartości ChZT i stężenia suchej masy organicznej oraz ilości wydzielonego biogazu.



Fot. 1. Stanowisko badawcze

Fot. 1. The test stand

WYNIKI BADAŃ

Skład fizyczno-chemiczny badanych mieszanin przed procesem fermentacji przedstawiono w tabelach 2A (osady G) i 2B (osady K), natomiast produktów fermentacji w tabelach 3A i 3B.

Tab. 2A. Charakterystyka badanych mieszanin z osadem G przed procesem kofermentacji

Tab. 2A. Characteristics of mixtures of sludge G before co-digestion process

Wskaźnik	Jednostka	OG	IG	IIG	IIIG	IVG	S1
pH	-	7,05	6,95	6,96	6,96	6,96	4,65
ChZT	g O ₂ /l	46,80	50,00	51,60	54,40	87,60	68,70
LKT	g CH ₃ COOH/l	0,72	0,88	1,17	1,43	1,61	3,21
sucha masa	g/kg	46,89	47,22	46,66	45,62	46,52	58,19
sucha masa org.	g/kg	33,67	34,07	33,75	32,93	33,71	50,78
uwodnienie	%	95,31	95,28	95,33	95,44	95,35	94,17

Tab. 2B. Charakterystyka badanych mieszanin z osadem K przed procesem kofermentacji

Tab. 2B. Characteristics of mixtures of sludge K before co-digestion process

Wskaźnik	Jednostka	0K	IK	IIK	IIIK	IVK	S2
pH	-	6,19	5,90	5,96	5,97	6,00	4,00
ChZT	g O ₂ /l	17,70	20,15	21,55	22,60	27,35	85,40
LKT	g CH ₃ COOH/l	0,23	0,52	0,65	0,69	0,77	4,90
sucha masa	g/kg	31,72	32,34	32,16	33,28	34,08	57,37
sucha masa org,	g/kg	24,01	24,83	24,42	25,49	25,96	50,30
uwodnienie	%	96,83	96,77	96,78	96,67	96,59	94,26

Tab.3A. Charakterystyka badanych mieszanin osadu G po procesie kofermentacji z serwatką S1

Tab.3A. Characteristics of mixtures of sludge G after co-digestion process with whey S1

Wskaźnik	Jednostka	0G	IG	IIG	IIIG	IV G
pH	-	7,00	7,63	7,33	7,42	7,73
ChZT	g O ₂ /l	16,20	20,40	18,50	21,10	22,80
LKT	g CH ₃ COOH/l	2,47	3,28	3,88	2,97	2,50
sucha masa	g/kg	29,65	38,69	33,96	34,42	32,40
sucha masa org,	g/kg	18,10	22,30	21,28	22,13	19,84
uwodnienie	%	97,03	96,13	96,60	96,56	96,76

Tab.3B. Charakterystyka badanych mieszanin osadu K po procesie fermentacji i kofermentacji z serwatką S2

Tab. 3B. Characteristics of mixtures of sludge K after digestion/co-digestion process with whey S2

Wskaźnik	Jednostka	0K	IK	IIK	IIIK	IVK
pH	-	7,14	7,03	7,13	6,89	6,96
ChZT	g O ₂ /l	7,35	7,60	9,60	12,75	15,65
LKT	g CH ₃ COOH/l	0,13	0,17	0,58	1,64	1,94
sucha masa	g/kg	23,32	19,69	20,81	25,26	27,42
sucha masa org,	g/kg	15,95	13,43	14,22	17,68	19,56
uwodnienie	%	97,67	98,08	97,92	97,47	97,26

Celem porównania wpływu dawki serwatki na przebieg i efekty procesu kofermentacji osadów z obydwu oczyszczalni określono procentowe zmiany wartości ChZT i ubytku suchej masy. Wyniki obliczeń wraz z wartościami wskaźników produkcji biogazu, tj, intensywności wydzielania biogazu i jego sumaryczną objętość po zakończeniu procesu, w odniesieniu do jednostki masy osadów, zestawiono w tabeli 4. W wyniki testu filtracji sitowej przedstawiono w tabeli 5A (osady G) i 5B (osady K),

Tab. 4. Wpływ dawki serwatki na efekty ko fermentacji w zależności od rodzaju osadów

Tab. 4. The influence of dose of whey on the effects of co-digestion depending on kind of sludge

Wskaźnik	Jednostka	Dawka serwatki [ml]					
		Osady	0	6	9	12	15
Ubytek ChZT	%	G	65,4	59,2	64,1	61,2	74,0
		K	55,5	62,3	55,0	43,6	46,3
Ubytek s.m. org.	%	G	46,2	34,5	36,9	32,8	41,1
		K	33,5	45,9	41,8	30,6	24,6
Średnia intensywność wydzielania biogazu	l/kg próbki/d	G	0,27	0,20	0,21	0,17	0,24
		K	0,65	0,60	0,59	0,52	0,47
Sumaryczna ilość wydzielonego biogazu	l/kg próbki	G	3,19	2,60	2,83	1,90	3,15
		K	11,8	10,6	8,5	7,0	6,0

Tab.5A. Wpływ dawki serwatki na odwadnialność osadów G po procesach kofermentacji (test sitowy filtracji z objętości nadawy 0,1 dm³)

Tab.5A. The influence of dose of whey on the susceptibility on dewatering of sludge G after co-digestion process (test sieve filtration on the feed volume 0,1 dm³)

Dawka serwatki [ml]	Czas filtracji [s]	Dawka Polielektrolitu Zetag 7633 [g/kg sm]	Objętość filtratu [dm ³]
0	25	4,04	0,049
6	35	3,62	0,048
9	45	4,12	0,045
12	24	3,49	0,045
15	28	3,70	0,046

Tab. 5B. Wpływ dawki serwatki na odwadnialność osadów K po procesach kofermentacji (test sitowy filtracji z objętości nadawy 0,1dm³)

Tab.5A. The influence of dose of whey on the susceptibility on dewatering of sludge after co-digestion process (test sieve filtration on the feed volume 0,1dm³)

Dawka serwatki [ml]	Czas filtracji [s]	Dawka polielektrolitu Zetag 7633 [g/kg sm]	Objętość filtratu [dm ³]
0	26	3,42	0,047
6	21	4,06	0,022
9	21	3,84	0,027
12	22	3,17	0,030
15	21	2,92	0,027

DYSKUSJA WYNIKÓW BADAŃ

W oparciu o wyniki przeprowadzonych badań, stwierdzono, że wartości wskaźnika ChZT w osadach G i K po fermentacji bez serwatki, jak i po kofermentacji z serwatką uległy zmniejszeniu, przy czym w odniesieniu do osadów G było to obniżenie rzędu 60-70%, podczas gdy w osadach K tylko rzędu 40-60%. Największy stopień obniżenia ChZT stwierdzono w odniesieniu do kofermentacji osadów G z 15 ml serwatki S1 (próbka nr IVG). Przy takiej samej dawce serwatki S2 w odniesieniu do osadów K obniżenie wartości ChZT było znacząco mniejsze, a najlepszy efekt obniżenia ChZT uzyskano dla najniższej dawki serwatki 6ml (próbka IK). Wraz ze wzrostem dawki serwatki procentowy ubytek ChZT malał i był także niższy niż w próbce kontrolnej. Niekorzystny wpływ wzrostu wielkości dawki na zmiany wartości ChZT w odniesieniu do kofermentacji osadów z oczyszczalni G nie był aż tak wyraźny jak w odniesieniu do osadów oczyszczalni K. Dodatek serwatki spowodował zmniejszenie o kilka procent obniżenia ChZT, ale przy dawce najwyższej 15 ml serwatki nastąpił ponowny wzrost procentowego ubytku wartości ChZT, większy niż w próbce kontrolnej i próbce z najmniejszą zastosowaną dawką serwatki (6 ml serwatki / 500 ml mieszaniny osadów).

Pomimo dość znaczącego zmniejszenia ChZT, kofermentacja osadów G z serwatką nie przyniosła istotnego zmniejszenia stężenia suchej masy organicznej mieszaniny, co mogło być spowodowane niską zawartością łatwo rozkładalnych związków organicznych w samych osadach G. W osadach tych najwyższy procentowy ubytek suchej masy w próbkach z serwatką odpowiadał najwyższemu procentowemu zmniejszeniu ChZT (próbka IVG z dawką 15 ml serwatki). W osadach K obniżenie suchej masy było bardziej wyraźne niż w osadach G, przy czym największy ubytek suchej masy (próbka IK z dawką

6 ml serwatki) także towarzyszył najwyższemu ubytkowi wartości ChZT i był aż o 12% większy niż w próbce kontrolnej.

Wyniki badań wykazały wzrost ilości lotnych kwasów tłuszczowych (LKT) w próbkach po zakończeniu kofermentacji co mogło być czynnikiem inhibitującym proces i przyczynić się do zmniejszenia produkcji biogazu (zaobserwowanego pomiędzy 4 i 13 dniem kofermentacji osadów). Intensywność jak i sumaryczna ilość wyprodukowanego gazu dla każdego z osadów była najwyższa w próbce kontrolnej.

Analiza uzyskanych wyników pozwala na stwierdzenie, że poddawanie osadów z oczyszczalni G procesowi kofermentacji z serwatką kwaśną nie pogorszyło podatności osadów przefermentowanych na odwadnianie w procesie filtracji. Zaobserwowano nawet zmniejszenie dawki polielektrolitu, przy zbliżonych ilościach filtratu. W odniesieniu do osadów z oczyszczalni K wyraźnie zaznaczył się ujemny wpływ dozowania serwatki na jego odwadnialność po kofermentacji, wyrażający się dwukrotnym zmniejszeniem ilości odcieku w teście sitowym. Nie wystąpiła natomiast istotna zmiana dawki polielektrolitu Zetag 7633.

Porównując efekty fermentacji osadów z dwóch wybranych oczyszczalni można zaobserwować, że dozowanie serwatki w całym przedziale dawek nie wpływało w podobnym stopniu na efekty fermentacji. W osadach G ubytek wartości ChZT większy niż w próbce kontrolnej wystąpił dopiero przy najwyższej dawce serwatki. W całym przedziale dozowania serwatki do osadów G wskaźniki produkcji biogazu uległy zmniejszeniu w podobnym stopniu ale były niewiele niższe od i tak bardzo niskich w próbce kontrolnej. Także podatność osadów G na odwadnianie w procesie filtracji nie uległa wyraźnym zmianom ze wzrostem dawki serwatki, poza niewielkim obniżeniem dawki polielektrolitu (Tab. 5A).

Zupełnie odmienny wpływ wywierało dozowanie serwatki na efekty kofermentacji osadów K. Dla dawki najniższej (6 ml), uzyskano spadek suchej masy organicznej i ChZT oraz wzrost odzysku biogazu. Wraz ze zwiększaniem dawki efekty kofermentacji pogarszały się. Dla dawki najwyższej były dużo gorsze, niż w próbce kontrolnej bez serwatki. Ponadto, uległa także pogorszeniu podatność kofermentowanych osadów K na odwadnianie w teście filtracji sitowej.

Wpływ dawki serwatki na efekty kofermentacji były bardziej wyraźne w odniesieniu do osadów z oczyszczalni K, niż z oczyszczalni G, co może być skutkiem wspomnianej już wyżej odmiennej charakterystyki zlewni tych oczyszczalni, a zatem jakości produkowanych osadów. Obserwowane różnice wpływu dawki mogą być także skutkiem odmiennych proporcji ChZT serwatki/ ChZT osadów. W przypadku osadów G, ChZT serwatki było tylko 1,46 razy wyższe od ChZT osadów, podczas gdy ta sama proporcja w o odniesieniu do osadów K wynosiła aż 4,8, co powodowało znaczące zmiany jakościowe mieszaniny substratów poddawanych kofermentacji. Wprowadzanie serwatki do osadów K

okazało się toksyczne dla procesu fermentacji już powyżej dawki 12 ml/l osadów. Natomiast dozowanie serwatki do osadów G minimalnie wpływało na efekty fermentacji ponieważ nie zmieniało znacząco jakości mieszaniny w porównaniu z jakością samych osadów.

Słaba podatność osadów komunalnych na procesy fermentacyjne (występowanie w osadach substancji inhibitujących, pochodzących ze zlewni miejsko-przemysłowej) może stanowić istotną barierę unieszkodliwiania z takimi osadami serwatki kwaśnej (jak również innych odpadów przemysłu rolno-spożywczego) w procesach kofermentacji.

WNIOSKI

- Prowadzenie procesu mezofilowej kofermentacji serwatki kwaśnej z osadami ściekowymi pochodzącymi z oczyszczalni ścieków miejskich G w zakresie dawek serwatki od 0 do 15 ml na 500 ml badanej mieszaniny nie pogarszają istotnie wydzielania biogazu w procesie kofermentacji ani podatności osadów przefermentowanych na odwadnianie metodą filtracji.
- Prowadzenie procesu mezofilowej kofermentacji serwatki kwaśnej z osadami ściekowymi pochodzącymi z oczyszczalni ścieków miejskich K jest możliwe tylko dla dawek 0-6 ml na 500 ml badanej mieszaniny. Dawki wyższe pogarszają produkcję biogazu i podatność osadów na odwadnianie metodą filtracji.
- Istotną rolę przy ustalaniu dawek serwatki może odgrywać proporcja ChZT-serwatki/ChZTosadów.
- Proces kofermentacji serwatki kwaśnej z osadami ściekowymi w warunkach mezofilowych może być metodą utylizacji serwatki pod warunkiem dostosowania dawki serwatki do charakterystyki fizykochemicznej osadów.

Badania zostały sfinansowane w ramach badań statutowych BK prowadzonych w latach 2010-12 w Instytucie Inżynierii Wody i Ścieków Politechniki Śląskiej

LITERATURA

1. ANDREOLI C.V., SPERLING M., FERNANDES F.: *Sludge treatment and disposal*, IWA Publishing, Vol. 6, Chapter 4, Biological wastewater treatment series, 2007

2. BIEŃ J., WORWĄG M., NECZAJ E., KACPRZAK M., MILCZAREK M., GAŁWA-WIDERA M.: *Kofermentacja odpadów tłuszczowych i osadów ściekowych*, Inżynieria i Ochrona Środowiska, T. 11 73-82, 2008
3. COMINO E., ROSSO M., RIGGIO V.: *Development of a pilot scale anaerobic digester for biogas production from cow manure and whey mix*, Biore-source Technology, 100, 5072-5078, 2009
4. DYMACEWSKI Z., OLESZKIEWICZ J.A., SOZAŃSKI M.: *Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków*, PZiTS O/ Poznań, Wyd. II, 1997
5. JODŁOWSKI P.J., JODŁOWSKI G.S.: *Serwatka jako substrat do otrzymania biogazu w procesie fermentacji metanowej*, Materiały Krakowskiej Konferencji Młodych Uczonych, AGH, Fundacja Studentów i Absolwentów AGH Academica, GN Pro Futuro, Kraków, 93-97, 2008
6. KUCZYŃSKA I., NOGAJ A., POMYKAŁA R.: *Odpady w produkcji biogazu, Cz. II, Recykling*, 10, 2011
7. LEBIOCKA M., PAWŁOWSKI A.: *Biometanizacja metoda zrównoważonej utylizacji odpadów*, Środkowo-Pomorskie Towarzystwo Naukowe Ochrony Środowiska, T. 11, Politechnika Lubelska, 1257- 1266, 2009
8. LEDAKOWICZ S., KRZYSZEK L.: *Wykorzystanie fermentacji metanowej w utylizacji odpadów przemysłu rolno-spożywczego*, Biotechnologia 3 (70), 165-185, 2005
9. PODEDWORNA J., UMIEJEWSKA K.: *Technologia osadów ściekowych*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, 114-115, 2008.
10. WORWĄG M., BRZESKA K., ZAWIEJA I., BIEŃ J.: *Stabilizacja beztlenowa osadów ściekowych pochodzących z przemysłu celulozowo-papierniczego*, Proceedings of EC Opole, Vol. 2, 493-498, 2008.
11. ZIELEWICZ E., TYTŁA M., LISZCZYK G.: *Possibility of sewage sludge and acid whey co-digestion process*, ACEE, 1, 2012

EFFECT OF MUNICIPAL SEWAGE SLUDGE IN RESULTS OF CO-DIGESTION WITH WHEY

S u m m a r y

One of the methods of disposal of acid whey may be the fermentation of municipal sewage sludge. Dosage whey waste water should not interfere with the fermentation process, and also deteriorate the susceptibility of fermented sludge dewatering. Co-digestion effects obtained for the same proportion of whey in 2 municipal sludge have shown that an important role in determining the doses of whey can play ratio of COD whey / COD sludge.

Key words: co-digestion, digestion, sludge, acid whey, biogas

JULITTA GAJEWSKA*, KLAUDIA SZEWCZUK*,
WAWRZYNIEC PLADYS**, PAWEŁ SYSA***

**WRAŻLIWOŚĆ DRAPIEŻNYCH BAKTERII Z RODZAJU
BDELLOVIBRIO I ICH OFIAR Z RODZINY
ENTEROBACTERIACEAE NA WYBRANE ANTYBIOTYKI
I ŚRODEK DEZYNFEKCYJNY**

Streszczenie

Celem pracy była ocena możliwości wykorzystania bakterii drapieżnych z rodzaju *Bdellovibrio* do oczyszczania ścieków komunalnych z patogennych bakterii *Serratia liquefaciens* i *Citrobacter freundii*. Wykazano, że wyizolowane ze ścieków bakterie drapieżne oraz ich ofiary były wrażliwe na antybiotyki, m.in. chloramfenikol, streptomycynę i tetracyklinę oraz płyn dezynfekcyjny tzw. Wodę Ecofair. Stwierdzono, że bakterie *Bdellovibrio* sp. mogą pełnić funkcję regulatora liczebności bakterii *G (-)* z rodziny *Enterobacteriaceae*.

Słowa kluczowe: bakterie drapieżne, *Bdellovibrio* sp., *Serratia liquefaciens*, *Citrobacter freundii*, *Enterobacteriaceae*, patogeny, ścieki komunalne, Woda Ecofair

WPROWADZENIE

Ścieki to wody zużyte na potrzeby bytowo-gospodarcze, przemysłowe i inne. W zależności od pochodzenia, ich skład chemiczny może być różny, niemniej jednak zawsze obecne są mikroorganizmy. Ścieki powinny być oczyszczone tak, aby obecne w nich bakterie nie stanowiły zagrożenia dla jakości gleby i wody powierzchniowej [Błaszczuk 2007]. Naturalnymi antagonistami Gram-ujemnych bakterii są drapieżne bakterie z rodzaju *Bdellovibrio*, występujące w różnych środowiskach, w tym w ściekach komunalnych [Gajewska, Dąbrowski 2008, Jurkevitch 2006].

* Samodzielny Zakład Biologii Mikroorganizmów, SGGW Warszawa

** Ecofair, Warszawa

*** Zakład Histologii i Embriologii SGGW Warszawa

W artykule przedstawiono wyniki badań, których celem była ocena przydatności bakterii *Bdellovibrio bacteriovorus* w ograniczeniu liczby wybranych patogennych bakterii G(-) z rodziny *Enterobacteriaceae*, występujących w ściekach komunalnych.

METODYKA BADAŃ

Bdellovibrio bacteriovorus jest Gram-ujemną bakterią drapieżną, żywiącą się protoplastem innych bakterii Gram (-). Ten niespecyficzny i nietypowy dla bakterii tryb życia przyczynił się do postrzegania *Bdellovibrio sp.* jako potencjalnego kandydata naturalnego reducenta liczby bakterii w ściekach. Do zweryfikowania tych poglądów użyto dwóch przedstawicieli z rodzaju *Enterobacteriaceae* zaklasyfikowanych jako *Serratia liquefaciens* i *Citrobacter freundii*. Wszystkie szczepy, zarówno ofiary jak i drapieżnik są zawsze obecne w ściekach.

W badaniach wykorzystano ścieki komunalne z Grodziska Mazowieckiego. Ścieki zostały rozcieńczone w zakresie $10^{-1} - 10^{-6}$ w roztworze fizjologicznym. Zawiesiny wysiewano po 100 μ l na podłoża Endo i agar odżywczy metodą posiewu powierzchniowego, a także po 1 ml na Petrifilmy 3M Poland (3MTM PetrifilmTM Enterobacteriaceae Count Plater; 3MTM PetrifilmTM E.coli/Coliform Count Plater; 3MTM PetrifilmTM Aerobic Count Plates). Z wyrosłych kolonii wykonywano preparaty barwione metodą Grama, w celu wytypowania potencjalnych ofiar dla *Bdellovibrio sp.*, preferujących bakterie Gram (-). Kolejnym etapem było oczyszczenie materiału poprzez wielokrotne pasażę na podłoża: agar odżywczy (AO) i Trypticase Soy Agar (TSA). Dalsza identyfikacja była przeprowadzana za pomocą tradycyjnych testów biochemicznych, przy użyciu podłoży, m.in.: Columbia Agar, Endo, Christensena z mocznikiem, Voges – Proscauer, wody peptonowej z tryptofanem, Simmons, podłoża Salmonella – Shigella (SS) oraz Enterosystemu 18 R firmy Liofilchem i potwierdzone testami Microgen GnA+B-ID firmy Microgen Bioproducts.

Materiał z kolonii *Bdellovibrio sp.* namnażano w 5 ml podłoża YP w próbkach, następnie inkubowano przy użyciu łaźni z wytrząsaniem (150 rpm/30° C) przez 3h. Po odwirowaniu (~ 3000g/15 min) osad zawieszano w świeżej pożywce i w dalszej kolejności używano go do namnażania drapieżnika.

W dalszym etapie próbowano doprowadzić do izolacji i namnażania *Bdellovibrio bacteriovorus*. Materiałem bazowym były również ścieki komunalne, które poddano dwóm typom wirowania – jednocyklowemu wg zmodyfikowanej metody Varon i Shilo (~10000g/10 min) [Varon, Stilo 1969] oraz trójcyklowemu (trzy cykle każdy ~2000g/30 min) [Dias, Bhat 1965].

Do izolacji *Bdellovibrio sp.* ze środowiska zastosowano technikę dwuwarstwową [Stolp i Starr 1963]. Do próbki zawierającej po 0,1 ml wodnego

roztworu jonów Mg^{2+} i Ca^{2+} (o końcowym stężeniu odpowiednio 0,003M i 0,002M), dodano 1 ml próbki zawierającej drapieżnika i 0,1 ml próbki ofiary. Następnie tak złożoną mieszaninę inkubowano (20 min/25° C), w celu umożliwienia adhezji drapieżnika do ofiary. Po tym czasie całość zalano 2,9 ml płynnej pożywki YP (temp ok. 47-50° C), o końcowym stężeniu ok. 0,65% i wylano ją na wcześniej przygotowane na płytkach zestalone podłoże YP o stężeniu ok. 1,5%. Po zestaleniu się wierzchniej warstwy, płytki inkubowano przez 7 dni w temperaturze 30°C.

Pojawienie się pierwszych, pojedynczych łysinek wymusiło konieczność dodatkowego namnażania *B. bacteriovorus*, celem zwiększenia ich ilości, niezbędnej do dalszych badań. W tym celu wykorzystano zmodyfikowaną metodę hodowli płynnej wg Jurkevitcha [Jurkevitch 2006]: materiał z łysinki był wycinany z otaczającym go agarem i umieszczany w kolbkach o pojemności 100 ml, zawierających 50 ml pożywki YP zaszczerpionej wcześniej preferowaną ofiarą, by w dalszej kolejności inkubować ją w łaźni z wytrząsaniem (150 rpm/30° C).

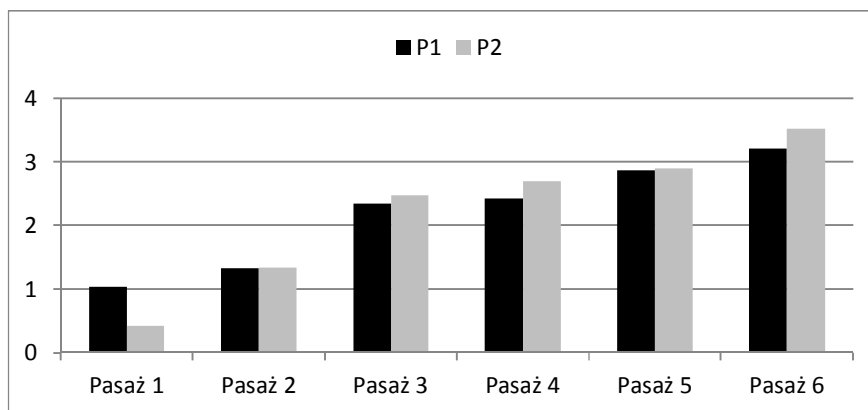
W celu określenia wrażliwości *Bdellovibrio sp.* i jego ofiar, użyto płynu o działaniu biobójczym, tzw. Wodę Ecofair, będącą elektrochemicznie przetworzoną wodą wodociągową (firmy Ecofair Sp. z o.o.) o pH 6,2 i 8,2. Zastosowano metodę krążkowo-dyfuzyjną, przy użyciu techniki dwuwarstwowej.

Woda Ecofair (w wyniku procesu elektrochemicznego przetwarzania wody wodociągowej z dodatkiem nieznacznej ilości chlorku sodu w postaci dopuszczonej do spożycia soli spożywczej) zawiera: 80% - ClO_2 , który w zależności od poziomu pH uwalnia się do Cl_2 ; ponadto w wodzie Ecofair występują w śladowych ilościach: Cl_2O , $HClO$, $HClO_2$, $HClO_3$, Cl^- , O^* (rodnik, uwodniony), OH (rodnik wodorotlenowy). Woda Ecofair charakteryzuje się silnym potencjałem redox (informacja producenta).

W celu określenia wrażliwości *Bdellovibrio sp.* i jego ofiar, na płytkę Petriego o średnicy 9 cm z podłożem agarowym wysiewano po 0,1 ml hodowli bakterii (OD 1,0), a następnie umieszczano 6 krążków bibułowych o średnicy 6 mm, z antybiotykami (amoksycylina – Amc 30, ampicylina – Amc 30, ceftazydym – Caz 30), chloramfenikol – C 30, streptomycyna – S 10, tetracyklina – Te 30), o średnicy 6 mm (firmy Biomed) lub zawierających 0,01 ml Wody Ecofair (pH 6,2 i 8,2). W przypadku oznaczania wrażliwości bakterii na Wodę Ecofair, kontrolę stanowiły krążki bibułowe o średnicy 6 mm, nasączone po 0,01 ml jałowego roztworu soli fizjologicznej (0,85% NaCl) o pH 6,2 i 8,2. Po 2 godz. preinkubacji w temp. +4° C, płytki hodowano w temp. 30° C przez okres do 12 dni i odczytywano wrażliwość szczepów na podstawie strefy zahamowania wzrostu, pojawienia się lub braku łysinek oraz kontroli mikroskopowej w preparatach w kropli płaskiej, przy użyciu mikroskopu Nikon E600 z kamerą. Badania wykonywano w 2 powtórzeniach.

WYNIKI BADAŃ

Po izolacji bakterii *Bdellovibrio* sp. na podłożach Endo i AO a także na Petrifilmach firmy 3M Poland, przystąpiono do ich identyfikacji. W celu zweryfikowania i potwierdzenia wyników, przeprowadzono dwa typy systemów biochemicznych: tradycyjny oraz Enterosystem 18 R firmy Liofilchem, potwierdzone testami Microgen GnA+B-ID firmy Microgen Bioproducts. Na podstawie przeprowadzonych badań wyizolowano i zidentyfikowano dwa szczepy ofiar, należących do rodziny *Enterobacteriaceae*: *Serratia liquefaciens* (P 1) i *Citrobacter freundii* (P 2). Na rys. 1 przedstawiono wyniki oznaczenia liczebności bakterii *Bdellovibrio bacteriovorus*, w hodowlach pałeczek ofiar P 1 i P 2. Najwyższą liczebność bakterii drapieżnych z rodzaju *Bdellovibrio* uzyskano w wyniku 6 pasaży w hodowli z bakteriami ofiar.

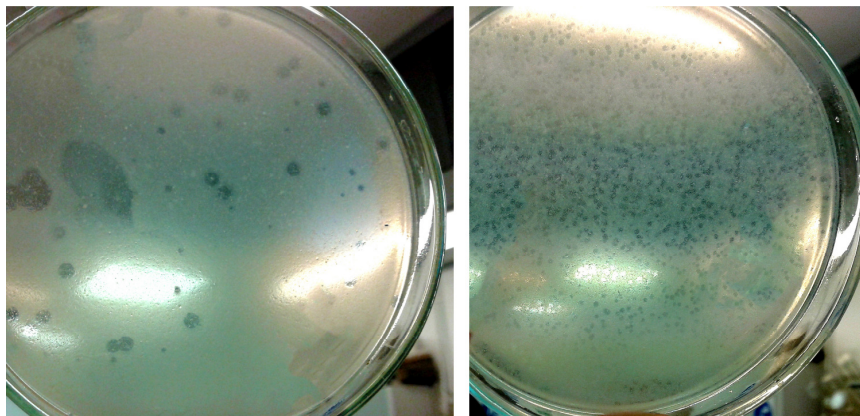


Rys. 1 Zmiana liczby łysinek w kolejnych pasażach poprzedzonych preinkubacją; P 1 i P 2- ofiary preferowane przez *Bdellovibrio bacteriovorus*

Fig. 1 Change of the plaques number in subsequent passages preceded by preincubation; P 1 and P 2 - preys preferred by *Bdellovibrio bacteriovorus*

Fot. 1 ilustruje morfologię łysinek i wzrost liczby bakterii *Bdellovibrio* sp. wyhodowanych na szczepie *Serratia liquefaciens* po piątym pasażu, w porównaniu z drugim pasażem.

Po namnożeniu szczepu drapieżcy do liczebności ok. 10^3 jtk cm^{-3} , a ofiar do ok. 10^8 jtk cm^{-3} , użyto je do oznaczenia wrażliwości na Wodę Ecofair (pH 6,2 i 8,2). Kontrolę stanowiły dwie próbki soli fizjologicznej (0,85% roztwór NaCl) o identycznych odczynach, oznaczone jako K 1 (pH 6,2) oraz K 2 (pH 8,2). Wyniki badań przedstawiono w tabelach 1 i 2.



Fot. 1 Zmiana liczby bysinek w pasażu 2 (po lewej) i pasażu 5 (po prawej) zawierających bakterie *Bdellovibrio* sp. hodowane na bakteriach *Serratia liquefaciens*

Fot. 1 Change of plaques number in second passage (on left) and fifth passage (on right) contained *Bdellovibrio* sp. bacteria cultivated on *Serratia liquefaciens* bacteria

Tab. 1. Oznaczenie wrażliwości bakterii ofiar: P 1 – *Serratia liquefaciens* i P 2 – *Citrobacter freundii*, na działanie Wody Ecofair (pH 6,2 i 8,2), w porównaniu z kontrolą (K 1 i K 2)

Tab.1. Determination of the sensitivity of victims bacteria: P 1 – *Serratia liquefaciens* i P 2 – *Citrobacter freundii* on Ecofair Water (6,8 and 8,2 pH), in comparison with controls (K 1 and K 2)

Szczep	Strefa zahamowania wzrostu [mm] po działaniu Wody Ecofair na płytkach Petriego o średnicy 9 cm			
	pH 6,2	pH 8,2	K1	K2
P 1	10	10	0	0
	9	10	0	0
	10	9	0	0
	10	11	0	0
$x_{\text{śr}}$ dla P 1	9,75	10	0	0
P 2	10	10	0	0
	9	9	0	0
	10	10	0	0
	10	11	0	0
$x_{\text{śr}}$ dla P 2	9,75	10	0	0
$x_{\text{śr}}$ dla antybiotyków (chloramfenikol, tetracyklina i streptomycyna)	9,75	10	0	0

Następnie, po oznaczeniu wrażliwości ofiar na Wodę Ecofair, wykonano podobne oznaczenia, z użyciem techniki dwuwarstwowej, w celu określenia wrażliwości *Bdellovibrio bacteriovorus* (tab. 2).

W obu przypadkach strefy zahamowania wzrostu bez widocznych bakterii powstałe wskutek biobójczego działania Wody Ecofair, były kontrolowane mikroskopowo, z wykorzystaniem mikroskopu kontrastowo-fazowego Nikon Eclipse E600 z kamerą. Badania potwierdziły brak obecności zarówno drapieżnika, jak i ofiar w strefach zahamowania wzrostu. Wykazano, że zarówno bakterie drapieżne, jak i ich ofiary były wrażliwe na działanie chloramfenikolu, streptomycyny, tetracykliny oraz płynu dezynfekcyjnego tzw. Wody Ecofair (pH 6,2 i 8,2) oraz odporne na działanie takich antybiotyków, jak amoksycylina, ampicylina i ceftazydym.

Tab. 2. Określenie strefy wrażliwości *B. bacteriovorus* po działaniu Wody Ecofair. P 1 i P 2 - szczepy ofiar, K 1 i K 2 - próby kontrolne

Tab. 2. Determination of the sensitivity zones for *B. bacteriovorus* after Ecofair Water action; P 1 and P 2 - prey strains; K 1 and K 2 - the controls

Szczepy	Strefy zahamowania wzrostu bakterii [mm] po działaniu Wody Ecofair na płytkach Petriego o średnicy 9 cm			
	pH 6,2	pH 8,2	K1	K2
P 1	13	15	0	0
	14	14	0	0
	12	15	0	0
	13	13	0	0
	15	12	0	0
	6	12	0	0
	12	12	0	0
	7	10	0	0
$\bar{x}_{sr}$ dla P 1	11,50	12,88	0	0
P 2	15	12	0	0
	15	11	0	0
	12	12	0	0
	13	12	0	0
	13	0	0	0
	12	0	0	0
	13	12	0	0
	11	12	0	0
$\bar{x}_{sr}$ dla P 2	13,00	9,88	0	0
$\bar{x}_{sr}$ dla P 1 i P 2	12,25	11,38	0	0

PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Badane ścieki komunalne okazały się dobrym materiałem umożliwiającym izolację *Bdellovibrio bacteriovorus*, podobnie jak we wcześniejszej pracy Gajewskiej i Dąbrowskiego [2008]. Autorzy izolowali ze ścieków bakterie *Bdellovibrio* sp. przy użyciu izolatów bakterii chorobotwórczych *Aeromonas hydrophila*, podobnie stosując technikę płytek dwuwarstwowych. W badaniach wykazanie powinowactwa bakterii *Bdellovibrio* sp. do dwóch kolejnych gatunków patogennych dla ludzi i zwierząt, oznaczonych jako *Serratia liquefaciens* i *Citrobacter freundii*, wskazało na pozyteczny i pożądany wpływ *Bdellovibrio bacteriovorus* na redukcję liczebności wyizolowanych patogennych bakterii jelitowych, występujących w ściekach komunalnych.

Na podstawie badań ustalono, że:

1. *Bdellovibrio bacteriovorus* jako bakteria drapieżna, może być skutecznie wykorzystana do redukcji liczby patogenów z rodziny *Enterobacteriaceae*, występujących w ściekach komunalnych.
2. Woda Ecofair może być stosowana do redukcji liczebności bakterii z rodziny *Enterobacteriaceae*, obecnych w ściekach komunalnych (*Serratia liquefaciens* i *Citrobacter freundii*).
3. Łączne zastosowanie szczepu drapieżcy *Bdellovibrio bdellovorus* i Wody Ecofar do eliminacji chorobotwórczych pałeczek jelitowych nie jest wskazane, że względu na wrażliwość drapieżcy na ten środek dezynfekcyjny.

LITERATURA

1. BERGEY D.H., GARRITY G.M., BRENNER D. J., KRIEG, N. R., STALEY J. R. (ed.): *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology*, Ed. Springer, 2005
2. BŁASZCZYK M.: *Mikroorganizmy w ochronie środowiska*, Wyd. PWN 2007
3. DIAS F.F., BHAT J. V.: *Microbial Ecology of Activated Sludge II. Bacteriophages, Bdellovibrio, Coliforms, and Other Organisms*, Applied Microbiology, Nr 2, 257-261, 1965
4. GAJEWSKA J., DĄBROWSKI K.: *Izolacja i identyfikacja drapieżnych bakterii z rodzaju Bdellovibrio w ściekach komunalnych*. Ekologia i Technika, Nr 16 (96 A), 215-218, 2008
5. JURKEVITCH E.: *The Genus Bdellovibrio*, w: DWORKIN M., FALKOW S., ROSENBERG E., SCHLEIFER K-H., STACKEBRANDT E., *The Prokaryotes. A Handbook on the Biology of Bacteria Third Edition*, Springer, 2006

6. STOLP H., STARR M. P.: *Bdellovibrio bacteriovorus* gen. et sp. n., a predatory, ectoparasitic, and bacteriolytic microorganism, *Antonie van Leeuwenhoek*, 29, 217-248, 1963
7. VARON M., SHILO M.: *Interaction of Bdellovibrio bacteriovorus and Host Bacteria II. Intracellular Growth and Development of Bdellovibrio bacteriovorus in Liquid Cultures*, *Journal of Bacteriology*, Nr 1, 136-141, 1969

SENSITIVITY OF PREDATORY BACTERIA OF THE GENUS *BDELLOVIBRIO* SP. AND THEIR PREYS FROM *ENTEROBACTERIACEAE* FAMILY ON ANTIBIOTICS AND DISINFECTANT

S u m m a r y

*The aim of this study was to evaluate the use of predatory bacteria of the genus *Bdellovibrio* to treatment municipal wastewater with *Serratia liquefaciens* and *Citrobacter freundii* bacteria. It was observed, that isolated predadatory bacteria and their preys were sensitive on antibiotics: chloramphenicol, streptomycine and tetracycline and Ecofair Water disinfectant. It was showed that the bacteria of *Bdellovibrio* genus can reduce the total number of G (-) pathogenic bacteria from *Enterobacteriaceae* family.*

Key words: predatory bacteria, *Bdellovibrio* sp., *Serratia liquefaciens*, *Citrobacter freundii*, *Enterobacteriaceae*, pathogens, sewage, Ecofair Water

**ZOFIA SADECKA^{*}, SYLWIA MYSZOGRAJ^{*},
ALEKSANDRA SIECIECHOWICZ^{*},
MONIKA SUCHOWSKA-KISIELEWICZ^{*}, JANUSZ WAŚ^{**},
TOMASZ MUSIAŁOWICZ^{**}**

**NOWOCZESNA OCZYSZCZALNIA ŚCIEKÓW
W GMINIE ŁAGÓW LUBUSKI - PIERWSZE MIESIĄCE
EKSPLOATACJI**

Streszczenie

Wybór technologii, szczególnie w przypadku małych obiektów powinien zapewnić oczyszczanie ścieków w zakresie usuwania związków organicznych. W przypadku odprowadzania ścieków oczyszczonych do odbiorników I klasy czystości, technologia powinna zagwarantować również usuwanie ze ścieków związków azotu i fosforu. W artykule wykazano, że w nowej oczyszczalni ścieków obsługującej gminę Łagów Lubuski, uzyskuje się parametry ścieków oczyszczonych poniżej wartości wymaganych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska (Dz. U. 2006 nr 137, poz. 984 z późn.zm). Wysoką efektywność oczyszczania ścieków z usuwaniem związków biogenych uzyskano przy energochłonności rzędu 0,4 kWh na 1 m³ dopływających ścieków.

Słowa kluczowe: oczyszczalnia ścieków, usuwanie związków biogenych

WPROWADZENIE

Jakość wód na terenie województwa lubuskiego jest wynikiem presji związanej z poborem wody, odprowadzaniem do wód ścieków komunalnych i przemysłowych oraz z dopływem zanieczyszczeń z tzw. źródeł przestrzennych.

Ze względu na tranzytowe i przygraniczne położenie znaczący wpływ na jakość wód na terenie województwa lubuskiego wywierają różnego rodzaju źródła zanieczyszczeń usytuowane na terenie województwa dolnośląskiego, ślą-

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

^{**} Biopax PL Sp.z o.o.

skiego, opolskiego, wielkopolskiego, a także Czech i Niemiec. W ostatnich latach nastąpiło zmniejszenie oddziaływania przemysłowych źródeł zanieczyszczeń wskutek restrukturyzacji przemysłu i tym samym ograniczenie ilości ścieków przemysłowych. Zmiany ilości ścieków przemysłowych i komunalnych odprowadzanych do wód i ziemi w Polsce w latach 2000-2010 zestawiono w tabeli 1 [GUS 2011].

Tab. 1. Ścieki przemysłowe i komunalne odprowadzane do wód lub do ziemi [GUS 2011]

Tab. 1. Industrial and municipal sewage discharged into water or soil [GUS 2011]

Wyszczególnienie	2000	2005	2009	2010	%
	hm ³				
O G Ó Ł E M	209,7	235,2	223,7	243,4	100,0
Odprowadzone bezpośrednio z zakładów ^{a)}	87,1	133,2	124,3	141,3	58,1
W tym wody chłodnicze	21,9	69,2	49,0	51,4	21,1
Odprowadzone siecią kanalizacyjną ^{b)}	122,5	102,0	99,5	102,1	41,9
W tym ścieki wymagające oczyszczania	187,7	166,0	174,7	192,0	78,9
Oczyszczane	179,7	159,9	166,1	177,4	72,9
Mechanicznie	30,9	27,6	34,5	36,4	15,0
Chemicznie ^{c)}	22,9	26,2	24,9	30,1	12,4
Biologicznie	105,5	52,4	33,6	35,2	14,5
Z podwyższonym usuwaniem biogenów	20,5	53,7	73,1	75,8	31,1
Nieoczyszczane	8,0	6,1	8,6	14,5	6,0
Odprowadzone bezpośrednio z zakładów	3,0	2,3	7,5	14,4	5,9
Odprowadzone siecią kanalizacyjną	5,0	3,9	1,1	0,1	0,0

a) łącznie z wodami chłodniczymi i zanieczyszczonymi wodami z odwadniania zakładów górniczych oraz obiektów budowlanych. b) począwszy od danych za rok 2010 zmieniła się metodologia badania ilości ścieków odprowadzonych siecią kanalizacyjną, dlatego dane dotyczące ścieków komunalnych nie są w pełni porównywalne z latami ubiegłymi. c) od 2003 r. dotyczy ścieków przemysłowych.

W Polsce w 2011r. zgodnie z danymi GUS (tabela 2), eksploatowanych było łącznie 3157 oczyszczalni ścieków komunalnych, w tym 816 z podwyższonym usuwaniem związków biogenych [GUS 2011].

Czynnikami istotnie wpływającymi na pogorszenie jakości wód mniejszych rzek i cieków, są występujące na terenach ich zlewni dysproporcje pomiędzy wyposażeniem miejscowości w wodociągi i kanalizację, jak również ścieki nie spełniające wymagań przepisów prawnych [Henze 2000, Sadecka 2010]. Zgodnie z założeniami Krajowego Programu Oczyszczania Ścieków Komunalnych [KPOŚK 2010] i wymaganiami Dyrektywy Rady 91/271/EWG w sprawie oczyszczania ścieków komunalnych do 2015r., w Polsce należy rozbudować lub

zmodernizować oczyszczalnie ścieków w 318 aglomeracjach powyżej 15000 RLM oraz wybudować, rozbudować lub zmodernizować oczyszczalnie ścieków w aglomeracjach powyżej 2000 RLM [KPOŚK 2010]. Wymagania stawiane oczyszczalniom ścieków zawarte są w Rozporządzeniu Ministra Środowiska [Dz.U. nr 137, poz. 984 z póź. zm.]. Bardzo dobrym przykładem proekologicznego działania i realizacji założeń KPOŚK jest gmina Łagów Lubuski.

Tab. 2. Liczba i rodzaj oczyszczalni ścieków w Polsce (stan na 31 XII 2010) [GUS 2011]

Tab. 2. Number and type of wastewater treatment plants in Poland (as of 31 December 2010)

Rodzaj oczyszczalni	Komunalne	Przemysłowe
Mechaniczne	60	389
Chemiczne	—	114
Biologiczne	2281	606
Z podwyższonym usuwaniem biogenów	816	51
Ogółem	3157	1160

NOWOCZESNA OCZYSZCZALNIA ŚCIEKÓW DLA GMINY ŁAGÓW LUBUSKI

W 2011 r. w Gronowie powstała nowoczesna oczyszczalnia ścieków dla gminy Łagów Lubuski. Zastąpiła ona starą, wyeksploatowaną, kontenerową oczyszczalnię, w której efektywność oczyszczania ścieków była niewystarczająca. Dla oczyszczalni poniżej 15000 RLM obowiązujące regulacje prawne nie wymagają usuwania ze ścieków substancji biogenych [Dz.U. 2006, nr 137, poz. 984 z póź. zm.]. Na etapie wyboru technologii dla oczyszczalni w gminie Łagów postawiono jednak wysokie wymagania dotyczące jakości ścieków oczyszczonych. Powodem tych wymagań jest I klasy czystości odbiornik ścieków oraz perspektywiczny uzdrowiskowy charakter gminy Łagów.

Teren oczyszczalni zlokalizowany jest w północno-zachodniej części wsi Gronów (poza obszarem zabudowy mieszkaniowej), ok. 1 km na północ od trasy krajowej nr 2, w bezpośrednim sąsiedztwie Łagowskiego Parku Krajobrazowego. Najbliższe budynki mieszkalne znajdują się około 250m od granicy oczyszczalni. W odległości około 1100m na zachód od terenu oczyszczalni przepływa rzeka Łagowa, do której odprowadzane są ścieki oczyszczone. Rzeka Łagowa jest lewym dopływem rzeki Pliszki. Istniejący wylot ścieków oczyszczonych znajduje się na jej prawym brzegu w km 4+152.



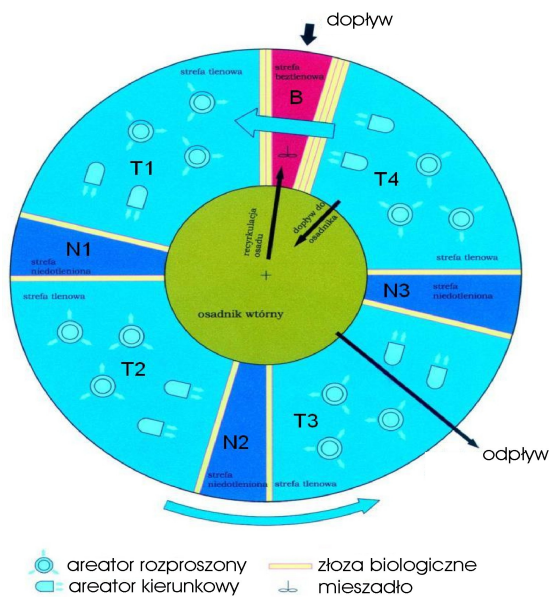
Fot. 1. Widok na oczyszczalnię ścieków w Gronowie
Phot. 1. View of the wastewater treatment plant in Gronowo

CHARAKTERYSTYKA OBIEKTU

Nowa oczyszczalnia o projektowej przepustowości $Q_{d\acute{s}r.} = 900 \text{ m}^3/\text{d}$, została wybudowana na terenie starej oczyszczalni. Wszystkie elementy ciągu technologicznego wraz z gospodarką osadową oraz trzecim stopniem oczyszczania - laguną hydroponiczną (fot. 1-3, rys.1) umieszczono w budynku o powierzchni 1050 m^2 .



Fot. 2. Reaktor hybrydowy – widok
Phot. 2. View of the biological reactor



T – strefa tlenowa, N – strefa niedotleniona, B – strefa beztlenowa

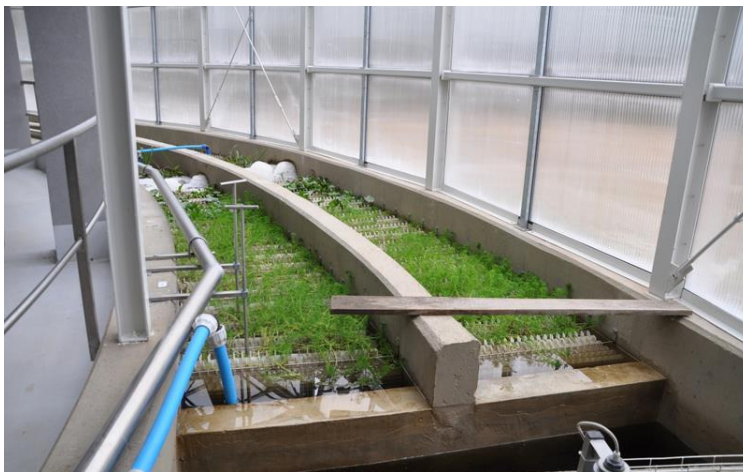
Rys. 1. Schemat reaktora hybrydowego [Sadecka, Waś, 2007, 2010]

Fig. 1. Hybrid reaktor [Sadecka, Waś, 2007, 2010]

Ścieki do oczyszczalni doprowadzane są z Gronowa i Łągowa przez zbiorczą przepompownię. Ścieki dowożone taborem asenizacyjnym zrzucane są przez punkt zlewny do zbiornika ścieków dowożonych, w którym opcjonalnie, w przypadku wysokich stężeń zanieczyszczeń, mogą być rozcieńczane ściekami oczyszczonymi, napowietrzane, a następnie dozowane do ciągu technologicznego przed sitopiaskownikiem.

Ścieki dopływające do oczyszczalni są oczyszczane mechanicznie na kracie koszowej i sitopiaskowniku. Oczyszczanie biologiczne realizowane jest w hybrydowym reaktorze biologicznym zaprojektowanym w formie pierścienia wokół osadnika wtórnego. Reaktor biologiczny wyposażony został w przepływowe złoża biologiczne oraz aeratory typu ASD.

Trzeci stopień oczyszczania biologicznego rozwiązany jest w postaci laguny hydroponicznej.



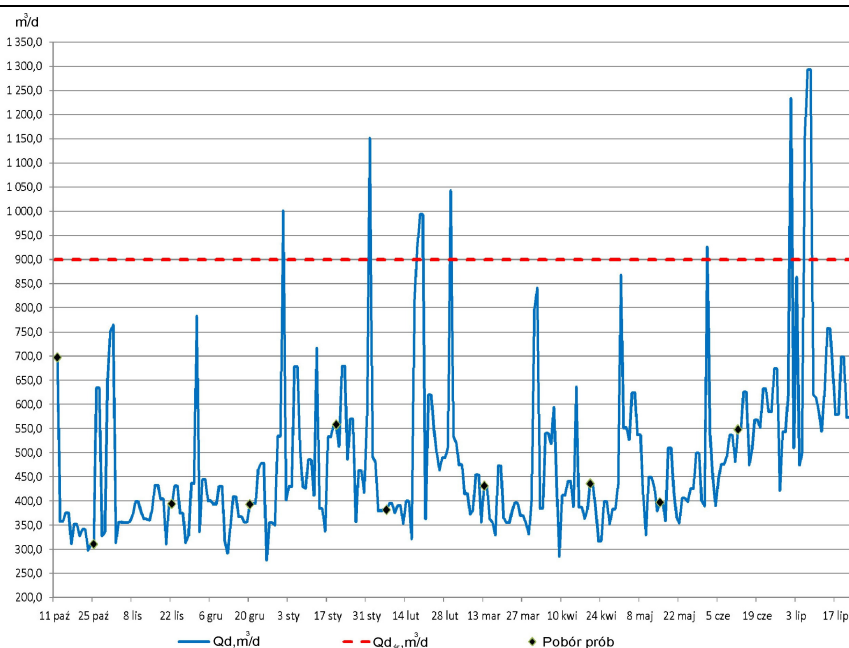
Fot. 3. Widok na lagunę hydroponiczną

Phot. 3. View of hydroponic lagoon

OCENA EFEKTYWNOŚCI PRACY OCZYSZCZALNI W GRONOWIE

Wybudowana i oddana do eksploatacji w 2011 r. oczyszczalnia współpracuje z mieszaną siecią kanalizacyjną (ciśnieniową, podciśnieniową i grawitacyjną). Do oczyszczalni dopływają bardzo zróżnicowane ilości ścieków. Badania prowadzone od końca rozruchu oczyszczalni, tj. od października 2011 r. wykazują, że dobowe odpływy z oczyszczalni wahają się od minimalnego – 278 m³/d do maksymalnego 1294 m³/d. Wahania dobowych odpływów ścieków z oczyszczalni w okresie od października 2011 r. do lipca 2012 r. przedstawiono graficznie na rys. 2 oraz w tabeli 3. Różnica dobowych przepływów między kolejnymi dniami pracy oczyszczalni dochodzi nawet do około 700 m³ tj. ponad 80% średniej dobowej przepustowości oczyszczalni. W 5% przypadków różnica pomiędzy przepływami z dwóch kolejnych dni przekracza 50% przepustowości dobowej, a w 10% przypadków – różnica ta przekracza 300 m³/d.

Ocenę składu ścieków surowych dokonano w próbkach przepływowo-proporcjonalnych. Próbki przepływowo-proporcjonalne zapewniają bardzo dobre, reprezentatywne wyniki, a przy znacznie wahającym się przepływie oraz zmiennym ładunku zanieczyszczeń są to wyniki najlepsze, znacznie dystansujące inne. Oznacza to w praktyce możliwość uchwycenia wszystkich zaburzeń w pracy oczyszczalni ścieków. Tą metodę charakteryzują: zmienna objętość jednostkowych prób i stała częstotliwość poboru. Wartości wskaźników zanieczyszczeń w ściekach surowych dopływających do oczyszczalni w Gronowie zestawiono w tabeli 4.



Rys. 2 Dłbowe iloŝci ŝcieków oczyszczonych [Mat. eksploatacyjne 2012]

Fig. 2. Daily amount of treated sewage

Pomimo znacznych różnic w obciążeniu oczyszczalni ładunkiem zanieczyszczeń, ŝcieki oczyszczone charakteryzują się parametrami, których wartości są kilkukrotnie niŝsze, niŝ wymagane. Wartości wskaźników w ŝciekach oczyszczonych przedstawiono w tabeli 4. Wyniki analiz ŝcieków oczyszczonych wykazują, ŝe charakteryzują się one wartościami BZT_5 od 1,7 do 7,6 mg/dm^3 ; $ChZT$ od 34 do 59 mg/dm^3 i zawiesiną ogólną poniŝej 7,4 mg/dm^3 .

Oczyszczalnia spełnia równieŝ załoŝone w projekcie wysoceefektywne usuwanie związków azotu i fosforu. Stęŝenia tych związków w ŝciekach oczyszczonych wynoszą odpowiednio: poniŝej 11 mgN/dm^3 i poniŝej 2 mgP/dm^3 . Przedstawione wyniki wykazują, ŝe małe oczyszczalnie wymagają takich układów technologicznych, które zapewnią sprawne biologiczne oczyszczanie przy zmiennych obciążeniach ładunkiem zanieczyszczeń.

Wysoką efektywność pracy oczyszczalni w Gronowie uzyskano dzięki zastosowaniu technologii hybrydowej i innowacyjnego systemu napowietrzania ASD. Hybrydowy, cyrkulacyjny reaktor biologiczny – komora osadu czynnego – działa w ciągłym przepływie, powtarzając kompletną sekwencję stref: beztlenowej, niedotlenionej oraz tlenowej. Podział pierścienia komory na strefy wykonany jest ze ŝcian zbudowanych z przepływowych złóŝ zanurzonych.

Tab. 3. Dobowe odpływy ścieków z oczyszczalni [Mat. eksploatacyjne 2012]

Tab. 3. Daily outflows from wastewater treatment plants

dzień/ miesiąc	Odpływy dobowe z oczyszczalni w Gronowie, m ³ /d									
	10.2011	11.2011	12.2011	01.2012	02.2012	03.2012	04.2012	05.2012	06.2012	07.2012
1	ROZRUCH OCZYSZCZALNI	765	783	1 001	1 151	1 043	841	868	926	1 234
2		314	336	402	491	533	385	551	536	510
3		356	444	429	480	519	385	551	445	863
4		356	444	430	380	475	540	527	390,33	474,32
5		355	400	678	380	475	540	624	446	498
6		355	400	678	381	415	519	624	475	1 156
7		357	393	501	382	415	593	537	475	1 293
8		372	393	429	394	373	428	537	492	1 294
9		399	430	426	395	381	285	413	536	620
10		399	430	485	375	454	411	329	536	613
11	697	378	318	485	390	454	412	448	481	583
12	697	362	292	411	390	356	440	448	548	544
13	357	363	342	717	353	431	440	429	548	628
14	357	360	409	384	399	431	388	379	625	756
15	375	382	409	384	399	363	636	397	625	757
16	375	432	367	337	322	355	387	397	475	669
17	312	433	367	532	816	329	387	359	506	578
18	351	404	356	533	926	472	363	509	567	579
19	351	404	356	558	993	473	382	509	568	698
20	328	311	393	558	993	365	436	417	552	698
21	341	394	395	513	362	354	436	366	632	572
22	341	394	395	678	619	355	380	354	632	572
23	298	431	464	679	619	379	317	406	585	
24	311	431	478	486	546	396	317	406	585	
25	311	374,89	478	569	500	396	398	398	673	
26	633	374	278	569	464		398	425	673	
27	634	314	355	356	489	369	352	425	421	
28	328	327	355	463	490	354	382	498	543	
29	335	436	350	463	509	331	383	499	543	
30	654	436	534	417		398	434	400	617	
31	750		534	575		798		389		

pola zaznaczone dotyczą danych z soboty/niedzieli

Prędkość cyrkulacji i ilości obiegów wymuszana dzięki aeratorom ASD dostosowuje się automatycznie, proporcjonalnie do wielkości dopływającego ładunku zanieczyszczeń.

Korzystając z zarejestrowanych danych zużycia energii wyliczono, że w dotychczasowym okresie eksploatacji, średnia ilość zużytej energii elektrycznej nie przekracza 0,4 kWh na 1 m³ dopływających ścieków.

Tab. 4. Parametry ścieków surowych i oczyszczonych w oczyszczalni w Gronowie [Mat. eksploatacyjne 2012]

Tab. 4. The parameters of treated sewage in the effluent from Gronów wastewater treatment plant

Data poboru próbki	Wskaźniki									
	BZT ₅		ChZT		Zawiesina og.		N _{og}		P _{og}	
	mg O ₂ /dm ³		mg O ₂ / dm ³		mg/ dm ³ l		mg N/ dm ³		mg P/ dm ³	
	ścieki surowe	ścieki oczyszcz	ścieki surowe	ścieki oczyszcz	ścieki surowe	ścieki oczyszcz	ścieki oczyszcz	odbiornik	ścieki oczyszcz	odbiornik
Wartości dop.		25	-	125	-	35	15*	-	2*	-
10.10.11			1180	59	3008	13	10,1		1,9	
10.12.11							10,9			
10.25.11	498	1,8	1267	34	536	< 2,0		< 1,00		< 0,10
11.22.11	473	5,1	1514	43	1014	< 2,0		< 1,00		0,21
12.20.11		4,2		42		< 2,0		1,02		0,05
01.20.12		2,1		41		2,7		< 1,00		< 0,10
02.07.12		2,9		53		< 2,0		2,52		< 0,10
03.13.12		7,6		50		< 2,0		< 1,00		< 0,10
04.20.12		2,2		48		< 2,0		< 1,00		< 0,10
05.15.12		1,7		44		7,4		< 1,00		< 0,10
06.12.12		7,5		51		3,2		< 1,00		< 0,10

* nie wymagane pozwoleniem wodnoprawnym, ani rozporządzeniem, gdyż ścieki nie są odprowadzane do wód stojących lub ich dopływów

PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Biologiczne oczyszczanie ścieków można realizować z dobrym skutkiem w systemach z biomasą zawieszoną (osad czynny) lub utwardzoną (złoże biologiczne). W przypadku, gdy system oczyszczania jest narażony na szczególnie niekorzystne warunki pracy np. dużą nierównomierność ilości i jakości dopływających ścieków dobrym rozwiązaniem jest połączenie obu form biomasy. Reaktor hybrydowy zastosowany w oczyszczalni ścieków dla gminy Łągów Lubuski jest przykładem takiego rozwiązania.

Pomimo znacznych różnic w obciążeniu oczyszczalni, ścieki oczyszczone charakteryzują się parametrami spełniającymi kryteria stawiane tego typu obiektom oraz spełniają wymagania ochrony jakości odbiornika, którym jest pierwszej klasy czystości rzeka Łagowa płynąca w Łagowskim Parku Krajobrazowym.

Doświadczenia eksploatacyjne wykazują, że w oczyszczalni o przepustowości 900 m³/d, można dzięki dobrze zaprojektowanej technologii, usuwać ze ścieków nie tylko zanieczyszczenia organiczne, ale również związki biogenne: azot i fosfor, ze średnią energochłonnością rzędu 0,4 kWh na 1 m³ dopływających ścieków.

Wprowadzenie wysokoefektywnych technologii w małych obiektach <15000 RLM ma szczególne znaczenie w wypełnianiu zobowiązań ochrony zbiorników wodnych przed zanieczyszczeniem.

LITERATURA

1. GUS. *Mały Rocznik Statystyczny*, 2011
2. HENZE M., I IN.: *Oczyszczanie ścieków. Procesy biologiczne i chemiczne*. Wydawnictwo Politechniki Śląskiej, Kielce, 2000
3. *Krajowy Program Oczyszczania Ścieków Komunalnych*, Ministerstwo Środowiska, Warszawa 2010
4. *Materiały eksploatacyjne oczyszczalni ścieków w Łagowie Lubuskim*, 2012
5. *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 20 sierpnia 2008 r.* (Dz. U. 2008, nr 162, poz.1008) wytyczne w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych.
6. *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 z póź. zm.)
7. SADECKA Z., WAŚ J.: *ASD-neue qualität der belüftung in belebungs-becken*. W: *Oczyszczanie ścieków i przeróbka osadów ściekowych*. T. 4 pod red. Z. Sadeckiej – Zielona Góra : Oficyna Wydaw. Uniwersytetu Zielonogórskiego, 27-37, 2010
8. SADECKA Z., WAŚ J.: *Procesy tlenowo-beztlenowe w cyrkulacyjnym przepływowym reaktorze biologicznym*, *Oczyszczanie ścieków i przeróbka osadów ściekowych*. red. Z. Sadecka, S. Myszograj – Zielona Góra. Oficyna Wydaw. Uniwersytetu Zielonogórskiego, 71-78, 2007
9. SADECKA Z.: *Podstawy biologicznego oczyszczania ścieków*. Warszawa, Wyd. Seidel-Przywecki Sp. z o.o., 2010

THE MODERN WASTEWATER TREATMENT PLANT IN LAGOW COMMUNITY- FIRST MONTHS OF THE OPERATION

S u m m a r y

The choice of technology, particularly in the case of small objects should provide a highly effective wastewater treatment with the removal of nitrogen and phosphorus. The paper shows that the new wastewater treatment for community Lagow Lubuski, allows to achieved parameters in treated wastewater below the required given in the regulation of the Minister of the Environment (Journal of Laws of 2006, No. 137, item 984). High efficiency of removal of nutrients can be obtained with energy consumption of 0.4 kWh per 1 m³ of sewage.

Key words: wastewater treatment plant, removal of nutrients



**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-roczne) 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.