

EFEKTYWNOŚĆ USUWANIA ZWIĄZKÓW ROPOPOCHODNYCH ZE ŚCIEKÓW DESZCZOWYCH PRZEZ EKSPERYMENTALNE ZŁOŻA HYDROFITOWE W SKALI PÓŁTECHNICZNEJ

TOMASZ BERGIER

Akademia Górniczo-Hutnicza, Wydział Geodezji Górniczej i Inżynierii Środowiska
Katedra Kształtowania i Ochrony Środowiska, Al. Mickiewicza 30, 30-059, Kraków
Adres e-mail do korespondencji: tbergier@agh.edu.pl

Słowa kluczowe: Oczyszczalnie hydrofitowe, oczyszczanie spływu z parkingów, węglowodory alifatyczne, usuwanie związków ropopochodnych.

Streszczenie: W artykule przedstawiono wyniki badań nad usuwaniem węglowodorów alifatycznych (C7 do C30) przez oczyszczalnie hydrofitowe. Badania zostały przeprowadzone z wykorzystaniem oczyszczalni hydrofitowej obsadzonej trzciną pospolitą *Phragmites Australis*. Oczyszczalnia w półtechnicznej skali została zbudowana w okolicy stacji benzynowej w Balicach i oczyszcza część ścieków deszczowych powstających na jej terenie.

Obserwowane wartości stężeń sumy węglowodorów alifatycznych w surowych ściekach deszczowych wynosiły od 96,02 µg/dm³ do 6177,33 µg/dm³, a w ściekach oczyszczonych od 47,55 µg/dm³ do 5011,14 µg/dm³. Średnia efektywność usuwania sumy węglowodorów alifatycznych wynosiła 48%, poszczególne wartości wynosiły od 19% do 81%. Alkany od C14 do C18 były usuwane z najniższą skutecznością (26%–32%), lżejsze węglowodory – z wyższą (39%–68%), jednak najwyższą efektywność zaobserwowano dla węglowodorów z największą liczbą atomów węgla w cząsteczce (od 51% dla C20 do 92%–93% dla C26–C30).

WPROWADZENIE

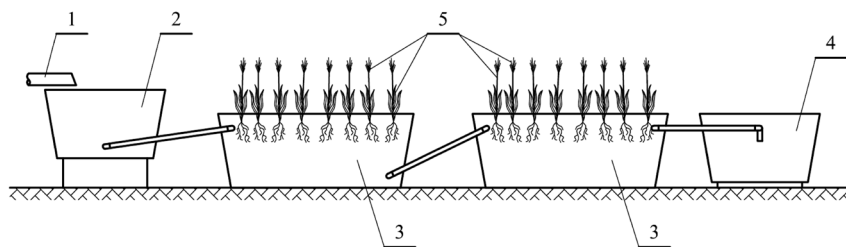
Poszukiwanie racjonalnych metod oczyszczania wód deszczowych jest jednym z najważniejszych wyzwań inżynierii środowiska, zarówno w Polsce [16], jak i na świecie [12, 22]. Na skutek rozwoju urbanistycznego obserwuje się znaczne zwiększenie ilości tych ścieków. Ich właściwe zagospodarowanie jest więc kluczowym zagadnieniem. Stosowane szeroko w Polsce mieszanie ich ze ściekami komunalnymi jest rozwiązaniem przestarzałym i nieskutecznym. Problem jest szczególnie uciążliwy i ważny w przypadku spływu z dróg i parkingów [9, 17] – tego rodzaju ścieki deszczowe muszą być podczyszczone przed skierowaniem do kanalizacji i oczyszczalni ścieków. Spowodowane jest to obecnością w nich związków ropopochodnych, które, ze względu na szkodliwość dla zdrowia ludzkiego i środowiska naturalnego, są mikrozanieczyszczeniami o wyjątkowym znaczeniu. Węglowodory alifatyczne są związkami ropopochodnymi, których stężenie zwykle mierzy się w ściekach i dla których polskie prawo określa stężenia dopuszczalne. Stężenia węglowodorów alifatycznych (TAH – total aliphatic hydrocarbons) obserwowane

w ściekach deszczowych z dróg i autostrad sięgają nawet 24 mg/dm^3 [18, 22], tymczasem polskie prawo określa dla nich stężenie dopuszczalne równe 15 mg/dm^3 , zarówno w ściekach odprowadzanych do środowiska [15], jak i do zbiorczych systemów kanalizacji komunalnej [14]. Z tego powodu ścieki z dróg i parkingów wymagają oczyszczania gwarantującego skuteczne usunięcie z nich związków ropopochodnych. W krajach o bardziej rozwiniętej infrastrukturze drogowej oczyszczalnie hydrofitowe są coraz szerzej stosowane do oczyszczania tego rodzaju ścieków [18, 21]. Dzięki złożonym, powiązanim procesom usuwania zanieczyszczeń, które występują w złożu hydrofitowym [6], zapewniają one efektywne i ekonomiczne oczyszczanie ścieków deszczowych u źródła ich powstawania [17, 23]. Jak wynika z prac innych autorów, oczyszczalnie hydrofitowe pozwalają na skuteczne oczyszczanie zarówno spływu powierzchniowego z dróg i autostrad [12, 17], jak i innych rodzajów ścieków zanieczyszczonych ropopochodnymi [5, 7, 8, 11]. Wyniki badań wykazują zdolność wielu gatunków makrofitów do funkcjonowania w warunkach silnego zanieczyszczenia związkami ropopochodnymi [13, 20], a także aktywność mikroorganizmów (zarówno aerobowych, jak i anaerobowych) zdolnych do rozkładu ropopochodnych [18], a tym samym do usuwania tych związków z wody.

W celu oceny możliwości zastosowania technologii hydrofitowej w warunkach polskich autor przeprowadził serię pilotażowych badań wazonowych, które potwierdziły wysoki potencjał złóż hydrofitowych do usuwania TAH i innych ropopochodnych ze ścieków [1, 2, 3, 4]. Kolejnym etapem było opracowanie i przeprowadzenie badań w skali półtechnicznej. W niniejszym artykule opisano oczyszczalnię eksperymentalną, która została zbudowana w tym celu. Artykuł zawiera wyniki badań wraz z dyskusją, ze szczególnym uwzględnieniem węglowodorów alifatycznych.

INSTALACJA EKSPERYMENTALNA

Oczyszczalnia eksperymentalna w półtechnicznej skali została zlokalizowana w sąsiedztwie stacji benzynowej w Balicach, znajdującej się przy ul. Olszanickiej. Poza położoną na południe stacją benzynową, oczyszczalnia sąsiaduje również z: potokiem bez nazwy (północ), Międzynarodowym Portem Lotniczym Kraków-Balice (zachód) i autostradą A4 (wschód). Schemat instalacji eksperymentalnej zaprezentowano na rysunku 1.



Rys. 1. Schemat budowy oczyszczalni eksperymentalnej: 1 – dopływ ścieków, 2 – osadnik wstępny, 3 – złoża hydrofitowe, 4 – osadnik końcowy, 5 – trzcina (*Phragmites australis*)

Zasadniczą częścią instalacji jest oczyszczalnia hydrofitowa o przepływie podpowierzchniowym, zbudowana w formie dwóch złóż trzcinowych połączonych szeregowo. Wypełnienie tych złóż stanowi żwir o średnicy 8–20 mm i porowatości 37%. Złoża obsadzone są trzciną pospolitą

Phragmites australis. Na wpływie do instalacji zamontowany jest osadnik wstępny, z którego podczyszczony ściek przepływa do pierwszego złoża hydrofitowego. Następuje to za pomocą rury perforowanej zapewniającej stabilny przepływ. Odpływ z drugiego złoża hydrofitowego jest okresowo zatrzymywany w osadniku końcowym, stanowiącym ostatni element instalacji eksperymentalnej.

Ścieki deszczowe są zbierane z parkingu przy stacji benzynowej, placu z dystrybutorami paliwa oraz wewnętrznej drogi dojazdowej, jak również z dachu budynku stacji i zadaszenia nad dystrybutorami. Część z całego strumienia ścieków powstających na stacji jest kierowana na instalację eksperymentalną za pomocą prefabrykowanej rynienki ściekowej ACO SELF o długości 50 cm i o zaślepionych końcach. Ściek z rynienki przepływa do osadnika wstępnego za pomocą rury (PP DN75) o długości 6,5 m. Powierzchnia złoż hydrofitowych wynosi około 0,6 m², ich sumaryczna objętość – około 0,16 m³, a objętość efektywna – około 0,06 m³. Wszystkie cztery elementy instalacji to takie same kasty budowlane, zbudowane z tworzywa sztucznego, każda o pojemności 90 dm³ i wysokości 0,35. Połączone są one szeregowo za pomocą rur PVC-U o średnicy 3/4". Powierzchnia zlewni, z której ścieki deszczowe spływają do eksperymentalnej instalacji, wynosi około 105 m², tak więc powierzchnia złoż hydrofitowych (0,58 m²) stanowi 0,55% tej zlewni. Jest to zgodne z wytycznymi projektowymi [10, 19] dla takich obiektów, które zalecają, aby procent ten wynosił od 0,5% do 2,0%.

Instalacja została zbudowana w dniach 10–22 maja 2010 r., obsadzona sadzonkami trzciny 22 maja 2010 r. Funkcjonuje ona w skali półtechnicznej, to znaczy jest ona otwarta dla ścieków przez cały czas, a nie tylko w okresie prowadzenia eksperymentów, w przypadku występowania opadu w zlewni – ścieki deszczowe płyną przez instalację i podlegają oczyszczaniu.

METODOLOGIA I POMIAR TAH

Badania przeprowadzono z wykorzystaniem eksperymentalnej oczyszczalni hydrofitowej w półtechnicznej skali, która została opisana powyżej. Wykonano pięć serii pomiarowych w dniach: 30 maja oraz 1, 12, 20 i 24 lipca 2010 r. Za każdym razem pobierano dwie próbki, z następujących miejsc: 1) dopływ do osadnika wstępnego; 2) wypływ z osadnika końcowego. Pobór próbek odbywał się z uwzględnieniem czasu zatrzymania (obliczonego na podstawie natężenia przepływu, opisanego poniżej). Każdego dnia, w którym prowadzone były badania, pobierano dwie takie pary próbek. Pobrane próbki przed analizą chemiczną były przechowywane w lodówce, w szczelnych butelkach z ciemnego szkła, przez okres maksimum 48 h.

Natężenie przepływu ścieków deszczowych było również każdorazowo mierzone w trakcie pobierania próbek. Każdorazowo określano również intensywność opadu atmosferycznego, na podstawie danych meteorologicznych ze stacji Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej, znajdującej się na terenie portu lotniczego Balice, w odległości około 300 m od instalacji eksperymentalnej.

Najważniejszym parametrem badanym w pobranych próbkach było stężenie sumy węglowodorów alifatycznych C7-C30 (TAH). Mierzono również koncentrację poszczególnych węglowodorów z tego zakresu (o parzystych liczbach atomów węgla w cząsteczce). Związki te były oznaczane za pomocą chromatografii gazowej z detektorem masowym (GC-MS). Do tego celu wykorzystano urządzenie Trace Ultra, DSQ-II firmy Thermo, z helem jako gazem nośnym (natężenie przepływu gazu 0,6 ml/min) i kolumną RxiTM-5ms firmy Restek (grubość fazy stacjonarnej 0,5 μm; długość 30 m; średnica 0,25 mm).

Węglowodory alifatyczne były ekstrahowane do fazy ciekłej (ekstrakcja ciecz-ciecz) za pomocą n-pentanu, zgodnie z polską normą PN-C-04643, a następnie analizowane na chromatografie. Analiza chromatograficzna jednej próbki trwała 90 minut: kolumna była ogrzewana od 35°C (6 min) do 130°C (0 min) z przyrostem temperaturowym 8°C/min, od 130°C (0 min) do 250°C (0 min) z przyrostem 5°C/min, od 250°C (0 min) do 325°C (0 min) z przyrostem 3°C/min i od 325°C (0 min) do 335°C (10 min) z przyrostem 1°C/min.

WYNIKI I DYSKUSJA

W tabeli 1 przedstawiono wartości koncentracji poszczególnych węglowodorów aromatycznych, zarówno dla próbek z dopływu (IN) jak i odpływu (OUT) z oczyszczalni. Wynik w pojedynczej komórce tabeli stanowi średnią arytmetyczną ze stężeń oznaczonych w dwóch próbkach pobieranych w trakcie każdego eksperymentu.

Tabela 1. Średnie stężenia poszczególnych węglowodorów aromatycznych w badanych próbkach

DATA	PRÓBKA	Stężenie węglowodorów aromatycznych [$\mu\text{g}/\text{dm}^3$]											
		C_8	C_{10}	C_{12}	C_{14}	C_{16}	C_{18}	C_{20}	C_{22}	C_{24}	C_{26}	C_{28}	C_{30}
30.05.11	IN	nd	1,33	24,95	60,69	34,15	29,78	30,44	28,50	29,76	41,23	48,99	51,80
	OUT	nd	0,46	10,37	26,52	16,07	11,04	4,89	4,29	nd	nd	nd	nd
1.06.11	IN	nd	3,05	4,13	11,70	12,04	3,64	1,93	1,06	6,41	1,94	2,11	nd
	OUT	nd	1,58	0,77	8,86	8,91	2,66	0,99	nd	nd	nd	nd	nd
12.06.11	IN	71,64	60,31	304,43	752,51	689,10	550,80	268,93	107,47	75,37	75,78	63,28	69,06
	OUT	27,38	44,33	217,68	600,48	666,17	549,55	266,57	63,93	26,03	18,36	11,52	13,58
20.06.10	IN	63,84	52,17	70,67	798,24	474,94	390,60	398,47	354,07	188,43	95,96	86,01	88,14
	OUT	15,76	19,00	64,29	717,02	nd	151,55	70,82	38,86	20,56	9,29	7,00	4,93
24.06.10	IN	18,24	83,10	155,30	399,30	402,66	335,09	260,53	114,19	106,60	94,59	69,06	79,44
	OUT	6,24	34,02	124,56	316,73	302,77	310,76	158,39	45,09	11,53	5,75	4,79	5,84

nd – nie wykryto

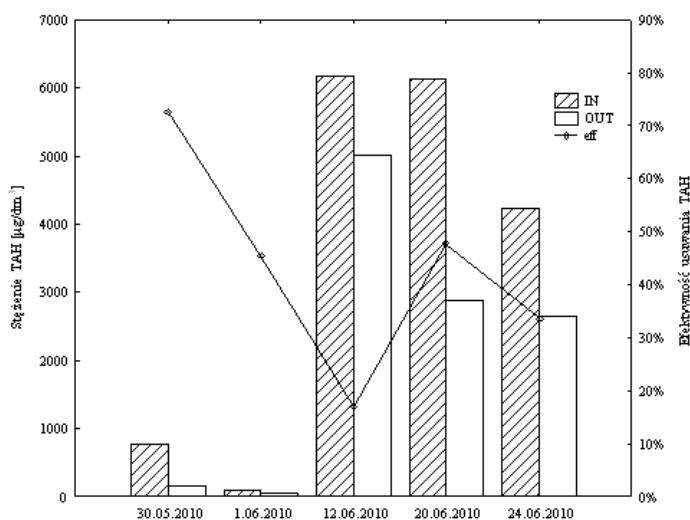
W tabeli 2 zebrano wartości natężenia przepływu oraz parametrów meteorologicznych. Dla każdej serii zamieszczono średnią wartość natężenia przepływu ścieków deszczowych przez instalację, a także wartość intensywności opadu atmosferycznego uśrednioną dla okresu poboru próbek. Pomimo faktu, że oczyszczalnia eksperymentalna została zbudowana zgodnie z wyty-

cznymi projektowymi i jej powierzchnia stanowiła 0,5% obsługiwanej zlewni, była ona przeciążona – zmierzone wartości przepływów były zbyt wysokie. Należy stwierdzić, że w warunkach polskich ten odsetek powinien być wyższy niż 0,5%, w związku z tym planuje się rozbudowę instalacji i dodanie dwóch dodatkowych złóż hydrofitowych przed kontynuacją tych badań.

Tabela 2. Natężenie przepływu ścieków przez eksperymentalną oczyszczalnię hydrofitową

	Natężenie przepływu [dm ³ /s]	Intensywność opadu [mm/h]
30.05.2010	2,10	7,06
1.06.2010	0,05	0,15
12.06.2010	0,92	3,07
20.06.2010	0,33	1,10
24.06.2010	0,76	2,55

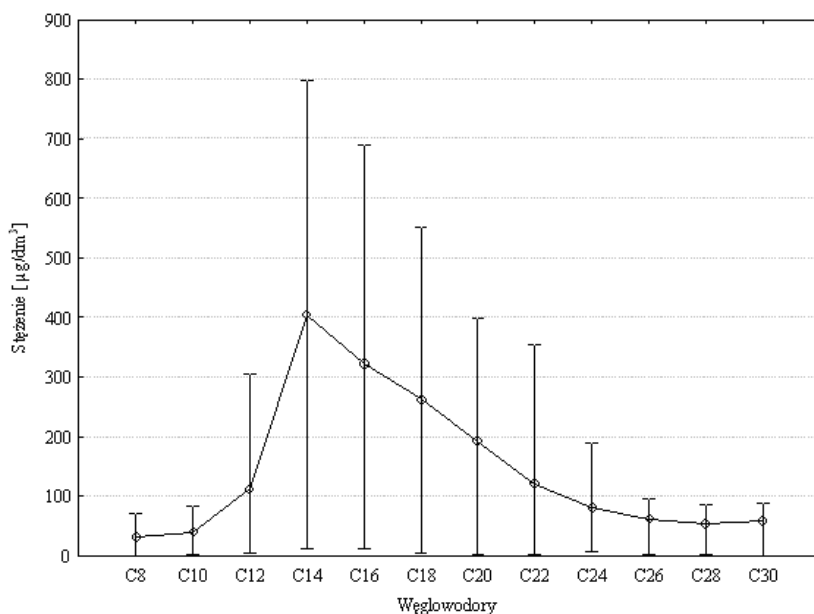
Rysunek 2 przedstawia stężenia TAH w próbkach z dopływu (IN) i z wypływu (OUT) z oczyszczalni eksperymentalnej, a także wyliczone wartości efektywności usuwania TAH.



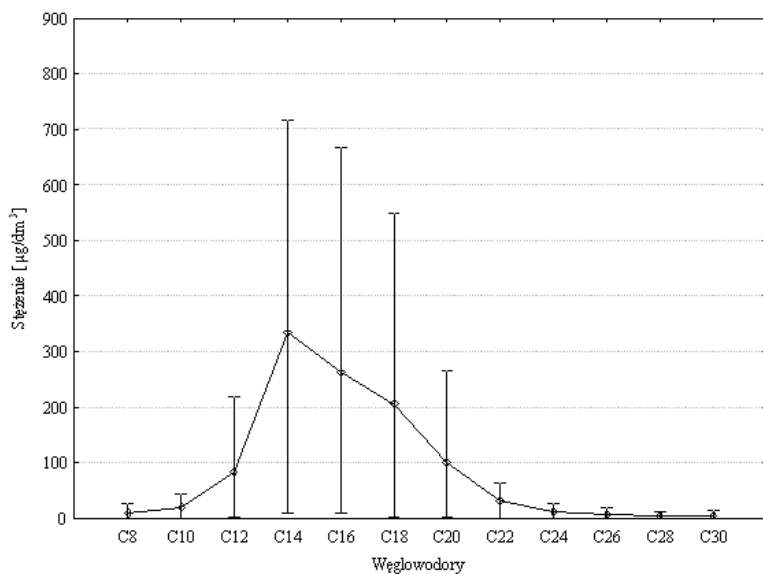
Rysunek 2. Stężenie sumy węglowodorów alifatycznych (TAH) w próbkach ścieków deszczowych z oczyszczalni eksperymentalnej (IN – dopływ, OUT – odpływ) oraz efektywność usuwania tych związków (eff)

Stężenia TAH charakteryzują się dużą zmiennością w próbkach pobranych z poszczególnych dni prowadzenia badań. Najwyższa wartość TAH w ściekach surowych nieznacznie przekroczyła $6100 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ i została zaobserwowana 20 lipca 2010 r., natomiast wartość najniższą bliską $100 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ zaobserwowano 1 lipca 2010. We wszystkich próbkach (zarówno z dopływu, jak i wypływu) zmierzone stężenia TAH nie przekroczyły wartości dopuszczalnej określonej przez polskie prawo, wynoszącej $15 \text{ mg}/\text{dm}^3$ [15, 14]. We wszystkich pomiarach stężenia TAH obserwowane w wypływie były niższe niż w dopływie. Efektywności usuwania TAH znacznie różniły się dla poszczególnych serii pomiarowych, wartości tego parametru zmieniały się od 19% (12 lipca 2010 r.) do 81% (30 maja 2010 r.). Wartość średnia tej efektywności wynosiła 49% i była niższa niż spodziewano się na podstawie prowadzonych wcześniej badań wazonowych, w których zaobserwowano średnią efektywność na poziomie 98% [1, 2, 4]. Była ona również niższa niż wartości spotykane w artykułach innych autorów, w których osiągnięte wartości efektywności wynosiły od 70% do 90% [13, 21], zarówno w eksperymentach wazonowych, jak i polowych.

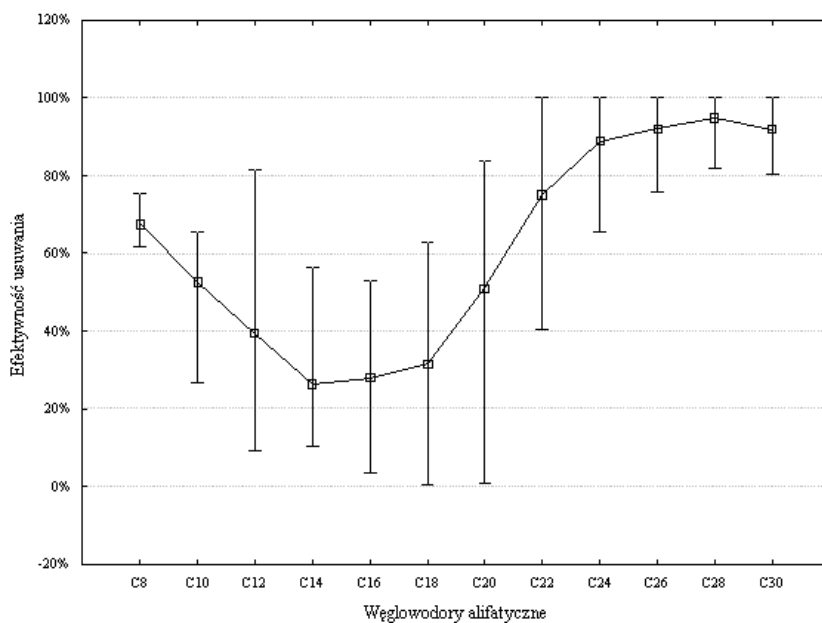
Rysunki 3–5 dotyczą poszczególnych badanych węglowodorów alifatycznych, rysunek 3 przedstawia ich stężenie w próbkach pobranych z dopływu do oczyszczalni eksperymentalnej, rysunek 4 – analogiczny parametr dla wypływu, a rysunek 5 – efektywność ich usuwania przez badaną oczyszczalnię.



Rysunek 3. Stężenie poszczególnych węglowodorów alifatycznych w ściekach deszczowych – dopływ do oczyszczalni eksperymentalnej (wartość średnia, minimalna i maksymalna na wykresie)



Rysunek 4. Stężenie poszczególnych węglowodorów alifatycznych w ściekach deszczowych – odpływ z oczyszczalni eksperymentalnej (wartości średnie, minimalne i maksymalne na wykresie)



Rysunek 5. Efektywność usuwania poszczególnych węglowodorów alifatycznych przez oczyszczalnię eksperymentalną (wartości średnie, minimalne i maksymalne na wykresie)

Na wszystkich tych rysunkach zastosowano analogiczny sposób prezentacji wyników – dla każdego węglowodoru podano wartość średnią, minimalną i maksymalną. W analizowanych próbkach wód deszczowych najwyższe stężenia zaobserwowano dla alkanów o liczbie atomów węgla od 14 do 20, a najniższe – dla najlżejszych z nich. Efektywność usuwania tych związków wykazała odwrotną tendencję – węglowodory C14 do C18 były usuwane w najmniejszym stopniu (26%–32%), lżejsze – skuteczniej (39%–68%), jednak najwyższe skuteczności odnotowano dla węglowodorów z najwyższą liczbą węgla w cząsteczce (od 51% dla C20 do 92%–93% dla C26–C30).

Niemożliwe jest jednoznaczne określenie zależności efektywności usuwania badanych wskaźników od ich stężeń początkowych, a także od natężenia przepływu ścieków. Może to być spowodowane przez szereg zjawisk, jednak najprawdopodobniejszy zasadniczy czynnik stanowiła niespotykana wysoka intensywność opadów w miesiącach, w których prowadzone były badania. W rezultacie ilość ścieków przepływająca przez system była bardzo duża, a poziom ich skażenia ropopochodnymi – relatywnie niski. Wpływ na trudności z uchwyceniem zależności mógł mieć również fakt, że był to pierwszy sezon funkcjonowania oczyszczalni, tak więc plantacja trzciny i mikroorganizmy miały zbyt mało czasu na pełne rozwinięcie i wpracowanie. Jednak badania będą kontynuowane w kolejnych latach, a zjawiska i mechanizmy usuwania ropopochodnych zostaną zbadane i wyjaśnione bardziej szczegółowo.

Nie zaobserwowano żadnych negatywnych zmian w plantacji trzciny, ani w trakcie eksperymentów, ani po ich zakończeniu. Roślina ta jest odporna na wpływ ropopochodnych oraz na inne warunki panujące w oczyszczalni eksperymentalnej, w tym na ciągłą ekspozycję na ścieki ze stacji paliw.

WNIOSKI

Badania potwierdziły przydatność oczyszczalni hydrofitowych do oczyszczania wód deszczowych i ochrony środowiska przed związkami ropopochodnymi obecnymi w tego rodzaju ściekach.

Stężenia TAH zmierzone w ściekach ze stacji benzynowej wynosiły od 96,02 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ do 6177,33 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ w dopływie do instalacji eksperymentalnej; od 47,55 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ do 5011,14 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ w odpływie z niej. Średnia efektywność usuwania TAH wynosiła 48%, wartości poszczególnych obserwowanych efektywności wahały się od 19% do 81%.

Wszystkie badane próbki ścieków deszczowych wykazywały podobny rozkład poszczególnych węglowodorów alifatycznych; najwięcej było alkanów o ilości atomów węgla od 14 do 20, stosunkowo mniej było węglowodorów cięższych, a najmniej tych najlżejszych. Węglowodory C14 do C18 były usuwane przez instalację eksperymentalną z najniższą efektywnością (26%–32%), węglowodory lżejsze były usuwane skuteczniej (39%–68%), jednak najwyższe efektywności zmierzono dla węglowodorów z najwyższymi liczbami atomów węgla w cząsteczce (od 51% dla C20 do 92%–93% dla C26–C30).

Trzcina pospolita *Phragmites australis* jest rośliną odporną na wpływ związków ropopochodnych – w trakcie prowadzenia badań nie zaobserwowano żadnych negatywnych zmian w plantacji.

Oczyszczalnie hydrofitowe są obiecującą alternatywą dla konwencjonalnych metod oczyszczania ścieków deszczowych, powinny być rozpatrywane i brane pod uwagę w trakcie projektowania i tworzenia systemów usuwania związków ropopochodnych ze ścieków z dróg i parkingów. W celu umożliwienia prawidłowego projektowania i budowania takich obiektów w technicznej skali, niezbędne jest opracowanie wytycznych projektowych w tym zakresie, które byłyby dostosowane do polskich realiów.

Praca naukowa została sfinansowana przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego, ze środków budżetowych na naukę w latach 2010-2012 jako projekt badawczy nr N N523 6160 39.

LITERATURA

- [1] Bergier T., A. Włodyka-Bergier: *Możliwość zastosowania turzycy brzegowej (Carex riparia) oraz wierzby energetycznej (Salix viminalis) do oczyszczania ścieków zawierających substancje ropopochodne*, [w:] *Szkoła Jakości Wody'08 – Gospodarka wodna i ściekowa podstawą ochrony środowiska*, Monografia nr 149 Politechniki Koszalińskiej, Seria: Inżynieria Środowiska, Koszalin 2008, 159–166.
- [2] Bergier T., A. Włodyka-Bergier: *Aliphatic hydrocarbons C7–C30 removal from motorway runoff on constructed wetlands*, *Polish Journal of Environmental Studies*, **18** (2B), 74–79 (2009).
- [3] Bergier T., A. Włodyka-Bergier: *BETX removal from motorway runoff on constructed wetlands*, *Wiertnictwo, Nafta, Gaz*, **26**(1–2), 91–98 (2009).
- [4] Bergier T., A. Włodyka-Bergier: *Oczyszczanie ścieków zawierających ropopochodne na złożach hydrofitowych z wykorzystaniem makrofitów: Phragmites australis i Salix viminalis*, [w:] *Polska inżynieria środowiska pięć lat po wstąpieniu do Unii Europejskiej*, tom I (red. J. Ozonek, M. Pawłowska), PAN Komitet Inżynierii Środowiska Monografia nr 58, Lublin 2009, 17–26.
- [5] Bergier T., W. Wójcik: *Usuwanie metali ciężkich i substancji ekstrahujących się eterem naftowym z odcieków wysypiskowych na oczyszczalniach hydrobotanicznych*, *Inżynieria Środowiska*, **8** (2), 173–186 (2003).
- [6] Bergier T.: *Mechanizmy usuwania zanieczyszczeń w oczyszczalniach hydrobotanicznych*, *Inżynieria Środowiska*, **8**(2), 237–249 (2003).
- [7] Bishay F. S.: *The use of constructed wetlands to treat oil sands wastewater*, University of Alberta, Edmonton, Alberta 1998.
- [8] Gessner T. P., R. H. Kadlec, R. P. Reaves: *Wetland remediation of cyanide and hydrocarbons*, *Ecological Engineering*, **25**, 457–469 (2005).
- [9] Göbel P., C. Dierkes, W. G. Coldewey: *Storm water runoff concentration matrix for urban areas*, *Journal of Contaminant Hydrology*, **91**, 26–42 (2007).
- [10] *Guidelines for Soil, Groundwater and Surface Water Protection and Vapour Emission Control At Petrol Filling Stations*, Institute of Petroleum, London 2002.
- [11] Haberl R., S. Grego, G. Langergraber, R.H. Kadlec, A.R. Cicalini, S. Martins Dias, J.M. Novais, S. Aubert, A. Gerth, T. Hartmut, A. Hebner: *Constructed Wetlands for the Treatment of Organic Pollutants*, *Journal of Soil and Sediments*, **3**(2), 109–124 (2003).
- [12] Jensen M. B.: *Hydrological conditions for contaminant leaching through highway swales*, *Water, Air, and Soil Pollution*, **158**, 169–180 (2004).
- [13] Omari K., M. Revitt, B. Shutes, H. Garelick: *Hydrocarbon removal in an experimental gravel bed constructed wetland*, *Water Science and Technology*, **48** (5), 275–282 (2003).
- [14] Rozporządzenie Ministra Budownictwa z dnia 14 lipca 2006 r. w sprawie sposobu realizacji obowiązku dostawców ścieków przemysłowych oraz warunków wprowadzania ścieków do urządzeń kanalizacyjnych (Dz. U. Nr 136, poz. 964).

- [15] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie niebezpiecznych dla środowiska (Dz. U. Nr 137, poz. 984).
- [16] Sawicka-Siarkiewicz H.: *Ograniczanie zanieczyszczeń w spływach powierzchniowych z dróg. Ocena technologii i zasady wyboru*, Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa 2003.
- [17] Simi A. L., C. A. Mitchell: *Design and hydraulic performance of a constructed wetland treating oil refinery wastewater*, *Water Science and Technology*, **40(3)**, 301–307 (1999).
- [18] Sriyaraj K.: *An assessment of the impact of motorway runoff on a pond, wetland and stream*, *Environment International*, **26**, 433–439 (2001).
- [19] Tilley D. R., M. T. Brown: *Wetland networks for stormwater management in subtropical urban watersheds*, *Ecological Engineering*, **10(2)**, 131–158 (1998).
- [20] Wójcik W.: *Landfill leachate treatment using constructed wetland with short detention time*, *Archives of Environmental Protection*, **36(3)**, 51–58 (2010).
- [21] Vymazal J.: *Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment*, *Ecological Engineering*, **25**, 478–490 (2005).
- [22] Zawlocki K. R., J. F. Ferguson, B. W. Mar: *A Survey of Trace Organics in Highway Runoff in Seattle Washington*, University of Washington, Seattle 1980.
- [23] Zhou W., B. F. Beck, T. S. Green: *Evaluation of a peat filtration system for treating highway runoff in a karst setting*, *Environmental Geology*, **44**, 187–202 (2003).