

**Dariusz GÓRSKI**

Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska SGGW w Warszawie  
Department of Hydraulic Engineering and Environmental Recultivation WULS – SGGW

## **Wykorzystanie sztucznie tworzonych mokradł do ograniczenia ilości rumowiska w odpływie rzecznym**

### **Sediment transport reduction in constructed wetlands**

**Słowa kluczowe:** rumowisko rzeczne, systemy hydrofitowe, sztuczne mokradła, zlewnia rolnicza

**Key words:** sediment, constructed wetlands, arable lands watershed

#### **Wprowadzenie**

Ilość i rodzaj rumowiska transportowanego w korycie rzecznym wraz z wodą ma istotny wpływ na morfologię koryta oraz charakterystykę jakości wody. W zależności od charakteru i dynamiki przepływu rumowisko rzeczne podlega cyklicznym procesom sedymentacji i erozji w obrębie koryta. W korytach naturalnych oznacza to utrzymanie stanu równowagi dynamicznej. Ilość i uziarnienie materiału transportowanego w rzece, jak również dynamika transportu rumowiska ma istotne znaczenie dla procesów kształtowania koryta i warunków życia organizmów wodnych (Lampert i Sommer 2001, Saldi-Caromile i in. 2004).

Zwiększona ilość rumowiska w ciekach odprowadzających wodę z obsza-

rów rolniczych jest w dużej mierze wynikiem erozji gleb spotęgowanej gospodarką człowieka. Nadmierne ilości rumowiska w rzece powodują zaburzenia naturalnych procesów korytotwórczych i prowadzą do niekorzystnych zmian w środowisku wodnym oraz pogorszenia się warunków siedliskowych żyjących tam organizmów. Odkłady rumowiska powodują niekorzystne zmiany nie tylko w korycie cieków, lecz także stanowią poważne zagrożenie zamulania ujęć wody, zbiorników zaporowych itp.

Jedną z metod ograniczenia ilości rumowiska docierającego do rzek i zbiorników wodnych są sztucznie tworzone mokradła, zaliczane do szeroko rozumianej rodziny systemów hydrofitowych, w literaturze angielskojęzycznej określane mianem „constructed wetlands”. Ogólnie rzecz biorąc, hydrofitowe metody oczyszczania polegają na wykorzystaniu warunków hydraulicznych i siedliskowych odpowiadających mechanizmom naturalnych ekosystemów bagiennych oraz procesom biologicznym zachodzącym z udziałem mikroorgani-

zmów heterotroficznych oraz roślin wodnych i wodolubnych (zwanymi hydrofitami), egzystujących w odpowiednio zaprojektowanych obiektach, tzn. filtrach gruntowych, sztucznych mokradłach lub stawach. Na skutek specyficznych warunków umożliwiających rozwój hydrofitów następuje intensyfikacja procesów utleniania i redukcji, które wspomagane przez procesy sorpcji, sedymentacji i asymilacji umożliwiają usuwanie znacznej części zanieczyszczeń wody i ścieków (Obarska-Pempkowiak 2005). Wartykule przedstawiono analizę systemów hydrofitowych na podstawie dotychczasowych prac i doświadczeń prezentowanych w literaturze z zakresu problematyki ograniczenia ilości rumowiska w odplywie rzeczonym jako produktu erozji wodnej gleb w zlewniach użytkowanych rolniczo.

### **Hydrofitowe metody oczyszczania wód i ścieków**

Terminem „systemy hydrofitowe” określa się obiekty lub obszary symulujące pracę ekosystemów bagiennych, celowo tworzone przez człowieka dla ochrony lub podczyszczania wód i ścieków. Używane w literaturze angielskiej terminowi „constructed wetlands” odpowiadają różne określenia: oczyszczalnie korzeniowe, złoża trzcinowe, filtry gruntowo-roślinne, oczyszczalnie glebowo-roślinne i inne, które nie tłumaczą w pełni istoty terminu „constructed wetlands”, gdyż pojęcie to stanowi szeroko rozumiane odwołanie się w konstrukcjach inżynierskich do zespołu fizycznych, chemicznych oraz

biologicznych procesów występujących w ekosystemach bagiennych (Helman-Grubba 1998), takich jak:

- sedymentacja, filtracja i sorpcja zanieczyszczeń mechanicznych (zawiesin) i mikroorganizmów patogennych,
- tlenowy i beztlenowy rozkład materii organicznej przez mikroorganizmy,
- mikrobiologiczne przemiany związków azotowych (nitryfikacja, denitryfikacja),
- sorpcja i strącanie fosforu na skutek reakcji chemicznych z mineralnymi składnikami wód i podłoża,
- pobieranie związków biogenych i metali ciężkich przez rośliny,
- spulchnianie, udrażnianie, dotlenianie podłoża oraz tworzenie znacznych obszarów siedliskowych dla mikroorganizmów przez korzenie i kłącza roślin,
- niszczenie organizmów patogennych przez naturalne promieniowanie ultrafioletowe oraz antagonistyczne oddziaływanie mikroflory bagiennej i wydzielin korzeni niektórych roślin,
- pobór znacznych ilości wody na potrzeby życiowe roślin, co intensyfikuje parowanie oraz prowadzi do zmniejszenia objętości zanieczyszczonego medium.

Do zalet powodujących chętnie wprowadzanie systemów hydrofitowych należy łatwa i prosta obsługa, odporność na nierównomierny dopływ ścieków oraz konkurencyjny koszt w porównaniu z urządzeniami konwencjonalnymi. Oczyszczalnie hydrofitowe w przeciwieństwie do konwencjonalnych systemów biologicznych nie wytwarzają

wtórnych osadów ściekowych. Posiadają zdolność usuwania substancji organicznej i związków biogennych (azotu i fosforu) oraz zanieczyszczeń specyficznych, na przykład metali ciężkich, a także niektórych mikrozanieczyszczeń organicznych (Obarska-Pempkowiak 2005).

Najczęściej opisywane systemy hydrofitowe są wykorzystywane jako:

- oczyszczalnie hydrofitowe do usuwania zanieczyszczeń, znajdujących się w wodach i ściekach,
- buforowe strefy roślinne do usuwania zanieczyszczeń ze źródeł obszarowych,
- specjalnie konstruowane systemy do odwadniania i stabilizacji osadów ściekowych.

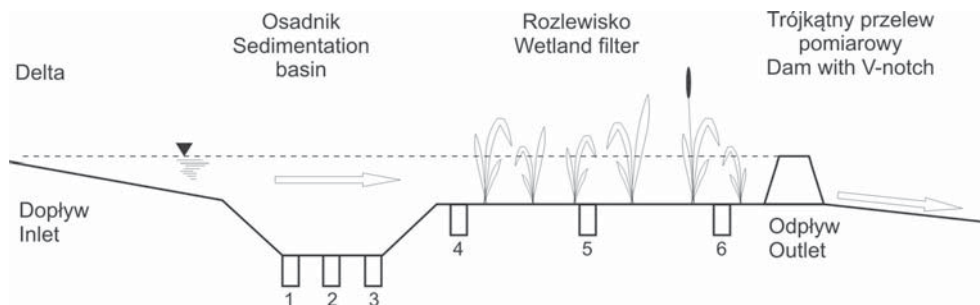
W przypadku stosowania roślinności wodnej (makrofitowej) oczyszczalnie mogą być budowane jako systemy z powierzchniowym przepływem wody lub systemy z podpowierzchniowym przepływem wody, zasilane ściekami w sposób ciągły. W literaturze anglojęzycznej pierwsze z nich znane są jako systemy „free water surface” (FWS) lub „surface flow” (SF), podczas gdy drugie określane są jako „vegetated submerged beds” (VSB) lub „subsurface flow systems” (SSF). Natomiast systemy wykorzystujące roślinność wodolubną mogą być też budowane w postaci filtrów gruntowych, zasilanych ściekami okresowo (Obarska-Pempkowiak 2005).

Analizy działania i skuteczności systemów hydrofitowych w literaturze obejmują szeroki zakres aspektów jakości wody, głównie usuwania związków biogennych w oczyszczalniach hydrofitowych w Polsce (Bartoszewski 1994, Obarska-Pempkowiak 2005, Gajewska

i Obarska-Pempkowiak 2005, Lipińska i Jeznach 2007) i na świecie (Magmedov i in. 1996, Vymazal 2005, 2009, Mitsch i in. 2005, Yalcuk i Ugurlu 2009). Jedną z niezaprzeczalnych zalet systemów hydrofitowych jest naturalny, ekologiczny wygląd, pozwalający na łatwe wkomponowanie w istniejący krajobraz nawet w warunkach obszarów parkowych w terenach zurbanizowanych (Gajewska i Obarska-Pempkowiak 2005, Chen i in. 2007, Li i in. 2009).

Redukcja ładunku rumowiska z zanieczyszczeń obszarowych stanowi jeden z elementów szerokiego zakresu problematyki systemów hydrofitowych. Wielu autorów podkreśla wysoką skuteczność tych systemów w eliminacji zanieczyszczeń stałych, jednakże niewiele publikacji koncentruje się na analizie procesów sedymentacji i redukcji transportu rumowiska w systemach hydrofitowych. Ciekawą próbę kompleksowej analizy tych procesów przedstawił Braskerud (2001), na podstawie badań zrealizowanych w Norwegii, w sześciu obiektach z powierzchniowym przepływem wody (rys. 1) o powierzchni od 265 do 900 m<sup>2</sup>, powierzchni zlewni od 0,5 do 1,5 km<sup>2</sup> oraz ładunku hydraulicznym od 1,2 do 3,4 m<sup>3</sup>·d<sup>-1</sup>, na podstawie pomiarów sedymentacji w okresie obejmującym od 3 do 6 lat.

Kompleksowe badania sedymentacji oraz usuwania związków azotu i fosforu w niewielkich obiektach, nieprzekraczających 0,1% powierzchni zlewni, przeprowadzone przez Braskeruda, wykazały wysoką skuteczność sztucznych mokradł dla redukcji transportu rumowiska z erozji zlewni rolniczych.



RYSUNEK 1. Schemat sztucznego mokradła z pokazaną lokalizacją punktów badań osadów (1–6) wykorzystanych przez Braskeruda (2001)

FIGURE 1. Schematic diagram of a constructed wetland showing location of sedimentationtraps (1–6) applied by Braskerud (2001)

## Warunki hydrauliczne sedymentacji rumowiska

Efektywność osadzania się rumowiska w warunkach ustalonego przepływu laminarnego można opisać zależnością podaną przez Campa (1946) dla osadników:

$$E = 100wAQ^{-1} \quad (1)$$

gdzie:

$E$  – względna efektywność sedymentacji ziarn rumowiska [%],

$w$  – cecha hydrauliczna ziarn rumowiska [ $m \cdot s^{-1}$ ],

$A$  – powierzchnia zwierciadła wody [ $m^2$ ],

$Q$  – przepływ wody [ $m^3 \cdot s^{-1}$ ],

Natomiast w warunkach przepływu turbulentnego efektywność sedymentacji opisuje równanie (Chen, za Braskerud 2001):

$$E = 100 \left[ 1 - e^{(-wAQ^{-1})} \right] \quad (2)$$

lub też (Kadlec i Knight, za Braskerud 2001):

$$C_{out} = (C_{in} - C^*) \cdot e^{(-kAQ^{-1})} + C^* \quad (3)$$

gdzie:

$C_{out}$  – stężenie zanieczyszczeń w odpływie [ $g \cdot m^{-3}$ ],

$C_{in}$  – stężenie zanieczyszczeń na dopływie [ $g \cdot m^{-3}$ ],

$C^*$  – bazowe stężenie zanieczyszczeń, [ $g \cdot m^{-3}$ ],

$k$  – stała osadzania się zanieczyszczeń, [ $m \cdot s^{-1}$ ].

Równania (1), (2) i (3) opisują efektywność sedymentacji jako proces niezależny od głębokości osadnika, natomiast wprost proporcjonalny do powierzchni zwierciadła wody i cechy hydraulicznej ziarn oraz odwrotnie proporcjonalny do objętości przepływu wody. Według Braskeruda (2001), przedstawione równania dają zaniżone wyniki dla drobnych cząstek rumowiska unoszonego o wielkości do  $2 \mu m$ . Wyniki pomiarów wykazały ponadtrzykrotnie wyższą efektywność sedymentacji, co autor tłumaczy zjawiskiem agregacji oraz flokulacji drobnych ziarn rumowiska. Powoduje to, że cecha hydrauliczna rumowiska staje się nieadekwatna dla obliczeń rze-

TABELA 1. Obserwowane roczne wartości retencji oraz obliczone z równania (3) wielkości parametru  $k$  dla rumowiska (TSS), części organicznych (org-SS), fosforu ogólnego (TP) i azotu ogólnego (TN), według Braskeruda (2001)

TABLE 1. Annual observed retention values and quantities of  $k$  parameter computed from (3) for soil particles (TSS), organic particles (org-SS), phosphorus (TP) and nitrogen (TN), after Braskerud (2001)

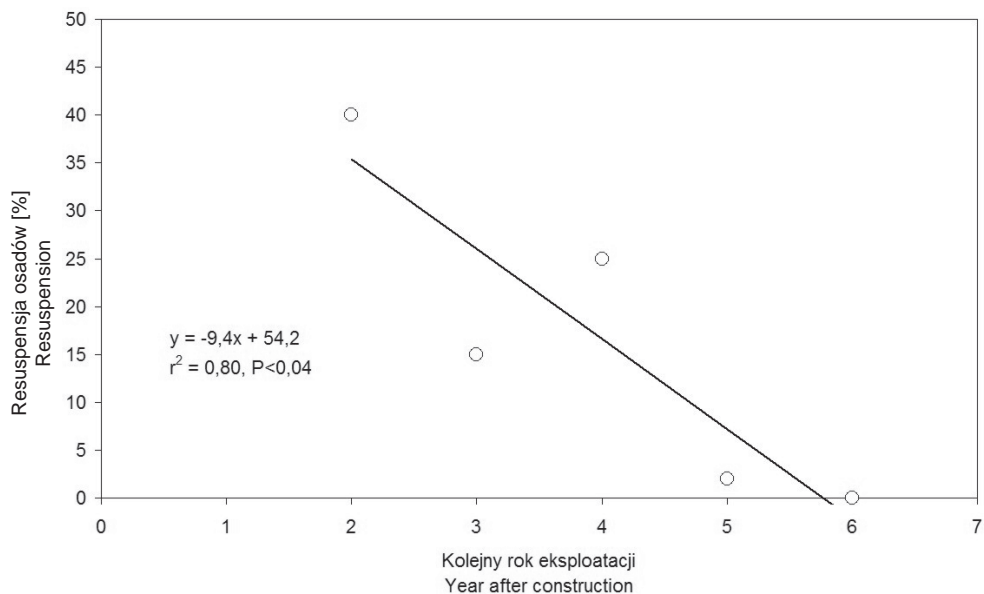
Wyszczególnienie Specification	Retencja Retention		$k$
	%	$\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{rok}^{-1}$ $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{yr}^{-1}$	$\text{m}\cdot\text{rok}^{-1}$ $\text{m}\cdot\text{yr}^{-1}$
Zawiesina ogólna (TSS)	45–75	16–83 × 103	339–727
Zawiesina organiczna (Org-SS)	43–67	6–8 × 103	270–588
Fosfor ogólny (TP)	21–44	26–71	124–316
Azot ogólny (TN)	3–15	50–285	31–135

czywistej intensywności sedymentacji ziarn transportowanych w postaci flokuł i agregatów. Obserwowane wartości sedymentacji pozwoliły na określenie z równania (3) wielkości parametru  $k$  dla badanych przez Braskeruda (2001) obiektów hydrofitowych (tab. 1).

Wyniki badań Braskeruda (2001) wykazują, że na skutek agregacji i flokulacji sedymentacja drobnych cząstek rumowiska zachodzi nawet w niewielkich obiektach, o powierzchni nieprzekraczającej 0,1% powierzchni zlewni. Według Obarskiej-Pempkowiak (2005), badania prowadzone w obiektach hydrofitowych w Europie i Stanach Zjednoczonych potwierdzają występowanie flokulacji w złożach z poziomym przepływem ścieków oraz osadzanie i filtrację zawiesin i cząstek koloidalnych. Według wielu badaczy, intensywna kolmatacja i zmniejszenie przez to przewodności hydraulicznej złoża występuje na początkowym odcinku od 1/4 do 1/3 długości złoża. Obserwowana przewodność hydrauliczna w pozostałej części złoża ulega zmniejszeniu w znacznie mniejszym stopniu, co stanowi potwierdzenie obserwacji Braskeruda.

### Znaczenie roślinności w obiektach hydrofitowych dla efektywności sedymentacji

Dobrze rozwinięty system kłączy i korzeni makrofitów, rozprzestrzeniający się we wszystkich kierunkach w podłożu, wpływa korzystnie na równomierne przesączanie się ścieków. Obumierające korzenie i kłącza ulegają rozkładowi, pozostawiając cylindryczne przestrzenie i kanaliki, zwiększając i stabilizując przewodność hydrauliczną złoża. Makrofity wykazują cały szereg przystosowań biochemicznych, fizjologicznych i strukturalnych, pozwalających na pełnienie funkcji życiowych w warunkach niedotlenienia (Magmedov i in. 1996, Obarska-Pempkowiak 2005). Obecność makrofitów nie wpływa na sedymentację rumowiska, jednak znacznie obniża resuspensję osadów w trakcie wezbrań opadowych, zapobiegając wymywaniu zakumulowanego rumowiska przez fale wezbraniowe. Wraz z rozwojem szaty roślinnej makrofity stabilizują odłożone rumowisko, zapobiegając jego ponownemu uruchomieniu w czasie wezbrań (rys. 2), co według Braskeruda (2001)



RYSUNEK 2. Średnia roczna resuspensja osadów według Braskeruda (2001)  
 FIGURE 2. Annual average resuspension of sediments (Braskerud 2001)

skutkuje zahamowaniem resuspensji osadów wraz z przyrostem ilości zmagazynowanego rumowiska.

## Podsumowanie

Systemy hydrofitowe są szeroko stosowane na świecie od ponad 30 lat do usuwania zanieczyszczeń punktowych i obszarowych (Magmedov i in. 1996, Mitsch i in. 2005, Vymazal 2009, Yalcuk i Ugurlu 2009). W latach dziewięćdziesiątych w Polsce powstało kilkadziesiąt obiektów hydrofitowych w postaci złóż z HF-CW wykorzystywanych w drugim stopniu oczyszczania ścieków bytowych. Systemy te różniły się wielkością – od 5 M (mieszkańców), budowane jako systemy zagrodowe, do 2000 M – dla osiedli wiejskich. Niestety większość z nich nie była monitorowana w sposób wystarczający i dlatego trudno było okre-

ślić ich efektywność. Wiele z powstałych obiektów było zaprojektowanych na „wycucie” i niezgodnie z zasadami projektowania (Obarska-Pempkowiak i Gajewska 2005).

Większość badań i analiz dotyczących tych obiektów dotyczy efektywności usuwania związków biogenych – azotu i fosforu, oraz innych zanieczyszczeń, natomiast niewiele jest prac ukierunkowanych na dokładne poznanie roli obiektów hydrofitowych w ograniczaniu transportu rumowiska w odpływie rzeczonym (Braskerud 2001, Li i in. 2007, Chavan i Dennett 2008). Jakkolwiek w literaturze można znaleźć potwierdzenie skuteczności i przydatności różnego rodzaju obiektów hydrofitowych do usuwania zanieczyszczeń obszarowych, włączając w to zanieczyszczenia stałe (Gajewska i Obarska-Pempkowiak 2005, Chen i in. 2007, Li i in. 2009), to potrzeba głębszych badań w tym kierun-

ku wydaje się jak najbardziej celowa. Zuwagi na podobieństwo warunków geograficznych i glebowych uwzględnienie dotychczasowych norweskich doświadczeń dla obszaru Polski jest wskazane i celowe. Szczególnie wartościowe może okazać się wykorzystanie ekologicznych i krajobrazowych walorów sztucznych mokradł w zastosowaniu do ochrony i oczyszczania wód w otoczeniu obszarów Natura 2000.



Praca naukowa napisana przy wykorzystaniu wsparcia udzielonego przez Islandię, Liechtenstein i Norwegię poprzez dofinansowanie ze środków Mechanizmu Finansowego Europejskiego Obszaru Gospodarczego oraz Norweskiego Mechanizmu Finansowego.

Supported by a grant from Iceland, Liechtenstein and Norway through the EEA Financial Mechanism and the Norwegian Financial Mechanism.

## Literatura

- BARTOSZEWSKI K. 1994: Technologie oczyszczania ścieków i przeróbki osadów stosowane w warunkach krajowych. *Ochrona Środowiska* 3–4: 44–48.
- BRASKERUD B.C. 2001: Sedimentation in Small Constructed Wetlands. Retention of Particles, Phosphorus and Nitrogen from Arable Watersheds. Doctor Scientarum Theses 2001:10, Agricultural University of Norway, Ås, Norway.
- CAMP T.R. 1946: Sedimentation and Design of Settling Tanks. Paper 2285. *Trans. Am. Soc. Civ. Eng.* 111: 895–958.
- CHAVAN P.V., DENNETT K.E. 2008: Wetland Simulation Model for Nitrogen, Phosphorus, and Sediments Retention in Constructed Wetlands. *Water Air Soil Pollut* 187: 109–118.
- CHEN Q., SHAN B., YIN C., HU C. 2007: An off-line filtering ditch-pond system for diffuse pollution control at Wuhan City Zoo. *Ecological Engineering* 30: 373–380.
- GAJEWSKA M., OBARSKA-PEMPKOWIAK H. 2005: Wpływ konfiguracji i zasilania obiektów hydrofitowych na efektywność usuwania zanieczyszczeń. Materiały VII Ogólnopolskiej Konferencji „Kompleksowe i szczegółowe problemy inżynierii środowiska”, Ustronie Morskie.
- HELMAN-GRUBBA M. 1998: Zastosowanie systemów hydrofitowych do porządkowania gospodarki wodno-ściekowej w gminie. Metody oczyszczania ścieków. Ogólnopolskie Towarzystwo Zagospodarowywania Odpadów „3R”, Kraków.
- LAMPERT W., SOMMER U. 2001: Ekologia wód śródlądowych. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- LI X., MANMAN C., ANDERSON B.C. 2009: Design and performance of a water quality treatment wetland in a public park in Shanghai, China. *Ecological Engineering* 35: 18–24.
- LI Y., DELETIC A., FLETCHER T.D. 2007: Modelling wet weather sediment removal by stormwater constructed wetlands: Insights from a laboratory study. *Journal of Hydrology* 338: 285–296.
- LIPIŃSKA D., JEZNACH J. 2007: Ocena skuteczności hydrofitowego systemu doczyszczania ścieków na przykładzie oczyszczalni w Sierpcu. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* 519: 167–177.
- MAGMEDOV V.G., ZAKHARCHENKO M.A., YAKOVLEVA L.I., INCE M.E. 1996: The use of constructed wetlands for the treatment of run-off and drainage waters: the UK and Ukraine experience. *Wat. Sci. Tech.* 33, (4–5): 315–323.
- MITSCHE W.J., ZHANG L., ANDERSON C.J., ALTOR A.E., HERNÁNDEZ M.E. 2005: Creating riverine wetlands: Ecological succession, nutrient retention, and pulsing effects. *Ecological Engineering* 25: 510–527.
- OBARSKA-PEMPKOWIAK H. 2005: Oczyszczalnie hydrofitowe w świetle przepisów UE. Materiały VII Ogólnopolskiej Konferencji „Kompleksowe i szczegółowe problemy inżynierii środowiska”, Ustronie Morskie.
- OBARSKA-PEMPKOWIAK H., GAJEWSKA M. 2005: Recent developments in waste-

water treatment in constructed wetlands in Poland. *Modern Tools and Methods of Water Treatment for Improving Living Standards*, Springer, Holandia: 279–293.

- SALDI-CAROMILE K., BATES K., SKIDMORE P., BARENTI J., PINEO D. 2004: *Stream Habitat Restoration Guidelines: Final Draft*. Co-published by the Washington Departments of Fish and Wildlife and Ecology and the U.S. Fish and Wildlife Service. Olympia, Washington.
- VYMAZAL J. 2005: Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering* 25: 478–490.
- VYMAZAL J. 2009: The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecological Engineering* 35: 1–17.
- YALCUK A., UGURLU A. 2009: Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment. *Bioresource Technology* (100): 2521–2526.

## Summary

**Sediment transport reduction in constructed wetlands.** In this review paper an aspect of constructed wetlands influence on retention of soil particles is presented. Most of “horizontal flow” – constructed wetlands over the world have been designed to treat municipal or domestic wastewater, but they are also successfully used to treat wastewaters from agriculture and various runoff waters. It is supposed, that constructed wetlands would be a useful, ecological tool to reduce solid transport in river flow, especially in areas close to Natura 2000.

### Author’s address:

Dariusz Górski  
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego  
Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska  
ul. Nowoursynowska 159, 02-787 Warszawa  
Poland  
e-mail: [dariusz\\_gorski@sggw.pl](mailto:dariusz_gorski@sggw.pl)