

Wpłynęło 09.07.2017 r.
Zrecenzowano 21.09.2017 r.
Zaakceptowano 02.10.2017 r.
A – koncepcja
B – zestawienie danych
C – analizy statystyczne
D – interpretacja wyników
E – przygotowanie maszynopisu
F – przegląd literatury

SKUTECZNOŚĆ USUWANIA ZWIĄZKÓW BIOGENNYCH W FILTRACH PIASKOWYCH Z POZIOMYM PRZEPLYWEM ŚCIEKÓW

Krzysztof JÓŹWIAKOWSKI ^{ABCDEF}

Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie, Wydział Inżynierii Produkcji, Katedra Inżynierii
Kształtowania Środowiska i Geodezji

Streszczenie

W pracy zaprezentowano wyniki efektywności usuwania związków biogenych w filtrach piaskowych. Badania prowadzono w modelowej oczyszczalni ścieków składającej się z osadnika wstępnego i dwóch filtrów piaskowych z poziomym przepływem. Efekty usuwania azotu amonowego, azotu ogólnego i fosforu ogólnego określono w warunkach obciążenia hydraulicznego ściekami: $Q_1 = 1,44$; $Q_2 = 1,08$; $Q_3 = 0,72 \text{ dm}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ w złożu tlenowym – odkrytym (I) i beztlenowym – przykrytym (II). Największą efektywność usuwania azotu amonowego (37%) i azotu ogólnego (39%) odnotowano w warunkach przepływu Q_2 , natomiast w przypadku fosforu ogólnego największą efektywność stwierdzono w warunkach przepływu Q_3 (69%). Większą skuteczność usuwania azotu ogólnego, azotu amonowego oraz fosforu ogólnego uzyskiwano w I złożu tlenowym, natomiast mniejszą w II złożu beztlenowym. Wykazano, że filtry piaskowe z poziomym przepływem ścieków nie zapewniają skutecznego usuwania związków biogenych i nie powinny być stosowane do oczyszczania ścieków, gdyż stanowią zagrożenie zanieczyszczeniem wód podziemnych i powierzchniowych. Podstawową przyczyną małej skuteczności usuwania związków amoniaku w tego typu systemach jest niedostateczna zawartość tlenu w oczyszczanych ściekach, co skutkuje nieprawidłowościami w przebiegu procesu nityfikacji.

Słowa kluczowe: filtr piaskowy, skuteczność oczyszczania ścieków, ścieki bytowe, związki biogenne

WSTĘP

Jak wynika z danych GUS [2015], prawie 38% ludności w Polsce zamieszkuje tereny wiejskie o rozproszonej zabudowie, gdzie odległości między budynkami są większe od 100 m. Na tego typu obszarach budowa zbiorczego systemu kanaliza-

Do cytowania For citation: Józwiakowski K. 2017. Skuteczność usuwania związków biogenych w filtrach piaskowych z poziomym przepływem ścieków. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. T. 17. Z. 4 (60) s. 37–48.

cyjnego jest ekonomicznie nieuzasadniona. Alternatywą dla zbiorczych systemów kanalizacyjnych na terenach gmin wiejskich są systemy indywidualne, zwane przydomowymi oczyszczalnią ścieków. Szacuje się, że w Polsce funkcjonuje ponad 202 000 obiektów tego typu [GUS 2016; SIWIEC 2017]. Wśród oczyszczalni przydomowych wyróżnia się: systemy z drenażem rozsączającym, filtry piaskowe, oczyszczalnie z osadem czynnym, oczyszczalnie ze złożem biologicznym, systemy hybrydowe (osad czynny + złożo biologiczne) oraz systemy hydrofitowe [JÓŹWIAKOWSKI i in. 2015]. Z ankiety przeprowadzonej w 2012 r. w woj. lubelskim wynika, że najczęściej jako oczyszczalnie przydomowe stosowane są systemy z drenażem rozsączającym (71%) [JÓŹWIAKOWSKI i in. 2012]. Według wielu autorów (JUCHERSKI, WALCZOWSKI [2001]; ORLIK, JÓŹWIAKOWSKI [2003]; PALUCH, PULIKOWSKI [2004]; OBARSKA-PEMPKOWIAK [2005]; JÓŹWIAKOWSKI i in. [2014]) oczyszczalnie tego typu charakteryzują się niedostatecznym stopniem oczyszczania ścieków i negatywnie wpływają na stan jakości wód powierzchniowych oraz podziemnych [JÓŹWIAKOWSKI i in. 2015; MUCHA, MIKOSZ 2009]. Według CHMIELOWSKIEGO i in. [2011] znacznie lepszym rozwiązaniem jest stosowanie systemów z filtrem piaskowym o przepływie poziomym, które zapewniają lepsze efekty oczyszczania ścieków niż systemy z drenażem rozsączającym. Obecnie niewiele jest jednak wyników badań na temat skuteczności usuwania związków biogenych w tego typu systemach.

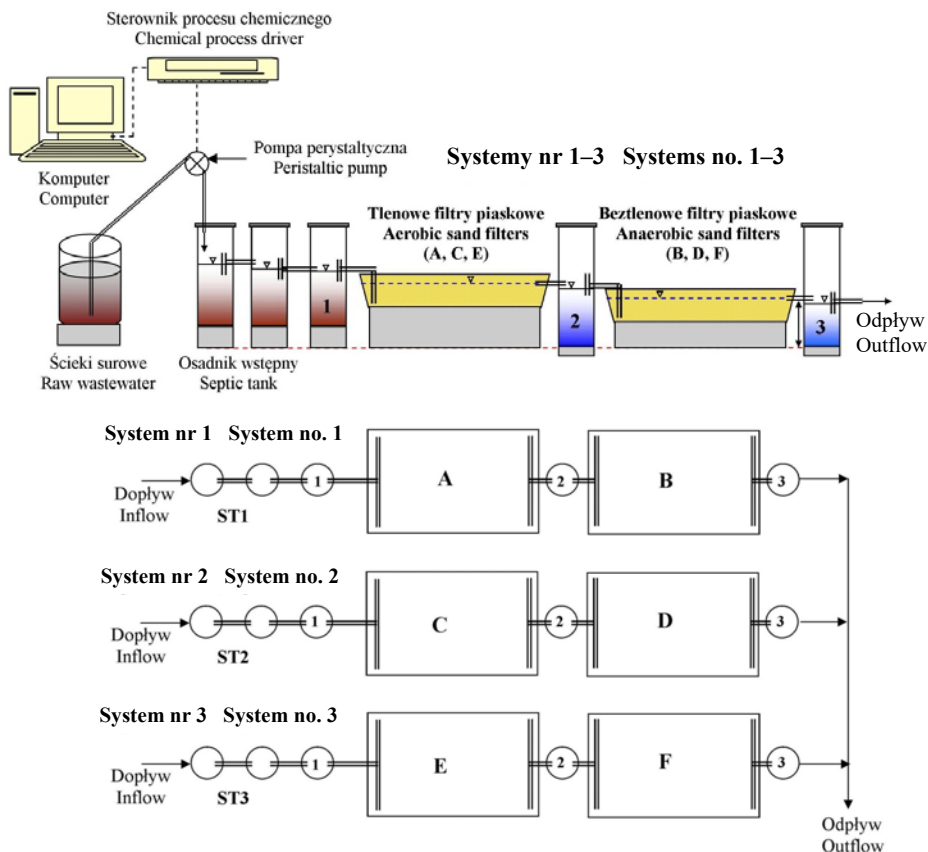
Celem pracy było określenie efektywności usuwania związków biogenych (azotu i fosforu) w modelowej oczyszczalni ścieków składającej się z osadnika wstępnego i dwóch filtrów piaskowych z poziomym przepływem.

OBIEKT BADAWCZY

Badania przeprowadzono na modelowej oczyszczalni ścieków w skali laboratoryjnej. Schemat oczyszczalni przedstawiono na rysunku 1.

Praca oczyszczalni była kontrolowana przez układ kontrolno-pomiarowo-sterujący oparty na sterowniku procesu chemicznego SPC 10. W skład układu wchodziły 4 pompy perystaltyczne amerykańskiej firmy Gorman-Rupp Industries, czasowy regulator przepływu, sonda tlenowa Oxyferm 120 i elektroda pH Easyferm 120 – amerykańskiej firmy Hamilton, czujnik temperatury PT-100 – polskiej firmy Elmetron oraz komputer.

Modelowa oczyszczalnia ścieków składała się z trzech równoległych ciągów technologicznych złożonych z dwukomorowego osadnika wstępnego i złóż piaskowych z poziomym przepływem ścieków: tlenowych (odkrytych) i beztlenowych (przykrytych folią). Powierzchnia złóż piaskowych (tlenowych i beztlenowych) wynosiła 0,0916 m², a ich głębokość 0,07 m. Spadek dna złóż wynosił 1% w kierunku odpływu ścieków. Do wypełnienia złóż (A, B, C, D, E, F) zastosowano piasek luźny gruboziarnisty ($\phi = 1-2$ mm). Podstawowe dane modelowej oczyszczalni przedstawiono w tabeli 1.



Rys. 1. Schemat modelowej oczyszczalni ścieków; ST1, ST2, ST3 = dwukomorowe osadniki wstępne; 1, 2, 3 = punkty poboru próbek; A, C, E = tlenowe filtry piaskowe z poziomym przepływem; B, D, F = beztlenowe filtry piaskowe z poziomym przepływem; źródło: JÓZWIAKOWSKI [2017]

Fig. 1. A scheme of the model wastewater treatment plant; ST1, ST2, ST3 = two-chamber septic tanks; 1, 2, 3 = sampling points; A, C, E = aerobic sand filters with horizontal flow; B, D, F = anaerobic sand filters with horizontal flow; source: JÓZWIAKOWSKI [2017]

METODY BADAŃ

Badania nad skutecznością usuwania związków biogenych (azotu i fosforu) w modelowej oczyszczalni prowadzono przez 8 tygodni. Ścieki bytowe – surowe do badań dowożono raz w tygodniu z osadnika wstępnego przydomowej oczyszczalni pracującej w warunkach rzeczywistych. Badania wykonywano w warunkach przepływu ścieków: 0,72; 1,08 i 1,44 $\text{dm}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, co odpowiadało obciążeniom hydraulicznym powierzchni złóż (tlenowych i beztlenowych) ściekami od 0,008 do 0,016 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. Czas retencji ścieków w osadnikach wstępnych wynosił od 11 h 47 min do 23 h 32 min, a w złożach od 30 h 33 min do 61 h 06 min (założona poro-

Tabela 1. Parametry modelowej oczyszczalni ścieków**Table 1.** Parameters of the model wastewater treatment plant

Parametr Parameter	Jednostka miary Measure- ment unit	Osadnik wstępny (I i II komora) Primary sedimentation tank (chambers I and II)	Złoża tlenowe i beztlenowe Aerobic and anae- robic sand filters
Długość L Length L	m	–	0,390
Szerokość W Width W	m	–	0,235
Średnica D Diameter D	m	0,075	–
Głębokość całkowita H Total depth H	m	0,24	0,06
Głębokość wypełnienia ściekami h Sewage depth h	m	0,16	0,05
Powierzchnia A Area A	m ²	–	0,092
Objętość całkowita V Total volume V	dm ³	1,059	5,499
Objętość czynna V_{cz} Acive volume V_{cz}	dm ³	0,707	4,582

Źródło: JÓŹWIAKOWSKI [2017]. Source: JÓŹWIAKOWSKI [2017].

watość piasku 0,4). Podczas prac eksperymentalnych kontrolowano: temperaturę, pH, stężenie tlenu rozpuszczonego, jak również zawartość azotu ogólnego i jego form (N-NH₄, N-NO₃, N-NO₂) oraz fosforu ogólnego w ściekach po mechanicznym oczyszczaniu (1) oraz w ściekach odpływających ze złożów tlenowych (2) i beztlenowych (3). Wykonano 6 serii analiz – po 2 dla każdego obciążenia hydraulicznego. Analizy fizyczno-chemiczne ścieków wykonywano według metod referencyjnych [APHA 2002; 2005]. Efekty usuwania zanieczyszczeń na poszczególnych etapach oczyszczania obliczano na podstawie zmiany wartości analizowanych wskaźników w ściekach dopływających i odpływających z poszczególnych elementów oczyszczalni według formuły:

$$\eta = \left(-\frac{C_d - C_o}{C_d} \right) 100\% \quad (1)$$

gdzie:

η = stopień redukcji wskaźnika zanieczyszczenia ścieków;

C_o = stężenie wskaźnika zanieczyszczenia w ściekach odpływających z oczyszczalni;

C_d = stężenie wskaźnika zanieczyszczenia w ściekach dopływających do oczyszczalni.

WYNIKI BADAŃ I DYSKUSJA

Przedstawiono charakterystykę ścieków oczyszczanych w modelowej oczyszczalni w warunkach różnego obciążenia hydraulicznego (tab. 2).

Tabela 2. Parametry ścieków oczyszczanych w modelowej oczyszczalni w warunkach różnego obciążenia hydraulicznego (wartości średnie)**Table 2.** The parameters of sewage treated in the model of wastewater treatment plant with different hydraulic loads (mean values)

Parametr Parameter	Wartość w warunkach obciążenia Value under load conditions								
	$Q_1 = 1,44 \text{ dm}^3 \cdot \text{d}^{-1}$			$Q_2 = 1,08 \text{ dm}^3 \cdot \text{d}^{-1}$			$Q_3 = 0,72 \text{ dm}^3 \cdot \text{d}^{-1}$		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Temperatura ścieków ¹⁾ , °C Temperature of sewage ¹⁾ , °C	16,9	16,5	17,0	14,9	14,6	14,5	18,8	18,6	18,6
pH ¹⁾	7,46	7,84	8,21	7,38	7,94	8,06	7,01	7,94	8,17
O ₂ ¹⁾ , mg·dm ⁻³	0,42	0,98	1,39	0,56	1,15	2,00	0,19	0,57	3,12
N-NH ₄ , mg·dm ⁻³	68	56	49	56	43	35	50	42	48
N-NO ₃ , mg·dm ⁻³	0,27	0,11	0,11	0,27	0,14	0,11	0,23	0,11	0,11
N-NO ₂ , mg·dm ⁻³	0,179	0,073	0,071	0,206	0,081	0,025	0,149	0,040	0,032
N _{tot} , mg·dm ⁻³	82	69	55	74	55	45	69	58	53
P _{tot} , mg·dm ⁻³	31,2	17,6	9,9	25,3	10,1	8,1	23,2	11,5	7,1

Objaśnienia: 1 = ścieki mechanicznie oczyszczone, 2 = ścieki odpływające ze złożeń tlenowych, 3 = ścieki odpływające ze złożeń beztlenowych,

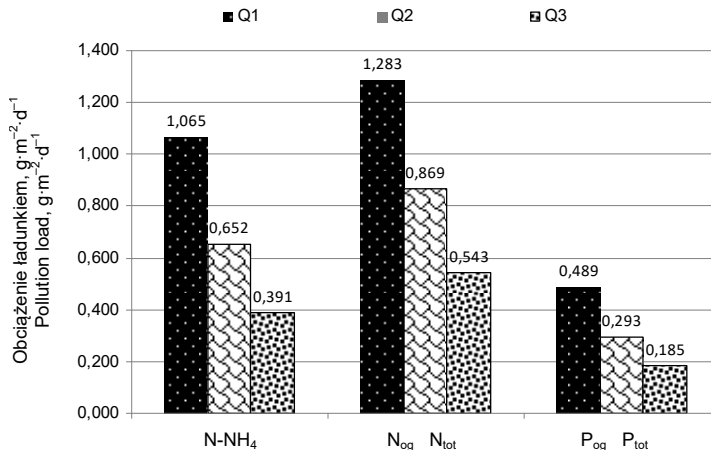
Explanations: 1 = sewage after mechanical treatment, 2 = sewage outflowing from the aerobic beds, 3 = sewage outflowing from the anaerobic beds,

Źródło: ¹⁾ JÓZWIAKOWSKI [2017], pozostałe wyniki własne.

Source: ¹⁾ JÓZWIAKOWSKI [2017], the other own study.

Podczas badań temperatura ścieków dopływających do modelowej oczyszczalni przyjmowała wartości od 14,9 do 18,8°C, a wartość pH w zakresie 7,01–7,46. Badania wykazały niewielką zawartość tlenu rozpuszczonego w ściekach mechanicznie oczyszczonych: 0,19–0,56 mg O₂·dm⁻³ [JÓZWIAKOWSKI 2017]. Podczas badań stężenie azotu ogólnego wynosiło 69–82 mg·dm⁻³, a fosforu ogólnego 23,2–31,2 mg·dm⁻³. W analizowanych ściekach dominował azot amonowy – jego stężenie wynosiło od 50 do 68 mg·dm⁻³. Pozostałe formy azotu (azot azotanowy (III) i azot azotanowy (V)) w ściekach po mechanicznym oczyszczeniu występowały w niewielkich ilościach (na ogół poniżej 0,5 mg·dm⁻³). Skład ścieków dopływających do badanego obiektu był typowy dla ścieków bytowych odprowadzanych z gospodarstw domowych [BERGIER, WŁODYKA-BERGIER 2012; BUGAJSKI, BERGEL 2008; HEIDRICH, KOZAK 2009; KACZOR 2009].

Na podstawie wyników analiz ustalono obciążenie badanych systemów ładunkiem związków biogenych (rys. 2). Ładunek związków biogenych dopływających do badanego obiektu zależał przede wszystkim od ilości dopływających ścieków (rys. 2). Zaobserwowano, że największe ładunki azotu i fosforu do modelowej oczyszczalni dopływały w warunkach największego obciążenia hydraulicznego $Q_1 = 1,44 \text{ dm}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, a wraz z jego zmniejszeniem do $Q_3 = 0,72 \text{ dm}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ ulegały znacznemu zmniejszeniu – nawet o ponad 50%.

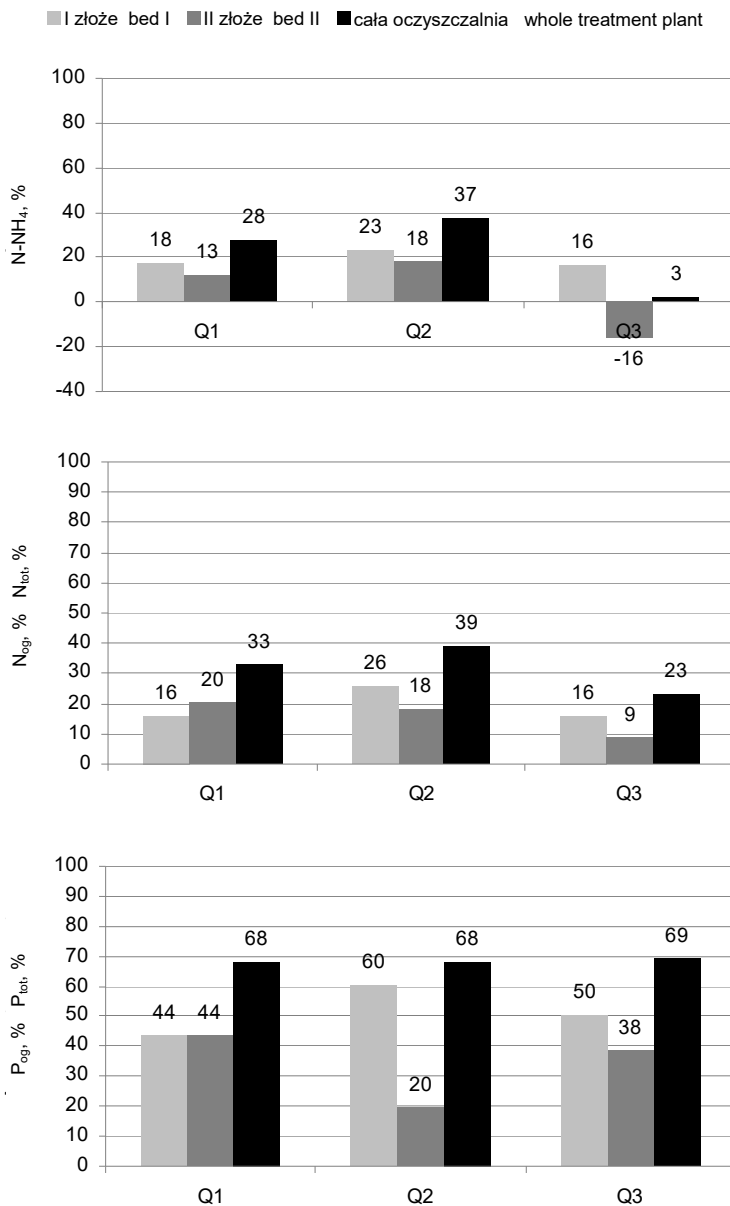


Rys. 2. Ładunek związków biogenych w ściekach dopływających do modelowej oczyszczalni; źródło: wyniki własne

Fig. 2. The pollutant load in the sewage inflowing to the model treatment plant; source: own study

Stwierdzono, że stężenie azotu amonowego i azotu ogólnego w ściekach odpływających z poszczególnych etapów oczyszczania było nieznacznie mniejsze niż w ściekach dopływających, co świadczy o małej skuteczności usuwania azotu (rys. 3). Efekty usuwania fosforu ogólnego w badanej oczyszczalni nie były uzależnione od obciążenia hydraulicznego, na co wskazują wyniki badań przedstawione na rysunku 3.

Podczas prowadzonych badań stwierdzono, że temperatura (powyżej 14°C) i pH (ponad 7,8) ścieków były odpowiednie do przebiegu podstawowych procesów usuwania związków biogenych w modelowej oczyszczalni (tab. 1). Czynnikiem ograniczającym osiągnięcie wysokiej skuteczności usuwania azotu amonowego i ogólnego było stężenie tlenu rozpuszczonego w ściekach dopływających do I złoża, które nie przekraczało 1,2 mg O₂·dm⁻³ (tab. 1). Obecność tlenu rozpuszczonego w środowisku, w którym ścieki są oczyszczane, ma bardzo duży wpływ na przebieg procesu nityfikacji. Aby proces utleniania azotu amonowego zachodził bez zakłóceń, minimalne stężenie tlenu rozpuszczonego powinno wynosić 1–2 mg O₂·dm⁻³. Im większe jest stężenie tlenu rozpuszczonego, tym skuteczniej przebiega proces nityfikacji [BERNACKA i in. 1995]. Przedstawione powyżej uwarunkowania przyczyniły się do niewielkiej efektywności usuwania azotu amonowego w badanej oczyszczalni. Zaobserwowano, że największą skuteczność eliminacji N-NH₄ w badanej instalacji uzyskiwano zazwyczaj w I złożu tlenowym – 16–18%, a znacznie mniejsze w II złożu beztlenowym (rys. 3a). Najlepsze efekty usuwania tego wskaźnika w całej oczyszczalni wynosiły 37% i uzyskano je w warunkach obciążenia hydraulicznego Q₂ = 1,08 dm³·d⁻¹. Najmniejszą efektywność eliminacji azotu amonowego, na poziomie 3%, stwierdzono w warunkach obciążenia hydrau-



Rys. 3. Skuteczność usuwania związków biogenych w poszczególnych etapach oczyszczania ścieków w warunkach różnego obciążenia hydraulicznego (Q) w modelowej oczyszczalni: a) N-NH₄, b) N_{org}, c) P_{tot}; $Q_1 = 1,44 \text{ dm}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, $Q_2 = 1,08 \text{ dm}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, $Q_3 = 0,72 \text{ dm}^3 \cdot \text{d}^{-1}$; źródło: wyniki własne

Fig. 3. The effects of the biogenic compounds removal at particular stages of wastewater treatment by different levels of hydraulic load (Q) in model treatment plant: a) N-NH₄, b) N_{tot}, c) P_{tot}; $Q_1 = 1.44 \text{ dm}^3 \cdot \text{day}^{-1}$, $Q_2 = 1.08 \text{ dm}^3 \cdot \text{day}^{-1}$, $Q_3 = 0.72 \text{ dm}^3 \cdot \text{day}^{-1}$; source: own study

licznego $Q_3 = 0,72 \text{ dm}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ (rys. 3a). Niewielkie efekty usuwania tego składnika sprawiły, że jego stężenie w ściekach oczyszczonych było na bardzo wysokim poziomie i wynosiło $35\text{--}49 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ (tab. 2). Dla porównania z badań wykonanych przez ORLIKA i JÓŹWIAKOWSKIEGO [2003] wynika, że efekty usuwania N-NH_4 w dwóch przydomowych oczyszczalni ścieków z drenażem rozsączającym również były niewielkie – zmniejszenie $9,6\text{--}50,2\%$, a stężenie azotu amonowego w odpływie z oczyszczalni wahało się od $49,3$ do $104,0 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Takie stężenie omawianego składnika w ściekach odprowadzanych z przydomowych oczyszczalni z drenażem rozsączającym przyczynia się do degradacji jakości wód powierzchniowych i podziemnych, czyli nadmiernej eutrofizacji [JÓŹWIAKOWSKI i in. 2014].

Z badań wykonanych w modelowej oczyszczalni wynika, że główną przyczyną niewielkiej efektywności usuwania azotu amonowego w tego typu systemach jest brak tlenu rozpuszczonego w ściekach oczyszczanych, dlatego procesy utleniania azotu amonowego N-NH_4 przebiegają nieprawidłowo. Świadczy o tym między innymi niewielkie stężenie azotu azotanowego (III) i azotanowego (V) w ściekach odpływających z I i II złoza (tab. 2). Efekty usuwania azotu amonowego w filtrach piaskowych można zwiększyć poprzez zastosowanie na przykład nadtlenu wodoru (H_2O_2). Badania przeprowadzone przez JÓŹWIAKOWSKIEGO i in. [2017a] wykazały, że wykorzystując tę niekonwencjonalną metodę natleniania ścieków, efekty usuwania azotu amonowego N-NH_4 w jednostopniowym filtrze piaskowym można zwiększyć z 31 do $81,2\%$, a stężenie tego parametru można zmniejszyć ze 117 do $22 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$.

Przeprowadzone badania wykazały, że filtry piaskowe pracujące w laboratorium, w warunkach określonego obciążenia hydraulicznego i określonego ładunku zanieczyszczeń nie zapewniają również wysokiej efektywności usuwania azotu ogólnego. Zaobserwowano, że najlepszą eliminację tego składnika w badanej instalacji uzyskiwano w I złożu tlenowym – na poziomie $16\text{--}26\%$, a znacznie gorszą w II złożu beztlenowym (rys. 3b). Najlepsze efekty usuwania azotu ogólnego w całej oczyszczalni (39%) uzyskano w warunkach obciążenia hydraulicznego na poziomie $Q_2 = 1,08 \text{ dm}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. Najmniejszą efektywność eliminacji tego składnika (23%) stwierdzono natomiast w warunkach obciążenia hydraulicznego $Q_3 = 0,72 \text{ dm}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ (rys. 3b). Niewielkie efekty usuwania azotu ogólnego, podobnie jak azotu amonowego, sprawiły, że jego stężenie w ściekach oczyszczonych było na bardzo wysokim poziomie i wynosiło $45\text{--}55 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ (tab. 2), czyli było znacznie większe niż wartość dopuszczalna ($30,0 \text{ dm}^3 \cdot \text{d}^{-1}$) podana w Rozporządzeniu Ministra Środowiska [2014] w ściekach odprowadzanych do jezior i ich dopływów. Dla porównania z badań wykonanych przez ORLIKA i JÓŹWIAKOWSKIEGO [2003] wynika, że efekty usuwania azotu ogólnego w dwóch przydomowych oczyszczalniach ścieków z drenażem rozsączającym również były niewielkie – $8,0\text{--}46,9\%$, a stężenie azotu amonowego w odpływie z oczyszczalni wahało się od 126 do $137 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$.

Z badań wykonanych w warunkach laboratoryjnych wynika, że analizowane filtry piaskowe zapewniają lepsze efekty usuwania fosforu ogólnego niż w przy-

padku azotu ogólnego i amonowego. Stwierdzono, że najlepsze efekty eliminacji fosforu w badanej instalacji uzyskiwano w I złożu tlenowym – 44–60%, a znacznie gorsze w II złożu beztlenowym (rys. 3c). Najlepszą efektywność usuwania fosforu ogólnego w całej oczyszczalni (69%) uzyskano w warunkach obciążenia hydraulicznego na poziomie $Q_3 = 0,72 \text{ dm}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. Niewiele mniejszą efektywność eliminacji tego wskaźnika – na poziomie 68% stwierdzono w warunkach obciążenia hydraulicznego $Q_1 = 1,44 \text{ dm}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ i $Q_2 = 1,08 \text{ dm}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ (rys. 3c). Wykazano, że stężenie fosforu ogólnego w ściekach odprowadzanych z badanej oczyszczalni w warunkach różnego obciążenia hydraulicznego wynosiło od 7,1 do 9,9 $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, czyli było znacznie większe niż wartość dopuszczalna (5,0 $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$) w Rozporządzeniu Ministra Środowiska [2014] w ściekach odprowadzanych do jezior i ich dopływów. Dla porównania z badań wykonanych przez ORLIKA i JÓŻWIAKOWSKIEGO [2003] wynika, że skuteczność usuwania fosforu ogólnego w dwóch przydomowych oczyszczalniach z drenażem rozsączającym była znacznie mniejsza niż w badanym obiekcie – od 31,8 do 37,0%, a stężenie fosforu ogólnego w odpływie z oczyszczalni wahało się od 15,5 do 31,3 $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Takie stężenie fosforu w ściekach odprowadzanych z oczyszczalni przydomowych w technologii z drenażem rozsączającym, które obecnie w Polsce są wykonywane na dużą skalę, przyczynia się do degradacji jakości wód podziemnych i powierzchniowych oraz ma wpływ na powszechne występowanie procesu nadmiernej eutrofizacji wód [JÓŻWIAKOWSKI i in. 2014; 2016]. CHMIEŁOWSKI i in. [2011] wykazali, że lepsze efekty usuwania fosforu (51%) można uzyskać w oczyszczalniach z filtrem piaskowym z pionowym przepływem. W celu zwiększenia efektywności usuwania związków fosforu ze ścieków w oczyszczalniach przydomowych można stosować specjalne P-filtry wypełnione skalą węglanowo-krzemionkową na odpływie z biologicznego oczyszczania [JÓŻWIAKOWSKI i in. 2017a; JUCHERSKI i in. 2017].

WNIOSKI

1. Wykazano, że hybrydowe filtry piaskowe z poziomym przepływem ścieków charakteryzują się małą skutecznością usuwania związków biogenych, przez co w warunkach rzeczywistych ścieki odprowadzane z tego typu urządzeń mogą być przyczyną nadmiernej eutrofizacji wód.

2. Największą efektywność usuwania azotu amonowego (na poziomie 37%) i azotu ogólnego (39%) odnotowano w warunkach obciążenia hydraulicznego $Q_2 = 1,08 \text{ dm}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, natomiast największą skuteczność usuwania fosforu ogólnego (69%) uzyskano, gdy obciążenie wynosiło $0,72 \text{ dm}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ (Q_3).

3. Stwierdzono, że najlepsze efekty usuwania związków biogenych uzyskiwano w większości przypadków w I złożu tlenowym, natomiast gorsze w II złożu beztlenowym.

4. Główną przyczyną małej efektywności usuwania azotu amonowego w filtrach piaskowych z poziomym przepływem jest brak tlenu w złożu tlenowym, co uniemożliwia utlenianie azotu amonowego.



Dofinansowano ze środków Wojewódzkiego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Lublinie

BIBLIOGRAFIA

- APHA 2002. Standard methods for examination of water and wastewater. 18th ed. Washington, DC. American Public Health Association.
- APHA 2005. Standard methods for examination of water and wastewater. 18th ed. Washington, DC. American Public Health Association.
- BERGIER T., WŁODYKA-BERGIER A. 2012. Efektywność oczyszczania ścieków w przydomowej hybrydowej oczyszczalni hydrofitowo-biologicznej [The efficiency of wastewater treatment with the household hybrid (biological-constructed wetland) wastewater treatment plant)]. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. T. 12. Z. 1(37) s. 25–36.
- BERNACKA J., KURBIEL J., PAWŁOWSKA L. 1995. Usuwanie związków biogenych ze ścieków miejskich [Biogenic compounds removal from municipal wastewater]. Warszawa. IOŚ ss. 92.
- BUGAJSKI P., BEREGEL T. 2008. Wielkości wybranych stężeń zanieczyszczeń w ściekach bytowych odpływających z terenów wiejskich [Levels of selected pollutant concentrations in outflowing wastewater from rural areas]. Gaz, Woda i Technika Sanitarna. Nr 9 s. 28–29.
- CHMIEŁOWSKI K., ŚLIZOWSKI R., PĘGIEL K. 2011. Ocena działania przydomowej oczyszczalni ścieków z filtrem piaskowym o przepływie poziomym [Evaluation of performance household sewage treatment plant based on a horizontal flow sand filter]. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich. Nr 2 s. 215–223.
- GUS 2015. Rocznik statystyczny Rzeczypospolitej Polskiej [Statistical yearbook of the Republic of Poland]. Warszawa. Główny Urząd Statystyczny. ISSN 1506-0632 ss. 907.
- GUS 2016. Infrastruktura komunalna w 2015 r. [Communal infrastructure in 2015]. Warszawa. Główny Urząd Statystyczny ss. 36.
- HEIDRICH Z., KOZAK T. 2009. Jednostkowe ładunki zanieczyszczeń charakteryzujące ścieki miejskie [Unitary pollution charge typical of communal sewage]. Gaz, Woda i Technika Sanitarna. Nr 12 s. 20–22.
- JÓZWIAKOWSKI K. 2017. Efficiency of organic substance removal in a hybrid sand filter with horizontal flow. Journal of Water and Land Development. No. 35 p. 95–100.
- JÓZWIAKOWSKI K., GAJEWSKA M., PYTKA A., MARZEC M., GIZIŃSKA-GÓRNA M., JUCHERSKI A., WALCZOWSKI A., NASTAWNY M., KAMIŃSKA A., BARAN S. 2017a. Influence of the particle size of carbonate-siliceous rock on the efficiency of phosphorous removal from domestic wastewater. Ecological Engineering. No 98 s. 290–296.
- JÓZWIAKOWSKI K., LISTOSZ A., GIZIŃSKA-GÓRNA M., PYTKA A., MARZEC M., SOSNOWSKA B., KO-WALCZYK-JUŚKO A., GRZYWNA A., MAZUR A., OBROŚLAK R. 2016. Effect of anthropogenic pollu-

- tants on the quality of surface waters and groundwaters in the catchment basin of lake Bialskie. *Journal of Ecological Engineering*. No 17 (4) s. 154–162.
- JÓZWIAKOWSKI K., MARZEC M., FIEDUREK J., KAMIŃSKA A., GAJEWSKA M., WOJCIECHOWSKA E., SHUBIAO W., DACH J., MARCZUK A., KOWALCZYK-JUŚKO A. 2017b. Application of H₂O₂ to optimize of ammonium removal from domestic wastewater. *Separation and Purification Technology*. No 173 s. 357–363.
- JÓZWIAKOWSKI K., MUCHA Z., GENEROWICZ A., BARAN S., BIELIŃSKA J., WÓJCIK W. 2015. The use of multi-criteria analysis for selection of technology for a household WWTP compatible with sustainable development. *Archives of Environmental Protection*. No 3 s. 76–82.
- JÓZWIAKOWSKI K., PYTKA A., MARZEC M., GIZIŃSKA M., DĄBEK J., GŁĄZ B., SŁAWIŃSKA A. 2012. Rozwój infrastruktury wodno-ściekowej w województwie lubelskim w latach 2000–2011 [Development of water and wastewater infrastructure in Lublin province in 2000–2011]. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*. Nr 3/I s. 73–86.
- JÓZWIAKOWSKI K., STESZUK A., PIENKO A., MARZEC M., PYTKA A., GIZIŃSKA M., SOSNOWSKA B., OZONEK J. 2014. Ocena wpływu przydomowych oczyszczalni ścieków z drenażem rozsączającym na jakość wód podziemnych w studniach kopanych i głębinowych [Evaluation of the impact of wastewater treatment plants with drainage system on the quality of groundwater in dug and deep wells]. *Inżynieria Ekologiczna*. Nr 39 s. 74–84.
- JUCHERSKI A., NASTAWNY M., WALCZOWSKI A., JÓZWIAKOWSKI K., GAJEWSKA M. 2017. Badania przydatności alkalicznych materiałów filtracyjnych do usuwania fosforanów z biologicznie oczyszczonych ścieków bytowych [Studies of alkaline filtration materials for phosphates removal from biologically treated domestic sewage]. *Ochrona Środowiska*. Nr 39 (1) s. 33–38.
- JUCHERSKI A., WALCZOWSKI A. 2001. Drenaże rozsączające. Oczyszczanie czy odprowadzanie nieoczyszczonych ścieków do gleby [Drainage drains. Purification or draining of untreated sewage into the soil]. *Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie*. Nr 3 (390) s. 131–132.
- KACZOR G. 2009. Stężenia zanieczyszczeń w ściekach odprowadzanych z wiejskich systemów kanalizacyjnych województwa małopolskiego. Concentrations of the pollutants in the sewage drained from the rural sewerage systems in lesser Poland voivodeship. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*. Nr 9 s. 97–104.
- MUCHA Z., MIKOSZ J. 2009. Racjonalne stosowanie małych oczyszczalni ścieków z uwzględnieniem kryteriów zrównoważonego rozwoju [Rational application of small wastewater treatment plants according to sustainability criteria]. *Czasopismo Techniczne. Środowisko*. Wydawnictwo Politechniki Krakowskiej. R. 106. Z. 2-Ś s. 91–100.
- OBARSKA-PEMPKOWIAK H. 2005. Oczyszczalnie hydrofitowe w świetle przepisów UE [Constructed Wetland System – UE Requirements]. *Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Koszalińskiej*. Nr 22 s. 77–97.
- ORLIK T., JÓZWIAKOWSKI K. 2003. Ocena działania dwóch przydomowych oczyszczalni ścieków typu BATEX z drenażem rozsączającym [The evaluation of two batex household wastewater treatment plants with filter drain]. *Inżynieria Rolnicza*. Nr 3 (45). T. 1 s. 109–119.
- PALUCH J., PULIKOWSKI K. 2004. Wybrane problemy związane z budową zagrodowych oczyszczalni ścieków z drenażem rozsączającym [Selected problems related to the construction of a wastewater treatment plant with drainage pipe]. *Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie*. Nr 4 s. 191–198.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z 18 listopada 2014 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego [On the conditions to be met for the introduction of sewage into waters or to soil and on substances particularly harmful to the aquatic environment]. *Dz.U. RP 2014 poz. 1800*.
- SIWIEC T. 2017. Stan obecny zaopatrzenia w wodę, odprowadzania ścieków oraz problemy rozwoju gospodarki wodno-ściekowej na terenach wiejskich. W: *Ochrona i kształtowanie zasobów*

wodnych na terenach wiejskich [Current status of water supply, sewerage and problems of water and sewage management development in rural areas. In: Protection and development of water resources in rural areas]. Red. K. Józwiakowski, W. Siuda. Warszawa-Katowice. Fundacja na rzecz Rozwoju Polskiego Rolnictwa. Wydaw. S-PRINT 2 p. 29–33.

Krzysztof JÓZWIAKOWSKI

EFFICIENCY OF BIOGENIC COMPOUNDS REMOVAL IN A SAND FILTERS WITH HORIZONTAL FLOW

Key words: *biogenic compounds, domestic sewage, efficiency of treatment, sand filter*

S u m m a r y

The paper presents the results of the efficiency of biogenic compounds removal in a sand filters. The investigations were carried out on a model wastewater treatment plant consisting of a preliminary sedimentation tank and two sand filters with a horizontal flow of wastewater. The efficiency of ammonia nitrogen, total nitrogen and total phosphorus removal was analyzed for wastewater hydraulic loads: $Q_1 = 1.44$; $Q_2 = 1.08$; $Q_3 = 0.72 \text{ dm}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ on the aerobic (I) and anaerobic (II) bed. The best efficiency of ammonium nitrogen (37%) and total nitrogen (39%) removal was obtained with the Q_2 hydraulic load, whereas for phosphorus (69%) was it by the Q_3 hydraulic load. It has been observed that the best effects of total nitrogen, ammonium nitrogen and total phosphorus removal were achieved usually in the aerobic bed I but it was worse in the anaerobic bed II. It has been shown that sand filters with a horizontal flow provide a small efficiency of biogenic substances and thus should not be used for sewage treatment since they may pollute groundwater or surface water. The main reason of a small efficiency of ammonium removal in such systems is the lack of oxygen in the treated sewage and that is why the processes of biological removal of nitrogen compounds do not proceed appropriately.

Adres do korespondencji: dr hab. Krzysztof Józwiakowski, prof. nadzw. UP, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie, Wydział Inżynierii Produkcji, Katedra Inżynierii Kształtowania Środowiska i Geodezji, ul. Leszczyńskiego 7, 20-069 Lublin; tel. + 48 81 532-06-44, e-mail: krzysztof.jozwiakowski@up.lublin.pl