



Usuwanie związków azotu z odcieków składowiskowych w pilotowej oczyszczalni hydrofitowej

Ewa Wojciechowska
Politechnika Gdańska

1. Wstęp

Oczyszczanie odcieków ze składowisk odpadów komunalnych jest jednym z aktualnych problemów inżynierii środowiska, co spowodowane jest niekorzystnym składem odcieków, przede wszystkim wysokimi wartościami ChZT i stężeniami azotu amonowego, oraz obecnością trwałych zanieczyszczeń organicznych (TZO) i metali ciężkich. Obok wysokosprawnych, lecz kosztownych metod oczyszczania, np. technik membranowych, możliwe jest zastosowanie obiektów hydrofitowych, samodzielnie lub w połączeniu z innymi metodami, w zależności od składu odcieków [22].

W ciągu ostatnich kilkunastu lat w krajach europejskich oraz w USA i Kanadzie powstało kilkanaście obiektów hydrofitowych zasilanych odciekami [18, 1, 10, 4, 11, 7, 12]. Stosowane są zarówno obiekty z powierzchniowym (SF), jak i podpowierzchniowym (SSF) przepływem ścieków (odcieków). Spośród obiektów o przepływie podpowierzchniowym dotychczas przeważnie stosowano złoża o przepływie poziomym (HSSF). Stosunkowo często stosowane są konfiguracje złożone z kilku stopni oczyszczania, o naprzemiennych warunkach przepływu [16, 19, 7]. Obiekty hydrofitowe mogą być poprzedzone wstępnym podczyszczaniem odcieków – najczęściej jest to wstępna sedymentacja lub napowietrzanie [8], rzadziej podczyszczanie biologiczne, np. SBR [4]. Aktualnie główne kierunki badań dotyczą wykorzystania złóż o przepływie pionowym (VSSF) oraz optymalizacją warunków ich pracy [24, 9, 22].

Projektowanie systemów hydrofitowych do oczyszczania odcieków ze składowisk odpadów wykorzystuje doświadczenia wypracowane w obiektach przeznaczonych do oczyszczania ścieków bytowych i komunalnych [15]. Z uwagi na specyficzny skład odcieków konieczne jest jednak uwzględnienie dodatkowych założeń projektowych, w tym usunięcia znacznych stężeń żelaza, bardzo wysokie stężenia azotu amonowego, potencjalna toksyczność odcieków dla roślin, zmienność dopływu odcieków w czasie i ogólnie niewielka ilość odcieków, co może być przeszkodą dla rozwoju hydrofitów, konieczność usunięcia węglowodorów lotnych, TZO oraz pierwiastków śladowych [6]. Dodatkowo problemem są bardzo niskie stężenia labilnej materii organicznej wyrażonej w BZT₅ oraz wysokie stężenia materii organicznej niepodatnej na rozkład biochemiczny (niski iloraz BZT₅/ChZT) [20, 23].

Usunięcie bardzo wysokich stężeń azotu amonowego obecnych w odciekach wymaga zapewnienia odpowiednich warunków dla procesów nityfikacji i denityfikacji [3]. Azot amonowy może być usuwany w systemach o przepływie powierzchniowym (SF) lub podpowierzchniowym poziomym (HSSF), jednak usunięcie wysokich stężeń azotu amonowego wymaga zastosowania systemów o bardzo dużych powierzchniach [6]. Nityfikacja azotu amonowego wymaga warunków tlenowych. W złożach poziomych (HSSF) konieczne byłoby zastosowanie dodatkowej aeracji, co jednak wiąże się ze wzrostem kosztów inwestycyjnych i eksploatacyjnych. Znacznie lepszym rozwiązaniem jest, w tym wypadku, zastosowanie złoż o przepływie pionowym (VSSF), zasilanych pulsacyjnie [5, 9]. Denityfikacja powstałych w wyniku nityfikacji azotanów wymaga z kolei warunków beztlenowych. Według Kadlec i Zmarthie [6] najlepszym rozwiązaniem byłoby zastosowanie w pierwszej kolejności złoża VSSF, a następnie systemu o przepływie powierzchniowym (SF), w którym istnieją dogodne warunki do denityfikacji.

W artykule przedstawiono zmiany stężeń związków azotu w odciekach składowiskowych oczyszczanych w wielostopniowym systemie hydrofitowym. Omówiono procesy usuwania form azotu z odcieków zachodzące w kolejnych złożach.



2. Materiały i metody

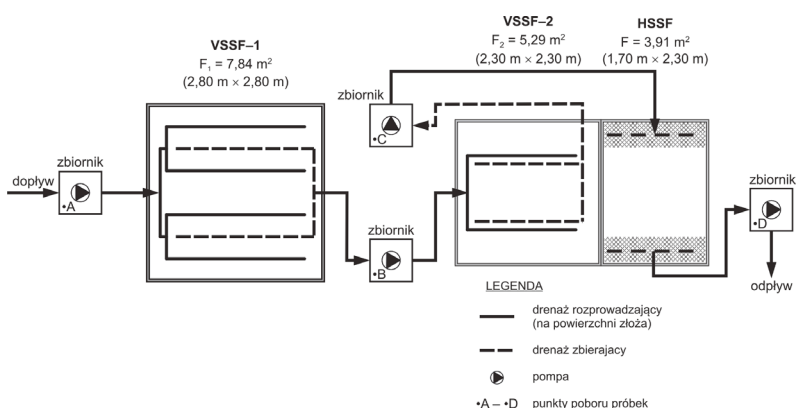
2.1. Obiekt badawczy

Pilotowy system hydrofitowy do oczyszczania odcieków został zbudowany na terenie składowiska odpadów komunalnych w Chlewnicy k/Potęgora (woj. pomorskie) w lipcu 2008. System hydrofitowy składa się z dwóch złóż o przepływie pionowym (VSSF-1 i VSSF-2) oraz złoża o przepływie podpowierzchniowym poziomym (HSSF) (rys. 1). Powierzchnie złóż wynoszą: VSSF-1 – 7,84 m²; VSSF-2 – 5,29 m² i HSSF – 3,19 m². Złóża wypełniono żwirem i obsadzono trzcina pospolitą. Na początku układu technologicznego znajduje się zbiornik o pojemności 1 m³, którego zadaniem jest uśrednianie składu odcieków kierowanych na złóża hydrofitowe oraz wstępne usuwanie zawieszin.

Ocieki składowiskowe zbierane są drenażem i spływają do studzienki pośredniej, do której dopływają również ścieki bytowe, pochodzące z budynku socjalnego. Stopień rozcieńczenia odcieków ściekami bytowymi jest zmienny w związku z wahaniami ilości odcieków oraz zmiennym zużyciem wody przez pracowników. Złóża hydrofitowe były zasilane odciekami pulsacyjnie, tzn. zadana ilość odcieków była podawana do złóż 1 raz w ciągu doby.

W latach 2009–11 przeprowadzono 3 serie badań efektywności pracy obiektu, stosując różne obciążenia hydrauliczne, zmienny skład odcieków (odcieki doprowadzane ze składowiska – bez domieszek lub ocieki mieszane ze ściekami bytowymi) oraz różne warunki pracy złóż pionowych VSSF-1 i VSSF-2. W I okresie badawczym (2009) w celu zapewnienia lepszego ukorzenia trzciny, złóża pionowe pracowały w podtopieniu, tzn. poziom odcieków utrzymywany był ok. 10 cm powyżej warstwy wypełnienia, co w praktyce oznaczało, że warunki pracy złóż pionowych były zbliżone do warunków panujących w złożach poziomych. W II i III okresie badawczym (2010 i 2011) poziom zwierciadła wody w złożach VSSF-1 i VSSF-2 został obniżony i utrzymywany był na wysokości ok. 5 cm od dna. W zależności od okresu badawczego, stosowano różne obciążenia hydrauliczne. W okresach badawczych I i III stosowano jednostkową dawkę odcieków wynoszącą 95 dm³/d. W II okresie badawczym zmniejszono dawkę odcieków do 67 dm³/d, co było podyktowane wzrostem stężeń azotu ogólnego w odciekach w porównaniu do okresu przed uruchomieniem obiektu i miało na celu utrzymanie

projektowanego obciążenia złóż ładunkiem azotu. Jednakże doprowadziło to do wystąpienia deficytów wody w ostatnim złożu w szczytowym okresie sezonu wegetacyjnego, przy intensywnej transpiracji trzciny.



Rys. 1. Schemat pilotowego systemu hydrofitowego do oczyszczania odcieków ze składowiska odpadów komunalnych w Chlewnicy

Fig. 1. Pilot constructed wetland for landfill leachate treatment in Chlewnica

W tabeli 1 w formie skrótowej przedstawiono założenia eksploatacji systemu hydrofitowego w Chlewnicy w kolejnych okresach badawczych.

Tabela 1. Założenia eksploatacji systemu hydrofitowego do oczyszczania odcieków w Chlewnicy w kolejnych okresach badawczych

Table 1. Brief description of operation conditions of constructed wetland for landfill leachate treatment in Chlewnica in subsequent research periods

Nr okresu badawczego (Rok)	Domieszka ścieków bytowych w odciekach (Tak/Nie)	Warunki pracy złóż pionowych	Obciążenie hydrauliczne [mm/d]
I (2009)	Tak	podtopione (podobne do złóż poziomych)	15
II (2010)	Nie	niepodtopione, zasilane pulsacyjnie 1 raz na dobę	11
III (2011)	Tak	niepodtopione, zasilane pulsacyjnie 1 raz na dobę	15

2.2. Metodyka badań

Analizy składu odcieków prowadzono w sezonach wegetacyjnych (V–X) w latach 2009–2011.

Próbki pobierane były ze zbiorników: A – zbiornik początkowy (przed złożami hydrofitowymi), B – zbiornik po złożu VSSF-1, C – zbiornik po złożu VSSF-2, D – zbiornik po złożu HSSF (odpływ z oczyszczalni pilotowej) (Rys.1). Próbki o objętości 2 dm³ pobierane były do szklanych pojemników i transportowane do laboratorium w warunkach chłodniczych. W pobranych próbkach odcieków oznaczano stężenia BZT₅, ChZT, azotu amonowego, azotu organicznego oraz azotu azotanowego. Oznaczenia wykonywano według Polskich Norm.

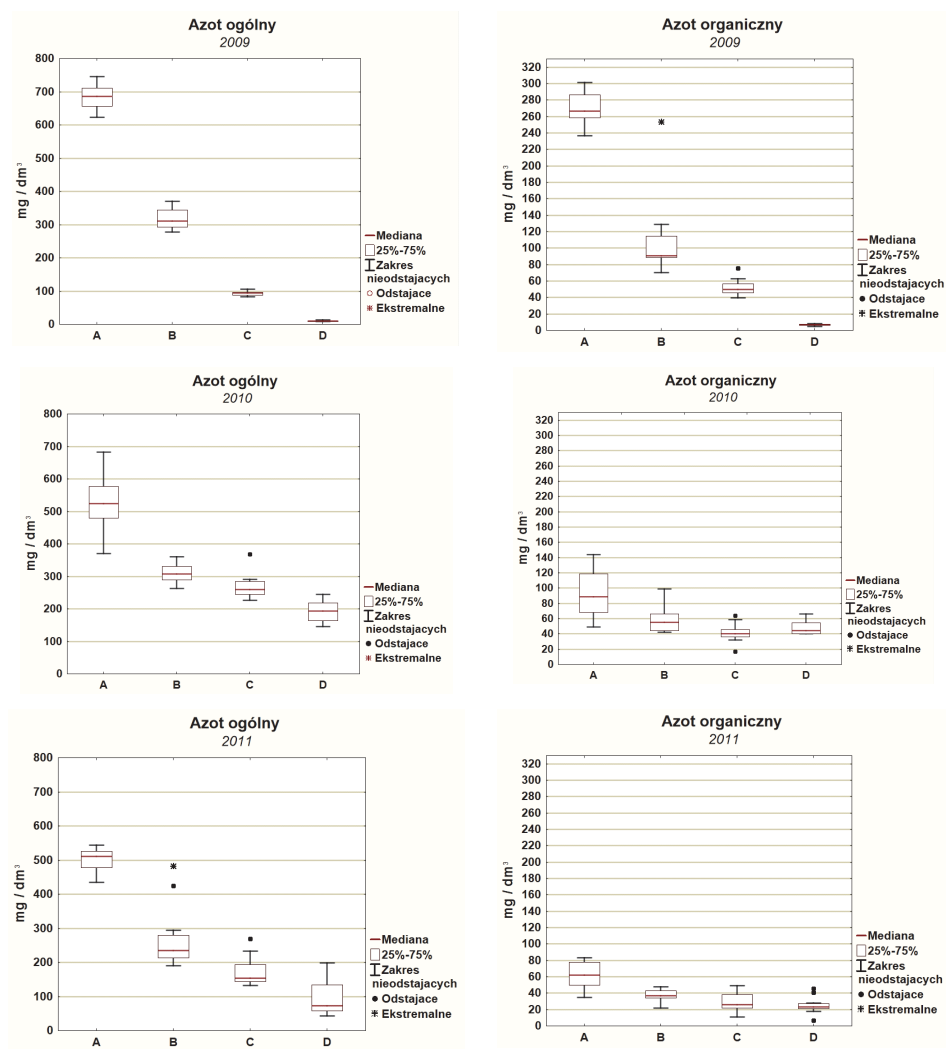
3. Wyniki i dyskusja

Stężenia azotu ogólnego i organicznego w odciekach po kolejnych złożach przedstawiono na rysunku 2. Stężenia azotu amonowego i azotanowego w odciekach po kolejnych złożach przedstawiono na rysunku 3.

W odciekach dopływających do obiektu azot występował w postaci azotu amonowego oraz w postaci azotu organicznego. Szczególnie wysokie stężenia azotu organicznego występowały w odciekach w okresie badawczym I.

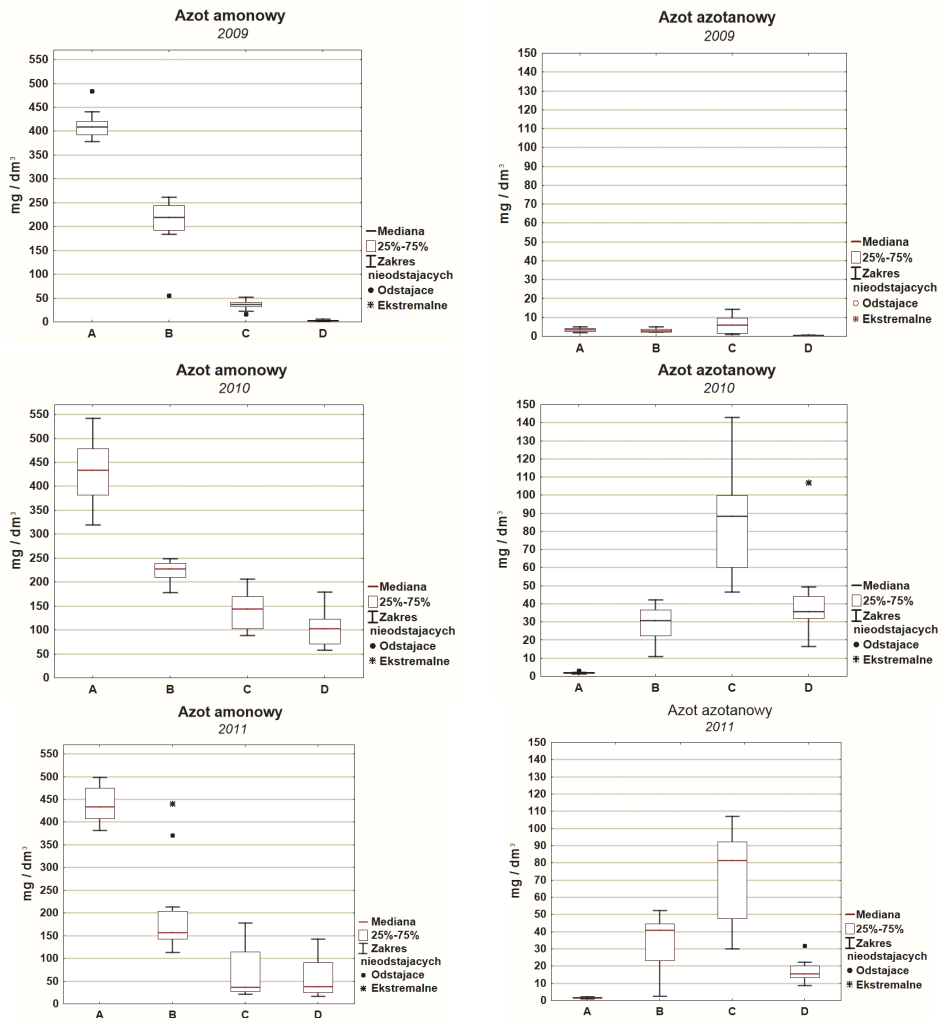
Stężenia azotu ogólnego w odciekach na dopływie do złoża VSSF-1, jakkolwiek wysokie, odpowiadały typowym stężeniom w odciekach składowiskowych, podawanym m.in. przez Christensen i in. [2]. W okresach II i III (2010–2011) azot występował głównie w formie azotu amonowego. W I okresie badawczym bardzo wysokie było również stężenie azotu organicznego, którego amonifikacja miała miejsce w złożach VSSF-1 i VSSF-2. Stężenia azotu ogólnego obniżały się w odciekach po kolejnych etapach oczyszczania w złożach hydrofitowych. W I okresie badawczym skuteczność usuwania azotu ogólnego była najwyższa (98,5%). W II i III okresie badawczym efektywności usuwania azotu ogólnego wynosiły odpowiednio 68,9% i 79,6%. W odpływie z ostatniego złoża (HSSF) najwyższe były stężenia azotu amonowego. Na dość wysokim poziomie utrzymywały się także stężenia azotu organicznego.





Rys. 2. Stężenia azotu ogólnego i organicznego w analizowanych odciekach; A – dopływ do złoża VSSF-1, B – po złożu VSSF-1, C – po złożu VSSF-2, D – po złożu HSSF

Fig. 2. Concentrations of total nitrogen and organic nitrogen in the analyzed leachate; A – inflow to VSSF-1, B – after VSSF-1, C – after VSSF-2, D – after HSSF



Rys. 3. Stężenia azotu amonowego i azotanowego w analizowanych odciekach; A – dopływ do złoża VSSF-1, B – po złożu VSSF-1, C – po złożu VSSF-2, D – po złożu HSSF

Fig. 3. Concentrations of ammonia nitrogen and nitrate nitrogen in the analyzed leachate; A – inflow to VSSF-1, B – after VSSF-1, C – after VSSF-2, D – after HSSF

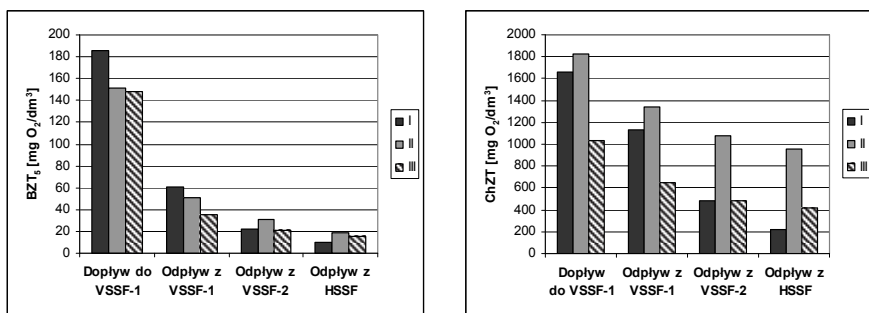
Zaproponowana sekwencja złożeń VSSF-1 – VSSF-2 – HSSF miała za zadanie stworzenie naprzemiennie warunków tlenowych (w złożach pionowych) dla procesów amonifikacji i nityfikacji, a następnie beztlenowych (w złożu poziomym HSSF), w celu denityfikacji powstających azotanów [14, 24]. Zgodnie z takimi założeniami przebiegała eksploatacja systemu w okresach badawczych II i III. W I okresie złoża pionowe utrzymywane były w stałym podtopieniu, co ograniczało dopływ tlenu. Dostęp tlenu w takich warunkach jest możliwy za pośrednictwem korzeni i kłączy hydrofitów, choć z drugiej strony uważa się, że dostarczona w ten sposób ilość tlenu jest wystarczająca do procesu rozkładu materii organicznej (BZT_5), jednak niewystarczająca dla procesu nityfikacji [13]. Stężenia azotu azotanowego w odciekach odpływających ze złożeń pionowych VSSF-1 i VSSF-2 w I okresie badawczym (Rys.3) były bardzo niskie, co wskazuje na brak nityfikacji w złożach. Z drugiej jednak strony, stężenia azotu ogólnego obniżały się po każdym ze złożeń, zaś efektywności usuwania azotu organicznego i amonowego były najwyższe w tym okresie badawczym. Jak podają Kadlec i Wallace [5] amonifikacja może również zachodzić w warunkach beztlenowych. Innym procesem usuwania azotu organicznego mogła być sorpcja na wypełnieniu złożeń hydrofitowych. Według Reeda i in. [17] w początkowym okresie eksploatacji (w ciągu 2 pierwszych lat) efektywność usuwania azotu amonowego często jest wyższa, niż w późniejszym okresie. Jest to wynikiem intensywnie przebiegającej adsorpcji na substracie gruntowym oraz poboru przez intensywnie rozwijające się rośliny. Inna hipoteza tłumacząca obniżenie stężenia azotu amonowego przy niskim stężeniu azotanów, została postawiona przez Nivala i in. [12]. Ich zdaniem, w wyniku istnienia w strefie korzeniowej naprzemiennych mikrostraf tlenowych i niedotlenionych, możliwa jest jednoczesna nityfikacja azotu amonowego oraz denityfikacja powstających azotanów.

W okresach badawczych II i III, gdy złoża pionowe VSSF-1 i VSSF-2 zasilane były pulsacyjnie istniały w nich dogodne warunki dla procesu nityfikacji, o czym świadczą wysokie stężenia azotanów w odciekach odpływających ze złożeń (punkty B i C). Jednak skuteczność procesu nityfikacji była niewystarczająca, gdyż w punkcie C nadal stwierdzano obecność azotu amonowego.

Obecność azotanów w odpływie ze złoża HSSF w okresach II i III oznacza, że w złożu HSSF nie było odpowiednich warunków dla



procesu denitryfikacji heterotroficznej. W II okresie badawczym średnie stężenie azotu azotanowego w odpływie ze złoża HSSF wynosiło aż 103 mg/dm^3 , co świadczy o inibicji procesu denitryfikacji. Najbardziej prawdopodobnym wyjaśnieniem wydaje się być niedobór labilnej materii organicznej. Teoretyczne zapotrzebowanie na węgiel organiczny w procesie denitryfikacji wynosi $3,02 \text{ g}$ węgla organicznego na 1 g azotu azotanowego [5]. Oznacza to, że w II okresie badawczym, przy średnim stężeniu azotu azotanowego w odciekach dopływających do złoża HSSF na poziomie ok. 140 mg/dm^3 , stężenie labilnej materii organicznej powinno wynosić co najmniej 420 mg/dm^3 . Przy tym tylko część węgla organicznego jest dostępna dla denitryfikantów. Złoże HSSF, jako ostatnie w sekwencji złóż, było zasilane odciekami pozbawionymi labilnej materii organicznej, o bardzo niskim ilorazie BZT_5/ChZT (Rys.4). Źródło węgla w procesie denitryfikacji mogą stanowić resztki roślinne powstające w systemie hydrofitowym. Według Reeda i in. (1995) po kilku latach eksploatacji w złożach o przepływie podpowierzchniowym wskutek akumulacji i dekompozycji detrytus roślinnego wzrasta ilość materii organicznej dostępnej dla procesu denitryfikacji. Istotnie, w III okresie badawczym azot azotanowy był również obecny w odpływie ze złoża HSSF, jednak w wyraźnie niższych stężeniach, niż w okresie II (Rys.3). Jedną z przyczyn mogła być większa dostępność detrytus roślinnego w kolejnym okresie pracy obiektu. Należy jednak zauważyć, że również stężenia azotu azotanowego na dopływie do złoża HSSF były średnio dwukrotnie niższe niż w poprzednim okresie badawczym.



Rys. 4. Średnie stężenia BZT_5 i ChZT w odciekach po kolejnych złożach hydrofitowych

Fig. 4. Average concentrations of BOD_5 and COD in the leachate after subsequent beds

W całym systemie utrzymywały się relatywnie wysokie stężenia azotu organicznego, pomimo warunków tlenowych w złożach VSSF-1 i VSSF-2. Wydaje się prawdopodobne, że pewna ilość azotu organicznego mogła być wbudowana w struktury refrakcyjnych związków organicznych, np. kwasów humusowych i nie podlegała procesowi amonifikacji.

Efektywności usuwania azotu amonowego i ogólnego uzyskane w obiekcie w Chlewnicy nie odbiegają od wartości podawanych w literaturze [4, 7, 8, 12] dla innych systemów hydrofitowych zasilanych odciekami ze składowisk odpadów w Europie oraz Ameryce Północnej. Najwyższe efektywności usuwania azotu, według doniesień literaturowych, osiągnęto w systemach hydrofitowych z przepływem powierzchniowym (SF). Efektywności usuwania azotu na poziomie 99% uzyskano w systemach SF w Perdido, Floryda [11] oraz w Atleverket w Szwecji [21]. W systemie w Atleverket zastosowano jednak dodatkowo stripping amoniaku przed dopływem ścieków do oczyszczalni hydrofitowej, co pozwoliło na zmniejszenie stężenia azotu amonowego w odciekach o ok. 68%, z 415 mg/dm^3 do 134 mg/dm^3 [8]. Wysokie efektywności usuwania azotu osiągnęto w systemach wykorzystujących oczyszczalnie hydrofitowe w połączeniu z innymi metodami oczyszczania odcieków. Przykładem jest 99% efektywność usuwania azotu amonowego (oraz 77% efektywność usuwania azotu ogólnego) w oczyszczalni odcieków na składowisku w Isätra w Szwecji, składającej się z reaktora SBR, laguny oraz złoża HSSF [4]. W innym systemie, w Esval w Norwegii, złożonym z laguny beztlenowej, laguny napowietrzanej, 2 złoża HSSF oraz stawu hydrofitowego efektywność usuwania azotu ogólnego była zbliżona do 84% [10]. W Laflèche (Ontario, Kanada) w systemie złożonym z filtra o wypełnieniu torfowym, złoża HSSF oraz stawu doczyszczającego, efektywności usuwania azotu amonowego i azotu ogólnego wynosiły odpowiednio 97–99% i 90–94% [7]. Zarówno w systemie Esval jak i Laflèche w odciekach po złożu HSSF pozostawał azot azotanowy (niepełna denitryfikacja). W obu przypadkach na końcu układu technologicznego zastosowano staw doczyszczający, porośnięty hydrofitami, w którym następowała denitryfikacja. Nie występowała konieczność dawkowania węgla organicznego, ponieważ wystarczająca ilość łatworozkładalnych związków była dostarczana przez detrytus powstający w stawie.

W przypadku zastosowania systemów hydrofitowych o przepływie podpowierzchniowym poziomym (HSSF), jako wyłącznego urządzenia do oczyszczania odcieków, efektywności usuwania azotu były na



zdecydowanie niższym poziomie. Według Bulc [1] efektywność usuwania azotu amonowego w systemie Dragonja w Szwecji, złożonym z 2 równoległych złóż HSSF wynosiła 50%. W systemie hydrofitowym w Szadółkach w Gdańsku (2 równoległe złoża HSSF) efektywności usuwania azotu amonowego wynosiły 67% dla złoża 1 oraz 52% dla złoża 2 [21]. W systemie HSSF wyposażonym w dodatkowy system aeracji, stwierdzono bardzo wysoką skuteczność usuwania azotu amonowego, na poziomie powyżej 90%. W okresie awarii systemu napowietrzania efektywność spadła do ok. 14–43% [12].

4. Wnioski

Warunki hydrauliczne panujące w złożach o przepływie pionowym miały istotny wpływ na przebieg procesu nityfikacji. W okresach, gdy złoża pionowe zasilane były pulsacyjnie istniały w nich dogodne warunki dla procesu nityfikacji, o czym świadczą wysokie stężenia azotanów w odciekach odpływających ze złóż.

Niskie stężenia labilnej materii organicznej w odciekach stanowią trudność dla przeprowadzenia procesu denityfikacji. Z uwagi na konieczną sekwencję przemian azotu (amonifikacja – nityfikacja – denityfikacja) odcieki dopływające do złoża poziomego były praktycznie pozbawione labilnej frakcji materii organicznej. Problem ten można rozwiązać poprzez pozostawienie resztek roślinnych w złożu HSSF, lub poprzez zastąpienie złoża HSSF stawem hydrofitowym, gdzie ilość detritusu jest większa niż w złożu HSSF.

Innym sposobem na poprawienie skuteczności usuwania azotu z odcieków w systemie hydrofitowym byłoby zastosowanie strippingu azotu amonowego przed doprowadzeniem odcieków do systemu.

Literatura

1. **Bulc T.G.:** *Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment.* Ecol. Eng. 26, 365–374 (2006).
2. **Christensen T.H., Kjeldsen P., Bjerg P.L., Jensen D.L., Christensen J.B., Baun A., Albrechtsen H.J., Heron G.:** *Biogeochemistry of landfill leachate plumes.* Appl. Geochem. 16, 659–718 (2001).
3. **Faulwetter J.L., Gagnon V., Sundberg C., Chazarenc F., Burr M.D., Brisson J., Camper A.K., Stein O.R.:** *Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: a review.* Ecol. Eng. 35, 987–1004 (2009).



4. **Johansson Westholm L.:** *Leachate treatment with use of SBR-technology combined with a constructed wetland system at the Isåtra landfill site, Sweden.* W: Proc. of 9th International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. 75–81 (2003).
5. **Kadlec R.H., Wallace S.D.:** *Treatment Wetlands. Second Edition.* CRC Press, Taylor & Francis Group. Boca Raton, London, New York 2008.
6. **Kadlec R.H., Zmarthie L.A.:** *Wetland treatment of leachate from a closed landfill.* Ecol. Eng. 36, 946–957 (2010).
7. **Kinsley C.B., Crolla A.M., Kuyucak N., Zimmer M., Laflèche A.:** *Nitrogen dynamics in a constructed wetland system treating landfill leachate.* W: Proc. of 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Lisbon, Portugal. 295–305 (2006).
8. **Kowalik P., Obarska-Pempkowiak H., Wojciechowska E.:** *Innowacyjne rozwiązanie problemu wód odciekowych z wysypisk odpadów komunalnych.* Politechnika Gdańska, Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska, Gdańsk 2007.
9. **Lavrova S., Koumanova B.:** *Influence of recirculation in a lab-scale vertical-flow constructed wetland on the treatment efficiency of landfill leachate.* Biores. Tech. 101, 1756–1761 (2010).
10. **Maehlum T.:** *Treatment of landfill leachate in on-site lagoons and constructed wetlands.* Wat. Sci. Tech. 32, 129–135 (1995).
11. **Martin C.D., Johnson K.D., Moshiri G.A.:** *Performance of constructed wetland leachate treatment system at the Chunchula landfill, Mobile County, Alabama.* Wat. Sci. Tech. 40, 67–74 (1999).
12. **Nivala J., Hoos M.B., Cross C., Wallace S., Parkin G.:** *Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland.* Sci. Tot. Env. 380, 19–27 (2007).
13. **Obarska-Pempkowiak H, Gajewska M., Wojciechowska E.:** *Hydrofityczne oczyszczanie wód i ścieków.* Wyd Naukowe PWN, Warszawa 2010.
14. **Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M., Wojciechowska E.:** *Application of vertical flow CW for highly contaminated wastewater treatment.* W: Billore S., Dass P. & Vymazal J. (Eds.). Proc. of 11th International Conference on Wetland Systems Technology in Water Pollution Control. Indore-Ujjain, India. Institute of Environment Management and Plant Sciences (IEMPS) Vikram University and International Water Association. 2, 918–924 (2008).
15. **Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M., Wojciechowska E.:** *Efficiency of wastewater treatment in single-family constructed wetlands in Kaszuby Lake District.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection). 15, 81–95 (2013).
16. **Rash J.K., Liehr S.K.:** *Flow pattern analysis of constructed wetlands treating landfill leachate.* Wat. Sci. Tech. 40, 309–315 (1999).



17. **Reed S.C., Crites R.W., Middlebrooks E.J.:** *Natural Systems for waste management and treatment. Second edition.* McGraw-Hill, Inc, New York. 198–199 (1995).
18. **Robinson H., Harris G., Carville, Carr M., Last. S.:** *The use of a engineered reed bed system to treat leachates at Monument Hill landfill site, southern England.* W: Mulamootil, G., Mc Bean, E.A. & Rovers, F. (Eds.). *Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates.* Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA. 71–98 (1999).
19. **Rustige H., Nolde E.:** *Nitrogen elimination from landfill leachates using an extra carbon source in subsurface flow constructed wetlands.* W: Proc. of 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Lisbon, Portugal. 229–239 (2006).
20. **Surmacz-Górska J.:** *Degradacja związków organicznych zawartych w odciekach z wysypisk.* Monografie nr 5. Polska Akademia Nauk. Komitet Inżynierii Środowiska, Lublin 2001.
21. **Wojciechowska E., Gajewska M., Obarska-Pempkowiak H.:** *Treatment of landfill leachate by constructed wetlands: three case studies.* Polish J. of Environ. Stud. 19, 643–650 (2010).
22. **Wojciechowska E.:** *Procesy i efektywność usuwania zanieczyszczeń z odcieków ze składowisk odpadów komunalnych w oczyszczalniach hydrofitowych.* Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN nr 106, Gdańsk 2013.
23. **Wojciechowska E.:** *Analiza podatności na rozkład biologiczny odcieków składowiskowych oczyszczanych w wielostopniowym systemie hydrofitowym.* Inżynieria i Ochrona Środowiska 2014, w druku.
24. **Yalcuk A., Ugurlu A.:** *Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment.* Biores. Tech. 100, 2521–2526 (2009).

Removal of Nitrogen Compounds from Landfill Leachate in Pilot Constructed Wetlands

Abstract

Landfill leachate contains very high concentrations of ammonia nitrogen and COD. At the same time, BOD₅ concentrations are quite low, which makes leachate treatment one of the most difficult and up-to-date problems of environmental engineering. In the recent years constructed wetlands are applied for landfill leachate treatment, alone or as one of treatment stages. The experiences from USA, Canada and Europe (Norway, United Kingdom, Slovenia,



Sweden) show good removal efficiencies of surface flow systems (SF). Horizontal subsurface flow systems (HSSF) are less effective. At present the application of vertical flow subsurface beds (VSSF) for landfill leachate treatment is investigated. The vertical flow beds advantage are good conditions for nitrification of ammonia nitrogen. In the article the processes of nitrogen transformation and removal from landfill leachate in a pilot multi-stage constructed wetland consisting of two vertical subsurface flow beds (VSSF-1 and VSSF-2) followed by a horizontal subsurface flow bed (HSSF) were analyzed. The set-up of a pilot system was designed to treat high concentrations of ammonia nitrogen present in the leachate and to provide conditions for the sequence of nitrogen transformation processes (ammonification – nitrification – denitrification). The results from three research periods were discussed. In each period the operational conditions were changed. Different hydraulic loadings, leachate composition (with or without addition of municipal wastewater) and different operation conditions of vertical flow beds were applied. The total nitrogen removal effectiveness varied from 65 to 98%. Nitrification of ammonia nitrogen took place in the vertical flow beds, however the process was incomplete due to too high ammonia nitrogen concentrations in the raw leachate. Denitrification of nitrates in the last bed with horizontal flow of leachate was the limiting process. Quite high concentrations of nitrates were still present in the outflow from the bed. The reason for denitrification inhibition was deficiency of labile organic matter in the leachate inflowing to the HSSF bed. The conclusions for further applications were to use a hydrophyte pond instead of HSSF bed as the last stage of treatment which would increase the amount of easily decomposable organic matter form plant detritus. Also stripping of ammonia nitrogen before the inflow to constructed wetland would increase treatment effectiveness.

Słowa kluczowe:

odcieki składowiskowe, azot amonowy, oczyszczanie odcieków, nityfikacja, denityfikacja, oczyszczalnie hydrofitowe

Keywords:

landfill leachate, ammonia nitrogen, leachate treatment, nitrification, denitrification, constructed wetlands

