

# **ŚCIEKI PO HYDROLIZIE JAKO DODATKOWE ŹRÓDŁO WĘGLA DLA BAKTERII DENITRYFIKACYJNYCH W OCZYSZCZALNIACH ŚCIEKÓW CUKROWNICZYCH**

**Bożenna Poleć, Andrzej Baryga, Tomasz Szymański**

Instytut Biotechnologii Przemysłu Rolno-Spożywczego im. prof. Waława Dąbrowskiego  
Zakład Cukrownictwa  
ul. Inżynierska 4, 05-080 Leszno  
bozenna.polec@ibprs.pl

## **Streszczenie**

Celem pracy było określenie możliwości wykorzystania ścieków po hydrolizie jako dodatkowego źródła węgla w procesie wstępnej denitryfikacji. Przeprowadzono porównawcze badania klasycznego tlenowego oczyszczania ścieków osadem czynnym i oczyszczania z wykorzystaniem dodatkowego źródła węgla w procesie wstępnej denitryfikacji. Wyniki badań wykazały, że ścieki po hydrolizie zanieczyszczeń stanowią odpowiednie dodatkowe źródło węgla dla bakterii denitryfikacyjnych. Wykorzystanie tych ścieków jako dodatkowego źródła węgla dla procesu denitryfikacji stanowi dobre rozwiązanie. Stwierdzono korzystny wpływ dodatku takich ścieków do reaktora tlenowego zarówno na proces redukcji związków węgla, jak i eliminację azotu.

**Słowa kluczowe:** ścieki cukrownicze, fermentacja metanowa, ścieki po hydrolizie, oczyszczanie tlenowe osadem czynnym, denitryfikacja

## **WASTE WATER AFTER HYDROLYSIS AS AN ADDITIONAL CARBON SOURCE FOR THE DENITRIFYING BACTERIA IN SEWAGE TREATMENT PLANTS SUGAR FACTORY**

### **Summary**

The aim of the study was to determine the possibility of using waste water after hydrolysis as an additional source of carbon in the process of pre-denitrification. Were performed a comparative study of classical aerobic treatment of wastewater with activated sludge and wastewater by means of an additional carbon source in the process of pre-denitrification. The results showed that the waste water after the hydrolysis of pollution are the appropriate additional carbon source for the denitrifying bacteria. Use of waste water after hydrolysis as an additional carbon source for denitrification is a good solution. It was found

a beneficial effect of the addition of such waste water into the reactor oxygen on the reduction of carbon and nitrogen elimination.

**Key words:** sugar factory wastewater, methane fermentation, waste water after hydrolysis, purification aerobic activated sludge, denitrification

## WSTĘP

Biologiczne usuwanie związków biogenych w oczyszczalniach ścieków polega na stworzeniu warunków sekwencyjnego przebiegu procesów utleniania azotu amonowego i redukcji azotanów do azotu gazowego [Barnard 1997; Bever i in. 1997; Dębowski, Zieliński 2012; Klaczyński, Ratajczak 2013].

Utlenianie azotu amonowego ( $\text{NH}_4^+$ ) do azotanów ( $\text{NO}_3^-$ ) to proces nityfikacji, natomiast redukcja azotanów do azotu gazowego ( $\text{N}_2$ ) to proces denityfikacji.

Realizacja procesu denityfikacji wymaga m.in:

- utrzymania warunków anoksydacyjnych (niedotlenienia). Stężenie wolnego tlenu nie powinno przekraczać poziomu  $0,5 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ ,
- zapewnienia utrzymania w zawieszeniu osadu czynnego przez mieszanie,
- utrzymania odczynu ścieków na poziomie 7,0–8,0 pH,
- optymalnej temperatury w zakresie 20–30°C,
- zapewnienia odpowiednio dużego stężenia związków węgla.

W literaturze fachowej opisano wiele różnych rozwiązań zmodyfikowanego procesu osadu czynnego uwzględniających usuwanie azotu.

Podstawowym układem technologicznym oczyszczania ścieków przystosowanym do usuwania azotu na drodze biologicznej jest układ, w którym głównymi urządzeniami są reaktory:

- beztlenowy,
- anoksydacyjny (niedotleniony), tj. komora denityfikacji,
- tlenowy, tj. komora nityfikacji.

Komora denityfikacji znajduje się przed komorą nityfikacji (tzw. denityfikacja wstępna lub wyprzedzająca). W układzie takim ścieki z reaktora beztlenowego przepływają do komory denityfikacji, a stamtąd poprzez reaktor tlenowy do osadnika wtórnego. Stężenie osadu czynnego w takim układzie utrzymuje się najczęściej na poziomie  $3,5 \text{ kg sm}/\text{m}^3$ , jego obciążenie w granicach  $0,15\text{--}0,25 \text{ kg BZT}_5/\text{kg s.m.o.} \times \text{d}$ , a wiek osadu w zakresie 4–27 dni. Stosuje się recyrkulację zewnętrzną (osadu czynnego z osadnika wtórnego do reaktora anoksydacyjnego) oraz recyrkulację wewnętrzną (zawartości komory napowietrzania do komory

denitryfikacji) jako źródło azotanów dla bakterii denitryfikacyjnych. Recyrkulację zewnętrzną utrzymuje się zwykle na poziomie 50-100%, a wewnętrzną rzędu 100-300% w stosunku do wielkości przepływu ścieków. Wszystkie inne modyfikacje procesu osadu czynnego w kierunku intensyfikacji usuwania azotu bazują na wyżej opisanym układzie, rozbudowując go w różny sposób.

W większości polskich biologicznych oczyszczalni ścieków cukrowniczych występują poważne trudności z usuwaniem związków azotowych do poziomu wymaganego w aktualnie obowiązujących przepisach. Główną przyczyną tych trudności jest nieodpowiedni stosunek stężeń związków węgla (oznaczonych jako ChZT lub BZT<sub>5</sub>) do stężeń związków azotowych w przefermentowanych ściekach cukrowniczych odpływających z reaktora beztlenowego do reaktora tlenowego. Z literatury wiadomo, że jednostkowe zapotrzebowanie związków węgla w procesie denitryfikacji powinno wynosić najmniej 2,5 mg BZT<sub>5</sub>/mg N, tj. ok. 5 mg ChZT/mg N. Zdarza się, że przy wysokosprawnej fermentacji metanowej ścieków ChZT odpływu z reaktora wynosi ok. 200 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup>, a stężenie azotu dochodzi do 70 mg N/dm<sup>3</sup>, co powoduje niekorzystny dla bakterii denitryfikacyjnych skład chemiczny substratu: ChZT/ N = 2,86 (o ponad 40% niższy od optymalnego) [Połec 1998].

W niektórych oczyszczalniach wprowadzane są do komór denitryfikacji, jako dodatkowe źródła węgla, różnego rodzaju chemikalia. Istnieje wiele różnych związków organicznych, które mogą być wykorzystywane w procesie denitryfikacji jako źródła węgla. Do najczęściej stosowanych źródeł węgla zaliczyć można metanol, etanol, kwas octowy, octan sodu i glukozę. Spośród nich najczęściej stosowany jest metanol. Jednak stosowanie dodatkowych źródeł węgla wiąże się z koniecznością ponoszenia dodatkowych kosztów na zakup tych związków, co podnosi koszty eksploatacyjne oczyszczalni [Oleszkiewicz i in. 2004; Peng i in. 2007; Świnarski 2012; Woźniakiewicz i in. 2015; Szewczyk 2005].

W oczyszczalniach ścieków komunalnych prowadzi się próby znaczącego zwiększenia recyrkulacji wewnętrznej zawartości komory nityfikacji do komory denitryfikacji, zwiększając tym samym recyrkulację azotanów jako źródła dla bakterii denitryfikacyjnych [Kulikowska i in. 2009; Makowska M. i in. 2004]. Pewną wadą tej metody jest jednak konieczność stosowania bardzo wysokiego stopnia recyrkulacji ścieków i osadu (rzędu kilkuset procent). Istnieje pojęcie tzw. granicznego stopnia recyrkulacji. Przy zbyt wysokich jego wartościach tlen z procesu nityfikacji zostaje przenoszony do komór anoksycznych, ograniczając proces denitryfikacji.

Dodatkowym źródłem węgla wprowadzanym do komory denitryfikacji w oczyszczalniach ścieków cukrowniczych są aktualnie ścieki surowe albo osad biologiczny.

W pierwszym przypadku istnieje niebezpieczeństwo degeneracji osadu czynnego, dla którego niezbędne jest wstępne rozłożenie związków organicznych, zwłaszcza węglowodanów, w procesie beztlenowej fermentacji. Natomiast w drugim przypadku konieczne jest wydłużanie czasu procesu denitryfikacji ze względu na to, że osad biologiczny stanowi źródło węgla trudno dostępne dla bakterii osadu czynnego.

Autorzy artykułu założyli, że istnieją teoretycznie możliwości wykorzystania innych niekomercyjnych źródeł węgla dostępnych w oczyszczalniach ścieków cukrowniczych, np.:

- ścieków poddanych procesowi hydrolizy,
- ścieków przefermentowanych zawierających duże ilości lotnych kwasów tłuszczowych, a więc ścieków pobieranych po okresie bardzo krótkiej (kilkugodzinnej) fermentacji z określonej wysokości fermentora (a nie z odpływu),
- biogazu pofermentacyjnego, stanowiącego produkt uboczny procesu fermentacji metanowej ścieków.

Potwierdzenie takich możliwości wykorzystania dodatkowych źródeł węgla wymagało podjęcia badań podstawowych, mających na celu określenie mechanizmu przemian metabolicznych składników poszczególnych mediów przez bakterie denitryfikacyjne.

Instytut zrealizował pracę naukowo-badawczą, której celem było opracowanie i sprawdzenie optymalnego sposobu biologicznego oczyszczania ścieków cukrowniczych z wykorzystaniem dodatkowego źródła węgla w procesie wstępnej denitryfikacji zanieczyszczeń. W ramach ww. pracy przyjęto jako podstawę układ oczyszczania ze wstępną denitryfikacją, a modyfikacje polegały na zastosowaniu różnych dodatkowych, dostępnych w oczyszczalniach ścieków cukrowniczych, źródeł węgla dla bakterii denitryfikacyjnych.

Niniejsza publikacja prezentuje wyniki badań dot. zastosowania ścieków po hydrolizie jako dodatkowego źródła węgla dla bakterii denitryfikacyjnych.

## **MATERIAŁ I METODY BADAŃ**

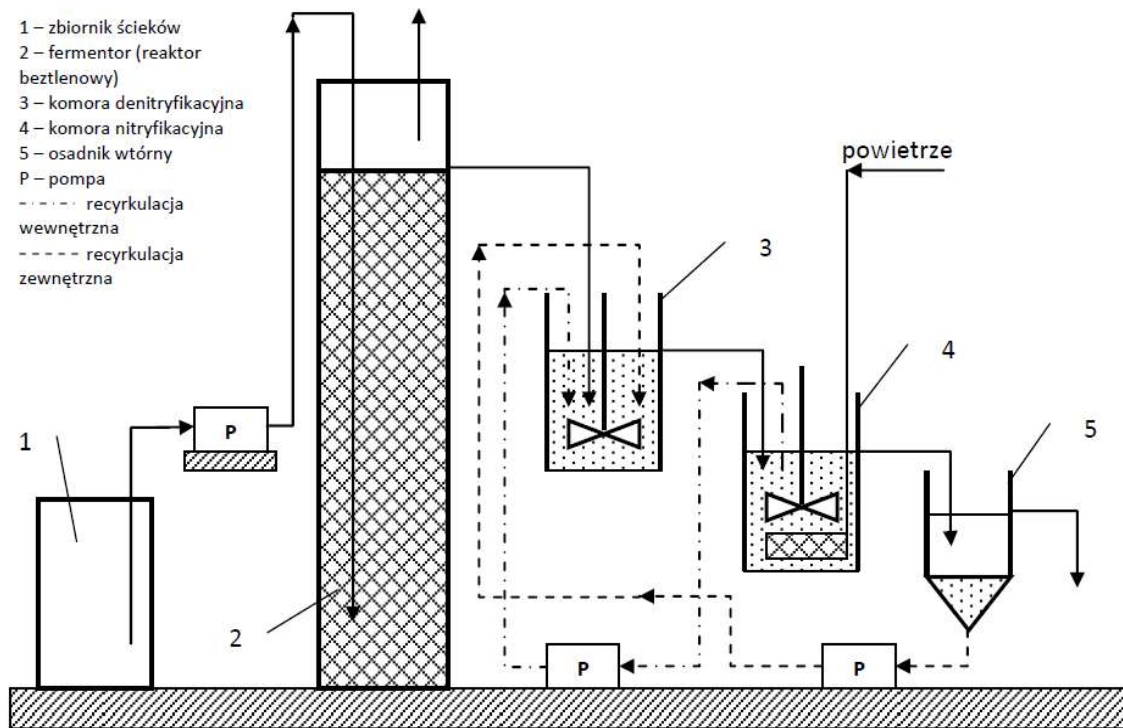
Materiałem do badań były ścieki pochodzące z Cukrowni. Wykonano 2 podstawowe cykle badań technologicznych oczyszczania przefermentowanych ścieków cukrowniczych osadem czynnym ze wstępną denitryfikacją.

Cykl 1. badań obejmował doświadczenia oczyszczania osadem czynnym przefermentowanych ścieków cukrowniczych w reaktorze tlenowym w układzie klasycznym i stanowił próbę kontrolną oczyszczania ścieków dla cyklu 2.

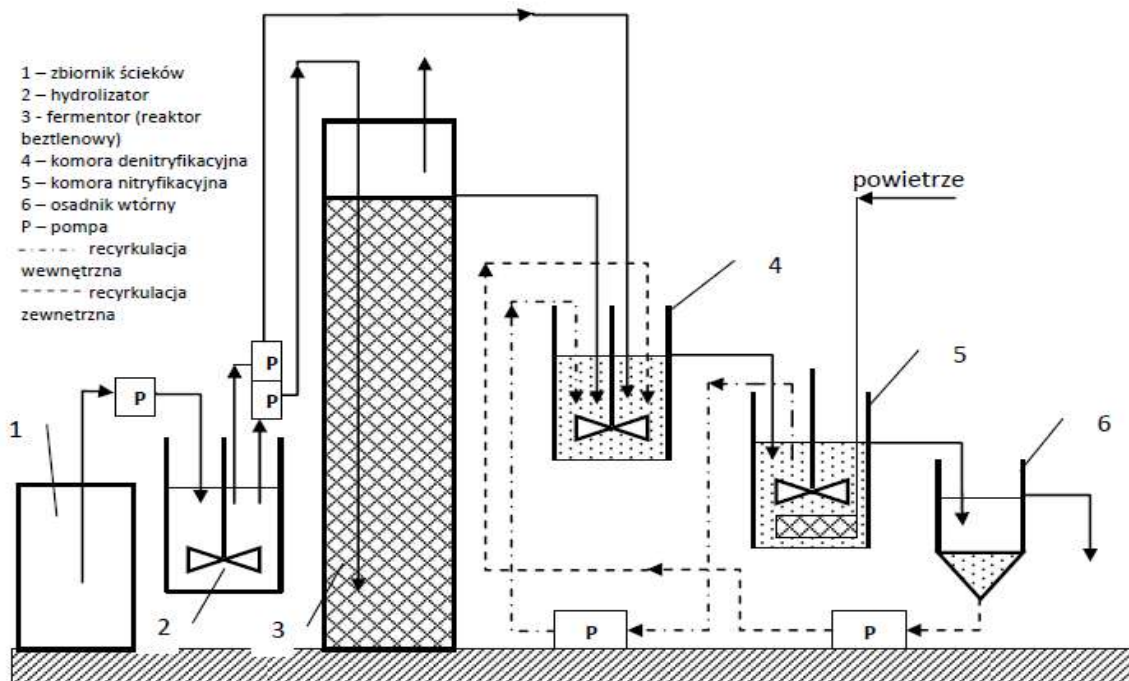
Cykl 2. badań obejmował doświadczenia oczyszczania osadem czynnym w zmodyfikowanym układzie ze wstępną denitryfikacją ścieków poddanych hydrolizie

i fermentacji metanowej, z tym że część ścieków po hydrolizie wprowadzano bezpośrednio do komory fermentacyjnej z pominięciem fermentora. Polegało to na tym, że do strumienia ścieków przefermentowanych dodawano 5% objętości ścieków poddanych hydrolizie.

Aparaturę badawczą wykorzystywaną w badaniach stanowiły 2 zestawy aparaturowe schematycznie przedstawione na rysunkach 1. i 2.



**Rysunek 1.** Klasyczny schemat oczyszczania ścieków z osadem czynnym  
*The classic scheme of sewage treatment with activated sludge*



**Rysunek 2.** Zmodyfikowany schemat oczyszczania ścieków z osadem czynnym  
*The modified scheme of sewage treatment with activated sludge*

W skład zestawu aparaturowego do prowadzenia badań w cyklu 1. (rysunek 1) wchodziły następujące urządzenia:

- reaktor fermentacji metanowej o pojemności użytkowej 8 dm<sup>3</sup>,
- komora denitryfikacji o pojemności 1,6 dm<sup>3</sup>,
- komora nitryfikacji o pojemności 4,2 dm<sup>3</sup>,
- osadnik wtórny o pojemności 1,2 dm<sup>3</sup>.

Aparatura badawcza stosowana w cyklu 2. badań została schematycznie przedstawiona na rysunku 2. W jej skład wchodziły urządzenia wymienione powyżej i dodatkowo hydrolizator ścieków o poj. 2,5 dm<sup>3</sup>.

Zestaw aparaturowy przedstawiony na rysunku 1. stanowił typowy klasyczny układ oczyszczania ścieków. Zestaw aparaturowy przedstawiony na rysunku 2. stanowił układ zmodyfikowany, przy czym modyfikacja ta polegała na wprowadzeniu w układ oczyszczania hydrolizatora ścieków. Zestawy aparaturowe pracowały w sposób ciągły. Ścieki podawano z zastosowaniem dozujących pompek perystaltycznych.

W fermentorze ścieków utrzymywano temperaturę na średnim poziomie 35°C, a w hydrolizatorze 45°C. Zawartość komór reaktora tlenowego były mieszana z wykorzystaniem niskoobrotowych mieszadeł mechanicznych. Zawartość komory

nitryfikacji mieszano i napowietrzano, zapewniając drobnopęcherzykowe rozpylenie powietrza.

Oznaczenia chemiczne ścieków wykonano zgodnie z następującą metodyką badań: ChZT wg PN-ISO 6060:2006, BZT<sub>5</sub> wg PN-EN 1899-1:2002, zawiesina ogólna wg PN-EN 872:2007+Ap1:2007, tlen rozpuszczony wg PN – EN 25813: 1997, azot amonowy wg PN-ISO 5664: 2002, azot azotanowy wg PB-POŚ-04, azot azotynowy wg PB-POŚ-05, azot Kjeldahla wg PN-EN 25663: 2001 i azot ogólny wg PB-POŚ-01.

## WYNIKI I DYSKUSJA

Badania technologiczne oczyszczania ścieków określających wpływ dodatku ścieków po hydrolizie na proces denitryfikacji zanieczyszczeń przeprowadzono w układzie klasycznym (bez dodatkowego źródła węgla) i w układzie zmodyfikowanym (z dodatkiem do komory denitryfikacji, obok ścieków przefermentowanych, również ścieków po hydrolizie).

Uzyskane wyniki badań technologicznych zamieszczono w tabelach nr 1–4, przy czym tabela 1. zawiera zestawienia średnich wskaźników jakości ścieków cukrowniczych dopływających do reaktora tlenowego, (do komory denitryfikacji) tabela 2. zawiera zestawienie średnich parametrów pracy reaktorów osadu czynnego, tabela 3. – zestawienia średnich wskaźników szybkości oczyszczania ścieków w reaktorach osadu czynnego, a tabela 4. – zestawienia średnich wskaźników jakości oczyszczonych ścieków.

**Tabela 1.** Średnie wskaźniki jakości ścieków dopływających do reaktora tlenowego z osadem czynnym  
*Average indicators of quality of waste water flowing into the reactor aerobic with activated sludge*

Wskaźniki zanieczyszczeń	Jednostki	Wartości wskaźników w układzie:	
		klasycznym (próba kontrolna bez dodatkowego źródła węgla)	zmodyfikowanym (próba z dodatkiem ścieków po hydrolizie)
ChZT	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	289	556
BZT <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	88	202
Azot azotanowy	mg N-NO <sub>3</sub> /dm <sup>3</sup>	1,9	1,6
Azot azotynowy	mg N-NO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	0,002	0,001
Azot amonowy	mg N-NH <sub>4</sub> /dm <sup>3</sup>	69,2	71,6
Azot organiczny	mg Norg/dm <sup>3</sup>	9,9	16,5
Azot ogólny	mg Nog/dm <sup>3</sup>	81,0	89,7

**Tabela 2.** Średnie parametry oczyszczania ścieków z osadem czynnym  
*Average parameters of sewage treatment with activated sludge*

Wyszczególnienie		Jednostki	Wartości parametrów w układzie:	
			klasycznym (próba kontrolna bez dodatkowego źródła węgla)	zmodyfikowanym (próba z dodatkiem ścieków po hydrolizie)
Czas retencji	KD	h	5,1	5,1
	KN		13,3	13,4
Obciążenie hydrauliczne	KD	$m^3/m^3 \times d$	4,83	4,84
	KN		1,84	1,81
Obciążenie komory ładunkiem ChZT	KD	$kg O_2/m^3 \times d$	1,37	2,62
	KN		0,131	0,190
Obciążenie komory ładunkiem BZT <sub>5</sub>	KD	$kg O_2/m^3 \times d$	0,42	0,96
	KN		0,052	0,050
Obciążenie komory ładunkiem azotu	KD	$kg N/m^3 \times d$	0,389	0,430
	KN		0,071	0,048
Stężenie osadu czynnego	KD	$kg s.m./m^3$	5,98	7,86
	KN		6,23	8,63
Obciążenie osadu ładunkiem ChZT	KD	$kg O_2/kg \times d$	0,229	0,333
	KN		0,021	0,022
Obciążenie osadu ładunkiem BZT <sub>5</sub>	KD	$kg O_2/kg \times d$	0,065	0,122
	KN		0,008	0,006
Obciążenie osadu ładunkiem azotu	KD	$kg N/kg \times d$	0,060	0,060
	KN		0,011	0,006
Recyrkulacja	zewnątrzna	%	113	102
	wewnętrzna		258	248



**Tabela 3.** Średnie efekty oczyszczania ścieków z osadem czynnym*Average effects of sewage treatment with activated sludge*

Wskaźniki oczyszczania		Jednostki	Wartości wskaźników w układzie:	
			klasycznym (próba kontrolna bez dodatkowego źródła węgla)	zmodyfikowanym (próba z dodatkiem ścieków po hydrolizie)
Szybkość redukcji	ChZT	g/m <sup>3</sup> × d	312	647
	BZT <sub>5</sub>		110	257
	N-NH <sub>4</sub>		89	89
	N-org		11	16
	N-og		62	89
Szybkość redukcji	ChZT	g/kg sm × d	49	83
	BZT <sub>5</sub>		17	33
	N-NH <sub>4</sub>		14	11
	N-org		2	2
	N-og		10	11

**Tabela 4.** Średnie wskaźniki jakości ścieków odpływających z reaktora tlenowego z osadem czynnym*Average indicators of quality of waste water flowing out of the reactor aerobic with activated sludge*

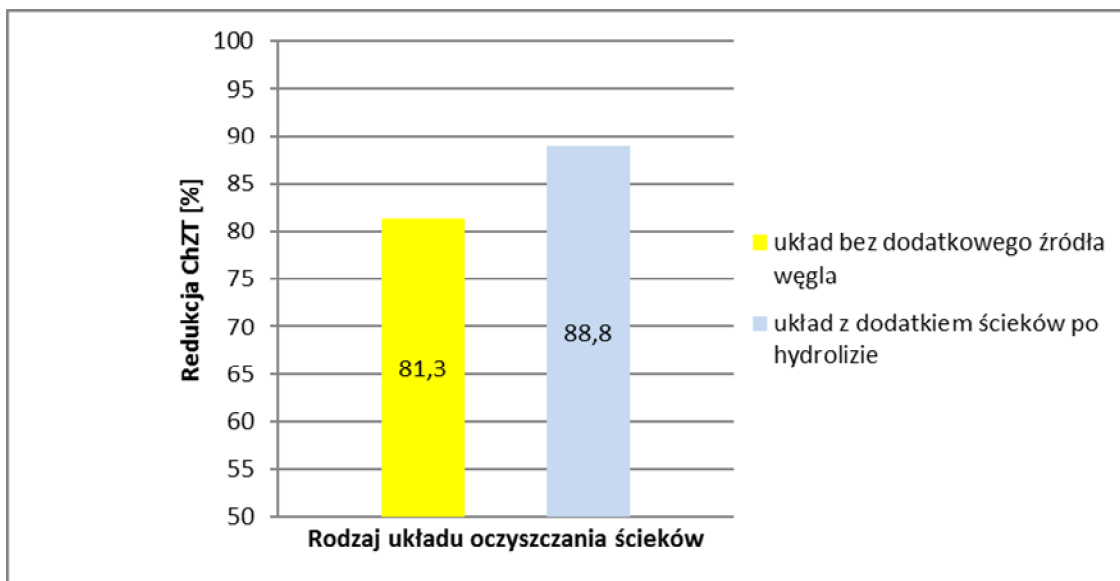
Wskaźniki zanieczyszczeń	Jednostki	Wartości wskaźników w układzie:		Najwyższe wymagane wskaźniki wg Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 18 listopada 2014 r.
		klasycznym (próba kontrolna bez dodatkowego źródła węgla)	zmodyfikowanym (próba z dodatkiem ścieków po hydrolizie)	
ChZT	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	54	62	125
BZT <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	5	5	25
Azot azotanowy	mg N-NO <sub>3</sub> /dm <sup>3</sup>	29,7	12,9	30
Azot azotynowy	mg N-NO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	0,004	0,001	Nienormowany
Azot amonowy	mg N-NH <sub>4</sub> /dm <sup>3</sup>	2,2	4,3	10
Azot organiczny	mg Norg/dm <sup>3</sup>	2,4	4,8	Nienormowany
Azot ogólny	mg N og/dm <sup>3</sup>	34,3	22,0	30

Ścieki stosowane jako materiał badawczy w układzie klasycznym charakteryzowały się wskaźnikami zanieczyszczeń typowymi dla dobrze pracującego reaktora fermentacji metanowej. Średnie ChZT wynosiło 289 mgO<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup>, a BZT<sub>5</sub> 88 mgO<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup>. Stosunek BZT<sub>5</sub> do ChZT, wynoszący średnio 30,4%, świadczył o wysokim stopniu zmineralizowania zanieczyszczeń w procesie fermentacji metanowej. Zawartość azotu ogólnego kształtowała się na średnim poziomie 81 mg N/dm<sup>3</sup>, z czego formy azotu organicznego stanowiły 12,3%,

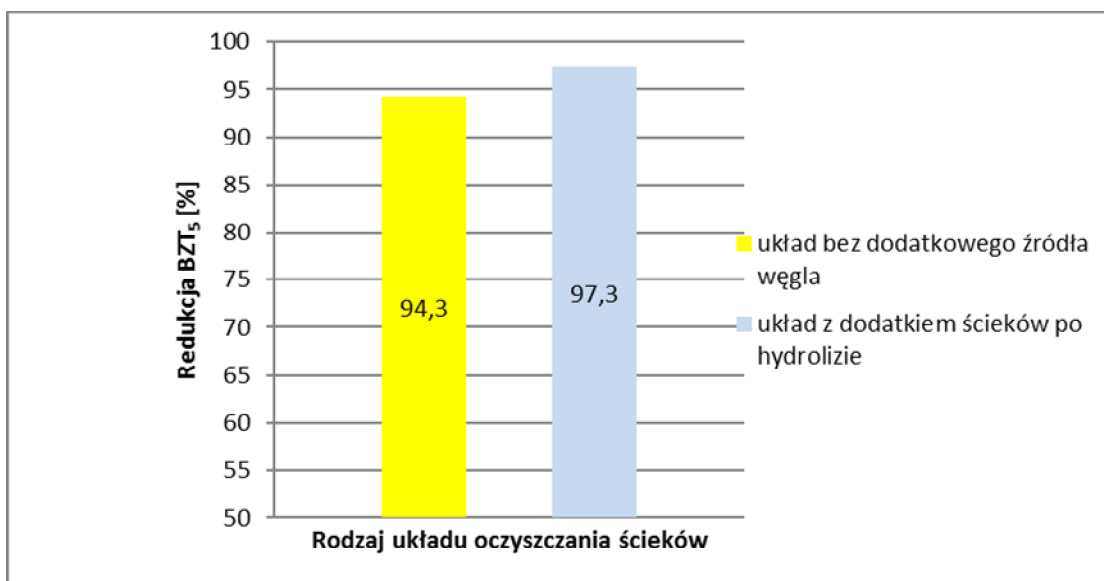
a azotu mineralnego 87,7%. Wśród związków azotowych nieorganiczne formy utlenione ( $\text{NO}_2^-$  i  $\text{NO}_3^-$ ) stanowiły tylko 2,35%, a nieorganiczne formy zredukowane ( $\text{NH}_4^+$ ) aż 85,4% ilości azotu ogólnego. Stosunek wielkości biochemicznego zapotrzebowania na tlen do stężenia azotu całkowitego ( $\text{BZT}_5 : \text{N}_{\text{og.}}$ ) wynosił 1,1, a chemicznego zapotrzebowania na tlen do stężenia azotu całkowitego ( $\text{ChZT} : \text{N}_{\text{og.}}$ ) wynosił 3,6, co świadczyło o niewystarczającej teoretycznie ilości związków węgla w stosunku do związków azotu, niezbędnej do prawidłowego przebiegu procesu denitryfikacji zanieczyszczeń.

W układzie zmodyfikowanym stosowano do zasilania reaktora tlenowego mieszaninę ścieków przefermentowanych i ścieków poddanych jedynie wstępnej hydrolizie zanieczyszczeń, zmieszanych w stosunku objętości 20 : 1. Stężenia zanieczyszczeń w tych ściekach były z tego powodu wyższe prawie o 100% niż w cyklu 1. Średnie ChZT wynosiło  $556 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ , a  $\text{BZT}_5$   $202 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ . Stosunek  $\text{BZT}_5$  do ChZT, wynoszący średnio 36,3%, świadczył o tym, że były to ścieki łatwiej rozkładalne biologicznie niż stosowane w układzie klasycznym. Zawartość azotu ogólnego kształtowała się na poziomie  $89,7 \text{ mg N}/\text{dm}^3$ . Stosunek wielkości  $\text{BZT}_5$  do stężenia azotu ogólnego wynosił 2,3, a wielkości ChZT do azotu 6,2.

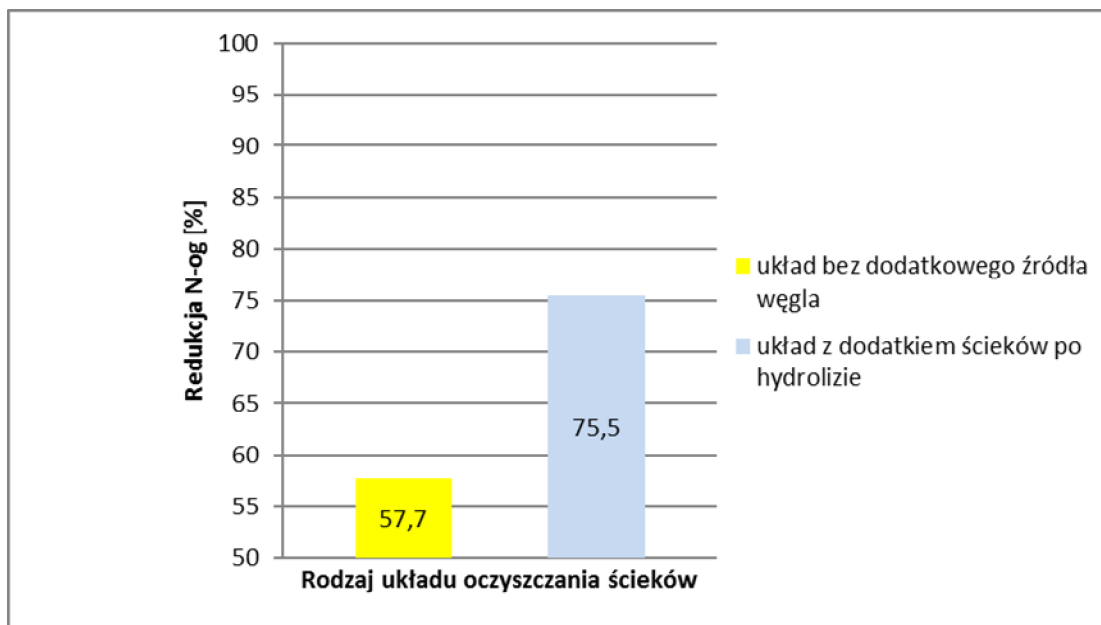
W obydwu układach oczyszczania zastosowano szybkość zasilania ściekami na poziomie takim samym, a w związku z tym proces prowadzono przy takim samym czasie retencji ścieków w poszczególnych urządzeniach oczyszczalni i takich samych obciążeniach hydraulicznych (tabela 2). Różnice wystąpiły w wielkościach obciążeń reaktora tlenowego ładunkiem zanieczyszczeń określonych jako ChZT i  $\text{BZT}_5$ . Powodem było prawie dwukrotnie wyższe stężenie zanieczyszczeń związkami węgla w ściekach zasilających układ zmodyfikowany niż klasyczny (tabela 1). Obciążenia te wynosiły średnio, odpowiednio dla komory denitryfikacji i nityfikacji:  $2,62$  i  $0,190 \text{ kg ChZT} / \text{dm}^3 \times \text{d}$  oraz  $0,96$  i  $0,05 \text{ kg BZT}_5 / \text{dm}^3 \times \text{d}$  w układzie zmodyfikowanym, a w układzie klasycznym  $1,37$  i  $0,131 \text{ kg ChZT} / \text{dm}^3 \times \text{d}$  oraz  $0,42$  i  $0,052 \text{ kg BZT}_5 / \text{dm}^3 \times \text{d}$ . W przypadku obciążenia reaktora tlenowego ładunkiem azotu ogólnego różnice były mniej istotne (tabela 2).



**Rysunek 3.** Redukcja ChZT w zależności od układu oczyszczania ścieków osadem czynnym  
*Reduction of COD depending on the method of wastewater treatment with activated sludge*



**Rysunek 4.** Redukcja BZT<sub>5</sub> w zależności od układu oczyszczania ścieków osadem czynnym  
*Reduction of BOD<sub>5</sub> depending on the method of wastewater treatment with activated sludge*



**Rysunek 5.** Redukcja azotu ogólnego w zależności od układu oczyszczania ścieków osadem czynnym  
*Reduction of total nitrogen depending on the method of wastewater treatment with activated sludge*

Jak wynika z danych przedstawionych na rysunkach 3–5, efektywność redukcji związków węgla (oznaczonych jako ChZT i BZT<sub>5</sub>), wyrażona w % w stosunku do poziomu tych związków w ściekach dopływających do komory denitryfikacji, była zbliżona w obydwu układach oczyszczania (rysunki 3 i 4). Natomiast istotne różnice występowały w procentowej redukcji związków azotu, zależnie od układu oczyszczania tlenowego (rysunek 5).

Efektywność redukcji ChZT była wyższa w układzie z dodatkiem ścieków po hydrolizie niż w układzie klasycznym o 7,5 %, a redukcji BZT<sub>5</sub> tylko o 3,0%. Natomiast efektywność redukcji związków azotu ogólnego była wyższa o 17,8% w układzie z dodatkiem ścieków po hydrolizie niż w układzie klasycznym.

Efektywność procesu wyrażona w % uwzględnia jedynie różnice między stężeniem zanieczyszczeń w ściekach dopływających i odpływających z układu oczyszczania. Nie uwzględnia różnic w wielkości parametrów prowadzenia procesu w obydwu cyklach badań takich jak obciążenia komór ładunkiem zanieczyszczeń i stężenia osadu czynnego (tabela 2). Dlatego obliczono także:

- szybkość redukcji zanieczyszczeń wyrażoną w masie usuwanych zanieczyszczeń z jednostki pojemności reaktora tlenowego w ciągu doby (uwzględniając różnice w obciążeniach komór ładunkiem zanieczyszczeń),

- szybkość redukcji zanieczyszczeń wyrażoną w masie usuwanych zanieczyszczeń przez jednostkę masy osadu czynnego w ciągu doby (uwzględniającą zarówno różnice w obciążeniach komór ładunkiem zanieczyszczeń, jak i w stężeniach osadu czynnego w komorach).

Wyniki tych obliczeń zamieszczono w tabeli 3.

Szybkość redukcji ChZT, wyrażona w kg usuwanego ChZT z 1 m<sup>3</sup> reaktora tlenowego, w ciągu doby wynosiła średnio 312 g O<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> × d w układzie klasycznym i 647 g O<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> × d w układzie z dodatkowym źródłem węgla w postaci ścieków po hydrolizie. Szybkość redukcji BZT<sub>5</sub> wynosiła odpowiednio 110 i 257 g O<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> × d, a szybkość redukcji związków azotowych odpowiednio 62 i 89 g N<sub>og</sub>/m<sup>3</sup> × d.

Szybkość redukcji związków węgla, wyrażona w kg usuwanego ChZT i BZT<sub>5</sub> przez 1 kg suchej masy osadu w ciągu doby, najlepiej charakteryzująca aktywność biochemiczną osadu czynnego, była wyższa w układzie z dodatkiem ścieków po hydrolizie niż w układzie klasycznym o ponad 40% i wyniosła odpowiednio 49 i 83 g ChZT /kg sm × d oraz 17 i 33 g BZT<sub>5</sub> /kg sm × d.

Szybkość redukcji azotu, wyrażona w kg usuwanych związków azotowych przez 1 kg suchej masy osadu czynnego w czasie 1 doby, w układzie z dodatkiem ścieków zhydrolizowanych była wyższa o ok. 10% w stosunku do próby w układzie klasycznym i wynosiła odpowiednio 10 i 11 g N<sub>og</sub> /kg sm × d.

Należy podkreślić, że jakość oczyszczonych ścieków odpływających z reaktora tlenowego w obydwu układach była odpowiednia do zrzutu do wód powierzchniowych pod względem ChZT i BZT<sub>5</sub> i w żadnym z cykli badań nie przekraczała obowiązujących prawnie wartości dopuszczalnych [Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 18 listopada 2014 r. – Dz. U. 2014 nr 0 poz. 1800]. Natomiast pod względem zawartości związków azotowych ścieki w układzie z dodatkiem ścieków po hydrolizie były oczyszczone do poziomu odpowiedniego dla zrzutu do wód powierzchniowych, a w ściekach oczyszczonych w układzie klasycznym stężenie azotu ogólnego przekraczało poziom dopuszczalnych wskaźników (tabela 4).

Podsumowując uzyskane wyniki pracy, można jednoznacznie wskazać, że ścieki po hydrolizie zanieczyszczeń stanowią odpowiednie dodatkowe źródło węgla dla bakterii denitryfikacyjnych. Dla tego źródła węgla opracowano technologię degradacji zanieczyszczeń i wytyczne do zaprojektowania biologicznej oczyszczalni ścieków cukrowniczych gwarantującej równoczesną redukcję związków węgla i związków biogenych. Opracowana technologia może być wykorzystywana zarówno przy projektowaniu nowych oczyszczalni

ścieków cukrowniczych, jak i w istniejących już obiektach w celu intensyfikacji redukcji związków azotu. W tym drugim przypadku niezbędna będzie rozbudowa oczyszczalni o hydrolizator.

### **WNIOSKI**

1. Zastosowanie technologii tlenowego oczyszczania przefermentowanych ścieków cukrowniczych o zbyt niskim stosunku związków węgla do azotu metodą osadu czynnego, polegającej na wprowadzeniu dodatkowego niekomercyjnego źródła węgla do wstępnej denitryfikacji, stwarza możliwości zintensyfikowania procesu eliminacji związków azotowych.
2. Wykorzystanie ścieków po hydrolizie jako dodatkowego źródła węgla dla procesu denitryfikacji stanowi dobre rozwiązanie. Stwierdzono korzystny wpływ dodatku takich ścieków do reaktora tlenowego zarówno na proces eliminacji azotu, jak i redukcji związków węgla.
3. Opracowana technologia biologicznego oczyszczania ścieków cukrowniczych, z wykorzystaniem ścieków po hydrolizie jako dodatkowego źródła węgla dla procesu denitryfikacji, gwarantuje spełnienie aktualnie obowiązujących wymagań stawianych ściekom odprowadzanym do wód powierzchniowych. Powinna być uwzględniana zarówno przy projektowaniu nowych oczyszczalni ścieków, jak i wdrażana w istniejących już instalacjach w celu intensyfikacji procesów denitryfikacji zanieczyszczeń.

### **PIŚMIENNICTWO**

1. Barnard I. L. (1997). Przegląd i systematyka współczesnych metod usuwania związków biogenych ze ścieków, Materiały Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej pt. „Usuwanie związków biogenych ze ścieków”, Kraków 16-18.06.1997
2. Bever J., Stein A., Teichmann H. (1997). Zaawansowane metody oczyszczania ścieków (eliminacja azotu i fosforu, sedymentacja i filtracja). Bydgoszcz: Projprzem - EKD
3. Dębowski M., Zieliński M. (2012). Usuwanie związków węgla, azotu i fosforu w systemach oczyszczania ścieków. Warszawa: VERLAG Dashofer Sp. z o.o.
4. Kłaczyński E., Ratajczak P. (2013). Oczyszczalnie ścieków – układy technologiczne. Wodociągi. Kanalizacja, 110 (4), 36-39
5. Kulikowska A., Drzewicki A., Tomczykowska M. (2009). Intensyfikacja procesu denitryfikacji ścieków na przykładzie oczyszczalni w Tyrowie. Środowisko, 106 (3), 111-120

6. Makowska M., Wencel R., Gadziński B. (2004). Usuwanie zanieczyszczeń organicznych i biogennych w minioczyszczalniach z osadem czynnym. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 9, 310-315
7. Oleszkiewicz J. A., Kalinowska E., Dold P., Barnard J. L., Bieniowski M., Ferenc Z., Jones R., Rypina A., Sudol J. (2004). Feasibility studies and pre-design simulation of Warsaw's new wastewater treatment plant. *Env. Tech.*, 25, 1405-1411
8. PB-POŚ-01, wydanie 3, 09.03 2015 r.: Oznaczanie azotu ogólnego w ściekach
9. PB-POŚ-04, wydanie 2, 09.03 2015 r.: Oznaczanie azotu azotanowego w wodzie i ściekach
10. PB-POŚ-05, wydanie 2, 09.03 2015 r.: Oznaczanie azotu azotynowego w wodzie i ściekach
11. Peng Y., Ma Y., Wang S. (2007). Denitryfication potential enhancement by addition of external carbon sources in a pre-denitryfication. *J. Environ. Sci.*, 319, 284-289
12. PN – EN 1899-1:2002: Jakość wody. Oznaczanie biochemicznego zapotrzebowania tlenu po n dobach (BZT<sub>n</sub>)
13. PN-EN 872:2007+Ap1:2007: Jakość wody. Oznaczanie zawiesin. Metoda z zastosowaniem filtracji przez sączi z włókna szklanego
14. PN – EN 25813:1997: Jakość wody. Oznaczanie tlenu rozpuszczonego
15. PN – EN 25663:2001: Jakość wody. Oznaczanie azotu Kjeldahla
16. PN-ISO 5664:2002: Jakość wody. Oznaczanie azotu amonowego
17. PN-ISO 6060:2006: Jakość wody. Oznaczanie chemicznego zapotrzebowania tlenu
18. Połec B. (1998). Proekologiczna gospodarka wodno-ściekowa cukrowni. Część II: Biologiczne oczyszczalnie ścieków cukrowniczych. Warszawa: Fundacja Rozwój SGGW
19. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 18 listopada 2014 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. 2014 nr 0 poz. 1800)
20. Szewczyk K. W. (2005). Biologiczne metody usuwania związków azotu ze ścieków. Warszawa: Politechnika Warszawska
21. Świniarski M. (2012). Wpływ zewnętrznych źródeł węgla na efektywność usuwania azotu w komorach osadu czynnego [http://www.incas.pl/doc/DolinaCharlotty\\_Swiniarski.pdf](http://www.incas.pl/doc/DolinaCharlotty_Swiniarski.pdf)
22. Woźniakiewicz T., Beńko P., Anielak A. M., Żaba T. (2015). Bioróżnorodność osadu czynnego poddanego bioaugmentacji archeanami lub pracującego w obecności zewnętrznego węgla organicznego. *Przem. Chem.*, 94 (12), 2251-2255