



## Wspomaganie procesu denitryfikacji preparatem Brenntaplus VP1 jako zewnętrznym źródłem węgla

*Katarzyna Ignatowicz<sup>\*</sup>, Jacek Piekarski<sup>\*\*</sup>, Dariusz Kozłowski<sup>\*</sup>*

*<sup>\*</sup>Politechnika Białostocka*

*<sup>\*\*</sup>Politechnika Koszalińska*

### 1. Wstęp

Zwiększona ilość azotu i fosforu w środowisku wodnym powoduje wystąpienie zjawiska eutrofizacji. [13] Konsekwencją tego jest rozkład obumarłych glonów oraz wystąpienie deficytu tlenowego, który prowadzi może do zaniku życia w środowisku wodnym oraz pogorszenia wskaźników jakości wody. [7,9,13,21,22] Usuwanie azotu w technologii oczyszczania ścieków zapewniają jedynie procesy biologiczne, do których zaliczyć można: amonifikację, nitryfikację oraz denitryfikację. Brak tu możliwości posiłkowania się strącaniem chemicznym, tak jak to ma miejsce w przypadku fosforu. Procesy te następują tylko w określonych warunkach, w specjalnie przystosowanych układach oczyszczania biologicznego [2–4,12,13]. Parametrami, które warunkują przebieg poszczególnych procesów są: temperatura, wiek osadu, stężenie tlenu rozpuszczonego w ściekach, odczyn ścieków, brak substancji toksycznych. Im bardziej zaawansowany technologicznie układ, tym więcej warunków należy spełnić, aby zapewnić prawidłowy przebieg procesu oczyszczania [2,4,6,7,13]. Dodatkowym problemem jest dostępność łatwo przyswajalnych związków węgla, które są niezbędne dla prawidłowego funkcjonowania mikroorganizmów. Ich deficyt często występuje w układach, w których zachodzi kompleksowe usuwanie związków biogenych. Dodatkowe (konwencjonalne bądź alternatywne) źródło węgla wykorzystuje

się, gdy stopień denitryfikacji jest limitowany z powodu niewystarczającej ilości lub jakości związków organicznych w ściekach [2,4,7,12,13].

Stosowanymi substancjami tego typu są między innymi: metanol, etanol, kwas octowy, glikol [2,5,6,12–17]. Mogą być one stosowane nawet wtedy, gdy ilość węgla niezbędnego do przeprowadzenia denitryfikacji jest wystarczająca, ale jakość substratu nie pozwala na osiągnięcie odpowiedniej prędkości procesu. W takich wypadkach, gdy kubatura istniejącego reaktora jest za mała, zastosowanie „lepszego” źródła węgla umożliwi właściwą denitryfikację bez konieczności zmiany objętości komory anoksycznej [13,14,15]. Wyżej wymienione substancje mają szereg zalet. Zaliczyć do nich można chociażby stały skład, łatwość w aplikacji, stosunkowo łatwą kontrolę procesu. O ile konieczność budowy stacji dozowania reagenta nie jest na tyle poważną wadą, aby odstąpić od zamiaru stosowania konwencjonalnych źródeł węgla, o tyle fakt, że ma się do czynienia z substancjami palnymi i niebezpiecznymi może zmusić do głębszego zastanowienia nad zastosowaniem tego typu rozwiązania. Dlatego stale pojawiają się nowe, alternatywne zewnętrzne źródła węgla i celowe jest sprawdzenie skuteczności i warunków ich działania.

## 2. Metodyka badań

### 2.1. Teren badań

W celu stwierdzenia zasadności i skuteczności stosowania zewnętrznego źródła węgla w postaci preparatu Brenntaplust VP1 oraz ustalenie optymalnej dawki przeprowadzono cykl badań na obiekcie rzeczywistym. Obiektem badań była oczyszczalnia ścieków w Białymstoku [13]. Projektowana (w latach 70.) przepustowość oczyszczalni wynosiła 176 500 m<sup>3</sup>/d przy założeniu, że usuwane będą jedynie zanieczyszczenia organiczne. Zmiany w obowiązującym ustawodawstwie wymusiły modernizację obiektu i dostosowanie procesu oczyszczania do usuwania związków biogenych. Ograniczono przepustowość oczyszczalni oraz zaadaptowano część osadników wstępnych na potrzeby komór predenitryfikacji i defosfatacji biologicznej [13,18,19]. Obecnie oczyszczalnia przyjmuje ścieki z ponad trzystutysięcznej aglomeracji, a jej średnia przepustowość wynosi około 70 000 m<sup>3</sup>/d.

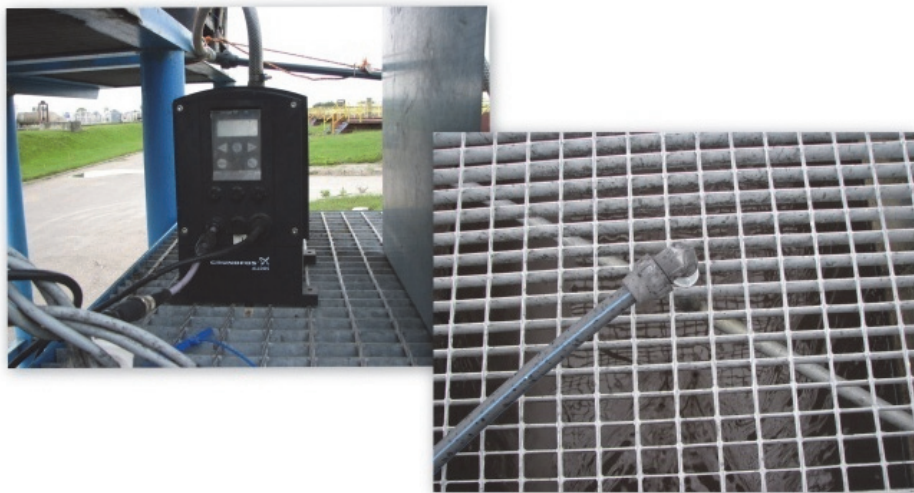
W związku z powyższym postanowiono zastosować jedno z konwencjonalnych źródeł węgla [19]. Jako preparat stanowiący zewnętrzne źródło węgla wybrano Brenntaplust VP1. Skład preparatu bazuje na specjalnie dobranej mieszance alkoholi, cukrów i protein, które są pożywką dla mikroorganizmów. Dodatkową zaletą jest to, że tego typu mieszanka gwarantuje wyższą różnorodność gatunkową w osadzie czynnym, aniżeli np. przy stosowaniu samego metanolu czy etanolu. Zdaniem eksploatatora, wybór produktu firmy BRENNTAG podyktowany był przede wszystkim jego właściwościami (preparat niepalny, niewybuchowy, bezpieczny, w pełni biodegradowalny) oraz wysoką wartością ChZT równą  $1200000 \text{ g O}_2/\text{m}^3$  [1]. Miejsce dawkowania ustalono w odległości 40 m od przelewu do strefy anoksycznej. [13,19] Instalację do dawkowania preparatu przedstawiono na rysunku 1 i 2.

Wspomaganie procesu denitryfikacji zewnętrznym źródłem węgla prowadzone jest przez cały rok z wyłączeniem okresów, kiedy temperatura ścieków w komorach spada poniżej  $12^\circ\text{C}$  [1,17,19].



**Rys. 1.** Instalacja do dawkowania preparatu Brenntaplust VP1

**Fig. 1.** Dosing installation for Brenntaplust VP1 preparation



**Rys. 2.** Dawkowanie preparatu do kanału recyrkulacji wewnętrznej  
**Fig. 2.** Dosing of preparation into internal circulation channel

## 2.2. Metodyka badań

Badania prowadzono na jednym z czterech ciągów technologicznych w okresie od połowy kwietnia do końca września 2011 roku. W niniejszej pracy przedstawione zostaną wyniki badań uzyskane we wrześniu 2011 roku. Dokonano wtedy 4 poborów. Próbkę ścieków pobierano ręcznie, bezpośrednio z komór biologicznych. W celu uśrednienia próbek z każdego punktu pobierano około 2 dm<sup>3</sup> ścieków. Próbkę pobierano w następującej kolejności: z komory predenitryfikacji, defosfatacji, denitryfikacji, nityfikacji(I), nityfikacji(IV). Wszystkie próbki z komór osadu czynnego pobierane były w basenie, gdzie proces napowietrzania realizowany jest przy użyciu aeratorów.

### Komora predenitryfikacji

Komora początkowo pełniła funkcję osadnika wstępnego. Zmiana w obowiązującym prawie i konieczność intensywnego usuwania biogenów, wymusiła na eksploatacjach zaadaptowanie części osadników wstępnych na komory predenitryfikacji. Recyrkulowany z osadników wtórnych osad ulega tu procesowi częściowej denitryfikacji.



**Rys. 3.** Komora predenitryfikacji  
**Fig. 3.** Preliminary denitrification chamber

### **Komora defosfatacji**

Podobnie jak komory predenitryfikacji, komory defosfatacji również pełniły pierwotnie funkcję osadników wstępnych. Dzięki panującym tu warunkom beztlenowym, mikroorganizmy osadu czynnego uwalniają zakumulowane ortofosforany, pobierając przy tym łatwo przyswajalne związki organiczne. W celu zwiększenia efektywności procesu, do komór defosfatacji wraz z odciekami dostarczane są lotne kwasy tłuszczowe, generowane podczas zagęszczania osadów wstępnych w zagęszczaczach grawitacyjnych (rysunek 4).

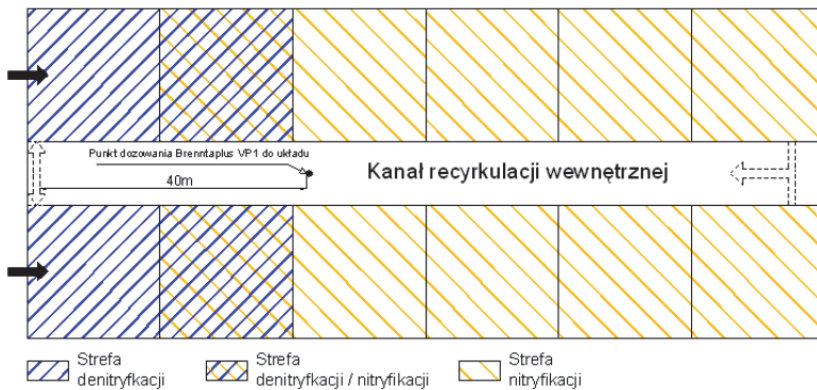
### **Komora osadu czynnego**

Charakterystyczną cechą obiektu jest to, że można tu wyróżnić dwa główne baseny (rysunek 5). Basen „A” posiada system napowietrzania przy pomocy dyfuzorów, natomiast basen „B” napowietrzany jest poprzez aeratory. Każdy z nich składa się z czterech komór osadu czynnego, z kolei każda komora podzielona jest na sześć stref. Układ stref przedstawiono na rysunku 5. Elementem wspólnym dla dwóch sąsiednich komór osadu czynnego jest kanał recyrkulacji, gdzie dawkowane jest zewnętrzne źródło węgla.

Pierwszy element komory stanowi strefa denitryfikacji. Recyrkulacja wewnętrzna (z ostatniej strefy nitryfikacji do strefy denitryfikacji) wynosi od 300 do 700%. Kolejną strefą jest tzw. strefa przejściowa, gdzie przy włączonym aeratorze prowadzony jest proces nityfikacji, a poprzez jego wyłączenie zwiększany jest udział strefy denitryfikacji. Ostatnie cztery strefy stanowią obszar aeracji, gdzie zachodzi między innymi proces nityfikacji.



**Rys. 4.** Komora defosfatacji  
**Fig. 4.** Removing phosphorus chamber



**Rys. 5.** Układ stref w komorach osadu czynnego oraz miejsce dawkowania Brenntaplus VP1 [13]  
**Fig. 5.** System zones in the chambers of activated sludge and the place of dosing Brenntaplus VP1 [13]



**Rys. 6.** Komora osadu czynnego  
**Fig. 6.** Sludge activated chamber



**Rys. 7.** Strefa denitryfikacji i kanał recyrkulacji wewnętrznej  
**Fig. 7.** Denitrification zone and internal recirculation channel



**Rys. 8.** Strefa nitryfikacji I  
**Fig. 8.** Nitrification zone



**Rys. 9.** Strefa nitryfikacji IV oraz wylot z komory osadu czynnego  
**Fig. 9.** Nitrification zone IV and outlet from activated sludge chamber



Wszystkie próbki ścieków zaraz po pobraniu poddawano filtracji próżniowej. W filtracie każdorazowo oznaczano zgodnie z obowiązującą metodyką [8–11,17,19]:

- ChZT<sub>Cr</sub> – metodą dwuchromianową wg: PN-74/C-04578.03,
- BZT<sub>5</sub> – metodą manometryczną systemem OxiTop Standard,
- Węgiel całkowity OWO – metodą wysokotemperaturowego rozkładu z detekcją w podczerwieni analizatorem węgla TOC ThermoEuroglas, TOC-L Shimadzu,
- N-NH<sub>4</sub> – metodą spektrofotometryczną wg: PN-ISO 7150-1:2002,
- N-NO<sub>3</sub> – metodą spektrofotometryczną wg: PN-82/C-04576/08,
- N<sub>TKN</sub> – metodą spektrofotometryczną, po mineralizacji,
- N ogólny – metodą obliczeniową,
- PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> – metodą spektrofotometryczną wg: PN-EN ISO 6878:2006,
- P ogólny – metodą spektrofotometryczną wg: PN-EN ISO 6878:2006.

Wyniki badań zostały dodatkowo wzbogacone o zestawienia parametrów ścieków surowych i oczyszczonych, udostępnionych przez kierownictwo Oczyszczalni Ścieków w Białymstoku.

### 3. Interpretacja wyników

Biorąc pod uwagę średnie przepływy ścieków w Oczyszczalni we wrześniu w analizowanych latach (tabela 4) można stwierdzić, że wartości te są do siebie zbliżone. Co prawda można zauważyć nieznaczny spadek przepływu. Może to być związane z ograniczeniem zużycia wody przez mieszkańców bądź mniejszymi jesiennymi opadami w kolejnych latach. Ilość zanieczyszczeń w ściekach surowych wyrażanych parametrami BZT<sub>5</sub> oraz ChZT w rozpatrywanych latach uległa zmniejszeniu. Likwidacja wielu zakładów przemysłowych oraz budowa podczyszczalni ścieków spowodowały spadek ilości związków organicznych w ściekach surowych. Pomimo występujących wahań wartości tych parametrów w ciągu roku, nie było problemów z osiągnięciem wymaganych wartości w ściekach oczyszczonych odprowadzanych do odbiornika (BZT<sub>5</sub> < 15 mg/dm<sup>3</sup>, ChZT < 125 mg/dm<sup>3</sup>). Stężenie azotu ogólnego oraz fosforu ogólnego w ściekach surowych było podobne w kolejnych latach, jednakże porównując 2007 rok z 2011 można zaobserwować niewielki wzrost stężenia zarówno związków azotu, jak i fosforu w ściekach do-

plywających do oczyszczalni. W 2007 roku średnie roczne stężenie fosforu ogólnego w ściekach surowych wynosiło  $11,11 \text{ mg P/dm}^3$ , natomiast azotu ogólnego  $72,26 \text{ mg/dm}^3$ . Dla porównania, w 2011 roku stężenie fosforu wynosiło  $12,54 \text{ mg P/dm}^3$ , a azotu ogólnego  $85,01 \text{ mg/dm}^3$ .

Analizując stężenie azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych w latach 2007–2008, można zauważyć problem z usuwaniem tego typu zanieczyszczeń. Eksploatator zwolniony jest z obowiązku osiągnięcia wymaganego stężenia azotu w ściekach oczyszczonych w okresach, kiedy temperatura w komorach spada poniżej  $12^\circ\text{C}$ . Okres ten w naszych warunkach klimatycznych najczęściej zawiera się pomiędzy początkiem stycznia a końcem marca. Pomijając te okresy, średnie wartości stężenia azotu ogólnego w pozostałych miesiącach okresu pomiędzy 2007 a 2008 rokiem, mimo wzrostu temperatury i polepszenia warunków przebiegu procesów nityfikacji i denitryfikacji, często przewyższały wymagane  $10 \text{ mg/dm}^3$ . Sytuacja ta wymusiła przeprowadzenie doświadczeń z zastosowaniem zewnętrznego źródła węgla.

Uzyskane uśrednione wyniki badań przedstawiono w tabelach 1–5. Stosunek ChZT do BZT<sub>5</sub> w ściekach surowych wynosi 1,86. Świadczy to o tym, iż ma się do czynienia ze ściekami łatwo biodegradowalnymi. Istotny jest fakt, że podczas mechanicznego oczyszczania usuwane jest 92,9% zanieczyszczeń organicznych określanych jako ChZT oraz 94,9% jako BZT<sub>5</sub> (tabela 1). Zmniejsza to w znaczący sposób ilość substratu organicznego niezbędnego mikroorganizmom do prowadzenia procesu usuwania związków azotu. Dopływ odcieków z zagęszczaczy grawitacyjnych do komory defosfatacji, które bogate są w lotne kwasy tłuszczowe (LKT) niestety nie spowodował wzrostu ChZT oraz BZT<sub>5</sub> między próbką 1 a 2 (tabela 1). Ta forma łatwo przyswajalnego źródła węgla jest niemalże natychmiast wykorzystywana przez mikroorganizmy prowadzące proces biologicznej defosfatacji, co znajduje odzwierciedlenie podczas usuwania związków fosforu ze ścieków, gdy widoczny jest wyraźny moment, w którym w warunkach beztlenowych panujących w komorze defosfatacji, następowało uwolnienie zakumulowanych przez mikroorganizmy fosforanów (z  $7,50$  do  $24,50 \text{ mg P/dm}^3$ ). Temu zjawisku towarzyszyło również pobieranie przez mikroorganizmy substratów węglowych, co przełożyło się na znaczny spadek ładunku ChZT pomiędzy komorą defosfatacji a denitryfikacji z  $3636,6$  do  $3385,8 \text{ kg/d}$  (tabela 3).

**Tabela 1.** Zestawienie danych i wyników badań  
**Table 1.** Summary of data and research results

Numer próbki	Przepływ: 62 700 m <sup>3</sup> /dobę		Dawka Brenntaplus VP1: 55 g/m <sup>3</sup>		Temperatura w komorach: 19.6°C					
	Parametr	ChZT	BZT <sub>5</sub>	OWO	N-NO <sub>3</sub>	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	TKN	Nog.	Norg.	Pog.
Miejsce poboru	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>		mg/dm <sup>3</sup>		mg N/dm <sup>3</sup>					
0 ścieki surowe*	886.00	476.00	-	0.07	47.20	77.40	78.02	30.20	11.10	7.70
1 kom. predenitryfikacji	63.00	24.00	123.86	1.03	11.90	21.00	22.03	9.10	7.50	7.57
2 kom. defosfatacji	58.00	18.00	121.39	0.92	7.60	18.00	18.92	10.40	24.50	7.56
3 kom. denitryfikacji	54.00	14.00	65.83	2.37	3.00	15.00	17.37	12.00	17,10	7.75
4 kom. nitryfikacji(I)	50.00	12.00	58.45	3.19	6.00	15.00	18.19	9.00	14.20	7.69
5 kom. nitryfikacji(IV)	38.00	8.00	47.31	4.20	4.00	12.00	16.20	8.00	2.80	7.51
6 ścieki oczyszczone*	29.00	2.70	-	5.17	1.33	2.91	8.16	1.58	0.21	8.10

(-) – oznaczenia nie dokonano

(\*) – dane udostępnione przez Wodociągi Białostockie Sp. z o.o.



**Tabela 4.** Porównanie uzyskanych wyników z danymi z 2007 roku  
**Table 4.** Comparison of results with data from 2007

Data	Ładunek						Średni ładunek azotu	
	Przepływ		Ścieki surowe		Ścieki oczyszczone		Dopływający	Usunięty
	[m <sup>3</sup> /dobę]	[m <sup>3</sup> /dobę]	ChZT	Azot og.	ChZT	Azot og.		
IX.2007	68 623	1093	[mg/dm <sup>3</sup> ]	[mg/dm <sup>3</sup> ]	[mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> ]	[mg/dm <sup>3</sup> ]	4913	4116 (83,78%)
IX.2008	66 117	776	71,60	76,89	37	11,62	5084	4303 (84,64%)
IX.2011	62 700	886	78,02		34,5	11,81	4891,7	4380,2 (89,54%)

**Tabela 5.** Wpływ dawki preparatu na efektywność biologicznego usuwania azotu ogólnego ze ścieków  
**Table 5.** Effectiveness of total nitrogen removal due to dose of preparation

Data	Przepływ [m <sup>3</sup> /dobę]	Dawka Brennta- plus VPI [g/m <sup>3</sup> ]	Ładunek N <sub>og.</sub> dopływający do części biologicznej [kg/dobę]	Ładunek N <sub>og.</sub> usuniętego w części biologicznej [kg/dobę]	Zużycie Brennta plus VPI [kg/kg N <sub>og.</sub> ]
02.09.2011	62 700	55	1381.3	869.8	4.0
13.09.2011	64 800	55	1813.8	1321.5	2.7
20.09.2011	60 900	70	1560.3	1013.2	4.2
27.09.2011	62 500	65	1650.0	981.3	4.1

W kolejnych komorach miał miejsce gwałtowny pobór fosforanów przez mikroorganizmy, co zaowocowało spadkiem stężenia  $P_{og}$  w komorze nitryfikacji do  $2,8 \text{ mg P/dm}^3$ . Ostatecznie, w większości przypadków stężenie fosforu ogólnego w ściekach oczyszczonych nie przekraczało  $1 \text{ mg P/dm}^3$  (średnie stężenie fosforu wynosiło  $0,21 \text{ mg P/dm}^3$ ).

Ubytek związków węgla pomiędzy komorą defosfatacji a denitryfikacji wynosi około 7% wyrażanych jako ChZT oraz 22% opisywanych jako BZT<sub>5</sub>. W rzeczywistości wartości te są wyższe, a to ze względu na to, że zewnętrzne źródło węgla wprowadzane jest wraz ze ściekami do komory denitryfikacji i poniekąd uzupełnia deficyt substratów. Stosunek ChZT/Nog w komorze denitryfikacji wynosi około 3,1, co nie jest wartością, która teoretycznie zapewniałaby sprawny przebieg denitryfikacji. Wysoki stopień recyrkulacji wewnętrznej (300–700%) oraz zasilanie komory dodatkowym, z mikrobiologicznego punktu widzenia lepiej przyswajalnym źródłem węgla, powoduje wysoką efektywność denitryfikacji i osiąganie stężenia azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych poniżej  $10 \text{ mg N/dm}^3$  ( $8,16 \text{ mg N/dm}^3$ ). Otrzymane wyniki porównano z danymi z 2007 roku (tabela 4), kiedy jeszcze nie wspomagano procesu denitryfikacji zewnętrznym źródłem węgla. Przy zbliżonych ładunkach azotu ogólnego dopływającego do oczyszczalni oraz dużo niższych wartości ChZT niż w 2007 roku, to wyniki z 2011 roku ukazują większe możliwości oczyszczalni w zakresie usuwania związków azotu. Potwierdzona zostaje tym samym nie tylko skuteczność stosowanego preparatu, ale i wyższość jakości dostępnego substratu nad jego ogólną ilość w ściekach wyrażaną podstawowymi parametrami takimi jak ChZT czy BZT<sub>5</sub>.

O skuteczności procesu usuwania związków azotu świadczą zmiany stężenia poszczególnych form azotu w ściekach. Spadek stężenia azotu amonowego wskazuje na przebieg procesu nitryfikacji. Efektem jest wyższe stężenie azotanów(V) w komorze nitryfikacji. Stamtąd ścieki bogate w azotany(V) są recyrkulowane do komory denitryfikacji, co tłumaczy wyższe stężenie  $N\text{-NO}_3$  w próbce 5. Podczas biologicznego oczyszczania ścieków największe ładunki azotu ogólnego usuwane były podczas procesu denitryfikacji (komora predenitryfikacji i denitryfikacji) (tabela 3). Do dużej efektywności procesu przyczyniło się dawkowanie zewnętrznego źródła węgla. Wyniki badań wstępnych wskazują na krótki czas adaptacji osadu do preparatu. Już po kilkunastu dniach od rozpoczęcia dawkowania osiągnęte wyniki spełniały wymagania stawiane obiek-

towi ( $N_{og.} < 10 \text{ mg/dm}^3$ ). Wpływ na końcowy efekt usuwania azotu miała bez wątpienia temperatura ścieków w komorach, która wynosiła  $19,6^\circ\text{C}$ . Dawka preparatu Brenntaplus VP1 ulegała zmianom na tyle, na ile zmienna była jakość ścieków w komorze denitryfikacji. Analizując wyniki z tabeli 5 można zauważyć, że dla podobnych przepływów oraz ładunków azotu ogólnego dopływającego do części biologicznej oczyszczalni, mimo podobnej efektywności usuwania  $N_{og.}$ , dawki preparatu są różne. Zwiększenie dawki powoduje wprawdzie wzrost efektywności usuwania azotu ogólnego ze ścieków, ale w pewnych granicach. Błędym jest więc myślenie, że w każdych warunkach zwiększenie dawki będzie gwarantowało osiągnięcie założonej efektywności. Ustalenie optymalnej ilości dozowanego preparatu opierać się musi na wnikliwej analizie parametrów ścieków oraz wiedzy eksploatatora dotyczącej pracy oczyszczalni i prognozach.

#### 4. Wnioski

Na podstawie przeprowadzonych badań można stwierdzić, że:

1. Uzyskane wyniki potwierdzają skuteczność stosowania zewnętrznego źródła węgla w postaci preparatu Brenntaplus VP1.
2. Zastosowanie zewnętrznego źródła węgla pozwala na zwiększenie ilości usuwanego azotu w procesie denitryfikacji, bez konieczności ingerencji w kubaturę komór.
3. Na skuteczność procesu denitryfikacji poza ilością związków organicznych, wpływa również ich jakość i możliwość wykorzystania przez mikroorganizmy osadu czynnego.
4. Ustalenie optymalnej ilości dozowanego preparatu opierać się musi na wnikliwej analizie parametrów ścieków oraz wiedzy eksploatatora dotyczącej pracy oczyszczalni i prognozach.

*Projekt został sfinansowany ze środków Narodowego Centrum Nauki.*

#### Podziękowania

*Praca powstała w ramach realizacji grantu Narodowego Centrum Nauki N N304 274840 w Katedrze Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska Politechniki Białostockiej, dzięki firmie Brenntag Polska Sp. z o.o., a przede wszystkim dzięki życzliwości i pomocy Pana Grzegorza Simsona z Oczyszczalni Ścieków w Białegostoku.*

## Literatura

1. *Brenntaplus VPI – Zwiększenie skuteczności usuwania biogenów.* [http://www.brenntag.pl/fileadmin/templates/main/pdf/centrum-pobierania/woda/2010-Brenntaplus\\_prezentacja.pdf](http://www.brenntag.pl/fileadmin/templates/main/pdf/centrum-pobierania/woda/2010-Brenntaplus_prezentacja.pdf)
2. **Cherchi C., Onnis-Hayden A., El-Shawabkeh I. N., Gu A. Z.:** *Implication of using different carbon sources for denitrification in wastewater treatments.* Water Environment Research, 81(8), 788–799 (2009).
3. **Dąbrowski W., Puchlik M.:** *Udział frakcji ChZT w ściekach mleczarskich w oczyszczalni stosującej intensywne usuwanie związków węgla, azotu i fosforu.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection). 12, 735–746 (2010).
4. **Dinçer K., Kargı F.:** *Effects of operating parameters on performances of nitrification and denitrification processes.* Bioprocess Engineering, 23, 75–80 (2000).
5. **Elefsiniotis P., Li D.:** *The effect of temperature and carbon source on denitrification using volatile fatty acids,* Biochemical Engineering Journal 28, 148–155 (2006).
6. **El-Shawabkeh I. N.:** *Comparison of MicroC™, methanol and acetate as external carbon sources in removal of nitrate and perchlorate from wastewater by denitrifying enrichments.* Northeastern University. Civil and Environmental Engineering, (2008).
7. **Henze M.:** *Oczyszczanie ścieków: procesy biologiczne i chemiczne.* Wyd. Politechniki Świętokrzyskiej, Kielce 2000.
8. **Ignatowicz K.:** *Metals content chosen for environmental component monitoring in graveyards.* Fresenius Environmental Bulletin 20 (1a) 270–273 (2011).
9. **Ignatowicz K., Puchlik M.:** *Złoża biologiczne jako alternatywa oczyszczania małych ilości ścieków.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection). 13, 1385–1404 (2011).
10. **Ignatowicz K.:** *Sorption process for migration reduction of pesticides from graveyards.* Archives of Environmental Protection, 34, 143–149 (2008).
11. **Ignatowicz K.:** *Use of natural waste materials as sorbents for limiting the migration of pesticides from graveyards.* Przemysł Chemiczny, 87(5) 464–466 (2008).
12. **Janczukowicz W., Rodziewicz J., Filipkowska U.:** *Ocena procesów biologicznego usuwania azotanów (V) i fosforanów w komorze SBR z zewnętrznym źródłem węgla.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection). 13, 453–470 (2011).
13. **Kozłowski D.:** *Intensyfikacja procesu denitryfikacji przy zastosowaniu preparatu Brenntaplus VPI.* Inżynieria Środowiska Młodym okiem, 1, 89–92 (2012).



14. **Mąkinia J., Czerwionka K., Drewnowski J., Swinarski M., Chrzanowska M., Fordoński W.:** *Porównanie tradycyjnych i alternatywnych źródeł węgla zewnętrznego dla poprawy efektywności procesu denitryfikacji.* Forum Eksploatatora, 2, 15-20 (2008).
15. **Mąkinia J., Drewnowski J., Swinarski M., Czerwionka K., Kraszewska M., Majtacz J.:** *Wewnętrzne i zewnętrzne źródła węgla organicznego dla wspomagania efektywności procesu denitryfikacji.* Inżynieria Morska i Geotechnika, 2, 125–135 (2010).
16. **Nyberg U., Andersson B., Aspefren H.:** *Long-term experiences with external carbon sources for nitrogen removal.* Water Science Technology, 33(12), 109–116 (1996).
17. **Purtschert I., Siegrist H., Gujer W.:** *Enhanced denitrification with methanol at WWTP Zurich-Wordholzli.* Water Science Technology, 33(12), 117–126 (1996).
18. **Rodowicz T. Z., Simson G.:** *Optymalizacja zintegrowanego procesu usuwania związków węgla, azotu I fosforu w Białostockiej Oczyszczalni Ścieków.* Gaz, Woda i Technika Sanitarna, 7–8, 15–18 (2006).
19. **Simson G.:** *Intensyfikacja procesu denitryfikacji w Oczyszczalni ścieków w Białymstoku poprzez dozowanie preparatu Brenntaplus VP1 jako zewnętrznego źródła węgla organicznego – doświadczenia eksploatacyjne (część 2).* Forum Eksploatatora, 6, 49–52 (2009).
20. **Skoczko I., Ignatowicz K.:** *Dependence of sorption of phenoxyacetic herbicides on their physico-chemical properties,* Polish Journal of Environmental Studies, 11(4) 339–344 (2002).
21. **Skoczko I., Wiater J.:** *Próby unieszkodliwienia kwasów fenoksyoctowych w środowisku wodno-ściekowym,* Przemysł Chemiczny 87(5), 2–4 (2008).
22. **Struk-Sokołowska J.:** *Obieg związków organicznych i form azotu w oczyszczalni ścieków z reaktorem przepływowym.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection). 9, 323–332 (2007).

## **Intensification of the Denitrification Process by Using Brenntaplus VP1 Preparation**

### **Abstract**

The object of the study presented by authors was wastewater treatment plant (W.W.T.P.) in Białystok. This plant started to operate with aerobic sludge activated system nearly 18 years ago and now it is utilizing high efficiency system for C, N, and P removal from municipal wastewater. Flow capacity is about 70000 m<sup>3</sup> per day. Nitrogen and phosphorus contained in treated wastewater are

responsible for eutrophication process. High efficiency of its removal is very important to protect the environment. Improvement of denitrification process can be realized by using external source of carbon.

To confirm usefulness and efficiency of Brenntaplus VP as an external source of carbon the cycle of research was performed in Białystok municipal W.W.T.P. Brenntaplus VP is based on alcohol, sugar and proteins. It is safe and completely biodegradable. The process of dosing preparation is continued all year without period with temperature lower than 12°C. Research was performed from mid April till the end of October 2011. Results shown in this paper were obtained in October 2011. Samples were taken from pre-denitrification, phosphorus removal, denitrification and nitrification chambers. It was found that BOD<sub>5</sub>/COD ratio was 1,86 in raw wastewater. The study confirmed the positive impact of Brenntaplus VP1 on denitrification process. External carbon source increases the amount of nitrogen removed from wastewater and allows to achieve nitrogen concentration in the treated wastewater below 10 mg N/dm<sup>3</sup>. Final concentration of nitrogen was dependent with wastewater temperature. Obtained results also proved short adaptation time for activated sludge with Brenntaplus VP1.

**Słowa kluczowe:**

ścieki, biologiczne oczyszczanie, denitryfikacja,  
zewnętrzne źródło węgla

**Keywords:**

wastewater, biological treatment, denitrification, external carbon source