

Unieszkodliwianie odcieków składowiskowych w systemach roślinno-gruntowych – możliwości doboru dawki odcieków w inicjalnej fazie rozwoju roślin

*Andrzej Białowiec, Sławomir Kasiński
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn*

1. Wstęp

Infiltrujące przez hałdę odpadów wody opadowe, ługując związki chemiczne, generują powstawanie odcieków składowiskowych, których skład chemiczny przynajmniej kilkakrotnie przewyższa stężenia dopuszczalne ścieków wprowadzanych do wód i do ziemi. Zanieczyszczenia migrujące w głąb profilu glebowego powodują zagrożenie dla wód podziemnych i powierzchniowych. Powstaje konieczność unieszkodliwienia zbieranych odcieków. Najczęściej stosowaną metodą jest bezpośrednio kierowanie do oczyszczalni ścieków, w praktyce jednak oznacza to ich rozcieńczenie.

Na wielu składowiskach stosowana jest również recyrkulacja odcieków, jednak w łącznym bilansie wodnym składowiska prowadzi ona do nadmiaru nawodnienia odpadów grożącego zachwianiem stabilności hałdy. Stosowane są także różnego rodzaju technologie oczyszczania odcieków na terenie składowisk, jednak ze względu na dużą zmienność składu chemicznego odcieków w trakcie eksploatacji składowiska są to metody drogie i kłopotliwe w eksploatacji. Podejmowane są również próby oczyszczania odcieków w systemach hydrofitowych (constructed wetlands) [12]. Jednakże, są to rozwiązania z których oczyszczone odcieki odprowadzane są do odbiornika, a więc następuje emisja części nie usuniętych z odcieków zanieczyszczeń. Alternatywnym sposobem unieszkodliwiania odcieków jest zastosowanie systemów roślinno-gruntowych do ich odparowania. Metoda polega na wykorzystaniu procesu ewaporacji z wolnej powierzchni wody/gruntu, wspartej transpiracyjną działal-

nością roślin. W wyniku zachodzących procesów następuje zmniejszenie objętości odcieków. W warunkach polskich, możliwe jest uzyskanie negatywnego bilansu wodnego składowiska. Jedną z najważniejszych zalet tej metody jest niski koszt budowy i eksploatacji w porównaniu z konwencjonalną metodą unieszkodliwiania odcieków w oczyszczalni ścieków.

Obecnie poszukuje się gatunków roślin charakteryzujących się wysoką transpiracją i zdolnością adaptacji do szerokiego zakresu stężeń zanieczyszczeń występujących w odciekach. Dotychczas prowadzono badania, głównie nad zastosowaniem wierzb [5, 6]. Tchobanoglous [9] informuje, że ze względu na odporność na zmiany środowiskowe i wysoką wydajność fotosyntezy, bardziej produktywne od roślin lądowych są rośliny wodne. Rośliny takie, najczęściej trzciny (*Phragmites australis*), od lat są stosowane do oczyszczania wód z różnego rodzaju zanieczyszczeń. Obserwowano na obiektach hydrofitowych oczyszczalni ścieków, gdzie zastosowano trzciny, zmniejszenie w wyniku ewapotranspiracji ilości wypływających ścieków, a nawet ich czasowy brak w szczycie sezonu wegetacyjnego [4, 10]. Trzcina pospolita (*Phragmites australis*) jest szeroko rozpowszechniona na całym świecie, posiada wysokie właściwości transpiracyjne i potrafi rosnąć w wodach silnie zanieczyszczonych. W związku z tym podjęto próby wykorzystania trzciny do unieszkodliwiania odcieków [3]. Obecnie, głównym problemem jest ustalenie dawki odcieków, przy której nie byłoby ich negatywnego wpływu na trzciny, a jednocześnie efektywność parowania byłaby wysoka [7, 8]. W omawianej technologii, ze względu na zmienny charakter odcieków składowiskowych, przed przystąpieniem do budowy systemu roślinno-gruntowego z trzcina konieczne jest określenie dawki odcieków, w oparciu o test fitotoksykologiczny. Ze względu na to, iż o efektywności procesu unieszkodliwiania odcieków decyduje transpiracja roślin do badań jako wskaźnik wpływu dawki odcieków na rośliny wybrano stopień otwarcia aparatów szparkowych liści. Określona maksymalna dawka odcieków w oparciu o test fototoksykologiczny posłużyła następnie jako parametr technologiczny, przy projektowaniu eksploatacji systemu roślinno-gruntowego w warunkach technicznych. Uzyskane wyniki laboratoryjne skonfrontowano z danymi uzyskanymi po roku eksploatacji systemu z trzcina.

2. Metodyka

Badania zostały podzielone na dwa etapy. Pierwszy z nich obejmował ekspozycję niezakorzenionych kłaczy trzciny na wzrastające stężenia odcieków w warunkach laboratoryjnych. Doświadczenie miało na celu sprawdzenie stężenia, przy którym wystąpi negatywna reakcja roślin na czynniki występujące w odciekach.

Kolejny etap został przeprowadzony na składowisku odpadów komunalnych w Zakurzewie koło Grudziądza. Na szczycie wyłączonej z użytkowania hałdy odpadów wybudowano system roślinno-gruntowy o powierzchni 2500 m², który przez cały sezon wegetacyjny w roku 2006 oraz 2007 nawadniany był odciekami składowiskowymi. Te same odcieki zostały uprzednio użyte do badań laboratoryjnych.

2.1. Organizacja i przebieg eksperymentu w warunkach laboratoryjnych

Kłłącza trzciny zostały wykopane ze stawu znajdującego się przy Katedrze Biotechnologii w Ochronie Środowiska, UWM. Przez 10 dni rośliny inkubowano w temperaturze około 20 °C w szklarni, następnie te kłłącza, które wypuściły pędy przeniesiono do oddzielnych butelek o objętości 1,5 dm³. Tak przygotowane próby rosły zatopione wodą wodociągową w okresie 2 tygodni. Po tym etapie wybrano do badań 45 roślin o podobnych rozmiarach.

Rośliny przez pierwsze 5 tygodni rosły w wodzie wodociągowej, po czym zostały umieszczone w roztworach odcieków o wzrastającym stężeniu od 0% (woda wodociągowa) poprzez, 6,25; 12,5; 18,75; 25; 37,5; 50; 75 do 100% w/w. Ekspozycja na odcieki trwała kolejny tydzień. Każdy wariant wykonano w 5 powtórzeniach. W tabeli 1 zestawiono podstawowe parametry charakteryzujące właściwości odcieków oraz ich roztworów.

Po wymianie wody wodociągowej na roztwory odcieków codziennie mierzono stopień rozwarcia aparatów szparkowych który wrażony jest w jednostce transpiracji wody z powierzchni liści [mol·m⁻²·s⁻¹]. Wykorzystano do tego celu porometr AP-4-UM-3 DELTA-T DEVICES. Metoda pozwala na określenie aktualnego stopnia rozwarcia aparatów szparkowych. Pomimo iż wynik wyrażony jest w ilości moli cząsteczek wody, parującej z otwartej powierzchni aparatu szparkowego w jednostce czasu, to nie odzwierciedla on rzeczywistej transpiracji, na którą wpływa wiele innych czynników fizycznych. Powyższy parametr zastosowano w pracy jako wskaźnik reakcji fizjologicznej roślin na czynniki chemiczne występujące w odciekach, a nie jako parametr wskazujący na efektywność unieszkodliwiania odcieków przez odparowanie.

Uzyskane wielkości średniego otwarcia aparatów szparkowych porównano ze sobą dla poszczególnych wariantów w rozbiciu na kolejne dni ekspozycji roślin na odcieki. Za pomocą testu NIR na poziomie istotności p<0,5 wykonano szczegółową analizę zmienności pomiędzy wielkością transpiracji roślin rosnących w warunkach laboratoryjnych, a stężeniem odcieków.

Najmniejszą dawkę odcieków przy której występuje efekt toksyczny (LOEC) określono w oparciu o metodykę podaną przez APHA (1992).

Tabela 1. Właściwości odcieków pochodzących ze składowiska w Zakurzewie koło Grudziądza, i ich roztworów użytych w doświadczeniu laboratoryjnym
Table 1. Properties of landfill leachate from landfill in Zakurzewo near Grudziądz, and its solutions, used in the laboratory experiment

Parametr	Jednostka	Udział odcieków w roztworze [%]							
		100	75	50	37,5	25	18,75	12,5	6,25
Odczyn	pH	8,74	8,70	8,65	8,61	8,58	8,49	8,40	8,23
Przewodnictwo	mS/cm	4,46	3,68	2,90	2,35	1,80	1,45	1,10	0,55
CHZT	mgO ₂ /dm ³	997,0	794,0	592,0	410,5	229,0	199,5	170,0	132,0
Chlorki	mg Cl/dm ³	131,0	97,0	63,1	47,9	32,6	24,9	16,9	8,5
Azot Kjeldahla	mg/dm ³	680,0	509,5	339,0	253,6	168,3	127,1	85,4	42,1
Azot amonowy	mg/dm ³	576,0	431,0	286,0	214,3	143,0	114,2	85,4	43,0
Subst. rozp.	mg/dm ³	6040	4305	2570	2042	1515	1248	982	507
Poz. po praż.	mg/dm ³	4805	3407	2010	1590	1170	948	727	350
	%	79,5	78,8	78,2	77,6	77,2	75,6	74,0	69,3
Straty przy praż.	mg/dm ³	1235	898	560	454	345	300	255	155
	%	20,5	21,15	21,8	22,3	22,8	24,4	26,0	30,7

Wyliczono dla poszczególnych stężeń wielkość średniej inhibicji (I%) wg równania:

$$I\% = \frac{(a - b) \cdot 100\%}{a} \quad (1)$$

gdzie:

- a – mierzony parametr określony w próbie kontrolnej,
- b – mierzony parametr przy ekspozycji na czynnik toksyczny.

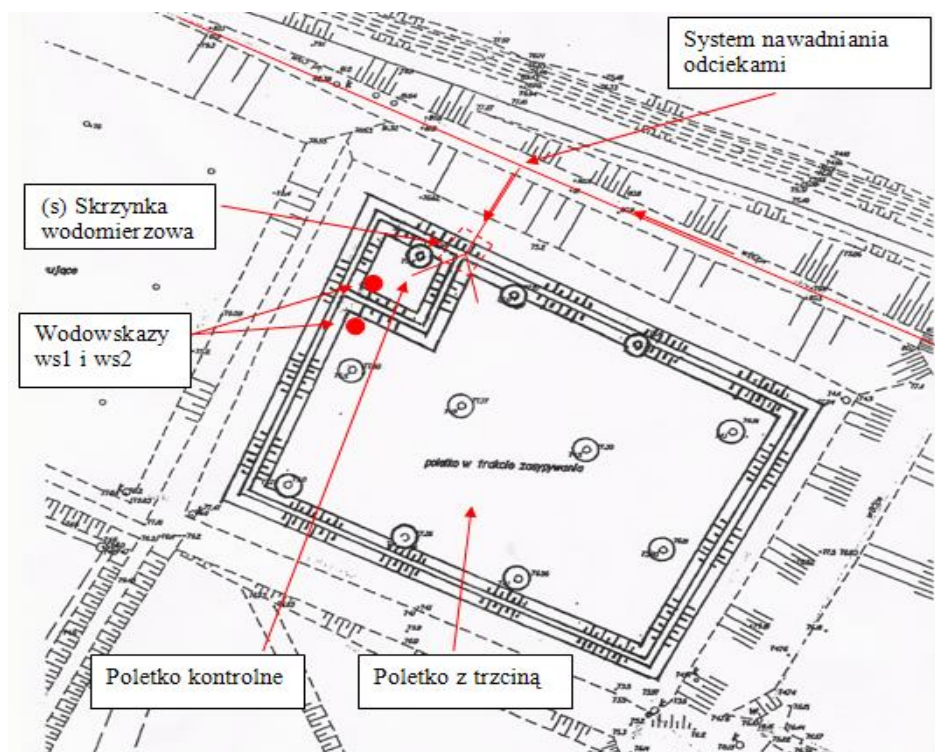
Następnie przeprowadzono analizę zależności wielkości inhibicji i wartości stężenia odcieków w roztworach. Z zależności tej, metodą graficzną wyznaczono LOEC.

2.2. Organizacja i przebieg eksperymentu w warunkach technicznych

Składowisko odpadów komunalnych w Zakurzewie zlokalizowane jest na obszarze gminy Grudziądz około 15 km na północ od centrum miasta. Łączna powierzchnia składowiska wynosi 13,5 ha, z czego ponad 2,5 ha zajmują przyzmy energetyczne [1]. Składowisko w Zakurzewie zostało zbudowane w 1997 r. i jest eksploatowane w oparciu o technologię utylizacji odpadów w przyzmych energetycznych. Ocieki składowiskowe, zbierane przez drenaż, grawitacyjnie spływają do studni zbiorczej, a następnie do zbiornika retencyjnego o objętości roboczej 2500 m³.

Podstawowe prace ziemne w Zakurzewie związane z budową systemu roślinno-gruntowego, obejmujące niwelację terenu, budowę obwałowań, ułożenie warstwy gruntu zawierającej kłaczka trzciny przebiegały w roku 2006 r. Wykonawcą przedsięwzięcia był Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie oraz Zakład Użyteczności Publicznej w Grudziądzu w strukturze, którego działa składowisko odpadów komunalnych.

Na szczycie wyłączonej z użytkowania hałdy odpadów, wybudowano system o powierzchni około 2500 m². Na nieprzepuszczalnej warstwie gruntu, którą była przykryta hałda, ułożono kolejno 50 cm warstwę gliny oraz, następnie, warstwę osadu ściekowego w ilości 250 Mg/ha wymieszanego z kłaczami trzciny. Warstwa osadu ściekowego miała na celu uzupełnienie substancji biogennych w gruncie. Brzegi zabezpieczono groblami z gliny o wysokości i szerokości około 1,0 m. Konstrukcję systemu przedstawia rysunek 1.



Rys. 1. Schemat konstrukcji systemu roślinno-gruntowego na składowisku w Zakurzewie

Fig. 1. Soil-plant system construction at landfill in Zakurzewo

Po ułożeniu warstwy osadu ściekowego z kłęczami trzciny (1 lipca 2006 r.) rozpoczęto nawadnianie systemu roślinno-gruntowego. Przez pierwsze pięć tygodni kłęcza nawadniano czystą wodą opadową zgromadzoną w nowej, nieeksploatowanej kwaterze składowiska. Kiedy kłęcza rozwinęły się, rozpoczęto nawadnianie odciekami zgromadzonymi uprzednio w zbiorniku retencyjnym. Do tego celu wykorzystano istniejący system recyrkulacji. Drugim źródłem były wody opadowe.

Przeprowadzono badanie stanu fizjologicznego roślin w systemie roślinno-gruntowym. W tym celu zmierzono stopień rozwarcia aparatów szparkowych na powierzchni liści oraz przewodnictwo elektrolityczne odcieków, znajdujących się wewnątrz systemu. Parowanie chwilowe [$\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$] mierzono porometrem AP-4-UM-3 DELTA-T DEVICES. Przewodnictwo elektrolityczne [mS/cm] mierzono konduktometrem Hanna Instruments EC/TDS Waterproof. Pomiary wykonywano codziennie przy każdym z 10 stanowisk z trzciny.

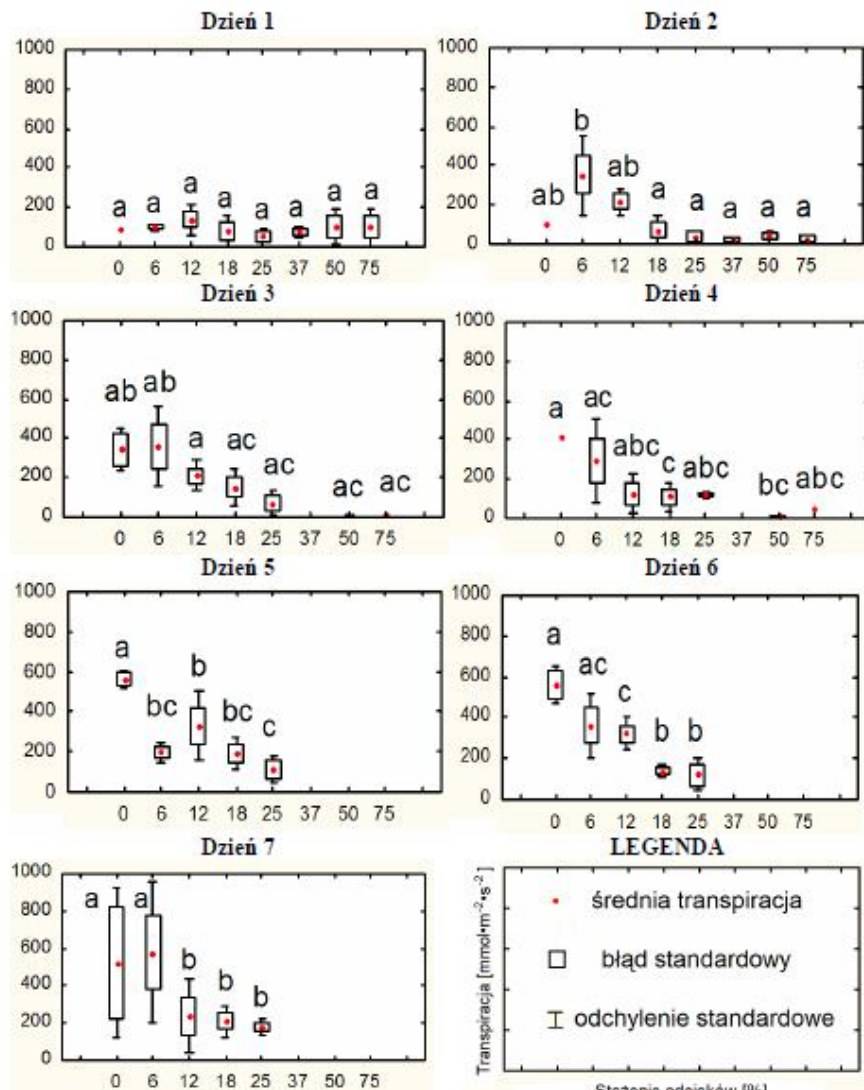
Do badań wybrano 100 roślin (10 stanowisk x 10 szt.) w taki sposób, aby objąć jak największą powierzchnię systemu porośniętego trzciny.

Przez 152 dni, od 1 lipca 2006 r. do 30 listopada 2006 r. (koniec sezonu wegetacyjnego), do systemu roślinno-gruntowego zostało doprowadzonych $231,0 \text{ m}^3$ czystej wody (w lipcu), $648,1 \text{ m}^3$ opadów i $283,0 \text{ m}^3$ odcieków. Ocieki stanowiły 24,4% całkowitej ilości cieczy dostarczonej do systemu roślinno-gruntowego. Przy czym w pierwszym miesiącu, od rozpoczęcia nawadniania odciekami udział odcieków nie przekroczył wartości 7,0%. W roku kolejnym badania zostały ponowione. Trzciny utrzymywane były w stałym podtopieniu o głębokości około 60 cm. Ocieki stanowiły 37,6% całkowitej ilości cieczy dostarczonej do systemu roślinno-gruntowego.

3. Wyniki i dyskusja

3.1. Test fitotoksykologiczny

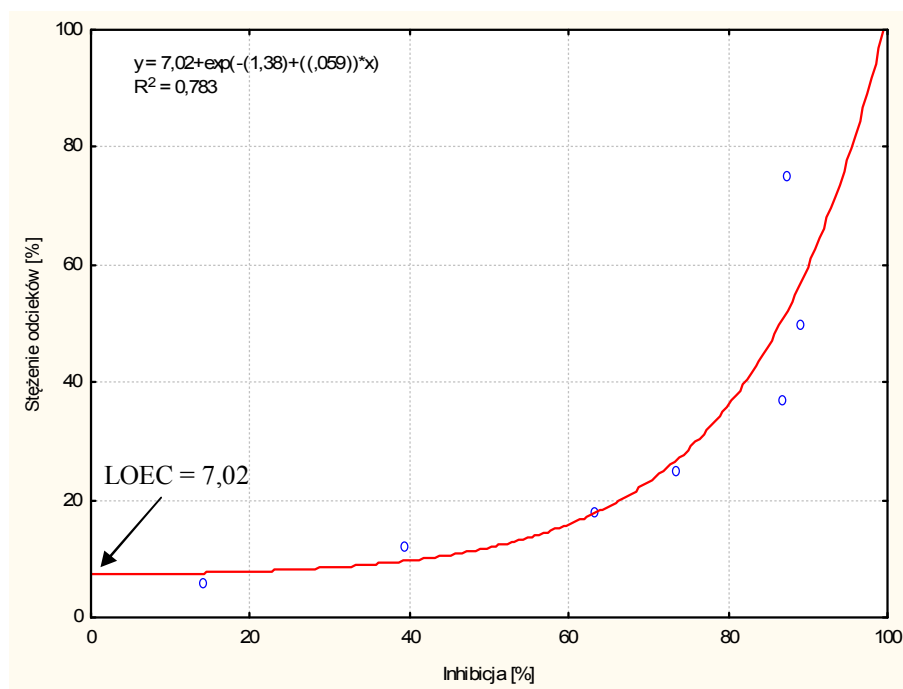
Poziom transpiracji odzwierciedla kondycję roślin, które w wyniku zanieczyszczenia bronią się przed nadmierną utratą wody i zamykają swoje aparaty szparkowe [11]. Wykonanie tego pomiaru pozwoliło na zbadanie po jakim czasie i jak zareagują trzciny na różne roztwory odcieków. Trzciny rosnące w roztworze 100% uschły już po pierwszych 24 godzinach ekspozycji na ocieki (pierwszy dzień pomiarów). U pozostałych roślin nie wykazano w tym dniu istotnych różnic. Już po 72 godzinach zaobserwowano, że transpiracja trzciny jest odwrotnie proporcjonalna do stężenia odcieków. Efekt ten najlepiej był widoczny piątego i szóstego dnia (rysunek 2). Oznacza to, iż z praktycznego punktu widzenia, w tego typu testach, pomiary transpiracji z wykorzystaniem porometru powinno wykonywać się w okresie od 5 do 6 dnia po zastosowaniu odcieków.



Rys. 2. Zależność stopnia otwarcia aparatów szparkowych (transpiracja) od stężenia odcieków. Średnie wartości pomiędzy którymi występowały istotne różnice ($p < 0,05$) oznaczono za pomocą kombinacji liter „a”, „b” i „c”. Analiza występujących różnic została wykonana przy wykorzystaniu testu NIR ($p < 0,05$)

Fig. 2. The dependence between the degree of leaf stomata opening (transpiration) and landfill leachate concentration. Mean values where the statistical differences were founded, have been marked by characters “a”, “b” and “c”. Differences analysis was made with LSD test ($p < 0.05$).

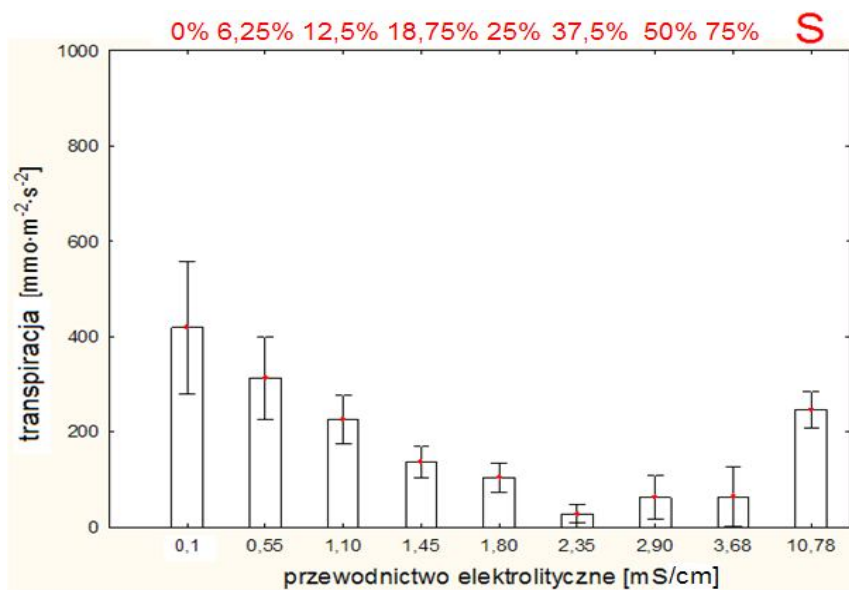
Pomiary wykonane w laboratorium wykazały, że transpiracja roślin hodowanych w tych warunkach jest odwrotnie proporcjonalna do stężenia odcieków. Zaznaczyć trzeba, że dla roztworu 100% transpiracji nie zanotowano, co spowodowane było toksycznym oddziaływaniem odcieków na trzciny, a w konsekwencji uschnięciem liści w niecałe 24 godziny. Graficzna analiza zależności inhibicji otwarcia aparatów szparkowych od wzrastającego stężenia odcieków pozwoliła na określenie najniższego stężenia odcieków przy którym występuje toksyczny efekt (LOEC) na poziomie 7,02% (rysunek 3). Oznacza to, iż udział odcieków w ogólnej ilości wód docierających do systemu z trzcinami nie powinien przekraczać tej wartości. Wartość ta określona została dla roślin młodych, parametr ten ma zastosowanie w początkowej fazie wpracowania systemu.



Rys. 3. Graficzne określenie LOEC
Fig. 3. Graphical LOEC assesment

Ze względów praktycznych, postanowiono określić stan fizjologiczny roślin nawadnianych odciekami, przy wyższych obciążeniach hydraulicznych w rok po posadzeniu w warunkach technicznych i porównać z wcześniejszymi wynikami laboratoryjnymi. W tym celu, jako wspólny parametr obrazujący warunki fizyko-chemiczne, w których hodowano rośliny w laboratorium oraz

w systemie roślinno-gruntowym wybrano przewodnictwo elektrolityczne roztworu. Te same odcieki stosowano zarówno do badań laboratoryjnych, jak i nawadniania systemu trzcinowego zlokalizowanego na składowisku w Zakurzewie. Ciągła ewapotranspiracja roślin na szczycie hałdy odpadów powodowała zateżnienie się jonów. Dodać należy, że w warunkach technicznych, wody w systemie dodatkowo zasilane były opadem atmosferycznym. Powodowało to rozcieńczenie odcieków. Z tego powodu pomiary przewodnictwa elektrolitycznego wykonano wielokrotnie w różnych miejscach (w sumie 74 pomiary). Średnia wartość przewodnictwa cieczy wewnątrz systemu była równa 10,78 mS/cm, podczas gdy surowe odcieki charakteryzowały się przewodnictwem 4,46 mS/cm. Świadczy o przewadze ewapotranspiracji nad zasilaniem wodami opadowymi (rysunek 4).



Rys. 4. Porównanie stopnia otwarcia aparatów szparkowych liści (transpiracja) trzcin rosnących w warunkach laboratoryjnych (słupki od 0 do 75%) z trzcinami rosnącymi na składowisku odpadów w Zakurzewie koło Grudziądza (słupka „S”)

Fig. 4. The comparison of the degree of leaf stomata opening (transpiration) of reed growing in laboratory conditions (bars in range from 0% to 75%) with reeds growing at the landfill in Zakurzewo near Grudziądz (bar “S”)

W sumie na składowisku wykonano 915 pomiarów transpiracji z powierzchni liści. Wykazały one, że trzcin rosnące w warunkach laboratoryjnych charakteryzowała dużo niższa odporność na wysokie stężenia odcieków- rośliny zaczęły istotnie zamykać aparaty szparkowe już przy wartości przewodnictwa

2,35 mS/cm, podczas gdy rośliny porastające system przy wartości 10,78 mS/cm dobrze się rozwijały (rysunek 4).

4. Podsumowanie

Trzciny dobrze zaadaptowały się do warunków panujących na składowisku. Rośliny rosnące na składowisku wykazały większą odporność na zanieczyszczenia występujące w odciekach niż rośliny rosnące w warunkach laboratoryjnych. Mimo wysokiej przewodności elektrolitycznej wód zgromadzonych wewnątrz systemu (10,78 mS/cm) trzciny charakteryzowały się transpiracją (otwarcie aparatów szparkowych) na poziomie około $250 \text{ mmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$. U roślin niezakorzenionych wartość ta była mniejsza przy 10-krotnie mniejszej przewodności (1,10 mS/cm). Badania laboratoryjne wykazały duże korzyści płynące z prowadzenia wstępnych badań poprzedzających projekt technologiczny systemu roślinno-gruntowego do unieszkodliwiania odcieków. Wstępne testy, pozwolić mogą na określenie początkowej dawki odcieków, która nie powinna być przekroczona w okresie rozwoju sadzonek trzcin. Ze względu na znaczące różnice we właściwościach fizyko-chemicznych odcieków pochodzących z różnych składowisk, uzyskane wyniki nie mają charakteru uniwersalnego, a wstępne testy fitotoksykologiczne powinny być wykonywane oddzielnie w każdym przypadku. Uzyskane wyniki potwierdzają możliwość zastosowania systemów roślinno-gruntowych do unieszkodliwiania odcieków składowiskowych.

Literatura

1. **Agopsowicz M, Białowiec A., Radziemska M.:** *Municipal waste disposal in energetic piles in SWECO technology – seven years of operation and what now?*. Archives of Environmental Protection, vol. 32, 3, 2006.
2. **APHA.:** *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 18th ed., APHA, AWWA and WEF, Washington DC, USA, 1992.
3. **Białowiec A.** *Unieszkodliwianie odcieków ze składowisk odpadów komunalnych z wykorzystaniem systemów roślinno-gruntowych.* (Praca doktorska), pod kierunkiem dr hab. Ireny Wojnowskiej-Baryła, prof. UWM, 2005.
4. **Białowiec A., Zieliński M., Dębowski M.:** *Wpływ ewapotranspiracji na prace hydrofitowych oczyszczalni ścieków.* Prace Naukowe Instytutu Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej. Studia i Materiały Vol. 82, Nr 22; 26-39, 2006.
5. **Białowiec, A., Wojnowska-Baryła, I. Agopsowicz, M.:** *The controlling of landfill leachate evapotranspiration from soil-plant systems with willow – Salix amygdalina L.. Waste Management and Research, Vol. 2, No. 25, pp.61–67, 2007a.*
6. **Białowiec A., Wojnowska-Baryła I. Agopsowicz M.:** *The efficiency of evapotranspiration of landfill leachate in the soil-plant system with willow Salix amygdalina L.. Ecological Engineering, Volume 30, Issue 4, 1 August 2007, 356-361, 2007b.*

7. **Białowiec A., Agospowicz M., Wojnowska-Baryła I.:** *Landfill leachate treatment in evapotranspirative soil-plant systems with reed – Phragmites australis.* Proceedings of the Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium in Sardinia, 1-5 October 2007c.
8. **Białowiec A., Wojnowska-Baryła I.:** The landfill leachate evapotranspiration in soil-plant system with reed - *Phragmites australis.* Int. J. of Environment and Waste Management, Vol. No. 6 2008.
9. **Tchobanoglous, G.:** *Aquatic systems for wastewater treatment: engineering considerations.* in Reede. K.R. and Smith, W.H. (Eds.): *Aquatic Plants for Wastewater Treatment and Resource Recovery.* Magnolia Publishing Inc., Orlando, Florida, pp.27–48, 1987.
10. **Toczyłowska L., Obarska-Pempkowiak H., Kowalik P.:** *Efektywność oczyszczania ścieków w hydrofitowych rowach serpentynowych na pojezierzu kaszubskim.* Materiały Konferencji Naukowej „Kształtowanie Środowiska” – Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Olsztyn, 16-28.06.2001.
11. **Trapp S., Zambrano K.C., Kusk K.O., Karlson U.:** *A phytotoxicity test using transpiration of willows.* Arch. Environ. Contam. Toxicol., 39, 154–160, 2000.
12. **Wojciechowska E., Obarska-Pempkowiak H.,** *Performance of Reed Beds Supplied with Municipal Landfill Leachate.* in Vymazal J. (Eds) *Wastewater Treatment, Plant Dynamics and Management in Constructed and Natural Wetlands* 251-265, Springer, Netherlands, 2008.

Landfill Leachate Treatment in Soil-Plant Systems – Possibilities of Leachate Dose Rate Selection in Initial Plants Growth

Abstract

Precipitation water infiltrating through waste heap and extracting different chemical compounds, generate landfill leachate. Landfill leachate should be than collected, and effectively treated. One of the promising technologies of landfill leachate treatment is a considerable decrease in leachate volume due to evapotranspiration from the soil-plant systems. The decreasing of leachate volume in soil-plant system ensues due to evaporation supported by plants transpiration. In year 2006, the soil-plant systems with reed have been implemented at the landfill in Zakurzewo near Grudziądz, Poland. At the top of the one of the big waste piles, the soil-plant system with area of 2 500 m² was built. The efficiency of leachate treatment is evaluated on the base of water balance considering the measurements of amount leachate pumped into the soil-plant system, precipitation measurements, and meteorological data of evaporation measured with using Peach Evaporimeter. The share of landfill leachate in total amount water supplied into soil-plant system was 24.4% during first year of operation and 37.6% in the second year. During second year, in the peak of vegetative season, the

measurements of degree of opening leaf stomata (transpiration) of 100 reeds were done. The transpiration rate was measured by Porometer AP-4-UM-3 Delta-T Devices [$\text{mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$]. The results of measurements were used for assessment of reeds behavior in the toxic condition of landfill leachate supplying. During second year, July the mean value of reed degree leaf stomata opening was at the level 261.3 [$\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$]. Comparison, with laboratory results indicated strong adaptation force of reed growing at the landfill. The electrolytic conductance (EC) of the leachate gathered in the soil-plant system was 10.8 mS/cm. During laboratory tests similar reed transpiration rate – 250.3 [$\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$] was measured for solution with EC – 1.1 mS/cm. The lowest effective concentration causing toxic effect was on the level 7% of leachate. Research indicated that during initial plants growth the dose rate of leachate shouldn't exceed 7%.