

Magdalena Gajewska

OCZYSZCZANIE ODCIEKÓW Z MECHANICZNEGO ODWADNIANIA PRZEFERMENTOWANYCH OSADÓW ŚCIEKOWYCH W WIELOSTOPNIOWYCH ZŁOŻACH HYDROFITOWYCH

Streszczenie. Zawracanie odcieków z odwadniania przefermentowanych osadów ściekowych ma niekorzystny wpływ na pracę oczyszczalni i w konsekwencji powoduje wzrost stężenia azotu ogólnego w oczyszczonych ściekach. W roku 2008 zaprojektowano i wybudowano pilotowy obiekt hydrofitowy, w skali technicznej, do podczyszczania odcieków powstających podczas mechanicznego odwadniania przefermentowanych osadów ściekowych w oczyszczalni w Gdańsku. Celem prowadzonych badań była ocena efektywności usuwania zanieczyszczeń oraz znaczenie zastosowanych stopni technologicznych w oczyszczaniu odcieków. W pracy przedstawiono wyniki badań z lat 2009 i 2010. Analizowany obiekt zapewniał bardzo skuteczne usuwanie podstawowych zanieczyszczeń: ChZT – 76% i $N-NH_4^+$ – 93%. Przeprowadzone badania potwierdzają możliwość zastosowania metody hydrofitowej do oczyszczania ścieków o wysokich ładunkach zanieczyszczeń, w tym odcieków z mechanicznego odwadniania przefermentowanych osadów ściekowych.

Słowa kluczowe: odcieki z odwadniania przefermentowanych osadów, oczyszczalnia hydrofitowa, złoża z pionowym i poziomym przepływem ścieków.

WPROWADZENIE

Optymalizacja procesów usuwania związków azotu w już istniejących oczyszczalniach staje się coraz bardziej palącym i trudnym zadaniem. Od czasu wstąpienia Polski do Unii Europejskiej również nasze obiekty muszą spełniać bardzo rygorystyczne wymogi jakości ścieków oczyszczonych odprowadzanych do środowiska (m.in. stężenie azotu ogólnego $<10\text{mg/dm}^3$). Obecnie kierunki rozwoju technologii usuwania związków azotu skupiają się na modyfikacji istniejących układów wielofazowych oraz oczyszczaniu wód poosadowych (odcieków) metodami biologicznymi, przed ich ponownym wprowadzeniem do ciągu technologicznego oczyszczalni.

W konwencjonalnej oczyszczalni ścieków, w której ciąg technologiczny przeróbki osadów przewiduje ich fermentację, wraz z cyrkulacją odcieków do oczyszczalni, zawracany jest również m.in. ładunek azotu odpowiadający od 2 do 20% (średnio ok. 15%) dobowego ładunku tego pierwiastka doprowadzanego z surowymi ściekami (Fux i in., 2006; Gajewska i Obarska-Pempkowiak, 2008). Zawartość substancji organicznej w osadzie po beztlenowym rozkładzie jest niska i nie jest ona podatna na biodegradację (Fux i in., 2003, Wett i Alex, 2003, Fux i in., 2006, Ga-

Magdalena GAJEWSKA – Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska, Politechnika Gdańska

jevska i Obarska-Pempkowiak, 2008). Z tego powodu wydzielone oczyszczanie odcieków zawierających wysokie ładunki azotu mogłoby w istotny sposób przyczynić się do obniżenia stężenia tego pierwiastka w ściekach odprowadzanych z oczyszczalni. Zastosowanie konwencjonalnych metod oczyszczania jest bardzo trudne z uwagi na bardzo niekorzystny i zmienny w czasie skład odcieków. Dotychczas wykazano np., że stężenie azotu amonowego w odciekach z oczyszczalni w Luggage Poit w Australii ulegało zmianom od 943 do 1710 mg/dm³, a zawiesiny ogólnej od 95 do 6132 mg/dm³ (Fux i in., 2002, Fux i in., 2006). Natomiast w oczyszczalni komunalnej w Minworth w Anglii stężenie azotu amonowego ulegało zmianom od 450 do 750 mg/dm³, zaś zawiesiny ogólnej od 220 do 2340 mg/dm³ (Fux i in., 2003). Dla dwóch oczyszczalni w Szwajcarii, w których prowadzono analizę jakości odcieków generowanych podczas fermentacji wykazano, że stężenia wynosiły odpowiednio dla azotu amonowego: 657±56 mg/dm³ i 619±21 mg/dm³ oraz zawiesiny ogólnej: 344±112 mg/dm³ i 384±137 mg/dm³ (Jeavons i in., 1998).

Dotychczas do oczyszczania odcieków stosowano metody fizyczne, chemiczne lub biologiczne, a najczęściej ich kombinację co w konsekwencji powoduje wzrost kosztów eksploatacji oczyszczalni. W ostatnich latach pojawiła się idea wykorzystania do oczyszczania odcieków oczyszczalni hydrofitowych, które od lat z powodzeniem, stosowane są do oczyszczania odcieków ze składowisk odpadów komunalnych (Pevery i in., 1995; Kowalik i in., 1996; Ye i in., 1997; Mæhlum, 1998; Kadlec., 2003; Bulc, 2006; Wojciechowska i in., 2010).

Różnorodność procesów biochemicznych zachodzących w tych systemach zapewnia usuwanie nie tylko substancji organicznej i związków azotu, ale również zanieczyszczeń specyficznych. Oczyszczalnie hydrofitowe umożliwiają długookresowe usuwanie zanieczyszczeń ze stabilną, wysoką skutecznością, przy bardzo niskich kosztach eksploatacyjnych (Maehlum, 1998; Kozub i Liehr, 1999; Rustige i Nolde, 2006; Kinsley i in., 2006, Gajewska i in., 2004; Bulc 2006, Wojciechowska i in., 2010, Obarska-Pempkowiak i in. 2010). W roku 2008 w ramach projektu badawczego PL 0085 finansowanego przez Norweski Mechanizm Finansowy oraz Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego E007/P01/2007/01 zaprojektowano i wybudowano pilotowy obiekt hydrofitowy, w skali półtechnicznej, do podczyszczania odcieków powstających podczas mechanicznego odwadniania przefermentowanych osadów ściekowych w oczyszczalni w Gdańsku.

Celem prowadzonych badań była ocena efektywności usuwania zanieczyszczeń oraz znaczenie zastosowanych stopni technologicznych w oczyszczaniu odcieków. W pracy przedstawiono wyniki badań z lat 2009 i 2010.

OBIEKT I METODYKA BADAŃ

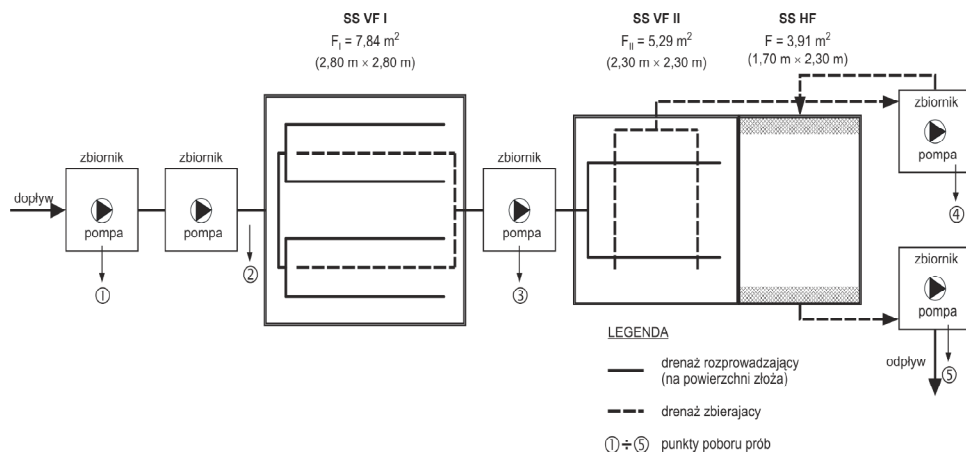
W 2008 roku w ramach zadania pierwszego projektu badawczego PL 0085 „Nowe metody redukcji emisji zanieczyszczeń i wykorzystania produktów ubocz-



nych oczyszczalni ścieków” finansowanego przez Norweski Mechanizm Finansowy oraz Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego E007/P01/2007/01 został zaprojektowany i wybudowany obiekt pilotowy w skali technicznej do oczyszczania odcieków z odwadniania przefermentowanych osadów ściekowych po wirówkach (OW) (Obarska- Pempkowiak i in., 2010). W części mechanicznej przewidziano dwa zbiorniki, pracujące szeregowo, o pojemności 1m³ każdy i łącznym czasie zatrzymania ok. 10 dni. Część biologiczna oczyszczania składa się z trzech złóż hydrofitowych pracujących w następującej kolejności: SS VF I (złoże pionowe) → SS VF II (złoże pionowe) → SS HF (złoże poziome) (rys.1). Do obiektu pilotowego, odcieki z oczyszczalni „Wschód” podawane są bezpośrednio z osadnika odcieków, dwa razy na dobę w jednorazowej dawce 120 l. Skąd pompy zainstalowane w kolejnych zbiornikach podają ścieki do następnych etapów oczyszczania dwa razy na dobę w tej samej dawce (Tabela 1).

Tabela 1. Charakterystyka obiektu pilotowego do oczyszczania odcieków z wirówek (OW)
Table 1. The operation conditions of the pilot TW treating RWC

| Lokalizacja | Przepływ [m ³ /d], (RLM) | Konfiguracja | Średnica zastępcza ziaren [mm] | Czas zatrzymania [d] | Powierzchnia [m ²] | Głębokość [m] | Obciążenie hydr. [mm /d] | Powierzchnia jednostkowa [m ² / RLM] |
|------------------------|-------------------------------------|--------------|--------------------------------|----------------------|--------------------------------|---------------|--------------------------|---|
| Obiekt pilotowy Wschód | 0,24 (5,0) | SS VF I | 2-8 | - | 7,5 | 0,6 | 15,0 | 1,5 |
| | | SS VF II | 2-8 | - | 5,0 | 0,6 | 3,2 | 1,0 |
| | | SS HF | 2-8 | 4,1 | 3,9 | 0,6 | 28,5 | 0,78 |



Rys. 1. Schemat obiektu pilotowego do oczyszczania odcieków z odwadniania przefermentowanych osadów ściekowych (OW)

Fig. 1. The TW for RWC treatment with sampling points

W obiekcie pilotowym do oczyszczania odcieków regularny pobór próbek rozpoczęto w maju 2009 i zakończono w listopadzie 2010 (wykonano 20 serii badawczych). Próbkę odcieków pobierano zgodnie z hydraulicznym czasem zatrzymania w każdym stopniu oczyszczania, przy założeniu że czas zatrzymania w poszczególnych zbiornikach wynosi ok. 5 dni.

W pobranych próbkach wykonywano pomiary stężenia zawiesiny ogólnej, BZT_5 i ChZT. Oznaczano również zawiesinę lotną jako straty przy prażeniu. Dodatkowo wykonywano oznaczenie ChZT w próbkach po filtracji przez sączek membranowy o średnicy porów $0,45 \mu\text{m}$ w celu określenia obecności podatnej na biodegradację substancji organicznej (ChZT_f). Określenie stężenia związków azotu wymagało wykonania oznaczeń stężenia azotu Kjeldahla ($\text{Norg} + \text{N-NH}_4^+$), oraz tlenowych form azotu: N-NO_3^- , N-NO_2^- . Stąd azot ogólny obliczano jako sumę azotu Kjeldahla i tlenowych form związków azotu. Natomiast azot organiczny stanowił różnicę między azotem Kjeldahla i azotem amonowym.

Zastosowane procedury pomiarowe są zgodne z Polskimi Normami i zaleceniami podanymi w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z 24 lipca 2006 (Dz.U 137 poz. 984) oraz zawarty w APHA, 2005 metodach standardowych.

Analizę statystyczną oraz weryfikację hipotez przeprowadzono przy zastosowaniu programu STATISTICA wersja 8.0. W celu sprawdzenia rozkładu otrzymanych wyników badań zastosowano test Szapiro-Wilka predestynowany do sprawdzania normalności dla prób o małej liczebności ($n \geq 10$). Przyjęto poziom istotności testu $\alpha = 0,05$. W celu graficznej interpretacji otrzymanych wyników wybrano wykres typu „ramka wąsy”. Ramka przedstawia zakres wartości między 25 i 75 kwartylem i odpowiada 50% prawdopodobieństwu wystąpienia prezentowanej wartości, mały kwadrat oznacza medianę, natomiast wąsy oznaczają zakres wartości nieodstających.

WYNIKI I ICH OMÓWIENIE

JAKOŚĆ DOPROWADZANYCH ODCIEKÓW

W oczyszczalni ścieków w Gdańsku azot w odciekach z wirówek (OW) występuje przede wszystkim w formie azotu amonowego (90%) a jego stężenie jest 10-krotnie wyższe w porównaniu do stężenia w ściekach surowych doprowadzanych do tego obiektu. Podobnie stężenie substancji organicznej (ChZT) było 3-krotnie wyższe w porównaniu do stężenia w ściekach doprowadzanych do obiektu. Ładunek azotu doprowadzany wraz z zawracanymi OW do ciągu technologicznego oczyszczalni wynosi 7.4 do 9.7% dobowego ładunku azotu wprowadzanego wraz z surowymi ściekami i wpływa negatywnie na proces usuwania azotu ze ścieków oraz pogarsza jakość oczyszczanych ścieków (Gajewska i Obarska-Pempkowiak, 2008). Średnie wartości analizowanych wskaźników zanieczyszczeni ściekach po kolejnych stopniach oczyszczania zestawiono w tabeli 2.



Tabela 2. Charakterystyka jakości OW w kolejnych latach 2009 i 2010, mg/dm³

Table 2. The characteristics of reject water during the investigations in 2009 and 2010, mg/dm³

| Wskaźnik | Dopływ (1) | Po zbiorniku (2) | Po SS VF I (3) | Po SS VF II (4) | Odpływ (5) |
|---|--|---|--|--|--|
| 2009 (n=10) | | | | | |
| Zog | <u>591.0/592.1±71.2</u> 578.5+729.8 | <u>445.1/452.1±48.2</u> 390.0+560.0 | <u>162.1/164.2±10.7</u> 148.0+180.0 | <u>55.0/56.1±7.4</u> 47.9+67.0 | <u>21.2/21.5±6.3</u> 16.0+35.0 |
| Zorg | <u>486.3/467.2±67.4</u> 391.0+640.3 | <u>360.1/356.0±56.3</u> 320.8+530.6 | <u>122.0/120.5±22.4</u> 99.5+190.6 | <u>37.0/38.4±4.8</u> 28.9+59.3 | <u>14.8/14.5±5.5</u> 12.3+18.9 |
| Nog | <u>953.3/923.0±120.3</u> 824.6+1309.1 | <u>742.3/719.3±99.3</u> 519.3+850.6 | <u>405.3/401.4±58.3</u> 342.4+573.2 | <u>254.0/256.2±36.4</u> 170.2+296.2 | <u>151.3/150.6±22.6</u> 79.9+201.3 |
| NH ₄ ⁺ -N | <u>866.3/822.0±112.6</u> 691.7+1329.6 | <u>704.2/699.8±106.3</u> 500+906.6 | <u>384.1/382.7±56.3</u> 282.6+548.5 | <u>240.1/236.5±40.4</u> 156.7+337.4 | <u>132.2/134.9±26.6</u> 99.6+198.6 |
| Norg | <u>95.4/99.2±11.2</u> 69.2+132.9 | <u>17.2/18.4±3.2</u> 11.2+31.2 | <u>14.0/16.3±3.6</u> 10.4+22.9 | <u>13.9/16.1±3.2</u> 9.8+20.6 | <u>10.8/10.2±1.8</u> 8.3+12.6 |
| NO ₃ ⁻ -N | <u>0.35/0.4±0.2</u> 0.2+0.5 | <u>1.4/1.1±0.1</u> 0.8+1.6 | <u>2.45/2.4±0.2</u> 1.5+3.4 | <u>3.4/3.6±0.2</u> 2.3+4.5 | <u>4.2/5.5±0.3</u> 3.7+6.1 |
| ChZT | <u>1160.5/1183.1±138.6</u> 980.5+1420.6 | <u>1055/1167.05±113.9</u> 880.0+1260.0 | <u>715.0/742.5±94.1</u> 605.4+890.0 | <u>535.4/540.1±43.9</u> 470.0+610.0 | <u>284.0/284.8±39</u> 250.5+340.0 |
| ChZT ₁ | <u>734.9/720.3±101.2</u> 671.4+801.2 | <u>690.2/709.1±99.3</u> 559.2+780.2 | <u>443.7/421.4±67.4</u> 356.9+549.7 | <u>369.0/360.5±61.3</u> 278.2+401.6 | <u>209.2/210.4±31.4</u> 129.5+267.9 |
| BZT ₅ | <u>360.3/345.6±65.3</u> 310.4+445.8 | <u>295.2/298.1±59.2</u> 244.8+378.6 | <u>85.2/86.4±18.2</u> 63.7+79.0 | <u>51.0/50.2±9.7</u> 45.2+79.0 | <u>24.9/26.3±3.7</u> 19.4+31.4 |
| test Shapiro-Wilk dla ChZT w dopływie : W= 0.903 i p= 0,12 , dla N _{Kjeldahla} W = 0.908 i p=0, 14 (obie wartości p powyżej przyjętej wartości krytycznej α=0,05) | | | | | |
| 2010 (n=10) | | | | | |
| Zog | <u>546.1/526.4±84.3</u> 496+610 | <u>383.9/368.1±67.4</u> 197.3+420 | <u>161.6/151.2±28.8</u> 119.5+186.2 | <u>58.9/59.7±10.3</u> 49.0+76.2 | <u>26.2/24.9±6.7</u> 16.5+35.2 |
| Zorg | <u>358/355.7±66.4</u> 246.3+420.3 | <u>193.3/194.8±42.9</u> 117+252 | <u>113.9/109.9±26.6</u> 80+152.6 | <u>40.7/44.3±8.8</u> 34+60.2 | <u>18.6/17.8±7.7</u> 14+30.5 |
| Nog | <u>802.6/790.6±51.1</u> 710.4+843.2 | <u>647.7/643.9±51.3</u> 547.5+700.2 | <u>375.3/383.4±42.5</u> 323.6+458.8 | <u>269.6/268.1±34.9</u> 235.2+310.4 | <u>173/168.8±21.1</u> 150.3+187.9 |
| NH ₄ ⁺ -N | <u>706.7/705.5±33.7</u> 640.6+730.5 | <u>573.2/586.54±63.3</u> 509.3+675.4 | <u>312.8/325.5±39.8</u> 270.4+389.3 | <u>217.2/210.6±29.5</u> 165.3+247.8 | <u>130.2/125.5±20.2</u> 100.2+154.6 |
| Norg | <u>95.5/93.1±25.1</u> 54.9+122.5 | <u>62.6/63.9±21.7</u> 21.5+88.8 | <u>51.4/55.2±20.6</u> 18.5+84.2 | <u>42.2/41.4±17.1</u> 15.1+73.9 | <u>31.5/34.8±15.4</u> 13.2+66.9 |
| NO ₃ ⁻ -N | <u>0.3/0.4±0.2</u> 0.2+0.4 | <u>1.2/1.1±0.2</u> 0.9+1.5 | <u>2.4/2.4±0.2</u> 1.5+3.3 | <u>4.0/3.8±0.2</u> 3.0+5.0 | <u>6.0/5.5±0.3</u> 4.2+8.3 |
| ChZT | <u>1213.3/1233.9±87.4</u> 1093.9+1400 | <u>987.5/978.3±33.5</u> 899.2+1008.2 | <u>571.9/582.1±33.9</u> 528.4+640.4 | <u>421.6/440.7±69.1</u> 348+500.2 | <u>245.1/242.9±29.5</u> 183.6+267.3 |



| Wskaźnik | Dopływ (1) | Po zbiorniku (2) | Po SS VF I (3) | Po SS VF II (4) | Odpływ (5) |
|---|--|--|--------------------------------------|--|--|
| ChZT ₁ | <u>690.5/684.9±47.3</u> 601.8÷712.6 | <u>578.2/584.5±49.8</u> 521.5÷670.6 | <u>409.4/396.9±28.1</u> 350÷458.2 | <u>188.6/186.5±14.7</u> 170.3÷223.7 | <u>109.4/110.4±12.6</u> <u>90±134.6</u> |
| BZT ₅ | <u>435.7/429.1±57.3</u> 320.4÷500.7 | <u>321.7/316.2±29.4</u> 270.8÷346.2 | <u>50.3/54.7±13.3</u> 40.2÷65.2 | <u>25.2/27.4±7.2</u> 21.3÷32.1 | <u>18.6/18.0±4.0</u> 10.6÷25.4 |
| test Shapiro-Wilk dla ChZT w dopływie : $W = 0.915$ i $p = 0,36$, dla $N_{Kjeidahl}$ $W = 0.923$ i $p = 0,44$ (obie wartości p powyżej przyjętej wartości krytycznej $\alpha = 0,05$) | | | | | |

mediana/średnia ± odchylenie standardowe

minimum – maksimum

Dla statystycznej charakterystyki badanych odcieków (OW) w tabeli podano również odchylenie standardowe i medianę oraz zakres wartości przyjmowany przez analizowany wskaźnik w roku 2009 i 2010. Pod tabelami podano wartości (p) otrzymane dla poszczególnych lat dla testu Szpiro-Wilk dla najbardziej charakterystycznych wskaźników zanieczyszczeń w odciekach (ChZT i $N_{Kjeidahl}$). Punkty 1-5 oznaczają miejsca poboru próbek po kolejnych stopniach oczyszczania zgodnie z oznaczeniami podanymi na rys.1.

W odciekach stężenia podstawowych zanieczyszczeń (ChZT i $N_{Kjeidahl}$) charakteryzowały się rozkładem normalnym w dwóch analizowanych okresach pomiarowych. Znaczące różnice w charakterystyce odcieków doprowadzanych do obiektu pilotowego prawdopodobnie wynikały z prac modernizacyjnych prowadzonych na oczyszczalni, w celu usprawnienia procesu fermentacji metanowej. Z powodu istotnych różnic statystycznych oba okresy pomiarowe (lata 2009 i 2010) muszą być rozpatrywane osobno. Jakość analizowanych odcieków jest bardzo podobna do jakości odcieków z fermentacji osadów ściekowych podawanej w literaturze przez Jeavons i in., 1998, Fux i in., 2003, 2006.

Według Heidricha i in., (2008) sprawny przebieg procesu biologicznego oczyszczania ścieków wymaga ich odpowiedniego składu i jest zapewniony m.in., gdy: $ChZT/BZT_5 \leq 2,2$ (co odpowiada $BZT_5/ChZT \geq 0,45$) oraz $BZT_5/Nog \geq 4$. Analizowane odcieki, doprowadzane do pierwszego złoza VF I, charakteryzowały się znacznie niższą wartością wskaźnika $BZT_5/ChZT$ wynoszącą 0,25 i 0,32 odpowiednio dla 2009 i 2010 roku (Tabela 3). Takie wartości wskaźnika $BZT_5/ChZT$ charakterystyczne są dla odcieków ze składowisk odpadów komunalnych tzw. dojrzałych ($BZT_5/ChZT = 0,5-0,3$), w których substancja organiczna podatna na rozkład biologiczny (BZT_5) uległa już wyczerpaniu (Bulc, 2006; Wojciechowska i in., 2010). Jednakże wartości otrzymane w tych badaniach są nieco wyższe niż wskaźniki podawane przez Fux i in., 2006, dla oczyszczalni Minworth, w Wielkiej Brytanii i wynoszącego $BZT_5/ChZT = 0,2$. Odcieki o tak niskich wartościach $BZT_5/ChZT$ charakteryzują się małymi stężeniami lotnych kwasów tłuszczowych i wysokimi stężeniami substancji humusowych. W konsekwencji składem podobne są do odcieków ze



składowisk odpadów komunalnych w fazie metanogennej, które nie są podatne na dalsze procesy mineralizacji (Kjeldsen i in., 2002; Wojciechowska i in., 2010).

Według Paggila i in., 2007 wskaźnik $ChZT_f / BZT_5$ bardzo dobrze charakteryzuje substancję organiczną łatwo rozkładalną, która może stanowić źródło węgla organicznego w procesie heterotroficznej denitryfikacji. W prowadzonych badaniach iloraz $ChZT_f / BZT_5$, wnosił 0,42 i 0,44 w odciekach doprowadzanych do części biologicznej i wskazywał, że rozpuszczona substancja organiczna, uznawana za formę łatwo rozkładalną, stanowi niecałe 50% całkowitej substancji organicznej w odciekach. Natomiast wskaźnik BZT_5 / Nog wynosił 0,37 i 0,54 w kolejnych latach badań. Wysokie stężenie azotu oraz niekorzystny skład odcieków wyrażony m.in. przez wskaźnik $ChZT_f / BZT_5$ może wskazywać na niewystarczającą ilość łatwo dostępnego źródła węgla do procesów konwencjonalnego usuwania azotu amonowego w sekwencji procesów: autotroficznej nitryfikacji i heterotroficznej denitryfikacji.

Tabela 3. Wskaźniki podatności odcieków (OW) na rozkład mikrobiologiczny po kolejnych stopniach oczyszczania w obiekcie pilotowym

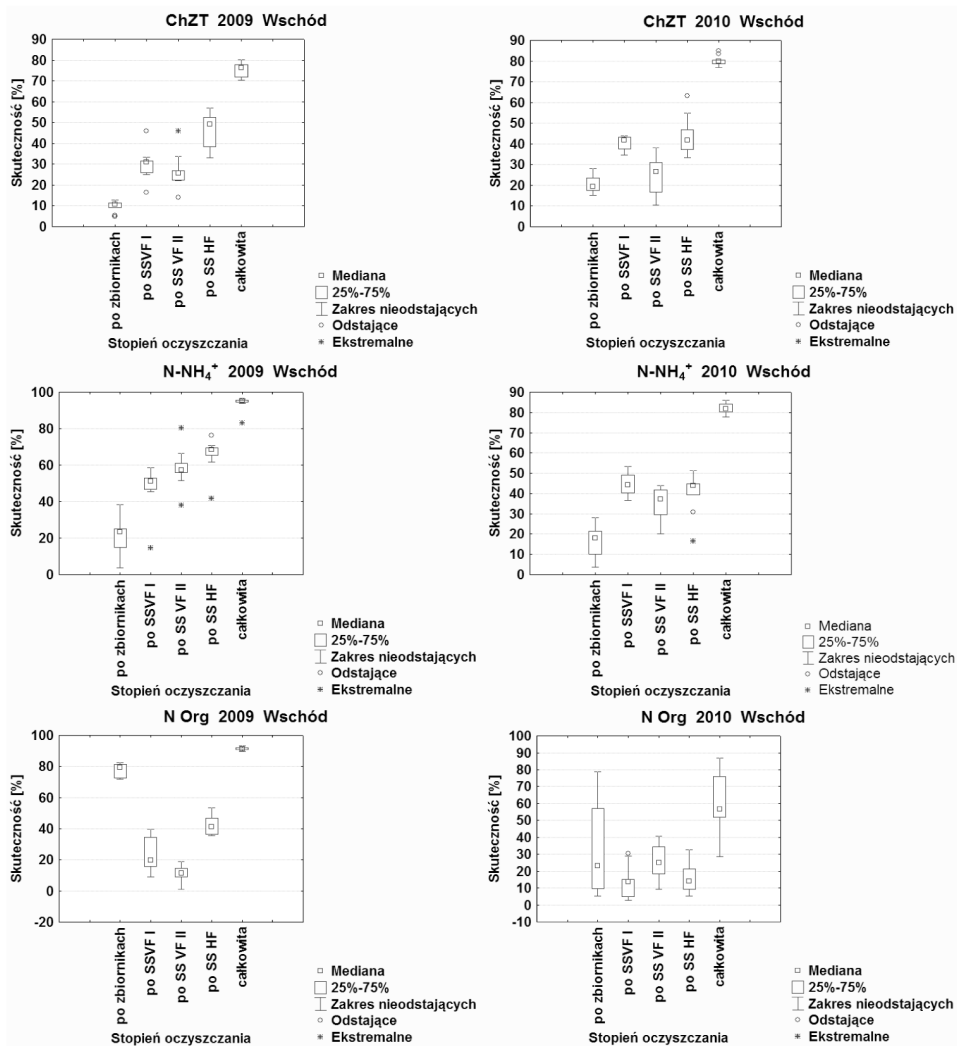
Table 3. The characteristic of bioavailability of organics in studied RWC

| Wskaźnik | Dopływ (1) | Po zbiorniku (2) | Po SS VF I (3) | Po SS VF II (4) | Odpływ (5) |
|------------------|---------------|---------------------|-------------------|--------------------|---------------|
| 2009 | | | | | |
| BZT_5 / Nog | 0.37 | 0.41 | 0.21 | 0.19 | 0.17 |
| $BZT_5 / ChZT$ | 0.29 | 0.25 | 0.11 | 0.09 | 0.09 |
| $BZT_5 / ChZT_f$ | 0.48 | 0.42 | 0.21 | 0.14 | 0.12 |
| 2010 | | | | | |
| BZT_5 / Nog | 0,54 | 0,49 | 0,14 | 0,1 | 0,1 |
| $BZT_5 / ChZT$ | 0,35 | 0,32 | 0,09 | 0,06 | 0,07 |
| $BZT_5 / ChZT_f$ | 0,51 | 0,44 | 0,14 | 0,13 | 0,12 |

SKUTECZNOŚĆ USUWANIA ZANIECZYSZCZEŃ I JAKOŚĆ OCZYSZCZONYCH ODCIEKÓW

Skuteczność usuwania zanieczyszczeń z odcieków w roku 2010 w porównaniu do roku 2009 wrosła w niewielkim stopniu (zaledwie o 5%) za wyjątkiem skuteczności usuwania związków azotu (Tabela 2 i rys. 2). Duże zmiany stężeń zanieczyszczeń w doprowadzanych odciekach wpływają na zmienną efektywność usuwania zanieczyszczeń oraz niestabilną jakość odpływu, co zostało przedstawione na rys. 2.





Rys. 2. Skuteczność usuwania charakterystycznych zanieczyszczeń w odciekach w obiekcie pilotowym
Fig. 2. Removal of principal pollutants at the subsequent stages as well as entire in the pilot TW for RWC

Skuteczność usuwania azotu organicznego przedstawiono na rys. 2. Prostokąt oznacza wartości skuteczności otrzymane dla 25% i 75% kwartyla i odpowiada to wartościom otrzymywanym z 50% prawdopodobieństwem. Analiza skuteczności usuwania Norg wskazuje na dużą zmienność zarówno w czasie (dwóch lat badań) jak i po poszczególnych stopniach oczyszczania.

Z uwagi na uwarunkowania obiektu pilotowego badania prowadzone były wyłącznie w okresie wiesienno-letnim (wegetacyjnym) i z tego powodu wpływ temperatury (jako czynnika limitującego) na skuteczność usuwania zanieczyszczeń w tych



badaniach pominięto. W badaniach prowadzonych przez Bulc, 2006 i Mæhllum, 1998, wykazano istotny wpływ procesu rozcieńczenia, wskutek spływu obszarowego opadów atmosferycznych, na obniżenie stężeń zanieczyszczeń, w odciekach ze składowisk odpadów oczyszczanych w systemach hydrofitowych. W badaniach prowadzonych na obiekcie pilotowym dzięki zastosowanej konstrukcji (wyniesienia nad poziom terenu) wpływ opadów atmosferycznych na poprawę jakości ścieków jest bilansowany przez proces transpiracji i nie ma istotnego znaczenia. Szczegółowy bilans przeprowadzany dla tego obiektu w roku 2008 dokładnie opisano przez Obar-ska-Pempkowiak i in., 2010.

Pilotowy obiekt hydrofitowy do oczyszczania odcieków charakteryzował się relatywnie wysoką skutecznością usuwania zanieczyszczeń pomimo niekorzystnych wskaźników $BZT_5/ChZT$, BZT_5/Nog i $BZT_5/ChZT_f$. Skuteczność usuwania zawiesiny ogólnej wynosiła ponad 96%, a dla $ChZT$ ponad 70%. Ponieważ skuteczność usuwania substancji organicznej wyrażonej w BZT_5 wynosiła ponad 90%, a skuteczność usuwania $ChZT_f$ była nieco niższa niż skuteczność usuwania $ChZT$ może to oznaczać, że pewna część $ChZT$ w formie zawiesiny została przekształcona w łatwo rozkładalną substancję organiczną. W oczyszczonych odciekach wartość analizowanych wskaźników $BZT_5/ChZT$, BZT_5/Nog i $BZT_5/ChZT_f$ ulegała znacznemu obniżeniu i wynosiła odpowiednio: 0.09, 0.17 i 0.1 w roku 2009 (Tabela 3). Tak małe wartości analizowanych wskaźników, w oczyszczonych odciekach, świadczą o obecności substancji organicznej w postaci trudno rozkładalnej substancji organicznej (np. substancji humusowych). Niezależnie od obserwowanego znacznego obniżenia wskaźnika BZT_5/Nog stężenie azotu ogólnego w oczyszczonych ściekach pozostawało na wysokim poziomie. W oczyszczonych odciekach azot występował przede wszystkim w formie azotu amonowego, którego stężenie zmieniało się w zakresie od 99.6 do 198.6 mg/dm³. Stężenie azotu amonowego w ściekach surowych doprowadzanych do oczyszczalni „Wschód” wynosiło średnio 90 mg/dm³, można zatem przypuszczać, że zawracanie odcieków oczyszczonych w systemie hydrofitowym nie spowoduje zakłóceń w pracy oczyszczalni.

SKUTECZNOŚĆ USUWANIA ZANIECZYSZCZEŃ W KOLEJNYCH STOPNIACH OCZYSZCZANIA

Po części mechanicznej obiektu pilotowego, składającej się z dwóch sekwencyjnie pracujących zbiorników, zaobserwowano obniżenie wartości odchyłek standardowych i jednocześnie wzrost wartości krytycznej -p w teście Shapiro-Wilka (tabela 2, rys. 2). Zadaniem tego stopnia oczyszczania było nie tylko uśrednianie, ale przed wszystkim zatrzymywanie zawiesin w procesie sedymentacji. Skuteczność sedymentacji zawiesiny ogólnej wynosiła odpowiednio 23,6 i 33,8% w roku 2009 i 2010 oraz dla zawiesiny organicznej 23,8 i 44,1%. Jednak najbardziej efektywnie w tym stopniu oczyszczania zatrzymywany był azot organiczny: w roku 2009 aż w 77,9%, a w 2010



zaledwie 30,2%. Tak duże różnice w skuteczności usuwania Norg w obu okresach pomiarowych wynikają prawdopodobnie, nie z pracy obiektu pilotowego, a przed wszystkim ze zmian technologicznych w ciągu przeróbki osadu prowadzonych na oczyszczalni „Wschód” jak już wcześniej wspomniano. Substancja organiczna (ChZT) usuwana była zaledwie do 10% w roku 2009, a w roku 2010 zaobserwowano wzrost skuteczności usuwania ChZT w tym stopniu oczyszczania do 20,2% (rys. 2).

Po pierwszym złożu SS VF I następował wzrost stężenia azotu azotanowego V w obu okresach pomiarowych (azotany III – poniżej poziomu wykrywalności w całym obiekcie). Skuteczność usuwania zawiesin, w tym zawiesiny organicznej, wynosiła ponad 65% a BZT_5 ponad 70,0% i była najwyższa w porównaniu do pozostałych stopni oczyszczania w obiekcie pilotowym. Skuteczności usuwania azotu ogólnego i azotu amonowego były zbliżone i zmieniały się w małym zakresie: od 42,1 do 52,3% w roku 2009 oraz od 40,9 do 49,0% w 2010 roku dla azotu amonowego (wartości występujące z 50 % prawdopodobieństwem, rys. 2). Wartości analizowanych wskaźników, $BZT_5/ChZT$, BZT_5/Nog i $BZT_5/ChZT_f$ w odciekach po SS VF I obniżały się do 50% ich początkowej wartości i wynosiły odpowiednio: 0,09- 0,11; 0,14- 0,21 i 0,14-0,21 (Tabela 3). W 2009 roku skuteczność usuwania w drugim złożu pionowym była bardzo podobna do skuteczności usuwania w pierwszym złożu. Natomiast w 2010 roku skuteczność była o 10 do 20 % niższa w porównaniu do skuteczności usuwania w pierwszym złożu i jednocześnie zmieniała się w szerszym zakresie (Rys. 2). Po drugim złożu SS VF II wartości $BZT_5/ChZT$, BZT_5/Nog i $BZT_5/ChZT_f$ nie uległy istotnym zmianom w porównaniu do wartości początkowej co wskazuje, że zarówno substancja organiczna jak i związki azotu były wykorzystywane w procesach biochemicznego rozkładu proporcjonalnie.

Otrzymane wyniki są zgodne z danymi prezentowanymi w literaturze przez m.in., Kayser i in., 2001; Gajewska i in., 2004; Molle i In., 2004, którzy prowadzili badania skuteczności usuwania zanieczyszczeń ze ścieków bytowych w złożach hydrofitowych z pionowym przepływem ścieków. Wyniki badań potwierdziły dużą skuteczność tych złożów w mineralizacji substancji organicznej oraz utlenianiu związków azotu. Jednocześnie zastosowany reżim nawodnień tworzył odpowiednie warunki do rozkładu substancji organicznej co chroniło złożę przed kolmatacją.

W trzecim stopniu oczyszczania prowadzonym w złożu z poziomym przepływem odcieków (SS HF) skuteczność usuwania substancji organicznej (ChZT) wynosiła 47,6% w 2009 oraz 44,8% w 2010 i była najwyższa w porównaniu do skuteczności w innych stopniach tego systemu. Podobnie zaobserwowano bardzo wysoką skuteczność usuwania zarówno azotu amonowego jak i azotu organicznego, co w konsekwencji zapewniło ponad 40% skuteczność usuwania azotu ogólnego w tym złożu. Zgodnie z informacjami podawanymi w literaturze przedmiotu, długi czas zatrzymania ścieków w złożu oraz anoksyczne warunki panujące w złożu SS HF sprzyjają rozkładowi trudno rozkładalnej substancji organicznej oraz związków toksycznych takich jak detergenty, THM czy WWA (Perverly i in., 1995; Kadlec i Kni-



ght, 1996; Kadlec, 2003, Wojciechowska i in., 2010). Analiza wyników otrzymanych w tych badaniach potwierdza, że złożo SS HF w obiekcie pilotowym zapewniało skuteczne zatrzymywanie zawieszin w ponad 60% w roku 2009 i w ponad 70% w roku 2010. Jednocześnie czas zatrzymania odcieków w tym stopniu oczyszczania wynoszący ok. 10 dni sprzyjał mineralizacji nawet trudno rozkładalnej substancji organicznej, co potwierdzają wartości analizowanych wskaźników zanieczyszczeń oraz ich proporcje. Ilorazy $BZT_5/ChZT$, BZT_5/Nog i $BZT_5/ChZT_f$ nie ulegały istotnym zmianom, jednak istotne zmniejszenie stężeń zarówno związków organicznych jak i związków azotu świadczy o zachodzących w tym stopniu oczyszczania przemianom w kierunku zwiększenia biodostępności substancji organicznej tak aby mogła stanowić odpowiednie źródło węgla w procesach usuwania azotu. Skuteczność usuwania analizowanych frakcji organicznych wynosiła odpowiednio: 44.2–47.2% dla ChZT, 41.6–43.6% dla $ChZT_f$ oraz 47.6–55.3% dla BZT_5 .

PODSUMOWANIE

Przeprowadzone badania potwierdzają możliwość zastosowania metody hydrofitowej do oczyszczania ścieków o wysokich ładunkach zanieczyszczeń, w tym odcieków z mechanicznego odwadniania przefermentowanych osadów ściekowych.

Obiekt pilotowy wybudowany w skali technicznej, składający się z części mechanicznej oraz biologicznej realizowanej w trzy stopniowym systemie hydrofitowym, zapewniał bardzo skuteczne usuwanie podstawowych zanieczyszczeń: ChZT w zakresie od 72 do 83% i $N-NH_4^+$ od 83 do 96% .

W analizowanym obiekcie pilotowym sekwencyjnie pracujące złoża z pionowym przepływem ścieków zapewniały efektywne usuwanie azotu, w tym przede wszystkim azotu amonowego (do 72%). Natomiast złożo o przepływie poziomym pracujące jako ostatni stopień zapewniało dobre warunki do usuwania trudno rozkładalnych związków organicznych (ChZT i Norg).

Analiza otrzymanych wyników potwierdza, że odcieki charakteryzujące się bardzo małymi stężeniami substancji organicznej podatnej na rozkład biologiczny (BZT_5), mogą być efektywnie oczyszczane w wielostopniowych systemach hydrofitowych. W wyniku zastosowania tej technologii wskaźnik $BZT/ChZT$ wynoszący początkowo 0,3 uległ obniżeniu do wartości 0,1 w oczyszczanych odciekach i wskazywał na występowanie w nich substancji organicznej w formie niepodatnej na procesy biologicznego rozkładu. Porównanie jakości ścieków surowych doprowadzanych do oczyszczalni i odcieków oczyszczonych w systemie pilotowym wskazuje, że zawracanie tak oczyszczanych odcieków nie powinno negatywnie wpływać na pracę oczyszczalni.

PODZIĘKOWANIA

Praca została wykonana ramach projektu badawczego PL 0085 finansowanego przez Norweski Mechanizm Finansowy oraz Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego E007/P01/2007/01. Szczególne podziękowania kieruję do Pani Profesor dr hab. inż. Hanny Obarskiej-Pempkowiak, kierownika tego projektu, za merytoryczną pomoc i duchowe wsparcie. Dr inż. Krystynie Ambroch dziękuję za pomoc w statystycznej interpretacji wyników badań.

Szczególne podziękowania kieruję do Gdańskiej Infrastruktury Wodociągowo-Kanalizacyjnej oraz SNG Saur Neptun Gdańsk za udzielenie zgody na budowę obiektu pilotowego i możliwość prowadzenia badań na terenie MOŚ w Gdańsku.

BIBLIOGRAFIA

1. Bulc T.G., (2006). Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment. *Ecological Engineering* 26: pp. 365-374.
2. Fux Ch, Boehler M, Huber Ph, Brunner I, Siegrist H, (2002). Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant, *Journal of Biotechnology* 99: pp. 293-306.
3. Fux Ch, Lange K, Faessler A, Huber P, Grueniger B, Siegrist H, (2003). Nitrogen removal from digester supernatant via nitrite-SBR or SHARON? *Water Science & Technology*, 48, (8): pp. 9-18.
4. Fux Ch, Valten S, Carozzi V, Solley D, Keller J, (2006). Efficient and stable nitrification and denitrification of ammonium-rich sludge dewatering liquor using SBR with continuous loading, *Water Research*, 40 (14): pp. 2765-2775.
5. Gajewska M, Obarska-Pempkowiak H, (2008). Wpływ zawracania wód odciekowych z odwadniania osadów ściekowych na pracę oczyszczalni ścieków, *Przemysł chemiczny*, 5: ss. 448-452
6. Gajewska M, Tuszyńska A, Obarska-Pempkowiak H., (2004). Influence of Configuration of The Beds On Contaminations Removal in Hybrid Constructed Wetlands, *Polish Journal of Environmental Studies*. Vol 13, pp 149-153.
7. Heidrich Z., Kalenik M., Podedworna J., Stańko G. (2008). *Sanitacja wsi*. Wyd. „Seidel-Przywecki”. Warszawa.
8. Hans M, van der Roest J, van der Roest H, (1997). Don't reject the idea of treating reject water, *Water Science & Technology*, 35 (10): pp. 27-34.
9. Jeavons J, Stokes L, Upton J, Bingley M, (1998). Successful side stream nitrification of digested sludge liquors, *Water Science & Technology*, 38 (3) : pp.111-118.
10. Kadlec R.H., Knight R.L. (1996). *Treatment wetlands*. Boca Raton, FL, USA: Lewis – CRC Press: 893.
11. Kadlec R.H. (2003). Integrated natural systems for landfill leachate treatment, *Wetlands – nutrients, metals and mass cycling*, Vymazal J, (Ed.) Backhuys Publishers, Leiden : pp. 1-33.
12. Kayser K, Kunst S, Fehr G, Voermanek H, (2001). Nitrification in reed beds-capacity and potential control methods, *World water congress*, published at the IWA, Berlin, Germany: pp.126-138
13. Kinsley C.B., Crolla A.M., Kuyucak N., Zimmer M., Laflèche A. (2006). Nitrogen dynamics in a constructed wetland system treating landfill leachate. In: *Proc. of 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, September 23-29 2006 Lisbon, Portugal: pp. 295-305.
14. Kjeldsen, P., Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Baum, A., Ledin, A., Christensen, T.H., (2002). Present and long-term composition of MSW landfill leachate. *Rev: Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 32 (4), pp. 297-336.
15. Kowalik P., Slater F.M., Randerson P., (1996). Constructed wetlands for landfill leachate treatment. W: Thofelt L., Englund A. (eds.) *Ecotechnics for a sustainable society. Proceeding from Ecotechnics 95 – International Symposium on Ecological Engineering*, chapter 16: pp. 189-200.



16. Kozub D.D., Liehr S.K., (1999). Assessing denitrification rate limiting factors in a constructed wetland receiving landfill leachate. *Wat. Sci. Tech*, 40 (3): pp. 75-82.
17. Lo I.M.C., (1996). Characteristics and treatment of leachates from domestic landfills, *Environment International* 22, pp. 433-442.
18. Maehlum T., (1998). Wetlands for treatment of landfill leachates in cold climates. In: Mulamootil, G., McBean, E.A., Rovers, F. (Eds), *Proc. of the Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates*. CRC Lewis Publishers, NY, USA, pp. 33-46.
19. Molle P, Lienard A, Boutin C, Merlin G, Iwema A, (2004). How to treat raw sewage with constructed wetlands: An overview of the French systems, (Proceedings) 9th International Conference on Wetland System for Water Pollution Control, 2004, Avignon, France: pp. 11-20.
20. Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M., Wojciechowska E., (2010). Application of vertical flow constructed wetland for highly contaminated wastewater treatment: preliminary results. *Water and Nutrient Management in Natural and Constructed Wetlands* J. Vymazal (Ed), Springer Science+Business Media B.V. chapter 4: pp. 37-51.
21. Pagilla K.R., Czerwinka K., Urguj-Demirtas M., Makinia J., (2007). Nitrogen Speciation In Wastewater Treatment Plant Influent and Effluent – the US and Polish Case Studies, In. *Proc. of 10th IWA Specialised Conference, Design, Operation and Economics of Large Wastewater Treatment Plants*, Viena, Austria: pp.113-120.
22. Peverly J.H., Surface J.M., Wang T., (1995). Growth and trace metals absorption by *Phragmites australis* in wetlands constructed for landfill leachate treatment. *Ecological Engineering* 5: pp. 21-35.
23. Rustige H., Nolde E., (2006). Nitrogen elimination from landfill leachates using an extra carbon source in subsurface flow constructed wetlands. In: *Proc. of 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, September 23-29 2006 Lisbon, Portugal: pp. 229-239.
24. *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (2005) APHA , 21st ed., American Public Health Association, Washington, D.C.
25. Wett B, Alex J, (2003). Impact of separate reject water treatment on the overall plant performance *Water Science & Technol*, 48, (4): pp. 139-14.
26. Wojciechowska E., Gajewska M., Obarska-Pempkowiak H., (2010). Treatment of Lanfill Leachate by Constructed Wetlands: Three Case Studies, *Polish J. of Environ. Stud.* 19 (3): pp. 643-650.
27. Ye Z., Baker A.J., Wong M.H., Willis A.J., (1997). Zinc, lead and cadmium tolerance, uptake and accumulation by the common reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel. *Ann Bot*: pp. 363-370.

TREATMENT OF REJECT WATER FROM DIGESTED SLUDGE DEWATERING IN MULTISTAGE CONSTRUCTED WETLAND

Abstract. The return flows of reject water from sewage sludge dewatering alter the activated sludge process in a conventional WWTP and increase TN concentration in the final effluent from WWTP. The full scale pilot plant for reject water from digested sludge dewatering, consisting of two SS VF beds working in series, followed by an SS HF, was build in 2008 (TW – treatment wetland). This paper aims to present the design and performance of each stage of the treatment as well as the efficiency of entire system. The applied configuration ensured a very high removal efficiency of principal pollutant (COD – 76% and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ – 93.6%). In the investigated facilities, the SS VF beds ensured an effective removal of nitrogen compounds, especially $\text{NH}_4^+\text{-N}$, whereas the decomposition of hardly degradable Org-N and COD took place in SS HF. This research illustrates that the treatment wetlands technology could be successfully applied for the treatment of reject water from centrifuge (RWC).

Keywords: reject water from sewage sludge dewatering, treatment wetlands, the role of SS VF and SS HF beds.

