

FRANCISZEK BYDAŁEK*, SYLWIA MYSZOGRAJ**

EFEKTYWNOŚĆ PRACY OCZYSZCZALNI HYDROFITOWEJ O PRZEPLYWIE PIONOWYM

Streszczenie

W artykule opisano wyniki badań w zakresie oceny efektywności pracy hydrofitowej przydomowej oczyszczalni ścieków. W analizowanym okresie oczyszczalnia spełniała wymagania określone dla jakości ścieków oczyszczonych, uzyskując efektywność usuwania związków organicznych w 98% dla BZT₅ oraz w 93,4% dla zanieczyszczeń organicznych wyrażonych parametrem ChZT. Sprawność usuwania biogenów była stosunkowo niska, przy czym mieściła się w zakresie charakterystycznym dla tego typu systemów, osiągając wartości 12,7% i 13,4% odpowiednio dla azotu całkowitego i fosforu ogólnego. Zastosowanie stawu doczyszczającego pozwoliło w okresie letnim na dalsze obniżenie zawartości azotu w ściekach oczyszczonych o blisko 50%. W okresie zimowym, staw pełnił głównie rolę retencyjną, nie przyczyniając się do zwiększania efektywności pracy całego układu.

Słowa kluczowe: przydomowe oczyszczalnie ścieków, systemy hydrofitowe, czynniki środowiskowe

WPROWADZENIE

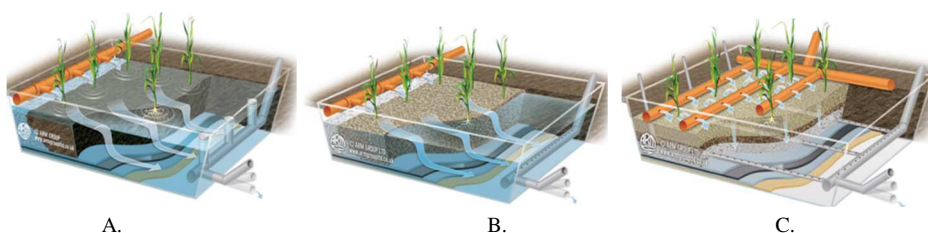
Przydomowe oczyszczalnie ścieków zyskują coraz większą popularność w Polsce, wynikającą z dostępu do informacji oraz edukacji potencjalnych odbiorców. Istotne we wdrażaniu takich rozwiązań są programy dofinansowań unijnych (np. PROW) oraz krajowych (np. NFOŚiGW). Oferowane na polskim rynku technologie przydomowego oczyszczania ścieków są bardzo zróżnicowane pod

* Uniwersytet Zielonogórski, Wydział Budownictwa, Architektury i Inżynierii Środowiska, absolwent kierunku Inżynieria Środowiska

** Uniwersytet Zielonogórski, Wydział Budownictwa, Architektury i Inżynierii Środowiska, Instytut Inżynierii Środowiska

względem cenowym oraz uzyskiwanego efektu ekologicznego. Ze względu na czynniki ekonomiczno-społeczne, głównym kryterium wyboru systemu jest jednak cena, a następnie kwestie związane z utrzymaniem obiektu. Dlatego też w ostatnich latach notuje się wzrost popularności systemów hydrofitowych spełniających warunki niskiej ceny, niezawodności oraz prostoty eksploatacji.

Opierając zasadę działania oczyszczalni hydrofitowych o mechanizmy obecne w ekosystemach bagiennych, na przestrzeni lat opracowano trzy podstawowe rozwiązania konstrukcyjno-technologiczne. Rozwiązania te różnią się sposobem dostarczania oraz rozprowadzania ścieków w układzie roślinno-glebowym. Oczyszczalnie mogą być konstruowane, tak aby zapewnić przepływ ścieków po powierzchni układu roślinno-glebowego (*Free Water Surface Constructed Wetland* - FWSCW) lub pod jego powierzchnią (*Vegetated Submerged Beds* - VSB) (rys. 1A i B).



Rys. 1. Oczyszczalnia hydrofitowa o: A. przepływie powierzchniowym, B. o przepływie poziomym, C. o przepływie pionowym [globalwettech.com]

Fig. 1. A. Free water surface constructed wetland, B. Horizontal flow constructed wetland, C. Vertical flow constructed wetland [globalwettech.com]

W pierwszym przypadku otrzymuje się rozwiązanie, w którym ścieki tworzą swobodne zwierciadło na powierzchni koryta kanału lub zbiornika zasiedlonego odpowiednim gatunkiem roślinności hydrofitowej. Jest to układ będący pełnym odwzorowaniem procesów samooczyszczania się zbiorników wodnych dodatkowo wspomaganym poprzez odpowiedni dobór flory. Mechanizm filtracji jest w tej technologii ograniczony do minimum, ustępując sedymentacji. W większości układów utrzymywany jest przepływ wymuszony, co zasadniczo różni ten układ od podobnych w budowie konwencjonalnych stawów ściekowych. Parametrem mającym kluczowe znaczenie dla efektywności pracy oczyszczalni o przepływie powierzchniowym jest czas retencji oraz temperatura otoczenia.

Alternatywnym rozwiązaniem dla technologii FWSCW jest układ oczyszczania wykorzystujący mechanizmy filtracji ścieków, tym samym intensyfikując nie tylko procesy separacji cząstek stałych od ścieków, ale również procesy oczyszczania biologicznego wobec wytworzenia korzystniejszego środowiska dla powstawania błon biologicznych. Warstwy filtracyjne mogą być zasilane w układzie pionowym lub poziomym, co prowadzi do powstawania różnych warunków usuwania poszczególnych zanieczyszczeń. Wymuszenie przepływu ścieków w kierunku z góry na dół warstwy filtracyjnej, nie tylko odciąża powierzchnię

kontaktu, ale przede wszystkim zapewnia równoczesne natlenienie ścieków. To z kolei przekłada się na intensyfikację procesu nitryfikacji dominującego w ściekach azotu amonowego, a także usprawnia proces tlenowego rozkładu związków organicznych. Technologia oczyszczalni roślinnych o przepływie pionowym znana jest w literaturze anglojęzycznej jako *Vertical Flow Constructed Wetland* (VFCW) (rys. 1C).

Ocena i porównanie efektywności oczyszczalni hydrofitowej z podpowierzchniowym pionowym przepływem ścieków nie jest łatwa, ponieważ informacje w literaturze dotyczące pracy rzeczywistych obiektów są ograniczone [Warężak i in., 2013]. Jak podaje Krzanowski i in. [2005] w polskiej literaturze naukowej niewiele jest wyników badań terenowych dotyczących kinetyki przemian zanieczyszczeń organicznych i biogennych w okresie niskich temperatur, jak również oceny pracy obiektów po wielu latach eksploatacji. Zagraniczne dane literaturowe mogą być tylko bardzo ogólnym materiałem porównawczym, gdyż odnoszą się zazwyczaj do innych obszarów klimatycznych.

W pracy przedstawiono ocenę funkcjonowania oczyszczalni przydomowej po roku eksploatacji z wykazaniem efektywności pracy w zakresie usuwania zanieczyszczeń organicznych i związków biogennych.

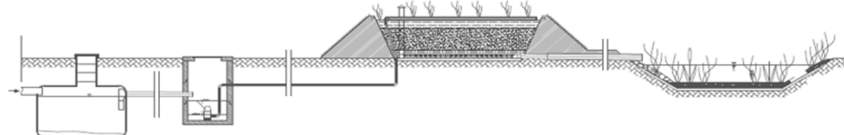
METODYKA BADAŃ

Obiekt badawczy

Przedmiotem badań była oczyszczalnia hydrofitowa w Skórzynie (gmina Kargowa, woj. lubuskie) wykonana w oparciu o rozwiązanie opatentowane przez Instytut Ekologii Stosowanej [UPRP nr 198680]. Oczyszczalnię wybudowano w lipcu 2014r. w ramach realizacji programu budowy przydomowych oczyszczalni ścieków w gminie, dofinansowywanych z środków Programu Rozwoju Obszarów Wiejskich 2007-2013. Przydomowa oczyszczalnia ścieków składa się z układu połączonych szeregowo: osadnika polietylenowego o pojemności 2m³, zbiornika-przepompowni z pompą zatopioną oraz wyniesionego filtra korzeniowego połączonego systemem drenarskim ze stawem denitryfikacyjnym (rys. 2).

Filtr korzeniowy wykonany został w układzie 3 warstw filtracyjnych. Wierzchnią warstwę o grubości 20cm stanowiła rozdrobiona kora sosnowa. Środkowa, 50cm warstwa jest wypełniona piaskiem średnim i kolejno 20cm warstwa żwiru rzeczno-płukanego o uziarnieniu 20-50mm. Powierzchnię filtra porasta turzyca zwyczajna (*Carex niagra*). Konstrukcja filtra wyniesiona jest 90cm nad poziom gruntu umożliwiając grawitacyjne odprowadzenie oczyszczonych ścieków do stawu doczyszczającego. Złoże filtracyjne odizolowane jest od gruntu folią o grubości 2mm. Staw zaizolowany jest do wysokości 60 cm powyżej po-

ziomu dna, tym samym przez pozostawiony pas infiltracyjny zachodzi odprowadzenie oczyszczonych ścieków do gruntu. Całość instalacji zajmuje łącznie 49m² z czego konstrukcja filtra to 31,5m², a stawu 17,5m² (fot. 1).



Rys. 2. Przekrój badanego układu oczyszczającego [Ecoverde]

Fig. 2. Cross section of treatment system analyzed in the research [Ecoverde]



Fot. 1. Badany układ oczyszczania. Fot. F. Bydątek

Phot. 1. View on the constructed wetland system. Photo by F. Bydątek

Na podstawie odczytów zużycia wody w gospodarstwie domowym, średnie dobowe obciążenie hydrauliczne oczyszczalni wynosi 0,4 m³/d lub w przeliczeniu na 1 m² złoża 12,7 dm³/m²·d. Złoże filtracyjne zasilane jest w systemie ciśnieniowym ściekami poddanymi wstępnemu oczyszczeniu w osadniku. Dozowanie ścieków odbywa się w sposób nieregularny, w zależności od napełnienia się pompowni, przy czym pompa łączy się każdorazowo po napełnieniu zbiornika ok. 75 dm³. Tym samym złoże zasilane jest od 5 do 6 razy dziennie.

W ocenie wyników nie uwzględniono bilansu wodnego obiektu obejmującego opady atmosferyczne i ewapotranspirację, ponieważ można przyjąć, że:

- Średnia wielkość opadu atmosferycznego dla rejonu lokalizacji oczyszczalni [Błażejewski 2003, IMGW], to ok. 575 mm/m²·rok, co przy powierzchni oczyszczalni hydrofitowej (złoże, staw doczyszczający) wynoszącej 49 m², daje ok. 29 m³/rok opadu, który trafia na powierzchnię oczyszczalni;
- Parowanie z powierzchni wody jest bardzo zróżnicowane w zależności od regionu Polski oraz temperatury. W literaturze [Błażejewski 2003, IMGW] podaje się zakresy od 500 mm/m²·rok do nawet 1000 mm/m²·rok, dla województwa lubuskiego wartość ta wynosi 500 mm/m²·rok. Natomiast parowanie z powierzchni pokrytej hydrofitami przyjmuje wartości od 1000 mm/m²·rok do nawet 2000 mm/m²·rok [IMGW]. Zatem przyjmując minimalne wartości

ewapotranspiracji (500 oraz 1000 mm/m²·rok), wyznaczona dla analizowanej oczyszczalni hydrofitowej ewapotranspiracja wynosi ok. 33 m³/rok, czyli jest porównywalna z przewidywanym opadem atmosferycznym.

Badanie efektywności oczyszczania ścieków

Efektywność oczyszczania charakteryzującą układ złożo-staw doczyszczający, badano w systemie monitoringu jakości ścieków w 3 punktach pomiarowych: ścieki surowe (SS), ścieki oczyszczone (ST) w złożu oraz ścieki oczyszczone w stawie (SO).

Pobór próbek prowadzono w okresie: sierpień 2015r.- styczeń 2016r. Przed pobraniem próbek w złożu oraz stawie załączano pompę wymuszając dostarczenie świeżej porcji ścieków na złożo filtracyjne. W zależności od warunków pogodowych czas retencji hydraulicznej filtra wynosił od 10 do 15 min. W trakcie poboru próbek mierzono temperaturę ścieków w każdym punkcie pomiarowym, a także temperaturę powietrza oraz temperaturę na głębokości 30 cm wewnątrz złoża filtracyjnego. Łącznie w ciągu 6 miesięcy pobrano 16 próbek podzielonych na 3 serie:

- 5 próbek w okresie od 10.08 do 5.09.2015r. - okres letni.
- 8 próbek w okresie od 5.10 do 4.12.2015r. - okres jesienny/przejściowy.
- 3 próbek w okresie od 7.01 do 21.01.2016r. - okres zimowy.

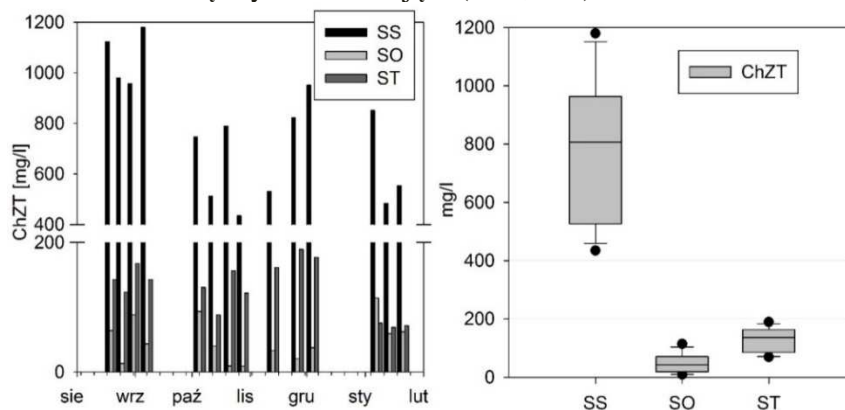
Z uwagi na wyjątkowo łagodną zimą 2015/2016, pobrano zaledwie 3 próby w okresie charakteryzującym się długookresowym występowaniem ujemnych temperatur otoczenia.

W próbkach ścieków oznaczono ChZT, BZT₅, TKN, azot amonowy, azot azotanowy i fosfor ogólny, zgodnie z obowiązującymi normami.

WYNIKI

Chemiczne zapotrzebowanie tlenu w ściekach surowych zmieniało się w przedziale od 400 do 1200 mg/dm³ (rys. 3). Bardzo duża zmienność tego parametru w ściekach surowych może wynikać z prowadzenia działalności gospodarczej tj. warsztatu naprawczego na terenie posesji, użytkowanego w okresie letnio-jesiennym. W ściekach oczyszczonych po złożu hydrofitowym wartość ChZT wynosiła od 10 do 100 mgO₂/dm³, natomiast w próbkach ze stawu doczyszczającego od 50 do 200 mgO₂/dm³. Pomimo obniżonego ładunku ChZT doprowadzanego do złoża w okresie zimowym odnotowywano najwyższe wartości tego wskaźnika w ściekach oczyszczonych. Nie zaobserwowano statystycznie istotnych zależności pomiędzy ładunkiem zanieczyszczeń doprowadzanych do oczyszczalni, a jakością ścieków oczyszczonych co świadczy o dużej pojemności retencyjnej systemu. W okresie letnio-jesiennym efektywność pracy utrzymywała się na po-

ziome przekraczającym 90%, ze średnią 95% (n=11). Okres zimowy charakteryzował się spadkiem efektywności do poziomu poniżej 90%, przy czym uzyskana średnia wartość wciąż była zadowalająca (88%, n=3).



Rys. 3. Zmiany i rozkład wartości ChZT w ściekach surowych (SS), ściekach oczyszczonych (SO) oraz w stawie doczyszczającym (ST)

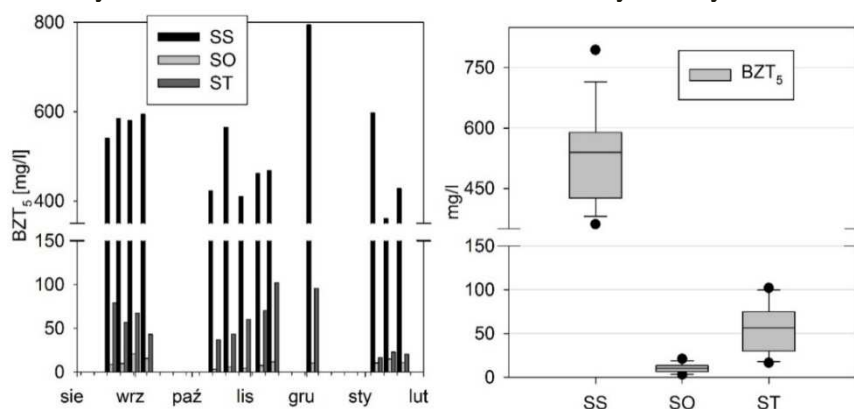
Fig. 3. Variability and distribution range of COD in pretreated sewage (SS), effluent (SO) and polishing pond (ST)

Zawartość biodegradowalnych związków organicznych mierzonych parametrem BZT₅ w ściekach surowych zmieniała się w zakresie od 400 do 600 mgO₂/dm³, w jednym przypadku odnotowano wzrost do 800 mg O₂/dm³ (rys. 4). Biodegradowalne związki organiczne stanowiły 70% ładunku zanieczyszczeń wyrażonych w ChZT, przy czym stosunek ten podlegał nieregularnym zmianom wahając się w przedziale od 50 do 90%. Ścieki oczyszczone charakteryzowały się bardzo niskimi wartościami tego parametru w zakresie od 1 do 20 mgO₂/dm³. W stawie doczyszczającym odnotowano wzrost zanieczyszczeń wyrażonych przez BZT₅ do wartości 100 mgO₂/l. Bez względu na porę roku, oczyszczalnia zapewniała co najmniej 96% efektywność usuwania BZT₅, przy średniej wartości 98%.

Zawartość azotu całkowitego w ściekach surowych wynosiła średnio 122 mgN/dm³ (n=15) i utrzymywała się w przedziale od 100 do 140 mgN/dm³ (rys. 5). Najniższe wartości odnotowywano w okresie zimowym. Średnia zawartość azotu całkowitego w ściekach oczyszczonych była w zakresie od 90 do 130 mgN/dm³. Efektywność pracy oczyszczalni była nieregularna. Najniższe wartości stężeń azotu całkowitego w badanej wodzie ze stawu odnotowywano w okresie letnim (55-75 mgN/dm³), które stopniowo wzrastały w okresie jesiennym, stabilizując się na poziomie 80-90 mgN/dm³ w okresie zimowym.

Azot amonowy stanowił dominującą formę (97%) azotu całkowitego w ściekach surowych, osiągając średnią wartość 118,8 mgN-NH₄⁺/dm³ (rys. 6). Oczyszczanie ścieków w złożu hydrofitowym pozwoliło na obniżenie tej wartości

o 88%. Zaobserwowano jednak wyraźną zmianę efektywności usuwania azotu amonowego w badanym systemie w odniesieniu do okresu letnio-jesiennego i zimowego. Zawartość N-NH_4^+ w odpływie w okresie letnio-jesiennym wynosiła średnio $9,1 \text{ mgN-NH}_4^+/\text{dm}^3$ ($n=12$), natomiast w okresie zimowym odnotowano ponad 3-krotny wzrost do $30,9 \text{ mgN-NH}_4^+/\text{dm}^3$ ($n=3$) co odzwierciedla obniżenie efektywności mechanizmów usuwania azotu amonowego z początkowych 92% ($n=12$) do 70% ($n=3$). Podobną zależność zauważono w stawie doczyszczającym, gdzie zawartość azotu amonowego była w dużej mierze skorelowana ($r^2=77,2\%$, $p<0,05$) z jakością ścieków doprowadzonych. Zawartość azotu amonowego w stawie była średnio o 20% niższa niż w ściekach oczyszczonych.

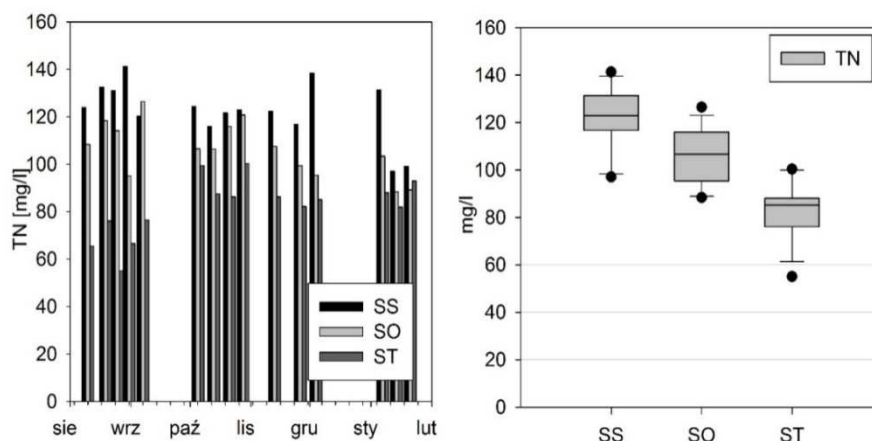


Rys. 4. Zmiany i rozkład wartości BZT₅ w ściekach surowych (SS), ściekach oczyszczonych (SO) oraz w stawie doczyszczającym (ST)

Fig. 4. Variability and distribution range of BOD in pretreated sewage (SS), effluent (SO) and polishing pond (ST)

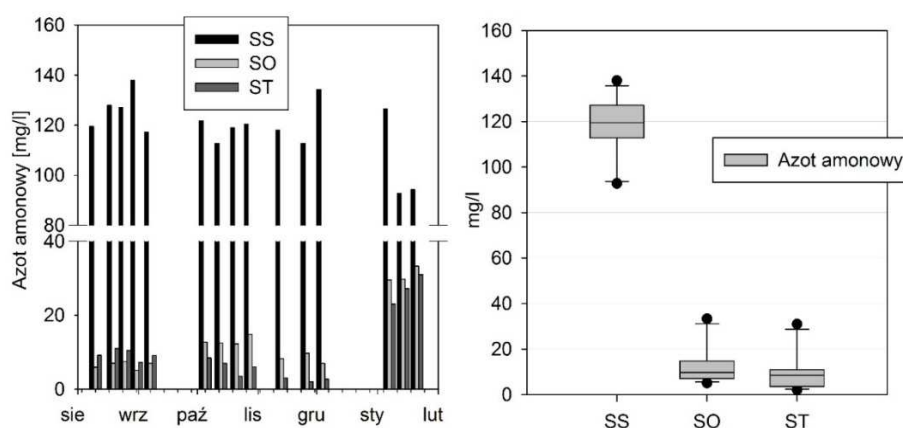
Azot organiczny w próbkach stanowił od 1% do 5% azotu całkowitego co jest wskaźnikiem charakterystycznym dla tego typu systemów (rys. 7).

Najniższe wartości odnotowywano w ściekach oczyszczonych, co potwierdza efektywność procesu amonifikacji. Równocześnie w stawie doczyszczającym obserwowano podwyższony poziom azotu organicznego w stosunku do jakości ścieków do niego doprowadzanych. Wynika to z intensywnego cyklu życia alg, które zasiedlały zbiornik. Szczególnie w okresie letnio-jesiennym z uwagi na wysokie temperatury oraz stały dopływ związków biogennych, zakwity był bardzo intensywne, tym samym utrzymując formy organiczne zawieszone w strefie wody. Po okresie zakwitów nastąpiło stopniowe obumieranie populacji czemu towarzyszyło dalsze uwalnianie się azotu w formie organicznej, którego mineralizacja w warunkach obniżonej temperatury postępowała znacznie wolniej. Co więcej, większość materii organicznej zdeponowana była w osadach dennych stawu.



Rys. 5. Zmiany i rozkład wartości azotu całkowitego (TN) w ściekach surowych (SS), ściekach oczyszczonych (SO) oraz w stawie doczyszczającym (ST)

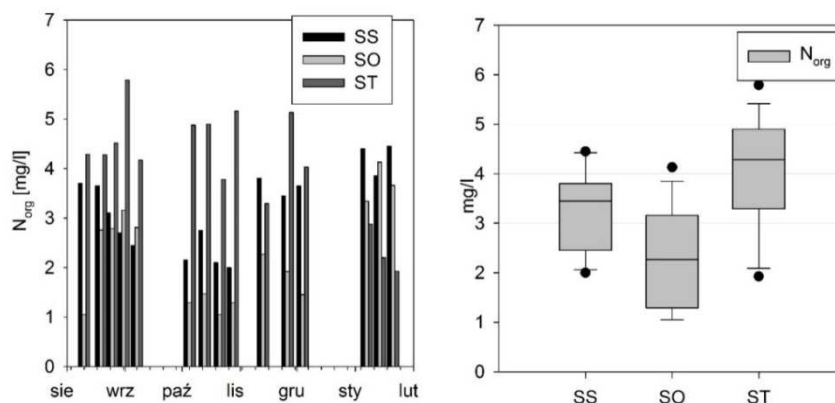
Fig. 5. Variability and distribution range of total nitrogen (TN) in pretreated sewage (SS), effluent (SO) and polishing pond (ST)



Rys. 6. Zmiany i rozkład wartości azotu amonowego w ściekach surowych (SS), ściekach oczyszczonych (SO) oraz w stawie doczyszczającym (ST)

Fig. 6. Variability and distribution range of ammonium nitrogen (TN) in pretreated sewage (SS), effluent (SO) and polishing pond (ST)

Zawartość azotu w postaci azotanów w ściekach surowych, zawierała się w przedziale (0,5-1,0 mg N-NO₃/dm³) charakterystycznym dla ścieków bytowo-gospodarczych poddanych procesowi oczyszczania mechanicznego w osadnikach (rys. 8).



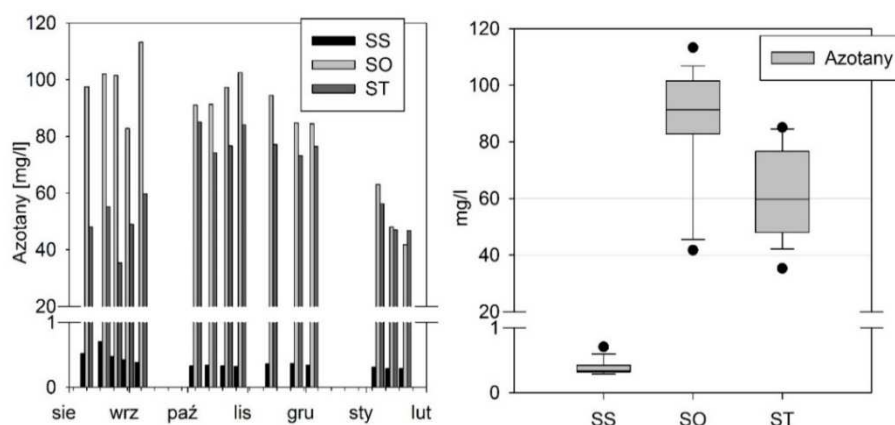
Rys. 7. Zmiany i rozkład wartości azotu organicznego w ściekach surowych (SS), ściekach oczyszczonych (SO) oraz w stawie doczyszczającym (ST)

Fig. 7. Variability and distribution range of total organic nitrogen in pretreated sewage (SS), effluent (SO) and polishing pond (ST)

Efektywny proces nityfikacji zachodzący w złożu hydrofitowym doprowadził do wzrostu zawartości azotanów w odpływie do poziomu od 80 do 100 mgN-NO₃/dm³ w okresie letnim (n = 12). W okresie zimowym odnotowano 25% obniżenie zawartości N-NO₃, co pokrywa się z obserwacjami dotyczącymi efektywności usuwania azotu amonowego. Pomimo tak oczywistych zależności, analiza statystyczna uzyskanych wyników wykazała niską korelację (R=0,576, p<0,05) zależności zawartości azotu amonowego w ściekach surowych od zawartości azotu azotanowego w ściekach oczyszczonych. Azot azotanowy stanowił dominującą frakcję azotu w stawie doczyszczającym, przy czym jego zawartość wahała się znacznie w przedziale od 40 do 80 mg N-NO₃/dm³, osiągając minima w okresie letnim i zimowym, natomiast podwyższone wartości obserwowano w okresie jesiennym.

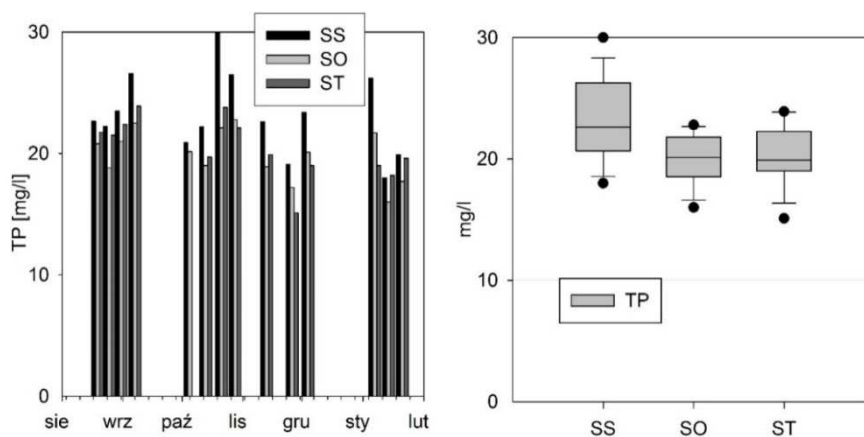
Stężenie fosforu ogólnego w ściekach surowych zmieniało się od 20 do 25mgP/dm³, w dwóch tylko przypadkach wykraczając poza ten zakres (21.10.2015r.-30,0mgP/dm³, 14.01.2016r.-18,0mgP/dm³) (rys. 9).

Są to wartości charakterystyczne dla ścieków bytowo-gospodarczych, gdzie dominującym źródłem fosforu są środki czystości. Średnia zawartość fosforu ogólnego w ściekach oczyszczonych wyniosła 19,9mgP/dm³. Obecność fosforu w ściekach oczyszczonych nie zmieniała się w zależności od sezonu. Nie odnotowano uwalniania fosforu ze złoża, co wskazywałoby na wyczerpywanie pojemności sorpcyjnej systemu. W kilku przypadkach zawartość fosforu ogólnego w wodzie stawu doczyszczającego była wyższa, niż w ściekach oczyszczonych. Wyniki te mogły wskazywać na intensyfikację procesu rozkładu biomasy ze stawu, w efekcie czego następowało oddawanie uprzednio zakumulowanego w tkankach ładunku fosforu.



Rys. 8. Zmiany i rozkład wartości azotu azotanowego w ściekach surowych (SS), ściekach oczyszczonych (SO) oraz w stawie doczyszczającym (ST)

Fig. 8. Variability and distribution range of nitrate nitrogen in pretreated sewage (SS), effluent (SO) and polishing pond (ST)



Rys. 9. Zmiany i rozkład wartości fosforu ogólnego w ściekach surowych (SS), ściekach oczyszczonych (SO) oraz w stawie doczyszczającym (ST)

Fig. 9. Variability and distribution range of total phosphorus in pretreated sewage (SS), effluent (SO) and polishing pond (ST)

DYSKUSJA

W odniesieniu do obowiązujących wymagań w eksploatacji przydomowych oczyszczalni ścieków, efektywność usuwania związków organicznych jest kluczowym elementem oceny ich działania [Rozp. MŚ. 2014]. Obieg węgla w oczyszczalni hydrofitowej, odzwierciedla nie tylko mechanizmy usuwania związków organicznych, ale również pozostałych biodegradowalnych związków nieorganicznych, w szczególności związków azotu. Obecność węgla, w dużej mierze pochodzącego ze ścieków wpływa na procesy takie jak: oddychanie, fermentacja, denitryfikacja, redukcja żelaza oraz siarki czy też metanogeneza [Kadlec i Wallach, 2008].

Oczyszczalnie hydrofitowe, ze względu na specyfikę warunków środowiskowych jakie zapewniają dzięki swojej konstrukcji, umożliwiają uruchomienie szeregu mechanizmów usuwania azotu. W przeciwieństwie jednak do procesów usuwania większości związków organicznych czy też fosforu lub metali ciężkich, proces transformacji związków azotu przebiega wieloetapowo, co wymaga dużej elastyczności systemów, polegającej na zmienności warunków natlenienia złoża.

Analizowana oczyszczalnia pracowała zgodnie z wymaganiami [Rozp. MŚ 2014] (tabela 1). Istotne jest, że bardzo wysoka efektywność pracy nie była zakłócona wpływem niskiej temperatury w okresie zimowym. Uzyskane wyniki są zbliżone z danymi literaturowymi potwierdzającymi całoroczną efektywność systemów VFCW zarówno w polskich warunkach klimatycznych [Wareżak i in., 2013, Dębska i in. 2015] jak i za granicą [Garcia i in. 2010, Abou-Elela i Hella 2012, Kantawanichkul i in. 2009].

Tab. 1. Efektywność usuwania związków biogenych w złożu hydrofitowym

Tab. 1. Removal effectiveness of nutrients

Parametr	Efektywność usuwania (%)				
	Średnia	Min.	Max.	Odchylenie standardowe	Ilość próbek n
BZT ₅	98,0%	95,9%	99,3%	0,0102	13
ChZT	93,4%	86,6%	98,8%	0,0442	14
TN	12,7%	-5,2%	32,7%	0,0989	15
TP	13,4%	3,6%	26,3%	0,0522	14

Badania potwierdziły, że rozwiązania systemów VFCW, nie zapewniają efektywnego usuwania azotu, ze względu na brak odpowiednich warunków do uruchomienia pełnego ciągu mechanizmu nitryfikacyjno-denitryfikacyjnego. Spostrzeżenia te są zgodne z wynikami badań prowadzonymi w warunkach polowych i laboratoryjnych [Vymazal 2007, Lee i in. 2009]. Osiągnięcie wyższej sprawno-

ści usuwania azotu wymaga dodatkowych nakładów finansowych lub energetycznych jak w przypadku zastosowania technologii Microbia Fuel Cells [Liu, Shentan, i in. 2013], lub też połączenie układów w system hybrydowy [Cooper 1999, Obarska-Pempkowiak i in. 2010], przy czym wdrażanie tego typu systemów w obiektach przydomowych jest na dzień dzisiejszy nieopłacalne. Wypełnienie złoża w badanym obiekcie składało się z materiałów pozbawionych wysokiej pojemności sorpcyjnej oraz zdolności jonowymiennych, co stanowi o potencjale danego systemu do usuwania związku fosforu [Vymazal 2007]. Według danych literaturowych, pojemność sorpcyjna żwiru jest zależna w dużym stopniu od zawartości wapnia i wynosi od 3 do 47,5 gP/kg, co pozwala uzyskać, w przypadku ścieków bytowo-gospodarczych, efektywność w zakresie od 0 do 60% [Mann i Bavor 1993; Korkusuz i in. 2005]. Użyty piasek kwarcowy charakteryzuje się znacznie niższymi wskaźnikami, osiągając niekiedy wartości na poziomie bliskim zero (0,058 gP/kg - Ballantine i Tanner, 2010). Stąd też badana oczyszczalnia charakteryzowała się zaledwie 13% efektywnością usuwania związków fosforu, co w świetle przytoczonych powyżej wartości nie może dziwić. Jest to wartość porównywalna z systemami o podobnej konstrukcji, gdzie nacisk położony jest na efektywne usuwanie związków organicznych. Brak wymogów prawnych odnośnie usuwania odprowadzanego ładunku azotu i fosforu w systemach przydomowego oczyszczania ścieków, sprzyja stosowaniu prostszych technologicznie rozwiązań.

Włączenie stawu doczyszczającego jako elementu ciągu oczyszczania ścieków, jest metodą powszechnie praktykowaną w dużych instalacjach. Nierzadko także systemy hydrofitowe o przepływie powierzchniowym są stosowane jako trzeci etap oczyszczania ścieków [Ghermandi i in. 2007]. Ze względu na umiejscowienie w ciągu technologicznym oraz charakterystykę oczyszczalni VFCW, staw miał pełnić rolę stopnia zapewniającego denitryfikację [UPRP nr 198680]. Jak wykazały badania, w okresie letnim rzeczywiście odnotowywano efektywny proces usuwania azotu. Zawartość azotu całkowitego w stawie zmniejszała się o 39% (n=5) w stosunku do ścieków oczyszczonych, natomiast stężenie azotu azotanowego ulegało 50% zmniejszeniu (n=5). W okresie jesiennym (n=7) odnotowano ponad dwukrotny spadek efektywności w stosunku do okresu letniego, przy czym staw w dalszym ciągu wykazywał jednoznacznie pozytywne oddziaływanie ($\Delta\text{CTN}=16\%$, $\Delta\text{CN-NO}_3=15\%$). Brak oddziaływania zaobserwowano dopiero w okresie zimowym, gdzie redukcja azotanów w ujęciu średnim nie występowała (n=3), natomiast usuwanie azotu całkowitego odbywało się przy 6% efektywności.

Badania wykazały również wzrost zawartości substancji organicznych. Wartość BZT₅ wzrosła średnio o 44,7 mgO₂/l, co odpowiadało 5-krotnemu wzrostowi wartości początkowej, natomiast zawartość substancji organicznych mierzonych parametrem ChZT wzrosła średnio o 80,7 mgO₂/l (2-krotny wzrost). Przyrost substancji biodegradowalnych jest wynikiem wzmożonej obecnością licznych

substancji odżywczych (głównie azotu i fosforu)- aktywności roślin oraz mikroorganizmów zasiedlających staw. Świadczyć o tym może fakt, że zawartość BZT₅ gwałtownie maleje w okresie zimowym, zbliżając się do wartości parametru uzyskiwanego w ściekach oczyszczonych. Zwiększenie zawartości ChZT, jest również częściowo powiązane z aktywnością biologiczną stawu, gdyż do trudno rozkładalnych substancji, których obecność wyraża również parametr ChZT należą metabolity. Równocześnie warunki panujące w stawie pozwalają na uruchomienie procesu humifikacji, który w dalszej kolejności będzie źródłem substancji zwiększających parametr ChZT. Należy jednak zauważyć, że w wodzie ze stawu iloraz ChZT/BZT₅ był mniejszy (2,37), niż w ściekach oczyszczonych (4,83), co świadczy o potencjale stawu do przeprowadzania biologicznego oczyszczania ścieków.

W zakresie usuwania związków fosforu, obecność stawu nie wpłynęła na poprawę jakości ścieków doprowadzanych. Należy jednak przypuszczać, że z biegiem czasu następować będzie akumulacja fosforu w osadach dennych, co jest cechą spotykaną wśród systemów typu FWS CW, do których należałoby porównać działanie stawu [Kadlec i Wallace 2008]. Duża ilość dopływających związków odżywczych, a także ograniczona wymiana wody w okresie letnim, powodowały problemy eksploatacyjne wynikające z zakwitów wody. W okresie zimowym staw przykryty był warstwą lodu (fot.2) przy czym, biorąc pod uwagę niewielką głębokość stawu, a tym samym jego małą pojemność cieplną, warstwa lodu działa jako izolacja termiczna.

Podsumowując, zastosowanie stawu nie miało jednoznacznie negatywnego lub pozytywnego wpływu na jakość ścieków oczyszczonych. Niewątpliwie, w okresie letnim nie tylko umożliwiło to znaczne usunięcie azotu, ale także, dzięki nadmiernej ewapotransporacji, ograniczyło ładunek odprowadzanych biogenów. Z kolei okresowo występujące intensywne zakwitki wody, powodowały dyskomfort użytkowników. Z technicznego punktu widzenia, wyeliminowanie tej niedogodności wymagałoby znacznego pogłębienia stawu lub też zapewnienia dodatkowego napowietrzania. Spełnienie tych warunków pozwoliłoby na wyeliminowanie niekorzystnego oddziaływania (zakwitki, odory), a także zwiększenie efektywności pracy stawu, przy czym jednocześnie wymagałoby zwiększenia kosztów inwestycyjnych.



Fot. 2. Warstwa lodu pokrywająca staw Fot. F. Bydałek

Phot. 2. Ice covering polishing pond Phot. by F. Bydałek

WNIOSKI

Wykorzystanie zdolności samooczyszczania systemów gruntowo-roślinnych do oczyszczania ścieków bytowo-gospodarczych, jest w ostatnich latach przedmiotem rosnącej liczby opracowań naukowych i wdrożeń w kraju, i za granicą. O potencjale tego ukierunkowania świadczy wpisanie systemów oczyszczania hydrofitowego jako jednej z wiodących Krajowych Inteligentnych Specjalizacji (2016) w zakresie oczyszczania ścieków. Fakt ten nie może dziwić, biorąc pod uwagę kierunek rozwoju gospodarki wodno-ściekowej w Polsce. Stopniowe odchodzenie od koncepcji centralizacji oczyszczania ścieków wymaga wdrożeń rozwiązań, godzących kwestie społeczno-ekonomiczne ze środowiskowymi. Oczyszczalnie hydrofitowe zapewniają pogodzenie obu tych kwestii. Tym bardziej istotne jest dalsze pogłębianie wiedzy w zakresie funkcjonalności tych systemów w odniesieniu do lokalnych warunków panujących na terenie Polski.

Wykonane badania wykazały, że:

1. Sezonowa zmienność warunków temperaturowych, charakterystyczna dla klimatu przejściowego panującego w Polsce nie wpływa negatywnie na efektywność usuwania związków organicznych wyrażonych w postaci BZT₅ oraz ChZT w oczyszczalniach hydrofitowych o przepływie pionowym;
2. System VFCW, nie zapewnia efektywnego usuwania azotu, ze względu na brak odpowiednich warunków do uruchomienia pełnego ciągu mechanizmu nityfikacyjno-denitryfikacyjnego;
3. W okresie zimowym odnotowano spadek efektywności nityfikacji, który był powodowany nie tylko brakiem adaptacji bakterii nityfikacyjnych na warunki obniżonej temperatury, ale także zmniejszenia dostępności tlenu z uwagi na wzmożoną aktywność procesów biologicznego utleniania związków organicznych;
4. Uzyskano stałą efektywność usuwania fosforu ogólnego bez względu na porę roku.
5. Odpowiednio zaprojektowany staw doczyszczający może poprawić efektywność oczyszczania ścieków w zakresie usuwania związków azotu.

LITERATURA

1. ABOU-ELELA S. I., MOHAMED S. H.: 2012. Municipal wastewater treatment using vertical flow constructed wetlands planted with *Canna*, *Phragmites* and *Cyperus*. *Ecological engineering*, 47, 209-213.
2. BALLANTINE D., CHRIS C. T.: 2010. Substrate and filter materials to enhance phosphorus removal in constructed wetlands treating diffuse farm runoff: a review. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 53.1, 71-95.

3. BŁAŻEJEWSKI R.: 2003. Kanalizacja wsi. PZiTS Oddział Wielkopolski, Poznań.
4. COOPER P.: 1999. A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. *Water Science and Technology*, 40.3, 1-9.
5. DĘBSKA A. i in.: 2015. The efficiency of pollution removal from domestic wastewater in constructed wetland systems with vertical flow with common reed and glyceria maxima. *Journal of Ecological Engineering*, 16.5, 110-118.
6. Instrukcja obsługi oczyszczalni przydomowej, Ecoverde
7. GARCÍA J. i in.: 2005. Effect of key design parameters on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 25.4, 405-418.
8. GARCIA J. i in.: 2010. Contaminant removal processes in subsurface-flow constructed wetlands: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 40.7, 561-661.
9. GHERMANDI A., BIXIO D., THOEYE C.: 2007. The role of free water surface constructed wetlands as polishing step in municipal wastewater reclamation and reuse. *Science of the Total Environment*, 380.1, 247-258.
10. Globalwettech; <http://www.globalwettech.com/en/about-constructed-wetlands.html>, październik 2016.
11. KADLEC R. H.; WALLACE S.: 2008. *Treatment wetlands*. CRC press.
12. KANTAWANICHKUL S., KLADPRASERT S., BRIX H.: 2009. Treatment of high-strength wastewater in tropical vertical flow constructed wetlands planted with *Typha angustifolia* and *Cyperus involucratus*. *Ecological engineering*, 35.2, 238-247.
13. KORKUSUZ E A., BEKLIOĞLU M., DEMIRER G. N.: 2005. Comparison of the treatment performances of blast furnace slag-based and gravel-based vertical flow wetlands operated identically for domestic wastewater treatment in Turkey. *Ecological Engineering*, 24.3, 185-198.
14. KRZANOWSKI S., JUCHERSKI A., WAŁĘGA A.: 2005. Wpływ pory roku na niezawodność technologiczną wielostopniowej, gruntowo-roślinnej przydomowej oczyszczalni ścieków. *Infrastruktura I Ekologia Terenów Wiejskich.*, Nr 1/2005, Komisja Technicznej Infrastruktury Wsi, Polska Akademia Nauk, Oddział w Krakowie, 37-35.
15. Lee C., Fletcher T. D., Sun G.: 2009. Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Engineering in Life Sciences*, 9.1, 11-22.
16. Liu S. i in.: 2013. Power generation enhancement by utilizing plant photosynthate in microbial fuel cell coupled constructed wetland system. *International Journal of Photoenergy*.
17. MANN R. A., BAVOR H. J.: 1993. Phosphorus removal in constructed wetlands using gravel and industrial waste substrata. *Water Science and Technology*, 27.1, 107-113.

18. OBARSKA-PEMPKOWIAK H., GAJEWSKA M., WOJCIECHOWSKA E.: 2010. Hydrofitowe oczyszczanie wód i ścieków. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
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,
20. Urząd Patentowy Rzeczypospolitej Polskiej, 2008: Biologiczna oczyszczalnia ścieków. Patent nr 198680.
21. VYMAZAL J.: 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the total environment*. 380.1, 48-65.
22. WAREŻAK T., MYSZOGRAJ, S., SADECKA Z.: 2013. Skuteczność oczyszczania ścieków w oczyszczalni hydrofitowej typu VF-CW. *Annual Set of Environment Protection*, 15, 1243-1259.
23. Źródło danych: IMGW, <http://www.imgw.pl>

EFFECTIVENESS OF VERTICAL FLOW CONSTRUCTED WETLAND

Summary

The article describes the results of effectiveness of on-site vertical flow constructed wetland. Legal wastewater discharge limits were all fulfilled, reaching high, very consistent BOD and COD removal rates of 98% and 93,4% respectively. Effectiveness of nitrogen and phosphorus removal was low, yet in both cases obtained results were within characteristic range for such a systems. Concentration of total nitrogen was decreased by 12,7% and 13,4% for total phosphorus. The use of polishing pond occurred to be beneficial during warm season, increasing total nitrogen removal up to 50%. In the cold season, polishing pond did not contribute to nitrogen removal, yet provided valuable water storage capacity.

Key words: on-site wastewater treatment, vertical flow constructed wetland, environmental factors