

Scientific Review – Engineering and Environmental Sciences (2017), 26 (4), 447–456
Sci. Rev. Eng. Env. Sci. (2017), 26 (4)
Przegląd Naukowy – Inżynieria i Kształtowanie Środowiska (2017), 26 (4), 447–456
Prz. Nauk. Inż. Kszt. Środ. (2017), 26 (4)
<http://iks.pn.sggw.pl>
DOI 10.22630/PNIKS.2017.26.4.43

Agnieszka KARCZMARCZYK, Agnieszka KOCIK

Katedra Kształtowania Środowiska, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie
Department of Environmental Improvement, Warsaw University of Life Sciences – SGGW

Wpływ miąższości reaktywnej warstwy drenażowej na odpływ fosforanów z zielonego dachu

Influence of the thickness of the P-reactive drainage layer on phosphate content in green roof runoff

Słowa kluczowe: fosforany, materiał reaktywny, Polonite[®], zielony dach

Key words: phosphates, reactive material, Polonite[®], green roof

Wprowadzenie

Dotychczasowe badania naukowe wykazały, że woda odciekająca z zielonych dachów może być zanieczyszczona związkami organicznymi (Teemusk i Mander, 2007), metalami ciężkimi (Glass, 2007; Gregoire i Clausen, 2011; Li i Babcock, 2014) oraz związkami biogennymi (Glass, 2007; Hathaway, Hunt i Jennings, 2008; Czemieli Berndtsson, Bengtsson i Jinno, 2009; Gregoire i Clausen 2011; Karczmarczyk, Baryła, Charazińska, Bus i Frąk, 2012; Wang, Zhao, Peng, Zhang i Wang, 2013; Gong, Wu, Peng, Zhao i Wang, 2014; Li i Babcock, 2014; Malcolm, Reese, Schaus,

Ozmon i Tran, 2014; Kuoppamäki i Lehvävirta, 2016). Ich zawartość w odcieku z zielonego dachu zależy od wielu czynników, w tym: rodzaju i miąższości substratu; obecności dodatkowych warstw oraz rodzaju materiału, które je tworzą; roślinności (gatunku oraz stopnia rozwoju); sposobu pielęgnacji; jakości oraz intensywności opadu, a także warunków klimatycznych; wieku dachu czy obecności lokalnych źródeł zanieczyszczeń (Teemusk i Mander, 2007; Hathaway i in., 2008; Czemieli Berndtsson, 2010; Aitkenhead-Peterson, Dvorak, Volder i Stanley, 2011; Gregoire i Clausen, 2011; Karczmarczyk i in., 2012; Wang i in., 2013; Li i Babcock, 2014; Vijayaraghavan i Joshi, 2014; Harper, Limmer, Showalter i Burken, 2015; Whittinghill, Hsueh, Culligan i Plunz, 2016). Zanieczyszczanie wody przepływającej przez zielony dach można ograniczyć między innymi: poprzez zmianę stosowanego

nawozu, zmniejszenie jego ilości oraz dopasowanie harmonogramu nawożenia. Kluczowy jednak dla kształtowania jakości wody odciekającej z zielonego dachu jest etap jego projektowania. Istotna jest zastosowana roślinność – zarówno jej zagęszczenie, jak i dobór gatunków. Bardzo ważnym elementem jest także substrat. Dobór materiałów tworzących warstwę wegetacyjną, ich proporcje oraz miąższość mogą znacząco poprawić jakość wód odpływających z zielonego dachu (Hathaway i in., 2008; Czemieli Berndtsson, 2010; Karczmarczyk i in., 2012; Karczmarczyk i Bus, 2014; Vijayaraghavan i Joshi, 2014; Kuoppamäki i Lehvävirta, 2016). Poza modyfikacjami samego substratu można zastosować odpowiednio dobrany drenaż (Czemieli Berndtsson, 2010; Wang i in., 2013; Karczmarczyk i in., 2014). Interesującym rozwiązaniem jest wykorzystanie materiału reaktywnego jako warstwy drenażowej dachu. Materiał ten dzięki swoim właściwościom fizykochemicznym jest zdolny (na drodze sorpcji lub wytrącania) do selektywnego usuwania pewnych substancji (Cucarella i Renman, 2009). Sama warstwa drenażowa powinna być przede wszystkim lekka i cienka. Wiele materiałów reaktywnych spełnia te kryteria i wykazuje potencjał do zastosowania na zielonych dachach, a tym samym do poprawy jakości wód z nich odciekających. Zagadnienie to wymaga jednak dalszych badań. Wybór odpowiedniego materiału reaktywnego jest kluczowy, tak samo jak dobór miąższości jego warstwy. Koszt zakupu i montażu warstwy materiału reaktywnego nie może znacząco wpływać na wielkość kosztu finalnego zielonego dachu. Ważne jest także, żeby warstwa materiału

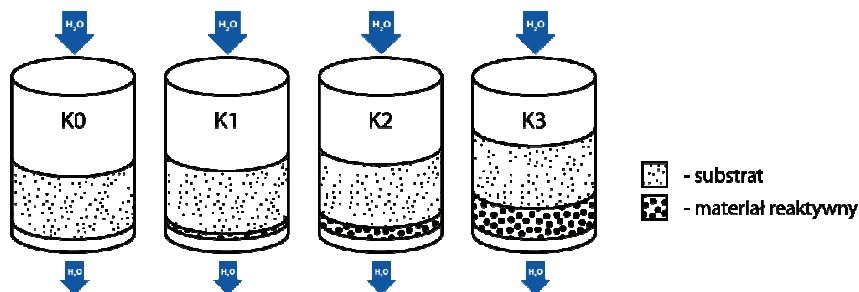
reaktywnego nie zwiększała nadmiernie ciężaru konstrukcji. Istotne jest, więc zastosowanie minimalnej miąższości wykazującej skuteczność w usuwaniu fosforanów z wody przepływającej przez zielony dach.

Celem pracy jest określenie optymalnej proporcji miąższości warstwy drenażowej z materiału reaktywnego (Polonite[®]) do miąższości substratu intensywnego stosowanego na zielonych dachach.

Material i metody

Badania prowadzono w czterech kolumnach o średnicy wewnętrznej 14,4 cm: K0, K1, K2 i K3 (rys. 1). W każdej z kolumn ułożono 10-centymetrowa warstwę substratu intensywnego. Kolumna K0 jako referencyjna została wypełniona jedynie substratem. W pozostałych trzech kolumnach (K1, K2, K3) pod warstwę substratu (S) ułożono warstwę materiału reaktywnego (MR) w stosunku miąższości (S : MR) wynoszącym odpowiednio 10 : 1; 10 : 2 i 10 : 5, czyli 10 cm substratu oraz odpowiednio 1, 2 i 5 cm MR.

Zastosowany substrat intensywny jest gotowym produktem dostępnym na rynku krajowym. W zielonym dachu pełni funkcję warstwy wegetacyjnej, która tworzy podstawę wzrostu roślin, ma stabilną strukturę oraz magazynuje przepływającą wodę dostępną dla roślin (DAFA, 2015). Według wspomnianych wytycznych zastosowany w badaniach substrat można zaliczyć do typu „mieszanki glebowe”, grupy „mieszanki kruszyw mineralnych z zawartością substancji organicznej” do zastosowania w układzie jednowar-



RYSUNEK 1. Schemat stanowiska badawczego: K0 (S : MR = 10 : 0), K1 (S : MR = 10 : 1), K2 (S : MR = 10 : 2), K3 (S : MR = 10 : 5)

FIGURE 1. Set up of the experiment: K0 (S : MR = 10 : 0), K1 (S : MR = 10 : 1), K2 (S : MR = 10 : 2), K3 (S : MR = 10 : 5)

stwowym. Zawartość związków fosforu w substracie jest niejednorodna i została określona na 160–550 mg P-PO₄·kg⁻¹. Znaczna część fosforanów jest związana w materiałach mineralnych wykorzystanych w składzie substratu.

Materiał reaktywny wykorzystany w doświadczeniu to Polonite®. Jest to produkt powstały w wyniku wyprężania skały wapienno-krzemionkowej opoki. Charakteryzuje się dużą zawartością wapnia, dzięki czemu wykazuje zdolność do wiązania związków fosforu (Karczmarczyk i Bus 2014). W doświadczeniu wykorzystano materiał o frakcji 2–5 mm.

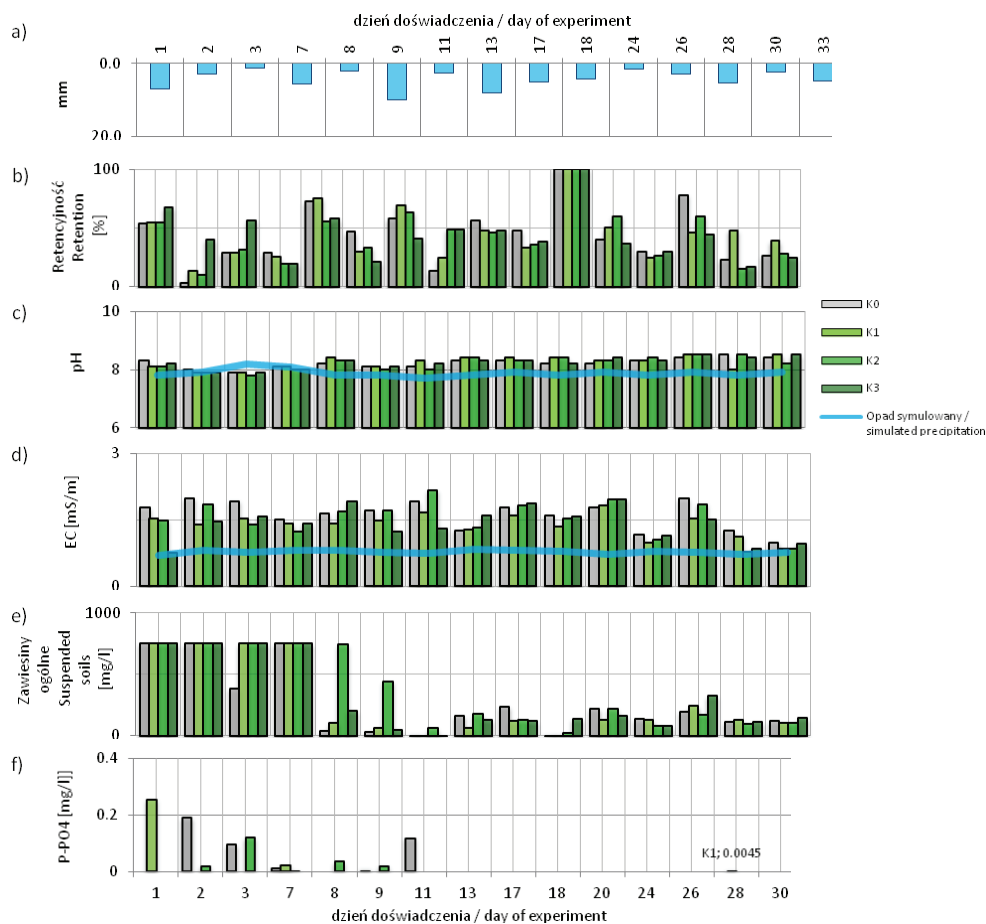
Doświadczenie prowadzono w laboratorium przez 33 dni w terminie od 9 kwietnia do 11 maja 2016 roku. Opad atmosferyczny symulowano wodą wodociągową w dawkach i według harmonogramu ustalonych na podstawie opadów zarejestrowanych na stacji meteorologicznej SGGW w Warszawie w 2013 roku. Kolumny były zalewane z różną częstotliwością (przerwy między nawodnieniami wynosiły od 1 do 5 dni). Przed każdym nawodnieniem mierzono wilgotność, temperaturę oraz przewodność substratu sondą WET-2. Po nawod-

nieniu zbierano odciek i mierzono jego objętość. W wodzie wodociągowej i odcieku określano stężenie P-PO₄, ilość zawieszin, pH oraz przewodność. Zawartość fosforanów w odciekach mierzona była metodą spektrofotometryczną przy użyciu analizatora przepływowego FIAstar 5000. Przewodnictwo (EC) określone było przy użyciu SENSoDirect Con110 a pH pH-metrem Volcraft PH-212.

Wyniki

Średnia zdolność magazynowania wody w poszczególnych kolumnach wyniosła odpowiednio dla K0, K1, K2, K3 odpowiednio: 39,27; 38,94; 38,93; 38,30%, a wyniki z poszczególnych pomiarów wahały się w zakresie 13–100% (rys. 2b).

Opad symulowany charakteryzował się pH w zakresie 7,7–8,2 oraz EC w zakresie 0,71–0,83 mS·m⁻¹. Odczyn zebranych odcieków przyjmował wartości w przedziale 7,8–8,5 (rys. 2c), a EC odcieków z poszczególnych kolumn wyniosła średnio: 1,63 mS·m⁻¹ (K1); 1,41 mS·m⁻¹ (K2); 1,53 mS·m⁻¹ (K3) oraz dla 1,42 mS·m⁻¹ (K4) – rysu-



RYSUNEK 2. Opad symulowany (a), retencyjność (b), pH (c), przewodność elektrolityczna (d), zawiesiny ogólne (e), stężenia P-PO₄ (f)
 FIGURE 2. Simulated precipitation (a), water retention (b), pH (c), conductivity (d), suspended solids (e), P-PO₄ concentration (f)

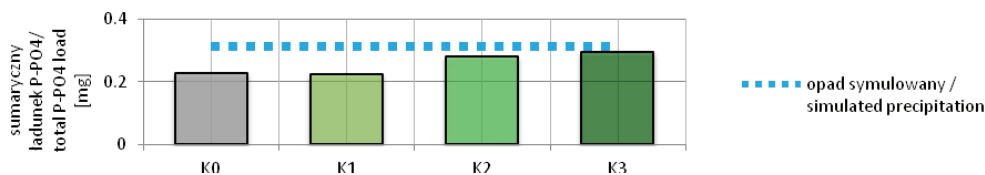
nek 2d. Zawartość zawiesin ogólnych w odciekach zebranych w początkowym etapie doświadczenia przekraczała 750 mg·l⁻¹, a w kolejnych próbkach wahała się między 7 a 400 mg·l⁻¹ (rys. 2e).

Najwyższe stężenie P-PO₄ w wodzie wodociągowej wprowadzonej do kolumn wyniosło 0,432 mgP-PO₄·l⁻¹. W większości nawodnień w wodzie wodociągowej nie stwierdzono fosforanów. W pozostałych dwóch przypadkach,

kiedy do kolumn wraz z symulowanym opadem doprowadzono fosforany, stężenia w wodzie wodociągowej wynosiły 0,017 i 0,197 mg P-PO₄·l⁻¹. Sumaryczny ładunek P-PO₄ dostarczony wraz z opadem do każdej z kolumn wyniósł 0,313 mg P-PO₄ (rys. 3). Stężenia fosforanów w odciekach w poszczególnych pomiarach wynosiły od 0 do 0,253 mg P-PO₄·l⁻¹ (rys. 2f). W przypadku K0 odciek zanieczyszczony był fosforanami

w pięciu przypadkach; dla K1 obecność fosforanów zaobserwowano w trzech próbkach; dla K2 odnotowano stężenia fosforanów w pięciu odciekach, a odciek z K3 był zanieczyszczony tylko w jednym przypadku. Fosforany w odciekach obserwowano głównie w początkowym etapie doświadczenia. Sumaryczny ładunek fosforanów odprowadzony z kolumn wyniósł 0,086 mg P-PO₄ dla K0 (substrat bez warstwy materiału reaktywnego), 0,091 mg P-PO₄ dla K1 (1 cm MR), 0,032 mg P-PO₄ dla K2 (2 cm MR) oraz 0,020 mg P-PO₄ dla K3 (5 cm MR). W przeliczeniu na masę zastosowanego substratu ładunki jednostkowe wyniosły 0,044 mg P-PO₄·kg⁻¹ dla K0; 0,047 mg P-PO₄·kg⁻¹ dla K1; 0,017 mg P-PO₄·kg⁻¹ dla K2 i 0,01 mg P-PO₄·kg⁻¹ dla K3. Pomimo znacznej niejednorodności zastosowanego substratu, która spowodowała, że odprowadzony ładunek fosforanów z K1 był w porównaniu z K0 większy, można zaobserwować wyraźny wpływ MR na jakość odcieku z K2 i K3. Ładunek P-PO₄ zatrzymany w kolumnach przedstawiono na rysunku 3.

w zakresie wyników uzyskanych w innych badaniach. Czemieli Berndtsson i inni (2009) obserwowali w odcieku stężenia w wielkości 0,27 mg P-PO₄·l⁻¹. Mniejsze wartości, w granicach 0,003–0,079 P-PO₄ mg·l⁻¹, podają Gregoire i inni (2011), z kolei większe odnotowali Buffam, Mitchell i Durtschec (2016) 0,8–4,2 mg P-PO₄·l⁻¹. Hathaway i inni (2008) uzyskali wyniki w zakresie 0,6–1,4 mg P·l⁻¹, Kuoppamäki i Lehvävirta (2016) na poziomie 0,04–3,6 mg P·l⁻¹, a Whittinghill i inni (2016) podają, że stężenia związków fosforu w odciekach z zielonych dachów mogą wynosić nawet do 22,1 mg P·l⁻¹. Duże zróżnicowanie wyników jest związane z różnicami w konstrukcji analizowanych dachów, sposobie ich pielęgnacji, ilości oraz rodzaju zastosowanej roślinności, czasie eksploatacji dachu czy jakości opadów. Nie ulega jednak wątpliwości, że odpływ z zielonych dachów może być zanieczyszczony związkami fosforu. W analizowanym przypadku zwiększony odpływ fosforanów zaobserwowano w początkowym okresie użytkowania



RYSUNEK 3. Sumaryczny ładunek P-PO₄ zatrzymany w kolumnach. Linia przerywana wskazuje całkowity ładunek P-PO₄ dostarczony do kolumn z opadem symulowanym
 FIGURE 3. Total P-PO₄ load stored in columns calculated as a difference between influent and effluent loads. The dotted line shows total P-PO₄ load introduced in simulated precipitation

Analiza wyników i dyskusja

Stężenia fosforanów w odciekach z kolumn wahały się od 0 do 0,253 mg P-PO₄·l⁻¹. Wyniki te mieszczą się

objęto, jednak jakość wody odpływającej z zielonego dachu może zostać zanieczyszczona w późniejszym okresie jego eksploatacji. Wymywanie związków fosforu z warstw starych zielonych da-

chów zaobserwowali Czemieli Berndtsson (2010) oraz Kuoppamäki i Lehvävirta (2016). Taki wzrost stężeń fosforanów w dachach nienawożonych może być wynikiem powolnego rozkładu związków organicznych zawartych w substracie (Kuoppamäki i Lehvävirta, 2016).

W warunkach naturalnych stężenie fosforu w wodach rzecznych nie przekracza $0,02\text{--}0,03\text{ mg P}\cdot\text{l}^{-1}$ (Trzaski, Hammerla i Kopel, 2010). Według USEPA (1986) progowa zawartość fosforu, której przekroczenie może zagrażać stanowi ekologicznemu wód, to $0,025\text{ mg P}\cdot\text{l}^{-1}$ dla zbiorników oraz $0,1\text{ mg P}\cdot\text{l}^{-1}$ dla rzek niemających ujścia w wodach stojących. Zanieczyszczone fosforanami odcieki mogą więc w istotny sposób wpływać na stan jakości wód w odbiornikach.

Summaryczny ładunek fosforanów dostarczony w postaci symulowanych opadów wyniósł łącznie $0,31\text{ mg P-PO}_4$. Zastosowane materiały, zarówno substrat, jak i materiał reaktywny, zatrzymały część doprowadzonego ładunku. Z kolumny wypełnionej samym substratem oraz substratem z warstwą MR w stosunku S : MR 10 : 1 uzyskano odpływ, w którym stężenie fosforanów kształtowało się na poziomach $0,086$ i $0,091\text{ mg P-PO}_4$, co pozwala na stwierdzenie, że sam substrat pełni funkcję retencyjną względem fosforanów, a zastosowanie warstwy MR w S : MR 10 : 1 nie ma wpływu na poprawę jakości odcieku. W przypadku zastosowania MR w 10 : 2 i 10 : 5 uzyskano w odcieku ładunek odpowiednio $0,032$ i $0,020\text{ mg P-PO}_4$. W efekcie uzyskano redukcję fosforanów w wielkości 72,6; 70,8; 89,6 i 93,7% – odpowiednio dla K0, K1, K2 i K3. Wang i inni (2013) oraz Czemieli Berndtsson (2010) wykazali, że większa

miąższość warstwy drenażowej prowadzi do niewielkiej poprawy jakości odcieków. W swoim doświadczeniu Wang i inni (2013) dla próbek z podwójną warstwą materiału drenażowego zaobserwowali 2–8% poprawę zdolności usuwania związków fosforu w porównaniu do prób z pojedynczą warstwą drenażu. W analizowanym przypadku wzrost efektu zatrzymania związków fosforu w warstwie podścielającej substrat jest nie tylko wynikiem miąższości warstwy, ale także specyfiki zastosowanego materiału, dedykowanego właśnie sorpcji fosforanów.

Przepływ wody przez substrat powodował wzrost pH. Nie zaobserwowano jednak znaczących różnic w pH odcieków z poszczególnych kolumn, co świadczy o braku wyraźnego wpływu warstwy materiału reaktywnego na pH. Wzrost pH podczas przepływu przez zielony dach zaobserwowali także Teemusk i inni (2007); Czemieli Berndtsson i inni (2009); Czemieli Berndtsson (2010); Vijayaraghavan, Joshi i Balasubramanian (2012); Gong i inni (2014); Vijayaraghavan i inni (2014); Vijayaraghavan (2015); Whittinghill i inni (2016). Zmiana pH podczas przepływu przez zielony dach jest jedną z najbardziej znaczących i najlepiej udokumentowanych w wynikach badań właściwości zielonych dachów mających wpływ na jakość wody (Czemieli Berndtsson, 2010). Ta cecha może mieć szczególne znaczenie w miejscach dotkniętych problemem kwaśnych deszczy (Vijayaraghavan i Joshi, 2014).

Przewodność odcieków również wzrastała na skutek przepływu przez substrat oraz materiał reaktywny. Średnia przewodność wody, którą symulowano opady, wynosiła $0,78\text{ mS}\cdot\text{m}^{-1}$. Z kolei

w odciekach ze wszystkich kolumn wartość średnia EC wynosiła $1,50 \text{ mS}\cdot\text{m}^{-1}$. Wzrost przewodności zaobserwowali w swoich badaniach: Gong i inni (2014); Vijayaraghavan i inni (2014); Vijayaraghavan (2015); Whittinghill i inni (2016). Jednak w cytowanych pracach parametr ten osiągał znacznie większe wartości – w zakresie $8,38\text{--}27,33 \text{ mS}\cdot\text{m}^{-1}$ (Whittinghill i in., 2016). Prawdopodobnie ma to związek z większą liczbą elementów konstrukcyjnych, stosowaniem środków pielęgnacyjnych oraz obecnością roślin.

Stężenie zawiesin ogólnych w zebranych odciekach były wysokie w początkowym okresie obserwacji (rys. 2e). Według Whittinghill i innych (2016) zawartość zawiesin w odciekach z dachu bez pokrywy wegetacyjnej jest większa niż na dachu pokrytym roślinnością. Dla dachu bez pokrywy wegetacyjnej parametr ten przyjmował maksymalną wartość równą $1026 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Whittinghill i in., 2016). Obecność warstwy drenażowej wpłynęła na tempo wypłukiwania zawiesin, prawdopodobnie na skutek ich wstępnego zatrzymania w porach warstwy podścielającej i stopniowego przemywania podczas kolejnych nawodnień.

Średnia zdolność magazynowania wody we wszystkich kolumnach kształtowała się na poziomie 38–39%, co odpowiada podanej przez Harpera i innych (2015) retencyjności zielonego dachu bez pokrywy roślinnej. Zielone dachy pokryte roślinnością zatrzymują około 60% opadów (Harper i in., 2015), co potwierdzili również Hathaway i inni (2008). Jako główne czynniki determinujące zdolność zielonego dachu do magazynowania wody wymienia się rodzaj substratu oraz jego miąższość. Wpływ miąższości warstwy wegetacyjnej na

retencyjność dachu badali między innymi Lee, Lee i Han (2015). Zaobserwowali oni, że zastosowanie większej miąższości substratu prowadzi do poprawy zdolności retencyjnych: dla dachu z 20-centymetrową warstwą substratu osiągnięto wyniki na poziomie 42,8–60,8% wody doprowadzonej, a przy warstwie grubości 15 cm ilość zatrzymanej wody wyniosła 13,8–34,4%. Mrowiec i Sobczyk (2015) w swoich badaniach uzyskali retencyjność substratu ekstensywnego na poziomie 48,9–100%. Podają oni, że już 8-centymetrowa warstwa tego materiału pozwala na całkowite zatrzymanie opadu. Wielkość opadu jest kolejnym czynnikiem wpływającym na ilość retencjonowanej w dachu wody. W badaniach Burszty-Adamiak, Łomotowskiego i Wiercika (2014) uzyskano retencję na poziomie 100% we wszystkich przypadkach z opadami poniżej 3 mm. Dla dachu z warstwą drenażu magazynującego wielkość opadów, która była całkowicie zatrzymywana, wzrastała do 10 mm. (Burszta-Adamiak, 2012).

Retencja wzrasta wraz ze zwiększeniem liczby dni bezdeszczowych (Burszta-Adamiak i in., 2014). W przytaczanych badaniach już jeden dzień bezopadowy skutkowało poprawą zdolności retencyjnych zielonego dachu. W przeprowadzonym doświadczeniu nie widać takiej zależności. Wszystkie kolumny zredukowały odpływ o około 40%. Brak znaczących różnic między kolumnami wskazuje, że retencyjność wynikała głównie z rodzaju zastosowanego substratu, a obecność i miąższość warstwy drenażowej nie miały wpływu na jej zmiany. Wyniki potwierdzające tę hipotezę uzyskali Hakimdavar, Culligan, Finazzi, Barontini i Ranzi (2014).

Stwierdzili oni natomiast wpływ warstwy drenażowej na redukcję szczytowej fali odpływu i zmianę czasu, w którym następuje odpływ opadu.

Wnioski

1. Woda odciekająca z zielonego dachu może być zanieczyszczona związkami fosforu. Źródłem tych zanieczyszczeń może być sam substrat dachowy.
2. Stężenia fosforanów w odciekach z kolumn wynosiły 0–0,253 mg P-PO₄I⁻¹. Odprowadzony został sumaryczny ładunek fosforanów w wielkości dla K0, K1, K2, K3 odpowiednio: 0,086; 0,091; 0,032 oraz 0,020 mg P-PO₄. Przy większej powierzchni dachu odprowadzone ładunki fosforanów mogą stanowić zagrożenie dla stanu jakości wód w odbiornikach.
3. Zastosowanie materiału reaktywnego jako warstwy drenażowej wpływa na zmniejszenie ładunku odprowadzanych fosforanów. Istotna jest również proporcja miąższości materiału reaktywnego do warstwy substratu. Sam substrat zatrzymał część dostarczonych fosforanów, a dodatkowa centymetrowa warstwa materiału reaktywnego nie wpływa na poprawę jakości odcieku pod względem zawartości tego pierwiastka. Zwiększenie miąższości materiału reaktywnego do 2 oraz 5 cm spowodowało zmniejszenie ładunku fosforanów w odciekach, różnice w zatrzymaniu P-PO₄ między tymi dwoma wariantami są jednak niewielkie. Optymalnym rozwiązaniem wydaje się więc

zastosowanie warstwy materiału reaktywnego w S : MR = 10 : 2.

4. Zielony dach powoduje wzrost pH wody opadowej. Taka właściwość zielonych dachów może mieć szczególne znaczenie na obszarach, gdzie występują kwaśne deszcze. Nie zaobserwowano wpływu miąższości warstwy drenażowej na pH odcieku.
5. Przewodność wody wzrasta podczas przepływu przez substrat dachowy. Obecność oraz miąższość reaktywnej warstwy drenażowej nie wpływa na ten parametr.
6. Zaobserwowano odpływ znacznych ilości zawiesin zwłaszcza w początkowej fazie doświadczenia. W warunkach naturalnych zawiesiny będą jednak zatrzymywane przez dodatkowe warstwy konstrukcyjne dachu. Istnieje jednak ryzyko kolmatacji tych warstw.
7. Wszystkie kolumny zredukowały odpływ o około 40% w stosunku do opadu. Wynikało to jednak z rodzaju zastosowanego substratu, a nie obecności warstwy drenażowej. Różne miąższości warstwy drenażowej nie miały znaczącego wpływu na zdolności retencyjne poszczególnych kolumn.

Literatura

- Aitkenhead-Peterson, J.A., Dvorak, B.D., Volter, A. i Stanley, N.C. (2011). Chemistry of growth medium and leachate from green roof systems in south-central Texas Urban Ecosystems. *Urban Ecosystems*, 14(1), 17-33.
- Buffam, I., Mitchell, M.E. i Durtschec, R.D. (2016). Environmental drivers of seasonal variation in green roof runoff water quality. *Ecological Engineering*, 91, 506-514.

- Burszta-Adamiak, E. (2012). Analysis of storm-water retention on green roofs. *Archives of Environmental Protection*, 38(4), 3-13.
- Burszta-Adamiak, E., Łomotowski, J. i Wiercik, P. (2014). Zielone dachy jako rozwiązania poprawiające gospodarkę wodami opadowymi w miastach. *Inżynieria Ekologiczna*, 39, 26-32.
- Cucarella, V. i Renman, G. (2009). Phosphorus sorption capacity of filter materials used for on-site wastewater treatment determined in batch experiments – a comparative study. *Journal of Environmental Quality*, 38, 381-392.
- Czemieliński, J. (2010). Green roof performance towards management of runoff water quantity and quality: A review. *Ecological Engineering*, 36, 351-360.
- Czemieliński, J., Bengtsson, L. i Jinno K. (2009). Runoff water quality from intensive and extensive vegetated roof. *Ecological Engineering* 35, 369-380.
- DFA (2015). *Dachy zielone. Wytyczne do projektowania, wykonywania i pielęgnacji dachów zielonych – wytyczne dla dachów zielonych*. Opole: Stowarzyszenie Wykonawców Dachów Płaskich i Fasad.
- Glass, C.C. (2007). *Green roof water quality and quantity monitoring*. Raport. Pobrane z lokalizacji: https://www.asla.org/uploadedFiles/CMS/Green_Roof/Green_Roof_Water_Monitoring_Report.pdf.
- Gong, K., Wu, Q., Peng, S., Zhao, X. i Wang, X. (2014). Research on the characteristics of the water quality of rainwater runoff from green roofs. *Water Science & Technology*, 70(7), 1205-1210.
- Gregoire, B.G. i Clausen, J.C. (2011). Effect of a modular extensive green roof on storm-water runoff and water quality. *Ecological Engineering*, 37, 963-969.
- Hakimdar, R., Culligan, P.J., Finazzi, M., Barontini, S. i Ranzi, R. (2014). Scale dynamics of extensive green roofs: Quantifying the effect of drainage area and rainfall characteristics on observed and modeled green roof hydrologic performance. *Ecological Engineering*, 73, 494-508.
- Harper, G.E., Limmer, M.A., Showalter, W.E. i Burken J.G. (2015). Nine-month evaluation of runoff quality and quantity from an experiential green roof in Missouri, USA. *Ecological Engineering*, 78, 127-133.
- Hathaway, A.M., Hunt, W.F. i Jennings, G.D. (2008). A field study of green roof hydrologic and water quality performance. *American Society of Agricultural and Biological Engineers* 51(1), 37-44.
- Karczmarczyk, A., Baryła, A., Charazińska, P., Bus, A. i Frąk, M. (2012). Wpływ substratu dachu zielonego na jakość wody z niego odpływającej. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, 3/3, 7-15.
- Karczmarczyk, A. i Bus, A. (2014). Testing of reactive materials for phosphorus removal from water and wastewater – comparative study. *Annals of Warsaw University of Life Sciences – SGGW. Land Reclamation*, 46(1), 57-67.
- Karczmarczyk, A., Bus, A. i Baryła, A. (2014). Effect of P-Reactive Drainage Aggregates on Green Roof Runoff Quality. *Water*, 6(9), 2575-2589.
- Kuoppamäki, K. i Lehvävirta S. (2016). Mitigating nutrient leaching from green roofs with biochar. *Landscape and Urban Planning*, 152, 39-48.
- Lee, Y.J., Lee, M.J. i Han, M. (2015). A pilot study to evaluate runoff quantity from green roofs. *Journal of Environmental Management*, 152, 171-176.
- Li, Y. i Babcock, R. (2014). Green roofs against pollution and climate change. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34(4), 695-705.
- Malcolm, E.G., Reese, M.L., Schaus, M.H., Ozmon, I.M. i Tran, L.M. (2014). Measurements of nutrients and mercury in green roof and gravel roof runoff. *Ecological Engineering* 73, 705-712.
- Mrowiec, M. i Sobczyk, M. (2014). Ekologiczne zagospodarowanie wód opadowych – zielone dachy. *Woda – Środowisko – Obszary Wiejskie*, 14, 4(48), 53-61.
- Teemusk, A. i Mander, U. (2007). Rainwater runoff quantity and quality performance from a greenroof: The effects of short-term events. *Ecological Engineering*, 30, 271-277.
- Trząski, L., Hamerla, A. i Kopel, K. (2010). Zanieczyszczenie fosforem: bariera dla poprawy stanu ekologicznego rzek na górnym Śląsku. *Prace Naukowe GIG, Górnictwo i Środowisko*, 3, 61-74.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), 1986. *Quality Criteria for Water 1986*. Office

- of Water, Regulation and Standard, Washington, DC. 20460 (2006).
- Vijayaraghavan, K. (2015). Green roofs: A critical review on the role of components, benefits, limitations and trends. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 57, 740-752.
- Vijayaraghavan, K. i Joshi, U.M. (2014). Can green roof act as a sink for contaminants? A methodological study to evaluate runoff quality from green roofs. *Environmental Pollution*, 194, 121-129.
- Vijayaraghavan, K., Joshi, U.M. & Balasubramanian, R. (2012). A field study to evaluate runoff quality from green roofs. *Water Research*, 46, 1337-1345.
- Wang, X., Zhao, X., Peng, C., Zhang, X. i Wang, J. (2013). A field study to evaluate the impact of different factors on the nutrient pollutant concentrations in green roof runoff. *Water Science & Technology*, 68(12), 2691-2697.
- Whittinghill, L.J., Hsueh, D., Culligan, P. i Plunz, R. (2016). Stormwater performance of a full scale rooftop farm: Runoff water quality. *Ecological Engineering*, 91, 195-206.

Streszczenie

Wpływ miąższości reaktywnej warstwy drenażowej na odpływ fosforanów z zielonego dachu. Woda odciekająca z zielonego dachu może być zanieczyszczona związkami fosforu. Źródłem tych zanieczyszczeń może być substrat dachowy. W pracy podjęto próbę określenia optymalnej proporcji miąższości warstwy drenażowej z materiału reaktywnego (MR) do miąższości substratu (S) stosowanego na zielonych dachach. Przeprowadzono doświadczenie kolumnowe, którego celem była ocena wpływu miąższości reaktywnej warstwy drenażowej wykonanej z Polonite® na wielkość redukcji fosforanów z odcieku. Potwierdzono, że substrat dachowy może być źródłem zanieczyszczenia fosforanami wody odprowadzanej z zielonego dachu. Wartość odprowadzonego ładunku wynosiła 0,091; 0,032 i 0,02 mg P-PO₄ dla kolumn o proporcji odpowiednio S : MR = 10 : 1, S : MR = 10 : 2 i S : MR = 10 : 5. Jako optymalne uznano zastosowanie war-

stwy substratu w stosunku do warstwy materiału reaktywnego w proporcji miąższości wynoszącej S : MR 10 : 2.

Summary

Influence of the thickness of the P-reactive drainage layer on phosphate content in green roof runoff. The green roof runoff may be contaminated with phosphorus. The source of P pollution can be a substrate layer. The research was carried out to determine an optimal ratio of P-reactive drainage layer (RM) to substrate layer (S) in a green roof construction. The main goal of conducted column experiment, was to examine P-removal efficiency of drainage layers in different thickness. The green roof material used in the experiment is a commercially available substrate for intensive roofs. It has been confirmed that the substrate can act as a source of phosphorus occurring in leachate from green roofs. It has been found that the P-reactive drainage layer of Polonite® in thickness of 2 and 5 cm reduces phosphate load in runoff. The load of phosphorus discharged from the columns amounted to 0.091; 0.032 and 0.02 mg P-PO₄ for K1 (S : RM = 10 : 1), K2 (S : RM = 10 : 2) and K3 (S : RM = 10 : 5). Layer of the substrate relative to reactive material layer of 10 : 2 was considered as an optimal solution. In relation to the quality of water supplied an increase of pH and conductivity in runoff was observed. The P-reactive drainage layer and its thickness had no effect on these parameters. All the columns reduced water outflow by approximately 40% compared to the volume of simulated precipitation.

Author's address:

Agnieszka Karczmarczyk
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
w Warszawie
Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska
SGGW
Katedra Kształtowania Środowiska
ul. Nowoursynowska 166, 02-787 Warszawa
Poland
e-mail: agnieszka_karczmarczyk@sggw.pl