

Wpłynęło 23.10.2012 r.
Zrecenzowano 21.11.2012 r.
Zaakceptowano 29.11.2012 r.

A – koncepcja
B – zestawienie danych
C – analizy statystyczne
D – interpretacja wyników
E – przygotowanie maszynopisu
F – przegląd literatury

Efektywność usuwania azotu ze ścieków bytowych w zraszanych złożach keramzytowych o różnym obciążeniu hydraulicznym i różnym ładunku substratu organicznego

Andrzej JUCHERSKI^{ABDEF}, Maria NASTAWNY^{ABCDF}

Institut Technologiczno-Przyrodniczy w Falentach, Górskie Centrum Badań i Wdrożeń w Tyltzu

Streszczenie

Celem 8-letnich badań (2004–2012), prowadzonych w warunkach klimatu górskiego, było porównanie i ocena efektów usuwania azotu ze ścieków bytowych w dwóch konstrukcyjnie podobnych urządzeniach ze zraszonymi złożami z wypełnieniem z granulatów keramzytowych. Analizowano zmiany $N-NH_4$, $N-NO_3$, N_{tot} w obiektach pracujących w różnych warunkach temperatury, obciążenia hydraulicznego i ładunku substratu organicznego (BZT_5). W warunkach większego obciążenia złoża 2. substratem organicznym (średnie $BZT_5 = 78,60 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$) efektywność nityfikacji ($\eta = 80\%$, $K_{20} = 0,543 \text{ d}^{-1}$) była mniejsza niż w mniej obciążonym (średnie $BZT_5 = 46,35 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$) złożu 1. $\eta = 91\%$, a K_{20} do $2,398 \text{ d}^{-1}$. Odwrotnie zaś w warunkach większego obciążenia złoża 2. substratem organicznym efektywność denityfikacji i szybkość usuwania azotu SUZ były większe ($\eta = 30\%$, $SUZ = 7,86 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$) niż w złożu 1. mniej obciążonym substratem organicznym ($\eta = 11\%$, $SUZ = 1,55 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$). Procesy nityfikacji w złożach można zintensyfikować przez zmniejszenie obciążenia ich powierzchni ładunkiem organicznym, dopasowując konstrukcyjnie zraszone powierzchnie do większego stężenia zanieczyszczeń organicznych w ściekach odpływających z większych osadników gnilnych.

Słowa kluczowe: hybrydowe oczyszczalnie hydrofitowe, oczyszczalnie zagrodowe, ścieki bytowe, warunki górskie, złoża keramzytowe



Wstęp

Na obszarach wiejskich Beskidu Sądeckiego i Beskidu Niskiego, o luźnej i rozproszonej zabudowie, pozbawionych możliwości korzystania z obszarowych sieci kanalizacyjnych, gospodarka ściekami bytowymi stanowi wciąż poważny problem sanitarno-środowiskowy [Starostwo... 2012]. Konieczność skutecznego oczyszczania ścieków na terenach górskich nabiera fundamentalnego znaczenia m.in. ze względu na ich niepowtarzalną wartość przyrodniczą, która wymaga ochrony unikalnych siedlisk oraz chronionych gatunków fauny i flory. Wprawdzie w bystrych górskich rzekach i potokach zachodzą skutecznie naturalne procesy samooczyszczania, jednak nadmierne (w stosunku do natężenia przepływu) ładunki wprowadzanych do nich zanieczyszczeń powodują zaburzenia, a często utratę ich równowagi biologicznej [JAROSIEWICZ 2007]. Dlatego też na górskich terenach wiejskich, tam gdzie nie przewiduje się budowy zbiorczych sieci kanalizacyjnych, koniecznością jest budowa zdecentralizowanych systemów oczyszczania ścieków, tzn. indywidualnych oczyszczalni, w tym: hybrydowych, quasi-technicznych instalacji zagrodowych typu GCB-Tylicz [JUCHERSKI 2007]. W skład takich instalacji wchodzi, między innymi, specjalne urządzenia ze zraszanymi złożami ze spiekanych granulatów z materiałów gliniasto-ilastych (keramzyt). Zadaniem tych urządzeń jest intensyfikacja tlenowych procesów mineralizacji zanieczyszczeń węglowych i azotowych zawartych w ściekach odpływających z osadników gnilnych w celu wydatnego zwiększenia końcowego efektu oczyszczania całego układu [JUCHERSKI, WALCZOWSKI 2009].

Celem badań, prowadzonych w latach 2004–2012, była ocena wpływu obciążenia hydraulicznego i ładunku substratu organicznego powierzchni tego typu złoża na efektywność przemian związków azotu w oczyszczanych ściekach, wstępne określenie stałych szybkości reakcji pierwszorzędowych tych procesów oraz wskazanie możliwości ich intensyfikacji.

Przedmiot i metoda badań

Badania prowadzono na dwóch złożach o podobnej konstrukcji, różniących się jedynie uwarstwieniem i składem granulometrycznym materiału filtracyjnego (tab. 1), wykonanych w pełnej skali technicznej.

Obydwa obiekty są zlokalizowane na terenach wiejskich gminy uzdrowskiej Krynica-Zdrój, w typowych warunkach klimatu górskiego. W obiekcie 1. oczyszczane były ścieki odpływające z budynku mieszkalnego (6 gospodarstw domowych) oraz z zaplecza sanitarnego Górskiego Centrum Badań i Wdrożeń ITP w Tyliczu. W obiekcie 2. ścieki pochodziły z typowego górskiego gospodarstwa rolnego. W obu przypadkach ścieki surowe były poddawane wstępnemu oczyszczaniu w 3-komorowych osadnikach gnilnych, a następnie dawkiowane w postaci sztucznego deszczu na powierzchnię złoża. Dopływające ścieki różniły się znacznie parametrami fizycznymi i chemicznymi, co wynika m.in. ze specyfiki budowy wewnętrznych sieci kanalizacyjnych (ścieki w obiekcie 1. są rozcieńczone wodami

Tabela 1. Charakterystyka techniczna obiektów badawczych
 Table 1. Technical characteristics of investigated objects

Wyszczególnienie Specification	Jednostka Unit	Obiekt 1 Object 1	Obiekt 2 Object 2
Powierzchnia złoża A_s Bed surface A_s	m^2	3,8	
Wysokość złoża h Bed height h	m	1,0	
Objętość złoża V Bed volume V	m^3	3,8	
Rodzaj wypełnienia Type of bed filling	granulat ze spieków gliniasto-ilastych (keramzyt) light expanded clay aggregates		
Liczba warstw filtracyjnych Number of filter layers	szt. pcs.	2	1
Skład granulometryczny/miąższość warstwy filtracyjnej Granulation/thickness of the filter layer	mm/cm	I 4–20/50 II 10–20/50	10–20/100
Natężenie przepływu ścieków Q Flow rate of wastewater Q – średnia mean – min.–max	$m^3 \cdot d^{-1}$	1,414 0,631–3,500	0,525 0,360–0,734
Jednorazowa dawka ścieków Single dose of waste water	dm^3	48,5	14,7

Źródło: JUCHERSKI, WALCZOWSKI [2004]; JUCHERSKI, WALCZOWSKI [2009] oraz wyniki własne.
 Source: JUCHERSKI, WALCZOWSKI [2004]; JUCHERSKI, WALCZOWSKI [2009] and own study.

z opaski drenażowej budynku, ścieki w obiekcie 2. to typowe ścieki bytowe po osadniku). Skróconą charakterystykę fizyczną oczyszczanych ścieków przedstawiono w tabeli 2.

Próbki do analiz fizykochemicznych pobierano ze studzienek pomiarowych, usytuowanych na dopływie oraz na odpływie z każdego ze złożeń, w ciągu całego roku, w odstępach czasu od 1 do 3 miesięcy. Natężenie przepływu ustalono na podstawie odczytu z wodomierza; temperaturę mierzono termometrem elektronicznym; zawartość tlenu rozpuszczonego – tlenomierzem OXI 320/SET; BZT_5 oznaczano metodą respirometryczną z użyciem zestawu aparaturowego OXI TOP firmy WTW; azot amonowy ($N-NH_4$), azot azotanowy ($N-NO_3$) i azot ogólny (N_{tot}) oznaczano metodami celkowymi i odczynnikowymi z wykorzystaniem fotometru SQ118 i termoreaktora TR-200 firmy MERCK.

Wyniki badań analizowano na podstawie średnich wieloletnich, odchylenia standardowego i współczynnika zmienności, obliczonych z 32 (obiekt 1.) i 28 próbek (obiekt 2.).

Efektywność usuwania BZT_5 , $N-NH_4$ i N_{tot} oceniono na podstawie wskaźników:

- skuteczności usuwania zanieczyszczeń $\eta = (C_0 - C_e) / C_0 \cdot 100\%$,
- szybkości usuwania zanieczyszczeń $SUZ = q (C_0 - C_e) [g \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}]$,
- stałej szybkości reakcji w temperaturze $20^\circ C$ $K_{20} [d^{-1}]$, wynikającej z równania szybkości reakcji pierwszorzędowej (1) i zmodyfikowanej zależności Arrheniusa (2):

Tabela 2. Wybrane parametry fizyczne oczyszczanych ścieków
Table 2. Selected physical parameters of treated wastewater

Parametr Parameter	Wartość Value	Obiekt 1	Object 1	Obiekt 2	Object 2
		dopływ influent	odpływ effluent	dopływ influent	odpływ effluent
pH	\bar{x}	7,3	7,6	7,4	7,4
	min.–max	6,5–7,7	6,6–8,3	7,0–8,0	6,7–7,7
	s	0,3	0,4	0,2	0,2
	CV	4,1	5,4	3,3	3,4
Potencjał redox Redox potential [mV]	\bar{x}	-212	101	-365	84
	min.–max	-345–91	-157–288	-383–(-345)	-279–220
	s	105	156	11	165
	CV	49,6	154,8	2,9	196,1
Temperatura Temperature [°C]	\bar{x}	8,4	9,3	12,4	10,6
	min.–max	1,9–16,1	0,2–17,8	4,3–18,9	1,2–17,2
	s	4,1	5,4	4,8	5,4
	CV	48,5	57,9	38,8	50,7
Tlen rozpuszczony Dissolved oxygen [mg·dm ⁻³]	\bar{x}	1,07	7,93	0,44	2,79
	min.–max	0,10–0,30	3,09–11,30	0,10–2,07	0,17–6,78
	s	0,84	2,02	0,40	2,20
	CV	78,5	25,5	89,4	78,8

Objaśnienia: \bar{x} – średnia arytmetyczna, min.–max – wartość najmniejsza i największa, s – odchylenie standardowe, CV – współczynnik zmienności [%].

Explanations: \bar{x} – arithmetic mean, min.–max – minimum and maximum value, s – standard deviation, CV – coefficient of variation [%].

Źródło: wyniki własne. Source: own study.

$$K_T = Q (\ln C_0 - \ln C_e) / V \quad (1)$$

$$K_T = K_{20} \theta^{(T-20)} \quad (2)$$

gdzie:

C_0, C_e – stężenie zanieczyszczeń w ściekach odpowiednio na dopływie do i odpływie z obiektu;

q – obciążenie hydrauliczne złoża [$m \cdot d^{-1}$];

Q – natężenie przepływu ścieków [$m^3 \cdot d^{-1}$];

V – objętość złoża [m^3];

K_T, K_{20} – stałe szybkości reakcji I-rzędowej odpowiednio w temperaturze T i temperaturze odniesienia $20^\circ C$;

θ – empiryczny współczynnik temperaturowy [DZAKPASU i in. 2010].

Wyniki badań i dyskusja

Przedmiotem analizy były zmiany charakterystyki fizykochemicznej ścieków podczas ich oczyszczania w złożach, wyrażone w formie zależności opisującej specyfikę tych zmian.

Obciążenie hydrauliczne obiektu 1. było ponad dwukrotnie większe (tab. 1) od obciążenia obiektu 2., natomiast stężenie oznaczanych zanieczyszczeń na jego dopływie nawet 6-krotnie mniejsze (tab. 3). W obu złożach potencjał redukcyjno-oksydacyjny (redox) w oczyszczonych ściekach średnio był dodatni, co potwierdza tlenowy charakter zachodzących w nich reakcji. Wartości pH, w stosunku do wartości na dopływie, pozostały na praktycznie niezmiennym poziomie (7,4–7,6), charakteryzującym roztwory o odczynie obojętnym. Ze względu na specyfikę wewnętrznej sieci kanalizacyjnej średnia temperatura ścieków w obiekcie 1. była niższa, a stężenie w nich tlenu znacznie większe (tab. 2).

Tabela 3. Zanieczyszczenia w ściekach dopływających i odpływających
Table 3. Pollutants in the influent and effluent

Parametr Parameter	Wartość Value	Obiekt 1	Object 1	Obiekt 2	Object 2
		dopływ influent	odpływ effluent	dopływ influent	odpływ effluent
BZT ₅ BOD ₅ [mg O ₂ ·dm ⁻³]	\bar{x}	121,2	26,1	567,9	92,7
	min.–max	50,0–202,0	2,5–89,0	395,0–830,0	30,0–240,0
	s	44,4	24,5	111,8	68,0
	CV	36,7	94,1	19,7	73,3
Azot amonowy Ammonium nitrogen [mg N-NH ₄ ·dm ⁻³]	\bar{x}	43,8	6,9	138,2	38,0
	min.–max	15,7–77,5	0,0–33,6	116,8–177,8	3,9–107,6
	s	15,7	9,2	14,8	26,3
	CV	35,8	134,0	10,7	69,3
Azot azotanowy Nitrate nitrogen [mg N-NO ₃ ·dm ⁻³]	\bar{x}	–	28,9	–	49,7
	min.–max	–	10,3–58,5	–	6,1–74,1
	s	–	11,9	–	21,2
	CV	–	41,1	–	42,7
Azot ogólny Total nitrogen [mg N-N _{tot} ·dm ⁻³]	\bar{x}	51,5	46,0	147,6	103,0
	min.–max	22,9–72,8	25,6–69,8	120,2–200,0	76,0–135,0
	s	12,3	11,7	20,6	12,4
	CV	24,0	25,3	13,9	12,1

Objaśnienia, jak pod tabelą 2. Explanations, see table 2.

Źródło: wyniki własne. Source: own study.

W obu obiektach, niezależnie od zasadniczo różnego ich obciążenia hydraulicznego, stwierdzono znaczące zmniejszenie BZT₅ w stosunku do wartości na dopływach, odpowiednio w obiektach 1. i 2. o 95,1 i 475,2 mg O₂·dm⁻³ oraz N-NH₄ – o 36,9 i 100,2 mg N·dm⁻³. Jednocześnie stężenie N-NO₃ było większe – odpowiednio 28,9 i 49,7 mg N·dm⁻³, a stężenie N_{tot} zostało zmniejszone tylko o 5,5 w obiekcie 1. i 44,6 mg N·dm⁻³ w obiekcie 2. (tab. 3). Mniejsze obciążenie powierzchni obiektu 1. niż 2. ładunkiem substancji organicznej (tab. 4) i większa podaż tlenu (tab. 2) bardziej sprzyjały intensywnej nityfikacji. Duże obciążenia BZT₅ i N-NH₄ (tab. 4) i mniejsze stężenie tlenu rozpuszczonego w ściekach w obiekcie 2. (tab. 2) sprzyjały natomiast procesowi denityfikacji, co uwidoczniło się większą efektywnością zmniejszania stężenia azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych (rys. 1).

Tabela 4. Średnie wartości obciążeń, SUZ i K_{20} dla obiektów badawczych
 Table 4. Average values of the loads, SUZ and K_{20} for the objects tested

Wyszczególnienie Specification	Obiekt 1 Object 1	Obiekt 2 Object 2
Obciążenie hydrauliczne Hydraulic loading rate [mm·d⁻¹]	372	138
BZT₅ BOD₅		
L [g O ₂ ·m ⁻² ·d ⁻¹]	46,35	78,60
SUZ [g O ₂ ·m ⁻² ·d ⁻¹]	31,05	72,00
K_{20} [d ⁻¹]	1,212	0,543
Azot amonowy Ammonium nitrogen		
L [g N-NH ₄ ·m ⁻² ·d ⁻¹]	16,16	19,27
SUZ [g N-NH ₄ ·m ⁻² ·d ⁻¹]	14,58	15,56
K_{20} [d ⁻¹]	2,398	0,461
Azot ogólny Total nitrogen		
L [g N-N _{tot} ·m ⁻² ·d ⁻¹]	19,90	20,99
SUZ [g N-N _{tot} ·m ⁻² ·d ⁻¹]	1,55	7,86
K_{20} [d ⁻¹]	0,110	0,100

Objaśnienia: L – ładunek zanieczyszczeń, SUZ – szybkość usuwania zanieczyszczeń, K_{20} – stała szybkości reakcji pierwszorzędowej w temperaturze 20°C.

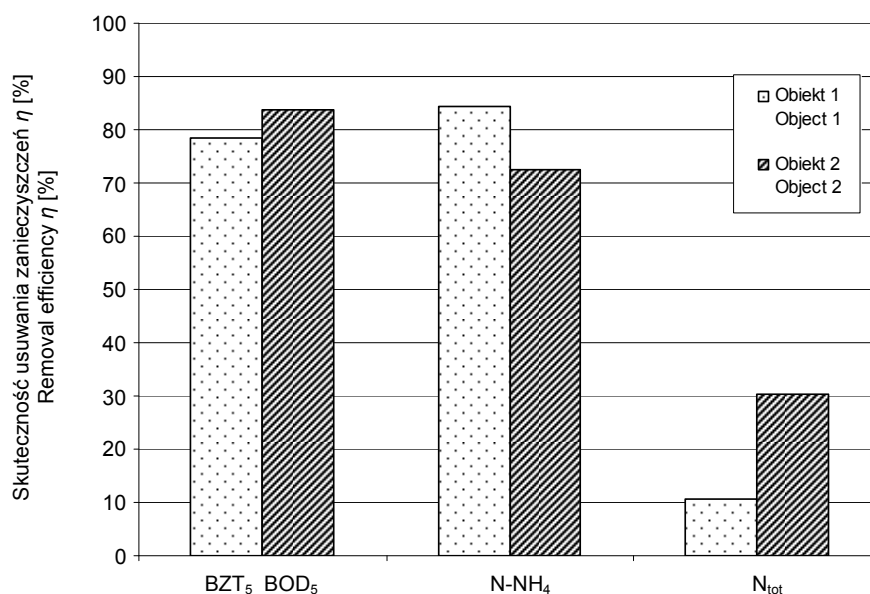
Explanations: L – load of contaminations, SUZ – removal rate, K_{20} – first-order removal rate constant at 20°C.

Źródło: wyniki własne. Source: own study.

W celu porównania dynamiki procesów zmniejszania wartości BZT₅ oraz stężenia N-NH₄ i N_{tot} w oczyszczanych ściekach wyznaczono wskaźniki skuteczności usuwania zanieczyszczeń η (rys. 1), szybkości usuwania zanieczyszczeń SUZ oraz stałą szybkości reakcji K_{20} (tab. 4).

Średnie wartości wskaźników skuteczności zmniejszania BZT₅ i N-NH₄ (rys. 1) w złożach 1. i 2.: 78 i 84% (η_{BZT_5}) oraz 91 i 80% (η_{N-NH_4}) są podobne do wskaźników skuteczności stwierdzonych podczas wcześniejszych badań prowadzonych przez JUCHERSKIEGO [2007] (89% BZT₅ oraz 92% N-NH₄ w okresach wiosenno-letnich i 47% oraz 15% w okresach jesienno-zimowych). Wysoką efektywność zmniejszania BZT₇ na poziomie 96% w podobnym złożu stwierdził również HEISTAD i in. [2006]. Większą skuteczność eliminacji N_{tot} uzyskano w obiekcie 2. ($\eta_{N_{tot}} = 30\%$) niż w obiekcie 1. ($\eta_{N_{tot}} = 11\%$) i obiekcie badanym przez JUCHERSKIEGO [2007] – 21%.

Niespodziewanie wysoki poziom usuwania azotu ogólnego w obiekcie nityfikacyjnym 2. został osiągnięty dzięki mniejszemu (niż w obiekcie 1.) stężeniu tlenu i znacznie większym wartościom stężenia azotu amonowego i węgla organicznego, wyrażonego wskaźnikiem BZT₅.



Źródło: wyniki własne. Source: own study.

Rys. 1. Skuteczność usuwania BZT₅, N-NH₄, N_{tot} w obiektach badawczych
 Fig. 1. Removal efficiency of BOD₅, N-NH₄, N_{tot} in the objects under investigation

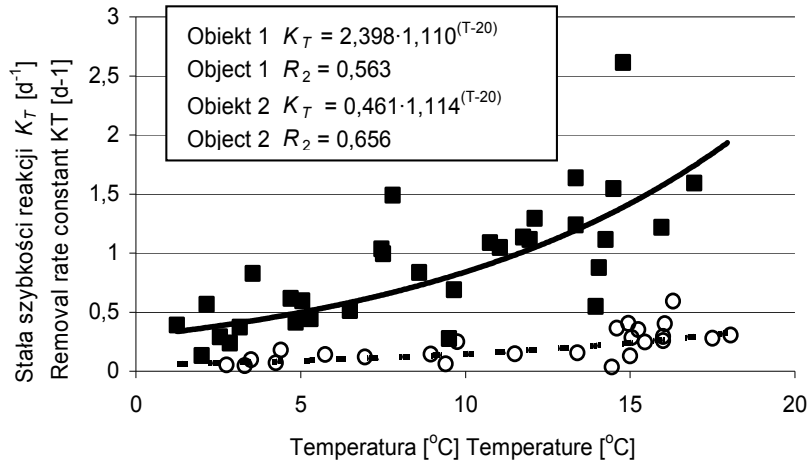
Częściowa denitryfikacja w warunkach niedotlenienia była prawdopodobnie realizowana w dolnych partiach wypełnienia złoża według mechanizmów symultanicznej nityfikacji–denitryfikacji [SZEWCZYK 2005]. HEISTAD i in. [2006] wykazali podobną, blisko 30-procentową efektywność tego procesu.

W obiekcie 1., którego obciążenie ładunkiem zanieczyszczeń było znacznie mniejsze niż obiektu 2. (tab. 4), szybkość rozkładu substancji organicznej była ponad dwukrotnie mniejsza. Według GAJEWSKIEJ [2009], jednostkowa szybkość zmniejszania wskaźnika BZT₅ zmienia się proporcjonalnie do wartości ładunku obciążającego złoża, ale nie wykazuje korelacji ze skutecznością zmniejszania BZT₅. Oba badane złoża charakteryzowały się podobną szybkością usuwania N-NH₄ w warunkach tylko nieznacznie różniącego się obciążenia N-NH₄ w ściekach zasilających złoża, ale już znacząco różniły się szybkością usuwania N_{tot} – ponad 5-krotnie większą stwierdzono w obiekcie 1. niż 2., mimo zbliżonych obciążeń N_{tot} w ściekach dopływających na złoża. Szybki rozkład substratu organicznego wiązał się z dużym zużyciem tlenu przez bakterie heterotroficzne, co ograniczało liczebność populacji konkurujących z nimi bakterii nityfikacyjnych [XIE i in. 2003], a sprzyjało tworzeniu warunków do denitryfikacji (zmniejszenie N_{tot}).

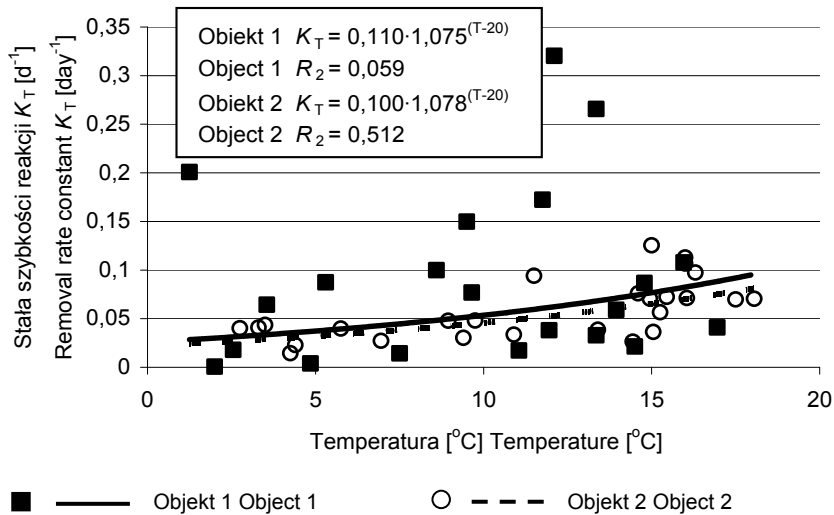
Na obiekcie 1. wykazano ponad 4-krotnie większą wartość stałej K_{20} dla reakcji nityfikacji. Wraz ze wzrostem temperatury zwiększała się szybkość reakcji nity-

fikacji i stała szybkości tej reakcji K_{20} (rys. 2). W obiekcie 1., o niższym obciążeniu złoża substratem organicznym (BZT₅), stała szybkości reakcji nityfikacji K_{20} przyjmowała większe wartości niż w obiekcie 2., gdzie obciążenie było większe. Denityfikacja, rozumiana jako ubytek azotu ogólnego, była w obiekcie 1. niewielka lub nie zachodziła wcale, przez to nie stwierdzono jej zależności od temperatury ($R_2 = 0,050$). W obiekcie 2. denityfikacja była bardziej wydajna i wykazywała się istotną zależnością od temperatury ($R_2 = 0,512$).

a)



b)



Źródło: wyniki własne. Source: own study.

Rys. 2. Wpływ temperatury na stałą szybkości reakcji: a) nityfikacji ($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_3^-$), b) denityfikacji ($\text{NO}_3^- \rightarrow \text{N}_2$)

Fig. 2. Effect of temperature on the reaction rate constant for: a) nitrification ($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_3^-$), b) denitrification ($\text{NO}_3^- \rightarrow \text{N}_2$)

Stwierdzono, że duże obciążenie hydrauliczne złóż ściekami i małe obciążenie ich powierzchni ładunkiem N-NH₄ (obiekt 1.) sprzyja nityfikacji, co wykazywali także JONOU D i in. [2003]. Warunki przeciwne (obiekt 2.) hamują ten proces, a umożliwiają denityfikację. Dzieje się tak, ponieważ autotroficzne bakterie nityfikacyjne i bakterie heterotroficzne konkurują w złożu o przestrzeń i tlen. W warunkach małej dostępności węgla organicznego (mała wartość BZT₅) wzrost bakterii heterotroficznych jest ograniczony, a autotroficzne bakterie mogą się dobrze rozwijać [XIE i in. 2003]. Reakcja nityfikacji przebiega wtedy z dużą wydajnością. Mała dostępność tlenu w złożu ogranicza nityfikację [URBANC-BERČIČ, BULC 1995].

Badane złoża keramzytowe są obiektami przeznaczonymi do nityfikacji ścieków. Są one dużo skuteczniejsze pod tym względem od klasycznych złóż hydrofitowych [GAJEWSKA 2009; URBANC-BERČIČ, BULC 1995], które z kolei w połączeniu hybrydowym mogą być skutecznym narzędziem do denityfikacji i pełnego usunięcia azotu ze ścieków. Wyniki badań wskazują, że pierwszym krokiem do optymalizacji procesu oczyszczania w badanym złożu keramzytowym jest zmniejszenie jego obciążenia substancją organiczną BZT₅, gdyż duży ładunek substratu organicznego zmniejsza intensywność nityfikacji [JONOU D i in. 2003]. Ponadto, duże ładunki zanieczyszczeń organicznych mogą powodować kolmatację złoża [PLATZER, MAUCH 1997], niekorzystną dla dalszej eksploatacji urządzenia. Obciążenie złoża substratem organicznym można zmniejszyć, zwiększając (dostosowując) jego powierzchnię już na etapie projektowania oraz zapewniając pełne pokrycie powierzchni złoża rozdeszczowanymi ściekami.

Podsumowanie

Przeprowadzone badania i analiza wyników dają podstawy do stwierdzenia, że wartość obciążenia powierzchni badanych złóż ładunkiem zanieczyszczeń (BZT₅, N-NH₄) w ściekach dopływających zmienia w istotny sposób intensywność i kierunek przemian związków azotu w oczyszczanych ściekach. Duże obciążenie złoża substratem organicznym, wyrażonym wskaźnikiem BZT₅, zmniejsza efektywność procesu nityfikacji (zmniejszanie N-NH₄). W celu intensyfikacji nityfikacji, co jest głównym zadaniem badanych złóż keramzytowych, konieczne jest zmniejszenie obciążenia złoża substancją organiczną, np. przez konstrukcyjne dopasowanie jego powierzchni do charakterystyki ścieków po osadniku.

Bibliografia

- DZAKPASU M., HOFMANN O., SCHOLZ M., HARRINGTON R., JORDAN S.N., MCCARTHY V. 2010. Nitrogen removal in integrated constructed wetland treating domestic wastewater [online]. 2nd Irish International Conference on Constructed Wetlands for Wastewater Treatment and Environmental Pollution Control. 1–2 October 2010, University College Dublin, Ireland. [Dostęp 2.10.2012]. Dostępny w Internecie: http://www.academia.edu/349620/Nitrogen_Removal_in_Integrated_Constructed_Wetland_Treating_Domestic_Wastewater
- GAJEWSKA M. 2009. Konwersje związków azotu w hybrydowym systemie hydrofitowym. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*. T. 83. Nr 7–8 s. 32–36.

- HEISTAD A., PARUCH A.M., VRÁLE L., ÁDÁM K., JENSSEN P.D. 2006. A high-performance compact filter system treating domestic wastewater. *Ecological Engineering*. Vol. 28. No. 4 s. 374–379.
- JAROSIEWICZ A. 2007. Proces samooczyszczania w ekosystemach rzecznych. *Śląskie Prace Biologiczne*. Nr 4 s. 27–41.
- JONOU D. S., VOSOUGH M., KHALILI DAYLAMI N. 2003. Study on nitrification and denitrification of high nitrogen and COD load wastewater in moving bed biofilm reactor. *Iranian Journal of Biotechnology*. Vol. 1. No. 1 s. 115–120.
- JUCHERSKI A. 2007. Ocena jakości oczyszczania ścieków bytowych w quasi technicznej instalacji zagrodowej typu IBMER w warunkach zmiennych na terenach górzystych. *Problemy Inżynierii Rolniczej*. Nr 2 s. 51–60.
- JUCHERSKI A., WALCZOWSKI A. 2004. Doskonalenie i badania technologii związanych z gospodarką wodno-ściekową na górskich terenach rolniczych z uwzględnieniem wymogów ochrony obszarów przyrodniczo cennych oraz prawodawstwa w UE – kontynuacja. *Sprawozdanie z badań. Maszynopis. Tylicz. IBMER* ss. 53.
- JUCHERSKI A., WALCZOWSKI A. 2009. Badania i rozwój bio-agro-środowiskowych metod i technologii ochrony wód, oczyszczania ścieków i recyklingu wody ze ścieków bytowo-gospodarczych i wód zanieczyszczonych na terenach wiejskich Polski Południowej (kontynuacja i rozwój – 2008–2013). *Sprawozdanie z badań. Maszynopis. Tylicz. IBMER-GCB* ss. 65.
- PLATZER C., MAUCH K. 1997. Soil clogging in vertical-flow reed beds – mechanisms, parameters, consequences and solutions? *Water Science and Technology*. Vol. 35. No. 5 s. 175–181.
- Starostwo Powiatowe w Nowym Sączu 2012. Program ochrony środowiska dla powiatu nowosądeckiego na lata 2012–2015 z perspektywą do roku 2019 [online]. [Dostęp 11.10.2012]. Dostępny w Internecie: http://www.bip.powiat.nowysacz.pl/ochrona_srodowiska/program_ochrony_srodowiska_dla_p/
- SZEWczyk K. 2005. *Biologiczne metody usuwania związków azotu ze ścieków*. Wyd. 1. Warszawa. Ofic. Wydaw. PW. ISBN 83-7207-513-1 ss. 114.
- URBANC-BERČIČ O., BULC T. 1995. Integrated constructed wetlands for small communities. *Water Science and Technology*. Vol. 32. No. 3 s. 41–47.
- XIE S., ZHANG X., WANG Z. 2003. Temperature effect on aerobic denitrification and nitrification. *Journal of Environmental Science*. Vol. 15. No. 5 s. 669–673.

Andrzej Jucherski, Maria Nastawny

**EFFECTIVENESS OF REMOVING NITROGEN COMPOUNDS
FROM DOMESTIC SEWAGE IN TRICKLING LECA BEDS
OF DIFFERENT HYDRAULIC AND ORGANIC SUBSTRATE LOADS**

Summary

During 8 year's study (2004–2012), conducted in the mountain climate, the effects of domestic wastewater treatment in two similar construction facilities with trickling filter beds filled with LECA, were compared and evaluated. The changes of BOD₅, N-NH₄, N-NO₃ and N_{tot} in the beds working under various conditions of temperature, hydraulic load and the load of organic substrate (BOD₅), were analysed. Effectiveness of nitrification ($\eta = 80\%$, $K_{20} = 0.543\text{-day}^{-1}$) was lower in bed 2, with higher load of

organic substrate (average $BOD_5 = 78.60 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$), than the effectiveness ($\eta = 91\%$ and K_{20} to $2.398 \cdot \text{day}^{-1}$) gained in bed 1 with lower load (mean $BOD_5 = 46.35 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$). On the contrary, effectiveness of denitrification and nitrogen removal rate ($\eta = 30\%$, $SUZ = 7.86 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$) was higher in bed 2, than in bed 1 ($\eta = 11\%$, $SUZ = 1.55 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$) which was less loaded. Nitrification process in the beds could be intensified by decreasing organic load of their surfaces by means of constructional adaptation of trickling surfaces proportionally to higher concentration of organic pollutants in wastewater out flowing from the rural septic tanks.

Key words: hybrid constructed wetlands, farmstead sewage treatment plants, domestic sewage, mountain conditions, keramzite beds

Adres do korespondencji:

dr inż. Andrzej Jucherski

mgr inż. Maria Nastawny

Instytut Technologiczno-Przyrodniczy

Górskie Centrum Badań i Wdrożeń w Tyliczu

ul. Pułaskiego 25a, 33-383 Tylicz

tel./fax. 18 471-13-13; e-mail: a.jucherski@itep.edu.pl; m.nastawny@itep.edu.pl

