



UNIwersytet PRZYRODniczy w LUBLINIE

Wydział Inżynierii Produkcji

Dyscyplina Inżynieria Środowiska, Górnictwo i Energetyka

mgr inż. Wojciech Walczak

Tytuł rozprawy doktorskiej

Opracowanie i wdrożenie modułowego systemu filtracji wody dla naturalnych stawów kąpielowych

Ph.D. thesis title

Development and Implementation of a Modular Water Filtration System for Natural Swimming Ponds

Rozprawa doktorska została zrealizowana w ramach V edycji programu „Doktorat Wdrożeniowy”, finansowanego przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego, umowa nr DWD/5/0334/2021 z dnia 29.10.2021 r.

Rozprawa doktorska wykonana w Katedrze Inżynierii Środowiska

Promotor: dr hab. inż. Artur Serafin, prof. uczelni

Promotor pomocniczy: prof. dr hab. inż. Tadeusz Siwiec

Opiekun pomocniczy: inż. Mirosław Zalewski – firma Mirosław Zalewski MONT-SAN

Lublin, 2025

*Składam serdeczne podziękowania Panu Promotorowi,
dr. hab. inż. Arturowi Serafinowi, prof. uczelni
za nieocenione wsparcie merytoryczne
oraz pomoc na każdym etapie realizacji pracy doktorskiej.*

*Podziękowania kieruję również do Pana Promotora Pomocniczego,
prof. dr hab. Tadeusza Siwca
za cenne wsparcie naukowe i pomoc podczas realizacji badań.*

*Podziękowania składam również Panu Opiekunowi Pomocniczemu,
ś.p. inż. Mirosławowi Zalewskiemu
za profesjonalne wsparcie praktyczne podczas realizacji zadań eksperymentalnych.*

*Podziękowania składam również Panu Kierownikowi Katedry Inżynierii Środowiska,
prof. dr hab. Krzysztofowi Józwiakowskiemu
za wsparcie merytoryczne, cierpliwość i zaufanie.*

*Serdecznie dziękuję Pani
dr inż. Agnieszce Listosz
za wszelką pomoc, poświęcony czas, serdeczność i uśmiech.*

Dziękuję pozostałym Pracownikom Katedry Inżynierii Środowiska.

*Dziękuję Ewelinie, Justynie, Sylwii, Agnieszce, Ani i Małgosi, za wsparcie, za cierpliwość,
obecność, pomoc i wiarę w moje możliwości. Bez Was nie byłoby to możliwe.*

Niniejszą pracę dedykuję swoim Rodzicom i synom: Jankowi i Antkowi.

Oświadczenie promotora rozprawy doktorskiej

Oświadczam, że niniejsza rozprawa doktorska została przygotowana pod moim kierunkiem i stwierdzam, że spełnia ona warunki do przedstawienia jej w postępowaniu o nadanie stopnia naukowego.



Data 09.12.2025r.

Podpis promotora

Oświadczenie autora rozprawy doktorskiej

Świadom/a odpowiedzialności prawnej oświadczam, że:

- niniejsza rozprawa doktorska została przygotowana przez mnie samodzielnie pod kierunkiem Promotora/~~Promotorów~~/Promotora pomocniczego* i nie zawiera treści uzyskanych w sposób niezgodny z obowiązującymi przepisami.
- przedstawiona rozprawa doktorska nie była wcześniej przedmiotem procedur związanych z uzyskaniem stopnia naukowego.
- niniejsza wersja rozprawy doktorskiej jest tożsama z załączoną na płycie CD/pendrive wersją elektroniczną.



Data 09.12.2025r.

Podpis autora

*niepotrzebne skreślić

Spis treści

1. Zestawienie materiałów naukowych składających się na rozprawę doktorską	6
2. Streszczenie i słowa kluczowe	7
3. Abstract	9
4. Wstęp	11
5. Problem naukowy, hipotezy i cel badań	14
5.1. Problem naukowy i hipotezy badawcze	14
5.2. Cel badań.....	14
6. Materiały, zakres i metody badań	16
6.1. Specyfikacja fizyczno-chemiczna materiałów filtracyjnych.....	16
6.2. Stanowisko badań.....	18
6.3. Prototypowy system filtracji	20
6.4. Obiekty badań.....	22
6.5. Metody badań	26
7. Wyniki badań	33
7.1. Analiza procesów filtracyjnych na złożach mineralnych.....	33
7.2. Sprawność funkcjonalna prototypowego systemu filtracji wody.....	44
7.2.1. Efektywna prędkość filtracji.....	44
7.2.2. Sprawność prototypowego systemu filtracji.....	54
8. Dyskusja	61
9. Wnioski	78
10. Literatura	79
11. Informacje dodatkowe	84
11.1. Koszty.....	84
11.2. Komercjalizacja.....	84
11.3. Wdrożenie	86
12. Kopie opublikowanych prac wchodzących w skład cyklu publikacji.	90
12.1. Natural swimming ponds as an application of treatment wetlands – a review. Water 15.10 (2023):1878, DOI: 10.3390/w15101878:.....	90
12.2. Analiza procesów filtracyjnych na złożach mineralnych stosowanych w filtrach naturalnych stawów kąpielowych. Instal (2024), DOI 10.36119/15.2024.6.6.....	109
12.3. Comparative analysis of phosphorus removal efficiency from water on selected filter beds for use in the natural swimming pond filtration systems. Journal of Ecological Engineering 26.6 (2025), DOI 10.12911/22998993/201975	119
12.4. Analysis of the functional efficiency of a prototype filtration system dedicated for natural swimming ponds. Water 17.19 (2025):2816, DOI: 10.3390/w17192816.....	137

12.5. Wniosek Patentowy: Modułowy układ filtracyjny do wody o niskim stopniu zanieczyszczenia, nr P.452443 (WIPO ST 10/C PL452443).....	186
13. Oświadczenia doktoranta oraz współautorów dotyczących ich wkładu w przygotowanie publikacji	198
13.1. Oświadczenie doktoranta oraz współautorów dotyczących ich wkładu w przygotowanie publikacji nr A1:.....	198
13.2. Oświadczenie doktoranta oraz współautorów dotyczących ich wkładu w przygotowanie publikacji nr A2:.....	199
13.3. Oświadczenie doktoranta oraz współautorów dotyczących ich wkładu w przygotowanie publikacji nr A3:.....	200
13.4. Oświadczenie doktoranta oraz współautorów dotyczących ich wkładu w przygotowanie publikacji nr A4:.....	201
13.5. Oświadczenie doktoranta oraz współautorów dotyczących ich wkładu w przygotowanie wniosku patentowego nr A5:.....	202
14. Załączniki.....	203
14.1. Załącznik 1 – projekt modułu komory filtracyjnej.....	204
14.2. Załącznik 2 – specyfikacja połączeń modułowych	205
14.3. Załącznik 3 – możliwości funkcjonalne połączeń modułowych.....	206

1. Zestawienie materiałów naukowych składających się na rozprawę doktorską

Lp.	Autor (udział procentowy)	Tytuł publikacji	Liczba punktów ogółem	Liczba punktów własnych	IF
A1	Walczak W. (60%), Serafin A. (25%), Siwiec T. (15%).	Natural swimming ponds as an application of treatment wetlands - a review. <i>Water</i> 15.10 (2023):1878 DOI: 10.3390/w15101878	100	60	3,0
A2	Walczak W. (55%), Siwiec T. (30%), Serafin A. (15%).	Analiza procesów filtracyjnych na złożach mineralnych stosowanych w filtrach naturalnych stawów kąpielowych. <i>Instal</i> (2024) DOI 10.36119/15.2024.6.6	70	38,5	-
A3	Walczak W. (55%), Serafin A. (25%), Siwiec T. (20%).	Comparative analysis of phosphorus removal efficiency from water on selected filter beds for use in the natural swimming pond filtration systems. <i>Journal of Ecological Engineering</i> 26.6 (2025) DOI 10.12911/22998993/201975	70	38,5	1,5
A4	Walczak W. (55%), Serafin A. (20%), Siwiec T. (15%), Mielniczuk J. (5%), Szczurowska A. (5%).	Analysis of the functional efficiency of a prototype filtration system dedicated for natural swimming ponds. <i>Water</i> 17.19 (2025):2816 DOI: 10.3390/w17192816	100	55	3,0
A5	Walczak W. (50%), Serafin A. (50%),	Wniosek Patentowy: Modułowy układ filtracyjny do wody o niskim stopniu zanieczyszczenia, nr P.452443 (WIPO ST 10/C PL452443)	-	-	-
RAZEM			340	192	7,5

2. Streszczenie i słowa kluczowe

Analiza rynkowych technologii filtracji dla popularnych inwestycyjnie naturalnych stawów kąpielowych świadczy o tym, że są one implementowane bezpośrednio z rozwiązań uzdatniania oczek wodnych. Są to rozwiązania drogie, nie mają modułowego systemu budowy i możliwości wybiórczej pracy z regulacją przepływu wody, co ułatwiłoby serwis i pielęgnację. Tak zidentyfikowana luka technologiczna wymaga dedykowanego rozwiązania zgodnie z przyjętymi założeniami funkcjonalnymi: zastosowanie wysoko sprawnego adsorbentu, lekkość i modułowość komór zdolnych do systemowej multiplikacji, możliwość selektywnej filtracji bez wyłączania cyrkulacyjnego obiegu wody w stawie, czy łatwość montażu, serwisu i pielęgnacji.

Dedykowane ekobasenom rozwiązanie technologiczne związane było z realizacją trzech zadań: kolumnowego eksperymentu laboratoryjnego w celu wyboru wysoko sprawnego sorpcyjnie materiału mineralnego przy pozytywnej weryfikacji procesów filtracji na złożu; eksperymentu terenowego w celu określenia efektywnej prędkości filtracji dla systemu uzdatniania z wybranym adsorbentem mineralnym i eksperymentu terenowego w celu analizy sprawności pracy prototypowego systemu uzdatniania wody dla wybranej prędkości filtracji. Dodatkowo opracowano i zrealizowano projekt lekkiej, modułowej komory filtracyjnej o wysokiej trwałości, z selektywną regulacją zaworową jako podstawy budowy prototypowego systemu uzdatniania wody w stawach kąpielowych (wniosek patentowy).

Do dalszych analiz wybrano materiały filtracyjne spełniające wstępne kryteria: dostępność rynkowa, relatywnie niska cena i potencjał funkcjonalny. Były to: Rockfos® (opoka modyfikowana), Sulfur E (materiał żelazowy) i grys wapienny.

W oparciu o analizy kinetyki przepływu wody dla wybranych minerałów z wykorzystaniem obliczeń średnic zastępczych, porowatości i sferyczności ziaren, w odniesieniu do modelowania przez wzór Erguna zanotowano, że ze względu na mnogość wzorów występują problemy w modelowaniu strat ciśnienia w odniesieniu do prędkości filtracji. Wyniki modelu bliskie wynikom pomiaru uzyskano dla średnic objętościowych i sferyczności obliczonej ze średnich wymiarów przestrzennych poszczególnych ziaren. Znajomość specyfikacji złóż znanych z kart produktu oraz przeliczenia związane z przepływem filtracyjnym stanowią podstawowe założenia projektowe dla budowy złoża o właściwej prędkości filtracji.

W przypadku laboratoryjnego eksperymentu kolumnowego stwierdzono, że najwyższą i stałą zdolnością sorpcyjną cechował się filtr z materiałem Rockfos® (90-99,7%), dostateczną - Sulfur E (20-89%), a najniższą – grys wapienny ($\geq 47,0\%$), o czym świadczyły również

obliczone wskaźniki sprawności sorpcyjnej i chłonności złóż. Badane minerały w minimalnym stopniu cechowały się uwalnianiem ze złoża różnych jonów bez przekroczenia norm jakości wód dla ekobasenów FLL. Potencjał użytkowy w systemach filtracyjnych naturalnych stawów kąpielowych dotyczył w szczególności opoki modyfikowanej (Rockfos®). Materiał żelazowy (Sulfur E) wykazywał tylko dostateczną efektywność sorpcyjną, ale jego wysoka zawartość Fe może regulować dostępność biologiczną fosforu. Grys wapienny nie spełnił oczekiwań filtracyjnych.

W celu określenia efektywnej prędkości filtracji dla trzech testowych ekobasenów (z prędkością obiegu cyrkulacyjnego - 5m/h, 10m/h i 15m/h) wykonano badania czynników fizyczno-chemicznych wód przed i po filtracji. Dokonano również badań składu bakterii fekalnych oraz fito- i zooplanktonu. Analizy uzyskanych wyników, przeliczenia i testy statystyczne pozwoliły na wybór efektywnej prędkości filtracji rzędu 5 m/h, zgodnie z normami dla ekobasenów FLL.

W przypadku badania sprawności funkcjonalnej dedykowanego systemu filtracji dla stawu testowego typu II, przy prędkości filtracji 5m/h analizy wartości tych samych czynników fizyczno-chemicznych wód pozwoliły na wykazanie jego wysokiej efektywności w warunkach kąpielowego użytkowania. W ramach doświadczenia pozytywnie zweryfikowano funkcjonalność zaprojektowanej komory filtracyjnej i selektywnej, zaworowej regulacji pracy filtra dla serwisu i pielęgnacji systemu uzdatniania wody.

Analiza kosztów proponowanego systemu filtracji w porównaniu z rynkowymi rozwiązaniami wskazuje na znaczne oszczędności sięgające od 27 do 82% w zależności od elementu wyceny (budowa, montaż, serwis i pielęgnacja).

Dla komercjalizacji zaprojektowanych rozwiązań zaproponowano podstawowy zestaw filtracyjny (starter). Zawiera on cztery komory składające się na modułowy system filtracji wraz z osprzętem (maty filtracyjne, rury siatkowe, adsorbent, pompa obiegowa, przyłącza i zawory z selektywną regulacją pracy) w cenie ok. 33 000 zł.

Podsumowaniem realizacji doktoratu jest wdrożenie dedykowanego, prototypowego systemu filtracji dla stawu kąpielowego budowanego dla prywatnego inwestora w Radzyminie (k. Warszawy). Termin zakończenia wszystkich prac przewidywany jest na pierwszą połowę 2026 r.

W ten sposób zrealizowano cel naukowy i wdrożeniowy, wszystkie cele szczegółowe, rozwiązano problem badawczy i pozytywnie zweryfikowano postawione hipotezy.

Słowa kluczowe: adsorpcja, ekobasen, Rockfos®, Sulfur E, modułowy system filtracji

3. Abstract

An analysis of market filtration technologies for popular natural swimming ponds indicates that they are implemented directly from the shallow decorative tank treatment solutions. These solutions are expensive, lack modular construction systems, and lack the ability to selectively control water flow, which would facilitate servicing and maintenance. This identified technological gap requires a dedicated solution in line with the adopted functional assumptions: the use of a highly efficient adsorbent, lightweight and modular chambers capable of systemic multiplication, the ability to selectively filter without shutting down the pond's water circulation system, and ease of installation, service, and maintenance.

The technological solution dedicated to eco-pools involved the implementation of three tasks: a laboratory column experiment to select a highly efficient mineral sorption material with positive verification of the bed filtration processes; a field experiment to determine the effective filtration rate for the treatment system with the selected mineral adsorbent; and a field experiment to analyze the operational efficiency of the prototype water treatment system at the selected filtration rate. Additionally, a lightweight, modular, highly durable filtration chamber with selective valve control was designed and implemented as the basis for a prototype water treatment system for swimming ponds (patent pending).

Filter materials meeting the initial criteria of market availability, relatively low price, and functional potential were selected for further analysis. These included Rockfos® (modified opoka rock), Sulfur E (iron-based material), and limestone grit.

Based on water flow kinetics analyses for selected minerals using calculations of equivalent diameters, porosity, and sphericity of grains, and modeling using the Ergun formula, it was noted that due to the multitude of formulas, there were difficulties in modeling pressure losses relative to filtration velocity. Model results close to the measured results were obtained for volumetric diameters and sphericity calculated from the average spatial dimensions of individual grains. Knowledge of the media specifications known from the product data sheets and calculations related to filtration flow constitute the basic design assumptions for building a median filtration velocity.

In a laboratory column experiment, it was found that the highest and consistent sorption capacity was demonstrated by the filter with Rockfos® material (90-99.7%), sufficient sorption capacity was demonstrated by Sulfur E (20-89%), and the lowest by limestone grit ($\geq 47.0\%$), as evidenced by the calculated sorption efficiency and absorption coefficients of the deposits. The tested minerals released various ions from the deposit to a minimal extent, without

exceeding water quality standards for FLL eco-pools. The potential for use in filtration systems of natural swimming ponds was particularly evident with modified rock (Rockfos®). The iron material (Sulfur E) demonstrated only sufficient sorption efficiency, but its high Fe content may regulate the bioavailability of phosphorus. Limestone grit did not meet filtration expectations. To determine the effective filtration rate for three test eco-pools (with circulation rates of 5 m/h, 10 m/h, and 15 m/h), physicochemical parameters of the water were tested before and after filtration. The composition of fecal bacteria, phytoplankton, and zooplankton was also examined.

Analysis of the obtained results, calculations, and statistical tests allowed for the selection of an effective filtration rate of 5 m/h, in accordance with the standards for FLL eco-pools. In the case of testing the functional efficiency of a dedicated filtration system for the Type II test pond, at a filtration rate of 5 m/h, analyses of the same physicochemical parameters demonstrated its high efficiency under bathing conditions. The experiment positively verified the functionality of the designed filtration chamber and the selective, valve-based filter control for servicing and maintenance of the water treatment system. A cost analysis of the proposed filtration system compared to market solutions indicates significant savings ranging from 27% to 82%, depending on the cost element (construction, installation, service, and maintenance).

A basic filtration kit (starter) was proposed for commercialization of the designed solutions. It includes four chambers comprising a modular filtration system with accessories (filter mats, mesh tubes, adsorbent, circulation pump, connections, and valves with selective operation control) at a price of approximately 33 000 PLN.

The culmination of the doctoral project is the implementation of a dedicated, prototype filtration system for a swimming pond being built for a private investor in Radzymin (near Warsaw). Completion of all work is expected in the first half of 2026.

In this way, the scientific and implementation goals, all specific goals were achieved, the research problem was solved and the hypotheses were positively verified.

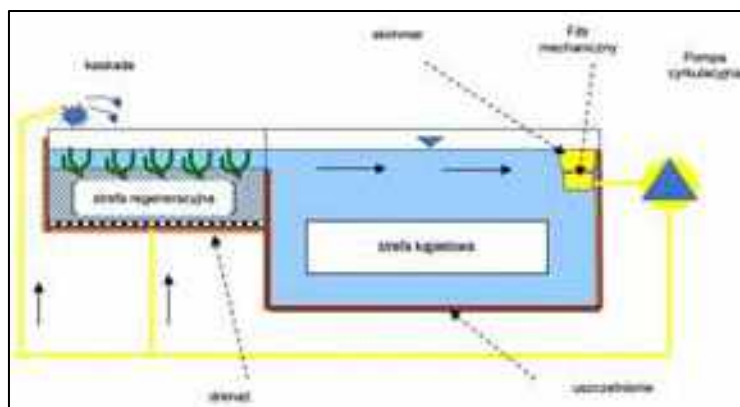
Keywords: adsorption, eco-pool, Rockfos®, Sulfur E, modular filtration system

4. Wstęp

W kontekście rozwiązań proekologicznych, naturalne stawy kąpielowe (ekobaseny), stały się atrakcyjną, korzystną alternatywą dla konwencjonalnych basenów, charakteryzującą się wysokimi walorami krajobrazowymi. Ich rosnąca popularność w Europie notowana od lat 1980. wynika również z obaw dotyczących zdrowotnych skutków stosowania w tradycyjnych pływalniach agresywnych środków chemicznych (chlor gazowy, dwutlenek chloru, podchloryn sodu czy ozon) [Florentin *et al.* 2011; Giampaoli *et al.* 2014; Chowdhury *et al.* 2014; **A1**].

Ekobaseny (biobaseny) są sztucznymi zbiornikami wodnymi, które funkcjonują w oparciu o naturalne procesy przyrodnicze. W najprostszej formie zbiornik taki składa się z niecki stawowej wypełnionej wodą, wyłożonej wysoce trwałym materiałem hydro-izolacyjnym (wykładzina z chlorku winylu - PCV, geomembrana - EPDM, bentomata, etc.) i wykończonej grubym żwirem, czy płytami kamiennymi w zależności od projektu. Funkcjonalnie taki obiekt podzielony jest na dwie strefy: strefa regeneracji - płytka, obsadzona roślinnością wodną, sprzyja szybkiemu podgrzaniu wody i uzyskaniu skutecznej filtracji wody i osadów oraz strefa rekreacyjno-kąpielowa – głęboka, wykorzystywana użytkowo – rys. 1 [Rodic *et al.* 2013; Bus and Karczmarczyk 2015; **A1-A4**].

Strefa regeneracyjna zbudowana jest z podłoża ułożonego z odpowiednich minerałów (filtra), w którego dolnej części znajduje się drenaż rozprowadzający filtrowaną wodę, natomiast w górnej części rosną odpowiednio wyselekcjonowane rośliny (makrofity). Całość jest zalana wodą o wspólnej powierzchni z częścią kąpielową stawu. Warstwa złoża filtracyjnego z roślinami pełni funkcję filtra bagienno-roślinnego, w którym zatrzymywane są biogeny organiczne. Jest to zatem rozwiązanie oparte na naturze (Nature-Based Solution – NBS), z kluczowym wykorzystaniem systemów mokradłowych (Treatment Wetlands – TWs) [**A1**]. Uzdatanie wody układu TWs wiąże się z aktywnie funkcjonującym ekosystemem opartym na konkurencji pokarmowej glonów i makrofitów strefy regeneracyjnej oraz repozytorowych właściwościach samych roślin wyższych. Bardzo istotna jest także biologiczna, chemiczna i fizyczna sorpcja biogenów w złożu filtra roślinnego, na którą składa się sprawność sorpcyjna minerału i potencjał czynnościowy mikro organicznego biofilmu [Wolski *et al.*, 2001; **A1-A4**]. Efektem uzdatniającej funkcji TWs jest utrzymanie parametrów bio-fizyczno-chemicznych wody na poziomie odpowiednim dla jej rekreacyjnego użytkowania, ograniczenie nadmiernego rozwoju glonów, sinic i bakterii chorobotwórczych, eliminacja związków toksycznych, ochrona brzegów zbiornika wodnego oraz stworzenie optymalnych warunków dla rozwoju fauny [Vymazal *et al.*, 2017; Langergraber and Dotro 2019; **A1; A2**].



Rys. 1. Elementy budowy i funkcji naturalnego stawu kąpielowego [A1, zmodyfikowane]

Naturalne procesy oczyszczania wody w ekobasenach z TWs muszą być niekiedy wspomagane poprzez stosowanie systemów filtracji uzupełniających procesy biologiczne. Stosuje się tutaj rozwiązania w postaci kaskad, obiegowych pomp wodnych, aeratorów, dozowników CO₂, skimmerów (usuwających zanieczyszczenia powierzchniowe), czy kombinowanych komór filtracji mechanicznej, mineralnej i biologicznej [A1-A4].

Ze względu na charakter zastosowanych dodatkowych technologii naturalne stawy kąpielowe skalsyfikowane są w pięciu typach technologicznych: od naturalnych – ekstensywnych, bez uwzględnienia rozwiązań technicznych (typ I), przez stawy z hydrobotanicznym charakterem filtracji bez złóż filtracyjnych (typ II) do zaawansowanych (typy III-V), w których procesy technologiczne progresywnie zaczynają przeważać nad naturalnymi procesami samooczyszczania wód i ostatecznie przypominają typowe baseny (typ V). Udział żywego ekosystemu w uzdatnianiu wody dla kolejnych typów technologicznych sukcesywnie maleje [A1; A4].

Kluczowym elementem determinującym proces eutrofizacji w zbiornikach wodnych, wpływając na wartości wielu innych parametrów jakościowych wody jest głównie fosfor (P) [Wetzel 2001; Serafin *et al.* 2022; A1-A4]. Nawet niewielkie, mierzone w mikrogramach na litr wody, stężenia fosforu mogą być główną przyczyną masowego pojawu glonów i sinic, co pogarsza organoleptyczne i fizyczno-chemiczne parametry wody, niosąc za sobą potencjalne ryzyko dla zdrowia użytkowników (metaboliczna intoksykacja zbiornika wodnego) [Serafin *et al.* 2019; A1; A3; A4]. Wiele metod rekultywacji zbiorników wodnych ma zatem na celu modyfikację obiegu tego pierwiastka, czego efektem ma być jego stężenie poniżej wartości progowej dla produkcji pierwotnej ekosystemu wodnego rzędu 0,01 mg P/L. Warto dodać, że znaczącą rolę w obiegu fosforu odgrywa osad denny gromadzący 90% ilości P puli ekosystemu,

co może mieć niebagatelny wpływ na jakość wody [Orihel *et al.*, 2017; Augustyniak and Serafin, 2021, **A3**].

Przy podwyższonych wartościach stężenia biogenów w wodzie, przy zaobserwowaniu negatywnych następstw eutrofizacji zbiornika (np. pogorszenie właściwości organoleptycznych wody: smak, zapach, przejrzystość, wody, etc.) niezbędna staje się konieczność usunięcia nadmiaru fosforu przy wykorzystaniu systemów filtracyjnych z wysokosprawnym adsorbentem [**A1-A4**]. Pozwala to uzyskać parametry użytkowe wody kąpielowej do poziomu norm niemieckich dedykowanych dla ekobasenów – FLL (*Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e. V.*). Są one powszechnie stosowane w Europie, ale nie mają prawnego umocowania w Polsce [**A1-A4**].

Filtracja na materiałach mineralnych, będąca kluczowym elementem tych systemów, opiera się na wykorzystaniu porowatych materiałów, zdolnych do adsorpcji fizycznej i chemicznej zanieczyszczeń, ze szczególnym uwzględnieniem fosforu. Typowymi adsorbentami mogą być m. in. naturalne substancje węglowe (węgiel drzewny, antracyt, półkoks, węgiel brunatny lub kamienny) i specyficzne grupy minerałów (mieszanki: biozamonit, bioporif), zeolity, czy występujące w przyrodzie materiały gliniane [**A3**].

W tym kontekście, skuteczność procesu filtracji zależy od składu chemicznego i cech granulometrycznych adsorbentów oraz od parametrów pracy samego filtra, takich, jak np. prędkość filtracji [**A1; A4**; Brzywczyk *et al.* 2015; Szczykowska and Siemieniuk 2020].

Sprawność adsorpcyjna fosforu dla większości materiałów mineralnych nie ma jednak właściwej weryfikacji dla systemów uzdatniania wody w naturalnych stawach kąpielowych. Analiza istniejących na rynku rozwiązań technologicznych filtracji wody w ekobasenach wskazuje na brak systemowych rozwiązań dedykowanych obiektom tego typu. Oferowane produkty to najczęściej adaptacje technologii stosowanych w oczkach wodnych, które są trudne w montażu, eksploatacji i modernizacji, a także generują wysokie koszty [**A1-A4**].

Jedną z kluczowych ich wad jest brak modułowości umożliwiającej łatwą i selektywną konserwację poszczególnych komór. Konieczność czyszczenia lub regeneracji złoża mineralnego wymaga zazwyczaj całkowitego wyłączenia obiegu wody w systemie, co negatywnie wpływa na efektywność działania biocenozy i potencjał samooczyszczania stawu oraz stan filtra biologicznego w systemie [**A1**].

Rozwiązanie problemów technologicznych systemu uzdatniania wody w naturalnych stawach kąpielowych przy zastosowaniu wysokosprawnego materiału filtracyjnego stanowi podstawę realizacji niniejszej rozprawy doktorskiej.

5. Problem naukowy, hipotezy i cel badań

5.1. Problem naukowy i hipotezy badawcze

Problem naukowy rozprawy doktorskiej opisać można stwierdzeniem, że: popularność inwestycji dotyczących proekologicznych naturalnych stawów kąpielowych wymaga opracowania dedykowanych, wysokoefektywnych systemów uzdatniania wody użytkowej, o zweryfikowanej wysokiej sprawności funkcjonalnej, tak pod względem budowy, właściwości adsorpcyjnych fosforu, jak i pielęgnacji i obsługi serwisowej.

Przyjmując wyżej wymieniony problem naukowy za punkt wyjścia, sformułowano następujące hipotezy badawcze:

- odpowiednia prędkość filtracji jest głównym parametrem wpływającym na sprawność usuwania fosforu dla zweryfikowanego w laboratoryjnym eksperymencie kolumnowym, wysokoefektywnego filtra mineralnego w warunkach funkcjonowania naturalnego stawu kąpielowego;
- trwałość materiałowa i specyfikacja techniczna decydująca o modułowości i multiplikacji systemowej nowo zaprojektowanych komór filtracyjnych (układy równoległe i szeregowe), oraz nowatorskie systemy regulacji zaworowej stanowią rozwiązanie, które może być dedykowane dla naturalnych stawów kąpielowych;
- kompaktowy, prototypowy system uzdatniania wody oparty na modułowych komorach filtracji z wkładami: mechanicznym, wysokosprawnym - mineralnym i biologicznym, wraz ze specyficznym osprzętem wykazuje wysoką sprawność oczyszczania wody w zróżnicowanych warunkach użytkowania naturalnych stawów kąpielowych.

5.2. Cel badań

Celem naukowym badań była analiza funkcjonowania prototypowego systemu uzdatniania wody ze zweryfikowaną sprawnościowo i pod względem kinetyki przepływu adsorbentem mineralnym i typowymi wkładami: mechanicznym i biologicznym oraz określonych parametrów filtracji dla pełnowymiarowego naturalnego stawu kąpielowego typu II. Uzyskane wyniki odniesiono do jego cech biocenotycznych i mikrobiologicznych, świadczących o interakcji funkcjonalnej systemu TWs strefy regeneracyjnej stawu i zastosowanych rozwiązań technologicznych.

Celem wdrożeniowym badań było opracowanie technologii i specyfikacji technicznej oraz wdrożenie wysokosprawnego, prototypowego systemu uzdatniania wody, zbudowanego

z modułowych, multiplikatywnych komór filtracyjnych z wkładami: mechanicznym, mineralnym i biologicznym, wraz z osprzętem, z możliwością ich wybiórczego wyłączenia w oparciu o innowacyjny system zaworowy.

Cele szczegółowe mające dać możliwość weryfikacji postawionych hipotez badawczych zawarte są w materiałach wchodzących w skład rozprawy doktorskiej:

- określenie specyfikacji budowlanej, typologii, funkcjonowania i przebiegu naturalnych procesów uzdatniania wody w układach TWs strefy regeneracyjnej, przegląd rynkowych systemów filtracji wody kąpielowej, wskazanie ich braków funkcjonalnych oraz sformułowanie założeń dla dedykowanych układów oczyszczania wody dla ekobasenów [A1];
- określenie zależności funkcyjnej strat ciśnienia przy przepływie przez wybrane materiały filtracyjne o określonej wielkości ziaren dla określenia parametrów projektowych pozwalających na budowę filtrów o zadanej wydajności (prędkości filtrowania) [A2];
- ocena efektywności usuwania fosforu z wody w procesach długotrwałej filtracji oraz możliwości uwalniania jonów do filtratu w odniesieniu do wybranych materiałów mineralnych spełniających kryteria dostępności, relatywnie niskiej ceny zakupu i możliwym potencjale użytkowym, w perspektywie ich zastosowania w filtracji stawów kąpielowych, zakończona wyborem wysokosprawnego filtracyjnie materiału mineralnego do dalszych etapów testowania [A3];
- weryfikacja efektywnej prędkości filtracji dla wybranego materiału filtracyjnego w systemie uzdatniania wody dla małego powierzchniowego zbiornika testowego imitującego naturalny staw kąpielowy z uwzględnieniem wybranych cech biologicznych, fizycznych i chemicznych wody [A4];
- weryfikacja sprawności funkcjonalnej modułowego systemu filtracji wody opartego na prototypowych rozwiązaniach technologicznych, z wysokosprawnym filtrem mineralnym, przy efektywnej prędkości filtracji, w odniesieniu do użytkowanego pełnowymiarowego eksperymentalnego ekobasenu typu drugiego [A4];
- zaproponowanie i wdrożenie rozwiązania modułowego układu filtracyjnego do wody z innowacyjnym systemem sekwencyjnego odciążania wkładów mineralnych, które zapewni jego nieprzerwaną i stabilną pracę, a także trwałość i wysoką sprawność, co przełoży się na obniżenie kosztu jego eksploatacji [A5].

6. Materiały, zakres i metody badań

Rozwiązanie problemu naukowego, weryfikacja hipotez i wypełnienie celów badań wiązały się z kwerendą internetowych materiałów źródłowych, publikacji naukowych oraz realizacją trzech zadań eksperymentalnych i zadania projektowego:

- kolumnowego eksperymentu laboratoryjnego w celu wyboru materiału mineralnego spełniającego przyjęte wstępne kryteria rynkowe (dostępność, niski koszt zakupu, potencjał użytkowy) i funkcjonalne (sprawność usuwania fosforu, brak uwalniania jonów oraz pozytywnie zweryfikowane analizy kinetyki przepływu - średnice zastępcze, efekt przyścienny i przepływ laminarny) [A2; A3];
- eksperymentu terenowego przeprowadzonego dla trzech małych powierzchniowych obiektów imitujących ekobaseny w celu określenia efektywnej prędkości filtracji dla systemu uzdatniania z wybranym uprzednio wysokosprawnym adsorbentem mineralnym, na podstawie wartości biologicznych, fizycznych i chemicznych parametrów wody [A4];
- eksperymentu terenowego przeprowadzonego dla pełno wymiarowego naturalnego stawu kąpielowego typu II pod pełnym obciążeniem użytkowym, w celu analizy efektywności pracy prototypowego systemu uzdatniania wody dla wybranej efektywnej prędkości filtracji [A4; A5]; oraz
- opracowania i realizacji projektu lekkiej, innowacyjnej, modułowej i multiplikatywnej komory filtracyjnej o wysokiej trwałości, jako podstawy budowy prototypowego systemu uzdatniania wody z selektywną regulacją pracy dla ekobasenów [A4; A5].

6.1. Specyfikacja fizyczno-chemiczna materiałów filtracyjnych

Kwerenda źródeł internetowych, kart produktów oraz publikacji naukowych dotyczących dostępnych rynkowo materiałów adsorpcyjnych pozwoliły na wybór minerałów filtracyjnych spełniających wstępne warunki eksperymentu laboratoryjnego. Materiały te zostały wybrane w celu określenia ich potencjału użytkowego w systemach uzdatniania wody w ekobasenach. Trzy wybrane materiały – zmodyfikowana opoka (Rockfos®), żelazny granulat (Sulfur E) oraz grys wapienny – spełniły kryteria wyboru, takie jak:

- dostępność rynkowa - wszystkie materiały są ogólnodostępne i sprzedawane pod nazwami handlowymi przez wyspecjalizowane firmy,
- stosunkowo niski koszt nabycia – grys wapienny - 400zł/m³; Rockfos® - 2560zł/m³, Sulfur E - 3000zł/m³;

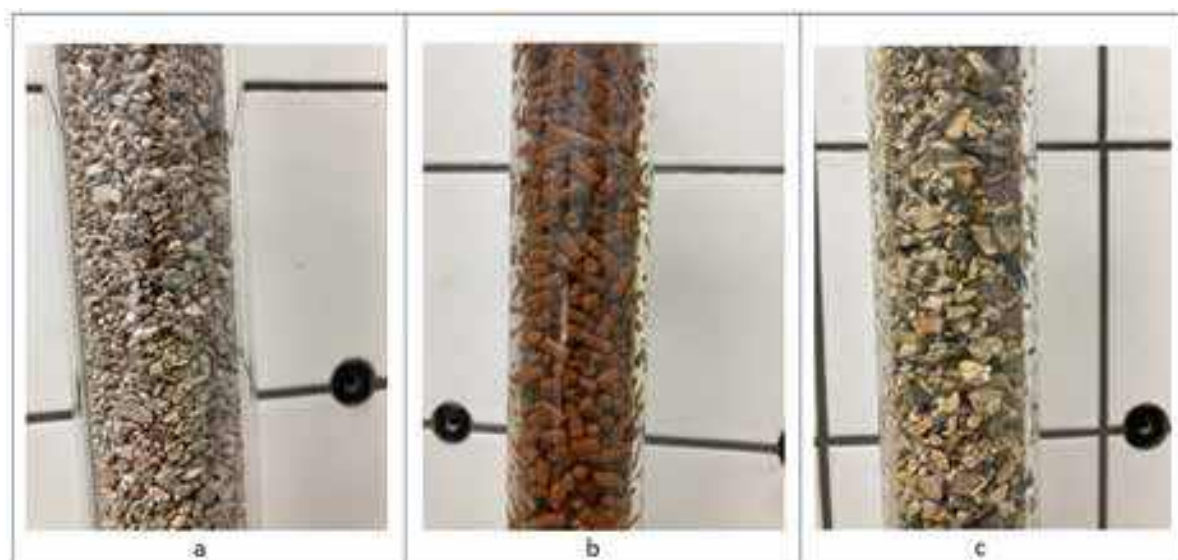
-
- potencjał funkcjonalny - oparty na danych technicznych, wskazujących na zdolność do usuwania zanieczyszczeń, zwłaszcza fosforu – kwerenda kart produktu, a w przypadku materiału opoka modyfikowana – dodatkowo publikacji naukowych [A2; A3; A4].

Materiał Rockfos® (rys. 2a) - produkowany jest przez firmę Ceramika KUFEL w procesie wypalania w wysokiej temperaturze (dekarbonizacji) naturalnej skały węglanowo-krzemionkowej (opoki). Zawiera on w swoim składzie chemicznym znaczne ilości takich pierwiastków jak: wapń (CaO - 43,4%), krzem (SiO₂ - 36,04%), glin (Al₂O₃ - 5,93%), żelazo (Fe - 1,34%), magnez (MgO - 0,94%) i mangan (MnO - 0,12%). Taka specyfikacja chemiczna wpływa na wysokie wartości odczynu minerału (pH=11-12), co może przyczyniać się do alkalizacji wody uzdatnianej. Cechy fizyczne materiału świadczą o jego znacznej porowatości. Gęstość nasypowa wynosi 730 kg/m³, porowatość wewnętrzna - około 50%, a granulacja ziaren 2-6 mm. Rockfos ma szerokie zastosowanie w przypadku wód i ścieków, szczególnie stosowany jest jako końcowy filtr w oczyszczalniach ścieków do usuwania pozostałości fosforu w ściekach wstępnie oczyszczonych [A2; A3; www.ceramika-kufel.pl/rockfos/].

Materiał Sulfur E (rys. 2b) - granulatu żelazowy, dostarczany przez firmę EKOWAVE. Pod względem cech fizycznych ma on barwę gliniasto-ceglastą, kształt walcowaty ziaren, gęstość nasypową 700-800 kg/m³, średnicę ziaren 4,5-5,5 mm, a długość ziaren 5-15 mm. Materiał w specyfikacji producenta nie zawiera informacji o swoim pełnym składzie chemicznym. Zawartość związków żelaza wynosi 30-40%, co wskazuje na wysoki potencjał wiązania siarkowodoru - do 40% siarki na jednostkę złoża (karta katalogowa firmy EKOWAVE). Obecnie stosowany jest głównie do usuwania siarkowodoru z biogazu z osadów, do odsiarczania biogazu wysypiskowego, gazu koksowniczego i syntezowego. Ze względu na wysoką porowatość materiału, zapewnia dużą efektywność wiązania przy minimalnych oporach przepływu (karta katalogowa firmy EKOWAVE) [A3; www.ekowave.pl].

Grys wapienny (rys. 2c) - kamień wapienny, pozyskiwany jest ze złoża wapieni jurajskich Zakładów Przemysłu Wapienniczego TRZUSKAWICA S.A. w Sitkówce (Polska). Materiał stanowi naturalny węglan wapnia otrzymywany w wyniku mechanicznej przeróbki surowca, przez rozdrabnianie i sortowanie frakcji. Zawiera: min. 97,0 % CaCO₃, max. 0,7 % Al₂O₃ + Fe₂O₃, max. 1,2 % MgCO₃ i max. 2,5 % SiO₂. Jego cechy fizyczne to gęstość nasypowa – 1540 kg/m³, gęstość ziarna – 2710 kg/m³ i wielkość ziaren 4-8 mm. Grys wapienny ma szerokie zastosowanie w chemii, energetyce, cukrownictwie, hutnictwie, ochronie środowiska, przemyśle materiałów budowlanych (karta produktu). Jego skład chemiczny świadczy

o możliwościach sorpcyjnych wobec fosforu, jednak nie ma potwierzonego doświadczalnie takiego potencjału [A2; A3; www.trzuskawica.pl/wp-content/uploads/2021/01/przemysl.pdf].

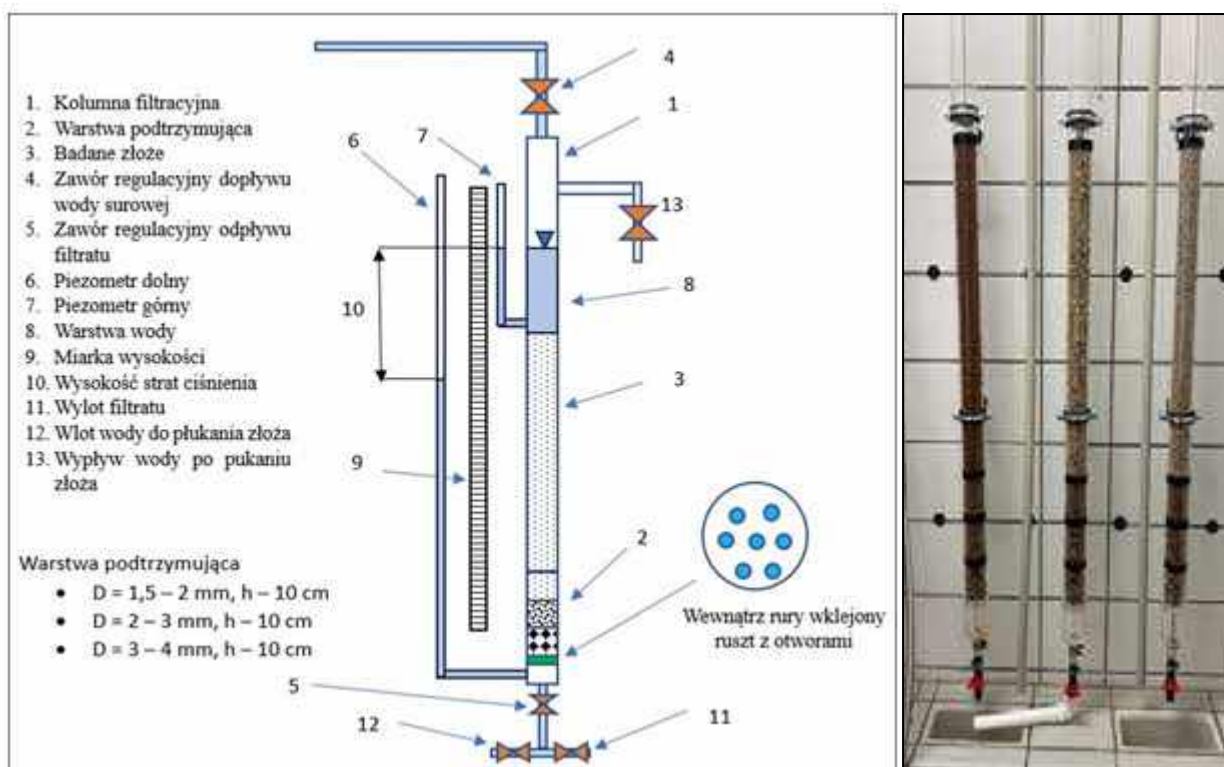


Rys. 2. Materiały filtracyjne w kolumnach badawczych: a - opoka modyfikowana, b - granulat żelazowy, c – grys wapienny (fot. W. Walczak) [A3]

6.2. Stanowisko badań

W celu realizacji badań kinetyki przepływu wody przez ośrodek porowaty [A2] oraz efektywności adsorpcji fosforu [A3] dla wybranych materiałów filtracyjnych, w ramach kolumnowego eksperymentu laboratoryjnego, zaprojektowano stanowisko badań składające się z 3-ech kolumn filtracyjnych, o charakterystyce prezentowanej na rys. 3. W każdej z nich umieszczawiano złożę badanego minerału, które poddawane było badaniom analitycznym.

Kolumny filtracyjne wykonane zostały z rury z plexi wysokości 2 m, o średnicy zewnętrznej 60 mm i grubości ścianki 5 mm. Oprzyrządowano je perforowanym rusztem odpływowym, systemem wężyków i zaworów, zaciskami regulowanymi, pompą dozującą i zbiornikiem odpływowym, a do analiz kinetyki przepływu, dodatkowo piezometrami i innym osprzętem – według prezentowanego schematu – rys. 3 [A2; A3].



Rys. 3. Stanowisko do badania filtracji wody – schemat (fot. W. Walczak) [A2; A3]

Wewnątrz każdej kolumny, w dolnej części znajdował się ruszt perforowany, na którym leżała warstwa podtrzymująca składająca się ze żwiru kwarcowego, o malejącej wielkości ziaren. Warstwy te zbudowane były z coraz mniejszych ziaren, tak, że dolna miała ziarna 3-4 mm, środkowa 2-3 mm i górna 1,5-2 mm, a każda z nich miała wysokość 10 cm. Wielkości ziaren były tak dobrane, aby nie blokowały otworów w ruszcie i zarazem były większe od ziaren samego złoża. Na warstwę podtrzymującą w każdym cyklu pomiarowym nasypywane było odpowiednie złożo badanego materiału filtracyjnego miąższości 70 cm.

W górnej części kolumny znajdowała się rurka dopływu wody z zamontowanym zaworem regulacyjnym umożliwiającym ustalenie wielkości strumienia dopływowego wody lub roztworu laboratoryjnego. Analogiczny zawór znajdował się pod kolumną i służył do regulowania wielkości wypływu wody.

Stabilizacja warunków przepływowych polegała na ustaleniu poziomu wody w kolumnie podczas całego cyklu badań, co miało miejsce, gdy zrównały się natężenia dopływającej i odpływającej wody, z korektą dopływu i odpływu oraz wysokości poziomu wody nad złożem [A2; A3].

6.3. Prototypowy system filtracji

Zgodnie z założeniami funkcjonalnymi dla dedykowanych systemów filtracji w ekobasenach (lekkość, trwałość, modułowość, odporność na warunki atmosferyczne, odporność na obciążenia gruntu, wody i konstrukcji pomostu opartego na modułach) według wskazówek Doktoranta przy współudziale specjalistycznej firmy JFC zaprojektowano prototyp modułowej komory filtracyjnej [A4]. Do tego celu użyto programu Pro Engineer Creo 3.0, a powstały projekt modułu sprawdzono czy spełnia zadane warunki w Ansys Workbench metodą elementów skończonych (MES). Analizę przeprowadzono dla modułu wykonanego z polietylenu metodą formowania rotacyjnego, przy grubości ścianki 10 mm i po symulacji całkowitego obciążenia pochodzącego od gruntu i parcia wód powierzchniowych. Wyniki potwierdziły prawidłowość projektową, brak wad konstrukcyjnych i wytrzymałość znacznie powyżej minimalnej, z wysokim współczynnikiem bezpieczeństwa, co daje perspektywę na długą żywotność produktu [A4].

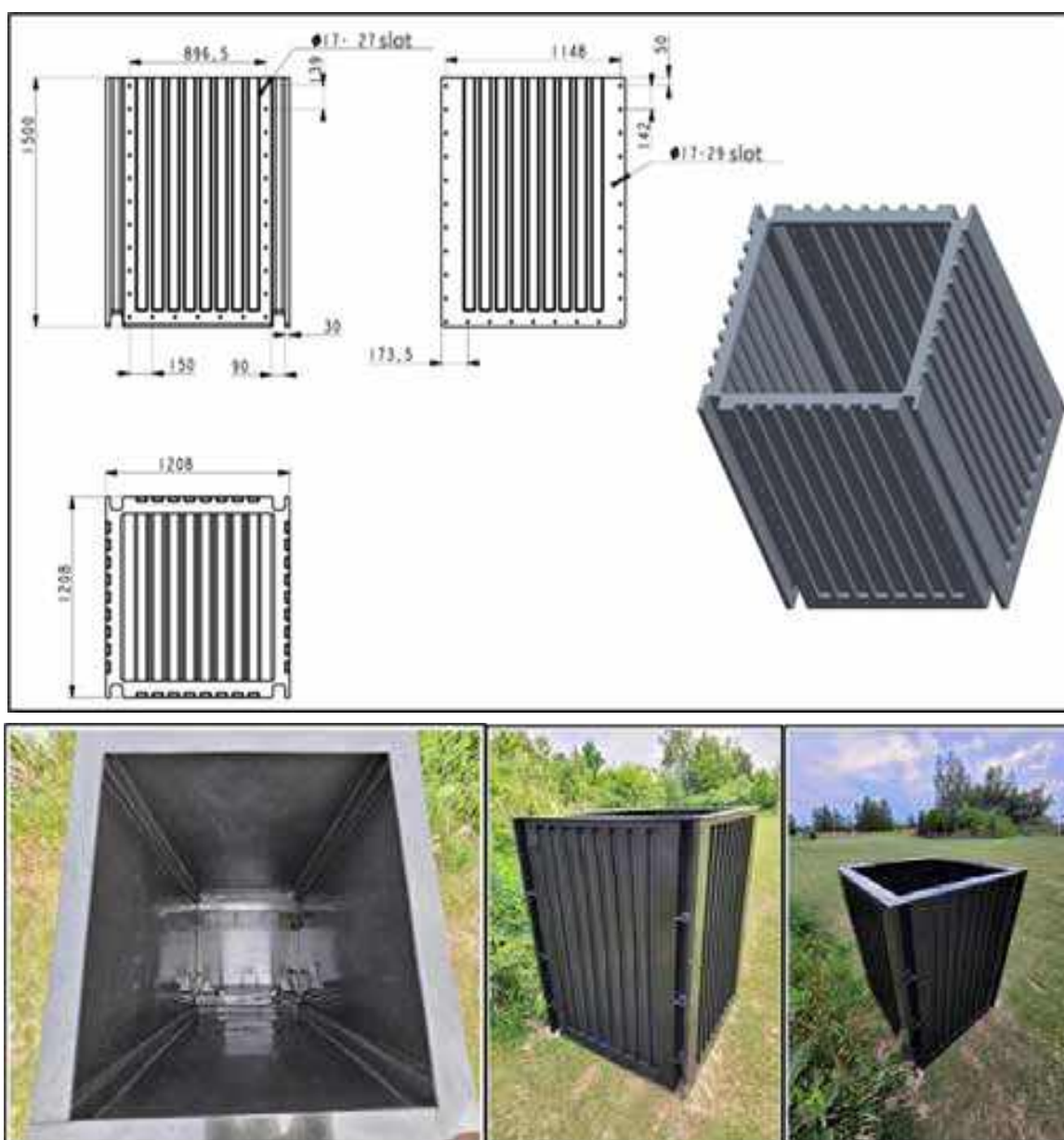
Na podstawie zaprojektowanych rozwiązań wykonano prototyp komory filtracyjnej (rys. 4) zgodnie z opracowaną specyfikacją szczegółowo określoną rysunkami w publikacji [A4], który posłużył do testowania sprawnościowego systemu uzdatniania wody w eksperymentalnym naturalnym stawie kąpielowym. Możliwość selektywnego wyłączenia modułu komory filtracyjnej bez konieczności zamknięcia cyrkulacyjnego obiegu wody w całym kilkumodułowym systemie uzyskano przy zastosowaniu nowatorskiego rozwiązania technologicznego, które jest przedmiotem wniosku patentowego o numerze P.452443 (WIPO ST 10/C PL452443) złożonego do Urzędu Patentowego RP [A5].

Celem wynalazku było zaproponowanie bardziej trwałego, stabilnego i wysoko sprawnego rozwiązania modułowego układu filtracyjnego do wody, z innowacyjnym systemem sekwencyjnego wyłączenia wkładu mineralnego, bez konieczności wyłączenia pompy obiegowej, które zapewni nieprzerwaną i stabilną pracę całego systemu oraz obniżenie kosztów jego eksploatacji. Tak zaproponowany system oczyszczania wody zawiera odrębne moduły filtracji: filtr wstępny (maty filtracyjne), filtr ze złożem mineralnym (z osprzętem), filtr ze złożem pokrytym błoną biologiczną (rury siatkowe w oplocie z włókniny filtracyjnej, zapewniające rozwój mikrobiologicznego biofilmu oraz fito- i zooplanktonu) oraz moduł pomp (rys. 5) [A4; A5].

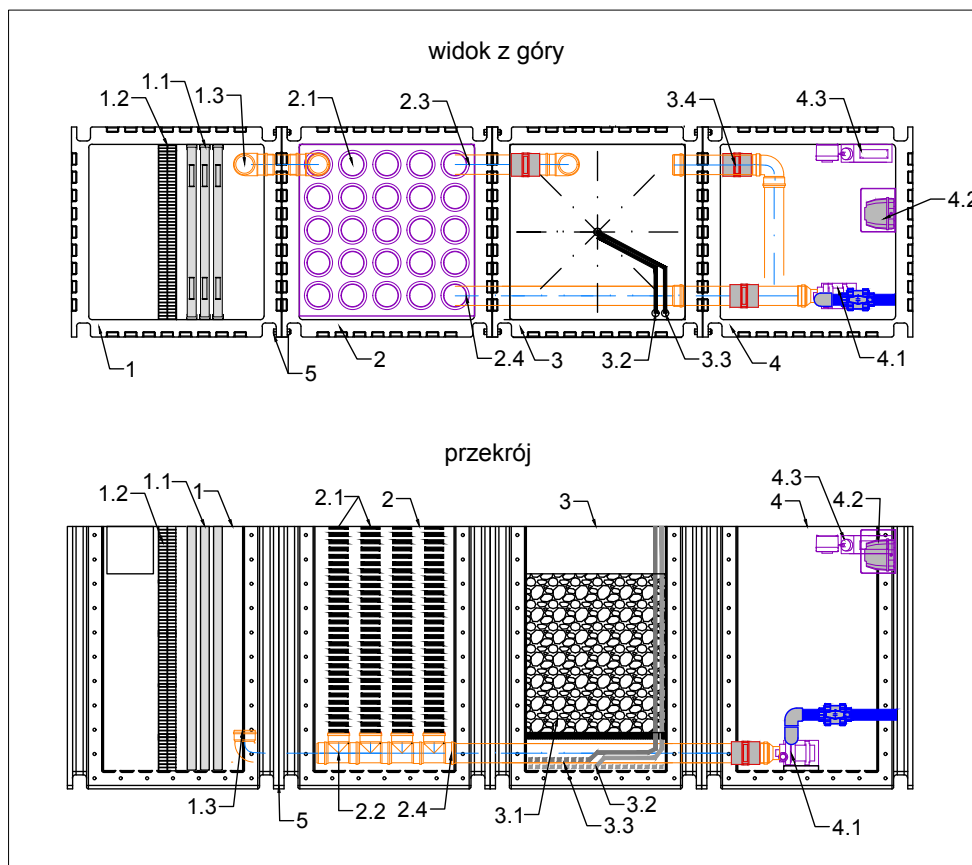
Istotą modułowego układu filtracyjnego jest to, że moduły są uniwersalne, funkcjonalnie ze sobą połączone (ich przylegające ściany boczne mają wzdłuż pionowych

krawędzi kołnierze z otworami do skręcania ze sobą), a ich liczba może być dowolnie zwielokrotniona w zależności od planowanej do oczyszczania objętości wody [A4; A5].

Selektywnie wyłączanie modułu według wynalazku możliwe jest dzięki systemowi przewodów i zaworów, co pozwala na ciągłą i efektywną pracę układu oraz regenerację złoża mineralnego bez powodowania zaniku mikroflory i zooplanktonu w komorze ze złożem biologicznym [szczegółowy opis w A4 i A5]. Konstrukcja pozwala więc na zastosowanie stosunkowo łatwej i skutecznej regeneracji złoża i efektywną poprawę jego parametrów sorpcyjnych, zgodnie z wytycznymi z badań eksperymentalnych [Karczmarczyk *et al.* 2019].



Rys. 4. Prototypowa modułowa komora filtracyjna (fot. W. Walczak) [A4, zmienione]

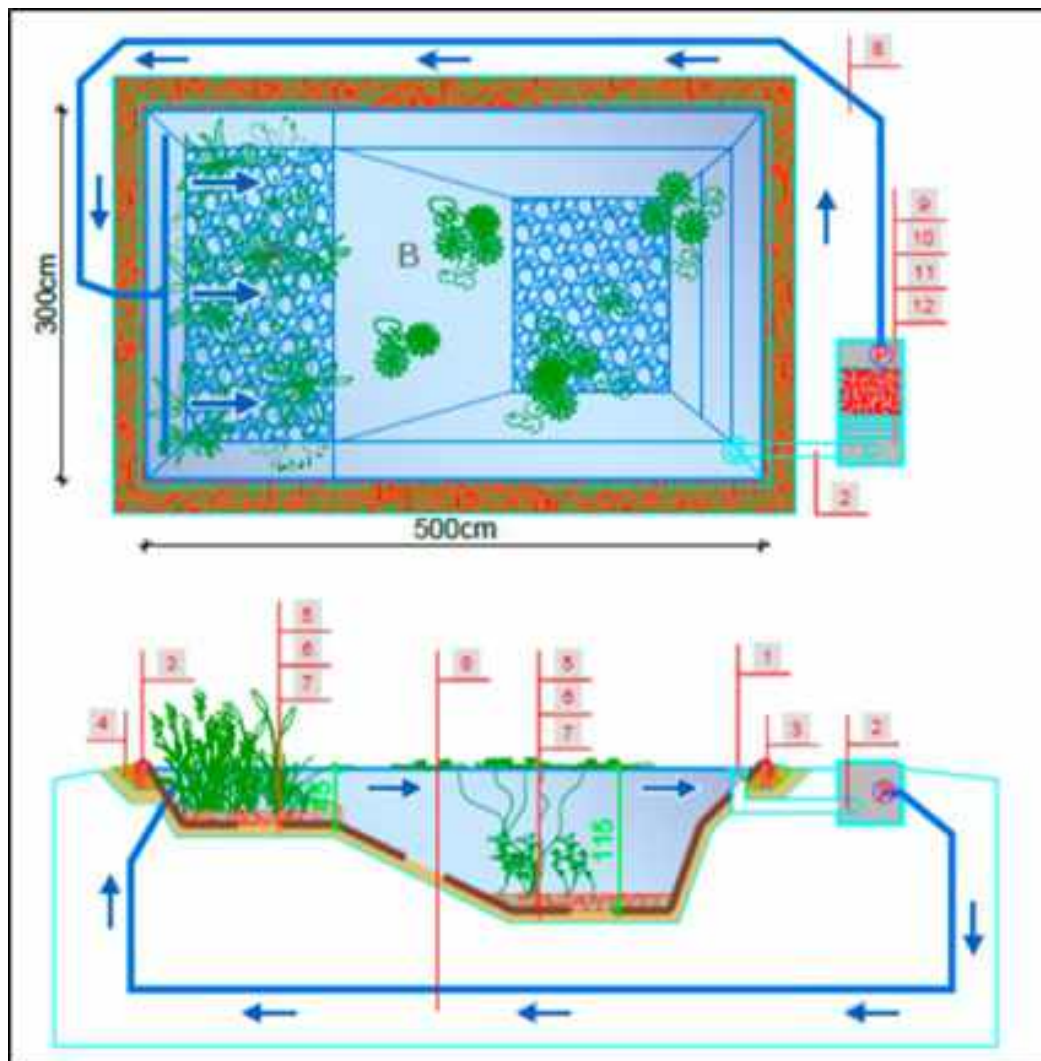


Rys. 5. Innowacyjny modułowy system uzdatniania wody z regulacją pracy filtrów [A4; A5, zmienione]

1 – moduł filtra wstępnego, 1.1 – maty filtracyjne, 1.2 – filtr siatkowy, 1.3 – odpływ, 2 – moduł filtra ze złożem biologicznym, 2.1 – filtr z rur siatkowych, 2.2 – kolektor, 2.3 – przewód z zaworem do modułu filtracji mineralnej, 2.4 – przewód z zaworem do modułu pomp, 3 – moduł filtra ze złożem mineralnym, 3.1 – materiał adsorbpcyjny, 3.2 – przewód doprowadzający powietrze lub CO₂, 3.3 – przewód wlotowy czystej wody, 3.4 – przewód z zaworem do modułu pomp, 4 – moduł pomp, 4.1 – pompa pracy ciągłej, 4.2 – kompresor powietrzny, 4.3 – pompy dozujące CO₂ i koagulanty, 5 – kołnierz łączeniowy z otworami do skręcania modułów. (Wojtek poprawia

6.4. Obiekty badań

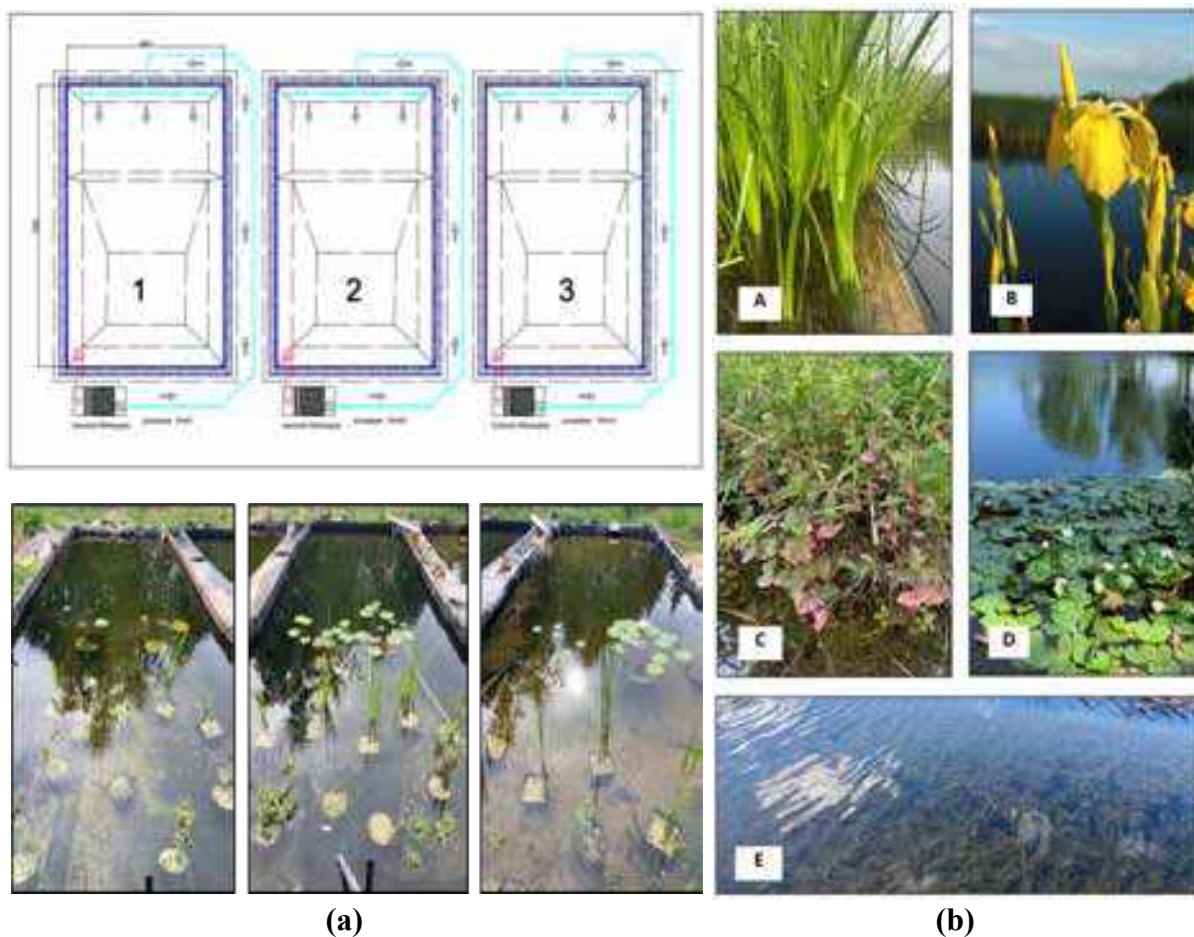
W celu przeprowadzenia eksperymentu terenowego dla określenia efektywnej prędkości filtracji systemu uzdatniania wody z wybranym wysokosprawnym adsorbentem mineralnym, na terenie prywatnej posesji (miejscowość Radzymin pod Warszawą, Poland) zbudowano trzy zbiorniki wodne w skali 1:10 w stosunku do średniej wielkości naturalnego stawu kąpielowego (150 m²), o parametrach: 15 m² powierzchni, wymiarach 3 m x 5 m i pojemności wodnej ok. 10,5 m³ (rys. 6, 7a). Każdy zbiornik uszczelniono od podłoża hydroizolacją EPDM, grubości 1,02 mm [A4].



Rys. 6. Specyfikacja pojedynczego stawu eksperymentalnego z testowaną prędkością efektywnej filtracji [A4, zmienione]. A – strefa regeneracyjna, B – strefa rekreacyjna, 1 – skimmer, 2 – rurociąg ssący, 3 – przegroda kapilarna, 4 – podsypka piaskowa, 5 – żwir (16-32 mm), 6 – folia hydroizolacyjna EPDM, 7- geowłóknina ochronna 300g/m², 8 – rurociąg tłoczny, 9 – komora pomp, 10 – komora z filtrem ze złożem mineralnym, 11 – komora osadowa z filtrem wstępnym, niebieska strzałka – kierunek obiegu cyrkulacyjnego wody.

Wyodrębniono tam strefę regeneracyjną (głębokość 0-45 cm), o powierzchni ok. 4 m² i obsadzono roślinnością szuwarową ze średnim zagęszczeniem 5 sadzonek/m². Wykorzystano materiał roślinny o funkcjach repozytorowych - rodzime lub zadomowione gatunki makrofity o umiarkowanych wymaganiach siedliskowych; o dużych walorach dekoracyjnych; odporne na szkodniki i choroby; poprawiające jakość wody [A4; Wolski *et al.* 2001].

Były to: *Acorus calamus* – 5 szt., *Iris pseudoacorus* – 5 szt. oraz *Mentha aquatica* - 10 szt. Strefę rekreacyjną - głęboką (45-115 cm) każdego zbiornika, o powierzchni ok. 8 m² obsadzono makrofitami ozdobnymi: *Nymphaea alba* - 3 szt. i *Myriophyllum spicatum* - 5 szt., ze średnim zagęszczeniem 1 sadzonka/m² (rys. 7b) [A4].



Rys. 7. Obiekty badań eksperymentalnych: (a) - układ eksperymentalnych zbiorników do testowania efektywnej prędkości filtracyjnej systemu: staw I (1) – 5m/h; staw II (2) – 10m/h, staw III (3) - 15m/h; (b) – makrofity strefy regeneracyjnej: A - *Acorus calamus*, B - *Iris pseudoacorus*, C - *Mentha aquatica*, D - *Nymphaea alba*, E - *Myriophyllum spicatum* [A4, zmienione].

Tak przygotowane zbiorniki wodne imitowały naturalne stawy kąpielowe i posłużyły do analizy efektywności filtracyjnej w odniesieniu do wybranego materiału mineralnego dla różnej prędkości przepływu wody w zbiornikach. Do tego celu, każdy zbiornik wyposażony

został w zestaw filtracyjny w postaci komory o wymiarach 100cm x 50cm x 50cm w skład, którego wchodziły:

- filtr wstępny gąbkowy 2 warstwowy z gąbki filtracyjnej 50cm x 50cm, pierwsza warstwa 20 PPI (20 kanalików/cal) i druga warstwa 30 PPI (30 kanalików/cal), o grubości 3cm każda;
- filtr ze złożem mineralnym - opoka modyfikowana termicznie Rockfos® w workach filtracyjnych objętości sumarycznej 100 litrów (50cm x 50cm x 40cm, co stanowi 0,1 m³);
- pompa cyrkulacyjna - w pierwszym stawie o przepływie 5m³/(h·m²) czyli (5m/h), w drugim stawie - 10m³/(h·m²) = (10m/h) oraz w trzecim - 15m³/(h·m²) = (15m/h) [A4].

Instalacja cyrkulacji wody w stawach została doposażona w skimmer – urządzenie wyłapujące zanieczyszczenia mechaniczne powierzchniowe, rurociąg oraz drenaż rozprowadzający przefiltrowaną wodę z komory filtracyjnej do strefy regeneracyjnej każdego zbiornika.

Po zakończeniu badań nad efektywną prędkością filtracji, w celu przeprowadzenia eksperymentu dotyczącego sprawności funkcjonalnej prototypowego systemu uzdatniania wody, trzy zbiorniki testowe przebudowano tworząc jeden eksperymentalny naturalny staw typu II. Spełniał on normy europejskie dotyczące projektowania i budowy stawów kąpielowych zgodnie ze standardem FLL [2011] [A4].

Jego specyfikacja to: 50 m² powierzchni; wymiary 5m x 10 m, pojemność ok. 33 m³, z wydzieloną strefą szuwarową - regeneracyjną (0-45 cm głębokości) o powierzchni 13,5 m² i ze strefą wody głębokiej - rekreacyjną (45-115 cm głębokości), o powierzchni ok. 29 m² – rys. 8 [A4]. Strefę szuwarową obsadzono makrofitami z zagęszczeniem ok. 5 sadzonek/m²: *Acorus calamus* - 21 szt., *Iris pseudoacorus* - 21 szt., *Mentha aquatica* - 26 szt., natomiast strefę głęboką - przy średnim zagęszczeniu 1 sadzonki/m² - gatunkami: *Nymphaea alba* - 10 szt. i *Myriophyllum spicatum* - 20 szt.

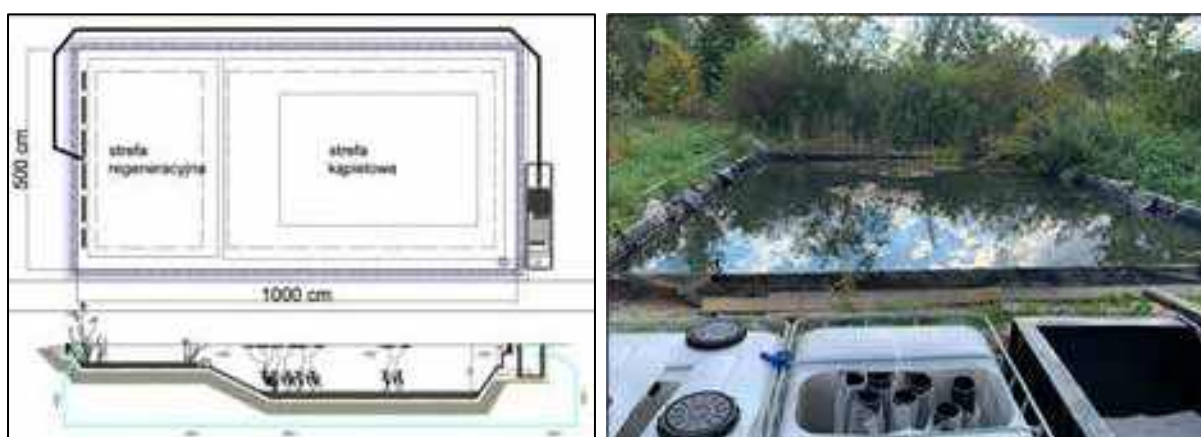
Nowo powstały staw wyposażony został w modułowy system filtracji, który składał się z komory pomp o przepływie 5 m/h oraz trzech komór filtracyjnych:

- komora I - pojemnik typu mauser ze wstępnym filtrem gąbkowym, składającym się z umieszczonej pionowo na rusztach: gąbki filtracyjnej o wymiarach 120 cm x 150 cm x 5 cm - 20PPI oraz w odległości 10 cm od poprzedniej - gąbki 120 cm x 150 cm x 5 cm - 30PPI;
- komora II - pojemnik typu mauser o biologicznym charakterze uzdatniania wody, zaopatrzony w filtry rurowe o średnicy 10 cm i wysokości czynnej 125 cm, z geowłókniną filtracyjną o gramaturze 100 g/m², w liczbie 20 szt;

- komora III - prototypowa modułowa komora filtracyjna z minerałem o wymiarach 120 cm x 120 cm x 150 cm wypełniona opoką modyfikowaną termicznie (materiał Rockfos®) w workach filtracyjnych o objętości sumarycznej 1008 litrów (wymiarów 120 cm x 120 cm x 70 cm, 1,008 m³).

Zestaw uzupełniało oprzyrządowanie (skimmer, rurociąg, drenaż wyprowadzający przefiltrowaną wodę do strefy regeneracyjnej) oraz system przewodów i zaworów zgodnie z założeniami wniosku patentowego. Schemat funkcjonalny stawu eksperymentalnego przy nowych wymiarach jest tożsamy z rys. 6. W czasie pracy systemu kilkakrotnie i z powodzeniem przetestowano możliwość wyłączania modułu komory ze złożem mineralnym bez konieczności zamknięcia cyrkulacyjnego obiegu wody [A4].

Staw użytkowany był kąpielowo (1-4 osób) w zależności od warunków pogodowych i decyzji użytkowników, w szczególności od końca maja do końca września 2024 r. oraz od końca maja do lipca 2025 r. spełniając założenie zmiennych warunków siedliskowych - pogoda i intensywność użytkowania [A4].



Rys. 8. Naturalny staw kąpielowy typu drugiego z systemem filtracyjnym (fot. W. Walczak) [A4, zmienione]

6.5. Metody badań

W celu analizy procesów filtracyjnych na wybranych złożach mineralnych wykorzystano specyfikę i funkcjonalność stanowiska badań (rys. 3). Oparto się na metodzie pomiarowej, której efektem było określenie zależności strat ciśnienia podczas filtrowania wody przez złożę w funkcji natężenia jej przepływu [A2].

Do każdej kolumny na stanowisku pomiarowym wsypywano warstwę podtrzymującą, a następnie przez dolny zawór przepuszczano strumień wody, by uzyskać niewielką jej ekspansję. W dalszej części eksperymentu w oparciu o odpowiednią pracę zaworów [szczegółowy opis w **A2**] stabilizowano poziom wody w piezometrach, co świadczyło o ustalonych warunkach przepływu (równowaga ilościowa wody dopływającej i odpływającej z kolumny).

Przy stabilnych warunkach dokonywano dwóch pomiarów, to jest różnic wysokości zwierciadeł wody w piezometrach oraz natężenia przepływu wody metodą naczyniową (pomiar czasu napełnienia cylindra 1200 ml na wylocie). Powtarzając kilkakrotnie tę procedurę dla różnych wartości przepływu otrzymywano zależność strat ciśnienia wody przy przepływie przez ruszt oraz warstwę podtrzymującą. Taką samą procedurę zastosowano dla badanych złóż, które każdorazowo nasypywano i układano oddolnym strumieniem wody na warstwę podtrzymującą. W ten sposób otrzymywano zależność strat ciśnienia wody przy przepływie przez ruszt, warstwę podtrzymującą oraz warstwę filtracyjną [**A2**].

Kolejno, oba punkty pomiarowe (I - ruszt i warstwa podtrzymująca oraz II - ruszt, warstwa podtrzymująca i złożo) aproksymowano krzywą drugiego stopnia. Rozwiązując układ obu zależności otrzymywano zależność funkcyjną strat ciśnienia przy przepływie wody przez badane złożo w funkcji natężenia tego przepływu.

Analiza kinetyki przepływu filtracyjnego najlepiej opisywana jest m. in. przez wzór Erguna opisujący modelowanie dla różnego kształtu ziaren złóż [**A2**]:

$$\frac{H}{L} = \frac{150 \cdot v \cdot (1 - \varepsilon_0)^2}{g \cdot \varepsilon_0^3} \cdot \left(\frac{1}{\psi \cdot d}\right)^2 \cdot v + \frac{1,75 \cdot (1 - \varepsilon_0)}{g \cdot \varepsilon_0^2} \cdot \left(\frac{1}{\psi \cdot d}\right)^2 \cdot v^2$$

gdzie: H – wysokość straty ciśnienia na grubości warstwy L , ε_0 – porowatość warstwy, v – kinematyczny współczynnik lepkości, V – prędkość filtracji, d – średnica ziaren złoża, ψ – sferyczność ziaren, g – przyspieszenie ziemskie.

Z tego względu kolejną czynnością było obliczenie czasem kilkietapowe [szczegółowy opis metod, przeliczeń i wzorów pomocniczych w **A2**]:

- porowatości warstwy (ε) - w oparciu o gęstość minerału (ρ_s), gęstość nasypową (ρ_p) i gęstość objętościową luźną (ρ_{pl}) i zagęszczoną (ρ_{pz}) z uwzględnieniem porowatości wewnętrznej, przy wykorzystaniu piknomietru oraz skażonego alkoholu etylowego;
- średnicy zastępczej ziaren (D) – z uwzględnieniem średnicy objętościowej (D_V), średnicy powierzchniowej (D_S) i średnicy powierzchniowo-objętościowej (D_{SV}) - pomiar długości, wysokości i szerokości 40 losowo wybranych ziaren dla badanych złóż oraz objętości i pola powierzchni ziaren;

-
- sferyczności ziaren (ψ) – w oparciu o obliczone wartości D_V , D_S (ψ_1) oraz z wymiarów otrzymanych z poprzedniego mierzenia ziaren (ψ_2).

Te czynności pozwoliły na weryfikację możliwości modelowania wzorem Erguna i na dobór jak najlepiej dopasowujących się zestawów liczb: sferyczności i średnicy zastępczej ziaren dla testowanych złóż [A2].

Warto tutaj dodać, że w badaniach kinetyki przepływu zrezygnowano z materiału Sulfur E. Efektywność procesu filtracji jest bowiem uzależniona od zjawiska filtrowania wody w masie złoża filtracyjnego i przepływu wody przy ściankach filtru w miejscach o większej porowatości, który zwany jest efektem przyściennym. W dużych filtrach efekt przyścienny nie ma znaczenia, natomiast w laboratoryjnych stanowiskach pomiarowych o średnicach kolumn 50, 100 lub 200 mm, może mieć znaczenie istotne.

W pomiarach hydrauliki filtrowania wykonano badania dla materiału Rockfos® i grysu wapiennego, które jako materiały kruszone i przesiane do odpowiednich wymiarów nie wykazywały znaczącego wpływu efektu przyściennego negatywnie wpływającego na rezultaty badań. Sulfur E był jednak materiałem specjalnie przygotowywanym przez producenta o kształcie walcowym o średnicy 5 mm i wysokości ziaren 5-15 mm. Wykonane pomiary losowo wybranych 40 ziaren pokazały, że średnia długość wyniosła 10,77 mm, a odchylenie standardowe wyniosło 2,95 mm. Tak duże ziarna powodowały tak duży efekt przyścienny, że wynik zależności strat ciśnienia w funkcji natężenia przepływu odbiegał od zależności funkcyjnej Erguna.

Eksperymentalne badanie efektywności usuwania fosforu na wybranych materiałach filtracyjnych realizowane było również na stanowisku badań (rys. 3) i polegało na przepuszczaniu wody wodociągowej z podwyższonym stężeniem fosforu przez kolumny filtracyjne z odpowiednim złożem.

Wykorzystano przygotowywane na bieżąco dla dwóch serii pomiarów roztwory laboratoryjne (woda wodociągowa i stężony roztwór Na_2HPO_4) o stałych parametrach fizyczno-chemicznych [A3]:

- I – fosfor ogólny (P_{total}) = 2 mg/dm³; azotany (N-NO_3) = 1,0 mg/dm³; pH = 7,2 (pierwsza seria) oraz
- II - P_{total} = 5mg/dm³; N-NO_3 = 1,0 mg/dm³, pH = 7,34 (druga seria).

Tak przygotowane roztwory początkowe podawano oddzielnie na każdy filtr z prędkością 5 m/h, a próbki kontrolne (w trzech powtórzeniach) pobierano co 24 godziny, czyli po 24, 48, 72, 96, 120, 144 godzinach od rozpoczęcia pracy filtra.

W filtracji badano P_{total} oraz pH. Uzyskane wyniki zaprezentowano w postaci wartości uśrednionych. W każdej serii zastosowano nowe złożo.

W drugiej części eksperymentu, w celu oceny możliwego uwalniania jonów ze złóż do wody odciekowej, wykorzystano wodę wodociągową o zbadanych parametrach fizyczno-chemicznych.

Analiza laboratoryjna wybranych czynników fizyczno-chemicznych wody wodociągowej i odcieku (3 powtórzenia) dotyczyła: pH, przewodności elektrolitycznej (EC) ($\mu S \cdot cm^{-1}$), twardości (mval/L) oraz stężeń: P_{total} , $N-NO_3$, azotu amonowego ($N-NH_4$), żelaza (Fe) i manganu (Mn) w mg/L. Poboru prób wody wodociągowej i odcieku dokonano po 8, 16 i 24 godzinach po rozpoczęciu pracy filtra, który działał z prędkością przepływu 5m/h (filtr pospieszny). Wyniki stanowiące punkt odniesienia stanowiły średnie arytmetyczne poszczególnych parametrów z badanych próbek [A3].

W ramach dwóch terenowych zadań eksperymentalnych przeprowadzono badania wybranych cech biocenotycznych dla testowanych zbiorników oraz parametrów fizycznych, chemicznych i mikrobiologicznych ich wód [A4].

W odniesieniu do analizy efektywności filtracyjnej wybranego w uprzednich badaniach laboratoryjnych wysokosprawnego materiału filtracyjnego dla różnych prędkości obiegu wody w systemie jej uzdatniania (5 m/h, 10 m/h i 15 m/h) - trzy małe powierzchniowe eksperymentalne stawy kąpielowe (P1-P3) wypełniono wodą studzienną o zweryfikowanej laboratoryjnie specyfikacji fizyczno-chemicznej i poddano uzdatnianiu w oparciu o opisany uprzednio system filtracyjny [A4].

Celem tego eksperymentu było ustalenie, która prędkość przepływu, w imitujących naturalne warunki funkcjonowania stawach testowych, będzie najbardziej odpowiednia dla prawidłowej pracy filtra z wybranym złożem mineralnym (efektywność adsorpcji fosforu i chłonność złoża wobec fosforu) [A4].

W tym celu, w odstępach miesięcznych od kwietnia do listopada 2023 roku (8 terminów, raz w miesiącu) pobierano próbki wody z toni wodnej zbiorników na wlocie do pompy oraz z filtratu – z rurociągu wprowadzającego uzdatnioną wodę do stawu. Analizowano takie czynniki jak: temperatura (Temp.), nasycenie tlenem (OS), EC, pH, TH, $N-NO_3$, $N-NO_2$ oraz P_{total} .

Fosfor był kluczowym parametrem, który pozwolił na wybór prędkości filtracji do badań terenowych w warunkach naturalnych, stąd badania uzupełniono analizą efektywności filtracyjnej i chłonności złoża wobec P [A4].

W celu kontroli procesów biologicznych zachodzących w nowo formujących się ekosystemach stawów eksperymentalnych wykonano badania uzupełniające dotyczące składu mikroorganizmów oraz cech biocenotycznych [A4].

Dla analizy warunków sanitarnych dokonano badania wody w celu identyfikacji i ilościowego określenia liczby bakterii *Escherichia coli*, bakterii grupy coli oraz enterokoków kałowych, jako wskaźników potencjalnego fekalnego zanieczyszczenia wody. Wykorzystano metodę statystyczną NPL (najbardziej prawdopodobnej liczby), która pozwala oszacować liczbę bakterii w badanej próbce na podstawie wyników z kilku rozcieńczeń. Analizy wykonano według przyjętej procedury w Dziale Laboratoryjnym Powiatowej Stacji Sanitarno-Epidemiologicznej w Lublinie dwukrotnie w sezonie 2023 [A4].

W celu określenia prawidłowości przebiegu naturalnej sukcesji ekologicznej rozwijającej się biocenozy w zbiornikach eksperymentalnych dokonano analiz biocenotycznych fitoplanktonu i zooplanktonu. W pierwszym etapie obejmowały one mikroskopową analizę struktury jakościowej i ilościowej pro- i eukariotycznych glonów fitoplanktonowych – metoda z mikroskopem odwróconym [wg. Utermöhl 1958] i klasyfikacja syntaksonomiczna [van den Hoek *et al.* 1995]. Poboru prób dokonano dwukrotnie w sezonie letnim i jesiennym 2023 r., oznaczono w mikroskopie świetlnym w Katedrze Botaniki i Fizjologii Roślin UP w Lublinie, a wyniki uśredniono dla całego okresu badań i zaprezentowano w formie wykresów zbiorczych [A4].

Skład taksonomiczny fitoplanktonu w każdym ze stawów eksperymentalnych porównano ze sobą za pomocą współczynnika Jaccarda [Wysocki and Sikorski 2002]:

$$S = a / (a + b + c),$$

gdzie a oznacza liczbę gatunków wspólnych (dzielonych) dla obu porównywanych stanowisk, b - liczbę gatunków występujących tylko w pierwszym stanowisku, natomiast c - liczbę gatunków występujących tylko w drugim stanowisku.

W drugim etapie metodą mikroskopową dokonano próby analizy jakościowej zooplanktonu: klasyfikacja [Rybak i Błędzki 2010], a nomenklatura taksonomiczna za Martin i Davis [2001] [A4].

Uzupełnieniem badań biocenotycznych były analizy koncentracji chlorofilu a jako najważniejszego barwnika prowadzącego fotosyntezę samożywnych glonów wskazującego pośrednio na produktywność pierwotną zbiorowisk fitoplanktonu [Serafin *et al.* 2019], których dokonano metodą spektrofotometryczną Nusch [1980] [A4].

Po wybraniu odpowiedniej prędkości filtracji przystąpiono do drugiego zadania eksperymentalnego. Wiązało się ono z weryfikacją sprawności efektywnej pracy

prototypowego systemu uzdatniania wody w stawie kąpielowym w pełniej skali i pod pełnym obciążeniem użytkowym. Zastosowano system uzdatniania wody z modułową komorą filtracyjną i regulacyjnym systemem zaworów (wniosek patentowy). Analizowano sprawność adsorpcyjną względem fosforu, chłonność złoża oraz kontrolnie podstawowe parametry fizyczno-chemiczne wód [A4].

Nowo wybudowany staw kąpielowy typu drugiego wypełniono wodą studzienną z tożsamesgo źródła i w tożsamy sposób przeanalizowano. Przy analizach sprawności uzdatniania systemu próbki pobierano w odstępach dwutygodniowych od marca do lipca 2024 roku (17 terminów) oraz co tydzień od marca do lipca 2025 r. (13 terminów - do zakończenia projektu badawczego).

Próbki pobierano na wlocie do pompy i na wylocie z filtra. W okresie zimowym 2024/2025 obieg cyrkulacyjny był wyłączony (11.10.2024-17.03.2025). Filtr mineralny opróżniono z wody, a jego materiał filtracyjny ulegał przesuszeniu. Na wiosnę 2025 r., na dobę przed uruchomieniem filtracji, złoża mineralne zostało przepłukane, ubytki wody w basenie zostały uzupełnione wodą ze studni i obieg cyrkulacyjny został wznowiony [A4].

Badano następujące parametry: Temp., OS, EC, pH, TH, N-NO₂, N-NO₃ oraz Ptotal. Dla wszystkich analiz laboratoryjnych pomiarów dokonywano w trzech powtórzeniach, a wyniki dla każdego terminu zaprezentowano jako ich średnią arytmetyczną. Badania laboratoryjne próbek wody dla eksperymentów laboratoryjnych i terenowych przeprowadzono w laboratorium Katedry Inżynierii Środowiska Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie metodami certyfikowanymi, zgodnie ze standardowymi procedurami i wg. odpowiednich norm [A3; A4].

W próbkach – w zależności od zadania eksperymentalnego - zbadano 19 czynników fizyczno-chemicznych istotnych dla użytkowania ekobasenów (wg. FLL 2011): temperatura – pomiar bezpośredni miernikiem wieloparametrowym ORION Star A329 Set firmy Thermo Scientific, pH - metodą potencjometryczną; EC - metodą konduktometrii; twardość wody – metodą miareczkową; N-NH₄, N-NO₃, N-NO₂ i Ntotal metodą spektrofotometryczną; Ptotal oraz Fe metodą spektrometryczną; Mn - metodą nadmanganianową; K – metodą spektrofotometrii, chlorki – metodą miareczkową, SO₄ – metodą spektrofotometrii, zawiesina – metodą wagową, Ca – metodą wersenianową, Mg – metodą z obliczeń, nasycenie tlenem – metodą membranową – pomiar bezpośredni urządzeniem CO411 firmy ELMETRON (odczyt zweryfikowany w funkcji temperatury), krzemionka – metodą spektrofotometryczną. Do analiz spektrofotometrycznych wykorzystano Spektrofotometr NANOCOLOR UV/VIS firmy Macherey-Nagel [A3; A4].

Przy analizach efektywności usuwania fosforu przez wybrane materiały filtracyjne dla eksperymentów laboratoryjnych i terenowych wykorzystano wzór [za Józwiakowski 2012; Marzec *et al.*, 2019]:

$$\eta = 100 \cdot (1 - C_o/C_d),$$

gdzie C_o oznacza stężenie zanieczyszczenia w odcieku, a C_d stężenie zanieczyszczenia w wodzie dopływającej.

Chłonność złoża rozumiana jako ładunek fosforu zatrzymany przez dany materiał filtracyjny została obliczona ze wzoru:

$$L = (C_d - C_t) \cdot V_t,$$

gdzie C_d to stężenie zanieczyszczenia w wodzie dopływającej, C_t oznacza stężenie zanieczyszczenia w odcieku po określonej liczbie godzin filtracji, a V_t objętość przefiltrowanej wody w określonym czasie obliczaną jako iloczyn natężenia przepływu i czasu pomiaru [A3; A4].

Wyniki badań czynników fizyczno-chemicznych wód poddano podstawowej analizie statystycznej (średnia, mediana, odchylenie standardowe) oraz dla eksperymentów terenowych - analizie korelacji wartości parametrów istotnych technologicznie: wpływ Temp. na OS, pH, EC, N-NO₃ i Ptotal, wpływ OS na N-NO₃ i Ptotal oraz wpływ pH na Ptotal.

W celu oceny wpływu filtracji na jakość wody w stawach przeprowadzono również statystyczną analizę porównawczą wybranych parametrów fizykochemicznych. Dane obejmowały pomiary wykonane przed i po filtracji, dla tych samych zbiorników wodnych, co uzasadniało zastosowanie testów dla prób zależnych. Przed właściwą analizą porównawczą sprawdzono rozkład zmiennych za pomocą testu Shapiro-Wilka. Na podstawie wyników testu określono, które parametry spełniają założenie normalności rozkładu [A3 i/lub A4].

Dla zmiennych o rozkładzie normalnym zastosowano test t dla prób zależnych, natomiast dla parametrów niespełniających tego założenia wykorzystano nieparametryczny test rang Wilcoxon. Analizy przeprowadzono osobno dla danych pochodzących z trzech stawów eksperymentalnych o różnej prędkości przepływu filtracyjnego oraz dla danych z jednego stawu eksperymentalnego (testowanie sprawności prototypowego systemu). W ramach pełniejszej analizy statystycznej wartości badanych współczynników jakości wody dla trzech stawów doświadczalnych zastosowano model analizy głównych składowych (PCA), dla którego sprawdzono założenia początkowe (test Bartletta i kryterium Kaisera-Meyera-Olkina – KMO). Za istotne statystycznie uznawano różnice przy poziomie istotności 0,05. Obliczenia wykonano z wykorzystaniem programu Statistica ver. 13.3, natomiast wizualizacje danych, w tym wykresy pudełkowe i korelacyjne, wykonano w środowisku R [A4].

7. Wyniki badań

7.1. Analiza procesów filtracyjnych na złożach mineralnych

Analiza warunków przepływu przez materiał porowaty opisywana jest dla ruchu laminarnego uproszczonymi wzorami np. wzorem Kozeny-Carmana (1), które zawierają jedynie liniową zależność strat ciśnienia od prędkości filtracji. Przy wyższych prędkościach stosuje się wzór Erguna (2), który uwzględnia zarówno warunki ruchu laminarnego, jak i przejściowego oraz burzliwego.

$$\frac{H}{L} = \frac{180 \cdot (1 - \varepsilon_0)^2 \cdot \nu \cdot V}{\varepsilon_0^3 \cdot d^2 \cdot g} \quad (1)$$

$$\frac{H}{L} = \frac{150 \cdot \nu \cdot (1 - \varepsilon_0)^2}{g \cdot \varepsilon_0^3} \cdot \left(\frac{1}{\psi \cdot d}\right)^2 \cdot V + \frac{1.75 \cdot (1 - \varepsilon_0)}{g \cdot \varepsilon_0^3} \cdot \left(\frac{1}{\psi \cdot d}\right) \cdot V^2 \quad (2)$$

W analizowanych warunkach naturalnych basenów kąpielowych prędkości filtracji są małe, co powodowane jest małymi różnicami wysokości zwierciadeł wody w basenie oraz w filtrze. Ze względu na cykl badawczy, w którym wymuszano różne prędkości filtracji również z zakresu wyższego niż odpowiadającego ruchowi laminarnemu do modelowania przyjęto wzór Erguna (2), natomiast w warunkach naturalnych przy małych różnicach zwierciadeł wody bardziej odpowiedni będzie wzór Kozeny-Carmana (1).

Bez względu na rodzaj zastosowanego modelu hydraulicznego konieczne jest określenie bardzo istotnych parametrów jakimi są porowatość, średnica zastępcza ziaren (D) oraz ich sferyczność ψ . Badano porowatość w stanie luźnym i zagęszczonym, średnicę objętościową, powierzchniową i powierzchniowo-objętościową, natomiast sferyczność z wykorzystaniem stosunku średnicy objętościowej do powierzchniowej i poprzez bezpośredni pomiar 3-ech charakterystycznych wymiarów.

W każdym przypadku do obliczeń średnic zastępczych i sferyczności, które stanowią zblokowany iloczyn pokazany w powyższych wzorach danymi wejściowymi są bezpośrednie pomiary podstawowych wymiarów dużej liczby cząstek złoża. Wyniki badań pokazano w Tabeli 1 [A2].

Tab. 1. Charakterystyczne dane materiałów złóż

Parametry	Miary statystyczne	Grys wapienny	Rockfos®
Średnica objętościowa	Średnia	4,628	3,838
	Mediana	4,335	3,823
D_V	Odchylenie standardowe	1,192	0,769

	Maksimum	7,326	5,445
	Minimum	2,610	2,544
	Współczynnik zmienności	0,258	0,200
Średnica powierzchniowa D_S	Średnia	8,617	6,868
	Mediana	7,969	6,899
	Odchylenie standardowe	2,033	1,427
	Maksimum	12,866	9,803
	Minimum	5,661	4,775
	Współczynnik zmienności	0,236	0,208
Średnica objętościowo-powierzchniowa (Sautera) $D_{SV} = \frac{D_V^3}{D_S^2}$	Średnia	1,347	1,200
	Mediana	1,365	1,171
	Odchylenie standardowe	0,424	0,230
	Maksimum	2,422	1,679
	Minimum	0,555	0,722
	Współczynnik zmienności	0,315	0,192
Sferyczność $\psi_1 = \left(\frac{D_V}{D_S}\right)^2$	Średnia	0,287	0,313
	Mediana	0,300	0,317
	Odchylenie standardowe	0,034	0,012
	Maksimum	0,331	0,329
	Minimum	0,195	0,271
	Współczynnik zmienności	0,118	0,038
Sferyczność $\psi_2 = \sqrt{\frac{c}{a \cdot b}}$	Średnia	0,484	0,651
	Mediana	0,471	0,659
	Odchylenie standardowe	0,210	0,128
	Maksimum	0,994	0,928
	Minimum	0,134	0,303
	Współczynnik zmienności	0,434	0,128
Porowatość w stanie luźnym		0,5196	0,5315
Porowatość w stanie zagęszczonym		0,4625	0,4644

Mimo różnego stanu początkowego porowatość w stanie zagęszczonym obu materiałów była bardzo zbliżona i wynosiła ok. 0,46. Najwyższe wartości średnic zastępczych wykazuje średnica powierzchniowa, natomiast średnica Sautera nie nadaje się do bezpośredniego zastosowania, gdyż znacząco odbiega od pozostałych. Różnice w wartościach sferyczności nie są tak duże. Jak widać zarówno we wzorze Kozeny-Carmana, jak i Erguna istotniejsze znaczenie ma kombinacja iloczynów średnicy i porowatości.

Duży rozrzut średnic zastępczych, odchyłeń standardowych i współczynników zmienności oraz obecność ziaren o dużych wymiarach wymusiły uwzględnienie w obliczeniach wystąpienia efektu przyściennego, czyli obszarów podwyższonej porowatości blisko ścianek kolumny filtracyjnej. W takim przypadku przepływ przez warstwę filtracyjną nie jest jednakowy – przy ściankach złoża o większej porowatości przepuszcza większy strumień niż złoża wewnątrz kolumny filtracyjnej. Dlatego w obliczeniach strat ciśnienia do analiz porównawczych modelu zastosowano wzór Di Felice i Gibilaro [2004] (3) [A2].

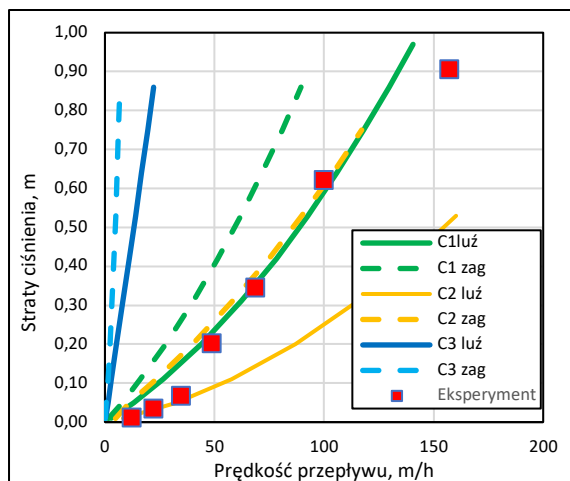
$$\varepsilon = \varepsilon_b + 0,01 \cdot \left[e^{\frac{10,686}{D/d}} - 1 \right] \quad (3)$$

gdzie: ε - porowatość złoża przy ściankach, ε_b - porowatość wewnątrz złoża, D - średnica filtru, d - średnica zastępcza ziaren złoża.

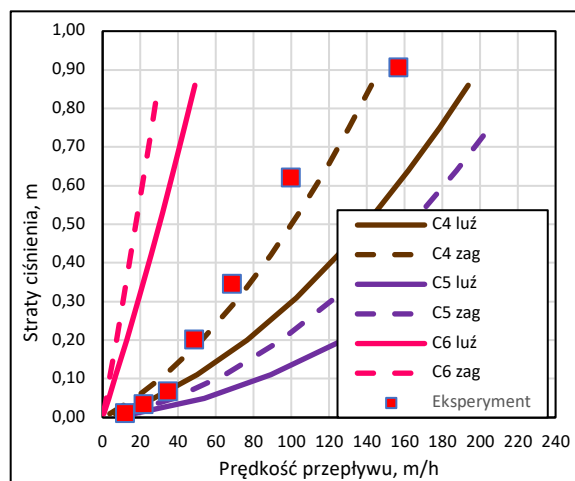
Analiza średnic zastępczych i przepływu laminarnego [A2], którą przeprowadzono w ramach badania procesów filtracyjnych na wybranych złożach mineralnych wskazała, że mnogość wzorów na obliczanie średnic zastępczych ziaren i sferyczności wprowadza znaczne utrudnienie w modelowaniu strat ciśnienia w funkcji prędkości filtracji.

Dlatego wykonano obliczenia kombinacyjne wykorzystując 2 rodzaje złożów i w każdym 3 zestawy średnic, 2 zestawy sferyczności i 2 zestawy porowatości. Dało to po 12 różnych przypadków dla każdego złoża, a wyniki obliczeń w porównaniu do wyników eksperymentów pokazano na rys. 9.

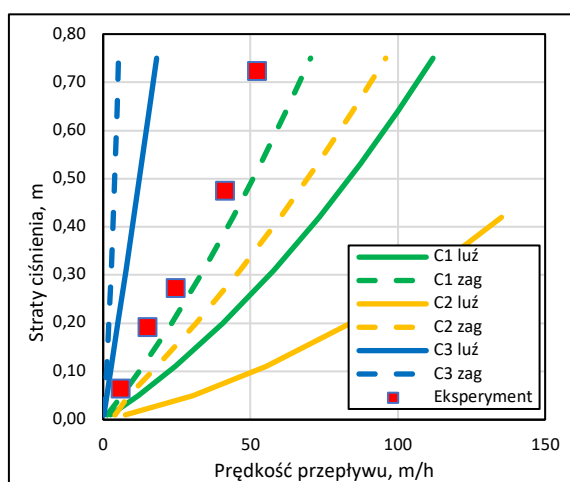
Otrzymywane wartości liczbowe różniły się, a ich kombinacje nie zawsze były zgodne z wynikami pomiarów. Wykazano, że wyniki modelowe najbliższe wynikom pomiarów uzyskano przy zastosowaniu średnic objętościowych oraz sferyczności obliczonej z uśrednionych wymiarów przestrzennych poszczególnych ziaren.



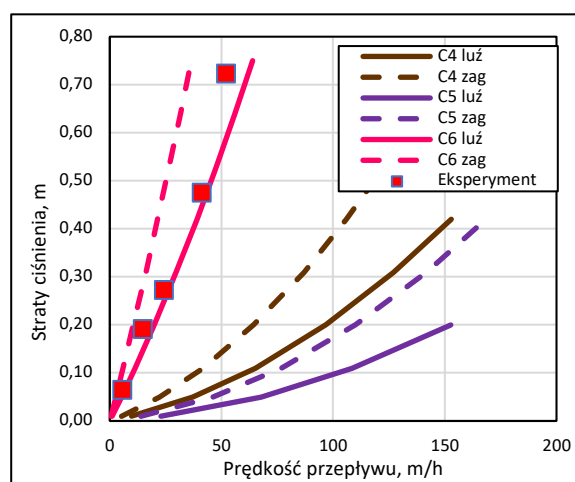
(a)



(b)



(c)



(d)

Rys. 9. Wysokości strat ciśnienia w funkcji natężenia przepływu z badań eksperymentalnych opoki Rockfos® i z wykorzystaniem wzoru Erguna z kombinacją średnic zastępczych i sferyczności dla złożeń w stanie luźnym i zagęszczonym: (a) – (C1- D_V , ψ_1 ; C2- D_S , ψ_1 ; C3 - D_{VS} , ψ_1); (b) – (C4 - D_V , ψ_2 ; C5- D_S , ψ_2 ; C6 - D_{VS} , ψ_2); (c) – (C1- D_V , ψ_1 ; C2- D_S , ψ_1 ; C3 - D_{VS} , ψ_1); (d) – (C4 - D_V , ψ_2 ; C5- D_S , ψ_2 ; C6 - D_{VS} , ψ_2)

Wykresy pokazane na rys. 9 nie dają jednoznacznej odpowiedzi jak, należałoby obliczać średnicę zastępczą przy obliczeniach modelowych do projektowania filtrów w basenach kąpielowych. Punkty uzyskane z pomiarów przy przepływie wody przez grys wapniowy przy wykorzystaniu sferyczności obliczanej wzorem ψ_1 w dolnym zakresie prędkości filtracji (do ok. 40 m/h) układają się zgodnie z kombinacją danych C2, czyli dla objętościowej średnicy ziaren oraz luźnego zagęszczenia. Przy wyższych prędkościach filtracji złożo zagęszcza się

i punkty pomiarowe układają się wzdłuż krzywych odniesionych do C1 luź. i C2 zag. Przy obliczeniu sferyczności według wzoru ψ_2 wyniki eksperymentu układają się blisko zakresu C4. Początkowo, do prędkości filtracji ok. 40 m/h układają się według luźnego upakowania, a powyżej według złoża zagęszczonego.

Analiza postaci wzoru Erguna pozwala stwierdzić, że w obu członach średnica zastępcza występuje zawsze w połączeniu ze sferycznością, dlatego należałoby analizować wykresy w funkcji iloczynu „ $d \cdot \psi$ ”, co pokazano w tabeli 2.

Tab. 2. Wartości iloczynów różnych kombinacji średnic zastępczych i sferyczności (wg oznaczeń z tabeli 1)

Material		D_V	D_S	D_{SV}
Grys wapienny	ψ_1	1,328	2,473	0,387
	ψ_2	2,241	4,174	0,653
Rockfos®	ψ_1	1,203	2,153	0,376
	ψ_2	2,497	4,468	0,781

Zarówno dla grys wapiennego, jak i materiału Rockfos® uzyskano najbliższe pomiarom wyniki dla iloczynów różnych kombinacji średnic zastępczych i sferyczności oznaczonych wytłuszczoną czcionką w tabeli 2. Uogólniając można stwierdzić, że w obu przypadkach dobrze sprawdziły się wyrażenia na obliczanie średnicy zastępczej D_V oraz sferyczności ψ_2 obliczanej ze wzoru zamieszczonego w tabeli 1.

Wykonane badania zależności strat ciśnienia w funkcji prędkości filtracji przekraczały dość znacznie typowy zakres prędkości filtracji stosowany w klasycznych filtrach pospiesznych szczególnie ciśnieniowych. W filtrach do naturalnych basenów kąpielowych pracujących, jako otwarte i w sposób ciągły jakość wody powinna się dobrze stabilizować. W takich przypadkach prędkość filtrowania będzie znacznie mniejsza, co przełoży się na małe różnice zwierciadeł wody nad złożem i za filtrem, chociaż wystąpią różnice związane ze zmianami temperatury.

Przy ziarnach o wymiarach handlowych, grys 4 – 8 mm, Rockfos® 2 – 6 mm, średnice objętościowe D_V wyniosły, odpowiednio 4,628 mm i 3,838 mm, powierzchniowe D_S 8,617 mm i 6,868 mm, objętościowo-powierzchniowe 1,347 mm i 1,200 mm. Jak widać jedynie średnica objętościowa mieściła się w zakresie wymiarów podanych przez producenta. Średnice tak

obliczone były stosunkowo bliskie średniej geometrycznej wymiarów skrajnych, które dla grysu wyniosły 5,657 mm natomiast Rockfos® 3,464 mm.

Ogląd cząstek badanych materiałów pokazywał, że podczas przygotowywania grysu nieregularnie się kruszył tworząc bryły o trudnych do opisanie kształtach. Pokazują to współczynniki zmienności, które miały większe wartości dla grysu niż Rockfos®.

W warunkach skali technicznej pierwszym krokiem jest wybór złoża, który powinien być podyktowany jego własnościami chemicznymi, a szczególnie biologicznymi, gdyż na ziarnach takich złóż tworzy się błona biologiczna i zachodzą głównie procesy biologiczne. Kolejnym krokiem będzie zapoznanie się z ofertą handlową i parametrami takich złóż to jest przede wszystkim wielkości ziaren, zakresu uziarnienia i współczynników nierównomierności. Przez analogię do niniejszych badań należałoby określić iloczyn średnicy zastępczej i sferyczności, a następnie korzystając ze wzoru Kozeny-Carmana określić konieczną różnicę zwierciadeł wody między basenem a filtrem.

7.2. Sprawność filtracyjna wybranych materiałów mineralnych

Wybrane materiały filtracyjne poddane badaniom efektywności usuwania fosforu, zgodnie z przyjętymi metodami, cechowały się zróżnicowaną skutecznością tego procesu w odniesieniu do początkowego stężenia roztworu oraz czasu filtracji.

Najwyższą efektywność adsorpcji fosforu stwierdzono dla materiału Rockfos®, dla którego końcowe stężenie, po 144 godzinach filtrowania przy zasilaniu roztworem 2 mg/L wynosiło 0,0012 mg P/L, natomiast przy zasilaniu roztworem 5 mg/L odpowiednio 0,45 mg/L. Skuteczność usuwania fosforu dla pozostałych materiałów była niższa. Dla materiału Sulfur spadek stężenia fosforu w filtracie, w początkowych 48 godzinach był wyraźny, gdyż stężenie spadało z 2 mg P/L do ok. 0,2 mg P/L, a z 5 mg P/L do ok. 1,7 mg P/L. Po około 60 godzinach filtracji obserwowano sukcesywny wzrost stężenia. W końcowym stanie, po 144 godzinach stężenia fosforu w filtracie wzrosło, odpowiednio do 1,60 mg P/L i 3,14 mg P/L. Usuwanie fosforu na złożach z grysu wapniowego było minimalne. Obniżenie stężenia fosforu w filtracie z 2 mg P/L w roztworze wyjściowym spadło po 24 godzinach do 1,07 mg P/L, a po 144 godzinach wynosiło już 1,8 mg P/L. Odpowiednio przy roztworze o stężeniu 5 mg P/L wynosiło 4,55 mg P/L i 4,90 mg P/L (rys. 10a) [A3]. Efektywności usuwania fosforu na materiale Rockfos® były bardzo wysokie. Dla roztworu początkowego 2 mg P/L oscylowały od 99,7% na początku procesu filtracji do 99,4% na końcu. Dla roztworu 5 mg P/L wynosiły, odpowiednio 90% do 91% osiągając po 72 godzinach maksimum filtrowania 94%.

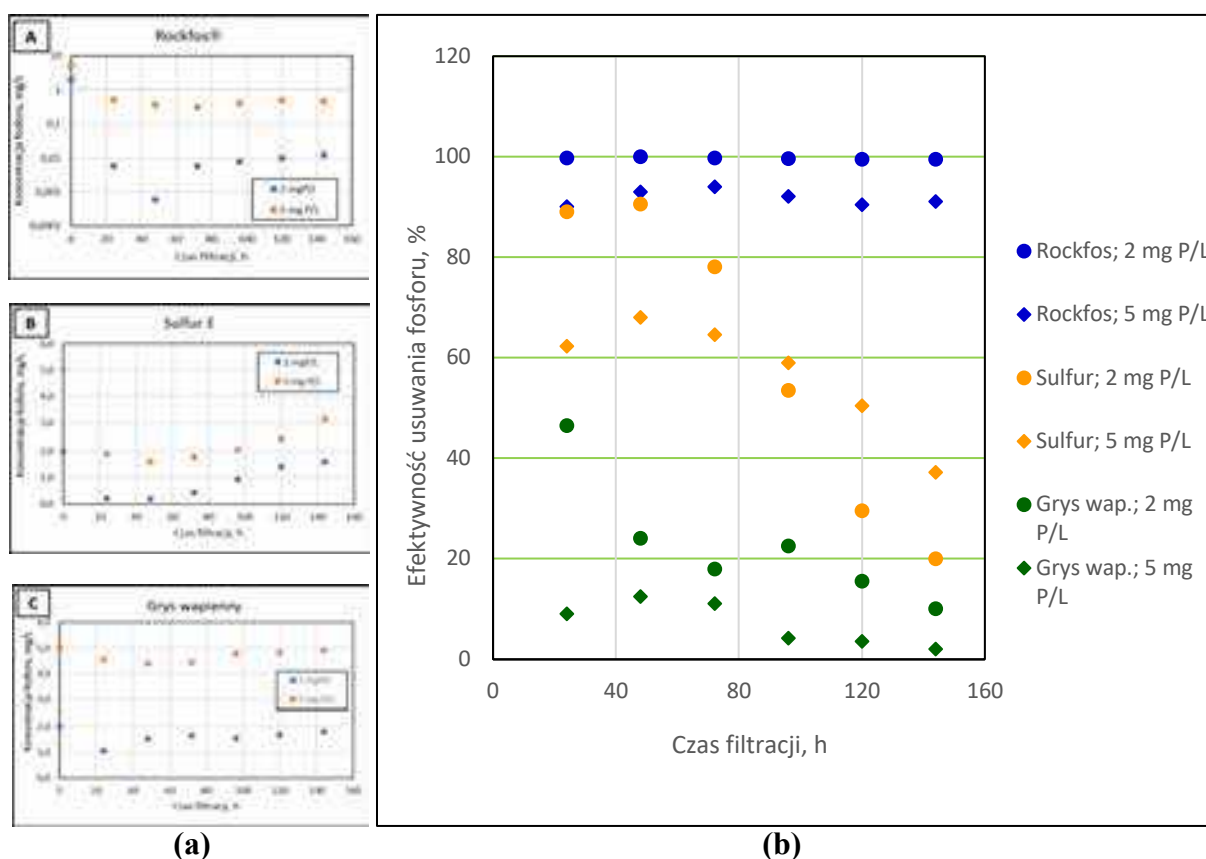
Dla materiału Sulfur E efektywność wynosiła, dla roztworu 2 mg P/ L odpowiednio 89% do 20%, a dla roztworu 5 mg P/L 62,2% do 37,2%. Grys wapienny wykazywał najmniejszą efektywność: od 46,5% do 10% dla roztworu 2 mg P/L i 9% do 2 % dla roztworu 5 mg P/L. W różnych godzinach filtrowania obserwowano ukazywanie wyraźnych maksimów. Podczas filtrowania roztworu 2 mg P/L, dla materiału Rockfos® maksimum wynosiło 99,97% po 24 godz., dla Sulfur E 90,5% po 24 godz. i dla gysu wapiennego 46% po 24 godz. Natomiast podczas filtrowania roztworu 5 mg P/L, dla materiału Rockfos® maksimum wynosiło 94% po 72 godz., Sulfur E 68% po 48 godz. i gysu wapiennego 12,4% po 48 godz. Wynika stąd, że przy wyższych stężeniach fosforu najwyższa efektywność usuwania fosforu uległa przesunięciu w czasie (rys. 10b) [A3].

Ocenę chłonności poszczególnych złóż wyrażonej w gramach fosforu w kolejnych dobach dla badanych materiałów filtracyjnych obrazuje rys. 11a, natomiast sumowanych narastająco rys. 11b.

Analiza ładunku fosforu zatrzymywanego przez złożę również potwierdziła różnice między badanymi minerałami (rys. 11a). Chłonność Rockfos® była bardzo duża i podczas eksperymentu nie zauważono jej wyczerpywania się. Różnice chłonności po każdej dobie były znikome i wahały się dla roztworu o stężeniu 2 mg P/L w przedziale 0,468-0,471 g P/db, a dla roztworu o stężeniu 5 mg P/L odpowiednio 1,060-1,107 g P/db. Świadczy to o dużym potencjale sorpcyjnym tego materiału dla fosforu. Inaczej zachowywały się pozostałe złoża, które pokazywały, że ładunki zatrzymywanego fosforu wykazywały tendencję spadkową [A3].

Materiał Sulfur E z roztworu 2 mg P/L w pierwszej dobie zatrzymał 0,419 g P, w drugiej 0,426 g P, a w kolejnych zatrzymywana masa fosforu spadała sukcesywnie, aż w ostatniej dobie wyniosła jedynie 0,094 g P. Podczas filtrowania stężonego roztworu (5 mg P/L) zatrzymane masy fosforu zmieniały się podobnie. W pierwszej dobie 0,733 g P, w drugiej 0,801 g P, a w końcowej 0,438 g P. Obydwa omówione powyżej materiały wykazywały wyższą chłonność, gdy roztwór podawany na złożę miał wyższe stężenie fosforu (rys. 11a) [A3].

Potencjał sorpcyjny wobec fosforu gysu wapiennego okazał się najniższy. Dla stężenia roztworu wlotowego 2 mg P/L masa fosforu zatrzymana podczas filtracji przez te złoża zmieniała się od 0,219 g P do 0,047 g P, z ciągłą tendencją spadkową. Natomiast w przypadku roztworu stężonego (5 mg P/L) zatrzymywana masa fosforu w pierwszej dobie wyniosła od 0,106 g P/L, następnie wzrosła kolejno do 0,146 g P/L, a kolejno spadła do 0,130 g P i dalej, aż do 0,024 g P (rys. 11a) [A3].

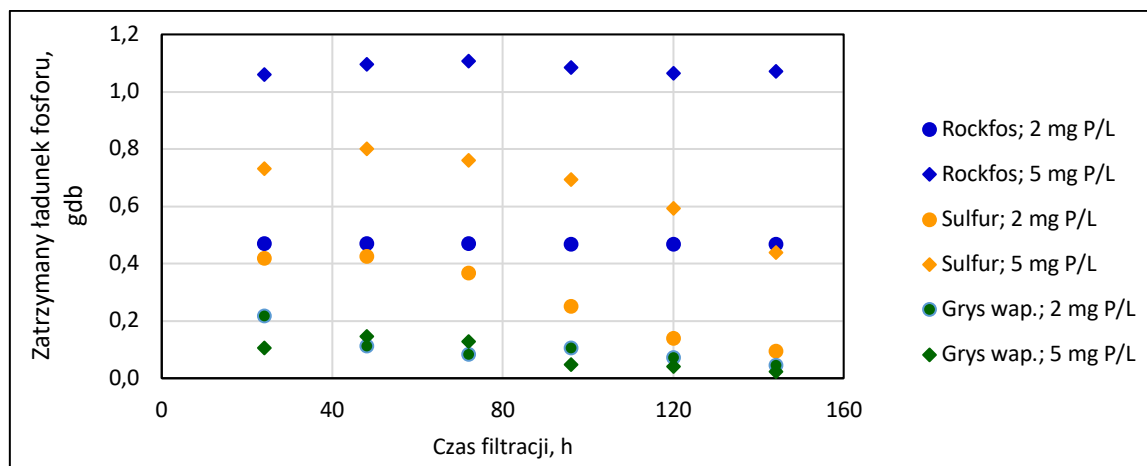


Rys. 10. Parametry usuwania fosforu dla badanych źródeł filtracyjnych: (a) - przebieg zmienności stężenia fosforu podczas przepływu roztworu badawczego przez analizowane złoża: A - Rockfos® (skala logarytmiczna); B – Sulfur E, oraz C – grys wapienny; (b) - efektywność usuwania fosforu w funkcji czasu filtracji i stężenia fosforu w roztworze początkowym [A3, zmienione]

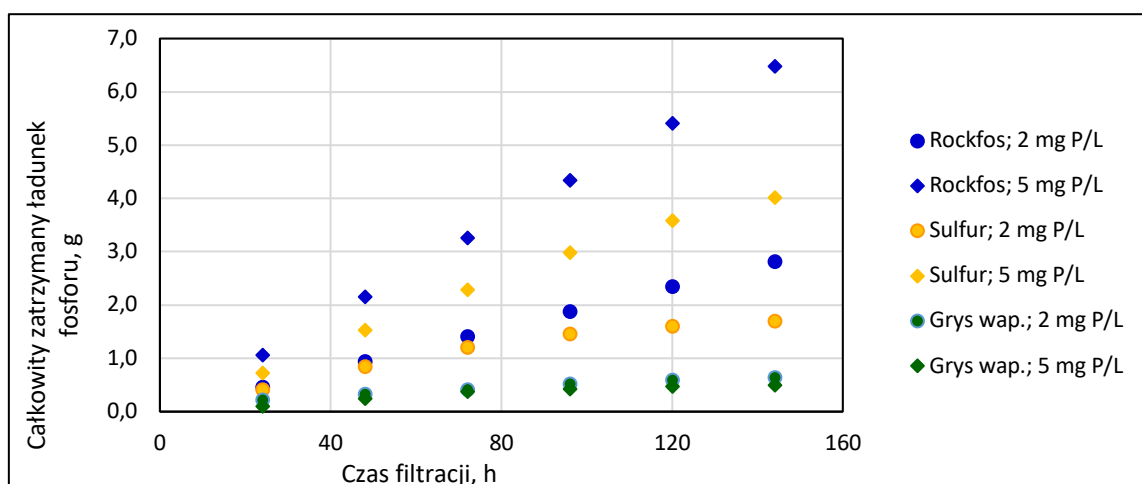
Największą masę sumaryczną fosforu w okresie badań wykazał Rockfos® przy filtrowaniu roztworu stężonego (5 mg P/L), która wyniosła 6,484 g P, a dla roztworu o mniejszym stężeniu (2 g P/L) 2,817 g P. Wykorzystując wyniki gęstości objętościowej materiałów Rockfos® 730 kg/m³, Sulfur 750 kg/m³ i grys wapienny 1540 kg/m³ obliczono masę pochłoniętego fosforu na jednostkę masy w zależności od stężenia fosforu w roztworze początkowego. Rockfos® z roztworu 2 mg P/L zatrzymał 2,81 g P/kg ziaren, a z roztworu 5 mg P/L 6,484 g P/kg ziaren. Materiał Sulfur zatrzymał odpowiednio 1,65 g P/kg ziaren oraz 3,984 g P/kg ziaren, a grys wapienny 0,3 g P/kg ziaren oraz 2,35 g P/kg ziaren (rys. 11b) [A3].

Analiza położenia punktów pomiarowych zamieszczonych na rys. 11b pokazuje, że ich przebieg nie jest jednakowy. Punkty dla materiału Rockfos® układają się wzdłuż jednej linii,

co świadczy o mało zmiennej chłonności złoża. Natomiast punkty opisujące działanie materiału Sulfur E i grys wapienny wykazują zmienność krzywizny, co świadczy o wyczerpywaniu zdolności adsorpcyjnych fosforu na tych materiałach [A3].



(a)



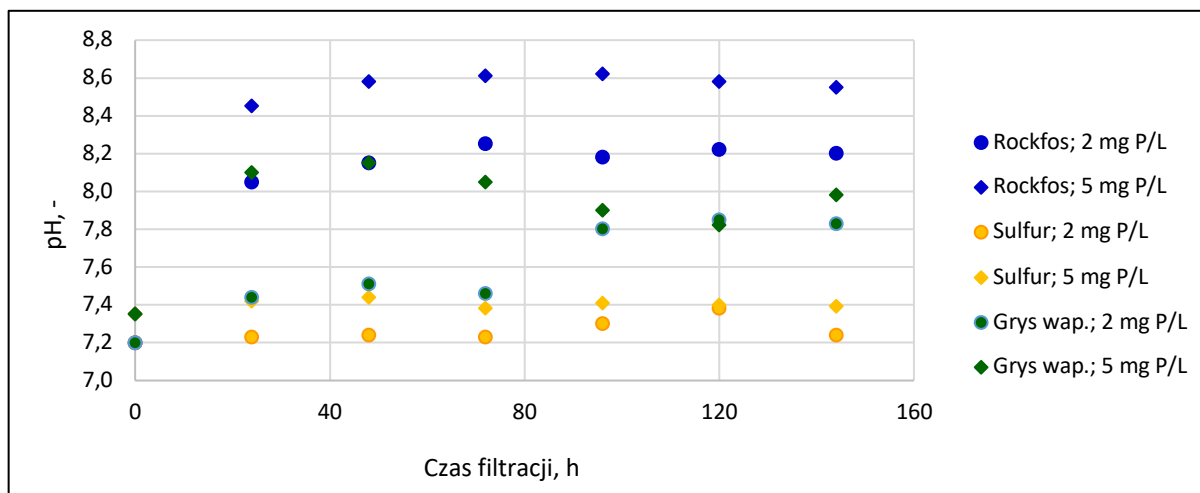
(b)

Rys. 11. Chłonność badanych materiałów filtracyjnych w zależności od stężenia fosforu w roztworze wlotowym: (a) - ładunek fosforu zatrzymany przez analizowane złoża w kolejnych dobach badań; (b) - sumowany narastająco ładunek fosforu zatrzymany przez analizowane złoża w kolejnych dobach badań [A3, zmienione]

Podczas omawianych badań każdy pomiar stężenia fosforu w filtracie skorelowany był z pomiarami pH, którego wartości często zmieniają się podczas kontaktu wody z różnymi aktywnymi materiałami filtracyjnymi (rys. 12).

Najsilniejszy wpływ na zmiany pH wykazał Rockfos®. Najwyższe wartości odnotowano dla stężonego roztworu (5 mg P/L) po 72 i 96 godzinach filtrowania i wynosiły,

odpowiednio $\text{pH}=8,61$ i $\text{pH}=8,62$. W pozostałych próbkach kształtowały się poniżej $\text{pH}=8,6$, a najniższa wartość wyniosła $\text{pH}=8,45$. Oczywiście jest to podwyższenie pH po filtrowaniu, gdyż roztwór początkowy wykazywał $\text{pH}=7,35$. W przypadku filtrowania roztworu o niższym stężeniu maksymalna wartość pH wyniosła 8,25, a minimalna 8,05 przy pH w roztworze początkowym wynoszącym 7,2. Dla materiału Sulfur wartości pH w filtratach mieściły się w zakresie 7,23-7,44, a dla grysu wapiennego 7,44-8,15, zatem w zakresach akceptowalnych nawet dla wody do picia (rys. 12) [A3].



Rys. 12. Wartości pH w kolejnych próbkach pomiarowych [A3, zmienione]

Ze względu na potencjalną możliwość wykorzystania badanych materiałów w dedykowanym systemie do uzdatniania wody w ekobasenach istotnym aspektem było sprawdzenie czy istnieje zagrożenie uwalniania z nich substancji podczas pracy filtra.

Do analizy takich możliwości wykorzystano wodę wodociągową o zbadanych uprzednio laboratoryjnie parametrach fizyczno-chemicznych (3 powtórzenia). Wartości analizowanych parametrów mieściły się w granicach odpowiednich dla wody przeznaczonej dla spożycia przez ludzi (zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Zdrowia z dn. 07.12.2017r., Dz. U. poz. 2294). Wodę wodociągową przepuszczano przez filtr zgodnie z przyjętą metodą [A3].

Wartości pH wody odcieku dla wszystkich badanych minerałów mieściły się w zakresie 7,23-7,29 i cechowały się nieznacznie wyższymi wartościami w odniesieniu do wody surowej (średnio $\text{pH} = 7,22$).

Przewodność elektrolityczna (EC) przyjęła wartości od 749,2 do 845,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (przy średniej dla wody wodociągowej $\text{EC} = 752,2 \mu\text{S}/\text{cm}$), a najwyższe wartości w wodzie odcieku zanotowano przy materiale Sulfur E. Dla pozostałych analizowanych minerałów stwierdzono

wartości tylko nieznacznie wyższe w porównaniu do wody surowej, a w przypadku materiału Rockfos, po 24 godz., nieznacznie niższe [A3].

Fosfor ogólny (Ptotal) wykazywał niewielkie różnice wartości dla całego cyklu badań w przypadku wszystkich źródeł filtracyjnych i odnosiły się do tysięcznych części mg P/L odcieku (zakres: 0,001-0,008 mg P/L, przy średniej wartości dla wody surowej: 0,006 mg P/L). Jedynym uprawnionym stwierdzeniem związanym z pomiarem jest to, że żaden z badanych minerałów nie uwalniał jonów fosforanowych do odcieku, a odnotowane drobne różnice wartości dla różnych źródeł wynikają prawdopodobnie z niedokładności pomiarowej zastosowanej metody.

W przypadku jonów N-NO₃ zakres wartości mieścił się w granicach: 0,7-1,2 mg/L. Dla wszystkich materiałów mineralnych po 8 godz. pracy filtra stwierdzono ich nieco wyższe stężenie. Po 16 godzinach - nieco niższe stężenia, które po 24 godz. cyklu pracy filtra utrzymały się dla materiałów: Sulfur E i Rockfos. W przypadku kamienia wapiennego po tym czasie wartości stężenia jonów N-NO₃ ponownie wzrosły, co wskazuje na możliwości ich nieznacznego uwalniania do odcieku.

Dla jonów N-NH₄ nie zanotowano zjawisk migracji jonów dla wszystkich wybranych materiałów filtracyjnych. Ich wartości wynosiły 0,01 mg/L dla wody surowej i odcieku bez względu na czas pracy filtra [A3].

Dla jonów Fe (zakres wartości: 0,01-0,08 mg/L) dla całego 24 godz. cyklu pracy filtra stwierdzono obniżenie stężenia tego parametru w przypadku materiału Sulfur E; dla kamienia wapiennego - wzrost (po 8h), spadek (po 24h) i ponowny wzrost stężenia jonów Fe (po 24h), a dla opoki modyfikowanej (Rockfos) brak reakcji (po 8h i 16h) oraz wzrost stężenia tego parametru (po 24h).

Dla jonów Mn (zakres: 0,01-0,09 mg/L) materiały Sulfur E i kamień wapienny nie wykazywały reakcji dla całego 24 godz. cyklu badań, natomiast w przypadku opoki modyfikowanej w tym czasie zanotowano wyższe stężenia [A3].

Twardość wody dla całego cyklu badań i wszystkich źródeł przyjęła zakres: 5,78-8,89 mval/L, przy średniej wartości dla wody wodociągowej: 6,67 mval/L. Dla materiału żelazistego (Sulfur E) w odniesieniu do parametrów wyjściowych twardość wody była wyższa dla wszystkich analizowanych czasów badań, natomiast dla kamienia wapiennego i opoki modyfikowanej (Rockfos®) - wyższa jedynie dla okresu 8 i 16 godz. [A3].

W oparciu o powyższe wyniki stwierdzono, że dla wszystkich parametrów doświadczenia najwyższą zdolnością sorpcyjną potwierdzoną efektywnością usuwania fosforu oraz chłonnością złoża cechował się filtr z opoką modyfikowaną (Rockfos), dostateczną - materiał żelazowy (Sulfur E), natomiast znikomą – grys kamienny. W powiązaniu z faktem, że

w zasadzie żaden z testowanych minerałów nie cechował się znacznym uwalnianiem jonów do filtratu należy stwierdzić, że to właśnie materiał Rockfos jest właściwym wyborem dla dalszych eksperymentów terenowych i to pomimo jego zdolności do alkalizacji filtratu.

7.2. Sprawność funkcjonalna prototypowego systemu filtracji wody

7.2.1. Efektywna prędkość filtracji

W odniesieniu do badań eksperymentalnych dotyczących analizy efektywności filtracyjnej materiału Rockfos® dla różnej prędkości obiegu wody w systemie jej uzdatniania 3 stawy eksperymentalne wypełniono wodą o zbadanej laboratoryjnie specyfikacji fizyczno-chemicznej. Dla większości zbadanych parametrów wartości nie przekraczały norm FLL [2011] dla naturalnych stawów kąpielowych, zatem można było wykorzystać wodę studzienną do uzupełniania stawów w związku z parowaniem i do dalszych etapów eksperymentu [A4].

Uzyskane wartości badanych czynników fizyczno-chemicznych wody w zbiornikach testowych (P1-P3) wraz z prostą statystyką opisową na tle wartości dotyczących wody studziennej prezentowane są na rys. 13 i 14, a ich szczegółowy opis w publikacji [A4].

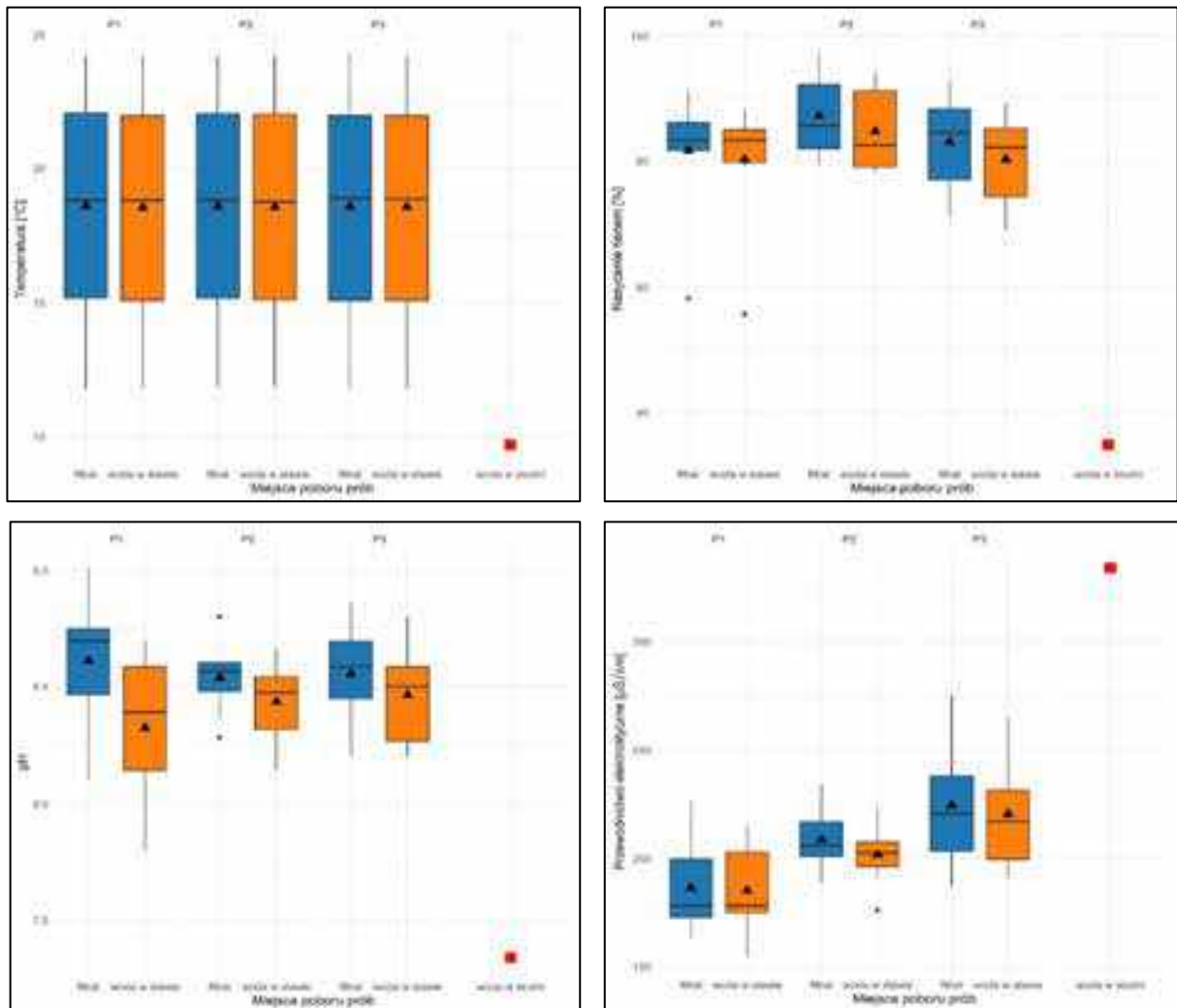
Temperatura wody zmieniała się w zakresie 14,2 (P1, P3) – 24,3°C (P3) ze średnią okresu badań 18,56°C (średnia z toni wodnej 18,04°C, średnia z wody po filtracji 18,58°C) i spodziewanie była wyższa niż w wodzie studziennej (9,8°C). Stwierdzono, że w przypadku pomiaru temperatury wody po filtracji, wartości tego parametru były równe lub niekiedy wyższe o 0,1°C od temperatury wody pobranej bezpośrednio ze stawu (rys. 13) [A4].

Nasylenie tlenem (OS %) przyjęło wartości w zakresie 55,7% (P1) – 97,2% (P2), ze średnią dla okresu badań 82,89% (średnia z toni wodnej 79,16%, średnia z wody po filtracji 84,01%) i było wyższe niż w wodzie studziennej (OS= 34,8%) - rys. 13. Dla większości terminów badań w trzech zbiornikach z różną prędkością przepływu filtracyjnego zaobserwowano wyższe wartości tego parametru w wodzie po filtracji (por. rys. 13) [A4].

Dla pH stwierdzono wartości w granicach: 7,8 (P1) - 9,01 (P1), przy średniej z całego okresu badań pH=8,48 (średnia z toni wodnej pH=8,34, średnia z wody po filtracji pH=8,56), które były znacząco wyższe niż w wodzie studziennej (pH=7,34). Wartości tego parametru były zbliżone i mało zróżnicowane bez względu na prędkość filtracji i termin badań. Wyższe wartości notowano jednak dla filtratu. Dla obu stanowisk poboru prób nieco niższą średnią wartość pH odnotowano dla P1 (pH=8,46), a nieco wyższą dla P3 (pH=8,51) – rys. 13 [A4].

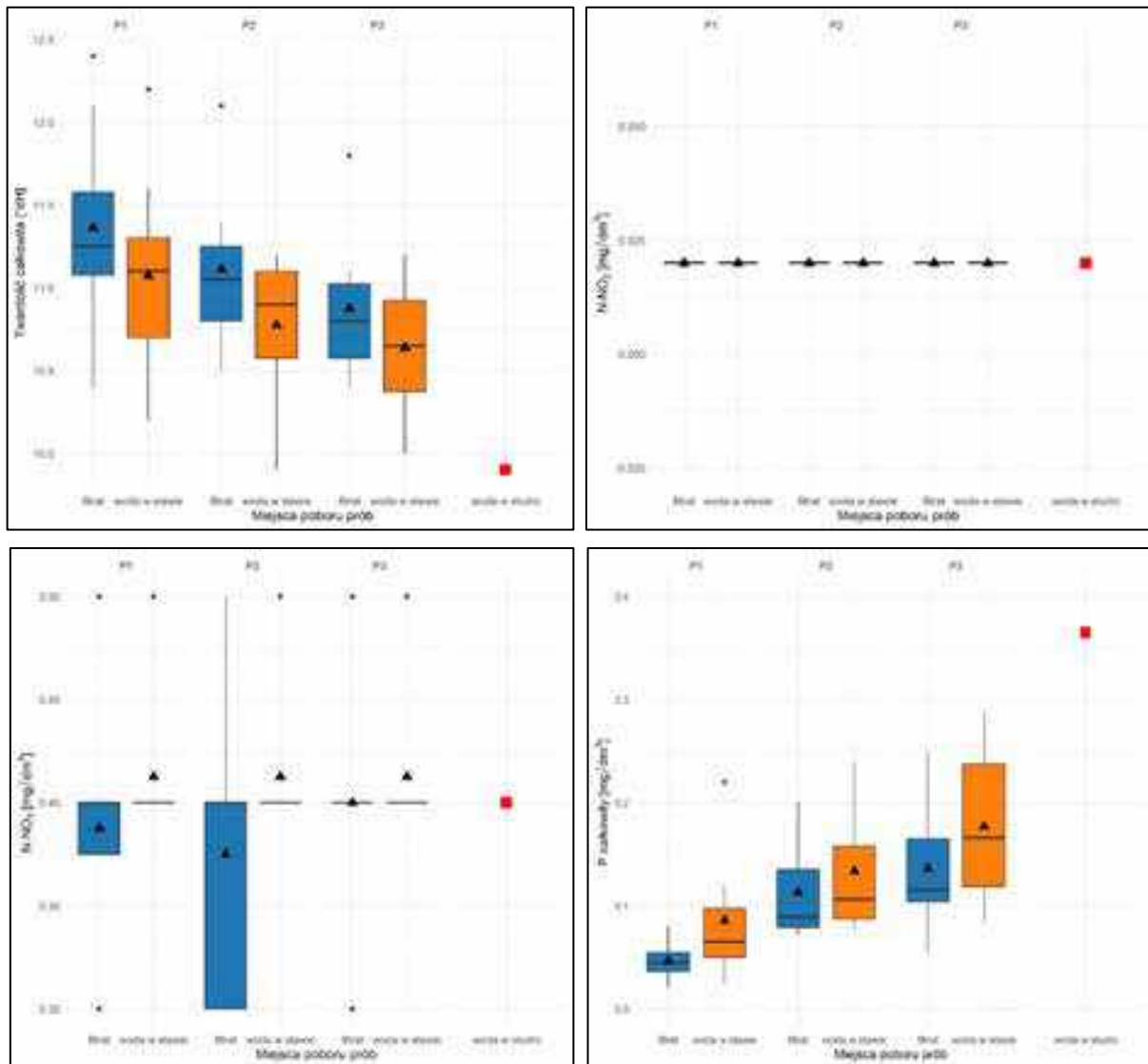
Wartości przewodności elektrolitycznej (EC) kształtowały się w granicach: 155 (P1) - 275 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (P3), przy średniej dla całego okresu badań 204.46 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (średnia z toni wodnej EC=209,72 $\mu\text{S}/\text{cm}$, średnia z wody po filtracji EC=206,51 $\mu\text{S}/\text{cm}$) i były znacząco niższe niż

w wodzie studziennej ($EC=334 \mu S/cm$) – por. rys. 13. Pomimo stwierdzenia różnic między średnimi wartościami nie zaobserwowano jakichkolwiek prawidłowości rozkładu wartości EC w odniesieniu do stanowisk poboru prób wszystkich zbiorników. Zróżnicowane wartości EC notowano zarówno w toni wodnej, jak i w filtracie [A4].



Rys. 13. Wartości wybranych parametrów fizyczno-chemicznych wód: temperatura [°C], nasycenie tlenem [%], pH i przewodnictwo elektrolityczne [$\mu S/cm$] dla zbiorników P1-P3 i dwóch stanowisk poboru prób na tle specyfikacji chemicznej wody studziennej pobranej do ich uzupełnienia [A4, zmienione]. Wykresy pudełkowe z wąsami przedstawiają rozkład obserwacji. W szczególności pudełko reprezentuje pierwszy i trzeci kwartył. Pozioma linia przechodząca przez środek pudełka reprezentuje medianę. Średnia wartość danych jest oznaczona wypełnionym trójkątem. Wąsy są dotyczą najbardziej skrajnych obserwacji, oddalonych od pudełka nie więcej niż 1,5-krotność odstęp między kwartylami. Każda obserwacja nieujęta między wąsami jest uznawana za obserwację odstającą i jest zaznaczana wypełnionym okręgiem. W przypadku braku obserwacji odstających, wąsy wskazują wartości minimalną i maksymalną. Wartość wody studziennej jest oznaczona czerwonym kwadratem.

Wartości twardości całkowitej wody (TH) kształtowały się w przedziale: 9,9°dH (P1) – 12,4°dH (P1), ze średnią dla całego okresu badań 10,97 °dH (średnia z toni wodnej TH=10,77 °dH, średnia z wody po filtracji TH=11,11°dH) i były wyższe niż dla wody studziennej (9,9°dH) – rys. 14. Najniższe średnie wartości TH stwierdzono dla P3 (10,7°dH), a najwyższe dla P1 (11,14°dH). Dla wszystkich obiektów badań zaobserwowano nieznacznie wyższe wartości badanego czynnika w wodzie po filtracji [A4].



Rys. 14. Wartości wybranych parametrów fizyczno-chemicznych wód: twardość całkowita (TH) [°dH], N-NO₂ [mg/dm³], N-NO₃ [mg/dm³], P całkowity [mg/dm³] dla P1-P3 i dwóch stanowisk poboru prób na tle specyfikacji chemicznej wody studziennej pobranej do ich uzupełnienia [A4, zmienione]

Parametr N-NO₂ był niezmienny i przyjął tożsame wartości dla wody studziennej, wody z toni wodnej oraz w filtracji: 0,02 mg/dm³ – rys. 14 [A4].

Dla parametru N-NO₃ wartości kształtowały się w zakresie 0,3-0,5 mg/dm³ dla wszystkich zbiorników eksperymentalnych i stanowisk poboru prób, ze średnią dla całego okresu badań 0,38 mg/dm³ (średnia z toni wodnej N-NO₃ = 0,4 mg/dm³ i średnia z filtratu N-NO₃ = 0,37 mg/dm³) i porównywalny do wartości w wodzie studziennej (N-NO₃ = 0,4 mg/dm³) – rys. 14. Pomimo różnic wartości średnich dla stanowisk poboru prób stwierdzono brak stałych prawidłowości w rozkładzie wartości tego parametru w kolejnych terminach badań [A4].

W odniesieniu do parametru P_{total} wartości przyjęły granicę: 0,021 (P1) - 0,260 mg/dm³ (P3), przy średniej z całego okresu badań rzędu 0,118 mg/dm³ (średnia z toni wodnej P_{total} = 0,14 mg/dm³ i średnia z filtratu P_{total} = 0,098 mg/dm³) i były niższe w porównaniu do wody studziennej (0,365 mg/dm³). Najniższe wartości notowano dla P1 (średnia 0,08 mg/dm³), a najwyższe dla P3 (średnia 0,17 mg/dm³). Dla wszystkich stawów eksperymentalnych stwierdzono prawidłowość niższych wartości P_{total} w filtracji (rys. 14) [A4].

Określenie właściwej prędkości filtracji wymagało odniesienia do efektywności usuwania fosforu (tab. 3).

Tab. 3. Wartości efektywności usuwania fosforu z miarami statystycznymi dla trzech prędkości filtracji w stawach eksperymentalnych (P1-P3) [A4]

Prędkość filtracji	Średnia	Mediana	SD
P1 5 m/h	32,65 %	18,33 %	29,91 %
P2 10 m/h	12,20 %	8,06 %	8,97 %
P3 15 m/h	22,65 %	20,14 %	12,52 %

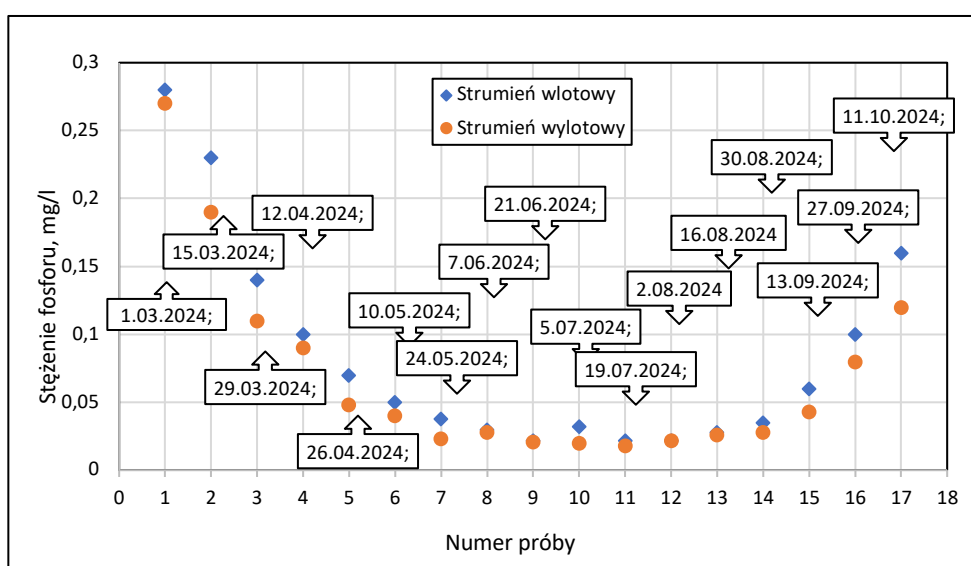
Najwyższą średnią sprawność zatrzymywania fosforu odnotowano podczas filtracji z prędkością 5 m/h (P1), co stanowiło przesłankę do wyboru tej prędkości przy badaniach rozszerzonych (por. tab. 3). Niskie wartości stężeń fosforu zarówno w wodzie stawu, jak i w wodzie po filtracji, a także naturalne niedokładności badań analitycznych wpłynęły na wysokie wartości odchyłeń standardowych, natomiast wyższe wartości średniej od mediany sugerują prawoskośność rozkładu czyli dominację wysokich wartości, co potwierdzają również dalsze analizy chłonności złoża (poniżej).

W celu określenia mas fosforu zatrzymanych przez złożo w specyficznych warunkach doświadczenia wykorzystano dodatkowo obliczenia zobrazowane poniższym przykładem. Wyniki badań adsorpcji fosforu dla filtru mineralnego przy prędkości filtracji 5 m/h zostały

pokazane na rys. 15. Punkty oznaczone niebieskimi rombami pokazują stężenia fosforu w wodzie pobieranej ze stawu, czyli przed filtrem natomiast pomarańczowe kółka - w wodzie uzdatnionej na filtrze, czyli wprowadzanej do basenu.

Pierwszy składnik obliczeniowej, sumarycznej masy fosforu zatrzymanej na filtrze (rys. 15) obrazowany był przez trójkąt, którego jeden wierzchołek stanowił punkt 0.0., wierzchołek przy kącie prostym 1.0, trzeci wierzchołek na wysokości rzędnej punktu 1. Stosując wzór na pole powierzchni trójkąta obliczano sumaryczną masę przyjmując podstawę trójkąta prostokątnego od 0.0 do 1.0, co stanowiło 1 dobę (24 godz.), a wysokość trójkąta $0,22 \text{ g P/m}^3$.

Ponieważ w pierwszym przypadku prędkość filtracji wynosiła 5 m/h , to podczas 1 doby przez filtr o polu powierzchni w rzucie z góry $0,25 \text{ m}^2$ przefiltrowano 30 m^3 wody. Wykorzystując te wartości sumaryczna masa wniesiona na filtr wyniosła $3,30 \text{ g P}$. Ponieważ w strumieniu wylotowym stężenie fosforu wyniosło $0,08 \text{ g P/m}^3$ to stosując podobne rozumowanie z filtra w ciągu doby wypłynęło $1,20 \text{ g P}$. Wynika stąd, że w złożu zostało zatrzymane $2,10 \text{ g P}$. Analizując kolejny przedział między punktem 1 (17.04.2023) i punktem 2 (12.05.2025), który trwał 25 dób wykonano podobne obliczenia tylko wykorzystano wzór na pole powierzchni trapezu. Długości podstaw trapezu w odniesieniu do strumienia wylotowego wynosiły $0,22 \text{ g P/m}^3$ i $0,12 \text{ g P/m}^3$, a w odniesieniu do strumienia wlotowego $0,08 \text{ g P/m}^3$ i $0,044 \text{ g P/m}^3$. Wysokość trapezu odniesiona została do 25 dób. Z obliczeń uzyskano, że na złożu w tym czasie wpłynęło $127,5 \text{ g P}$, wypłynęło $46,5 \text{ g P}$, wynika stąd, że na złożu zostało zatrzymane 81 g P . Stosując to samo rozumowanie dla kolejnych przedziałów obliczono odpowiednie wartości mas fosforu zatrzymane na filtrze.

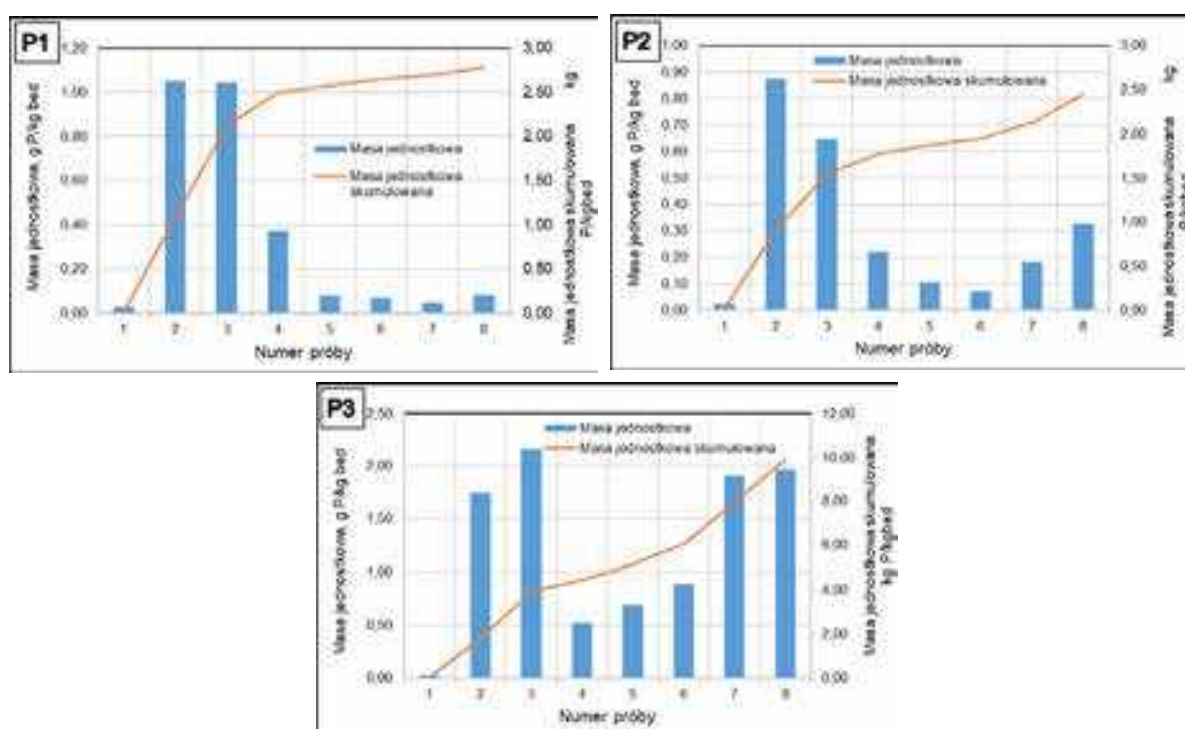


Rys. 15. Stężenia fosforu w strumieniach: wlotowym i wylotowym z filtra przy prędkości filtracji 5 m/h (P1) dla kolejnych terminów badań w sezonie 2023 r. [A4, zmienione]

Aby uzyskać porównywalne wyniki (masy jednostkowe) otrzymane masy fosforu podzielono przez masę złoża Rockfos®, której objętość wyniosła $0,5 \text{ m} \times 0,5 \text{ m} \times 0,4 \text{ m} = 0,1 \text{ m}^3$, a gęstość objętościowa wynosi 770 kg/m^3 . Stąd sumaryczna masa złoża wynosiła 77 kg .

Masy jednostkowe w poszczególnych okresach badawczych oraz sumowane narastająco zostały odpowiednio zaprezentowane na rys. 16.

Wykorzystując takie przeliczenia dla wszystkich trzech prędkości filtracji opracowano wykresy (rys. 16) pokazujące masy fosforu pochłaniane przez złoża między poszczególnymi badaniami oraz masy skumulowane w całym okresie badań.



Rys. 16. Masy fosforu pochłoniętego przez złoża mineralne między punktami poboru próbek oraz masy skumulowane w okresie badań dla zbiorników P1-P3 [A4, zmienione]

Wyniki badań parametrów w trzech stawach eksperymentalnych poddano również analizie statystycznej obejmującej korelacje między badanymi czynnikami. przeanalizowano także, czy wpływ filtra jest istotny statystycznie dla jakości filtratu.

Ze względu na brak zmienności danych nie analizowano czynnika N-NO_2 oraz czynnika TH jako nie uzasadnione technologicznie. Efekty analizy korelacji dla tych parametrów zadania eksperymentalnego zaprezentowano na rys. 17, jednak uwagę zwrócono jedynie na wspomniane w metodach badań wyniki korelacji parametrów istotnych technologicznie. Jako

wysoką korelację dodatnią przyjęto próg wartości $\geq 0,5$, a dla wysokiej korelacji ujemnej $\leq -0,5$.

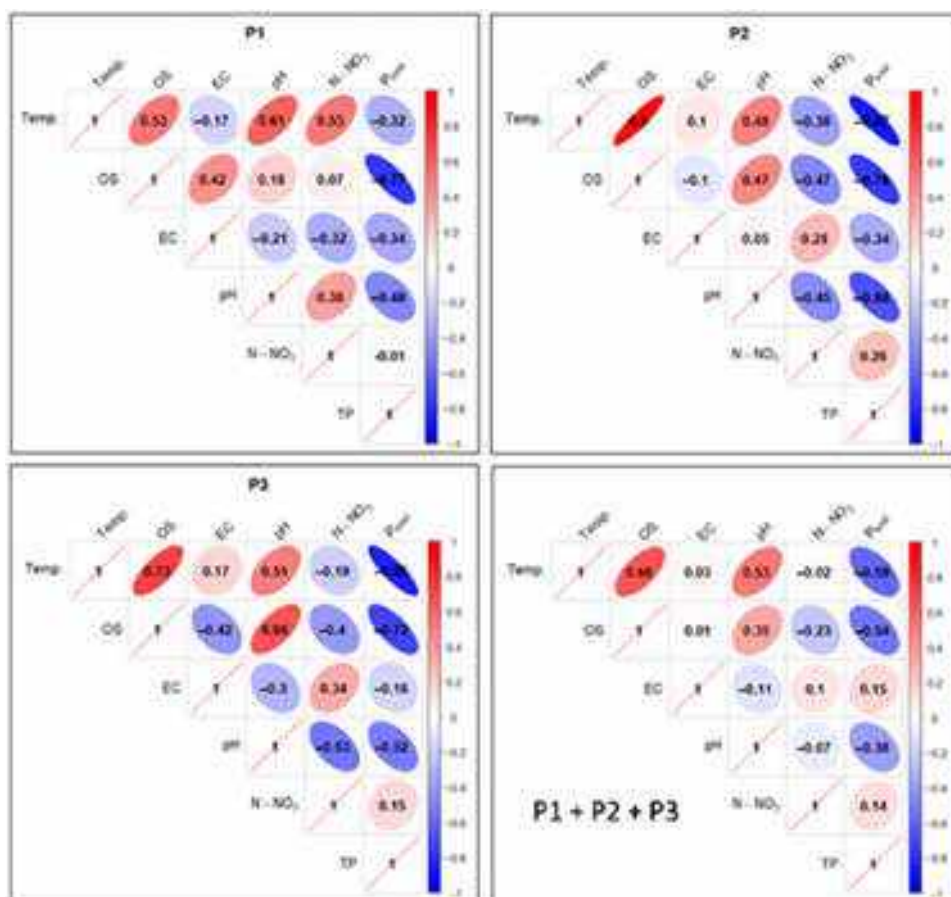
W przypadku P1 wysoką korelację dodatnią obliczono dla czynnika Temp. w odniesieniu do: OS, pH i N-NO₃. W relacji Temp. a EC stwierdzono niską korelację ujemną (-0.17), a dla Temp. i TP podwyższoną korelację ujemną (-0,32). Z kolei między pH a TP zanotowano podwyższoną korelację ujemną (-0.48). Wysoką korelację ujemną zanotowano dla relacji OS i TP (-0,77), natomiast między wartościami czynników OS i N-NO₃ bardzo niską korelację dodatnią rzędu 0,07 (rys. 17).

Dla P2 z kolei bardzo wysoka dodatnia korelacja dotyczyła czynnika Temp. w odniesieniu do OS (0,9). W relacji Temp. i EC stwierdzono niską korelację dodatnią (0,1), a dla pary Temp. i N-NO₃ podwyższoną korelację ujemną (-0,38). Między Temp. a TP zanotowano bardzo wysoką korelację ujemną (-0,87). Dla OS w relacji do N-NO₃ wartość korelacji była ujemna i podwyższona (-0,47), a w odniesieniu do TP – wysoka ujemna (-0,76). W przypadku relacji pH i TP określono wysoką korelację ujemną (-0,68) – rys. 17.

Przy analizach P3 wysoka dodatnia korelacja wystąpiła w przypadku parametru Temp. a czynnikami: OS (0,73) i pH (0,51). Dla pary Temp. i EC stwierdzono niską korelację dodatnią (0,17), a dla Temp. w odniesieniu do N-NO₃ niską korelację ujemną (-0,19). W relacji Temp. do TP określono z kolei wysoką korelację ujemną (-0,85). W przypadku analiz OS i N-NO₃ wystąpiła podwyższona korelacja ujemna (-0,4), natomiast dla pary OS i TP - wysoka korelacja ujemna (-0,72). W odniesieniu do relacji pH i TP stwierdzono podobnie wysoką korelację ujemną (-0,68) – rys. 17 [A4].

Zbiorczo (P1+P2+P3) stwierdzono wysoką dodatnią korelację dla Temp. w relacji do OS (0,66) i pH (0,53). Dla pary Temp. i EC korelacja była niska dodatnia (0,03), a dla Temp. w odniesieniu do N-NO₃ niska ujemna (-0,02). Temp. i TP z kolei miały wysoką korelację ujemną (-0,59). OS w relacji do N-NO₃ przyjęło obniżoną ujemną wartość korelacji (-0,23), a OS w porównaniu z TP korelację wysoką ujemną (-0,54). Dla pary pH i TP stwierdzono podwyższoną ujemną dla wartość korelacji (-0,38) – rys. 17 [A4].

W oparciu o opisaną w metodach analizę stwierdzono, że różnice statystycznie istotne dla wody stawowej przed i po filtracji dotyczyły w przypadku stawu P1 czynników: Temp. i TH, a dla stawów P2 i P3: EC, Ptotal i OS [A4].



Rys. 17. Korelacje między czynnikami fizykochemicznymi wody stawów doświadczalnych przedstawione jako dane zbiorcze (indywidualnie i łącznie) [A4].

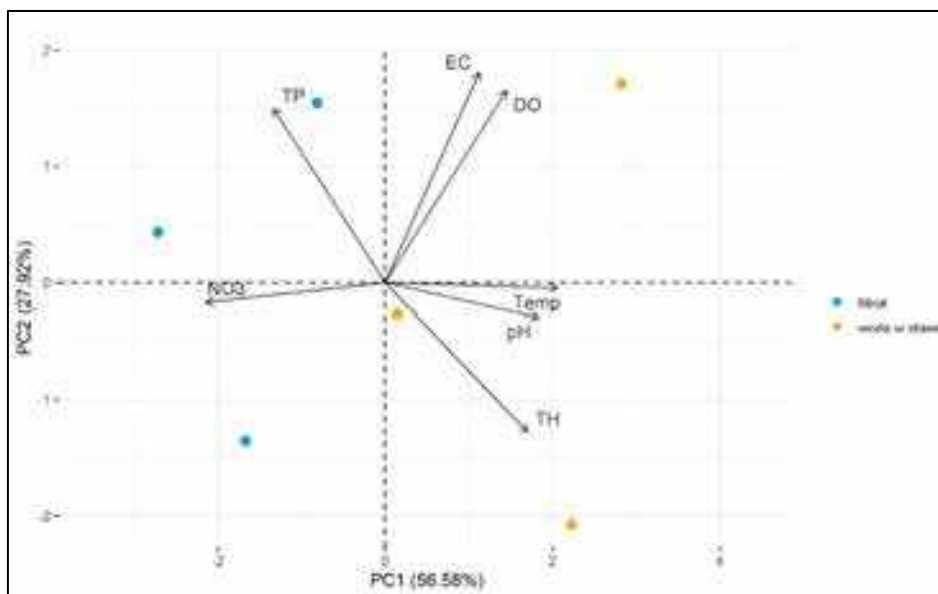
Kąt elipsy i intensywność barwy są proporcjonalne do współczynnika korelacji Pearsona: korelacje dodatnie oznaczono kolorem czerwonym, a ujemne kolorem niebieskim

Wyniki analizy PCA przedstawiono na wykresie dwuwymiarowym (rys. 16). Dwie główne składowe – PC1 (50,58%) i PC2 (27,92%) – łącznie wyjaśniają 78,50% całkowitej zmienności danych, co wskazuje na dobrą reprezentację zmiennych wyjściowych.

Wektory zmiennych ($P_{total} = TP, N-NO_3, EC, OS, Temp., pH, TH$) wskazują na kierunek i siłę ich korelacji z głównymi składowymi. Dłuższe wektory reprezentują większy wpływ danej zmiennej na różnicowanie próby, a ich orientacja względem osi analizy PCA pomaga zidentyfikować, z którą składową są silniej powiązane (rys. 18).

Próbki pogrupowano według lokalizacji (P1–P3) i stopnia filtracji, co pozwala na ocenę podobieństw i różnic między nimi. Próbki po filtracji (oznaczone na żółto) są wyraźnie oddzielone od próbek wody stawowej (oznaczone na niebiesko), co sugeruje, że proces filtracji znacząco wpływa na właściwości fizykochemiczne wody.

Separacja wzdłuż PC1 wskazuje, że główne różnice między próbkami wynikają z parametrów silnie związanych z tym składnikiem, takich jak pH, N-NO₃, TH i Temp. Dodatkowo obserwuje się różnice między próbkami z poszczególnych stawów, co może odzwierciedlać lokalne warunki środowiskowe (rys. 18) [A4].



Rys. 18. Dwuwymiarowa analiza PCA próbek wody P1–P3 i wody filtrowanej [A4, zmienione]

W ramach analizy stanu sanitarnego eksperymentalnych stawów kąpielowych o różnej prędkości filtracji dokonano dwukrotnie w sezonie 2023 r. badań mikrobiologicznych – mikroskopowych według przyjętej procedury, które obrazuje tab. 4.

Tab. 4. Wyniki analiz bakteriologicznych wody z P1-P3 w sezonie badań 2023 r. (średnia z dwóch terminów poboru prób) [A4, zmienione]

Testowana cecha	P1		P2		P3	
	Wynik testu	Jednostka	Wynik testu	Jednostka	Wynik testu	Jednostka
Najbardziej prawdopodobna liczba bakterii grupy coli	393	NPL/100 ml	849	NPL/100 ml	556	NPL/100 ml
Najbardziej prawdopodobna liczba bakterii <i>Escherichia coli</i>	74	NPL/100 ml	66	NPL/100 ml	110	NPL/100 ml
Najbardziej prawdopodobna liczba enterokoków kałowych	34	NPL/100 ml	25	NPL/100 ml	197	NPL/100 ml

Na podstawie przeprowadzonej analizy biocenotycznej wody w stawach eksperymentalnych P1-P3, w odniesieniu do ich aspektu jakościowego stwierdzono obecność 40 jednostek taksonomicznych pro- i eukariotycznych glonów planktonowych, które należały do 7 grup systematycznych: *Cyanoprokaryota* (sinice), *Chrysophyceae* (złotowiciowce), *Bacillariophyceae* (okrzemki), *Cryptophyceae* (kryptofity), *Dinophyceae* (dinofity), *Euglenophyceae* (zielenice) i *Chlorophyta* (zielenice) [A4].

Struktura taksonomiczna glonów pro- i eukariotycznych w poszczególnych zbiornikach była zbliżona. W trzech badanych zbiornikach (P1-P3) odnotowano podobną ilość taksonów – w P1 i P3 po 24 taksony w P2 - 25. We wszystkich zbiornikach największy udział miały zielenice z przewagą gatunków z rodzaju *Chlamydomonas*, *Monoraphidium* i *Scenedesmus*. W zbiorniku I stanowiły 54 % i odpowiednio w P2 i P3 po 48 % i 58 % [por. A4].

Na podobnym poziomie w poszczególnych zbiornikach kształtował się udział taksonów z gromad *Cyanoprokaryota* z dominacją gatunków z rodzaju *Chroococcus*; *Bacillariophyceae* z przewagą gatunków z rodzajów *Cyclotella* i *Navicula* oraz *Euglenophyceae* reprezentowane głównie przez rodzaj *Euglena*. Pojedyncze taksony wystąpiły z gromad *Chrysophyceae*, *Cryptophyceae* i *Dinophyceae* [szczegółowa analiza struktury jakościowej, ilościowej i biomasy glonów pro- i eukariotycznych w publikacji A4].

Pod względem składu biocenotycznego fitoplanktonu badane zbiorniki wykazały podobieństwo gatunkowe na bardzo niskim poziomie. Współczynnik podobieństwa Jaccarda obliczony dla wszystkich zbiorników kształtował się w zakresie $S=0,20-0,23$, świadcząc o niewielkim podobieństwie gatunkowym zbiorowisk kształtujących się w stawach o różnej prędkości cyrkulacji filtracyjnej systemu uzdatniania wody. Najniższe podobieństwo zanotowano między P1 i P3, a najwyższe między P1 i P2 [A4].

Zarówno liczebność, jak i biomasa glonów planktonowych były niskie i zróżnicowane w poszczególnych zbiornikach. Ogólna liczebność fitoplanktonu wahała się od 512145 osobników/dm³ w zbiorniku P2 do 2572336 osobników w dm³ wody w P3. W P1 najliczniejszy udział w liczebności ogólnej miały sinice i zielenice. W dwóch pozostałych zbiornikach (P2 i P3) dominowały zielenice. Szczególnie dominacja *Chlorophyta* zaznaczyła się w P3, gdzie gromada ta stanowiła 84% udziału w liczebności ogólnej. O wysokiej liczebności zielenic w tym zbiorniku zdecydował głównie jeden gatunek - *Shroederia setigera* (Schröd.) Lemm [A4].

Wartości biomasy fitoplanktonu w badanych zbiornikach również były zróżnicowane. Najniższą biomasę, wynoszącą 0,22 mg/dm³ stwierdzono w P1, natomiast najwyższą w P3 – 0,8 mg/dm³. W trzech badanych zbiornikach największy udział w biomacie ogólnej miały zielenice

z tym, że w P1 dominacja tej grupy nie była wyraźna (28% ogólnej biomasy). Natomiast w P2 i P3 odpowiednio 51% i 62%. Grupą o znacznym udziale ilościowym były również eugleniny, które stanowiły ponad 20% biomasy we wszystkich badanych zbiornikach [A4].

Wartości stężenia chlorofilu *a*, jako pośredniego wskaźnika produktywności fitoplanktonu były niskie i zbliżone w poszczególnych badanych zbiornikach. Zakres średnich wartości tego czynnika wynosił od 2,2 (P1) do 2,9 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ (P2 i P3) [A4].

Analizy mikroskopowe pozwoliły dodatkowo na stwierdzenie obecności 15 gatunków zooplanktonu należących do różnych jednostek taksonomicznych wyższych rzędów: nadrzędu *Cladocera* (4 gat.: 1 gat. – P1, 2 gat. – P2, 1 gat. – P3, gł. z rodzaju *Chydorus sp.*); nadrzędu *Copepoda* (3 gat., po 1 gat. w 3 zbiornikach, gł. z rodzaju *Eucyclopsis sp.*); typu *Rotifera* (4 gat.: 2 gat. w P1 i po 1 gat. w pozostałych zbiornikach, gł. z rodzaju *Brachionus sp.*) oraz z typu *Rhizopoda* (4 gat.: 2 gat. w P2 i po 1 w pozostałych zbiornikach, gł. *Acanthocystis turfacea*) [A4].

7.2.2. Sprawność prototypowego systemu filtracji

Kolejne badania dotyczyły testowania sprawności prototypowego systemu uzdatniania wody dla pełnowymiarowego stawu eksperymentalnego typu II, pod obciążeniem użytkowym.

Po jego wybudowaniu został on uzupełniony wodą studzienną z tożsamego jak uprzednio źródła o specyfikacji, która w większości odpowiadała normom przyjętym dla naturalnych stawów kąpielowych FLL (2011) [por. A4].

W 2024 r., w eksperymentalnym stawie typu II stwierdzono, że średnia temperatura wody za cały okres badań wyniosła 16,56°C z zakresem 9,2°C (woda ze stawu) do 22,0°C (woda ze stawu i filtrat) i była wyższa niż w wodzie studziennej (9,8°C). Średnia temperatura ze zbiornika wyniosła 16,36°C, a w filtracji 16,57°C (rys. 19). Zauważono, że temperatura wody po filtracji miała wartości równe lub nieznacznie wyższe od temperatury wody pobranej bezpośrednio ze stawu (rys. 19).

W 2025 r. średnia dla okresu badań to 17,77°C z zakresem: 10,8°C (woda ze stawu) do 22,0 °C (woda ze stawu i filtrat). Średnia temperatura z wody stawowej w tym roku wyniosła 17,73°C, a z filtratu 17,76°C. Zauważono, że tym razem temperatura wody po filtracji miała wartości równe lub nieznacznie niższe od temperatury wody pobranej bezpośrednio ze stawu (o 0,1°C), co wiązało się prawdopodobnie z analizami dotyczącymi tylko I połowy roku [por. A4].

W przypadku stężenia tlenu rozpuszczonego w wodzie (OS) średnia dla całego okresu badań w 2024 r. wyniosła 77,1%, z zakresem 45,0% (woda w stawie) do 91% (woda w stawie)

i była wyższa niż w wodzie studziennej (35,2%). Średnia OS ze stawu wynosiła 73,86%, podczas gdy w filtracji odpowiednio 76,87%, co jednak nie pozwoliło stwierdzić stałych prawidłowości w rozkładzie terminowym wyników w odniesieniu do miejsca poboru prób.

W następnym roku wartości tego parametru przyjęły średnią dla całego okresu badań OS=61,8%, z zakresem 48% (woda w stawie) do 81,6% (woda w stawie). Średnia wartość OS w wodzie ze stawu wynosiła 64,81%, a wodzie po filtrze 57,4% (rys 19). Nie znaleziono prawidłowości rozkładu wartości SO dla miejsca poboru prób [por. A4].

W odniesieniu do pH średnia wartość tego parametru dla sezonu 2024 r. wyniosła pH=8,61 z zakresem 7,82 (woda w stawie) do 9,2 (filtrat), przy średniej wartości dla wody stawu pH=8,50 i średniej wartości dla filtratu pH=8,67 i była wyższa niż w wodzie studziennej (pH=7,45) – rys. 19. Stwierdzono zawsze wyższe wartości dla kolejnych pomiarów odczynu w wodzie po filtrze ze złożem mineralnym.

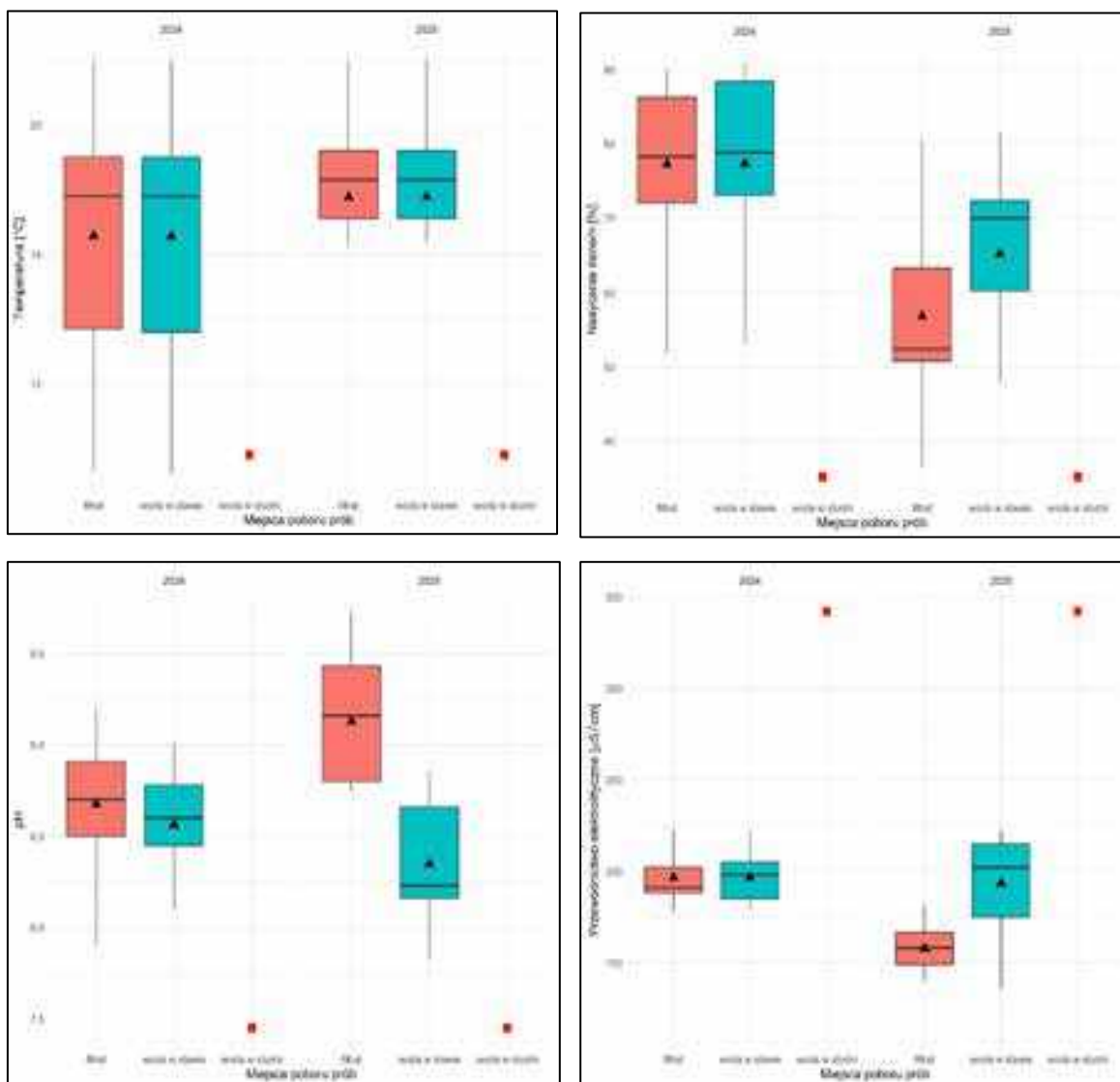
W 2025 r. średnia wartość pH to 8,73, z zakresem 7,2 (woda ze stawu) do 9,73 (filtrat), przy średniej z wody stawowej pH=8,29 i średniej z wody po filtrze mineralnym pH=9,12 (rys. 19). Podobnie jak w roku poprzednim wartości pH dla kolejnych terminów badań były wyższe w wodzie po filtrze [por. A4].

Dla przewodnictwa elektrolitycznego (EC) średnia sezonu 2024 r. wyniosła EC=196.64 $\mu\text{S/cm}$, z zakresem 178 $\mu\text{S/cm}$ (filtrat) do 217 $\mu\text{S/cm}$ (filtrat), przy średniej dla wody stawowej EC=198,8 $\mu\text{S/cm}$, a dla wody filtrowanej 196,58 $\mu\text{S/cm}$ i była niższa niż w wodzie studziennej EC=342 $\mu\text{S/cm}$ (rys. 19). Nie znaleziono prawidłowości w rozkładzie wartości EC dla różnych stanowisk poboru prób – były one zróżnicowane.

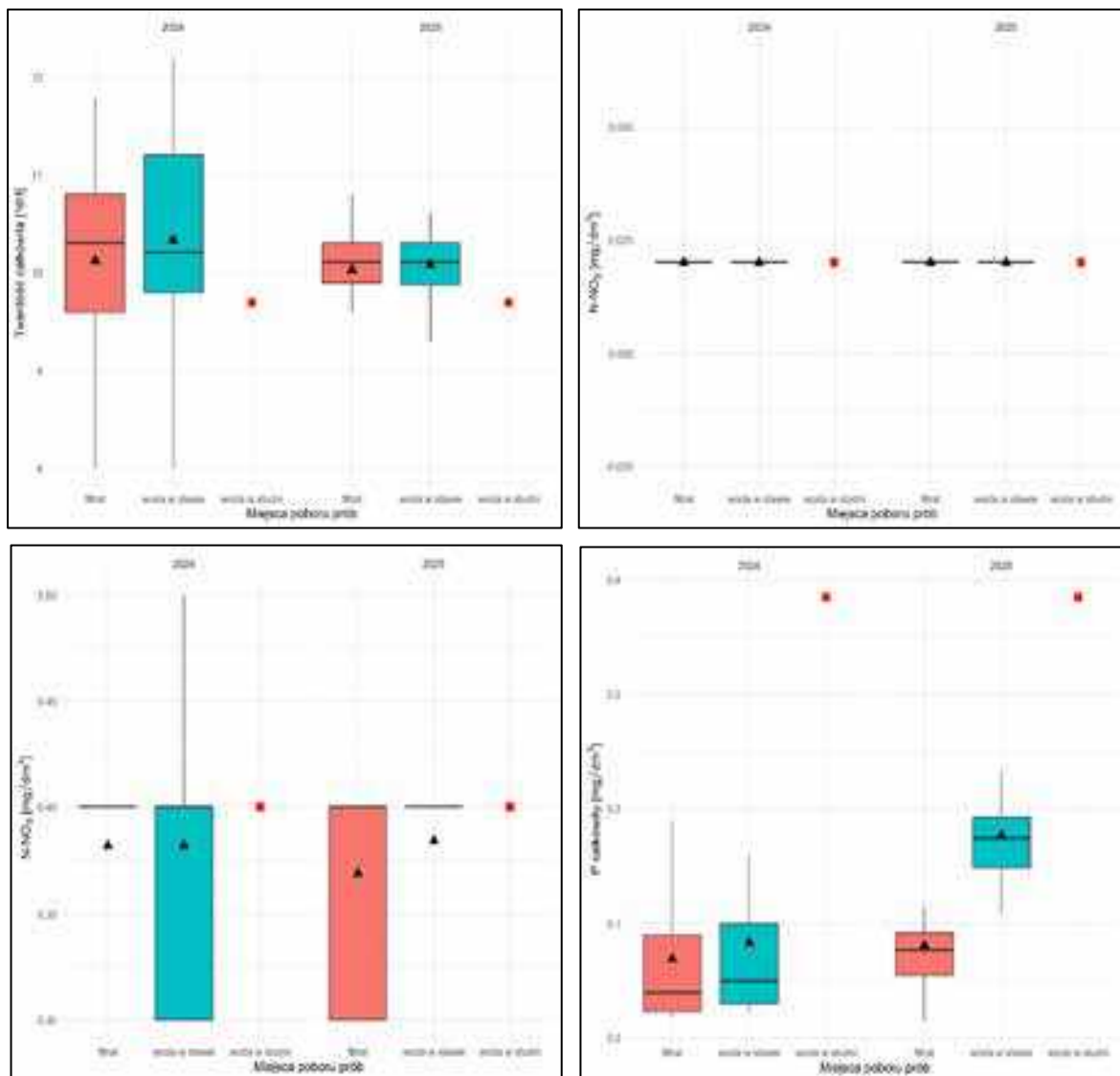
W 2025 r. średnia wartość EC wynosiła 175,71 $\mu\text{S/cm}$ z zakresem 114,2 $\mu\text{S/cm}$ (woda po filtracji) do 222 $\mu\text{S/cm}$ (woda stawowa) i przy średniej dla wody ze stawu 198,58 $\mu\text{S/cm}$ i dla filtratu 157,9 $\mu\text{S/cm}$ (rys. 19). Stwierdzono prawidłowość niższych wartości EC dla kolejnych terminów badań w wodzie po filtrze ze złożem mineralnym [por. A4].

Dla parametru twardości całkowitej (TH) średnia wartość dla sezonu 2024 r. wyniosła 10,22°dH z zakresem 8,0°dH (woda ze stawu) do 12,1°dH (woda ze stawu), przy średniej dla wody stawowej 10,30°dH i dla wody po filtracji 10,11°dH oraz była wyższa niż w wodzie ze studni TH=9,9°dH (rys. 20).

Nie zanotowano prawidłowości rozkładu wartości TH dla stanowisk poboru prób. W 2025 r. średnia wartość TH wyniosła 10,05°dH z zakresem 8,9 (filtrat) do 11°dH (woda ze stawu), przy średniej dla wody stawowej 10,04°dH i dla filtratu 10,05°dH (rys. 20). Podobnie nie znaleziono prawidłowości rozkładu wartości tego parametru w odniesieniu do stanowisk poboru prób (rys. 20) [por. A4].



Rys. 19. Wartości wybranych parametrów fizyczno-chemicznych wód: temperatura, nasylenie tlenem, pH i przewodnictwo elektrolityczne dla stawu eksperymentalnego i dwóch stanowisk poboru prób na tle specyfikacji chemicznej wody studziennej pobranej do ich uzupełnienia w latach 2024 i 2025[A4, zmienione]. Wykresy pudełkowe z wąsami przedstawiają rozkład obserwacji. W szczególności pudełko reprezentuje pierwszy i trzeci kwartył. Pozioma linia przechodząca przez środek pudełka reprezentuje medianę. Średnia wartość danych jest oznaczona wypełnionym trójkątem. Wąsy są dotyczą najbardziej skrajnych obserwacji, oddalonych od pudełka nie więcej niż 1,5-krotność odstępu między kwartylami. Każda obserwacja nieujęta między wąsami jest uznawana za obserwację odstającą i jest zaznaczana wypełnionym okręgiem. W przypadku braku obserwacji odstających, wąsy wskazują wartości minimalną i maksymalną. Wartość wody studziennej jest oznaczona czerwonym kwadratem.



Rys. 20. Wartości wybranych parametrów fizyczno-chemicznych wód: TH, N-NO₂, N-NO₃, Ptotal dla stawu eksperymentalnego typu II i dwóch stanowisk poboru prób na tle specyfikacji chemicznej wody studziennej pobranej do ich uzupełnienia w latach 2024 i 2025 [A4, zmienione]

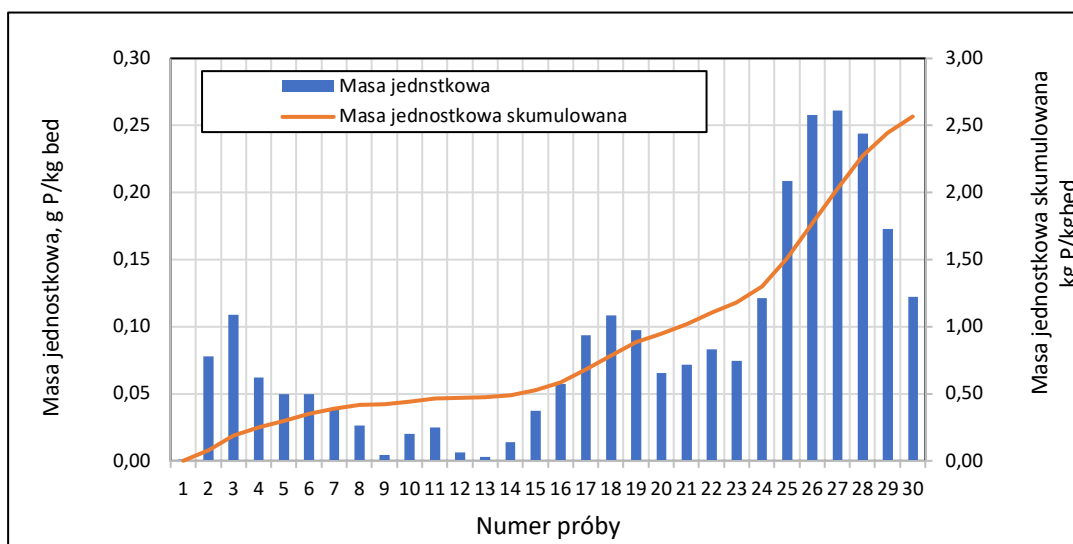
Parametr N-NO₂, podobnie jak w poprzednim zadaniu eksperymentalnym, przyjął w kolejnych terminach badań stałą wartość dla wody studziennej, wody z toni wodnej oraz w wodzie po filtracji komorowej: 0,02 mg/dm³ (rys. 20) [por. A4].

Parametr N-NO₃ z kolei w roku 2024 przyjął średnią wartość 0,4 mg/dm³, z zakresem 0,3 mg/dm³ (woda ze stawu i filtrat) do 0,5 mg/dm³ (zbiornik), przy średniej dla wody stawowej 0,4 mg/dm³ i średniej filtratu 0,38 mg/dm³ i była tożsama jak w wodzie studziennej (rys. 20). Nie stwierdzono prawidłowości związanej ze stanowiskami poboru prób. W 2025 r. średnia

tego parametru wyniosła $0,39 \text{ mg/dm}^3$, z zakresem: $0,3 \text{ mg/dm}^3$ do $0,4 \text{ mg/dm}^3$ (woda ze stawu i filtrat) oraz ze średnią dla wody ze stawu $0,38 \text{ mg/dm}^3$ i średnią dla filtratu $0,4 \text{ mg/dm}^3$ (rys. 20). Rozkład wartości był bez prawidłowości dla stanowisk poboru prób [por. A4].

Dla fosforu całkowitego (P_{total}) w 2024 r. średnia wartość wyniosła $0,076 \text{ mg/dm}^3$, z zakresem od $0,017 \text{ mg/dm}^3$ (filtrat) do $0,28 \text{ mg/dm}^3$ (woda ze stawu), przy średniej dla wody stawowej $0,091 \text{ mg/dm}^3$ i dla wody po filtrze $0,069 \text{ mg/dm}^3$ oraz była niższa w odniesieniu do wody studziennej ($0,385 \text{ mg/dm}^3$) – rys. 20. Dla kolejnych terminów badań stwierdzono prawidłowość rozkładu niższych wartości P_{total} dla wody po filtracji (rys. 20). W 2025 r. czynnik P_{total} przyjął średnią wartość $0,126 \text{ mg/dm}^3$, w zakresie: $0,015 \text{ mg/dm}^3$ (filtrat) – $0,308 \text{ mg/dm}^3$ (woda ze stawu), przy średniej dla wody stawowej $0,182 \text{ mg/dm}^3$ i dla wody po filtracji $0,080 \text{ mg/dm}^3$. Dla kolejnych terminów badań stwierdzono niższą wartość P_{total} w filtracji [por. A4].

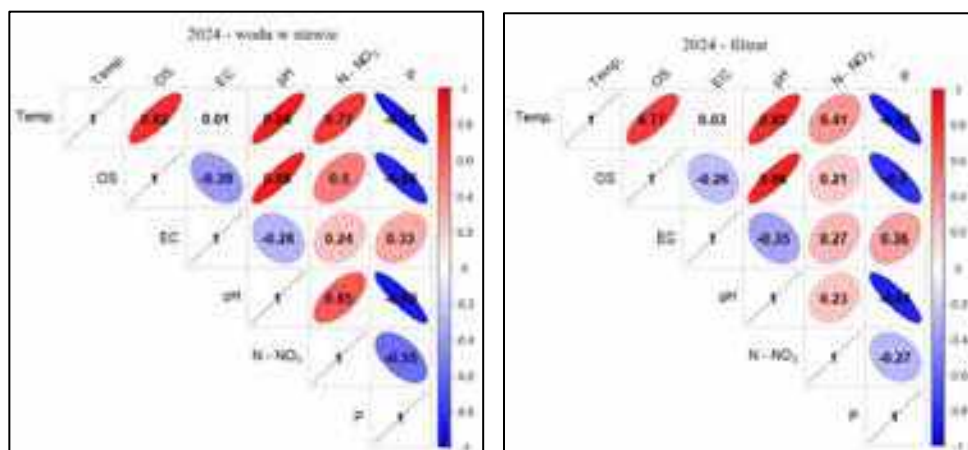
Dla pełnowymiarowego stawu kąpielowego dla wybranej prędkości filtracji 5 m/h wykonano również badania rozszerzone dotyczące sprawności adsorpcji fosforu i chłonności złoża. Średnia sprawność adsorpcji fosforu w 2024 r. wyniosła $18,28\%$, natomiast w 2025 r. już $53,98\%$ z tendencją do niższych wartości w okresie letnim. Analiza przebiegu zmienności masy pochłoniętego fosforu przez złoże (rys. 21) też potwierdza, że w okresach letnich spada sprawność jego pochłaniania. Stwierdzono również, że w drugim roku eksploatacji sprawność adsorpcji fosforu wyraźnie wzrosła (por. rys. 21)



Rys. 21. Masy fosforu pochłoniętego przez złoże mineralne dla stawu eksperymentalnego typu II między punktami poboru próbek oraz masy skumulowane w okresie badań [A4, zmienione]

W przypadku analizy korelacji dla wody stawowej w 2024 r. wysoką korelację dodatnią stwierdzono dla parametru Temp. w relacji do OS (0,82), do pH (0,88) i w odniesieniu do N-NO₃ (0,77). Dla pary Temp. i EC stwierdzono niską dodatnią korelację (0,01), a dla Temp. i Ptotal bardzo wysoką korelację ujemną (-0,91). W przypadku relacji OS i N-NO₃ określono wysoką korelację dodatnią (0,5), a dla OS i Ptotal bardzo wysoką korelację ujemną (-0,86). Korelacja między pH a Ptotal również przyjęła bardzo wysokie ujemne wartości (-0,89) – rys 22 [A4].

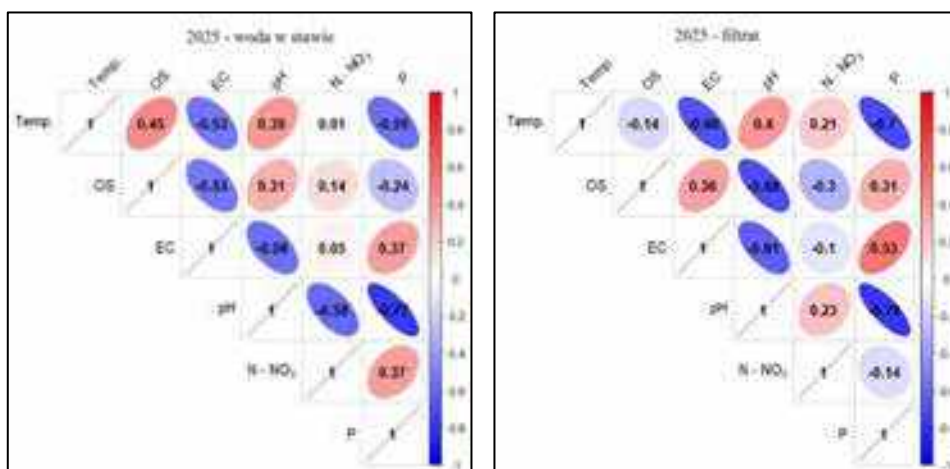
Dla filtratu w 2024 r. wysoką dodatnią korelację zanotowano dla Temp. w porównaniu z OS (0,77) i pH (0,83). Dla Temp. i N-NO₃ wystąpiła podwyższona dodatnia korelacja (0,41). W przypadku pary Temp. i EC stwierdzono niską korelację dodatnią (0,03), natomiast dla Temp. i Ptotal bardzo wysoką korelację ujemną (-0,88). Przy analizie OS i N-NO₃ wystąpiła podwyższona korelacja dodatnia (0,21), a przy OS w relacji do Ptotal – wysoka korelacja ujemna (-0,8). Przy parze pH i Ptotal stwierdzono z kolei bardzo wysoką korelację ujemną (-0,86) – rys. 22 [A4].



Rys. 22. Korelacje pomiędzy czynnikami fizykochemicznymi wody stawu doświadczalnego w dwóch punktach poboru próbek jako dane zbiorcze w 2024 r. [A4, zmienione]

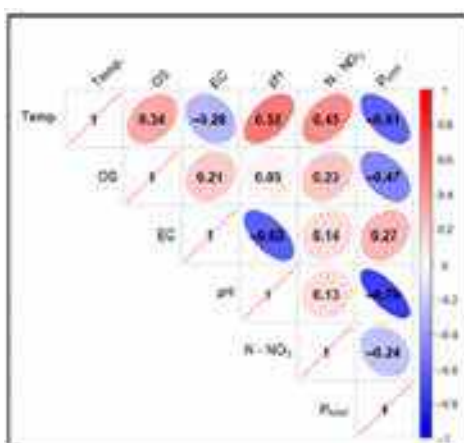
W wodzie stawu w 2025 r. dla czynnika Temp. w odniesieniu do OS stwierdzono podwyższoną korelację dodatnią (0,45), podobnie jak dla Temp. i pH (0,39). Dla Temp. w relacji do N-NO₃ określono niską korelację dodatnią (0,01). Wysoką korelację ujemną stwierdzono dla Temp. w odniesieniu do EC (-0,53) i Ptotal (-0,55). W parze OS i N-NO₃ wystąpiła niska korelacja dodatnia (0,14), a dla OS i Ptotal - obniżona korelacja ujemna (-0,24). Dla pH i Ptotal zanotowano wysoką korelację ujemną (-0,77) – rys. 23 [A4]. Dla filtratu w 2025 r. podwyższone dodatnie korelacje stwierdzono dla Temp. w odniesieniu do pH (0,4) i N-NO₃ (0,21), natomiast wysokie ujemne - dla Temp. w relacji z EC (-0,66) i Ptotal (-0,7) oraz pH

w parze z Ptotal (-0,78). Analiza Temp. i OS wskazała na niską ujemną korelację (-0,14). W parze OS i N-NO₃ zanotowano z kolei podwyższoną korelację ujemną (-0,3), a dla OS i Ptotal – korelację podwyższoną dodatnią (0,31) – rys. 23 [A4].



Rys. 23. Korelacje pomiędzy czynnikami fizykochemicznymi wody stawu doświadczalnego w dwóch punktach poboru próbek jako dane zbiorcze w 2025 r. [A4, zmienione]

Przy analizie korelacji sumarycznej dla obu stanowisk poboru prób i lat badań 2024-2025 wysoką dodatnią korelację zanotowano dla czynnika Temp. w odniesieniu do pH (0,52). Podwyższone dodatnie korelacje zanotowano dla Temp. w odniesieniu do OS (0,34) i N-NO₃ (0,45) oraz dla pary OS i N-NO₃ (0,23). Dla relacji Temp. i TP stwierdzono wysoką korelację ujemną (-0,61), podobnie jak dla pH i TP (-0,74) i OS i TP (-0,74) – rys. 24 [A4].



Rys. 24. Korelacje pomiędzy czynnikami fizykochemicznymi wody stawu doświadczalnego, sumarycznie z dwóch punktów poboru próbek jako dane zbiorcze z lat 2024 -2025 [A4]

W oparciu o opisaną w metodach analizę normalności rozkładu zmiennych i dalsze testowanie stwierdzono, że różnice statystycznie istotne dla wody stawowej przed i po filtracji dotyczyły czynników: EC, pH, TH, TP i Temp. [por. A4].

8. Dyskusja

Naturalne stawy kąpielowe powstałe dzięki działalności człowieka funkcjonują jako *quasi* naturalne ekosystemy jeziorne. W utrzymaniu homeostazy środowiskowej ich ekosystemu pomagają warunkowane biocenotycznie procesy bio-fizyczno-chemiczne zachodzące w strefie regeneracyjnej zbiornika oraz właściwości minerałów filtracyjnych podłoża i systemów uzdatniania wody. Elementy te kształtują metabolizm biogenów, określając status limnologiczny i trofizm zbiornika wodnego [Augustyniak and Serafin, 2021; A1-A4].

Walory użytkowe stawów kąpielowych związane są z utrzymaniem prawidłowych zakresów wartości wielu czynników fizyczno-chemicznych wody, których normy opisywane są w materiałach niemieckiego Stowarzyszenia Badania Rozwoju i Kształtowania Krajobrazu (FLL 2011). To zbiór zaleceń i odniesień do przepisów, określających wymagania techniczne oraz parametry dla materiałów budowlanych i funkcjonowania ekobasenów zgodnie z założeniami Niemieckiego Instytutu Normalizacji (DIN). Zalecenia takie, stosowane w wielu krajach europejskich, choć w Polsce nie są w standardach obowiązującego prawa, to mają charakter „dobrych praktyk” i wpisują się rozwiązania bazujące na naturze (Natural Base Solution – NBS), a w szczególności – uzdatniającego systemu mokradłowego TWs (Treatment Wetlands) [A1; A3; A4].

Nie zawsze jednak naturalne procesy zachodzące w zbiorniku pozwalają na utrzymanie stałych parametrów kąpielowych. Zbyt wysoki poziom biogenów wpływa bowiem na procesy eutrofizacji wód, zwiększa tempo produkcji pierwotnej fitoplanktonu (zakwity wód), czego efektem może być intoksykacja zbiornika wodnego prowadząca do zasadniczych zmian parametrów jakościowych wody [Wetzel 2001; Serafin *et al.*, 2019; A4]. Walory użytkowe takiego zbiornika ulegają degradacji, a korzystanie z takiego zbiornika może skutkować znacznymi problemami zdrowotnymi [Sinclair *et al.* 2009; Schets *et al.* 2010; A3; A4].

Priorytetowym elementem kontrolującym negatywne procesy eutrofizacji w zbiornikach wodnych, wpływając na wartości wielu innych parametrów jakościowych wody jest głównie fosfor (P). Występuje w postaci rozpuszczalnych i nierozpuszczalnych w wodzie związków mineralnych i organicznych, a jego antropogenicznym źródłem są spływy powierzchniowe z nawożonych pól uprawnych, ścieki bytowo-gospodarcze i przemysłowe, opady atmosferyczne oraz sam człowiek wprowadzający przy rekreacji kąpielowej wydzieliny i wydaliny [Ho *et al.*, 1992; Serafin *et al.*, 2014; A3].

Wiele metod rekultywacji zbiorników wodnych ma zatem na celu modyfikację obiegu tego pierwiastka przy użyciu różnorodnych rozwiązań technologicznych, modyfikowanych

i usprawnianych w zależności od pomysłu firm proponujących usługi hydrotechniczne. Jednak opracowanie odpowiednich i przystępnych cenowo technologii, łatwych w obsłudze i o niskich kosztach konserwacji, stanowi prawdziwe wyzwanie [A1; A3]. W szczególności, że większość obiektów budowanych w Polsce, to większe oczka wodne określane mianem ekobasenów, które nie spełniają podstawowych wymagań technicznych oraz specyfikacji materiałów przeznaczonych do budowy i funkcjonowania naturalnych stawów kąpielowych zgodnie z FLL (2011). Nie mają one również dedykowanych ekobasenom technologii filtracyjnych [A1; A4].

W uzdatnianiu wód naturalnych stawów kąpielowych wykorzystuje się głównie filtry mechaniczne (bębnowe i gąbkowe), mogące pracować grawitacyjnie i ciśnieniowo (pompy obiegowe), wypełnione różnorodnymi materiałami filtracyjnymi, z możliwością filtracji biologicznej oraz filtry kombinowane w różnych zestawach z osprzętem pomocniczym. Filtry te mogą funkcjonować jako elementy jednokomorowe lub sekcyjne (z filtracją mechaniczną, mineralną i biologiczną); kilkukomorowe lub modułowe, w zależności od warunków inwestycji. Mogą być one montowane bezpośrednio w zbiorniku, np. pod tarasem lub kładką, lub wkopywane bezpośrednio lub na ławie betonowej na brzegu zbiornika.

Swoją sprawność mogą zwiększać pracując w układach z dedykowanym osprzętem (skimmery, maty, sita i gąbki filtracyjne, spusty denne, odkurzacze osadów, pompy cyrkulacyjne, lampy UV, dozowniki CO₂, pompki dozujące preparaty mikrobiologiczne, etc.), przy wykorzystaniu złoża adsorpcyjnych oraz z użyciem preparatów mikrobiologicznych w zależności od inwencji firm hydrotechnicznych. Nie mają jednak możliwości selektywnej filtracji przy odpoczynku czynnościowym któregośkolwiek z wkładów (mechanicznego, mineralnego i biologicznego) i praktycznego modułowego systemu budowy z regulacją przepływu wody ułatwiającego ich serwis i pielęgnację [A1].

W odpowiedzi na tak zidentyfikowaną lukę technologiczną przyjęto główne założenia funkcjonalne dla dedykowanego dla naturalnych stawów kąpielowych systemu uzdatniania wody [A1; A4; A5]:

- zastosowanie filtra mineralnego o przetestowanej wysokiej sprawności sorpcyjnej adsorbentu w odniesieniu do fosforu;
- modułowość oparta na lekkich polimerowych komponentach (tworzywa PE, HDPE) i aluminium, mogących podlegać bezproblemowej systemowej multiplikacji równoległej i szeregowej dostosowanej do typu, wielkości i charakteru użytkowania uzdatnianego obiektu;

-
- modułowość poszczególnych sekcji samej komory filtracyjnej – sekcja mechaniczna, biologiczna, mineralna oraz pompownia z oprzyrządowaniem dopasowana do wartości parametrów jakości wody użytej do napełnienia oraz uzupełniania strat z parowania;
 - możliwości selektywnej filtracji przy odpoczynku czynnościowym któregośkolwiek z wkładów (mechanicznego, mineralnego i biologicznego), bez wyłączania cyrkulacyjnego obiegu wody w stawie; oraz
 - bezproblemowy samodzielny montaż komponentów składowych systemu w oparciu o zestaw startowy (podstawowy, uzbrajany fabrycznie) i dobrane do danych warunków moduły uzupełniające i dedykowany osprzęt oraz ułatwiona obsługa pielęgnacyjna.

Jedną z barier dla sprawnego funkcjonowania systemu uzdatniania wody w stawach jest specyfikacja materiału reaktywnego. Musi on zapewniać wysoką sprawność adsorpcyjną wobec fosforu i innych substancji chemicznych, cechować się brakiem lub niewielkim poziomem uwalniania jonów ze związków składowych oraz być przystępnym cenowo dla wszystkich użytkowników biobasenów [Bus and Karczmarczyk, 2015; **A3**].

Kwerenda materiałów źródłowych dotycząca mineralnych materiałów filtracyjnych spełniających selekcyjne, wstępne kryteria rynkowe (dostępność, niski koszt zakupu) i funkcjonalne (potencjał użytkowy w oparciu o publikacje naukowe i karty produktu producenta) pozwoliły na wybór materiałów do dalszych analiz laboratoryjnych. Były to: grys wapienny, materiał żelazowy Sulfur E i opoka modyfikowana – Rockfos® [**A3**]. Materiały te charakteryzowały się zawartością związków wapnia, glinu i żelaza, potencjalnie reaktywnych wobec frakcji fosforu [Aulenbach i Meisheng, 1988; Czerwionka 2002; **A3**]. Dodatkowo przydatność materiału z opoką modyfikowaną została zweryfikowana w publikacjach Cucarella *et al.* [2007]; Józwiakowski [2012]; Wąsik i Chmielowski [2013]; Bus i Karczmarczyk [2014] czy Karczmarczyk *et al.* [2015].

Efektywność działania filtrów w procesach technologicznych określa się na podstawie wskaźników jakości wody uzdatnianej przed i po procesie filtracji oraz na podstawie szybkości przyrostu strat ciśnienia złoża i jego chłonności, w czym pomagają analizy kinetyki przepływu wody przez ośrodek porowaty [Siwiec 2007; **A2**; **A3**].

Dla prawidłowej weryfikacji takiej efektywności dla wybranych minerałów zastosowano eksperymenty kolumnowe, niezawodne dla analizy procesów filtracyjnych na wybranych do eksperymentów złożach (opoka modyfikowana i grys wapienny).

Każdy filtr zastosowany do uzdatniania wody musi mieć system wymuszający przepływ wody o określonym kierunku – z góry na dół, lub odwrotnie oraz przepływ o określonej

intensywności. Tę intensywność w naturalnych stawach kąpielowych można uzyskać przy takim skonstruowaniu filtrów, aby odpowiednio wysoki słup wody nad złożem powodował właściwą prędkość filtrowania wody. Zależność tę określa funkcja strat ciśnienia przy przepływie wody przez materiał porowaty [A2].

W przypadku złoż czystych straty ciśnienia określane są przy pomocy różnych wzorów, których prekursorem była teoria Darcy'ego mówiąca, że gradient ciśnienia przy przepływie przez materiał porowaty jest funkcją prędkości i współczynnika przepuszczalności. Oczywiście w późniejszych latach modyfikacje i bardziej szczegółowa analiza procesów filtracji powodowała powstawanie różnego rodzaju wzorów empirycznych pozwalających na obliczenia strat ciśnienia, co przekłada się na określenie koniecznej wysokości słupa wody nad złożem filtracyjnym. W przypadku laminarnego ruchu wody w materiale porowatym stosowane są tu wzory Kozeny-Carmana i Blake-Kozeny'ego oraz wzór Erguna obejmujący swym zasięgiem zarówno ruch laminarny, jak i przejściowy oraz burzliwy. W tych wzorach istotną rolę odgrywają wysokość warstwy filtracyjnej, wielkość ziaren i ich kształt materiału filtracyjnego, który wpływa na porowatość złoża. Parametry te wraz z lepkością wody na którą ma wpływ temperatura determinują wymaganą wysokość warstwy wody nad złożem, a co za tym idzie prędkość filtrowania [A2].

W filtrach obsługujących stawy kąpielowe głównie wykorzystuje się procesy filtracji o niskich prędkościach (dla filtrów pospiesznych), co prowadzi do ruchu laminarnego. Takie rozwiązanie generuje stosunkowo niskie koszty, gdyż wyższe prędkości wymuszałyby wysoki słup wody nad złożem, co przekładałoby się na głębokie wykopy i konieczność zastosowania pompy cyrkulacyjnej o wyższych wysokościach podnoszenia. Zastosowanie niskiej prędkości filtracji sprzyja zatem wyższej efektywności wiązania fosforu. Badane w niniejszej pracy parametry ziaren złoż materiałów Rockfos® oraz grys wapienny, to jest średnic zastępczych i sferyczności przekładają się na określenie strat ciśnienia w funkcji prędkości filtracji, a uwzględniając powierzchnię filtra w rzucie z góry również na natężenie przepływu co jest parametrem projektowym doboru pompy cyrkulacyjnej. Szczególne znaczenie projektowe mają tu wysokość samego złoża i wymagana wysokość warstwy wody nad złożem, gdyż przekłada się to na prace ziemne związane z odpowiednimi głębokościami wykopów, co stanowi główny koszt budowy takich zbiorników. Wraz z upływem czasu wiązanie fosforu oraz nieuchronne zatrzymywanie na ziarnach złoża różnego rodzaju zanieczyszczeń powodują kolmatację złoża i w konsekwencji spadek prędkości filtracji, czemu towarzyszy spadek jej wydajności. Ze względu na wysoki stopień skomplikowania przebiegających procesów określenie matematycznej zależności przyrostu stopnia kolmatacji w funkcji czasu działania

filtru jest niezwykle trudne, czy nawet wręcz niemożliwe. Zachodzą tu procesy fizyczne; cedzenia zawiesin na powierzchni złoża, sedymentacji zawiesin na powierzchni złoża i w porach, sorpcji fizycznej, oddziaływań elektrostatycznych i sił van der Waalsa, *etc.*; procesy chemicznego wiązania fosforanów przez związki wapniowe i żelazowe wchodzące w skład materiałów Rockfos® oraz grys wapienny; a także mnogość rozmaitych procesów biologicznych. Z tego względu przyjmuje się niewielki zapas wysokościowy warstwy wody nad złożem na procesy kolmatacyjne, a po określonym czasie eksploatacji przewiduje się wymianę złoża [A2].

Eksperymenty kolumnowe wykorzystano również dla określania pojemności adsorpcyjnej złoża oraz parametrów projektowania TWs [Del Bubba *et al.*, 2003; Dalahmeh *et al.*, 2014; Hamisi *et al.*, 2022; A3]. Eksperymenty takie zapewniają odpowiedni czas na interakcję między złożem mineralnym a filtrowanym roztworem, dzięki czemu umożliwiają uzyskanie wiarygodnych informacji na temat mobilności zanieczyszczeń i charakterystyk adsorpcji matrycy filtra [Hamisi *et al.*, 2022; A3].

Analiza sprawności filtracyjnej wybranych materiałów mineralnych wobec fosforu, w eksperymentach kolumnowych wykazała, że wszystkie materiały, choć w różnym stopniu cechowały się potencjałem czynnościowym dla tego procesu [A3].

W przypadku opoki (Rockfos®) – niehomogenicznej skały organicznej, przejściowej pomiędzy skałami węglanowymi a krzemionkowymi [Pinińska 2008; A3] proces usuwania fosforu przebiega w środowisku zasadowym na drodze sorpcji chemicznej, w czasie której tworzą się fosforany, w tym głównie fosforany wapnia [Zawadzka *et al.* 2024A; Zawadzka *et al.*, 2024B; A3]. Warto przy tym dodać, że możliwości adsorpcyjne opoki uzależnione są od charakteru materiału wyjściowego i okoliczności modyfikacji przez producenta [Bus and Karczmarczyk 2014; 2015; A3].

Na wysoką zdolność adsorpcyjną fosforu dla opoki wskazują również inne badania dotyczące filtracji wód i ścieków [Cucarella *et al.*, 2007; Józwiakowski 2012; Wąsik and Chmielowski, 2013; Bus and Karczmarczyk, 2014; A3].

Przykładowo, w warunkach eksploatacyjnych oczyszczalni hydrofitowej przy stężeniu początkowym wynoszącym 1,9-4,9 mg P/L sprawność usuwania fosforu przez filtr z opoką była wysoka i wahała się w granicach: 87-91% [Renman and Renman, 2010; A3]. Była zatem podobna do tej uzyskanej w warunkach niniejszego eksperymentu laboratoryjnego – od 90 do 99,7%, z prawidłowością wzrostu potencjału sorpcyjnego wraz ze wzrostem stężenia fosforu w roztworze wyjściowym [A3]. Niniejsze spostrzeżenia potwierdza również bardzo wysoka

chłonność złoża i największa ilość progresywnie zakumulowanego w złożu P dla całego cyklu badań, bez względu na stężenie roztworu początkowego [A3].

Zdolności adsorpcyjne wobec fosforu materiału Sulfur E wiązać należy z wysoką, sięgającą 40% zawartością żelaza (Fe), która daje możliwość chemicznego wytrącania jonów ortofosforanowych z roztworu w postaci soli żelaza (chlorków lub/i siarczanów). Z tego względu może on wpływać na zwiększenie dostępności biologicznej fosforu dla mikroorganizmów i roślin repozytorowych. Zbadano, że kiedy proporcja żelaza do fosforu (Fe:P) wynosi 1,6 przyswajalność biologiczna fosforu jest najwyższa i spada do zera przy stosunku Fe:P równym 9,8 [Kahiluoto *et al.*, 2015; A3].

Sprawność zatrzymywania fosforu na tym materiale mieściła się w granicach: 20-89% w zależności od cyklu badań laboratoryjnych. Jego potencjał adsorpcyjny dla fosforu malał jednak wraz z upływem czasu pracy filtra, co w tożsamy sposób wpłynęło na kwestię jego chłonności. Potencjał użytkowy tego materiału należy zatem określić jako perspektywiczny biorąc pod uwagę nie tylko jego efektywność sorpcyjną dla fosforu (dostateczną), ale również możliwości udostępniania fosforu dla zespołu biocenotycznego strefy regeneracyjnej ekobasenu [A3].

Znikomy potencjał sorpcyjny wobec fosforu cechował grys kamienny. Pomimo wysokiej zawartości w składzie chemicznym związków wapnia, magnezu i żelaza efektywność sorpcyjna tego materiału nie przekraczała 46,5% w całym cyklu badań. Przełożyło się to również na niewielką chłonność złoża w całym cyklu eksperymentu bez względu na stężenie roztworu początkowego, wskazujące również na szybkie wyczerpywanie się jego zdolności adsorpcyjnej dla fosforu. Z tego względu wynika najniższa ocena potencjału użytkowego dla tego materiału [A3].

Potencjał użytkowy badanych złóż filtracyjnych wiąże się również z analizą możliwości uwalniania jonów ze związków budujących wybrane minerały, co może mieć przełożenie na funkcjonowanie stawu i zmianę wartości istotnych czynników fizyczno-chemicznych jego wód.

Dla biogenych związków azotu (N-NH₄ i N-NO₃) związanych z dynamiką metabolizmu wewnętrznego ekosystemów wodnych (mineralizacja materii organicznej i bioretencja składników pokarmowych) [Serafin *et al.*, 2019; A3] podczas filtrowania przez wszystkie materiały mineralne nie zanotowano żadnych zmian w ich koncentracji. Świadczy to o braku procesów filtracyjnych związanych z wymianą jonową, jak i sorpcją powierzchniową tych jonów [A3].

W naturalnych basenach kąpielowych zawartość związków azotowych regulowana jest aktywnością metaboliczną ekosystemu wodnego. Dokonuje się tego poprzez kontrolę i ewentualną modyfikację składu biocenotycznego zarówno roślin repozytorowych strefy regeneracyjnej, jak i fito- i bakterio-planktonu w wodzie zbiornika [A3].

W przypadku jonów manganu (Mn) i żelaza (Fe), których nadmiar ma negatywny wpływ na ludzkie zdrowie i na właściwości organoleptyczne wody (smak, zapach, przejrzystość) drobne zmiany stężenia notowano jedynie dla dwóch materiałów filtracyjnych. Dla Rockfos® odnotowano skok wartości Mn w zakresie 0,02-0,03 mg Mn/L, nieuzasadniony pod względem fizyczno-chemicznym, zatem traktowany jako błąd pomiaru, a dla Sulfur E stwierdzono zmniejszenie stężenia Fe w filtracie świadczące o potencjale wymiany jonowej i sorpcji chemicznej tego materiału [A3].

Twardość wody, związana ze stężeniem kationów wapnia, magnezu, żelaza i manganu z reguły nie zmieniała swojej wartości. Nieco wyższe wartości w zanotowano tu jedynie dla materiału Sulfur E, co mogłoby wskazywać jednak na nikłe procesy migracji tych kationów do wody odciekowej [A3].

W odniesieniu do pH, w przypadku wysoce zasadowego materiału Rockfos® (pH=11-12) występowało prawdopodobieństwo alkalizacji filtratu, czego jednak w odniesieniu do wody wodociągowej (pH=7,22) nie zaobserwowano. Wartość odczynu przyjęła bowiem średnią wartość rzędu pH=7,27, w nikły sposób świadcząc o alkalizacji odcieku. Bardziej znacząco zaznaczył się ten proces przy zastosowaniu roztworów początkowych o różnym stężeniu fosforu (zakres pH: 8,45-8,62, przy pH dla roztworów laboratoryjnych w zakresie: 7,22-7,35). Dla materiałów Sulfur i grys wapienny wartości pH w odcieku osiągnęły zakres: 7,23-7,29, a w filtratach po roztworach laboratoryjnych odpowiednio: 7,23-8,15, zatem w zakresach akceptowalnych nawet dla wody do picia [A3].

Przewodnictwo elektrolityczne (EC) będące pośrednią miarą oceny mineralizacji i zanieczyszczeń wody w przypadku złóż z opoką i z grysem wapiennym miało średnie wartości bardzo zbliżone do wody wodociągowej. Najwyższe wartości w filtracie przy materiale Sulfur E (średnia EC=842,57 μ S/cm odcieku), co świadczyło o nieco wyższym poziomie dysocjacji jonów budujących ten typ złoża [A3].

Należy dodać, że wszystkie uzyskane wartości badanych parametrów fizyczno-chemicznych w filtracie nie przekraczały wartości zalecanych przez normy FLL [2011] dla naturalnych stawów kąpielowych [A3].

Rekapituluując powyższe dane należy stwierdzić, że ze wszystkich badanych minerałów najwyższą sprawnością funkcjonalną dla zastosowania w dedykowanym systemie uzdatniania

wody w ekobasenach wykazał filtr z opoką modyfikowaną (Rockfos®). Cechował się on wysoką i stałą sprawnością adsorpcyjną fosforu i nikłymi możliwościami uwalniania jonów do filtratu. Z tego względu został on wybrany do dalszych eksperymentalnych badań terenowych dotyczących efektywnej prędkości filtracji i sprawności funkcjonalnej prototypowego systemu uzdatniania wód w ekobasenach.

Dla bardziej zaawansowanych technologicznie typów ekobasenów jednym z zaleceń dotyczących parametrów funkcjonalnych pracy filtrów w ich systemach filtracji wg. norm FLL [2011] jest odpowiednia prędkość filtracji w złożach filtracyjnych określana jako stosunek natężenia przepływu wody do pola powierzchni filtra w rzucie z góry bez uwzględniania złoża. Jest to kluczowy parametr projektowy i eksploatacyjny w procesach filtracji, wpływający na skuteczność usuwania zanieczyszczeń, pozwalający określić parametry eksploatacyjne, związane z długością cykli filtracyjnych oraz reżimem płukania filtrów [Dymaczewski *et al.* 2005; Siwiec 2007; A4].

Wartość efektywnej prędkości filtracji powinna być dostosowana do rodzaju zanieczyszczeń, rodzaju materiału filtracyjnego, jego składu chemicznego, wymiarów złoża filtracyjnego i charakteru użytkowego zbiornika [Cucarella and Renman, 2009; Bus i Karczmarczyk, 2014; Karczmarczyk *et al.*, 2015; A1-A4].

Wytyczne FLL [2011] określają zakres prędkości filtracji w złożach filtracyjnych na poziomie 0,8–5 m/h jako odpowiedni dla prawidłowego funkcjonowania układu filtracji, co potraktowano jako punkt odniesienia dla badań dotyczących pracy modułowego systemu filtracji. W ramach eksperymentu porównania dokonano w trzech zbiornikach o identycznych parametrach morfometrycznych dla prędkości filtracji 5m/h, 10m/h i 15m/h zgodnie z przyjętymi metodami [A4].

Ustalono, że bez względu na prędkość filtracji wyższe wartości w wodzie po filtracji wystąpiły w przypadku badanych parametrów: temperatura, nasycenie tlenem, pH i twardość ogólna, natomiast obniżone: dla azotanów i fosforu ogólnego. Nie znaleziono prawidłowości dla rozkładu wartości azotynów (wartość stała $N-NO_2 = 0,02 \text{ mg/dm}^3$). W przypadku eksperymentu terenowego dla wszystkich prędkości filtracji potwierdziły się wcześniejsze badania laboratoryjne dotyczące alkalizacji odcieku filtracyjnego przy zastosowaniu materiału Rockfos® [A3]. Cechuje się on bowiem wysoką zasadowością rzędu $pH=11-12$, co wpływa na pH filtratu [A3; A4]. Stwierdzono prawidłowość, że dłuższy kontakt wody stawu z materiałem filtracyjnym w związku z najniższą prędkością filtracji 5m/h zdeterminował najwyższe pH w filtracie, choć bez przekroczenia norm FLL [2011] ($pH < 9,0$).

Duża zawartość głównie kationów wapnia i magnezu w materiale z opoką modyfikowaną przełożyła się również na wyższe wartości parametru twardości wody, właśnie dla prędkości przepływu 5m/h [A4].

Przewodnictwo elektrolityczne (EC) dla najniższej prędkości filtracji miało z kolei obniżone wartości w filtracie. Świadczyło to o możliwościach filtracyjnych materiału mineralnego wobec innych zanieczyszczeń przy dłuższym kontakcie z wodą stawową. Potwierdza to tezę, że wraz ze wzrostem czasu kontaktu wody ze złożem zwiększa się stopień wykorzystania adsorbentu [A4].

Dla jonów azotanowych (N-NO₃) stwierdzono niższe wartości w filtracie dla prędkości 5m/h i 10m/h, co może wskazywać na większe zdolności filtracji tych związków przy dłuższym kontakcie ze złożem [A4].

Kluczową kwestią była jednak analiza fosforu ogólnego (P), parametru wpływającego na wartości wielu innych czynników jakości wody i determinującego negatywne następstwa procesu eutrofizacji.

W przypadku najniższej prędkości filtracji (5m/h) najniższe wyjściowe wartości stężenia fosforu ogólnego w wodzie zbiornika przy efektywnej pracy złoża z materiałem Rockfos® spowodowały najniższe wartości tego parametru w filtracie. Jednak miarą sprawności pracy filtra jest średnia efektywność usuwania fosforu, która dla tej prędkości filtracji była najwyższa i wyniosła 32,65%. Stanowiło to wyraźną przesłankę do wyboru tej prędkości filtracji do rozszerzonych badań eksperymentalnych. Niniejszego wniosku nie przesłoniły wartości obliczonych zakumulowanych mas fosforu na złożach (chłonności złoża) dla analizowanych prędkości filtracji. Wynika z nich, że większą chłonnością złoża cechował się filtr z najwyższą prędkością filtracji (15m/h), jednak przy najwyższych wyjściowych wartościach fosforu ogólnego (woda w stawie). W tym przypadku potwierdziło się spostrzeżenie z poprzednich badań laboratoryjnych, że sprawność adsorpcyjna wykorzystanego materiału mineralnego jest wprost proporcjonalna do stężenia fosforu w badanym roztworze [A3]. Warto dodać, że dla tego jedynego parametru stwierdzono przekroczenia dotyczące norm FLL [2011], dla których maksymalny poziom P_{total} nie powinien przekraczać 0,03 mg/dm³ [A4].

W toku badań stwierdzono, że w specyficznych warunkach funkcjonowania eksperymentalnych stawów kąpielowych (P1-P3) korelacje niektórych czynników mogą być odmienne od spodziewanych i nie są z reguły zależne od prędkości filtracji. Przykładem może być wysoka korelacja dodatnia między temperaturą a nasyceniem wody w tlen. Wzrost temperatury zazwyczaj obniża rozpuszczalność gazów w wodzie, w tym tlenu. W przypadku stawów z roślinną strefą regeneracyjną podwyższona temperatura wpływa jednak na

zwiększenie intensywności fotosyntezy, czego efektem ubocznym jest tlen pochodzący z fotolizy wody, wydzielany do środowiska [Wetzel 2001]. Wysoką dodatnią korelację stwierdzono również między temperaturą a pH. W tym przypadku wyższe wartości temperatury zwiększają możliwości dysocjacji jonów wapnia i magnezu ze złożeń determinując alkalizację wody w stawie [A4]. Wraz ze wzrostem temperatury, wartości przewodnictwa elektrolitycznego (EC) w wodzie rosną. Dla prędkości filtracji (10m/h i 15m/h) spodziewanie stwierdzono, dodatnie wartości korelacji tych parametrów. Dla prędkości filtracji 5m/h wartość korelacji była nieznacznie ujemna, co może sugerować większe tempo przemian metabolicznych w ekosystemie związanych z bioakumulacją związków rozpuszczonych w wodzie [A4].

Nieco bardziej problematyczną kwestią jest wysoka ujemna korelacja między temperaturą a koncentracją fosforu ogólnego. Z jednej strony wzrost temperatury może prowadzić do zwiększenia rozpuszczalności różnych form fosforu (ortofosforany), przyspieszenia procesów biologicznych i chemicznych, co zwiększa zawartość fosforu w wodzie. Z drugiej jednak strony wzrost temperatury może przyspieszać procesy metaboliczne mikroorganizmów biorących udział w jego usuwaniu. Jest to zatem uwarunkowane kompleksem wielu czynników składających się na funkcjonowanie konkretnego ekosystemu wodnego [Kajak 1998; Wetzel 2001], jak i procesami zachodzącymi w komorze ze złożem biologicznym systemu uzdatniania wody [A4].

Temperatura, choć w różny sposób, ma znaczący wpływ na poziom związków azotu w wodzie. Zwiększenie temperatury może przyspieszyć procesy, które prowadzą do powstawania azotanów w wodzie, takie jak rozkład materii organicznej, w tym zwiększyć aktywność enzymów odpowiedzialnych za procesy nityfikacji. Wyższe temperatury mogą również przyspieszać denityfikację, zachodzącą jednak w środowisku beztlenowym [Pruss 1997]. Dla najniższej prędkości przepływu (P1, 5m/h) stwierdzono wysoką korelację dodatnią dla temperatury i stężenia N-NO₃, co świadczyć może o zwiększonym rozkładzie materii organicznej. Przy innych prędkościach przepływu filtracyjnego (P2, 10m/h i P3, 15m/h) zanotowano tylko ujemne korelacje między tymi parametrami – co wiązać należy z różnicą w dostępności materii organicznej, charakterem warunków tlenowych i składem mikrobiocenozy [A4].

Rozmieszczenie fosforu (P) w zbiorniku wodnym jest z kolei na ogół odwrotnie proporcjonalne do stężenia tlenu [Kajak 1998; Wetzel 2001]. Potwierdzają to analizy dotyczące wysokiej korelacji ujemnej między nasyceniem wody w tlen a stężeniem fosforu ogólnego dla badanych stawów eksperymentalnych (P1-P3) [A4].

W toku eksperymentu zanotowano również wysoką korelację ujemną między pH a fosforem ogólnym. Przyjmuje się, że pH wpływa na formy, w jakich fosfor występuje w wodzie, a także na jego dostępność dla organizmów żywych. Dla roślin, fosfor w wodzie dostępny jest głównie w postaci jonów ortofosforanowych (H_2PO_4^- i HPO_4^{2-}). Te jony są formą nieorganiczną fosforu i są najłatwiej przyswajalne przez korzenie roślin. W zakresie pH= 5,6-7,2 rośliny najefektywniej pobierają fosfor, a optymalne pH dla tego procesu to około 6,5. Wyższe pH może prowadzić do wytrącania się fosforanów z roztworu, podczas gdy niższe pH może zwiększać rozpuszczalność i dostępność fosforu, ale również zwiększać toksyczność azotanów i jonów amonowych [Jurga i Filipek 2017], co może negatywnie wpływać na organizmy wodne. Powodem wyższego pH w wodzie stawów eksperymentalnych (P1-P3) jest oczywiście alkaliczne złożo mineralne (Rockfos®) zastosowane w systemie uzdatniania wody w stawach [A3; A4].

Dla prędkości przepływu filtracyjnego 5m/h (P1) wystąpiła dodatnia korelacja między stężeniem tlenu (OS) a stężeniem azotanów N-NO₃. W warunkach tlenowych, bakterie nitryfikacyjne przekształcają amoniak w azotyny, a następnie w azotany. W warunkach beztlenowych, azotany mogą być zredukowane do azotu cząsteczkowego, który ulatnia się do atmosfery [Gomółka i Szaynok 1997]. Przy wyższych prędkościach przepływu filtracyjnego (10m/h i 15m/h) procesy nitryfikacyjne nie były wystarczająco intensywne, co spowodowało zanotowanie podwyższonych korelacji ujemnych [A4].

Prędkości przepływu wody przez system uzdatniania miała wpływ na statystyczne analizy danych parametrów w wodzie przed i po filtracji mineralnej. Dla przyjętych testów różnice statystycznie istotne dotyczyły różnych parametrów dla różnych stawów eksperymentalnych: P1 (5m/h): Temp., TH; P2 (10m/h): EC, Ptotal i OS (O₂); a dla P3 (15m/h): EC, TH, Ptotal, N-NO₃. Zaobserwowano, że wraz ze zwiększeniem prędkości obiegu filtracyjnego w stawach zwiększyła się liczba czynników, których wartości w wodzie przed i po filtracji wykazywały istotnie statystyczne różnice. Być może warunki bio-fizyczno-chemiczne w wodach stawów przy zróżnicowanym przepływie filtracyjnym stwarzały zróżnicowane, wieloczynnikowe tło dla przebiegu i intensywności procesów metabolizmu wewnętrznego badanych zbiorników [A4].

Elementami wyznaczającymi warunki przebiegu procesów metabolicznych w zbiornikach eksperymentalnych były z pewnością ich bakteriocenozy i kształtujący się skład biocenotyczny fito- i zooplanktonu.

Obecność patogenów pochodzenia ludzkiego i zwierzęcego zarówno typu kałowego, jak i nie kałowych mikroorganizmów chorobotwórczych stwarza ryzyko zdrowotnościowe dla

użytkowników kąpielisk [Sinclair *et al.* 2009; Schets *et al.* 2010; **A1**]. Destabilizuje również aktywność metaboliczną biocenozy zbiornika [Wetzel 2001]. Mechanizm naturalnego sanitarnego uzdatniania wody wiąże się z procesami strefy regeneracyjnej stawu, pracującej jako Treated Wetlands (TWs). Zachodzi tu bioakumulacja substancji biogenych i związków toksycznych przez rośliny repozytorowe tworzące barierę fito-geochemiczną [Serafin *et al.*, 2019; **A1**; **A4**]. Strefa korzeniowa makrofitów repozytorowych stanowi element fitoremediacji. Dzięki wydzielanym substancjom korzeniowym, przy współdziałaniu rozwijającego się biofilmu, przyspiesza mineralizację związków organicznych i bierze udział w naturalnym procesie dezynfekcji wody [**A4**].

Dla analizowanych prędkości przepływu uzyskane dane dotyczące liczby bakterii grupy *coli*, liczby bakterii *Escherichia coli* i liczby enterokoków kałowych była najniższa w przypadku mniejszych prędkości filtracji (5m/h i 10m/h). Wynikać to może z dynamiki obiegu cyrkulacyjnego wody, która przy wyższej prędkości w większym stopniu powoduje wymywanie biofilmu strefy korzeniowej roślin repozytorowych oraz nie sprzyja koncentracji sanizacyjnie działających wydzielin korzeniowych, co zmniejsza naturalne właściwości dezynfekcyjne systemu TWs. Mimo braku norm dla występowania patogenów fekalnych w naturalnych stawach kąpielowych, ich liczebność w odniesieniu do charakteru użytkowania badanych zbiorników wodnych należy uznać za nieszkodliwą dla wszystkich prędkości filtracji [**A4**].

Prawidłowo funkcjonujący ekosystem zbiornika wodnego wiąże się z utrzymaniem homeostazy środowiskowej między komponentami biocenotycznymi a nieożywionym biotopem. W szczególności dotyczy to utrzymania równowagi biocenotycznej pomiędzy fitoplanktonem (glony i sinice) a żerującym na nim zooplanktonem (głównie skorupiaki) w oparciu o funkcjonujące sieci troficzne [Kajak 1998; Wetzel 2001; **A1**; **A4**]. Ma to istotne znaczenie dla formowania się korzystnych parametrów użytkowych ekobasenu. Fitoplankton rozwija się dzięki dostępności rozpuszczalnych w wodzie ortofosforanów, a jego masowy pojaw (zakwit) wpływa na wzrost produkcji pierwotnej w zbiorniku. Zwiększa się również ilość wydzielanych przez fitoplankton synergicznych toksyn, co prowadzi często do intoksykacji zbiornika wodnego determinującej zmiany parametrów jakościowych wody [**A4**].

Analizy jakościowe i ilościowe glonów planktonowych pro- i eukariotycznych w stawach o różnej prędkości filtracji wskazywały na typowe, wczesne stadia ich sukcesji, choć nie przebiegającej w tożsamy sposób. Mogło by to wskazywać na wpływ prędkości filtracji na kształtowanie warunków biotopu dla rozwijającej się biocenozy fitoplanktonu. Podobieństwo gatunkowe fitoplanktonu dla trzech stawów o różnej prędkości filtracji było niewielkie sięgając

w skali od 0,0 do 1,0 jedynie 0,23 (współczynnik Jaccarda). Struktura taksonomiczna dla tych zbiorników była jednak mało zróżnicowana, odnotowano jedynie po 24-25 gatunków na każdy zbiornik. We wszystkich zbiornikach, choć w różnej wielkości największy udział miały zielenice (*Chlorophyta*) z przewagą gatunków z rodzaju *Chlamydomonas*, *Monoraphidium* i *Scenedesmus*. Niskie wartości biogenego fosforu w wodach testowanych zbiorników przy konkurencji o składniki odżywcze z makrofitami strefy regeneracyjnej nie sprzyjały pojawom zielenic nitkowatych (np. z rodz. *Cladophora*, *Spirogyra* czy *Zygnema*), problematycznych dla utrzymania równowagi biocenotycznej [Pliński 1995; Wetzel 2001], a tym samym kąpielowego użytkowania stawów. Zarówno liczebność grup biocenotycznych, jak i ich biomasa, tak w ujęciu liczbowym, jak i procentowym wskazywała najniższe wartości dla stawów przy mniejszych prędkościach przepływu filtracyjnego (5m/h i 10m/h). Szczególne znaczenie ma to przy analizie obecności gatunków sinic, których masowe pojawy i możliwość wydzielania cyjanotoksyn mogą prowadzić do zatrucia zbiornika wodnego, problematycznego tak dla samego ekosystemu zbiornika [Pliński 1995; Wetzel, 2001; Gałczyński and Ociepa 2008], jak i jego użytkowników [A4].

Niskie wartości liczebności i biomasy glonów planktonowych zdeterminowały niskie wartości stężenia chlorofilu *a*, jako pośredniego wskaźnika ich produktywności, przy czym najniższą wartość (2,2 $\mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$) zanotowano dla P1 z przepływem filtracyjnym 5m/h. Mimo tego faktu, według nomenklatury opartej o trofię [Pliński 1995] ten, jak i inne testowane stawy powinno się klasyfikować jako oligotroficzne [A4].

Zooplankton słodkowodny jest bardziej zróżnicowany biologicznie aniżeli fitoplankton, zatem jego szczegółowe analizy wymagają specjalistycznej wiedzy. Ograniczone możliwościami analizy zooplanktonu wskazywały na wstępne stadia sukcesji tej zoocenozy. Stwierdzono obecność niewielkiej liczby (15) typowych gatunków charakterystycznych dla głównych grup systematycznych: wioślarek (*Cladocera*); widłonogów (*Copepoda*); wrotków (*Rotifera*); czy korzenionózek (*Rhizopoda*) o podobnej strukturze biocenotycznej. Prędkość cyrkulacyjna filtracji w stawach nie miała zatem wpływu na jej kształtowanie. We wszystkich testowanych zbiornikach dominowały jedynie niewielkie formy filtratorów - głównie wioślarek (z rodz. *Chydorus*) mogące filtrować z otoczenia najmniejsze drobiny pokarmowe (np. glony jednokomórkowe). Warto jednak stwierdzić, że samo występowanie zooplanktonu bez względu na cechy jego składu taksonomicznego nie zawsze wpływa na zmniejszenie ilości fitoplanktonu. Bierze się tu pod uwagę np. możliwość niewielkiej konsumpcji stymulującej wzrost fitoplanktonu, czy wzrost form niejadalnych fitoplanktonu dzięki wybiórczemu wyżeraniu form jadalnych. Procesy regulacji zależności biocenotycznych są zatem trudne do

realizacji i zależne od wielu różnych czynników w środowisku wodnym [Kajak 1981; Pliński 1995; Wetzel, 2001; A4].

W oparciu o powyższą analizę można stwierdzić, że najbardziej efektywną prędkością filtracji dla danych warunków eksperymentu terenowego jest prędkość 5m/h, charakterystyczna dla filtrów pospiesznych. Świadczą o tym:

- wysoka, efektywna sprawność filtracji dla fosforu;
- brak przekroczeń norm FLL [2011] dla większości parametrów jakości wody w stawie przy jego obciążeniu użytkowym;
- niższa liczba problematycznych patogenów fekalnych;
- prawidłowy rozwój sukcesji fitoplanktonu przy najmniejszym udziale zagrażającym intoksykacji zbiornika sinic (tak pod względem liczebności, jak i biomasy);
- oligotroficzny charakter zbiornika potwierdzony najniższymi wartościami stężenia chlorofilu *a*, oraz
- obecność prawidłowo kształtującej się struktury biocenotycznej zooplanktonu, przy współudziale jego drobniejszych form [A4].

W ten sposób pozytywnie zweryfikowano hipotezę badawczą dotyczącą wpływu odpowiedniej prędkości filtracji na sprawność usuwania fosforu dla zweryfikowanego funkcjonalnie wysokoefektywnego materiału adsorpcyjnego.

Rozszerzone, terenowe badania eksperymentalne dotyczyły zatem funkcjonowania nowatorskiego systemu uzdatniania wody z wykorzystaniem prototypowej modułowej komory filtracyjnej dla przyjętej prędkości filtracji 5m/h. Komora została zaprojektowana według założeń funkcjonalnych [A1], jako dedykowane rozwiązanie technologiczne głównie dla naturalnych stawów kąpielowych [A4].

Zarówno sam projekt, jak i prototyp komory filtracyjnej zrealizowany został według wskazówek Doktoranta przez kompetentną firmę technologiczną (JWS), przeanalizowany pod względem funkcjonalnym, w aspekcie obciążeń mechanicznych i bezpieczeństwa użytkowania. Spełnił zatem podstawowe wymagania dotyczące modułowości i multiplikacji (kompatybilność różnokierunkowych połączeń systemowych), trwałości i lekkości konstrukcji (tworzywa HDPE), funkcjonalności w odniesieniu do różnych typów i gabarytów stawów kąpielowych, możliwości samodzielnego montażu i uzbrajania systemu w dedykowany osprzęt oraz ułatwień serwisowych i pielęgnacyjnych, pozwalających na odłączenie poszczególnych komór bez konieczności unieruchamiania pracy całego systemu [A4].

Te ostatnie usprawnienie związane jest z zastosowaniem regulacji zaworowej, która w aspekcie dedykowanego dla naturalnego stawu kąpielowego systemu filtracji jest przedmiotem wniosku patentowego i jest odpowiedzią na zdiagnozowaną lukę technologiczną obecnych rynkowo rozwiązań [A4; A5].

Testowany system uzdatniania wody składał się zatem z dwuwarstwowego, gąbkowego filtra wstępnego, komory filtracji z rurowymi filtrami z geowłókniną (rozwój zoocenozy dużych filtratorów planktonowych), gdzie zachodziły istotne procesy biologiczne, modułowej komory filtracyjnej – filtra ze złożem mineralnym Rockfos® oraz pompy cyrkulacyjnej i oprzyrządowania (skimmer, rurociąg, drenaż w strefie regeneracyjnej, system węży hydraulicznych i zaworów). Obiektem badań eksperymentalnych był pełnowymiarowy naturalny staw kąpielowy typu drugiego, wypełniony wodą studzienną o odpowiednich parametrach (wg. norm FLL), funkcjonujący przy typowym obciążeniu użytkowym [A4]. Pod względem funkcjonalnym kilkakrotnie w czasie eksperymentu terenowego pozytywnie przetestowano mechanizm regulacji zaworowej będący kanwą wniosku patentowego [A4].

W toku badań opierających się na przyjętych metodach badawczych stwierdzono, że bez względu na miejsce poboru prób większość średnich wartości badanych parametrów (wyjątek P_{total}) nie przekraczała norm dla naturalnych stawów kąpielowych wyznaczonych standardami FLL [2011]. Procesy filtracji w obu sezonach badań nie miały zasadniczego wpływu na wartości Temp. i stężenia jonów N-NO₂ (wartość stała w wodzie stawu i w filtracie N-NO₂ = 0,02 mg/dm³). Wyższe wartości w filtracie uzyskano dla wartości odczynu (pH), a niższe dla pozostałych badanych czynników (OS, EC, TH, N-NO₃ i P_{total}) [A4].

Wysoko zasadowy charakter materiału Rockfos® spodziewanie spowodował procesy alkalizacji w wodach stawu. Zanotowano również wahania sezonowe pH w wodzie stawowej dla obu sezonów badań. Wiążą się one ze specyfiką środowiskową związaną z następstwem pór roku: zmiany temperatury, opadów i aktywności biologicznej, w tym intensywności fotosyntezy wpływającej na asymilację CO₂ ze środowiska wodnego [Wetzel 2001; Zeebe 2012; A4].

Dla przewodności elektrolitycznej (EC), stwierdzono prawidłowość niższych wartości EC w wodzie filtratu dla kolejnych terminów badań. Obniżenie EC w wodzie stawie wynikało z dopływu wód opadowych, które są wodami o niskim stopniu mineralizacji, ale mogło też świadczyć o nabieraniu większej sprawności filtracyjnej materiału Rockfos® oraz o progresywnej aktywności metabolicznej ekosystemu zbiornika [A4].

Dla nasycenia tlenem (OS) znaleziono prawidłowość niższych jego wartości w filtracie. Wynikało to prawdopodobnie z przewagi sukcesji heterotroficznej w filtrze biologicznym,

gdzie dominuje proces respiracji (oddychania) nad produkcją (fotosynteza). Wyższe wartości tego parametru w wodzie stawu mogą również wynikać z napowietrzania zbiornika przy użytkowaniu kąpielowym. Wyższe wartości koncentracji tlenu w wodzie notowano w miesiącach chłodniejszych, co potwierdziło regułę, że rozpuszczalność gazów w cieczach, w tym tlenu w wodzie, jest odwrotnie proporcjonalna do temperatury (U.S. EPA 1986).

Twardość wody (TH), przyjęła wartości w granicach zdecydowanie niższych niż norma FLL [2011] dla ekobasenów $TH < 30^{\circ}dH$ (10,7 mval/L). Zarówno w wodzie stawu, jak i w filtracji kształtowała się powyżej wartości określonych w wodzie studziennej (napełnienie stawu), ale co do zasady - niżej w filtracji niż w wodzie stawu. Pomimo możliwości wydzielania jonów Ca i Mg ze złoża, jego wysoka alkaliczność mogła sprawiać, że przy podwyższonym odczynie (pH) wytrącaniu ulegały węglany wapnia i magnezu, obniżając poziom jonów tych pierwiastków w filtracji [Pliński 1995; A4].

Dla jonów azotanowych (N-NO₃) reaktywność adsorpcyjna systemu filtracji była niewielka. Uzyskane wartości nie pozwoliły na stwierdzenie prawidłowości w ich rozkładzie i były podobne do tych w wodzie studziennej (0,4 mg/dm³) [A4].

W przypadku kluczowego parametru jakim jest fosfor (P) dla obu sezonów badań, stwierdzono niższe wartości P_{total} w porównaniu z wodą studzienną. Znalezione również, choć z różnym natężeniem prawidłowość rozkładu niższych wartości P_{total} dla wody po filtracji. W sezonie 2024 średnia wartość P_{total} dla wody w stawie wynosiła 0,091 mg/dm³, a w 2005 r. 0,182 mg/dm³, co przekraczało normy FLL dla ekobasenów (P_{total} < 0,03 mg/dm³). Średnia sprawność efektywnej adsorpcji fosforu w 2024 r. wyniosła 18,28%, natomiast w 2025 r. była wyższa sięgając 53,98% z tendencją do niższych wartości w okresie letnim. Potwierdziło to spostrzeżenie, że dla wysoko sprawnych materiałów filtracyjnych efektywność usuwania fosforu wzrasta wraz z wpracowywaniem się złoża [Kaleta *et al.* 2014], co wymaga wszakże więcej czasu. Analiza chłonności złoża wskazuje z kolei, że dla obu sezonów badań w okresach letnich spada sprawność jego pochłaniania, co wynika z intensywności przebiegu sezonowych procesów biologicznych [A4].

W związku z powyższym, ze względu na krótki okres badań terenowych związany z ramami realizacji projektu można jedynie wnioskować o postępujących możliwościach adsorpcyjnych testowanego systemu filtracji wody, który w badanym przypadku należy ocenić pozytywnie.

Analiza korelacji między badanymi czynnikami fizyczno-chemicznymi wody dla stanowisk poboru prób i kolejnych sezonów badań wskazała na podobne wysokie korelacje dodatnie i ujemne, jak w przypadku testowania efektywnej prędkości filtracji. W szczególności

w sezonie 2024 przeanalizowane wcześniej wysokie korelacje dodatnie stwierdzono między parametrami Temp. a czynnikami: OS, pH, i N-NO₃, a wysokie ujemne - między Temp. a Ptotal oraz dla pH i Ptotal. Podobnie jak wcześniej, stwierdzono również wysoką ujemną korelację dla OS i Ptotal. Dla pary OS i N-NO₃ z kolei stwierdzono inaczej jak dla testowanych stawów (P1-P3) tylko dodatnie korelacje, świadczące o natężeniu procesu mikrobiologicznej nitryfikacji wprost proporcjonalnie do ilości tlenu rozpuszczonego w wodzie. Większe zróżnicowanie wartości i charakteru korelacji dotyczyło drugiego sezonu badań (2025), a w szczególności filtratu. Jego analizę należy zatem traktować jako niepełną, obejmującą jedynie pierwsze półrocze sezonu użytkowego stawu, stąd brak uzasadnienia dla wyciągania kompetentnych wniosków [A4].

Testowanie statystycznie istotnych różnic dla wartości parametrów w wodzie przed i po filtracji pozwoliło na stwierdzenie, że oprócz czynników wykazujących takie różnice dla poprzedniego eksperymentu (EC, TP i TH) dochodzi jeszcze jeden – pH. Charakter tych relacji może być warunkowany specyfiką kształtujących się interakcji biocenotycznych w stawie, jak i specyfikacją wykorzystanego systemu filtracji [A4].

W oparciu o powyższe informacje pozytywnie zweryfikowano funkcjonalność prototypowego, modułowego systemu uzdatniania wody z prędkością filtracji 5m/h, dla naturalnego stawu kąpielowego typu II.

Progresywne wyniki adsorpcji fosforu (przy wpracowywaniu się złoża) dla zróżnicowanych warunków użytkowania ekobasenu powiązane z zaletami budowy i pracy systemu potwierdziły wysoką sprawność oczyszczania wody.

Pozwoliło to na pozytywne zweryfikowanie hipotezy badawczej dotyczącej możliwości wykorzystania zastosowanych rozwiązań technologicznych jako dedykowanych dla naturalnych stawów kąpielowych.

9. Wnioski

Kameralne, laboratoryjne i terenowe badania dotyczące perspektywy stworzenia i wdrożenia dedykowanego systemu uzdatniania wody dla naturalnych stawów kąpielowych typu II pozwoliły na sformułowanie następujących wniosków:

- kwerenda rozwiązań rynkowych w systemach uzdatniania wód naturalnych stawów kąpielowych wskazała luki funkcjonalne, które muszą być rozwiązane dla technologii dedykowanych dla tego typu obiektów;
- potencjał sorpcyjny minerałów filtracyjnych jest wypadkową asocjacji różnych czynników, tj. jakość wody wyjściowej, charakterystyka materiału filtracyjnego w kontekście kinetyki przepływu wody, a dodatkowo parametrów fizycznych filtracji (efektywna prędkość) oraz specyfikacji użytkowanego obiektu (typ technologiczny);
- znajomość parametrów złożeń znanych z oferty handlowej (wielkość ziaren, zakres uziarnienia i współczynniki nierównomierności) oraz przeliczenia związane z kinetyką przepływu wody przez ośrodek porowaty to podstawowe założenia projektowe do wybudowania złoża o właściwej prędkości filtracji;
- warunkiem wykorzystania w systemach uzdatniania wody materiałów filtracyjnych są dostępność, niska cena i potencjał użytkowy, jednak najistotniejsza jest wysoka zdolność sorpcyjna fosforu w powiązaniu z brakiem uwalniania jonów do filtratu (materiał Rockfos®), co w pełni odzwierciedlają kolumnowe eksperymenty laboratoryjne;
- zweryfikowany funkcjonalnie dla efektywnej prędkości filtracji rzędu 5m/h system filtracyjny oparty na modułach prototypowej komory z filtrami o funkcji: mechanicznej, mineralnej, biologicznej, z modułem pomp, wraz z osprzętem oraz z możliwością selektywnej regulacji zaworowej (wniosek patentowy) może stanowić dedykowane rozwiązanie dla naturalnych stawów kąpielowych.

10. Literatura

1. Augustyniak R., Serafin A. 2021. Use of different adsorption models for characterizing P adsorption by the bottom sediment of four degraded urban lakes (Kashubian Lakeland, northern Poland). *Desalination Water Treat*, 218, 63–79.
2. Aulenbach D.B., Meisheng A. 1988. Studies on the mechanism of phosphorus removal from treated wastewater by sand. *Water Pollution Control Federation*, 6, 12, 2089–2094.
3. Brzywczyk, B., Famielec, S., Malinowski, M., Salamon, J. 2015. Zastosowanie klinoptylolitu w procesie samooczyszczania wód małych zbiorników wodnych. *Problemy Inżynierii Rolniczej*, 3(89): 71–82.
4. Bus A., Karczmarczyk A. 2014. Charakterystyka skały wapienno-krzemionkowej opoki w aspekcie jej wykorzystania jako materiału reaktywnego do usuwania fosforu z wód i ścieków. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, II/1.
5. Bus A., Karczmarczyk A. A. 2015. Kinetic and sorption equilibrium studies on phosphorus removal from natural swimming ponds by selected reactive materials. *Fresenius Environmental Bulletin*, 24, 9, 2736–2741.
6. Chowdhury, S., Alhooshani, K., Karanfil, T. 2014. Disinfection byproducts in swimming pool: Occurrences, implications and future needs. *Water Research*, 53: 68-109.
7. Cucarella V., Renman G. 2009. Phosphorus sorption capacity of filter materials used for onsite wastewater treatment determined in batch experiments – a comparative study. *J. Environ. Qual.*, 38, 381–392.
8. Cucarella V., Zaleski T., Mazurek R., Renman G. 2007. Fertilizer potential of calcium-rich substrates used for phosphorus removal from wastewater. *Polish J. of Environ. Stud.* Vol. 16, No. 6 (2007), 817-822.
9. Czerwionka K. 2002. Zastosowanie filtrów aktywnych do usuwania zanieczyszczeń z biologicznie oczyszczonych ścieków. V Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna „Zaopatrzenie w wodę i jakość wód”, Gdańsk – Poznań, s. 387–398.
10. Dalahmeh S.S., Pell M., Hylander L.D., Lalander C., Vinnerås B., Jönsson H. 2014. Effects of changing hydraulic and organic loading rates on pollutant reduction in bark, charcoal and sand filters treating greywater. *J. Environ. Manag.* 132, 338–345. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.11.005>
11. Del Bubba M., Arias C.A., Brix H. 2003. Phosphorus adsorption maximum of sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds as measured by the Langmuir isotherm. *Water Res.* 37, 14, 3390–3400. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00231-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00231-8)

-
12. Dymaczewski Z., Jeż-Walkowiak J., Sozański M.M. 2005. Zarządzanie procesem projektowania w fazie planowania nowych i modernizacji eksploatowanych zakładów uzdatniania wody. *Forum Eksploatatora*, 1, s. 12-20.
 13. FLL (Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e. V.) 2017. Richtlinien für Planung, Bau und Instandhaltung von privaten Schwimm- und Badeteichen. https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKEahUK7yJu_n7AhUJ_SoKHVUdDoQQFnoECBIQAQ&url=https%3A%2F%2Fshop.fll.de%2Fde%2Fdownloadable%2Fdownload%2Fsample%2Fsample_id%2F128%2F&usg=AAOvVa091M0x22ZxpeZTku4M4Dda (dostęp 15.12.2022).
 14. FLL. 2011. Recommendations for Planning, Construction, Servicing and Operating of Outdoor Swimming Pools with Biological Water Purification (Swimming and Bathing Ponds).
 15. Florentin, A., Hautemanière, A. & Hartemann, P. 2011. Health effects of disinfection by-products in chlorinated swimming pools. *Int. J. Hyg. Environ. Health* 214: 461–469.
 16. Gałczyński Ł., Ociepa A. 2008. Toksyne wytwarzane przez sinice. *Ecological Chemistry and Engineering*. 15 (1): 69-76.
 17. Giampaoli S., Garrec N., Donzé G., Valeriani F., Erdinger L., and Spica V.R. 2014 . Regulations concerning natural swimming ponds in Europe: considerations on public health issues. *Journal of Water and Health*, Sept.12. 3. 564-572, DOI: 10.2166/wh.2014.211.
 18. Gomółka E., Szaynok A. 1997. Chemia wody i powietrza. Wyd. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław.
 19. Hamisi R., Renman A., Renman G., Wörman A., Thunvik R. 2022. Long-term phosphorus sorption and leaching in sand filters for onsite treatment systems. *Science of the Total Environment*, 833, 155–254.
 20. Ho G.E., Mathew K., Gibbs R.A. 1992. Nitrogen and phosphorus removal from sewage effluent in amended sand columns. *Water Research*, 26, 3, 295– 300.
 21. Józwiakowski K. 2012. Studies on the efficiency of sewage treatment in chosen constructed wetland systems. *Infrastruct. Ecol. Rural Areas* 1, 232.
 22. Jurga B., Filipek A. 2017. Wpływ wybranych praktyk rolniczych na dostępność fosforu dla roślin – przegląd piśmiennictwa. *Studia i Raporty IUNG-PIB*. Zeszyt 53(7): 55-66.
 23. Kahiluoto H., Kuisma M., Ketoja E., Salo T., Heikkinen J. 2015. Phosphorus in Manure and Sewage Sludge More Recyclable than in Soluble Inorganic Fertilizer. *Environmental Science Technology*, DOI 1021/es503387y.

-
24. Kajak Z. 1998. *Hydrobiologia – Limnologia, Ekosystemy wód śródlądowych*. PWN, W-wa, 1998.
 25. Kajak, Z. 1981. Skuteczność różnych metod rekultywacji jezior w celu poprawy czystości ich wód. *Wiadomości ekologiczne*, 27(4): 331-357.
 26. Kaleta J., Papciak D., Puskarewicz A. 2014. Usuwanie fosforanów z roztworów wodnych w procesie koagulacji powierzchniowej. https://water.put.poznan.pl/images/fullpapers/2014/technologie_uzdatniania_wod/767_woda2014_woda_2014.pdf
 27. Karczmarczyk A, Bus A., Baryła A. 2015. Wykorzystanie materiałów reaktywnych w systemach zagospodarowania wody opadowej w osiedlach mieszkaniowych. *Komisja Technicznej Infrastruktury Wsi*. IV/1/2015, PAN, Oddział w Krakowie, s. 1089–1096. DOI: <http://dx.medra.org/10.14597/infraeco.2015.4.1.087>.
 28. Karczmarczyk A., Bus A., Baryła, A. 2019. Influence of operation time, hydraulic load and drying on phosphate retention capacity of mineral filters treating natural swimming pool water. *Ecological Engineering*, 130, 176–183.
 29. Langergraber, G., Dotro, G. (eds.). 2019. Wetland technology: practical information on the design and application of treatment wetlands. *Scientific and Technical Report Series*. 27. IWA publishing. Pp. 191.
 30. Marzec M., Gizińska-Górna M., Józwiakowski K., Pytka-Woszczyło A., Kowalczyk-Juško A., Gajewska M. 2019. The efficiency and reliability of pollutant removal in a hybrid constructed wetland with giant miscanthus and Jerusalem artichoke in Poland. *Ecol. Eng.* 127, 23–35.
 31. Orihel D.M., Baulch H.M., Casson N.J., North R.L., Parsons C.T., Seckar D.C.M., Venkiteswaran J.J. 2017. Internal phosphorus loading in Canadian fresh waters: a critical review and data analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 74, 2005–2029.
 32. Pinińska J., 2008. Właściwości geomechaniczne opok. *Górnictwo i Geoinżynieria*, 32,1, 293–301.
 33. Pliński M. 1995. *Hydrobiologia – podstawy*. Wyd. Ocean, Sopot.
 34. Pruss A. 1997. Przemiany związków azotu podczas infiltracji w zależności od temperatury wody na przykładzie ujęcia infiltracyjnego w Poznaniu. *Ochrona środowiska*, 3(66): 19-21.
 35. Radic D., Gujanic V., Petricvic J., Raicevic V., Lalevic B., Rudic Z., Bozic M. 2013. Macrophytes as remediation technology in improving Ludas lake sediment. *Fresenius Environ. Bull.*, 22, 1787–1791.
 36. Rybak J. I., Błędzki. L. A. 2010. *Słodkowodne skorupiaki planktonowe*. Wyd. Uniw. Warszawskiego. Warszawa, <https://doi.org/10.31338/uw.9788323511632>.

-
37. Radic, D., Gujanicic, V., Petricvic, J., Raicevic, V., Lalevic, B., Rudic, Z., Bozic, M. 2013. Macrophytes as remediation technology in improving Ludas lake sediment. *Fresenius Environmental Bulletin*. 22(6): 1787-1791.
 38. Renman A., Renman G., 2010. Long-term phosphate removal by the calcium-silicate material Polonite in wastewater filtration systems. *Chemosphere*, 79, 659–664.
 39. Schets, F.M.; De Roda Husman, A.M.; Havelaar, A.H. 2011. Disease outbreaks associated with untreated recreational water use. *Epidemiol. Infect.*. 139, 1114–1125. [CrossRef].
 40. Serafin, A., Grzywina, A., Augustyniak, R., Bronowicka-Mielniczuk, U. 2022. Nutrients from beach recreation in the context of the limnological status of a mesotrophic lake. *J. Water Land Dev.*, 54:160-171, DOI: 10.24425/jwld.2022.141568.
 41. Serafin, A., Sender, J., Bronowicka-Mielniczuk, U. 2019. Potential of Shrubs, Shore Vegetation and Macrophytes of a Lake to Function as a Phytogeochemical Barrier against Biogenic Substances of Various Origin. *Water*, 11(290): 1-33. doi:10.3390/w11020290.
 42. Sinclair, R.G.; Jones, E.L.; Gerba, C.P. 2009. Viruses in recreational water-borne disease outbreaks: A review. *J. Appl. Microbiol.* 107, 1769–1780. [CrossRef].
 43. Siwec, T. 2007. Warunki płukania jednowarstwowych i dwuwarstwowych filtrów pośpiesznych. Wydawnictwo SGGW, Warszawa.
 44. Szczykowska, J. E., Siemieniuk, A. 2020. *Ćwiczenia laboratoryjne z technologii wody*. Białystok, Poland: Oficyna Wydawnicza Politechniki Białostockiej.
 45. Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik: Mit 1 Tabelle und 15 abbildungen im Text und auf 1 Tafel. *Internationale Vereinigung Für Theoretische Und Angewandte Limnologie: Mitteilungen*, 9(1), 1–38. <https://doi.org/10.1080/05384680.1958.11904091>
 46. Hoek, C., Mann, D. G., Jahns, H. M. 1995. *Algae: An Introduction to Phycology*. Wielka Brytania: Cambridge University Press.
 47. Vymazal, J.; Březinová, T.D.; Koželuh, M.; Kule, L. Occurrence and removal of pharmaceuticals in four full-scale constructed wetlands in the Czech Republic—the first year of monitoring. *Ecol. Eng.* 2017, 98, 354–364. [CrossRef].
 48. Wąsik E., Chmielowski K., 2013. Skuteczność oczyszczania ścieków bytowych w filtrach piaskowych o przepływie pionowym z dodatkiem ziarnistego węgla aktywnego. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*. 1, 3, 7–17.
 49. Wetzel R.G. 2001. *Limnology: Lake and River Ecosystems*; Gulf Professional Publishing: London, UK; Los Angeles, CA, USA; Tokyo, Japan, 2001.

-
50. Wolski P., Gąsiorowski M., Walczak W. 2001. Stawy kąpielowe - formy bliskie naturze. *Architektura Krajobrazu*, 2-3: 85-94.
51. www.ceramika-kufel.pl/rockfos/
52. www.ekowave.pl
53. www.trzuskawica.pl/wp-content/uploads/2021/01/przemysl.pdf
54. Wysocki, C.; Sikorski, P. *Fitosocjologia Stosowana*; Wyd. SGGW: Warszawa, Poland, 2002.
55. Zawadzka B., Marzec M., Siwiec T., Józwiakowski K. 2024A. Effect of Rockfos Material Granulation on Phosphorus Sorption Kinetics. *Advances in Science and Technology Research Journal*. 18, 9, 319–332, <https://doi.org/10.12913/22998624/194128>.
56. Zawadzka B., Siwiec T., Reczek L., Marzec M., Józwiakowski K. 2024B. Modeling of Phosphate Sorption Process on the Surface of Rockfos® Material Using Langmuir Isotherms. *Applied Sciences*. 14, 10996. <https://doi.org/10.3390/app142310996>.
57. Zeebe R. E. 2012. History of Seawater Carbonate Chemistry, Atmospheric CO₂, and Ocean Acidification. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*. 40: 141–165, DOI: 10.1146/annurev-earth-042711-105521

11. Informacje dodatkowe

11.1. Koszty

Z porównania kosztów zakupu, montażu i obsługi sezonowej istniejących rozwiązań systemów filtracji do zbiorników wodnych, w odniesieniu do proponowanego, dedykowanego, modułowego systemu filtracji dla naturalnych stawów kąpielowych wynika, że ten drugi cechuje się znacznie niższymi kosztami sięgającymi w niektórych przypadkach nawet 82% oszczędności (por. tab. 5).

Tab. 5. Porównanie kosztów rozwiązań rynkowych z modułowym systemem filtracji dla naturalnych stawów kąpielowych (średnie ceny w PLN z 2024/2025r.)

Systemy filtracji	Koszty zakupu	Koszty montażu	Koszty pielęgnacji i regeneracji złoża /rok	Koszty utrzymania (prąd, woda do płukania, UV / rok)
Rozwiązania rynkowe	45000-60000	2000	1500	3000
Modułowy system filtracji	33000	2000	700	500
RÓŻNICA (%)	27-45%	0	53%	82%

11.2. Komercjalizacja

Z informacji pozyskanych od Polskiego Stowarzyszenia Naturalnych Wód Kąpielowych (PSNWK, Poland) wynika, że w Polsce powstało ok. 200 prywatnych naturalnych stawów kąpielowych wykonanych zgodnie z normą FLL [2011]. Zaledwie kilka z nich opiera się na o dedykowane ekobasenom standardy i ma status publicznych stawów kąpielowych, np. ten działający w Świętochłowicach (MOSIR Skalka), czy charakter stawów widokowo-rekreacyjnych, np. w Ostrowi Mazowieckiej - ok. 5000 m², w Grodzisku Mazowieckim - ok. 10000 m², czy w Zduńskiej Woli - ok. 10000 m² [A4].

Prośrodowiskowe rozwiązania są agendą współczesnego świata, dlatego naturalne stawy kąpielowe stanowią pożądaną alternatywę dla typowych basenów. Z tego względu utrzymanie prawidłowych parametrów jakościowych wody kąpielowej stanowi poważne wyzwanie, które rozwiązać mogą dedykowane tego typu obiektom systemy filtracyjne.

Dla komercjalizacji zaprojektowanych rozwiązań można zaproponować stworzenie podstawowego zestawu (startera), dostępnego bezpośrednio dla inwestora. Zawiera on cztery komory składające się na modułowy system filtracji:

- moduł filtra wstępnego zawierający - maty filtracyjne PP20 i PP30, o grubości 3 cm, filtr siatkowy ze stali nierdzewnej plecionej o oczkach 5 x 5 mm w ramie, dopływ poprzez skimmer (element dodatkowy), odpływ do kolejnego modułu rurą PE 110 mm oraz przelew awaryjny PE 110 mm do podłączenia z zewnętrznym odpływem;
- moduł filtra ze złożem biologicznym zawierający - filtr z rur siatkowych PE 110 mm, kolektor zbiorczy PE, rurociąg PE 110 mm z zasuwą do modułu filtracji mineralnej, rurociąg PE 110 mm z zasuwą do modułu pomp;
- moduł filtra ze złożem mineralnym zawierający - materiał adsorpcyjny w workach siatkowych o oczkach dopasowanych do granulacji materiału, przewód PE 10 mm doprowadzający powietrze lub CO₂, rurociąg wlotowy czystej wody PE 63 mm, rurociąg z zasuwą do modułu pomp PE 110 mm;
- moduł pomp zawierający - pompę do pracy ciągłej o wydajności 15m³/h z płynną regulacją przepływu, szybkozłącze do podłączenia zewnętrznego kompresora powietrza, przyłącze PE 10 mm do pompy dozującej CO₂.

Każdy z modułów zawiera zasuwę odcinającą PE 110 mm oraz zawory kulowe PCV 63 mm pozwalające na płynną regulację przepływu wody przez wybrane moduły filtracji bez wyłączania całego systemu, co stanowi innowację proponowanego rozwiązania.

Starter podstawowy pozwoli na obsługę filtracyjną stawu typu II o powierzchni całkowitej od ok. 50 m² do 150 m². Dla większych powierzchni istnieje możliwość multiplikacji poszczególnych modułów po uprzednim zbadaniu wody do napełnienia zbiornika w celu oszacowania zdolności sorpcyjnych złoża mineralnego, jak również hydrauliki przepływu przez złożo i pozostałe moduły.

Możliwość multiplikacji stwarza dogodne warunki do modyfikacji zarówno jakościowej, ilościowej, jak i konstrukcyjno-przestrzennej umożliwiając dopasowanie kształtu podestu nad modułami filtracyjnymi do architektury otoczenia. Całkowity koszt zakupu zestawu startowego szacowany jest na ok. 33 000 złotych.

Modułowy system filtracji wody może być adaptacyjnie stosowany również w innych rozwiązaniach filtracji, m.in. w przypadku wykorzystania do oczyszczania wód deszczowych, zbiorników retencyjnych, ozdobnych i rekreacyjnych, w których nie ma funkcji kąpielowej.

Najbardziej skomplikowany jest układ filtracji stosowany w przypadku kąpielisk miejskich opartych o naturalne metody filtracji, bez środków chemicznych. W takich rozwiązaniach, ze względu na swoją charakterystykę i innowacyjny charakter, zaproponowany modułowy system uzdatniania wody ma szansę sprawdzić się jako system wspomagający.

11.3. Wdrożenie

Nowatorski modułowy system filtracyjny w oparciu o badania terenowe, jego funkcjonalność oraz koszty zakupu i użytkowania spełnił zakładane cele wdrożeniowe stwarzając duże możliwości komercjalizacji i zastosowania na szerszą skalę dla ekobasenów, jak i innych zbiorników wodnych opartych o naturalne procesy filtracji wody. Modułowość i multiplikacja systemu filtracji pozwala na szerokie możliwości zastosowania.

Zgodnie z założeniem, efektem przeprowadzonych badań i opracowanego projektu było wdrożenie w 2025 roku modułowego systemu filtracji dokonane w zaprojektowanym i wybudowanym prywatnym stawie kąpielowym w Radzyminie (koło Warszawy), na terenie modernizowanego, istniejącego stawu widokowo-rybnego o pow. ok. 50 m².

Zbiornik po przebudowie ma powierzchnię całkowitą ok. 112 m², w tym część kąpielowa 48 m² oraz regeneracyjna 64 m². Średnia głębokość strefy dla kąpiących się to 1,45 m, a strefy roślinnej od 0,25 do 1 m. Strefa kąpielowa została oddzielona od strefy regeneracyjnej murkami oporowymi z elementami podestu podwodnego. Część regeneracyjną stanowią dwa filtry – filtr submersyjny o powierzchni 32 m² oraz filtr hydrofitowy o powierzchni 32 m² (por. rys. 25-28).

Modułowy system filtracji został wyposażony w 4 komory filtracyjne – moduł filtra mechanicznego z wkładami z gąbki filtracyjnej, moduł filtra biologicznego z rurami w oplocie z otuliną, moduł filtra mineralnego z wypełnieniem mineralnym na bazie Rockfos® oraz modułem z pompą cyrkulacyjną z zaworami.

Projekt jest realizowany metodą gospodarczą przez właścicieli ogrodu, przy współpracy i pod nadzorem autora (Doktoranta).

Prace wykończeniowe przy stawie będą kontynuowane w sezonie 2026 roku (tarasy, obsadzenia stref regeneracyjnych, oświetlenie wokół zbiornika).

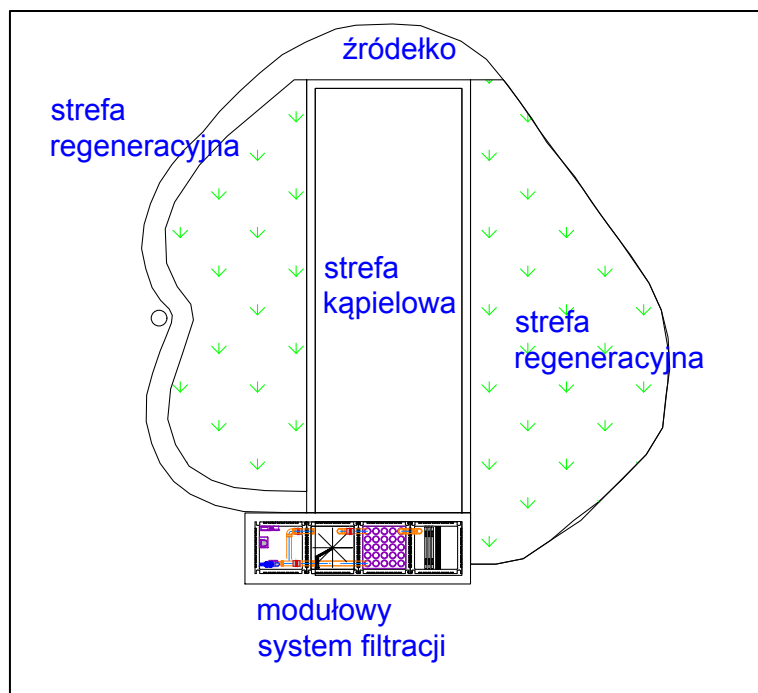
Specyfikacja techniczna stawu obejmuje takie elementy jak:

- wykop i profilowanie dna zbiornika oraz skarp;
- wykonanie murów oporowych z pustaków konstrukcyjnych;
- umocnienie brzegów zbiornika;
- uszczelnienie zbiornika folią hydroizolacyjną EPDM;
- obustronne zabezpieczenie hydroizolacji;

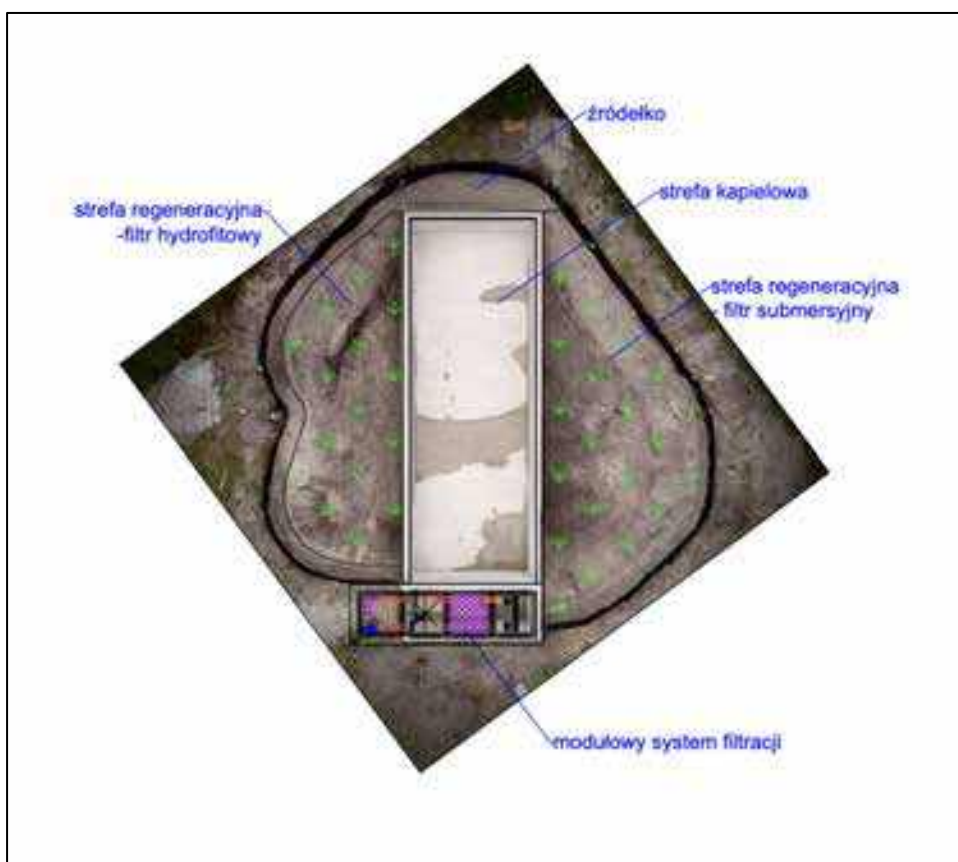
- wykonanie złoża filtracyjnego wewnątrz zbiornika;
- ułożenie warstwy zabezpieczająco-ozdobnej na dnie zbiornika;
- montaż modułowego systemu filtracji wraz z podłączeniem do rurociągu tłoczego;
- doprowadzenie instalacji elektrycznej wraz z zabezpieczeniem;
- montaż urządzeń wspomagających – skimmer; oraz
- montaż podestu drewnianego na konstrukcji modułowej komory filtracyjnej.



Rys. 25. Przebudowywany obiekt w czasie wstępnych robót hydrotechnicznych
(fot. W. Walczak)



Rys. 26. Plan podziału ekobasenu na strefy: kąpielową i regeneracyjną z modułowym systemem filtracji wody (rzut z góry)



Rys. 27. Widok z góry z naniesionym planem na etap budowy tuż przed uszczelnieniem ekobasenu (fot. W. Walczak)



Rys. 28. Widok na nowo powstały ekobasen z wdrożeniem modułowego system filtracji wody (fot. W. Walczak)

W ten sposób, zgodnie z tematem projektu doktoratu wdrożeniowego, osiągnięto kolejny cel szczegółowy jakim było zaproponowanie i wdrożenie rozwiązania modułowego układu filtracyjnego z prototypowymi komorami i z innowacyjnym systemem regulacji zaworowej, jako dedykowanego dla naturalnych stawów kąpielowych dla konkretnego inwestora.

12. Kopie opublikowanych prac wchodzących w skład cyklu publikacji

- 12.1. Natural swimming ponds as an application of treatment wetlands – a review. *Water* 15.10 (2023):1878, DOI: 10.3390/w15101878:

Review

Natural Swimming Ponds as an Application of Treatment Wetlands—A Review

Wojciech Walczak, Artur Serafin * and Tadeusz Siwlec

Department of Environmental Engineering and Geodesy, University of Life Sciences in Lublin, Leszczyńskiego 7, 20-069 Lublin, Poland; wojtek.walczak@up.lublin.pl (W.W.); tadeusz.siwlec@up.lublin.pl (T.S.)

* Correspondence: artur-serafin@up.lublin.pl

Abstract: Natural swimming ponds using treatment wetlands (TWs) as an element of treatment of swimming water are an ecologically beneficial alternative to conventional pools. Unlike conventional swimming pools, in natural swimming ponds, the water treatment avoids the use of chemical methods and is based on the phenomenon of water self-purification and the rhizofiltration capacity of repository macrophytes in TWs of the regeneration zone, as well as on typical physical filtering processes (e.g., straining, sedimentation, or flotation), physicochemical filtration (physical and chemical adsorption, mainly of phosphorus), and biological filtration (nitrification and denitrification). Market solutions usually arise from the implementation of water treatment solutions used in small garden ponds, which are not typical for ponds; moreover, they are expensive and difficult to use and maintain. Therefore, they require the development of a dedicated system that improves the functioning and usability of the filtration system. A modular, compact filtration system for the treatment of water by physical and biological methods, made of polymer composites and with replaceable filtration modules and essential equipment (e.g., skimmers, dispensers, and filtration mats), is a solution expected by many pond users. It enables the exploitation of the natural functions of ponds and contributes to the preservation of biodiversity and active recreation in a biologically living aquatic ecosystem.

Keywords: swimming ponds; wetland system; nature pool; filtration chamber; mineral filtration



Citation: Walczak, W.; Serafin, A.; Siwlec, T. Natural Swimming Ponds as an Application of Treatment Wetlands—A Review. *Water* **2023**, *15*, 1878. <https://doi.org/10.3390/w15101878>

Academic Editor: José Alberto Hermo-Melán

Received: 6 April 2023

Revised: 8 May 2023

Accepted: 14 May 2023

Published: 18 May 2023



Copyright: © 2023 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

1. Introduction

1.1. Specificity of Natural Swimming Ponds

Natural swimming ponds ('nature pools') are artificial water bodies separated from surface waters and groundwater, distinguished by the absence of chemical disinfection or a water sterilization system. They are treated by means of biological processes, using macrophytes—plants rooted in the bottom of the pond in its wetland system—and filters with a mineral bed, in which the processes taking place are mainly physical [1–4].

Natural swimming ponds are, therefore, living systems in which the same processes take place as in natural water bodies. Wetland systems support and control these processes to varying degrees and function in completely different conditions than in wastewater treatment plants. They usually operate only during the growing season (i.e., the swimming season). The water is treated continuously in a closed process and is not released into the environment. The concentrations of organic matter, especially nutrients, to be treated are very low (phosphorus measured in micrograms, not milligrams), as are the loads of pollutants, but the hydraulic load is high [5].

In the era of the greening of socioeconomic life, such solutions have been developing in both Central Europe and Mediterranean countries since the early 1980s. The first natural swimming ponds intended for recreation were created in Austria and Germany, and from there they spread to nearly all of Europe [3,6,7]. Most natural swimming ponds are small private systems for family use, with a small number of bathers [3], although similar solutions are increasingly encountered in much larger community or city bathing areas [5].

The increase in the number of nature pools is mainly attributed to health concerns regarding the chemicals used in typical swimming pools, in which the water has long been treated using strong oxidants with the capacity to oxidize admixtures of organic and inorganic pollutants present in the water, such as chlorine gas, chlorine dioxide, sodium hypochlorite, or ozone [8–10]. These substances cause irritation and skin allergies, as well as respiratory diseases [11]. People may also have health concerns regarding the physical water treatment techniques, e.g., the use of ultraviolet radiation, although these fears are not fully justified [12].

Other extremely important advantages are the aesthetic appearance of a natural swimming pool reminiscent of a small lake, the attractive spatial composition of the landscape, and the relatively low costs of constructing and maintaining the facility [3,13].

A challenge in the use of natural swimming ponds, however, is to maintain adequate water quality and the pond's utility and health assets. The literature on the subject lacks descriptions of suitable water treatment systems that would effectively eliminate pathogens of human and animal origins, as well as non-fecal pathogenic microbes [14–16].

Diseases associated with this type of pathogen can be avoided through appropriate disinfection procedures and optimally selected non-invasive water treatment systems. The lack of such solutions in natural swimming ponds is a serious problem in terms of the level of health risk. It also prevents maintenance of the recreational features of the swimming pond to ensure the appropriate colour, turbidity, transparency, and smell.

1.2. Characteristics of Water Quality in Natural Swimming Ponds

Although for people the main purpose of both natural and conventional swimming pools is recreational bathing, from microbiological, sanitary, chemical, and administrative perspectives, these are completely different systems [3].

In Poland, the parameters of swimming pool water should generally correspond to the quality of water supplied to households according to the acts on collective water supply and collective wastewater disposal [17]. These requirements are specified in the regulations on the requirements that must be met by water in swimming pools (Regulation of the Minister of Health, 2015) [18], the guidelines of the Chief Sanitary Inspectorate on requirements pertaining to water quality and sanitary conditions in swimming pools (2014) [19], and the act on the safety of persons present in water areas (2011) [20]. These documents specify the acceptable contents of microbes and physicochemical parameters in the water, the frequency of water sampling together with the methodology and scope of the procedures and testing, and the course of action when irregularities are detected [21].

Despite the growing popularity of natural swimming ponds, in Poland no clear and coherent legal regulations on water quality in these ponds have been developed, nor are there any suggestions regarding the quality of circulating water. For this reason German standards (FFL 2017) [3] and Czech standards [22] are used. On this basis, examples of acceptable ranges of values for water quality parameters in swimming ponds are as follows: oxygen concentration: 4–12 mg/L; oxygen saturation: 80–120%; conductivity: 200–1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$; pH: 6.9–9.0; calcium concentration: 30–50 mg/L; magnesium: 5–10 mg/L; ammonium ions: 0–4 mg/L; nitrates: 10–30 mg/L; nitrites: 0.0–0.001 mg/L; total phosphorus: 0.03 mg/L; sulphates: 0.40 mg/L. It should be noted that in swimming ponds using more technologically elaborate water filtration systems, the acceptable ranges for these parameters correspond to the lower values in the ranges presented above [23].

1.3. Treatment Wetland Application in Natural Swimming Ponds

Maintaining adequate water quality and utility parameters in swimming ponds requires the use of appropriate, preferably natural treatment methods.

The primary way to achieve this is using treatment wetlands (TWs), which function as natural purification technologies that effectively treat many different types of water. They are used all over the world and are growing increasingly popular because they require smaller capital expenditures than other water treatment solutions [5].

In the case of natural swimming ponds, TWs are associated with several types of solutions, which are often combined:

- Planted vertical flow filters with saturated media or freely drained;
- Unplanted vertical flow filters with saturated media or freely drained;
- Free water surface (FWS) wetlands with submerged or emergent vegetation;
- High-rate gravel or technical filters as elements of additional water treatment technology.

Planted vertical flow filters are wetlands planted with vegetation with a vertical water flow, functioning as a filtration bed for secondary or tertiary treatment of water or wastewater. The water is treated by a combination of biological and physical wetland processes. Following the initial treatment, the water is poured out or dispersed onto the surface from above via a mechanical system. It then flows vertically down through the filter matrix onto the bottom of the pond, where it collects in a drainage pipe. This system can operate in conditions with a high water level or as a freely drained system.

Unplanted vertical flow filters operate in similar conditions as above but without planted vegetation, and exploit the adsorption potential of the multilayered substrate itself.

FWS wetlands are wetlands with a slow water surface exposed to the atmosphere. Most natural wetlands are FWS systems, including peatlands (where the primary vegetation is mosses) and swamps, with emergent or submerged vegetation. Their purpose is to recreate the naturally occurring processes of a natural wetland area. When water slowly flows through the wetland, particles settle, pathogens are destroyed, and animals and plants utilize nutrients. This type of artificial wetland is widely used for advanced water treatments following a secondary or tertiary treatment of water or wastewater. It should be noted that planted vertical flow filters should receive smaller loads than other types of TWs for swimming ponds because the root zone can reduce the volume of empty spaces in the filter, thereby reducing the hydraulic conductivity of the system.

High-performance gravel filters or technical filters, used especially to eliminate phosphorus, can have even higher load factors, but they are not effective at removing pathogens [5].

An important factor in selecting and combining various TW options for water treatment is their specific efficiency at eliminating fecal bacteria (e.g., *Escherichia coli*) and excess phosphorus at an optimum water flow rate [5].

An effective water treatment based on the efficiency of TWs entails the modification of solutions adapted to the needs of the users of natural swimming ponds. Efforts are made here to eliminate biogenic substances by exploiting competition for nutrient compounds between algae, which negatively affect the organoleptic characteristics of water, and the swamp plants of wetland systems. The use of specially chosen minerals binding biogenic substances also exploits sorption phenomena taking place in the bed of the plant filter, as well as bacterial cultures. This limits the sanitary risk resulting from the use of this type of pond [24].

The solutions applied, however, are not compact and modular and are difficult to assemble and use, especially if there is a need for modernization. Sometimes an undesirable chemical treatment is used, which can affect fauna and flora [25], or UV lamps are utilized, which destroy as much as 90% of microbes, including useful ones playing an important role in improving water quality [26].

The development and implementation of a polymer, compact, and modular filtration chamber that is easy to assemble, use, and modernize for use in natural swimming ponds with TW solutions—in accordance with conceptual assumptions—will make it possible to improve the filtration system and regulate its efficiency without the need for specialist expertise. Of course the starting point will be the design of an entire filtration system for the needs and uses of a natural swimming pond, its size, and its functional structure.

2. Structure and Function of a Natural Swimming Pond as a TW Application

The simplest construction of a natural swimming pond is shown in Figure 1.

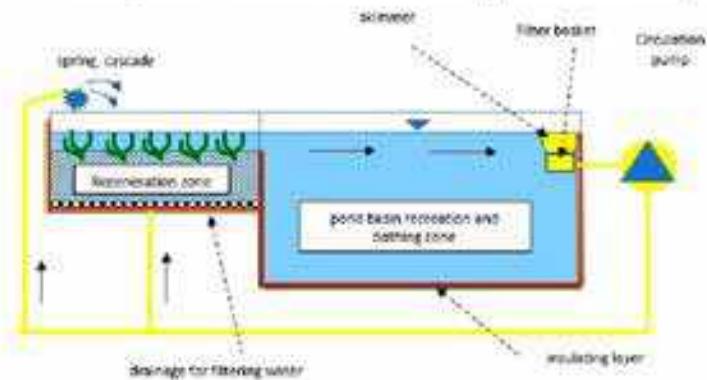


Figure 1. Major components of a natural swimming pond.

The simplest model of a natural swimming pond consists of a pond basin filled with water, lined with highly durable hydro-insulating polyvinyl chloride (PCV), a geomembrane (EPDM), or other impermeable materials (clay or bentonite mats). The use of an impermeable liner is meant to hold water and reduce contamination originating in the soil [7]. The finish of the basin varies, comprising stone slabs, 10–15 cm of fine and coarse gravel, stones, or even swimming pool tiles, depending on the design.

In functional terms, a natural swimming pond is divided into two zones: the shallow regeneration zone, functioning as a treatment wetland (TW), planted with aquatic vegetation, which helps to heat the water quickly and to successfully filter the water and sediment; and the deep recreation and bathing zone, which is intended for use [4,27,28].

The regeneration zone consists of a substrate composed of appropriate minerals (the filter), with a drain in the lower part that distributes the filtered water and appropriately selected plants growing in the upper part. The entirety is filled with water, which shares its surface with the bathing part of the pond. The circulation pump and filter are protected by a surface skimmer with a sieve that collects floating impurities, from which the pump draws water and pumps it to the drain under the filter. Some of this water can be pumped sideways over the filter where it sprinkles it, providing additional oxygenation. The water flows upwards from the drain to the surface and flows on to the bathing zone. The filter bed layer with plants functions as a plant filter, which traps organic biogenic substances and makes it a TW solution, as a planted vertical flow filter and FWS wetland.

The efficiency of plants in this filtration process is directly proportional to their biomass (ability to accumulate biogenic elements) and phenology (period of immobilization of biogenic elements). The plant biomass accumulates in the edge zone and can be removed by mowing, although the accumulation of plant biomass in the humification process in the form of fen peat has no negative effect on water quality [24]. The phytosanitary role of the regeneration zone is very important as well. The removal of microbial pathogens is based here on complex mechanisms—physical (sedimentation, adsorption, and filtration), chemical (oxidation, UV radiation, exposure to plant biocides, unfavourable water chemistry, or adsorption to organic matter and biofilm), and biological (predation, biological decomposition, antibiosis, or natural death)—often acting in combination [5,29,30]. The effectiveness of these mechanisms, therefore, depends on the synergistic effect of natural (environmental) and technical (design and operational) features, which act on different pathogenic microbes in different ways [31,32]. Similarly, TWs in the regeneration zone, depending on their construction, may take part in the removal of micropollutants, including substances originating in synthetic products and human activity, which are present in very

low concentrations in the environment (parts per billion (ppb) and lower). They include pharmaceuticals and personal care products (PPCPs), pesticides, industrial chemicals, endocrine-disrupting chemicals (EDCs) (including hormones), and nanomaterials [5,33,34]. The mechanisms involved in the removal of micropollutants from an inflowing TW include microbial transformation, uptake, and metabolism by plants; adsorption onto biofilms or the substrate; volatilization; abiotic degradation, including hydrolysis or photocatalytic oxidation; and other advanced reduction or oxidation reactions [35].

It is worth noting that macrophytes of the regeneration zone, depending on their species composition and life form, are also able to accumulate heavy metals, forming a biogeochemical barrier [36]. This is particularly important when filtration of pond water involves the use of components containing copper or silver (electrodes or UV filters), which can lead to the biomagnification of these elements in the food webs of the pond [37] and pose a long-term risk for the effectiveness of TWs [38]. Plant and animal periphyton communities and bacterial biofilms are also extremely important in this zone. They grow on plants themselves as well as the porous substrate they are found in (lava, sand, or gravel) and supplement filtration in this zone, improving its efficiency, particularly in the removal of the phosphorus fraction [39].

The bathing and recreation zone is much deeper than the regeneration zone, and its depth varies. Bottom sediment accumulates here and must be removed regularly. Sometimes, if the slope of the bottom is adequate and bottom outflow is used, the sediment can be transported to the sewage system or a sediment well [4,40].

The bathing zone and TW (regeneration) zone can be separated, either completely, using wood or stone, or through a succession of changes in the ground level. These zones can also be located in completely different parts of the recreational area, in accordance with the assumptions of the landscape architect [41].

The most important assumption for the functioning of this type of pond is the complete abandonment of the use of the chemicals used in many places for water treatment. This means that the water treatment is based on self-purification of the water. This is a positive physical and biochemical phenomenon of varying intensity levels, involving the sedimentation of suspended solids and mineralization of organic compounds, followed by the uptake of the material by plants and its incorporation into their own structure [42–44]. Therefore, it is the basis of the functioning of TWs. In this process, the physical, chemical, and biological factors are interdependent. The physical factors include the shape of the pond basin, water density and temperature, water flow rate (usually technologically induced by a pump), and water flow turbulence (in the case of a pond combined with a waterfall). The chemical factors include the contents of CO_2 and O_2 . The biological factors include plants and animals living in the pond, which take up organic pollutants, break them down into simple compounds, and secrete them in this form into the water [24,42,44].

Most of the mechanical treatment takes place in the porous layer of the substrate filling the regeneration zone, to which water from the pond is pumped from above by the circulation pump [45]. Processes such as straining, sedimentation, flotation, and filtration take place within the bed [46,47]. The end result of the filtration process, therefore, depends on the quality of the water entering the filter, the type of filter material, the grain size and height of the bed layer, the type of filter, and the flow rate through the bed. Biological water treatment technologies exploit the activity of living organisms in an artificially created environment within the biological beds of a filtration chamber (separate or part of a modular system) or accompany mechanical filtration in a water treatment system. The purification processes taking place here are identical to those in a natural water body, i.e., transformations of nitrogen compounds by nitrifying and denitrifying microorganisms on a biological bed [48].

A mixed community of microorganisms (nitrifying and denitrifying) with high purifying capacity is formed along the path of the water flow through the filtration material, forming a biofilm [49]. Organic compounds entering the biological membrane by diffusion are retained there and then mineralized by biochemical decomposition. Oxygen

access in the bed is ensured by a natural air draught through the structures of the filter media [50]. An element commonly used to stabilize the most important parameters of the water of natural ponds, which is crucial to the proper functioning of biological filters, is CO₂ dispensers. They monitor the pH of the water and keep it at an appropriate level, applying carbon dioxide as needed to raise the carbonate hardness (KH) of the water, which performs the functions of a buffer. The artificial enrichment of the water with CO₂ is aimed at increasing its free reserves, which also ensures stable conditions for the development of aquatic repository plants. In this case, unwanted algae are less likely to take over the pond [23].

Bacteria, fungi, protozoa, algae, macrophytes, and animals take part in the aerobic decomposition of organic matter, in accordance with the functionality of the food web of the pond [42], and form the basis of the functioning of TWs [3]. Bacteria can utilize organic matter in the form of dissolved matter—even at very small concentrations—directly in cellular respiration, or in the form of particulate matter, secreting exoenzymes that decompose particles of matter into more easily absorbed forms [51]. Fungi, as heterotrophic organisms, play a similar role to that of bacteria. They take part in the biological decomposition (aerobic and anaerobic) of organic matter of plant and animal origins. They introduce some elements (taken up from decomposition of dead organic matter) into circulation in nature [52]. Protozoa in the aquatic environment utilize biomass accumulated in bacteria and fungi and take up organic substances in colloid form, and their species composition and abundance are closely correlated to the abundance of bacteria [42,53]. Algae (flagellates, cyanobacteria, diatoms, Zygnematales, and green algae) take up carbon compounds and organic nitrogen from dissolved organic compounds. They also transform fatty acids, amino acids, urea, and peptones. They produce various photosynthetic pigments, with algae containing chlorophyll and producing oxygen as a result of CO₂ assimilation playing a particularly important role. They are food for many animals, protozoa, rotifers, molluscs, flatworms, roundworms, and larvae of aquatic insects. Their metabolism often involves the secretion of strong toxins that synergize in the water. This is particularly important in the case of a sharp increase in the biomass of algae making up the phytoplankton, causing algal bloom—a dangerous phenomenon often resulting in the intoxication of water bodies [24,42,54]. It is determined by high contents of biogenic substances, i.e., phosphorus and nitrogen fractions, causing excessive eutrophication of the water body [38,42,55].

Higher aquatic plants, both emergent and submerged (e.g., water hyacinth, common reed, rushes, or irises), function as filters. They take up vast amounts of mineral salts from the water. Of particular importance are repository plants, i.e., those that retain large amounts of nutrients in their tissues, especially phosphorus. In this way they compete with phytoplankton and filamentous algae, which makes them a factor stabilizing the ecosystem of the natural swimming pond. Well-developed populations of watermilfoil and pondweed species limit the occurrence of algal bloom threatening the ecosystem of natural ponds [5]. The intensity of the water purification process is also influenced by the effect of the rhizosphere used to remove or detoxify contaminants (rhizodegradation). This is a set of phenomena occurring in the root zone of macrophytes, manifested as increased quantity and activity of soil organisms, which facilitates the transfer of nutrients from the soil to plants.

Nutrient uptake by plants is determined by biophysicochemical processes taking place between plant root systems and the soil. These involve the secretion of carbon dioxide and organic acids by the roots, and also the supply of dying tissues, which increases the solubility of various soil substances and results in the development of soil microbes [24]. Aquatic plants additionally help to maintain oxygenating conditions around their root zones; this is particularly important on flooded filters, which are permanently filled with water [5]. Bacteria living in the vicinity of roots play the main role in the decomposition of organic compounds, and plant root secretions influence the species composition of the rhizosphere. Rhizofiltration as an element of phytoremediation is, therefore, one of the most effective means of water self-purification in the natural conditions of open water

bodies [24,56]. Plants on filters also shade and cool the water. Shade minimizes the spread of filamentous algae in shallow water, because filamentous algae compete with aquatic plants not only for nutrients but for light as well. Their metabolic activity associated with photosynthesis also leads to a temporary increase in the concentration of oxygen in a given area, which enables the aerobic decomposition of organic matter and limits the metabolic intoxication of the water body (anaerobic decomposition entails the formation of compounds harmful to ecosystems, such as indole, skatole, and mercaptans). Macrophytes also provide mechanical protection for shore areas, which prevents turbidity caused by sediment stirred up by water movement. They are also habitats for a large number of aquatic invertebrates and amphibians. Helophytes with strong root or rhizome growth, e.g., of the genus *Carex*, *Juncus*, *Scheuchzeria*, *Bolboschoenus*, or *Cyperus*, are often used in such zones [5]. Submerged macrophytes are also habitats for the development of many species of zooplankton (protozoa, rotifers, microscopic crustaceans, and insect larvae), which through trophic relationships act as biological regulators of the abundance of phytoplankton (algae and cyanobacteria). This relationship is exploited for the application of natural methods of aquatic ecosystem regulation based on biomaniipulation (effect on the abundance of a specific element in the food chain).

In the case of natural swimming ponds, the aim of biological regulation is to find a quantitative biocenotic balance between the phytoplankton and the zooplankton grazing on it based on the functional traits of food webs. It should be noted, however, that a greater abundance of zooplankton does not always cause a reduction in the amount of phytoplankton. This may be due to the various feeding characteristics of zooplankton, including their moderate consumption, which stimulates the development of phytoplankton; the selective grazing of edible forms of phytoplankton, allowing inedible forms to replicate; the metabolic secretion of phosphorus and nitrogen; or the accumulation of biogenic compounds by some forms of phytoplankton when they pass through the digestive tracts of consumers. The use of zooplankton to limit the amount of phytoplankton is, therefore, very difficult to regulate, and at the same time demonstrates the vast complexity of the various relationships in aquatic ecosystems [42,57].

The conditions of plant life in natural swimming ponds are very similar to those in natural sites. The choice of suitable plants is, therefore, based on the Ellenberg indicator, defining the preferences of individual plant species with regard to the most important environmental factors [58], determined by the design specifications of the pond. Therefore, it should be remembered that well-chosen, often native plant species in the regeneration zone based on TW solutions (Figure 2) help to keep the biophysicochemical parameters of the water at appropriate levels; eliminate or inactivate excess biogenic substances; limit the excessive development of harmful algae and cyanobacteria; destroy dangerous bacteria of the genera *Salmonella*, *Escherichia coli*, *Enterococcus*, and *Pseudomonas aeruginosa*; remove toxic compounds, nitrates, heavy metals, phenols, and cyanides from the water; protect the edges of the water body; and create optimal conditions for the development of aquatic fauna [59].

The phenomenon of water self-purification taking place in the regeneration zone of a pond with TW functions sometimes must be supported by the use of filtration systems complementing biological processes. The solutions applied here include cascades and fountains, water pumps, aerators, and carbon dioxide dispensers, or a combination of physical mechanical, mineral, and biological filtrations chambers, which maintain appropriate water quality in swimming ponds.

Therefore, bathing ponds function as quasi-natural systems based on natural processes linking the issues of the biotope and biocenosis in the pond ecosystem. Therefore, there are no systemated methods to improve the efficiency of such a system. Ad hoc remedial actions are associated with the permanent monitoring of the biological state of the phytoconosis of the regeneration zone and the organoleptic and physicochemical parameters of the bathing water. In the absence of water treatment effects, it is recommended to replace plant species, change the proportions of individual subzones, and supplement natural water treatment

methods with various technological solutions (filtration). The effectiveness of their operation is determined on the basis of the quality indices of the treated water before and after the filtration process, and on the basis of the rate of growth of bed pressure losses and the bed's absorptive capacity. The entire biotechnological system of the water purification process is, therefore, adjusted in terms of efficiency to the needs of the investment and is subject to ongoing control, maintenance, and modification.

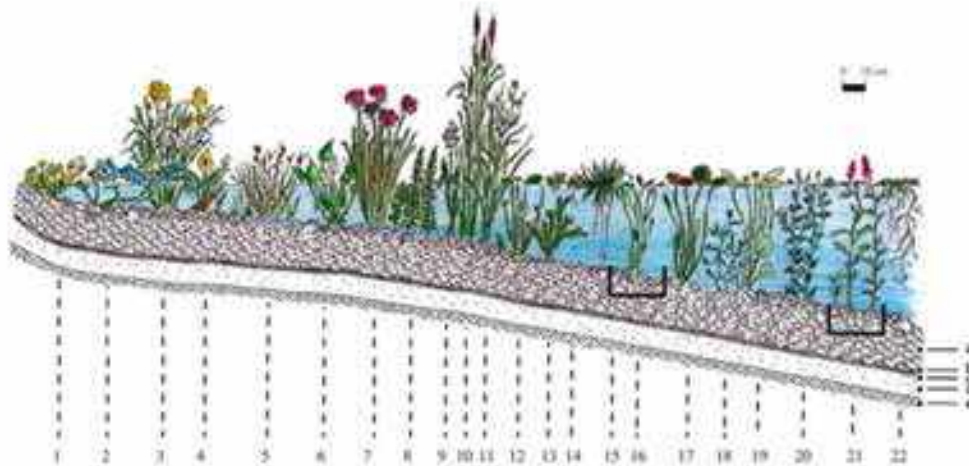


Figure 2. Regeneration zone of a swimming pond with examples of macrophytes ([24], modified): 1—*Callitriche palustris*; 2—*Myosotis palustris*; 3—*Iris pseudacorus*; 4—*Calla palustris*; 5—*Juncus* sp.; 6—*Alisma plantago-aquatica*; 7—*Butomus umbellatus*; 8—*Hippuris vulgaris*; 9—*Sagittaria sagittifolia*; 10—*Typha angustifolia*; 11—*Sparganium erectum*; 12—*Nymphoides peltata*; 13—*Ceratophyllum demersum*; 14—*Hydrocharis mors-ranae*; 15—*Stratiotes aloides*; 16—*Apocynon distachyos* *; 17—*Nymphaea alba*; 18—*Elaeagnus canadensis*; 19—*Najas lutea*; 20—*Potamogeton zosterifolius*; 21—*Pontederia cordata* *; 22—*Trapa natans*. Note: * alien species requiring storage in winter (other species are native); a—gravel; b—PVC film; c—geotextile; d—sand; e—natural ground.

3. Modifications of Solutions for the Construction and Operation of Swimming Ponds

There are several criteria for classifying quasi-natural swimming ponds. In terms of the intensity of their use for bathing, the following types are distinguished:

- Extensive ponds, usually with 30% of the area designated for free swimming and 70% as a plant (regeneration) zone. Water circulation between these zones takes place owing to natural physical processes, namely different wind strengths and differences in temperature between the warmed-shallow zones and the deeper, colder part of the pond. Ponds of this type are fully reminiscent of a natural environment;
- Intensive ponds, where the regeneration zone can be much smaller in relation to the recreation zone, as water circulation is forced by a pump and sometimes by more complicated water filtration systems. These include the use of various types of filters in various functional combinations, in some cases with additional equipment [13].

On the basis of the type of water treatment technology used, five types of natural swimming ponds are distinguished.

Type 1—Technology-free ponds, the simplest type, with no additional technology; natural water circulation, a recommended size of at least 120 m², and a minimum 7:3 ratio of regeneration zone to recreation zone (Figure 3).



Figure 3. Diagram of the operation of an extensive swimming pond (type 1).

Type 2—Hydro-botanical ponds, without filter beds. In this case the water flow is forced by circulation pumps, which draw water from one part of the pond using a skimmer and pump it to the opposite part, where a shallow layer of water is overgrown with plants. In addition, a pipeline is installed for the suction of water from the lowest point of the bottom of the recreation zone to remove sediment from the bottom. The recommended size for these ponds is at least 120 m², with a minimum 1:1 ratio of the regeneration zone to bathing zone (Figures 4 and 5).



Figure 4. Diagram of the operation of a hydro-botanical swimming pond (type 2).



Figure 5. A hydro-botanical swimming pond (photo by W. Walczak).

Type 3—Hydro-botanical ponds with a filter filled with a mineral medium and other filtration systems. The pond is equipped like a type 2 pond with an additional filter filled with a mineral medium and planted plants. Owing to the use of filtration with a slow water

flow ($3\text{--}5\text{ m}^3/\text{m}^2/\text{day}$), the regeneration zone can be smaller. In this way, natural water self-purification processes are intensified, maintaining the high efficiency of the system in the long term. To maintain adequate water quality, additional devices are used as needed, such as pool robots, bottom drains, surface skimmers, or carbon dioxide dispensers. The area should be at least 80 m^2 , with a minimum 2:3 ratio of the regeneration zone to bathing zone (Figure 6).



Figure 6. Diagram of the operation of a hydro-botanical swimming pond with a mineral filter (type 3).

Type 4—A pond type with rapid water flow in a filter with a mineral medium. These ponds can look similar to traditional pools, with a completely or partly separated regeneration part. They have a separate filter installed with a suitably chosen medium and a high flow rate (from $15\text{ m}^3/\text{day}$). The role of the regeneration zone is still important, although less so than in the pond types described above. The conservation and care processes are often automated, and the recommended pond size is from 50 m^2 (Figures 7 and 8).



Figure 7. Diagram of the operation of a hydro-botanical swimming pond with accelerated mineral filtration (type 4).

Type 5—A pond type with advanced technology, including combined water purification technologies. These are technologically complicated and require considerable financial outlays. The regeneration zone is entirely separate from the bathing zone and makes up only 25% of the area of the pond, or in some cases there is no regeneration zone at all. Therefore, plants do not play a major role in water filtration, but an increased number of other water treatment devices compensate for the absence of plants. The water is treated technologically using drum filters, modular filters, and bioreactors. This requires a large amount of energy, and the conservation and care processes are fully automated (Figure 9) [23].



Figure 8. Swimming pond with a regeneration zone and accelerated mineral filtration (photo by W. Walczak).

POND TYPE 5 - NATURPOOL



Figure 9. Diagram of the operation of a swimming pond with no regeneration zone (type 5).

4. Types of Filters

Filters improving water quality play an important role in type 2 and 5 ponds. These filters can have a variety of structures, media, and technological parameters. A crucial parameter is the water flow rate through the bed, and here we can distinguish typical slow biological filters with a flow rate of about 0.1 m/h and high-speed filters with flow rates ranging from 5 m/h to 20 m/h, in which physical processes are crucial and chemical processes have a minor role. Filters with low filtration speeds are usually open filters, in which the driving factor is the height of the water column above the bed, while filters with higher speeds are closed, with filtration forced by increased water and air pressure above the bed. An important parameter of filters is the type of medium, which may consist of inactive minerals (anthracite, sand, or chalcodony) or those entering into reactions with water components (dolomite, marble, or ionites) and sorption materials (activated carbon). The type of material is correlated with the grain size of the bed by the technological process. A coarser grain means a smaller water treatment effect, lower hydraulic resistance, and a higher filtration speed and water throughput, and vice versa.

Filters can function as single-block elements with one, two, or multiple chambers (with mechanical, chemical, and biological filtration); multi-block elements; or modular

elements, with the configuration and number of modules selected individually for each solution. They can be installed directly in the pond, e.g., under a deck or footbridge, or buried on the shore, directly or on a reinforced concrete screed.

Their efficiency can be increased by operating in systems with dedicated accessories (skimmers, circulation pumps, mats, sieves, filter sponges, UV lamps, CO₂ dispensers, pumps dispensing microbiological agents, bottom drains, sludge vacuums, bioballs, filter media such as Kaldnes media, etc.), using dedicated adsorption beds (selected natural adsorbents, artificially modified and high-performance minerals) and specific microbial preparations, depending on the inventiveness and suggestions of water technology companies.

Several basic types of filters are most common in practical solutions: mechanical filters (drum and sponge filters); filters driven by gravity and pressure; filters filled with various types of artificial or natural filtration materials; and various combinations of filters with auxiliary equipment.

In the case of mechanical drum filters, water from the pond reaches the center of the drum by means of gravity or pressure (Figure 10). From there it passes through the small holes in a microsieve to the filter chamber, leaving all of the impurities (physical particles, suspended solids, algae, dead organic matter) on the inside of the drum. When the microsieve is heavily soiled, the water levels of the filter chamber and the inside of the drum begin to differ. A water level sensor is activated, and the controller switches on the rotation of the drum and the sprinklers. The water under pressure washes the impurities off the inner side of the microsieve and into a special gutter, through which it is discharged into the sewage system. After one rotation of the drum, the microsieve is cleaned. When impurities again collect on the inner side of the microsieve, the cycle is repeated. The sprinklers can be fed with water from the water supply network or by a circulation pump in the system.

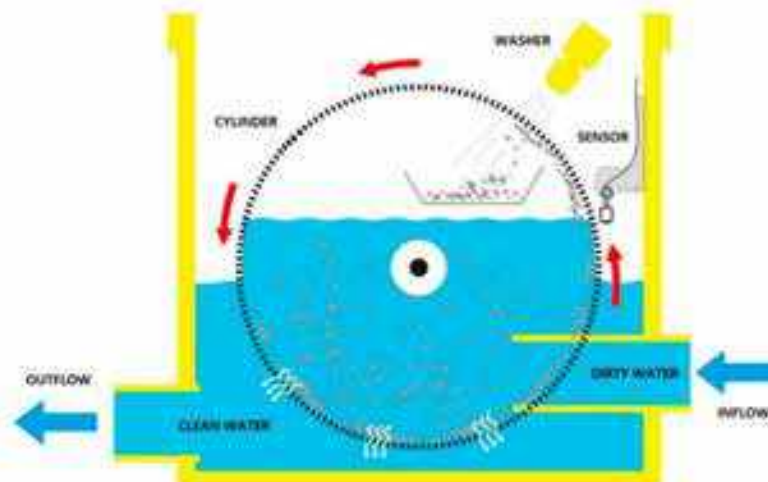


Figure 10. Diagram of the operation of a drum filter ([10], modified).

Drum filters are often used as elements of preliminary filtration, which only in combination with a highly efficient biological filter, forming a mechanical/biological single-block drum filter, can guarantee efficient water treatment. The biological filter in this system is filled with a porous material (bioballs, filter media such as Kaldnes media, geomembrane hydraulic fittings, etc.) with a biologically active area of 800 m²/m³, which enables colonization by nitrifying microbes, improving the efficiency of the water purification process (Figure 11).

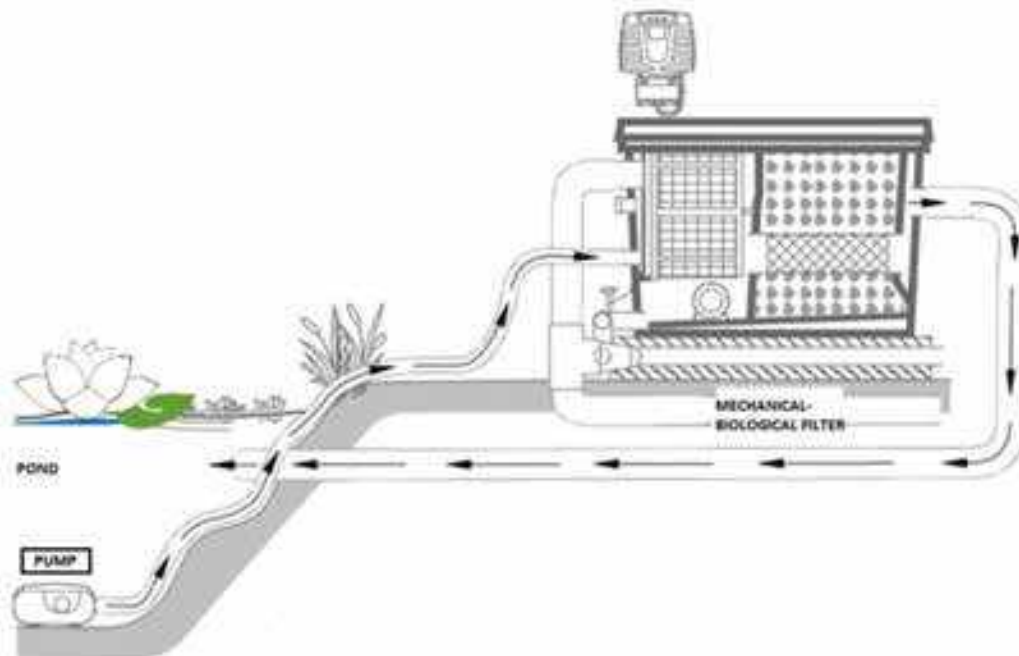


Figure 11. Diagram of the operation of a single-block mechanical-biological drum filter [61], modified.

The rate of this type of water filtration depends on the size of the drum filter and the auxiliary technology. In market solutions, the efficiency of this type of system is guaranteed at flow rates of up to $20 \text{ m}^3/\text{h}$ and pond volumes ranging from 120 to 300 m^3 .

Mechanical sponge filters can have several chambers and are filled with filtering sponges of varying porosity levels (Figure 12), which ensures efficient mechanical filtration by means of the retention of physical contaminants and biological filtration through optimal colonization by various types of bacteria. Common additional elements in this type of filter include bioballs, porous biological cartridges, and Japanese filter mats made of polyester fiber and a waterproof binder, increasing the active area of the bed (Figure 13). The system is usually supported by a circulation or fountain pump with the power adjusted to the size of the filter and number of chambers. The functional efficiency of this type of filter depends on the size of the pond, its basic function, and the additional equipment used, and is guaranteed for a capacity of 90 m^3 at a flow rate of $12,000 \text{ L/h}$.

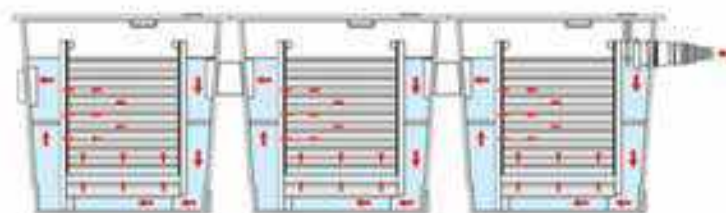


Figure 12. Diagram of the operation of a three-chamber sponge filter [62]. Red arrows indicate the water flow through porous filtration materials and between filter chambers.



Figure 13. Sponges on a Japanese filter mat and bioballs used for biological filtration [63].

An interesting example of environmentally friendly solutions in water treatment technology in natural swimming ponds is a single-block filter with four sections. The first section is a settling chamber into which water flows through a skimmer. Next, the water flows through a filtration chamber filled with at least three filter mats, and then through a mineral filter with a bed consisting of adsorption material. The next chamber is a mechanical filter combined with a suction chamber (Figure 14) [64]. The suction chamber contains a pump that interestingly operates using suction rather than pressure. Then, the pump pumps water directly into the pond. The whole system is additionally equipped with a built-in carbon dioxide dispenser and a pump dispensing selected coagulants.



Figure 14. Diagram of the operation of a single-block filter with mechanical and mineral filtration and a suction section.

This type of solution is intended for type 3 swimming ponds, with a maximum capacity of 400 m³. Owing to its innovative solutions, it does not kill the zooplankton that filter phytoplanktonic algae and cyanobacteria out of the water. A special system of suction baskets protects the zooplankton from being destroyed by the pumps and pumped into the mineral filtration zones. The filtration panels (baskets) of the suction chamber retain efficient filtering organisms, such as *Bosmina*, *Daphnia*, and *Cyclops*, measuring 1–2 mm in length, which due to their high density are able to filter the water in the chamber a dozen or more times a day. This solution results from the combination of the knowledge on biological, physical, and chemical processes associated with filtration during bathing water treatment with ecological phenomena of the pond ecosystem. This technology was invented by the landscape architect and ecologist Marcin Gasiorowski [64] and is in common use in many European countries.

Larger natural swimming ponds (400–500 m³) require slightly more elaborate water treatment systems involving the use of modular filtration systems adapted to their size (Figure 15).

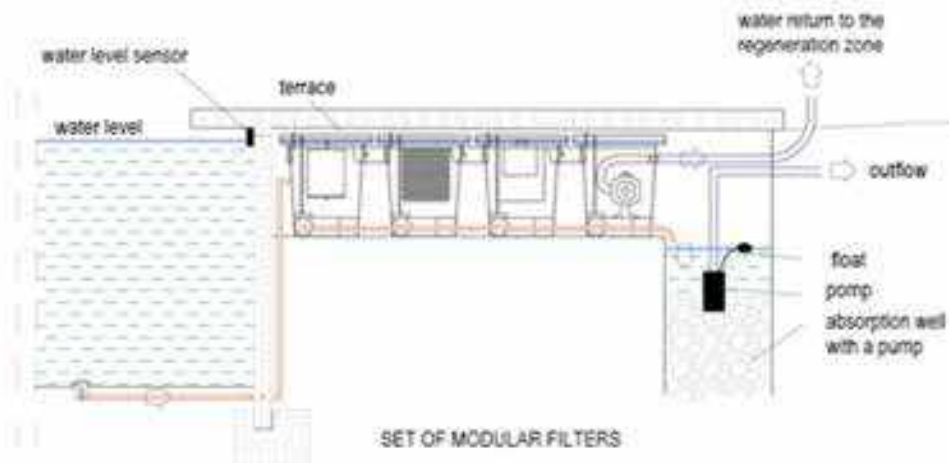


Figure 15. Diagram of the operation of a modular filtration system based on a mechanical drum filter and mineral and biological filter chambers [21], modified).

The modules of mechanical, mineral, and biological filter chambers can be multiplied, depending on the water quality needs. Other commonly used elements include circulation pumps of sufficient power and extensive auxiliary equipment pieces (skimmers, aerators, automatic water filling systems, UV lamps, etc.) working with an intelligent controller with a self-purification function, so that the mechanical module is self-operating.

The typical market solutions, however, are difficult to install, utilize, and modernize, and require maintenance and repair from qualified water technology companies. They are usually not compact or modular. Sometimes filters are used with media that cause significant negative changes in the living conditions of fauna and flora or UV lamps that destroy useful microbes.

An innovative, dedicated, modular, compact, inexpensive, highly efficient water filtration system that is easy to install, operate, and regenerate based on a system of replaceable cartridges (mechanical, mineral and biological), which can be modified according to water quality requirements using biological methods, without the need for specialist expertise, is, therefore, a solution awaited by many users of natural swimming ponds. It will be an important element supporting the efficiency of TW solutions in the regeneration zones of ponds.

5. Conclusions

Natural swimming ponds make use of natural solutions based on treatment wetlands (TWs) constituting their regeneration zone. The potential water treatment efficiency is determined by biophysicochemical phenomena associated with the water self-purification process. They take place owing to the functional potential of groups of organisms making up the pond ecosystem, i.e., bacteria, protozoa, fungi, algae, animals, and appropriately selected macrophytes functioning as repository plants, as well as the filtration properties of the substrate. The efficiency of TWs is often supplemented by additional water treatment technologies based on mechanical, mineral, and biological filtration. These processes take place in chambers containing suitably constructed filters with various technological parameters. However, there are few technological water treatment solutions dedicated to natural swimming ponds. These are usually directly transferred from treatment technology for small garden ponds, modified and improved according to the ideas of water technology companies. The diversity of solutions encountered in existing and functioning natural ponds is in most cases the effect of engineering work resulting from practical experience, in

3. Casanovas-Massana, A.; Blanch, A.R. Characterization of microbial populations associated with natural swimming pools. *Int. J. Hyg. Environ. Health* **2013**, *216*, 132–137. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
4. Bus, A.Z.; Kanczmarek, A.A. Kinetic and sorption equilibrium studies on phosphorus removal from natural swimming ponds by selected reactive materials. *Fresenius Environ. Bull.* **2015**, *24*, 2756–2741.
5. Langergraber, G.; Dotro, G. (Eds.) *Wetland technology: Practical information on the design and application of treatment wetlands*. In *Scientific and Technical Report Series*; IWA Publishing: London, UK, 2019; Volume 27, p. 191.
6. Grafinger, R. Schwimnteiche—Gratwanderung zwischen Algen und Technik. *Der Schwimmteich* **2004**, *3*, 4–5.
7. Littlewood, M. *Natural Swimming Pools: An Inspirational Guide for Construction and Maintenance*; Schiffer Publishing: Atglen, PA, USA, 2005.
8. Palin, A.T. The determination of free chlorine and of chloramine in water using p-aminodimethylamine. *Analyst* **1945**, *70*, 203–207. [\[CrossRef\]](#)
9. Giampaoli, S.; Spica, V.R. Health and safety in recreational waters. *Bull. World Health Organ.* **2014**, *92*, 79. [\[CrossRef\]](#)
10. Chowdhury, S.; Alhooshani, K.; Karanfil, T. Disinfection byproducts in swimming pool: Occurrences, implications and future needs. *Water Res.* **2014**, *53*, 68–109. [\[CrossRef\]](#)
11. Florentin, A.; Hautemaniere, A.; Hartmann, P. Health effects of disinfection by-products in chlorinated swimming pools. *Int. J. Hyg. Environ. Health* **2011**, *214*, 461–469. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
12. Włodzka-Bergier, A.; Zając, W. Dezynfekcja wody basenowej promieniami UV a zdrowie użytkowników. In *Nauka i Wiedza Kluczem Do Poznania Świata*; Odkwicz, M., Dzwoniak, M., Eds.; Network Solutions: Słupsk, Poland, 2015.
13. Grudzien, B. Zasilanie basenu otwartego wodą z naturalnych cieków wodnych. *Wies i Dodaż* **2011**, *1–2*, 21–25.
14. Sinclair, R.G.; Jones, E.L.; Gerba, C.P. Viruses in recreational water-borne disease outbreaks: A review. *J. Appl. Microbiol.* **2009**, *107*, 1769–1780. [\[CrossRef\]](#)
15. Schets, F.M.; De Roda Husman, A.M.; Havelaar, A.H. Disease outbreaks associated with untreated recreational water use. *Epidemiol. Infect.* **2011**, *139*, 1114–1125. [\[CrossRef\]](#)
16. Brana, S.; Peplert, C. Hygienic quality of public natural swimming pools (NSP). *Water Supply* **2019**, *19*, 365–370. [\[CrossRef\]](#)
17. Pecharski, F. Badania zastosowania różnych rozwiązań urządzeń do wspomaganie oczyszczania wody basenowej w krytych pływalniach. *Instal* **2019**, *11*, 39–44.
18. Rozporządzenie Ministra Zdrowia z Dnia 9 Listopada 2015 r. w Sprawie Wymagań, Jakim Powinno Odpowiadać Woda na Pływalniach (Dz.U. 2015, nr 208, poz. 1240). Available online: <https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/DocDetails.xsp?id=wdka201500012016> (accessed on 15 December 2022).
19. Wytoczne Głównego Inspektoratu Sanitarnego w Sprawie Wymagań Jakości Wody Oraz Warunków Sanitarno-Higienicznych Na Pływalniach. 2014. Available online: <https://www.giu.pl/wod/psw-ostroda/wytoczne-glownego-inspektoratu-sanitarnego-w-sprawie-wymagan-jakosci-wody-oraz-warunkow-sanitarno-higienicznych-na-plywalniach> (accessed on 15 December 2022).
20. Ustawa z Dnia 18 Sierpnia 2011 r. o Bezpieczeństwie Osób Przebywających na Obszarach Wodnych (Dz.U. 2011, nr 208, poz. 1240). Available online: <https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/DocDetails.xsp?id=WDU20112081240> (accessed on 15 December 2022).
21. Pecharski, F.; Madej, P. Ocena jakości wody w różnych niszach basenowych po przeprowadzonej modernizacji systemów jej oczyszczania. *Rynek Instal.* **2021**, *9*, 94–103.
22. Standardy pro Plánování, Stavbu a Provoz Koupacích Jeztek a Biobazénů. 2014. Available online: <http://www.pcrka-biobazeny.cz/cs/biobazeny/koupaci-jezicka-a-biobazeny/standardy-pro-planovani-a-provoz> (accessed on 15 December 2022).
23. Available online: www.stawey-kapselowa.com.pl (accessed on 15 December 2022).
24. Wojski, P.; Gasiorowski, M.; Walczak, W. Stawy kąpielowe—Formy bliskie naturze. *Archit. Kraj.* **2001**, *2–3*, 85–94.
25. Chowdhury, S.; Rodriguez, M.J.; Sadiq, R. Disinfection byproduct in Canadian provinces: Associated cancer risk and medical expenses. *J. Hazard. Mater.* **2011**, *187*, 574–584. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
26. Włodzka-Bergier, A.; Bergier, T. Badania wpływu promieniowania radioaktywnego na stabilność mikrobiologiczną wody. *Ochr. Środowiska* **2015**, *37*, 47–50.
27. Dhote, S.; Dixit, S. Water quality improvement through macrophytes—A review. *Environ. Monit. Assess.* **2009**, *152*, 149–153. [\[CrossRef\]](#)
28. Kádlec, D.; Gujanic, V.; Petricvic, J.; Raicevic, V.; Lalevic, B.; Rudic, Z.; Bozic, M. Macrophytes as remediation technology in improving Ludas lake sediment. *Fresenius Environ. Bull.* **2013**, *22*, 1787–1791.
29. Stefanakis, A.I.; Akrotos, C.S. Removal of pathogenic bacteria in constructed wetlands: Mechanisms and efficiency. In *Phytoremediation*; Ansari, A., Gill, S., Gill, R., Lanza, G., Newman, L., Eds.; Springer International: Cham, Switzerland, 2016; pp. 327–346.
30. Weber, K.P.; Legge, R.L. Pathogen removal in constructed wetlands. In *Wetlands: Ecology, Conservation and Restoration*; Russo, R.E., Ed.; Nova Publishers: New York, NY, USA, 2008; pp. 176–211.
31. Vymazal, J. Removal of enteric bacteria in constructed treatment wetlands with emergent macrophytes: A review. *J. Environ. Sci. Health* **2005**, *40*, 1355–1367. [\[CrossRef\]](#)
32. Wu, S.; Carvalho, P.N.; Müller, J.A.; Maroj, V.R.; Dong, R. Sanitation in constructed wetlands: A review on the removal of human pathogens and fecal indicators. *Sci. Total Environ.* **2016**, *541*, 8–22. [\[CrossRef\]](#)

33. Gonfo, A.M.; Ribeiro, A.R.; Almeida, C.M.R.; Silva, A.M. A review on the application of constructed wetlands for the removal of priority substances and contaminants of emerging concern listed in recently launched EU legislation. *Environ. Pollut.* **2017**, *227*, 428–443. [\[CrossRef\]](#)
34. Vymazal, J.; Březinová, T.D.; Kóželuh, M.; Kule, L. Occurrence and removal of pharmaceuticals in four full-scale constructed wetlands in the Czech Republic—the first year of monitoring. *Environ. Eng.* **2017**, *98*, 354–364. [\[CrossRef\]](#)
35. Button, M.; Cosway, K.; Sui, J.; Weber, K.P. Impacts and fate of triclosan and sulfamethoxazole in intensified re-circulating vertical flow constructed wetlands. *Sci. Total Environ.* **2019**, *649*, 1017–1028. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
36. Serafin, A.; Sender, J.; Bronowicka-Mielniczak, U. Potential of Shrubs, Shore Vegetation and Macrophytes of a Lake to Function as a Phytogeochemical Barrier against Biogenic Substances of Various Origin. *Water* **2019**, *11*, 290. [\[CrossRef\]](#)
37. Traczowska, T.M. *Biologiczne Metody Czyszczenia Środowiska*; Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej: Wrocław, Poland, 2011.
38. Button, M.; Auvainen, H.; Van Koetssem, F.; Housseiniani, B.; Rousseau, D.P.L.; Weber, K.P.; Du Laing, G. Susceptibility of constructed wetland microbial communities to silver nanoparticles: A microcosm study. *Environ. Eng.* **2016**, *97*, 476–485. [\[CrossRef\]](#)
39. Daxda, W.K. The role of periphyton in phosphorus retention in shallow freshwater aquatic systems. *J. Phycol.* **2003**, *39*, 840–849. [\[CrossRef\]](#)
40. Available online: www.pwrck.pl (accessed on 15 December 2022).
41. Available online: www.n-natura.pl (accessed on 15 December 2022).
42. Wetzel, R.G. *Limnology: Lake and River Ecosystems*; Gulf Professional Publishing: London, UK; Los Angeles, CA, USA; Tokyo, Japan, 2001.
43. Brzywczy, B.; Famielc, S.; Malinowski, M.; Salamon, J. Zastosowanie klinoptylitu w procesie samoczyszczania wód małych zbiorników wodnych. *Próbn. Inżynierii Rol.* **2015**, *3*, 71–82.
44. Ostrowski, S.A. Water quality and conditioning in natural ecosystems: Biomachinery theory of self-purification of water. *Russ. J. Gen. Chem.* **2017**, *87*, 3199–3204. [\[CrossRef\]](#)
45. Szczykowska, J.E.; Siemieniuk, A. *Ćwiczenia Laboratoryjne z Technologii Wody*; Oficyna Wydawnicza Politechniki Białostockiej: Białystok, Poland, 2020.
46. Nawrocki, J. *Uzdatnianie Wody. Część 1-2*; Wydawnictwo Naukowe PWN: Warszawa, Poland, 2010.
47. Skoczko, I. *Filtracja Wody w Teorii i Praktyce*; Wydawnictwo Polskiej Akademii Nauk: Warszawa, Poland, 2019.
48. Magpel, L. *Uzdatnianie Wody i Czyszczenie Ścieków. Urządzenia, Procesy, Metody*; Ekonomia i Środowisko: Białystok, Poland, 2000.
49. Simpson, D. Biofilm processes in biologically active carbon water purification. *Water Res.* **2008**, *42*, 2839–2848. [\[CrossRef\]](#)
50. Poteł, B.; Wołyńska, W. Uzupełnienie azotu z wód amoniakalnych cukrowni na złożach biologicznych. *Postępy Nauk. i Technol. Przemysłu Rolno-Sprężynowego* **2011**, *66*, 86–102.
51. Kolbrzan, B.; Adamski, W.; Grabas, K.; Pawełczyk, A. *Podstawy Mikrobiologii w Ochronie Środowiska*; Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej: Wrocław, Poland, 2005.
52. Krauss, G.J.; Soló, M.; Krauss, G.; Schüssler, D.; Wesenberg, D.; Bärlöcher, F. Fungi in freshwaters: Ecology, physiology and biochemical potential. *FEMS Microb. Rev.* **2011**, *35*, 620–651. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
53. Pauli, W.; Jax, K.; Berger, S. Protozoa in wastewater treatment: Function and importance. In *Biodegradation and Persistence*; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany, 2001; pp. 203–252.
54. Cherkouk, K.B.; Sánchez, E.; Baghour, M. The role of algae in bioremediation of organic pollutants. *J. Issues* **2014**, *2360*, 8803.
55. Serafin, A.; Gezywna, A.; Augustyniak, R.; Bronowicka-Mielniczak, U. Nutrients from beach recreation in the context of the limnological status of a mesotrophic lake. *J. Water Land Dev.* **2022**, *54*, 160–171. [\[CrossRef\]](#)
56. Koźmińska, A.; Hanus-Fajerska, E.; Muszyńska, E. Możliwości oczyszczania środowisk wodnych metodą ryzo-filtracji. *Wiad. Sr. Obsz. Wj.* **2014**, *14*, 89–98.
57. Kajak, Z. Skuteczność różnych metod rekultywacji jezior w celu poprawy czystości ich wód. *Wiadomości Ekol.* **1981**, *27*, 331–357.
58. Ellenberg, H.; Weber, H.E.; Wirth, W.; Düll, R.; Werner, W. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. In *Scripta Geobotanica 18*, 2nd ed.; Lehrstuhl für Geobotanik der Universität Göttingen: Göttingen, Germany, 1992.
59. Pilon-Smits, E. *Phytoremediation*; Annual Reviews: Fort Collins, CO, USA, 2005.
60. Available online: <https://majima.pl/DRL/30-filtr-bebnowy-watepny> (accessed on 15 December 2022).
61. Available online: <https://pieknesogrody.com.pl/filtr-modulowy/543-case-case-filtr-bebnowy-publikat-premium-compact-4-egc-49979-zasilany-pompowa-410052199796.html> (accessed on 15 December 2022).
62. Available online: www.plantica.pl/oczko-wodne/filtracja-1/filtry-1/przeplywowe (accessed on 15 December 2022).
63. Available online: www.plantica.pl/oczko-wodne/filtracja-1/filtry-1/przeplywowe/drl-350-filtr-biologiczny-przeplywowy-wkladny (accessed on 15 December 2022).
64. Gasiorowski, M.; Pecyna, T. Patent. Zespół Filtracyjny. P426813. 2018. Available online: <https://erys.uakwarka.pwr.edu.pl/search/pwp-details/P426813?ng=pl> (accessed on 15 December 2022).

Disclaimer/Publisher's Note: The statements, opinions and data contained in all publications are solely those of the individual author(s) and contributor(s) and not of MDPI and/or the editor(s). MDPI and/or the editor(s) disclaim responsibility for any injury to people or property resulting from any ideas, methods, instructions or products referred to in the content.

12.2. Analiza procesów filtracyjnych na złożach mineralnych stosowanych w filtrach naturalnych stawów kąpielowych. Instal (2024), DOI 10.36119/15.2024.6.6

Analiza procesów filtracyjnych na złożach mineralnych stosowanych w filtrach naturalnych stawów kąpielowych

Analysis of filtration processes on mineral beds used in filters of natural swimming ponds

WOJCIECH WAJCZAK, ARTUR SERAFIN, TADEUSZ ŚWIEC

DOI 10.36119/15.2024.6.6

Naturalne stawy kąpielowe jako obiekty przeznaczone na potrzeby rekreacyjne charakteryzują się prostotą rozwiązań i znaczącym udziałem procesów naturalnych. Stawy budowane są z materiałów powszechnie dostępnych występujących w przyrodzie, a ich główną cechą jest stosowanie prostych technik uzdatnienia wody z wykorzystaniem odpowiednich roślin oraz filtrowania wody przez materiał porowaty. Niniejsza praca poświęcona jest procesom filtracji wody z wykorzystaniem dwóch materiałów to jest: grysie wapiennego i opoki odpowiednio przygotowanej o nazwie Rockfos®. Ze względu na konieczność filtrowania wody w warunkach przepływu grawitacyjnego celem badań było określenie relacji funkcyjnej strat hydraulicznych złoża zbudowanego z wybranego materiału w zależności od prędkości filtrowania wody. Znajomość tej funkcji pozwoli, przy zdanej za względów technologicznych prędkości filtrowania określić wymaganą wysokość warstwy wody nad złożem. Badania obejmowały określenie: średnicy zastępczej i sferyczności ziaren w/w złożu, porowatości tych złożu w warunkach upakowania luźnego i zagęszczonego oraz zależności strat ciśnienia w funkcji prędkości filtracji. Określenie tych wartości jest podstawą do opracowania metodyki projektowania tych filtrów. Wykazano, że mnogość wzorów na obliczenie średnic zastępczych ziaren „d” oraz sferyczności „s” wprowadza znaczne utrudnienie w modelowaniu strat ciśnienia w funkcji prędkości filtracji. Otrzymane wartości liczbowe różnią się i poszczególne zestawy liczb „d” i „s” nie zawsze odzwierciedlają zależność, zgodną z wynikami pomiarów. Stwierdzono, że wyniki modelu najbliższe wynikom pomiaru uzyskano przy wykorzystaniu średnic objętościowych i sferyczności obliczonej z uśrednionych wymiarów przestrzennych poszczególnych ziaren.

Słowa kluczowe: filtracja, naturalne stawy kąpielowe, średnice zastępcze, sferyczność, skała modyfikowana Rockfos®

Natural swimming ponds as facilities intended for recreational purposes are characterized by simplicity of solutions and a significant share of natural processes. Ponds are built from commonly available materials found in nature, and their main feature is the use of simple water treatment techniques using appropriate plants and filtering water through porous material. This work is devoted to water filtration processes using two materials, i.e. limestone grit and appropriately prepared rock called Rockfos®. Due to the need to filter water under gravity flow conditions, the aim of the research was to determine the functional relationship of hydraulic losses of the bed made of the selected material depending on the water filtering speed. Knowledge of this function will allow, given the filtering speed for technological reasons, to determine the required height of the water layer above the bed. The research included determining: the equivalent diameter and sphericity of grains in the above-mentioned deposits, the porosity of these deposits in loose and dense packing conditions, and the relationship between pressure losses and filtration speed. Determining these values is the basis for developing a methodology for designing these filters. It has been shown that the multitude of formulas for calculating the equivalent diameters of bed grains „d” and the sphericity „s” introduces significant difficulties in modeling pressure losses as a function of filtration speed. The obtained numerical values differ and individual sets of „d” and „s” products do not always reflect the relationship consistent with the measurement results. It was found that the model results closest to the measurement results were obtained using volume diameters and sphericity calculated from the average spatial dimensions of individual grains.

Keywords: filtration, natural swimming ponds, equivalent diameter, sphericity, prepared rock Rockfos®

Wprowadzenie

Naturalne stawy kąpielowe (natural swimming ponds) to łaznie w budowie i funkcjonowaniu sztuczne zbiorniki wodne,

otakrywane krajobrazowo, użytkowane rekreacyjnie, oddzielone od wód powierzchniowych i gruntowych, a ich cechą charakterystyczną jest brak zaawansowanych technik uzdatnienia wody. Chemicz-

na dezynfekcja zastąpiona jest tu naturalnymi biologiczno-chemicznymi mechanizmami uzdatnienia wody związanymi z procesem samooczyszczania wód [8, 9]. Stanowią one, przy niewielkiej liczbie

mgr inż. Wojciech Wałczak, dr hab. inż. Artur Serafin, prof. UP w Lublinie <https://orcid.org/0000-0003-4311-270X>, prof. dr hab. inż. Tadeusz Świec <https://orcid.org/0000-0002-4671-4602> - Uniwersytecie Przyrodniczym w Lublinie, Wydział Inżynierii Produkcji, Katedra Inżynierii Środowiska i Gódozby. Adres do korespondencji / Corresponding author: tadeusz.swiec@up.lublin.pl

osób kąpielących się protozwołkową alternatywę dla typowych basenów kąpielowych, które ze względu na dużą liczbę ludzi cechuje agresywna dezynfekcja chemiczna wody, często negatywnie wpływająca na zdrowie ludzi [21, 22, 50].

Typowy naturalny staw kąpielowy składa się z rzeki sławowej wypełnionej wodą, wyłożonej materiałem hydroizolacyjnym o wysokiej trwałości (PCV, EPDM, glina, bentonit). Podzielony jest na dwie strefy o różnych funkcjach. Strefa regeneracji działa jako uzdatniający system mokradłowy (TW), gdzie zachodzi biologiczno-chemiczna sedimentacja zwiastów oraz mineralizacja związków organicznych, jest płytka, obsadzona wysiękioną roślinnością wodną na odpowiednim podłożu mineralnym [16], co sprzyja organizacji mikroorganizmów biotiny, a co za tym idzie skutecznej filtracji wody i osadów. Strefa kąpielowa jest odleniona, głębsza i wykorzystywana do celów rekreacyjnych [8, 39, 50].

Elektywność uzdatniania wody strefy regeneracyjnej stawu uwarunkowana jest z jednej strony aktywnością grup organizmów tworzących biocenozę zbiornika wodnego: bakterii, pierwotniaków, grzybów, glonów, makrofitów a funkcją repozytorowej oraz zwierząt, a z drugiej strony filtracyjnymi właściwościami samego mineralnego podłoża [9, 19, 50]. Prawidłowo funkcjonująca strefa regeneracyjna determinuje zatem utrzymanie właściwych użytkowo wartości parametrów biofizyczno-chemicznych wody, eliminuje lub dezaktywuje rodniki biogenów – głównie fosforu, ogranicza nadmierny rozwój szkodliwych glonów i sinic, likwiduje niebezpieczne bakterie chorobotwórcze i kłowe, usuwa z wody związki toksyczne oraz tworzy optymalne warunki do rozwoju fauny wodnej [29, 36, 50].

Elektywność TWs w przypadku bardziej skomplikowanych projektów architektonicznych dla ekobasenów uzupełniono być musi dosowaniem dodatkowych technologii uzdatniania wody. Opierają się one na procesach filtrowania wody przez materiał mineralny, gdzie zachodzą procesy fizyczne, chemiczne i biologiczne, takie jak w filtrach pospiesznych i porowatych [13]. Stosowane są materiały nieaktywne (antycyt, piasek, chalcodonit), reaktywne ze składnikami wody (dolanit, marmur), sorpcyjne (węgiel aktywny) lub łączące sorpcję z wymianą jonową (opoka, grys wapienny). Filtrowanie wody, czyli jej przepływ przez materiał porowaty może odbywać się przy takiej budowie filtra, aby występowała różnica poziomów wody między włosem do filtra,

a wylotem. Natężenie przepływu wody przez filtr jest funkcją różnicy wysokości zwierciadła wody, która ma pokonać opory hydrauliczne w złożu.

Celem badań było określenie zależności funkcyjnej strat ciśnienia przy przepływie przez wybrane materiały filtracyjne o określonej wielkości ziaren rła określenia parametrów projektowych porównujących na budowę filtrów o zadanej wydajności (prędkości filtrowania). Badano skład węglanowo-krzemionkowy (opokę) Rocklox[®] i grys wapienny.

Materiały i metody

Modele wyznaczenia strat ciśnienia w procesie filtracji

Pomiar strat ciśnienia podczas filtrowania, czyli w warunkach eksploatacyjnych, a ich obliczanie podczas projektowania jest bardzo ważnym wskaźnikiem zachodzenia właściwych procesów technologicznych, czyli uzdatniania wody. Zmiany strat ciśnienia podczas filtrowania mogą być sygnałem występowania niewłaściwych zjawisk i koniecznością usunięcia problemów [25]. Obliczanie strat ciśnienia może być realizowane z wykorzystaniem analizy wymiarowej [46] lub wzorów empirycznych, w których podstawą modeli przepływu przez warstwę porowatą jest prawo Darcy, w którym straty ciśnienia są funkcją liniową prędkości przepływu i dlatego jest stosowane przy przepływie wody odbywającym się ruchem laminarnym oraz wzór Forchheimera, który może znaleźć zastosowanie zarówno w przypadku ruchu laminarnego, przejściowego, jak i burzliwego [49]. Wzór Darcy jest słuszny również dla przepływów dwufazowych przez złoża porowate [6]. Wzór odnośny do warunków Forchheimera bywa przedstawiany w następującej formie [47]:

$$\frac{H}{l} = \alpha \cdot V + \beta \cdot V^2 \quad (1)$$

gdzie: H – wysokość straty ciśnienia, l – wysokość złoża, natomiast V – prędkość filtracji obliczana jako stosunek natężenia przepływu do pola przekroju filtra, α i β – współczynniki obliczane z oddzielnych wzorów [47].

Modyfikacje powyższych równań doprowadziły do zależności wyrażonych wzorami [2] Kozeny-Camona [20], [3] Blake-Kozeny [20], które powstały dla cząstek kulistych (najczęściej był badany piasek) oraz wzór (4) Erguna [3] wykorzystywany do modelowania przepływów przez złoża zarówno kuliste, jak i odbie-

gające od tego kształtu np. kruczono, jak antycyt, chalcodonit, pirulizyt itp. [43].

$$\frac{H}{l} = \frac{180 \cdot (1 - \varepsilon_0)^2 \cdot v \cdot V}{\varepsilon_0^3 \cdot d^2 \cdot g} \quad (2)$$

$$\frac{H}{l} = \frac{150 \cdot (1 - \varepsilon_0)^2 \cdot v \cdot V}{\varepsilon_0^3 \cdot d^2 \cdot g} \quad (3)$$

$$\frac{H}{l} = \frac{150 \cdot v \cdot (1 - \varepsilon_0)^2}{g \cdot \varepsilon_0^3} \cdot \left(\frac{l}{v \cdot d}\right)^2 \cdot V + \frac{1,75 \cdot (1 - \varepsilon_0)}{g \cdot \varepsilon_0^2} \cdot \left(\frac{l}{v \cdot d}\right)^3 \cdot V^2 \quad (4)$$

gdzie: H – wysokość straty ciśnienia na grubości warstwy, l , ε_0 – porowatość warstwy, v – kinematyczny współczynnik lepkości, V – prędkość filtracji, d – średnica ziaren złoża, ψ – skryczność ziaren, g – przyspieszenie ziemskie.

Wzory [2] i [3] są wykorzystywane przy przepływie w warunkach ruchu laminarnego opisanego poprzez kryterium Forchheimera [52] lub liczbą Reynoldsa (wzór 5), gdy $Re < 5$ [31] lub $Re < 10$ [35].

$$Re = \frac{V \cdot d}{\nu} \quad (5)$$

gdzie: V – prędkość przepływu, d – średnica ziaren złoża, ν – kinematyczny współczynnik lepkości.

Wzór Erguna jest bardziej uniwersalny, gdyż dobrze opisuje proces filtracji zarówno w warunkach przepływu laminarnego – wówczas dominuje człon pierwszy, w warunkach przepływu burzliwego ($Re > 100$ [35]) dominuje człon drugi natomiast w zakresie przejściowym oba człony są istotne w określeniu wyniku końcowego.

Są to wzory empiryczne uzyskane z wielu serii pomiarowych wykonywanych przez różnych badaczy, dlatego zawierają współczynniki liczbowe. Wychodząc się z praw hydrodynamiki wzory (2)–(4) muszą zawierać wymiary drogi przepływu, które w materiałach porowatych nie są możliwe do określenia. Średnica przelotów w sposób ciągły się zmienia omijając poszczególne ziarna jak również, ze względu na meandrowy charakter zmienia się także długość drogi. Z tego względu wprowadzono tzw. uśrednioną średnicę hydrauliczną, którą powiązano z średnicami ziaren i ich sferycznością oraz porowatością złoża związaną ze jego stopniem zagęszczenia. Wielkości ziaren złoża wynikają, przede wszystkim z wielkości oczek się użytych do przygotowania materiału i wówczas w filtrze znajdują się ziarna o średnicach od

minimalnej do maksymalnej odpowiadających wielkości oczek. Jest to słusze w przypadku ziół o ziarnach kulistych, jak piasek rzeczny. Natomiast w przypadku ziół stosowanych do kruszonych z większych brył, ziarna są nieregularne i ich rozmiar wielkości jest zdecydowanie większy. Wynika to z faktu iż, ziarna o kształtach smułych, wydłużonych mogą przy odpowiednim ustawieniu przedostać się przez oczko w sicie o znacznym mniejszym wymiarze. Różnorodność kształtów ziaren [12] wynika z pęknięcia brył na drobniejsze frakcje według różnych dróg lupności.

Materiały

Rodzaje materiałów i ich charakterystyka

W większej mnogości i różnorodności rozwiązań filtrów stosowane są różne minerały [10]. W przypadku opisywanych badań użyto grys wapienny i modyfikowaną opokę o nazwie handlowej Rockfos®.

Grys wapienny [27]

Kamień wapienny, pochodzi z Zakładów Przemysłu Wapienniczego TRZUSKAWICA S.A. w Sikowie koło Kielc i pozyskiwany jest z własnego złoża wapieni jurajskich. Nazywany jest potocznie grysem filtracyjnym, lub grysem wapiennym i jako naturalny węgiel wapnia (CaCO₃) cechuje się wysoką zawartością cząsteczkową tego związku. Do celów filtracyjnych jest otrzymywany w wyniku mechanicznej przesłoki w/w surowca, (rozdrabnianie i sortowanie frakcji). Do niniejszych badań wykorzystywano ziarno o wielkości 4-8 mm.

Jego skład oraz istotne cechy zostały podane poniżej:

- CaCO₃ – min. 97,0 %
- MgCO₃ – max. 1,2 % SiO₂ – max. 2,5 %
- Al₂O₃ + Fe₂O₃ – max. 0,7 %
- Gęstość nasypowa – 1340 kg/m³
- Gęstość objętościowa ziarna – 2710 kg/m³.

Rockfos® [26]

Materiał filtracyjny produkowany jest w procesie dekarbonizacji (wypalania w wysokiej temperaturze) naturalnej skały wapienno-krzemionkowej (opoki). Rockfos® jest surowcem wysoko reaktywnym wobec fosforu, ponieważ zawiera znaczne ilości pierwiastków, takich jak: wapień, krzem, glin i żelazo. Przez to cechuje się wysokimi wartościami odczynu (pH = 11 - 12). Do niniejszych badań był wykorzystany materiał o granulacji 2-6 mm. Jego

gęstość nasypowa wynosi 730 kg/m³, a porowatość wewnętrzna wynosi około 50%, co sytuuje materiał w zakresie ziół mocno porowatych. Jego specyficzną właściwością jest znakomita zdolność do wymiany jonów, a szczególnie do wiązania fosforanów. I ta własność jest okolicznością sprzyjającą do zastosowania materiału jako końcowy filtr w oczyszczalniach ścieków do usuwania pozostałości fosforu w ściekach wstępnie oczyszczonych.

Skład analizowanego materiału Rockfos® podany przez producenta – firmę Ceramika KIFEL zostało podane w tabeli 1.

Tabela 1. Udział procentowy najważniejszych składników materiału Rockfos®
Table 1. Percentage of the most important components of Rockfos® material

Składnik	CaO	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Na ₂ O	Fe	SO ₃
Udział procentowy, %	42,308	34,067	5,932	2,834	1,340	0,660
Składnik	MgO	P	K ₂ O	F	Cl	MnO
Udział procentowy, %	0,938	0,634	0,489	0,480	0,257	0,117

Badanie gęstości i porowatości materiałów

Gęstość minerałów określano zgodnie z normą [38] przy wykorzystaniu piknomienu oraz składowego alkoholu etylowego. Jest to sposób suchej masy ziół przez objętość próbki, która nie uwzględnia objętości porów zarówno w poszczególnych ziarenkach, jak i zrywanych między tymi ziarenkami. Badania gęstości każdego minerału i każdej frakcji były wykonywane w czterech powtórzeniach, a wynik końcowy gęstości był średnią arytmetyczną wyników poszczególnych próbek.

Gęstość objętościowa [5] jest określana stosunkiem masy próbki ziół pobranego w warunkach naturalnych do jego objętości. Naturalny stan próbki definiuje się jako stan o niezaruszonej strukturze. Jednak w przypadku ziół filtracyjnych naturalny stan jest trudny do określenia, gdyż pod wpływem przepływu wody mogą nastąpić przemieszczania się ziaren, zagęszczanie, sufażja itp. [15]. Gęstość objętościowa może mieć różne wartości, które będą zależały od stopnia upakowania ziaren. Ze względu na to, badanie gęstości objętościowej było wykonywane dla dwóch skrajnych stanów ziół, to jest stanu luźnego (jako gęstość nasypowa) i stanu zagęszczonego w wyniku wibracyjnego zagęszczenia ziół i pomiarów masy ziół w oznaczonej objętości przed zagęszczeniem i po zagęszczeniu.

Znajomość gęstości oraz gęstości nasypowej ziół w stanie niezakalmatowanym pozwalała na obliczenia porowatości zgodnie ze wzorami (6) i (7) w stanie luźnym i (7) w stanie zagęszczonym [2, 37]. Podczas przebiegu procesu filtrowania i osadzania się zanieczyszczeń porowatość się zmienia i silnie zależy od stopnia zawiesin [14].

$$c_p = \frac{\rho_s - \rho_{ps}}{\rho_s} \quad (6)$$

$$c_p = \frac{\rho_s - \rho_{ps}}{\rho_s} \quad (7)$$

gdzie: ρ_s – gęstość, kg/m³, ρ_{ps} – gęstość objętościowa w stanie luźnym, ρ_{ps} – gęstość objętościowa w stanie zagęszczonym, kg/m³, c_p – porowatość w stanie luźnym, c_p – porowatość w stanie zagęszczonym.

Ze względu na przypadkowe składowanie się ziaren podczas mierzenia gęstości nasypowej i w konsekwencji rozrzut wyni-

ków pomiarów badania każdego minerału wykonywane były w kilku powtórzeniach. Wyniki końcowe były średnimi arytmetycznymi wyników poszczególnych serii.

Ogłęd poszczególnych ziaren ziół pozwolił stwierdzić, że mają powierzchnię silnie porowatą, co zostało potwierdzone intensywnym wydostawaniem się pęcherzyków powietrza z ziaren zanurzonych w wodzie, szczególnie po podłączeniu naczynia do pompy podciśnieniowej. W takiej sytuacji konieczne było skorygowanie pomiarów porowatości poprzez korektę pomiarów gęstości. Było to konieczne, gdyż przy modelowaniu procesu filtrowania wody istotną rolę odgrywa porowatość międzyziarnowa, a porowatość wewnętrzną w tych pomiarach należało wyeliminować.

Z tego względu przeprowadzono eksperyment polegający na zanurzeniu ziaren ziół w alkoholu o precyzyjnie wyznaczonej gęstości (metoda piknometryczna). Po wypełnieniu porów alkoholem (po ustaniu wydobywania się pęcherzyków powietrza), ziarno wyjęto na sisko i poddano obciążeniu. Końcowym etapem było ważenie ziaren z porami wypełnionymi alkoholem. Wykorzystując masę ziaren suchych, ziaren nasączonych alkoholem oraz znając gęstość alkoholu i gęstość danego minerału, obliczono objętość porów przypadającą na 1 g ziół (ml/g). Ta informacja pozwalała na skorygowanie porowatości obliczonej ze wzoru (8) o porowatość wewnętrzną, zgodnie z zależnością [44]:

$$L = 1 - \frac{\rho_p (1 + v_p \cdot \rho_s)}{\rho_s} \quad (8)$$

gdzie: ρ_p – gęstość nasypowa [kg/m³], v_p – jednostkowa objętość porów [m³/kg], ρ_s – gęstość minerału [kg/m³].

Średnica zastępcza ziaren

Ziarna stanowiące wypełnienie filtrów nigdy nie są jednolite. Przygotowywane są przy pomocy zestawu sit, dlatego złoża w filtrach opisywane jest rozmiarami oczek sit – a największych i o najmniejszych oczkach. Wówczas jeśli nie są wykonywane dodatkowe badania średnic zastępczą przyjmuje się jako średnia geometryczna wymiarów oczek w skrajnych sitach. Zakupione do badań ziarna opisane zostały przez producentów jako grys wapienny 4 – 6 mm, natomiast Rocksoil 2 – 6 mm. W wypełnieniu filtra, z jednakowym prawdopodobieństwem mogą się znaleźć dowolne cząstki z podanego zakresu, a w rzeczywistości występują także ziarna spoza tego zakresu, zarówno od strony ziaren większych, jak i mniejszych. W modelach opiewających zależność strat ciśnienia w funkcji natężenia przepływu wody podczas filtracji istotną wielkością jest średnica ziaren [3, 23], która obliczana jest jako średnica zastępcza. Jest wiele metod określania średnic zastępczych, do najważniejszych należą [34]:

- średnica objętościowa – średnica kuli o takiej samej objętości jak objętość cząstki (9)
- średnica powierzchniowa – średnica kuli o takim samym polu powierzchni jak pole powierzchni cząstki (10)
- średnica powierzchniowo-objętościowa – średnica kuli o takim samym stosunku pola powierzchni do objętości jak w przypadku cząstki (11)

$$D_v = \sqrt[3]{\frac{6 \cdot V_{cz\ddot{a}stki}}{\pi}} \quad (9)$$

$$D_s = \sqrt{\frac{S_{cz\ddot{a}stki}}{4 \cdot \pi}} \quad (10)$$

$$D_{sv} = \frac{D_v^2}{D_s} \quad (11)$$

Do wyznaczenia średnic zastępczych w niniejszych badaniach wybrano losowo po 40 ziaren każdego z minerałów i zmierzono ich długość, szerokość i wysokość. Wykorzystując te wymiary obliczono objętość oraz pole powierzchni każdego ziarna, a następnie wykorzystując wzory (9), (10) i (11) obliczono średnice zastępcze. Do obliczeń objętości i powierzchni każdego ziarna podchodzono indywidualnie analizując kształt bryły każdej mierzony cząstki. Wśród obserwowanych kształtów najczęściej spotykane były te zbliżone do prostopadłościanu, czy ostrosłupa. Dość często występowała również bryła przypominająca dwa ostrosłupy połączone podstawiąmi.

Sferyczność ziaren

Sferyczność jest definiowana jako stosunek powierzchni kuli mającej taką samą objętość, jak cząstka do powierzchni tej cząstki [4]. Jest to parametr nie tylko różniący ziarna o kształtach zaokrąglonych [41], ale szczególnie różniący ziarna powstające z kruszenia większych brył, które mają zmienny kształt pękając wzdłuż płaszczyzn łupliwości [43]. Sferyczność mierzona bezpośrednio polega na wyznaczeniu trzech wymiarów charakterystycznych, które mogą być otrzymane przy wykorzystaniu takich metod, jak metoda optyczna, gęstościowa, objętościowa, ekspansji gazowej itp. [42, 48, 51]. Według Dharamajaj i Cleary [17] oraz Zera [53], sferyczność ψ można obliczyć ze wzoru (12) lub (13):

$$\psi_1 = \left(\frac{D_x}{D_y} \right)^2 \quad (12)$$

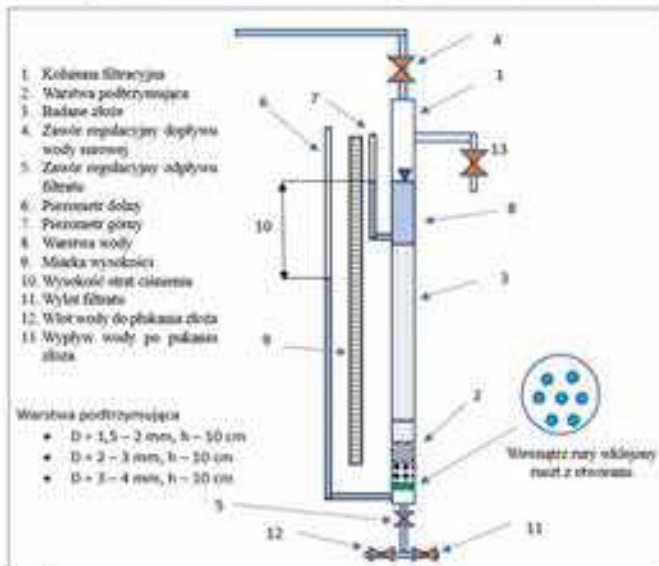
$$\psi_2 = \frac{c}{\sqrt{a \cdot b}} \quad (13)$$

Aby wyniki ze wzoru (13) były poprawne należy za „c” przyjąć najmniejszy wymiar ziarna a „a” i „b” pozostałe, z wymiarów otrzymanych z mierzenia ziaren opisanego wcześniej. Wykorzystując pomiary ziaren wykonano do określenia średnic zastępczych oraz wzorów (12) i (13) obliczono sferyczności, które były istotnym czynnikiem do modelowania wzorem Erguna [4].

Stanowisko pomiarowe

W celu realizacji badań laboratoryjnych na stanowisku pomiarowym zaprojektowano trzy eksperymentalne kolumny filtracyjne wykonane z rur z płaski wysokości 2m, o średnicy zewnętrznej 60 mm i grubości ścianki 5 mm. Schemat budowy kolumny pokazano na rys. 1, a wygląd zamontowanych 3-ech kolumn przygotowanych do podłączenia stanowiska badań piezometrycznych przed wykonaniem badań w formie fotografii na rys. 2.

Kolumna filtracyjna (1) od spodu miała wklejony ruszt zbudowany z płyty z tworzywa sztucznego z wywierconymi otworami o średnicy mniejszej niż najmniejsze ziarna dolnej warstwy podtrzymującej. Na ten ruszt została nasypiana warstwa podtrzymująca (2) zbudowana z 3-ech warstw o wysokości 10 cm każda złożonych z coraz mniejszych ziaren, tak, że dolna miała ziarna 3 + 4 mm, środkowa 2 + 3 mm i górna 1,5 + 2 mm. Na warstwę podtrzymującą w każdym cyklu pomiarowym nasypywane było odpowiednie złożo (3) o miąższości 20 cm. W górnej części kolumny znajdowała się rurka dopływu wody z zamontowanym iglicowym zaworem regulacyjnym 1/4 [4] umożliwiającym ustalanie wielkości strumienia dopływającego wody. Analogiczny zawór (5) znajdował się pod kolumną i służył do regulowania wielkości wypływu wody. Pod rusztem w ściance kolumny (1) został wywiercony otwór,



Rys. 1. Schemat budowy kolumny filtracyjnej wraz z oprzyrządowaniem
 Fig. 1. Scheme of the construction of a filtration column with equipment

który połączono z dolną ręką piezometryczną (6) pozwalającą na pomiar strat ciśnienia podczas filtrowania wody. Podobny piezometr (7) wykonany w górnej części z połączeniem do kolumny nad zbiorem służył do kontrolowania wysokości warstwy wody (8) nad zbiorem.

Wysokość warstwy wody była zmienna i wpływała na natężenie przepływu wody przez filtry. Oczywiście podczas badań poziom wody w kolumnie i tymi piezometrze był identyczny, a piezometr służył do bardziej precyzyjnego odczytu wysokości warstwy wody (8), w kolumnie. Do pomiarów różnic wysokości zwierciadła wody (9) w piezometrach służyła miarka (10) przymocowana na stałe do kolumny i piezometrów. Podczas badań procesu filtracji woda wypływała przez zawór odcinający (11) i odpływała poza stanowisko pomiarowe. Do glukania oraz „układania” złoża służyły zawory (12) i (13). Przez zawór (12) wprowadzana była woda wodociągowa, która przy zamkniętym zaworze (11) płynęła do góry przez ruszt, warstwę podtrzymującą i złoża filtracyjne do góry i wypływała przez wylot zamykany zaworem (13).



Rys. 2. Fotografia zestawu stanowiska do badania filtracji wody
Fig. 2. Photograph of the set of the stand for testing water filtration

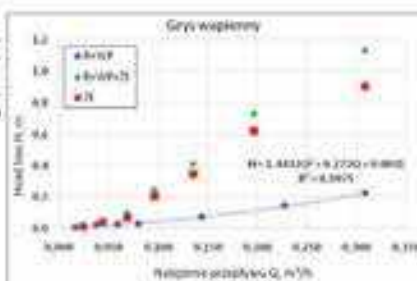
Metodyka pomiaru

Istotą metody pomiarowej było określenie zależności strat ciśnienia podczas filtrowania wody przez złoża w funkcji natężenia przepływu wody.

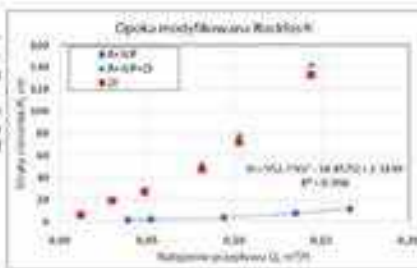
Do kolumny (1) wsypanyo warstwę podtrzymującą według opisu na rys. 1. Następnie przepuszczano strumień wody od dołu (przez zawór 12) z taką intensywnością, aby uzyskać niewielką ekspansję warstwy podtrzymującej. Woda z kolumny

wypływała przez otwarty zawór 13. Po kilkuminutowym przepływie wody zamykano powoli zawór 12 w celu sukcesywnego ułożenia się tej warstwy oraz zamykano zawór 13. Uchamowano przepływ wody jak podczas filtracji, czyli z góry do dołu i przy pomocy zaworów 4 i 5 oraz przy całkowicie otwartym zaworze 11, a zamkniętym 12 odczekiwano do chwili ustabilizowania się poziomów wody w piezometrach. Ustabilizowane poziomy zwierciadła wody w piezometrach świadczyły o ustalonych warunkach, czyli tyle wody wpływało do kolumny ile wypływało. Przy ustalonych warunkach dokonywano dwóch pomiarów, to jest różnic wysokości zwierciadła wody w piezometrach 10 oraz natężenia przepływu wody metodą naczyńową. Cylinder 1200 ml był podstawiany pod wylot i mierzony był stopień czasu jego napełnienia. Po wykonaniu pomiaru zmieniano stopień otwarcia zaworów 4 i 5, stabilizowano inną wartość przepływu, a następnie mierzono różnice zwierciadła wody w piezometrach i natężenie przepływu wody. Powtarzając kilkakrotnie tę procedurę otrzymywano zależności strat ciśnienia wody przy przepływie przez ruszt oraz warstwę podtrzymującą. Następnie na warstwę podtrzymującą nasypywano badane złoża, strumieniem wody z dołu do góry układano warstwę złoża, a następnie wykonywano pomiary powtarzając dokładnie tę samą procedurę. Po wykonaniu również kilku pomiarów otrzymywano zależności strat ciśnienia wody przy przepływie przez ruszt, warstwę podtrzymującą oraz warstwę filtracyjną.

Rys. 3. Zależność strat ciśnienia od natężenia przepływu w kolumnie filtracyjnej z grysem wapiennym
Fig. 3. Dependence of pressure losses on flow rate in a filtration column filled with limestone grit



Rys. 4. Zależność strat ciśnienia od natężenia przepływu w kolumnie filtracyjnej z opką modyfikowaną Rockfoł
Fig. 4. Dependence of pressure losses on flow rate in a filtration column with Rockfoł, modified rock.



Kolejno, zarówno punkty pomiarowe otrzymane z badań warstwy rusztu i warstwy podtrzymującej, jak i badań rusztu, warstwy podtrzymującej i złoża opokowymno krzywą drugiego stopnia. Rozwiązując układ obu zależności otrzymywano wielkość poszukiwaną, czyli zależność funkcyjną strat ciśnienia przy przepływie wody przez badane złoża w funkcji natężenia przepływu wody. Ta zależność pozwoliła na weryfikację możliwości modelowania wzorem Erguna (4) i doboru jak najlepiej dopasowujących się zestawów liczb sterycznych i średnicy zastępczej ziaren.

Statystyka pomiarów

Do oceny wyników pomiarów i obliczeń średnic zastępczych oraz sterycznych wykorzystano statystykę opisową – średnią, medianę, odchylenie standardowe, maksimum, minimum i współczynnik zmienności. Normalność rozkładów badano testem Shapiro-Wilka.

Wyniki i ich omówienie

Wyniki badań strat ciśnienia podczas filtrowania wody przez ruszt i warstwę podtrzymującą (R+WP), całego zestawu filtracyjnego, czyli rusztu, warstwy podtrzymującej i złoża (R+WP+Z) oraz w konsekwencji przez samo złoża filtracyjne (Z) zostały pokazane na rys. 3 i 4. Rys. 3 pokazuje zależność strat ciśnienia w funkcji natężenia przepływu dla grysu wapiennego a rys. 4 opoki modyfikowanej Rockfoł.

Niebieskimi znacznikami (rys. 3 i 4) pokazano charakterystykę zestawu ruszt

i warstwa podtrzymaująca, które różniły się dla poszczególnych badań, gdyż warstwa podtrzymaująca w każdym przypadku podczas napełniania układu się przypadkowo. Na tych wykresach pokazano tę zależność aproksymując punkty pomiarowe funkcją wielomianową drugiego stopnia. Zielonymi znacznikami pokazano charakterystykę zestawu ruszt, warstwa podtrzymaująca i złoża. Odejmując od rzędnych każdego z tych punktów obliczone wartości strat z wzorów aproksymacyjnych otrzymano charakterystykę strat ciśnienia samego złoża – pokazaną czerwonymi znacznikami. Te punkty stały się podstawą analizy pokazanej na wykresach rys. 8-9.

W tabeli 2 pokazano miary statystyczne, takie jak średnia, mediana, odchylenie standardowe, maksimum, minimum i współczynnik zmienności kluczowych wielkości wykorzystywanych do wzoru Erguna, to jest średnicy objętościowej D_v , średnicy powierzchniowej D_s , średnicy objętościowo-powierzchniowej (Sautera) D_{32} oraz związane ze średnicami ziaren ich sferyczności ψ_1 i ψ_2 , obliczone przy pomocy wartości pokazanych w tabeli.

Jak widać z tabeli 2 dla obliczeń średnic zastępczych, jak i wartości sferyczności – przy wykorzystaniu różnych metod – uzyskiwano wartości znacznie różniące się od siebie. Średnice obliczone z oszacowanych powierzchni cząstek są znacząco większe od średnic objętościowych. Najniższe wartości otrzymano dla średnic powierzchniowo-objętościowych. Tak duże różnice mogą prowadzić do błędnych wyników strat ciśnienia, szczególnie, że dodatek sferyczności, która przy zastosowaniu różnych wzorów daje także wyniki znacznie się różniące. Wykonany test Shapiro-Wilka wykazał normalność rozkładu wyników średnic zastępczych i sferyczności dla grysu wapiennego i formalnie brak normalności rozkładu dla materiału Rockfossil, chociaż otrzymane wartości statystyki były niewiele mniejsze od wartości krytycznej.

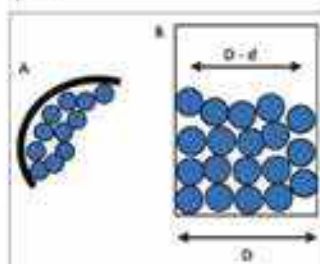
Duży rozrzut średnic zastępczych, odchyłań standardowych i współczynników zmienności oraz obecność ziaren o dużych wymiarach wymusiły uwzględnienie w obliczeniach wystąpienia efektu przyciśnienia, czyli obszarów podwyższonej porowatości blisko ścianek kolumny filtracyjnej. W takim przypadku przepływ przez

warstwę filtracyjną nie jest jednokowy – przy ściankach złoża o większej porowatości przepuszcza większy strumień niż złoże wewnątrz kolumny filtracyjnej. Powiększona porowatość przy ściankach może być obliczona ze wzoru [14] [18]

$$\epsilon = \epsilon_0 = 0,01 \cdot \left[e^{\frac{10 \cdot i_0}{D}} - 1 \right] \quad (14)$$

gdzie: ϵ – porowatość złoża przy ściankach, i_0 – porowatość wewnątrz złoża, D – średnica filtru, d – średnica zastępcza ziaren złoża.

Efekt przyciśnienia był analizowany przez wielu badaczy nie tylko podczas filtracji [1, 11, 16, 24, 28, 32, 33, 40], ale także podczas sedymentacji zawieszin [7]. Zjawisko to schematycznie pokazano na rys. 5.



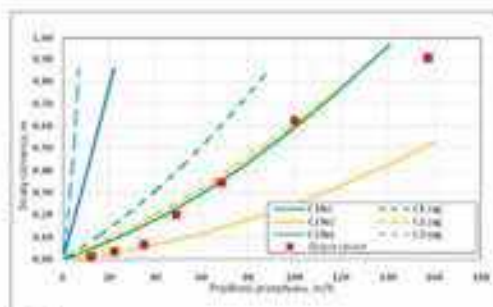
Rys. 5. Schematyczne pokazanie zjawiska efektu przyciśnienia: A – wycinek filtra o kształcie walowym [45], B – obszar oddziaływania efektu przyciśnienia [18].
Fig. 5. Schematic representation of the wall effect phenomenon: A – cylindrical filter section [45], B – area of the wall effect [18].

Kluczowe jest określenie jak głęboko w obszar złoża sięga strefa efektu ciśnieniowego. Di Felice i Gibilaro [18] przyjęli, co pokazano na rys. 5, że jest to połowa średnicy ziaren. Riess et al. [40] z obliczeń symulacyjnych 2 średnic. Wskazano także istną zależność od porowatości układu od ścianek [16, 30, 33, 40]. Analizując wygląd złóż poprzez ścianki kolumny przyjęto, że zwiększona porowatość przy ściankach obliczana według wzoru (14) będzie przyjęta dla pierścienia zawartego między średnicą wewnętrzną kolumny a średnicą zmniejszoną o jedną średnicę zastępczą ziaren. Wewnętrzna część złoża miała porowatość zgodnie z badaniami opisanymi wcześniej.

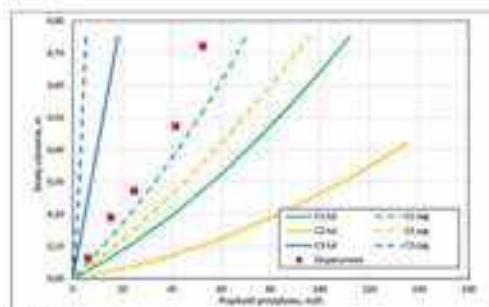
Mnogosć wyników, różniących się od siebie podągnęła za sobą konieczność weryfikacji, która z wartości średnicy zastępczej oraz sferyczności daje w modelu Erguna wyniki najbardziej zbliżone do badań eksperymentalnych. Wówczas można zausgerować zestaw liczb możliwych do

Tabela 2. Charakterystyczne dane materiałów stałych
Table 2. Characteristic data of beds materials

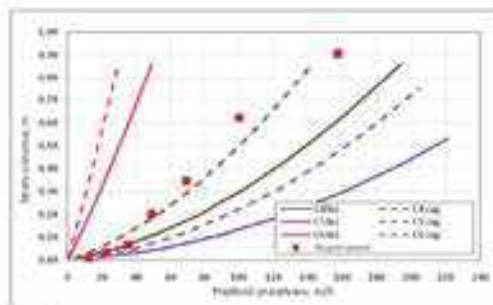
Parametry	Miary statystyczne	Grys wapienny	Rockfossil
Średnica objętościowa D_v	Średnia	4,028	3,838
	Mediana	4,215	3,823
	Odchylenie standardowe	1,192	0,707
	Maksimum	7,326	5,443
	Minimum	2,602	2,344
	Współczynnik zmienności	0,288	0,200
Średnica powierzchniowa D_s	Średnia	8,617	6,868
	Mediana	7,869	6,892
	Odchylenie standardowe	3,033	1,427
	Maksimum	12,866	9,803
	Minimum	3,661	4,775
	Współczynnik zmienności	0,234	0,208
Średnica objętościowo-powierzchniowa (Sautera) $D_{32} = \frac{D_v^3}{D_s}$	Średnia	1,347	1,200
	Mediana	1,365	1,175
	Odchylenie standardowe	0,424	0,230
	Maksimum	2,422	1,679
	Minimum	0,255	0,722
	Współczynnik zmienności	0,315	0,192
Sferyczność $\psi_1 = \left(\frac{D_v}{D_s} \right)^2$	Średnia	0,267	0,313
	Mediana	0,320	0,317
	Odchylenie standardowe	0,034	0,032
	Maksimum	0,231	0,329
	Minimum	0,165	0,275
	Współczynnik zmienności	0,118	0,038
Sferyczność $\psi_2 = \frac{c}{\sqrt{V \cdot S}}$	Średnia	0,486	0,631
	Mediana	0,477	0,639
	Odchylenie standardowe	0,210	0,128
	Maksimum	0,994	0,928
	Minimum	0,124	0,203
	Współczynnik zmienności	0,434	0,128
Porowatość w danej literaturze		0,376	0,133
Porowatość w danej pracy		0,4025	0,4644



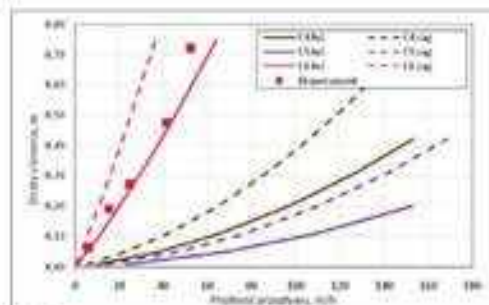
Rys. 6. Wysokości strat ciśnienia w funkcji natężenia przepływu z badań eksperymentalnych grysów wapiennego i z wykorzystaniem wzoru Erguna z kombinacją średnic zastępczych i sferyczności dla złóż w stanie luźnym i zagęszczonym: C1 - $D_p \cdot \psi_p$; C2 - $D_p \cdot \psi_p$; C3 - $D_{sp} \cdot \psi_p$.
Fig. 6. Amounts of pressure losses as a function of flow rate from experimental tests of limestone grit and using the Ergun formula with a combination of equivalent diameters and sphericity for loose and compacted beds: C1 - $D_p \cdot \psi_p$; C2 - $D_p \cdot \psi_p$; C3 - $D_{sp} \cdot \psi_p$.



Rys. 8. Wysokości strat ciśnienia w funkcji natężenia przepływu z badań eksperymentalnych opoki Rockfoss i z wykorzystaniem wzoru Erguna z kombinacją średnic zastępczych i sferyczności dla złóż w stanie luźnym i zagęszczonym: C1 - $D_p \cdot \psi_p$; C2 - $D_p \cdot \psi_p$; C3 - $D_{sp} \cdot \psi_p$.
Fig. 8. Amounts of pressure losses as a function of flow rate from experimental tests of the Rockfoss rock and using the Ergun formula with a combination of equivalent diameters and sphericity for loose and compacted beds: C1 - $D_p \cdot \psi_p$; C2 - $D_p \cdot \psi_p$; C3 - $D_{sp} \cdot \psi_p$.



Rys. 7. Wysokości strat ciśnienia w funkcji natężenia przepływu z badań eksperymentalnych grysów wapiennych i z wykorzystaniem wzoru Erguna z kombinacją średnic zastępczych i sferyczności dla złóż w stanie luźnym i zagęszczonym: C4 - $D_p \cdot \psi_p$; C5 - $D_p \cdot \psi_p$; C6 - $D_{sp} \cdot \psi_p$.
Fig. 7. Amounts of pressure losses as a function of flow rate from experimental tests of limestone grit and using the Ergun formula with a combination of equivalent diameters and sphericity for loose and compacted beds: C4 - $D_p \cdot \psi_p$; C5 - $D_p \cdot \psi_p$; C6 - $D_{sp} \cdot \psi_p$.



Rys. 9. Wysokości strat ciśnienia w funkcji natężenia przepływu z badań eksperymentalnych opoki Rockfoss i z wykorzystaniem wzoru Erguna z kombinacją średnic zastępczych i sferyczności dla złóż w stanie luźnym i zagęszczonym: C4 - $D_p \cdot \psi_p$; C5 - $D_p \cdot \psi_p$; C6 - $D_{sp} \cdot \psi_p$.
Fig. 9. Amounts of pressure losses as a function of flow rate from experimental tests of the Rockfoss rock and using the Ergun formula with a combination of equivalent diameters and sphericity for loose and compacted beds: C4 - $D_p \cdot \psi_p$; C5 - $D_p \cdot \psi_p$; C6 - $D_{sp} \cdot \psi_p$.

zastosowania w projektowaniu filtrów do basenów zawierających badane materiały. Wykonano obliczenia kombinacyjne wykorzystując 2 rodzaje złóż i w każdym 3 zestawy średnic, 2 zestawy sferyczności i 2 zestawy porowatości. Dało to po 12 różnych przypadków dla każdego złoża, a wyniki obliczeń w porównaniu do wyników eksperymentów pokazano na rys. 6 - 9.

Wykresy pokazane na rys. 6 - 9 nie dają jednoznacznej odpowiedzi jak, należałoby obliczać średnicę zastępczą przy obliczeniach modelowych do projektowania filtrów w basenach kąpielowych. Punkty uzyskane z pomiarów przy przepływie wody przez grys wapienny przy wykorzystaniu sferyczności obliczonej wzorem ψ_p w całym zakresie prędkości filtracji (do ok. 40 m/h) układają się zgodnie z kombinacją danych C2, czyli dla

objętościowej średnicy ziaren oraz luźnego zagęszczenia. Przy wyższych prędkościach filtracji złoża zagęszczają się i punkty pomiarowe układają się wzdłuż krzywych odniesionych do C1 lub C2 zag. Przy obliczeniu sferyczności według wzoru ψ_p wyniki eksperymentu układają się według luźnego upakowania, a powyżej według złoża zagęszczonego.

Analiza postaci wzoru Erguna pozwala stwierdzić, że w obu członach średnica zastępcza występuje zawsze w połączeniu ze sferycznością, dlatego należałoby analizować wykresy w funkcji iloczynu „ $d_p \cdot \psi_p$ ”, co pokazano w tabeli 3.

Zarówno dla grysów wapiennych jak i materiału Rockfoss uzyskano najbliższe pomiarom wyniki dla iloczynów różnych

Tabela 3. Wartości iloczynów różnych kombinacji średnic zastępczych i sferyczności (wg oznaczeń z tabeli 2)
Table 3. Values of the products of various combinations of equivalent diameters and sphericity (according to the designations in Table 2)

Materiał	D_p	D_p	D_{sp}
Grys wapienny	ψ_1	1,228	2,472
	ψ_2	2,241	4,176
Rockfoss	ψ_1	1,203	2,152
	ψ_2	2,497	4,448

kombinacji średnic zastępczych i sferyczności oznaczonych wyluszczonej czcionką w tabeli 3. Uogólniając można stwierdzić, że w obu przypadkach dobrze sprawdziły się wyrażenia na obliczenie średnicy zastępczej D_p oraz sferyczności ψ_p obliczanej ze wzoru zamieszczonego w tabeli 2.

[17] Ghomrighi A.H., Clewell J.L. 1986. Predicting the expansion behavior of filter media. *Journal/AWWA*, December pp. 66-75.

[18] Di Felice R., Li G. 2004. CFD: 2004. Wall effects for the porous layer in fixed beds. *Chemical Engineering Science*, 59, 14, July, 3037-3040. <https://doi.org/10.1016/j.ces.2004.03.030>

[19] IJC. 2011. Recommendations for Planning, Construction, Servicing and Operating of Outdoor Swimming Pools with Biological Water Purification (Swimming and Bathing Pools).

[20] Per L.E., Sæter J.S. 2003. Use of porosity to estimate hydraulic properties of porous soils. *Advances in Water Resources*, vol. 26, pp. 501-575. DOI: 10.1016/S0309-1708(02)00180-3

[21] Kopylov, A., Nyskamenov, A. & Norkman, F. 2011. Health effects of disinfection by-products in chlorinated swimming pools. *Int. J. Hyg. Environ. Health* 214, 461-469.

[22] Gampoki S., Gierke N., Doran J., Valentin F., Edinger L. and Spitz V.K. 2014. Regulation concerning natural swimming ponds in Europe: considerations for public health issues. *Journal of Water and Health*, Sept 12, 3, 504-572. DOI: 10.2166/wh.2014.21

[23] Orszakovski Z., Rajc T., Filip-Bargula J., Doran-Jas M., Arber G., de Contogine F.R. 2011. Assessment of Different Pressure Drop-Flow Rate Equations in a Pressurized Porous Media Filter for Inorganic Systems. *Water*, 13, 2175. <https://doi.org/10.3390/w13162175>.

[24] Gurek J., Gierke N., Krumm G. Influence of Wall Effect on Filter Loading during Solidified Filter Tests. *Chem. Eng. Technol.* 2016, 39, No. 2, 417-424. DOI: 10.1002/ceat.201500032

[25] Jirassakuldech L.M., Björlesten B. 2013. Dynamic and initial head loss in full-scale wastewater filtration and measures to prevent long-term initial head loss. *Water Practice & Technology*, Vol. 17 No. 7, 1310. doi: 10.2166/wpt.2013.084

[26] Kępczyński - Comenius SOPS. *Statystyka w Inżynierii* 12, 23-250. <http://www.comenius.edu.pl/rozd/12/23-250>

[27] Kępczyński - *Zadania z Inżynierii Wzrostowej* 182/540/541. S.A. Salski 24, 26-032. <https://www.komputerny.pl/dlimg/604/2024/>

[28] Kępczyński W., Wittenberg M., Salski E., Mewes U. 2004. Modeling of the wall effect in packed bed adsorption. *Chem. Eng. Technol.* 27, 11, DOI: 10.1002/ceat.200407001

[29] Langensiefen O., Dahn G., Finkels L., Blass A., Stein O.E. 2019. *Water Technology Packed Bed Adsorption on the Design and Application of Treatment Wastewater*. Book, January. Scientific and Technical Report No. 27. IWA Publishing.

[30] Lavignolo F., Doo S., Bux K.A., and E. A. J. F. Peters E.A.J.F. 2018. Experimental and Numerical Investigation of Structure and Hydrodynamics in Packed Beds of Spherical Particles. *AIChE Journal*, May, 64, 5, 1899-1907. DOI: 10.1002/aic

[31] Malyka M., Hrybiak M. 2017. *Chemia i technologia przepływowej wody wrotajowej zjawiska studiów wszechstronnych*. Prace Politechniki Wrocławskiej, vol. 65, nr 11/2, 2017.

[32] Makin D., Hurley M.C. 1999. Wall effect in packed columns. *MEC Process Design and Development*, 8, 2 April, 280-282.

[33] Müller G.E. 2019. A modified packed bed radial porosity correlation. *Powder Technology*, 362, 15, 407-412. <https://doi.org/10.1016/j.powtec.2018.10.030>

[34] Orszakovski Z. 1990. *Przebiegi dyfuzji w porach*. PWN Warszawa.

[35] Orszakovski Z., Pysar J., Zajtys R. 1997. *Mechanika płynów w inżynierii środowiska*. WNT Warszawa.

[36] Pisco-Santos, E. 2005. *Phykosmedation*. *Phytol. Annals Reviews*.

[37] PN-B-06714 2016. *Kształwienie inżynierskie - Budowa - Obciążenie pomostami*

[38] PN-EN 2007-7:2008 - *Budownictwo mechaniczne i fizyczne właściwości mechaniczne - Część 7: Obciążenie gęstości wyporności - Metody pomiarowe*

[39] Rado, D., Guzanovic V., Petrovic, J., Radojevic, K., Jalevic, B., Radic, J., Batic, M. 2003. *Macroporosity as remediation technology in improving landfill leachate treatment*. *Process Environmental Bulletin* 22(4), 1787-1791.

[40] Raza F.M.B., Swales H., Hoode G.S. 2022. Assessing the wall effect of packed concrete cylinders and angular walls on granular bed porosity. *Granular Matter*, 24(36). <https://doi.org/10.1007/s10033-021-01927-0>

[41] Kizile E., Araya M., Acido E., Gera A. 2019. *Selenium recovery from acid mine water*. *Engineering Geology - April*, DOI: 10.1016/j.enggeo.2019.04.006

[42] Schlegelger A.Z. 1960. *The physics of flow through porous media*. University Toronto Press.

[43] Swales H. 2007. *The sphericity of grains of filtration beds applied for water treatment*. *Electron. Journal of Polish Agricultural Universities*, vol. 10, Issue 1, Topic Civil Engineering, 6 March.

[44] Swales H. 2007b. *Wzrostki plukowe jednokomorowe i dwukomorowe w filtracji przemyślnej*. Wydz. SDGW Warszawa.

[45] Swales H., Orszakovski Z. 2014. Influence concrete filter and diameter grain bed on efficiency of detaining water with different concentrations of iron. *Water*, 1, 42-46.

[46] Isam H., Wang Z., Yang Y., David Y., Gu Q., Mahmudjanga A., Jiang Y. 2023. Dimensional analysis-based head loss calculation for the micro-pressure filtering wall washing tank. *Water Supply*, Vol. 23, No. 3, 1729. doi: 10.2166/ws.2023.083

[47] Trusek E.R., Chang M. 1999. Review of flow through media as applied to head loss in water filter. *Journal of Environmental Engineering*, vol. 125, no. 7, November, pp. 998-1006. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)10723-922\(1999\)125:1099](https://doi.org/10.1061/(ASCE)10723-922(1999)125:1099)

[48] Ullah A., Hong K., Guo Y., Gungor A., Zaman M. An overview of Eulerian CFD modeling and simulation of non-spherical biomass particles. *Renewable Energy* 141 (2019) 1054-1066. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.04.024>

[49] Venkatesan P., Rao P.R.M. 1999. Design, construction and solution flow through porous media. *Journal of Hydraulic Engineering*, vol. 124, no. 8, August, pp. 840-846. [https://doi.org/10.3390/w15101878](https://doi.org/10.1061/(ASCE)10723-942(1998)124:8(840)</p>
<p>[50] Walczak W., Salski A., Szwed J. 2023. <i>Natural Swimming Pools as an Application of Treatment Wastewater - A Review</i>. <i>Water</i> 2023, 15(10), 1878. <a href=)

[51] Wei D., Wang L., Zhao B. 2016. A simple method for particle shape generation with spherical harmonics. *Powder Technology* 290 (2016) 284-291. <https://doi.org/10.1016/j.powtec.2016.02.058>

[52] Zeng Z., Grigg R. 2006. A Criterion for Non-Darcy Flow in Porous Media. *Transport in Porous Media* 62, 37-69. Springer. DOI: 10.1007/s11242-006-7720-3

[53] Zenz PA., Offenberg D.F. 1960. *Fluidization and Fluid-bed Systems*. Reinhold Publishing Corporation, New York.

[54] Zielinski M. 2017. *Analiza jakości filtracji z filtrów przepływowych pracujących z piaskiem*. Inżynieria, 6, 34-38. DOI: 10.36719/15.2021.6.4

[55] Zielinski M., Dębowski W. 2021. Energy and Water Savings during Backwashing of Food Filter Plants. *Energy* 2021, 14, 3782. <https://doi.org/10.3390/en14033782>

Artykuł powstał w ramach pracy doktorskiej pt. „Opracowanie i wdrożenie modelowego systemu filtracji wody dla naturalnych stawów kąpielowych” przygotowanej przez Wojciecha Walczaka. Badanie zostało sfinansowane przez Ministerstwo Edukacji i Nauki (Polska), w ramach projektu nr DWD/5/0334/2021.

Mechanika płynów

Wybrane zagadnienia w ujęciu komputerowym

Kazimierz Żarski

Warszawa 2007

Sprzedawca prowadzi:
 Ośrodek Informacji „Technika Instalacyjna w Budownictwie”
 02-674 Warszawa, ul. Marynarska 14, tel./fax: (22) 643-77-71
 e-mail: redakcja@informacjainstal.com.pl
wydawnictwo@informacjainstal.com.pl



12.3. Comparative analysis of phosphorus removal efficiency from water on selected filter beds for use in the natural swimming pond filtration systems. *Journal of Ecological Engineering* 26.6 (2025), DOI 10.12911/22998993/201975

Comparative analysis of phosphorus removal efficiency from water on selected filter beds for use in the natural swimming pond filtration systems

Wojciech Walczak, Artur Serafin^{1*}, Tadeusz Siwiec¹

¹ Department of Environmental Engineering and Geodesy, University of Life Sciences in Lublin, Leszczyńskiego 7, 20-069 Lublin, Poland

* Corresponding author's e-mail: artur.serafin@up.lublin.pl

ABSTRACT

This study aimed to compare the adsorption efficiency of phosphorus and its possible removal using three types of filter materials: modified rock opoka (Rockfos[®]), iron grit (Sulfur E), and limestone, based on laboratory column studies. Adsorption studies of phosphorus were carried out in laboratory conditions at two concentration levels (2 mg P/L and 5 mg P/L), and phosphorus concentration analyses in eluate were conducted using a spectrophotometer. For the assessment of adsorption capacity and potential, changes in phosphorus concentrations in eluate (P_{el}) per operating cycle of each filter were analyzed, including calculations of phosphorus adsorption efficiency and capacity. In case of possible eluate leaching from the bed, seven other parameters were additionally analyzed, including: pH, electrical conductivity (EC), water hardness (mval/L), ammonium ions (N-NH₄), nitrate ions (N-NO₃), iron ions (Fe), and manganese ions (Mn) in mg/L. Based on the results of eluate analysis, it was observed that the tested filtration materials were able to remove phosphorus from water. The highest and most stable adsorption efficiency was shown by the material Rockfos[®] (90–99%), followed by Sulfur E (20–89%), and the lowest by limestone (24–70%). The tested granulate used in the study also showed very favorable parameters of sorption effectiveness and eluate leaching. The tested minerals were characterized by the release of various parameters from the deposit and/or change in their values to a minimal extent without exceeding the water quality standards for FLL eco-pools. The potential for use in filtration systems of natural swimming ponds applies in particular to modified rock (Rockfos[®]). The material Sulfur E, despite its lower adsorption effectiveness, was also highlighted due to its significant Fe content, which could be a phosphorus availability regulator for microorganisms in water and eco-pool systems.

Keywords: modified rock opoka, iron grit, limestone, eco-pools, mineral filtration.

INTRODUCTION

In the perspective of ecological technological solutions, natural swimming ponds (eco-pools, biopools) are becoming increasingly popular in every sphere of socio-economic life as an environmentally friendly alternative to typical swimming pool basins [Littlewood 2005; Casanovas-Massana and Blanch 2013; Walczak et al., 2023].

Eco-pools are artificial water reservoirs with high landscape values (quasi-mini lakes), used recreationally without the use of advanced chemical water treatment techniques. These ponds rely on the natural processes of self-cleaning of water [Casanovas-Massana and Blanch, 2013; Bus

and Karczmarczyk, 2015], based on the treatment properties of treatment wetlands (TWs) – a living substratum of an ecosystem [Langergraber and Dotro, 2019; Walczak et al., 2023].

A typical natural swimming pond is built from a water-filled basin with a bottom covered with hydro-insulation material (e.g., PVC, bentonite, EPDM). It is divided into three zones with differentiated functionality. The regeneration zone – shallow, covered with specific aquatic vegetation – is placed on a specially selected mineral bed (TWs). This zone facilitates the assimilation of substances and the biocumulatory removal of toxic compounds by macrophytes – aquatic vascular plants [Serafin et al., 2019; Walczak et al., 2023].

Additionally, the zone of microorganic biofilm in the bed aids in the mineralization of organic compounds and the physico-chemical sedimentation of suspensions. The swimming zone, in turn, is the deepest and intended for recreational use [Radic et al., 2013; Bus and Karczmarczyk, 2015; Walczak et al., 2023].

Efficient water treatment in the TWs system is linked to actively functioning ecosystems, supported by the complementary role of macrophytes and regeneration zones, as well as the properties of root systems of higher aquatic plants. A crucial aspect is also the biological, chemical, and physical sorption of biogenic compounds in the plant bed, which influences the efficiency of phosphorus sorption and the potential activity of the microorganic biofilm [Wolski et al., 2001; Walczak et al., 2023]. The result of the purifying function of TWs is to maintain bio-physico-chemical water parameters at levels suitable for recreational use, limiting the development of harmful algae, fungi, and bacteria and increasing the diversity of aquatic organisms, improving shore biodiversity, and creating optimal conditions for aquatic flora growth [Pilon-Smits, 2005; Vymazal et al., 2017; Langergraber and Dotro, 2019; Walczak et al., 2023; 2024].

Improving the capabilities of TWs in the regeneration zone of a swimming pond sometimes needs to be supported by dedicated filtration systems that mimic the natural processes occurring in the environment. These systems eliminate physical contaminants (mechanical filtration) but primarily address biogenic substances that cause water reservoir eutrophication.

The problem particularly concerns the phosphorus (P) level, which can have negative effects by overloading ecosystems in natural swimming ponds. For this reason, it is essential to explore various techniques and materials that could contribute to its removal from water used by people [Molle et al., 2005; Adam et al., 2007].

The efficiency of phosphorus removal in water treatment systems for natural swimming ponds is linked to the use of filtration chambers with various porous mineral materials that operate based on the principles of physical adsorption (less durable) occurring due to van der Waals forces and chemical adsorption (more durable), which uses covalent and ionic bonding [Nawrocki and Bilozor, 2000; Kowal and Świdorska-Bróz, 2007]. The effectiveness of this process also depends on the granulometric characteristics of the mineral

material, including its size, grain shape, and porosity, which influence the capillary action associated with adsorption [Patil and Kulkarni 2012; Skoczko 2019; Walczak et al., 2024].

Physical and chemical adsorption primarily concerns biogenic compounds and other associated compounds, for which minerals may exhibit selective ion exchange properties [Anielak and Piaskowski, 2000; Brzywczyk et al., 2015; Bus and Karczmarczyk, 2015]. An example may be clinoptilolite, which demonstrates ion exchange selectivity relative to specific ions, such as $Pb^{2+} > NH_4^+ > Cu^{2+} > Cd^{2+} > Zn^{2+} > Ni^{2+} > Hg^{2+}$ [Ciciszewski et al., 1990]. According to other authors, $Cs^+ > Rb^+ > K^+ > NH_4^+ > Ba^{2+} > Sr^{2+} > Ca^{2+} > Fe^{3+} > Al^{3+} > Mg^{2+}$ [Kaleta et al., 2007]. Typical adsorbents can also include substances of artificial origin (modified materials like fly ash, clays, or ceramics) as well as natural substances like lignite, sand, and specific mineral groups whose adsorption efficiency is utilized in both simple household and advanced filtration systems [Szczykowska and Siemiennik, 2020]. Among the adsorption materials used in filtration, a wide range of carbon adsorbents is applied: wooden charcoal, anthracite, semi-coke, brown coal, or stone coal, as well as various mineral adsorbents: silica sand, activated alumina, zeolites – especially clinoptilolite and keramsite, mainly used to capture heavy metals and ammonium ions that occur naturally in mineral raw materials [Brzywczyk et al., 2015; Szczykowska and Siemiennik, 2020].

The issue with using some natural or synthetic mineral materials is the release of ions from the bed during water filtration, which can significantly affect their quality and aesthetic values [Chorover and Brusseau, 2008; Miura et al., 2018].

The aim of the study was to determine the relationship between the physical and chemical properties of water with filtration materials and the potential utility of these materials in the functioning of water treatment systems in eco-pools, such as modified rock marketed under the trade name Rockfos®, iron slag Sulfur E, and limestone grit. The first part of the study examined the efficiency of phosphorus removal from water in long-term filtration processes, and the second focused on the potential leaching of various chemical compounds from the materials into water. The materials were chosen to meet criteria of market availability, relatively low acquisition costs, and functional potential based on product datasheets and results of prior research.

MATERIALS

The material Rockfos® (Figure 1a) is produced by the Ceramika KUFEL company through the calcination process (decarbonization) of natural marl rock. It contains significant amounts of the following chemical elements: calcium (CaO – 43.4%), silicon (SiO₂ – 36.04%), aluminum (Al₂O₃ – 5.93%), iron (Fe – 1.34%), magnesium (MgO – 0.94%), and manganese (MnO – 0.12%). These chemical properties result in a high mineral alkalinity (pH=11–12), which can increase the pH of treated water. The material's features indicate its high porosity. The bulk density is 730 kg/m³, internal porosity is approximately 50%, and the granule size is 2–6 mm. Rockfos® has wide applications for wastewater and water treatment, particularly as a final filter in septic tanks to remove residual phosphorus in pre-treated sewage [www.ceramika-kufel.pl/rockfos].

The material Sulfur E (Figure 1b), an iron slag granulate, comes from the EKOWAVE company [www.ekowave.pl]. In terms of physical features, it has a light brown color, cylindrical grain shape, a bulk density of 700–800 kg/m³, and a grain length of 5–15 mm. The material specification indicates a chemical composition rich in iron oxides. Its content of iron oxides determines its phosphorus-binding properties, with a potential phosphorus binding capacity of up to 40% of its active sites [product datasheet from EKOWAVE]. This material is commonly used for the removal of phosphorus in treatment biogas system, which is a product of anaerobic digestion of sludge in municipal and agricultural wastewater treatment

plants, for the purification of landfill biogas, coke gas, and synthetic gas. Due to its high porosity, the material demonstrates high efficiency in phosphorus binding under minimal flow conditions [EKOWAVE company product datasheet].

Limestone grit (Figure 1c) – limestone grit, also known as filtration limestone grit, is obtained from its own Jurassic limestone deposit by the Trzuskawica S.A. Industrial Lineworks in Sitkówka near Kielce (Poland). The material is a natural calcium carbonate produced by the mechanical processing of raw material, including crushing and fraction sorting. It contains: min. 97.0% CaCO₃, max. 0.7% Al₂O₃ + Fe₂O₃, max. 1.2% MgCO₃, and max. 2.5% SiO₂. Its physical properties include a bulk density of 1540 kg/m³, a grain density of 2710 kg/m³, and a grain size of 4–8 mm. Limestone grit has wide applications in chemistry, energy, sugar production, metallurgy, environmental protection, and the building materials industry (product datasheet). Its chemical composition indicates potential sorption capabilities for phosphorus; however, such potential has not been experimentally confirmed [www.trzuskawica.pl/wp-content/uploads/2021/01/przemysl.pdf].

METHODS

To conduct the study on the efficiency of sorption of selected parameters, a setup consisting of three filtration columns was designed, one of which served as a reference example as shown



Figure 1. Filtration materials in research columns: (a) modified marl rock opoka (Rockfos®), (b) iron granulate, (c) limestone grit (photo by Walczak)

in Figure 2. In each of the columns, the tested bed was placed in the section indicated, which was subjected to an analysis of its phosphorus sorption potential.

The filtration columns were made from plexi-glass pipes with a height of 2 m, an external diameter of 60 mm, and a wall thickness of 5 mm. They were equipped with a perforated drain grate, a system of hoses and valves, adjustable clamps, a dosing pump, and an outflow reservoir for flow kinetics analysis (as per the work by Walczak et al., 2024), as well as additional piezometers and other equipment, according to the presented diagram (Figure 2).

Inside each column, at the bottom, there was a perforated grate on which a support layer composed of quartz gravel was placed, arranged in decreasing particle size. The layers were built from progressively smaller grains, such that the bottom layer had a grain size of 3–4 mm, the middle layer 2–3 mm, and the top layer 1.5–2 mm, with each layer having a height of 10 cm. The grain sizes were selected to ensure they would not block the grate's openings and were also larger than the grains of the tested bed.

On top of the support layer, the tested filtration material bed with a thickness of 70 cm was applied in each measurement cycle.

In the upper part of the column, there was an inlet pipe with an installed regulating valve, allowing the adjustment of the inflow rate of water or a laboratory solution. A similar valve was located below the column and was used to regulate

the outflow rate. The stabilization of flow conditions relied on setting the water level in the column throughout the entire study cycle so that the inflow and outflow rates of water were balanced.

Throughout the entire study cycle, due to ongoing clogging, it was necessary to correct the inflow and outflow rates as well as the water level in the column to maintain stable filtration speeds between the water and the bed.

Research methods

The first part of the study, determining the efficiency of phosphorus removal on the described materials, involved passing water with elevated phosphorus concentrations through filtration columns filled with the tested materials. Laboratory solutions with stable physical-chemical parameters were prepared: $P_{\text{total}} = 2 \text{ mg/dm}^3$; $N\text{-NO}_3 = 1.0 \text{ mg/dm}^3$; $\text{pH} = 7.2$ (first series) oraz $P_{\text{total}} = 5 \text{ mg/dm}^3$; $N\text{-NO}_3 = 1.0 \text{ mg/dm}^3$; $\text{pH} = 7.34$ (second series). Tap water and a concentrated Na_2HPO_4 solution were used to prepare the appropriate solutions. Prepared solutions were introduced to each filter column at a rate of 5 m/h, and control samples (3 samples of effluent) were collected at 24-hour intervals, i.e., at 24, 48, 72, 96, 120, and 144 hours after the filter started operating. Effluent samples were analyzed for P_{total} ; $N\text{-NO}_3$, and pH. The results obtained were presented as averaged values. A new bed was applied in each series.

In analyzing the efficiency of phosphorus removal by the filtration materials, the formula

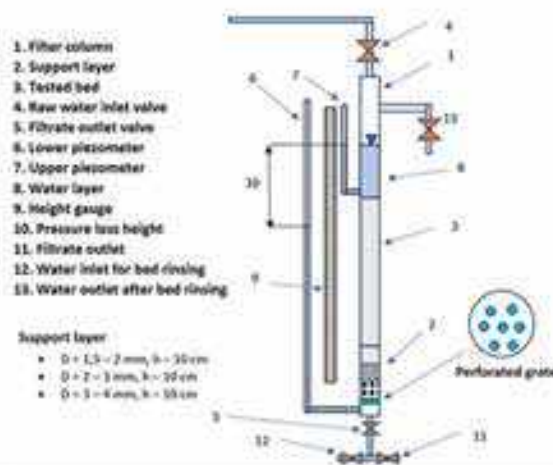


Figure 2. Water filtration testing setup – schematic (from Walczak et al., 2024, modified)

[based on Józwiakowski, 2012; Marzec et al., 2019] was used:

$$\eta = 100 \cdot (1 - C_e/C_i) \quad (1)$$

where: C_e is the concentration of the contaminant in the effluent, and C_i is the concentration of the contaminant in the influent water.

Phosphorus retention, understood as the load of phosphorus retained by the filtration bed, was calculated using the formula:

$$L = (C_i - C_e) \cdot V_f \quad (2)$$

where: C_i represents the concentration of contaminants in the inflowing water, C_e is the concentration of contaminants in the effluent after a given number of hours of filtration, and V_f is the volume of filtered water over a specific period, calculated as the product of the flow rate and filtration time.

In the second experiment, to assess the potential release of chemical compounds from the bed materials into the effluent water, tap water with known physical-chemical parameters, free from any additives, was also used.

The laboratory analysis of selected physical-chemical factors in the water (both raw and effluent) was conducted in three series of repetitions. It concerned the following parameters: pH, electrical conductivity EC ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), total hardness (mval/L), total phosphorus (P_{tot}), nitrates (N-NO_3), ammonium nitrogen (N-NH_4), iron (Fe), and manganese (Mn) in mg/L. Samples of raw and effluent water were collected at 8, 16, and 24 hours after the filter's operation began, with a flow rate of 5 m³/h (fast filter).

The results presented as reference points were arithmetic averages of the parameters analyzed in the samples.

Laboratory measurements

Laboratory analyses of water samples were conducted in the laboratory of the Department of Environmental Engineering at the University of Life Sciences in Lublin using certified methods in accordance with standardized procedures. The following parameters were examined, depending on the experiment - conditions 8 physicochemical factors important for the use of eco-pools were examined (according to FLL 2011): reaction (pH) - by potentiometric method (PN-EN ISO 10523); electrolytic conductivity (EC) - by conductometry

method (PN-EN ISO 27888); water hardness - EDTA titration method (PN-ISO 6059:1999); ammonium nitrogen (N-NH_4) content by spectrophotometric method (PN-ISO 7150-1:2002; NANOCOLOR UV/VIS spectrophotometer by Macherey-Nagel); nitrate (N-NO_3) concentration by colorimetric method with sodium salicylate (PN-C-04576-08:1982); total phosphorus content (P_{tot}) by spectrophotometric method (PN-EN ISO 6878); and the concentration of iron (Fe) cations by the spectrometric method with 1,10-phenanthroline (PN-ISO 6332:2001) and manganese (Mn) - by the permanganate method (PN-C-04590:02:1992).

RESULTS

The results of phosphorus adsorption efficiency for the individual beds are shown in Figure 3. The efficiency of phosphorus removal for the various tested beds was very high. Phosphorus concentrations in the effluent from columns filled with the modified marl rock Rockfos® were significantly lower.

The final concentration after 144 hours of filtration with the solution containing 2 mg P/L was 0.0012 mg P/L, while with the solution containing 5 mg P/L, it was 0.45 mg/L. Due to this, and at such initial concentrations, the results presented in Figure 3a are displayed on a logarithmic scale. The phosphorus removal efficiency in the other columns did not demonstrate such high effectiveness. The decrease in phosphorus concentration during filtration in the column filled with the sulfur material was initially noticeable during the first 48 hours, as the concentration dropped to about 0.2 mg P/L from 2 mg P/L and to about 1.7 mg P/L from 5 mg P/L. After about 60 hours of filtration, a gradual increase in phosphorus concentration was observed.

Ultimately, after 144 hours, the phosphorus concentration in the filter effluent increased to 1.60 mg P/L and 3.14 mg P/L (Figure 3b). Phosphorus removal on the limestone grit beds was minimal. The reduction of phosphorus concentration during filtration with the 2 mg P/L solution dropped to 1.07 mg P/L after 24 hours and to 1.8 mg P/L after 144 hours. Similarly, for the 5 mg P/L solution, the concentration dropped to 4.55 mg P/L and 4.90 mg P/L (Figure 3c).

To illustrate the sorption potential for phosphorus in the tested filtration minerals, Figure

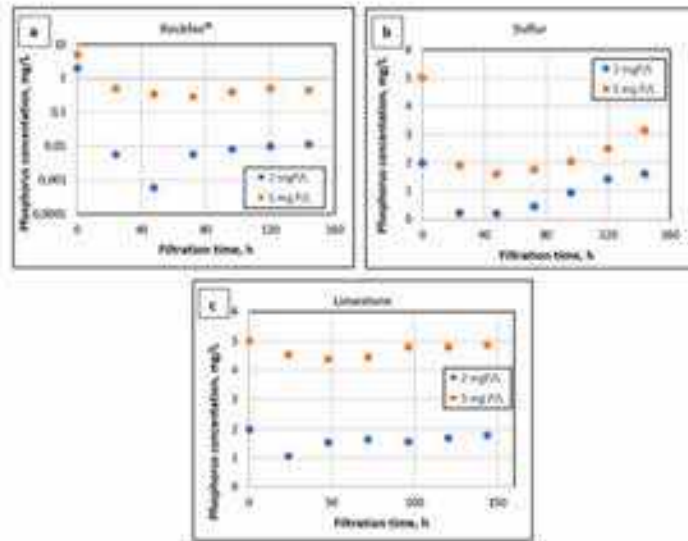


Figure 3. Changes in phosphorus concentration during flow of the research solution through analyzed filter beds: (a) Rockfos[®] (due to its very high efficiency in phosphorus retention this plot is presented on a logarithmic scale), (b) sulfur, (c) limestone

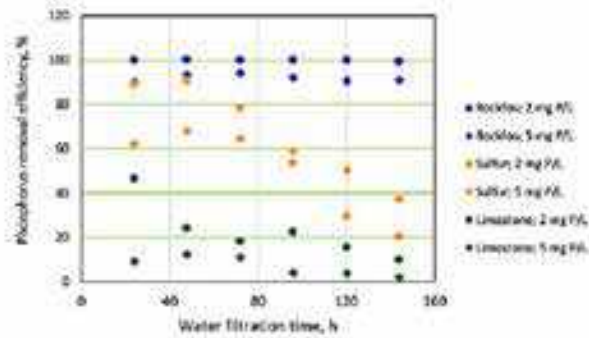


Figure 4. Phosphorus removal efficiency as a function of filtration time and initial phosphorus concentration for all tested filter beds

4 shows the phosphorus removal efficiency (%) calculated using formula 1. The efficiency of phosphorus removal for the material Rockfos[®] was very high. For the solution with an initial concentration of 2 mg P/L, it oscillated between 99.7% at the beginning of the filtration process and 99.4% at the end. For the solution with 5 mg P/L, it reached 90% to 91%, achieving 94% at 72 hours of filtration. Other materials were not as effective. For Sulfur E, for the solution with 2 mg P/L, the efficiency ranged between 89% to 20%,

while for the solution with 5 mg P/L, it ranged between 62.2% to 37.2%. Limestone grit demonstrated even lower efficiency, which ranged from 46.5% to 10% for the 2 mg P/L solution and from 9% to 2% for the 5 mg P/L solution. These trends indicate a consistent process, where, in different test conditions, filtration efficiency does not show pronounced peaks. For example, during the filtration of the solution with 2 mg P/L, Rockfos[®] achieved a maximum efficiency of 99.97% at 24 hours; Sulfur E achieved 90.5% at 24 hours, and

limestone grit achieved 46% at 24 hours. Meanwhile, during filtration with the solution of 5 mg P/L, the maximum efficiency of Rockfos® was 94% at 72 hours, Sulfur E was 68% at 48 hours, and limestone grit was 12.4% at 48 hours. This shows that for higher phosphorus concentrations, the highest filtration efficiency is shifted in time.

The evaluation of the retention capacity of individual beds, expressed in grams of phosphorus over consecutive days, calculated using formula 2, is shown in Figure 5, while the cumulative values are presented in Figure 6. The analysis of the phosphorus load retained by the beds also confirmed differences among the tested minerals (Figure 5). The retention capacity of Rockfos® was very high, and during the experiment, no saturation of its capacity was observed. The differences in capacity per day for each bed were minimal, ranging for the solution with a concentration of 2 mg P/L, from

0.468-0.471 g P/kg, and for the solution with a concentration of 5 mg P/L, from 1.060-1.107 g P/kg. This indicates a high sorption potential of this material for phosphorus.

The other materials behaved differently, as shown by the retained phosphorus loads, which exhibited a declining trend. The sulfur material, for the solution with 2 mg P/L, retained 0.419 g P on the first day, 0.426 g P on the second day, and in subsequent days, the retained phosphorus mass gradually decreased, until only 0.094 g P was retained on the last day. During filtration of the concentrated solution (5 mg P/L), the retained phosphorus masses changed similarly. On the first day, it retained 0.733 g P, on the second day, 0.801 g P, and at the end, 0.438 g P. Both of the aforementioned materials exhibited higher capacity when the inflowing solution contained a higher phosphorus concentration.

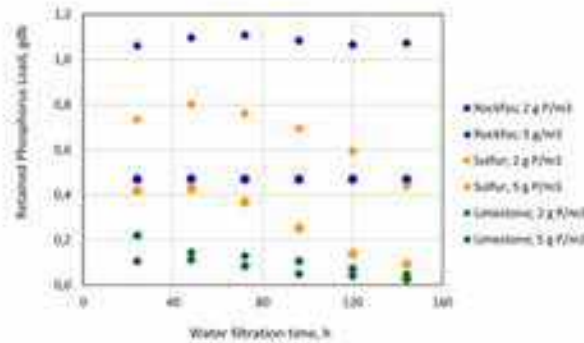


Figure 5. Phosphorus load retained by the analyzed beds over consecutive days of testing as a function of phosphorus concentration in the inflowing solution

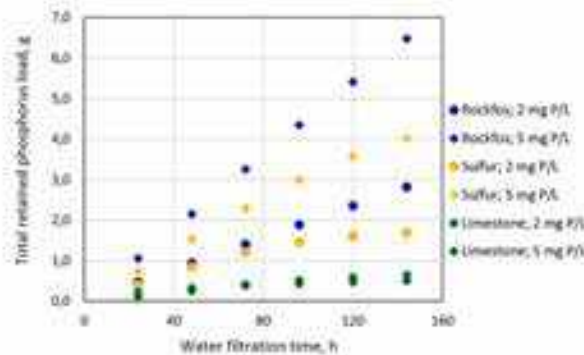


Figure 6. Cumulative phosphorus load retained by the analyzed beds over consecutive days of testing as a function of phosphorus concentration in the inflowing solution

Completely different characteristics were exhibited by limestone grit, whose sorption potential for phosphorus was the lowest. In the case of the solution with a low concentration (2 mg P/L), the mass of phosphorus retained during filtration by the bed changed from 0.219 g P on the first day to 0.047 g P, with a continuous downward trend. In the case of the concentrated solution (5 mg P/L), the retained phosphorus mass on the first day was 0.106 g P, followed by 0.146 g P on the second day, then 0.130 g P, and later, only 0.024 g P.

A significant property in the practical applications of filters is their cumulative capacity, as shown in Figure 6. The trend in the graph indicates an upward trajectory, as each day, each of the materials retained a smaller but increasing cumulative mass of phosphorus. The highest phosphorus mass retained during the study was observed for Rockfos[®], which retained 4,684 g P/kg of bed material during filtration of the concentrated solution (5 mg P/L) and 2,817 g P/kg for the solution with a lower concentration (2 mg P/L). Using the density values of the materials – Rockfos[®]: 730 kg/m³, sulfur: 750 kg/m³, and limestone grit: 1540 kg/m³ – the phosphorus load was calculated per unit of volume depending on the phosphorus concentration in the inflowing solution. Rockfos[®] from a 2 mg P/L solution retained 2.81 g P/kg grains, and from a 5 mg P/L solution 6.484 g P/kg grains. The Sulfur material retained 1.65 g P/kg grains and 3.984 g P/kg grains, respectively, and the limestone grit retained 0.3 g P/kg grains and 2.35 g P/kg grains.

The analysis of measurement points presented in Figure 6 shows that the process proceeds predictably. The points for Rockfos[®] align along a single line, indicating a relatively stable retention

capacity of the bed material. On the other hand, the points describing the behavior of Sulfur and limestone grit reveal variability along the curves. The initial points align along a straight line with a constant slope, and from a certain value, the slope decreases. This indicates the saturation of the phosphorus adsorption capacity of these materials.

One of the most important parameters that changes during the contact of water with various active filtration materials is pH. Therefore, during the discussed tests, every phosphorus concentration measurement in the filtration process was correlated with pH measurements, the changes of which are shown in Figure 7.

From the analysis of the results shown in Figure 7, it follows that the material Rockfos[®] had the greatest impact on pH changes. The highest values were recorded for the concentrated solution (5 mg P/L) after 72 and 96 hours of filtration, amounting to pH=8.61 and pH=8.62, respectively. In the other samples, the pH was below 8,6, and the lowest value was 8.45. This is clearly due to the increase in pH during filtration, as the initial solution pH was 7.35. In the case of filtration with the lower-concentration solution, the maximum pH value was 8.25, and the minimum was 8.05, while the initial solution pH was 7.2.

For the sulfur, the pH values during filtration were in the range of 7.23–7.44, while for limestone grit, they ranged from 7.44–8.15, both within the acceptable range for drinking water.

Considering the potential for using the tested materials in filters to improve water quality in natural pools, it was important to verify not only their sorption capabilities but also whether substances leaching from these materials could affect water users. This study was important to

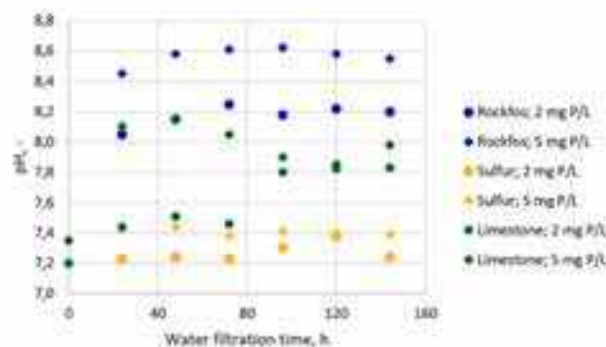


Figure 7. pH values in subsequent measurement samples

determine whether, over a long period, any leaching of compounds could occur that might be harmful to people swimming in the pool.

After constructing such a pool, the first step during commissioning is filling it with water. Since the most readily available water comes from the water supply system, samples of this water were taken and analyzed in this study to determine its composition concerning the parameters listed in the "Laboratory Measurements" section. Three samples were collected at 8-hour intervals, and the results of the tests are presented in Table 1.

The values of the analyzed parameters fell within the limits specified for water intended for human consumption (in accordance with the Regulation of the Minister of Health of December 7, 2017, Journal of Laws, item 2294).

The water between individual samples showed practically no changes. Only slight differences were observed in terms of hardness. The analysis of the obtained laboratory results indicates that, in terms of essential indicators from the perspective of human impact, the risks are very low. The observed variations in values for some factors fall within the margin of measurement error. The results of the mean values shown in the last column were used as the reference point for measurements of water passing through individual beds, as presented in Figure 8.

The pH of the effluent water ranged from 7.23-7.29 and was slightly higher than the values in tap water (mean pH of 7.22) for all tested minerals. The electrolytic conductivity (EC) ranged from 749.2 to 845.0 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (with an average EC of tap water being 752.2 $\mu\text{S}/\text{cm}$), and the highest values in the effluent water were recorded for the material Sulfur E. For the other analyzed minerals, only slightly higher values were observed compared to tap water, and in the case of the material

Rockfos[®], after 24 hours, the values were slightly lower (Figure 8).

Total phosphorus P_{tot} showed slight variations across the entire study cycle for all the filtration beds, ranging from thousandths of mg P/L in the effluent (range: 0.001-0.008 mg P/L, with an average value for raw water being 0.006 mg P/L). The only statement linked to the measurements is that none of the tested minerals leached phosphorus ions into the effluent, and slight differences in values across the different beds likely result from the methodological precision limitations applied.

For N-NO₃ ions, the range of values was between 0.7-1.2 mg/L. For all the mineral materials, slightly higher concentrations were observed after 8 hours of filter operation. After 16 hours, the concentrations were lower, which persisted until the 24-hour cycle, stabilizing for Sulfur E and Rockfos[®]. For limestone grit, during this time, the concentration of N-NO₃ ions rose again, suggesting a potential for slight leaching into the effluent.

No migration of N-NH₄ ions was observed for any of the tested filtration materials. Their concentrations were 0.01 mg/L for both raw and effluent water, regardless of the filter operation time. For Fe ions (range: 0.01-0.08 mg/L) over the 24-hour cycle, a decrease in this parameter was observed for Sulfur E; for limestone grit, an increase (after 8 hours), a decrease (after 24 hours), and another increase (after 24 hours). For modified marl rock (Rockfos[®]), two peaks of reaction (after 8 and 16 hours) were observed, indicating an increase in this parameter during these periods.

For Mn ions (range: 0.01-0.09 mg/L), no changes in reaction were noted over the 24-hour test cycle for Sulfur E and limestone grit, whereas for Rockfos[®], slight increases were observed at the same time intervals. Water hardness over the entire test cycle for all beds ranged from 5.78-8.89

Table 1. Values of physical-chemical parameters of tap water

Tap water	Units	Samples number			Mean
		1	2	3	
Reaction (pH)	-	7.21	7.22	7.22	7.22
Electrolytic conductivity (EC)	$\mu\text{S}/\text{cm}$	749.2	752.4	754.9	752.2
Water hardness	mv/L	6.97	6.18	7.25	6.67
P_{tot}	mg/L	0.002	0.006	0.008	0.006
N-NO ₃	mg/L	0.80	1.10	1.00	0.97
N-NH ₄	mg/L	0.01	0.01	0.01	0.01
Fe	mg/L	0.04	0.06	0.04	0.05
Mn	mg/L	0.01	0.01	0.01	0.01

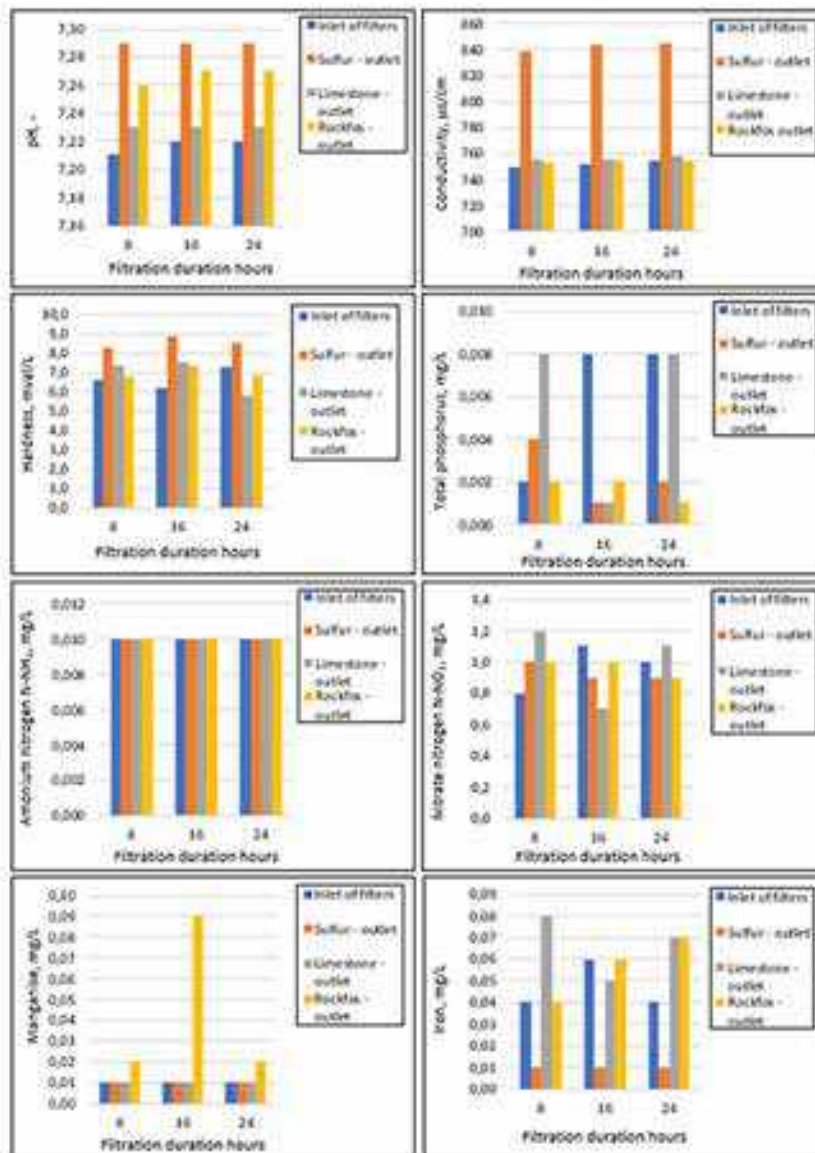


Figure 8. Values of selected physical-chemical parameters of the effluent after filter operation compared to the values of raw water parameters

mval/L , with an average tap water hardness of $6.67 \text{ mval}/\text{L}$. For Sulfur E, hardness values were higher than raw water values across all test times, whereas for limestone grit and modified marl rock (Rockfoam[®]), higher values were noted only during the 8- and 16-hour periods.

DISCUSSION

Natural swimming ponds, despite their anthropogenic origins, function as quasi-natural lake ecosystems. Maintaining the proper quality parameters of water in eco-pools is facilitated by

a range of natural bio-physical-chemical processes occurring in the regeneration zone of the reservoir with the involvement of micro- and macro-organisms in the water and the filtration properties of the mineral substrate. These elements shape the metabolism of biogenic substances, which significantly determines the limnological status and trophic character of the water reservoir [Augustyniak and Serafin, 2021; Walczak et al., 2023].

The utility values of swimming ponds are related to maintaining appropriate ranges of many physical-chemical water quality factors, the norms for which are described in materials from the German Research Association for Landscape Development and Construction (FLL, 2011). Although these do not have a binding legal character, they are used in many European countries. They constitute a set of recommendations and references to regulations defining the technical requirements and parameters of materials used for the construction and operation of swimming ponds. They are intended to meet the guidelines of the German Institute for Standardization (DIN) and align with standards in green building.

However, natural processes occurring in the reservoir do not always ensure the optimal metabolism of biogenic substances and stable utility parameters of eco-pools according to their primary function. Excessively high levels of biogenic substances result in water eutrophication, increase the rate of primary phytoplankton production (algal blooms), and can lead to the intoxication of the water reservoir, causing fundamental changes to water quality parameters [Wetzel 2001; Serafin et al., 2019]. The utility values of such a reservoir deteriorate, and using the water body can result in significant health problems for users [Walczak et al., 2023].

A key element in controlling negative processes of water eutrophication, which affect many other water quality parameters, is primarily phosphorus (P). In natural and anthropogenic waters, phosphorus occurs as mineral and organic compounds, in both dissolved states and in forms of sediment and colloids. As a biogenic component, phosphorus is also a component of aquatic organisms. The natural source of phosphorus compounds in waters includes micro- and macro-organisms. Anthropogenic sources of phosphorus compounds in surface waters include runoff from overly fertilized agricultural lands, insufficiently treated sewage, municipal waste, and industrial activities, as well as atmospheric precipitation, introducing phosphorus into recreational waters

that are seasonal and intensively used [Ho et al., 1992; Wetzel, 2001; Serafin et al., 2019].

Many methods of treating water reservoirs have thus aimed to modify the cycle of this element. It is worth noting that phosphorus in water reservoirs should remain in accordance with Liebig's Law of the Minimum, where its limited presence is necessary for sustainable aquatic development bacterioplankton and phytoplankton (primary production). The threshold level of phosphorus in water to limit primary production is very low – 0.01 mg P/L (FLL 2011 standard for swimming ponds), and an even greater role in adsorption and desorption processes is played by bottom sediments, which store 90% of the phosphorus pool in the ecosystem. This property may have a significant impact on water quality [Orshel et al., 2017; Augustyniak and Serafin, 2021].

With elevated levels of anthropogenic phosphorus in the water, aimed at mitigating negative phenomena associated with excessive eutrophication of the reservoir (e.g., improving the organoleptic properties of water: taste, smell, clarity, etc.), the need for inactivating excess phosphorus using dedicated filtration systems containing minerals with significant adsorption properties becomes crucial [Walczak et al., 2023; 2024]. However, developing appropriate and cost-effective technologies that are easy to operate and maintain at low costs poses a significant challenge.

One of the barriers for budget-conscious options to fully functional filtration systems is the specification of reactive materials. These materials must ensure high sorption efficiency for phosphorus and other allochthonous substances, demonstrate stable properties with minimal ion release, and be economically accessible for all eco-pool users [Bus and Karczmarczyk, 2015]. Such requirements can be met by selected mineral materials tested in this study (limestone grit, iron material Sulfur E, and modified marl rock Rockfos®), whose filtration efficiency potential is the subject of this work.

The effectiveness of filters in technological processes was determined based on water quality indicators before and after the filtration process and by analyzing the filtration bed's permeability under pressure and its durability [Siwiec, 2007; Walczak et al., 2024].

For the proper verification of such effectiveness, the selected filtration materials were subjected to column experiments, which are currently the best-known and widely used technique

to determine adsorption capacity and design TWs [Del Bubba et al., 2003; Dalahmeh et al., 2014; Hamisi et al., 2022]. Column experiments provide valuable data on the interaction of polluted water with the mineral bed and allow for monitoring changes in pollutant concentration as a function of time and filtered volume. This makes them highly useful in delivering reliable information on the level of pollutant retention and the characteristics of the filter's adsorption matrix [Hamisi et al., 2022; Walczak et al., 2024].

In addressing the fundamental research problem of analyzing the filtration efficiency of selected mineral materials for phosphorus, column experiments have shown that all tested materials exhibit potential activity for this process. Filtration materials characterized by their calcium, aluminum, and iron compound content confirm that the adsorption properties of many minerals for phosphorus depend mainly on the presence of these primary compounds in the bed [Aulenbach and Meisberg, 1988; Czerwionka, 2002]. The efficiency of phosphorus removal, as well as the retention capacity in relation to the initial phosphorus concentration in the effluent, varied among the individual minerals.

Modified marl rock opoka (Rockfos®) is a transitional rock between marl and siliceous rocks. It is formed mainly from fine-grained organic detritus, which gives it a heterogeneous structure with scattered remains of fragmented detritus [Pinińska, 2008]. It contains significant amounts of chemical elements with reactive potential for phosphorus adsorption, including calcium, silicon, aluminum, iron, and manganese.

The process of phosphorus removal takes place in an alkaline environment via chemical sorption [Zawadzka et al. 2024A, Zawadzka et al., 2024B]. During this process, calcium phosphates, including hydroxyapatite, are formed. Recent studies on the applicability of this material for water and wastewater filtration indicate that its high calcium (Ca) content is particularly responsible for its phosphorus sorption properties [Cucarella et al., 2007; Bus and Karczmarczyk, 2014]. A similar content of magnesium and aluminum oxides indicates high sorption values in contrast to magnesium oxide alone, whose presence does not influence the process [Bus and Karczmarczyk, 2014]. The phosphorus sorption potential of modified marl rock makes it suitable not only as a filtration material for purifying wastewater and runoff but also as a secondary stage in

cleaning effluents in household hydrofilters [Renman and Renman, 2010; Józwiakowski, 2012; Wąsik and Chmielowski, 2013].

In the operating conditions of the constructed wetland treatment plant under initial phosphorus concentrations of 1.9–4.9 mg P/L, was high, ranging from 87–91% [Renman and Renman, 2010]. It was also consistent with the filtration results obtained during this study, where Rockfos® achieved phosphorus removal efficiency from 90% to 99.7%, depending on the total phosphorus (P_{tot}) concentration in the effluent. For the 2 mg P/L solution, the final phosphorus concentration after 144 hours was 0.0012 mg P/L (respectively, for 5 mg P/L, 0.45 mg P/L). The results confirm that the use of Rockfos® leads to increased sorption potential with rising phosphorus concentration in the inflowing solution, further highlighting its application potential utility. This observation is confirmed by the analysis of the bed's capacity, which can be considered very high. The daily differences in capacity were negligible, around 0.003 g P/L for the 2 mg P/L solution and approximately 0.047 g P/L for the 5 mg P/L solution. The cumulative capacity of this material also indicates the highest amount of progressively accumulated phosphorus in the bed throughout the entire study, regardless of the initial concentration of the solution used.

It is worth adding that the adsorption potential of marl rock depends on the chemical specification of the material. It may vary depending on the nature of the raw material and the extent of modifications performed by the manufacturer, which rarely, as information, reaches consumers [Bus and Karczmarczyk, 2014; 2015].

The experimental studies conducted also tested the utility of iron material (Sulfur E). Its adsorption capacity for phosphorus is largely attributable to its high 40% iron (Fe) content, which provides the chemical capability to precipitate orthophosphate ions from the solution in the form of iron salts (chlorides and sulfates). There is no information on the full chemical composition of this product, which limits understanding of its functionality in the process. From the perspective of eco-pool operation, the large amounts of iron introduced into the water due to the use of this type of bed may influence the potential to increase the biological availability of phosphorus for microorganisms and aquatic vegetation. Studies have shown that when the Fe:P ratio is 1.6, the biological availability of phosphorus is highest

and decreases for ratios of Fe:P equal to 9.8 [Kahliluoto et al., 2015].

During the laboratory experiments, it was found that the retention efficiency of phosphorus on this material ranged from 20–89%, depending on the study cycle. However, its phosphorus adsorption potential decreased over time during the filter operation. In the first 48 hours, a significant decrease in phosphorus concentration was observed: from 2 mg P/L to around 0.2 mg P/L, and from 5 mg P/L to around 1.7 mg P/L. Over the entire experimental cycle, the efficiency decreased (after 144 hours, the phosphorus concentration in the filter effluent increased to 1.60 mg P/L and 3.14 mg P/L). These results are reflected in the low capacity of this material, where slight increases in retained phosphorus were observed only during the 20–24 and 48-hour periods. The significant, successive growth of phosphorus concentration in the effluent at the end of the experiment resulted from the saturation of the material relative to the inflowing phosphorus concentration. The utility potential of this material should be considered not only from the perspective of its effectiveness as a sorption bed (retention) but also its ability to make phosphorus available to microorganisms and aquatic plants in the regeneration zone of the swimming pond.

The sorption potential for phosphorus of limestone grit was minimal. Despite the high content of calcium, magnesium, and iron compounds in its chemical composition, the sorption efficiency of this material did not exceed 46.5% throughout the study cycle. After 144 hours of filter operation, the phosphorus concentration for the 2 mg P/L solution in the effluent was 1.8 mg P/L, and for the 5 mg P/L solution, it was 4.90 mg P/L. This also corresponded to the low capacity of the bed over the entire experimental cycle, regardless of the initial phosphorus concentration, indicating a rapid saturation of this material's sorption capacity. In the framework of the filtration system dedicated to eco-pools, processes of ion exchange and surface sorption are therefore incompatible with user expectations, giving the lowest evaluation of the utility potential for this material.

The highest and most stable sorption capacity for phosphorus was shown by the filter with modified marl rock (Rockfos®).

Analyzing the maximum phosphorus removal efficiency for all tested filtration beds yields certain observations. At low concentrations of the initial solution (2 mg P/L), the maximum adsorption

efficiency was observed after 24 hours, while at higher initial concentrations (5 mg P/L), the timing was shifted. The above information confirms observations that highly efficient filtration materials show improved phosphorus removal efficiency over time with the gradual saturation of the bed [Kaleta et al., 2011].

The utility potential of the tested filtration beds is also linked to analyzing the possibility of ion release from the compounds of the applied materials. This could destabilize the natural self-purification processes of water due to the functioning of the regeneration zone in eco-pools, as well as the interaction of the micro-biocoenosis in swimming pools. This would then translate into changes in the values of key physical-chemical factors in water, which should not exceed the limits specified by FLL.

The above problem may also concern biogenic nitrogen compounds. Their concentrations in nature are linked to the metabolism of the internal ecosystem of the water reservoir, simultaneously influenced by the processes of organic matter mineralization and the biological retention of nutrients through the interactions of aquatic plants and animals [Serafin et al., 2019].

No $N-NH_4$ ions resulting from the mineralization of organic compounds containing ammonium nitrogen were detected during the entire study period or during filtration through the Rockfos® material or other tested beds. This indicates a lack of adverse interactions related to ion exchange or surface desorption from the beds. Their content in eco-pools should remain in the range of 0.0–0.03 mg $N-NH_4/L$ [FLL 2011].

For nitrate ions ($N-NO_3$) formed in the process of microbial nitrification (from ammonium ions to nitrate) or deposition from the atmosphere, the reactivity of the tested materials was negligible. This was reflected in the stable values of this parameter during subsequent cycles of laboratory testing, where, relative to the initial solution specification ($N-NO_3 = 0.8-1.1$ mg/L), the measured values ranged from 0.7–1.2 mg/L, with the highest variation observed for limestone grit. According to FLL [2011], the nitrate ion content in eco-pool water should not exceed 30 mg/L.

In natural swimming pools, the nitrogen compound content should primarily be linked to regulating the metabolic activity of the water ecosystem. This is achieved by controlling and intensively modifying the structure of the biocoenosis, including aquatic vegetation in the regeneration

zone, as well as phytoplankton and bacterioplankton in the reservoir water. For manganese ions (Mn), whose excess has a negative impact not only on human health but also on the organoleptic properties of water (taste, smell, transparency), no significant increases in concentration were observed during filtration with Sulfur E and limestone grit. For Rockfos[®], manganese stock values ranged from 0.02–0.03 mg Mn/L, insignificant in physical-chemical terms and therefore treated as a margin of error. The Mn content in eco-pool water should not exceed 0.05 mg/L (FLL 2011). For iron ions (Fe), similar to Mn in their impact on organoleptic water properties and effects on human health, the sorption properties of the iron material Sulfur E proved significant. This demonstrates its potential for ion exchange and chemical precipitation in the bed material. The Fe content in eco-pools should not exceed 0.3 mg/L (FLL 2011). It should be noted that for increased concentrations of Fe and Mn ions in swimming pools, regulatory filters are often used. Their role is to eliminate excess Fe and Mn compounds, causing precipitation of these ions in the form of sediment and trapping them on their surfaces.

Water hardness, defined as the concentration of calcium, magnesium, iron, and manganese cations in the solution, for all tested materials generally did not deviate from raw water values (average = 6.67 mval/L). Slightly higher values were recorded only for the Sulfur E material (average = 8.54 mval/L), which could indicate slight migration of these cations into the effluent water. This parameter in eco-pool water should not exceed 30 °d (10.7 mval/L) [FLL 2011].

With regard to pH, for the material Rockfos[®], its chemical specification associated with a high content of calcium and magnesium compounds – primary alkaline components – corresponds to its high alkalinity (pH=11–12). This could influence the alkalization of the effluent solution, but no such effect was observed for tap water with a pH of 7.22. The effluent pH assumed an average value of around 7.27, which does not indicate alkalization of the effluent. The process was more significantly noticeable with solutions of varying phosphorus concentrations (range: 8.45–8.62, compared to pH values for laboratory solutions in the range 7.22–7.35). For the Sulfur E material and limestone grit, the pH values in the effluent ranged between 7.23–7.29, while for laboratory solutions, they ranged between 7.23–8.15, meaning they remained within ranges acceptable

even for drinking water. Electrolyte conductivity (EC), an indirect measure of mineralization and contamination, for Rockfos[®] and limestone grit had average values very close to tap water (EC=752.17 µS/cm for raw water, with material ranges between 746.3–752.4 µS/cm). The highest values in the effluent were recorded for Sulfur E (average EC=842.57 µS/cm for the effluent), indicating a slightly higher level of ion dissociation from this material.

The final effect of the mineral filtration process depends on: the quality of the raw water supplied to the filter, the type of filtration material used, its chemical structure, the thickness of the material layer, the filter flow rate, and the speed of water flow through the bed [Cucarella and Renman, 2009; Bus and Karczmarczyk, 2014; Karczmarczyk et al., 2015; Waleczak et al., 2023; 2024].

As the duration of water contact with the bed increases, the adsorption efficiency also increases. The water flow rate through filtration-absorption beds is typically limited to a filtration speed of 5–10 m/h, depending on the technology used [Kowal and Świdarska-Bróz, 2007]. It is worth noting that reducing the flow rate positively influences biofilm development on the adsorbent's surface, which determines its reactive properties and thus its filtration usefulness. This is also related to the issue of bed regeneration, which includes washing, drying, and rinsing the bed. The results of studies by [Karczmarczyk et al., 2019] indicate that reducing the flow rate to below 50% to 100% of the initial value suggests that the bed is no longer active for regeneration.

The sorption activity of each filter material should therefore be determined in relation to the relevant chemicals in eco-pool water, a specific reactive material under a specific manufacturer's name, taking into account its chemical specification and granulometric fraction. It is also necessary to take into account the regeneration capabilities of the adsorbent, filtration parameters, filter system equipment and the characteristics of a given water object, therefore, best in field conditions and under full load.

CONCLUSIONS

Based on the obtained research results, the following conclusions are presented below:

- laboratory analyses showed that all tested filtration materials (limestone grit, modified marl

rock, and iron material) were characterized by phosphorus sorption potential. However, the efficiency of phosphorus binding by limestone grit was so low that it cannot be recommended as a material for future applications;

- among all the tested parameters, the highest sorption capacity, confirmed by the efficiency of phosphorus removal from the water, as well as the capacity of the bed, was demonstrated by the filter with modified marl rock (Rock-los[®]), followed by the iron material (Sulfur E) and, to a negligible extent, by limestone grit;
- the tested materials to a minimal extent exhibited ion leaching processes or changes in their values that would exceed FLL standards for natural swimming ponds;
- the potential use of the iron material (Sulfur E) in filtration beds for eco-pools is associated with its sufficient adsorption capabilities for phosphorus and its potential ability to make phosphorus available to microorganisms and aquatic plants in the regeneration zone of the pond.

Acknowledgements

The article was created as part of a doctoral dissertation entitled "Development and implementation of a modular water filtration system for natural swimming ponds," prepared by Wojciech Walczak. The research was financed by the Ministry of Education and Science (Poland) under project number DWD/5-0334/2021.

REFERENCES

1. Adam, K., Krogstad, T., Vrřle, L., Sovik, A.K. & Jenssen, P.D. (2007). Phosphorus retention in the filter materials shellisand and Filtralite PE—Batch and column experiment with synthetic P solution and secondary wastewater. *Ecological Engineering*, 29(2), 200–208.
2. Amelak, A.M., Puzakowski, K. (2000). Zeolity naturalne i ich zastosowanie w oczyszczaniu wody oraz ścieków. *Ekologia i Technika*, 8(2), 31–41.
3. Augustyniak, R., Serafin, A. (2021). Use of different adsorption models for characterizing P adsorption by the bottom sediment of four degraded urban lakes (Kashubian Lakeland, northern Poland). *Desalination Water Treat.*, 218, 63–79.
4. Aulerbach, D.B., Mensberg, A. (1988). Studies on the mechanisms of phosphorus removal from treated wastewater by sand. *Water Pollution Control Federation*, 6(12), 2089–2094.

5. Brzybczyk, B., Famieloc, S., Malinowski, M., Salmon, J. (2015). The use of clinoptilolite in the self-purification process of small water reservoirs. *Problemy Inżynierii Rolniczej*, 3(89), 71–82. (in Polish).
6. Bus, A., Karczmarczyk, A. (2014). Properties of lime-siliceous rock opoka as reactive material to remove phosphorus from water and wastewater. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, 2(1), 227–238. <http://dx.medra.org/10.14597/infraeco.2014.2.1.017> (in Polish).
7. Bus, A., Karczmarczyk, A.A. (2015). Kinetic and sorption-equilibrium studies on phosphorus removal from natural swimming ponds by selected reactive materials. *Fresenius Environmental Bulletin*, 24(9), 2736–2741.
8. Casanovas-Massana, A., Blanch, A.R. (2013). Characterization of microbial populations associated with natural swimming pools. *Int. J. Hyg. Environ. Health*, 216, 132–137.
9. Chorover, J., Brusseau, M.L. (2008). Kinetics of sorption—desorption. In *Kinetics of water-rock interaction*. New York, NY: Springer New York, 109–140.
10. Czaciszwił, G.W., Andronikaszwił, T.G., Krow, G.N., Filizowa L.D. (1990). Natural zeolites. Warszawa, Wit. Sc. 279. (in Polish).
11. Cucarella, V., Renman, G. (2009). Phosphorus sorption capacity of filter materials used for on site wastewater treatment determined in batch experiments—a comparative study. *J. Environ. Qual.*, 38, 381–392.
12. Czerwionka, K. (2002). The use of active filters to remove pollutants from biologically treated wastewater. V International Scientific and Technical Conference "Water Supply and Water Quality", Gdańsk – Poznań, 387–398. (in Polish).
13. Dalabneh, S.S., Pell, M., Hylander, L.D., Lalander, C., Vinnerås, B., Jönsson, H. (2014). Effects of changing hydraulic and organic loading rates on pollutant reduction in bark, charcoal and sand filters treating greywater. *J. Environ. Manag.* 132, 338–345. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.11.005>
14. Del Bubba, M., Arias, C.A., Brix, H. (2003). Phosphorus adsorption maximum of sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds as measured by the Langmuir isotherm. *Water Res.* 37(14), 3390–3400. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00231-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00231-8)
15. FLL. (2011). Recommendations for Planning, Construction, Servicing and Operating of Outdoor Swimming Pools with Biological Water Purification (Swimming and Bathing Ponds). Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e.V.
16. Hamisi, R., Renman, A., Renman, G., Wärman, A., Thuwvik, R. (2022). Long-term phosphorus sorption and leaching in sand filters for onsite treatment systems. *Science of the Total Environment*, 833, 155–254.
17. Ho, G.E., Mathew, K., Gibbs, R.A. (1992). Nitrogen and

- phosphorus removal from sewage effluent in amended sand columns. *Water Research*, 26(3), 295–300.
18. <http://www.ceramika-kufel.pl/rockfos/> (access 08.09.2024).
 19. <http://www.ekowave.pl/sites/default/files/2020-05/5a.%20SUŁFUR%20E%20-%20SPECYFIKACJA%20PRODUKTU%20PL.pdf> (access 08.09.2024).
 20. <https://www.trzuskawica.pl/wp-content/uploads/2021/01/przemysl.pdf> (access 08.09.2024).
 21. Kówiakowski, K. (2012). Studies on the efficiency of sewage treatment in chosen constructed wetland systems. *Infrastruct. Ecol. Rural Areas* 1, 232.
 22. Kahiluoto, H., Kuinma, M., Ketoja, E., Salo, T., Heikkinen, J. (2015). Phosphorus in Manure and Sewage Sludge More Recyclable than in Soluble Inorganic Fertilizer. *Environmental Science Technology*, <https://doi.org/10.1021/es503387y>
 23. Kaleta, J., Papciak, D., Puzkarewicz, A. (2007). Clinoptilolite and diatomite usefulness in water and sewage treatment. *Gospodarka surowcami mineralnymi*, 23(3), 21–34. (in Polish).
 24. Kaleta, J., Papciak, D., Puzkarewicz, A. (2014). Usunięcie fosforanów z roztworów wodnych w procesie koagulacji powierzchniowej. https://water.put.poznan.pl/images/fullpapers/2014/technologie_wzdatnia_wod/767_woda2014_woda_2014.pdf
 25. Karczmarczyk, A., Bus, A., Baryła, A. (2015). The use of reactive materials in stormwater management systems in housing estates. *Komisy Technicznej Infrastruktury Wsi*, 4(1), 1089–1096. <http://dx.medra.org/10.14597/infraeco.2015.4.1.087> (in Polish).
 26. Karczmarczyk, A., Bus, A., Baryła, A. (2019). Influence of operation time, hydraulic load and drying on phosphate retention capacity of mineral filters treating natural swimming pool water. *Ecological Engineering*, 130, 176–183.
 27. Kowal, A., Świdorska-Bróz, M. (2007). *Water purification*. Warszawa, Wydawnictwo Naukowe PWN. (in Polish).
 28. Langergraber, G., Dotre, G. (Eds.) (2019). *Wetland technology: Practical information on the design and application of treatment wetlands*. In Scientific and Technical Report Series; IWA Publishing: London, UK, 27, 191.
 29. Littlewood, M. (2005). *Natural Swimming Pools: An Inspirational Guide for Construction and Maintenance*; Schiffer Publishing: Atglen, PA, USA, 2005.
 30. Marzec, M., Gizińska-Górna, M., Kówiakowski, K., Pytko-Woszczyło, A., Kowalczyk-Juśko, A., Gajewska, M. (2019). The efficiency and reliability of pollutant removal in a hybrid constructed wetland with giant miscanthus and Jerusalem artichoke in Poland. *Ecol. Eng.* 127, 23–35.
 31. Miura, T., Takizawa, N., Togashi, K., Sasaki, A., Endo, M. (2018). Adsorption/desorption characteristics of cesium ions on natural and synthetic minerals. *Journal of the Japanese Society of Ion Exchange*, 29(1), 9–15.
 32. Moller, P., Li'etard, A., Iwema, A., Kabbabi, A. (2005). Apatite as an interesting seed to remove phosphorous from wastewater in constructed wetlands. *Water Sci. Technol.* 51, 9, 193–203.
 33. Nawrocki, J., Bikoźor, S. (2000). *Water treatment. Chemical and biological processes*. Warszawa-Poznań, Wydawnictwo Naukowe PWN. (in Polish).
 34. Oribel, D.M., Baidoh, H.M., Casson, N.J., North, R.L., Parsons, C.T., Seckar, D.C.M., Venkateswaran, J.J. (2017). Internal phosphorus loading in Canadian fresh waters: a critical review and data analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 74, 2005–2029.
 35. Patil, B., Kulkarni, K.S. (2012). Development of high surface area activated carbon from waste material. *International Journal of Advanced Engineering Research and Studies*, 1(2), 109–113.
 36. Pilon-Smits, E. (2005). Phytoremediation. *Annual Reviews: Fort Collins, CO, USA*, 2005, 2017, 227, 428–443.
 37. Pinińska, J. (2008). Geomechanical properties of opoka rocks. *Górnictwo i Geoinżynieria*, 32(1), 293–301. (in Polish).
 38. Radic, D., Gojanicic, V., Petricvic, J., Raicevic, V., Lalevic, B., Radic, Z., Bozic, M. (2013). Macrophytes as remediation technology in improving Ludaš lake sediment. *Fresenius Environ.* 22, 1787–1791.
 39. Renman, A., Renman, G. (2010). Long-term phosphate removal by the calcium-silicate material Polonite in wastewater filtration systems. *Chemosphere*, 79, 659–664.
 40. Regulation of the Minister of Health of 7 December 2017 on the quality of water intended for human consumption. *Dz.U.* 2017 poz. 2294 (<https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/DocDetails.xsp?id=W-DU:20170002294>). (in Polish) access 08.09.2024).
 41. Serafin, A., Pogorzalec, M., Czernas, K. (2014). Estimation of potential load of eutrophicating compounds of recreational origin penetrating into the mesotrophic lake Piaseczno and of the tourist capacity of the lake in the summer seasons of 2008 and 2010. *Zesz. Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr.*, 11(5), 190–200.
 42. Serafin, A., Sender, J., Bronowicka-Mielniczuk, U. (2019). Potential of Shrubs, Shore Vegetation and Macrophytes of a Lake to Function as a Phytogeochemical Barrier against Biogenic Substances of Various Origin. *Water*, 11, 290, <https://doi.org/10.3390/w11020290>
 43. Siwice, T. (2007). Flushing conditions for single-layer and double-layer rapid filters. *Wydawnictwo SGGW, Warszawa*. (in Polish).
 44. Skoczko, I. (2019). *Filtracja wody w teori i*

- praktyce. Warszawa, Wydawnictwo Polskiej Akademii Nauk.
45. Szczykowska, J. E., Siemieniuk, A. (2020). Laboratory exercises in water technology. Białystok, Poland: Oficyna Wydawnicza Politechniki Białostockiej. (in Polish).
46. Vymazal, J., Březinová, T. D., Koželuh, M., & Kole, L. (2017). Occurrence and removal of pharmaceuticals in four full-scale constructed wetlands in the Czech Republic—the first year of monitoring. *Ecological Engineering*, 98, 354–364.
47. Walczak, W., Serafin, A., Siwiec, T. (2024). Analysis of filtration processes on mineral deposits used in filters of natural swimming ponds. *Instal*, 6, 37–45. <https://doi.org/10.36119/15.2024.6.6> (in Polish).
48. Walczak, W., Serafin, A., Siwiec, T. (2023). Natural Swimming Ponds as an Application of Treatment Wetlands - A Review. *Water*, 15, 1878. <https://doi.org/10.3390/w1510187>
49. Wąsik, E., Chmielowski, K. (2013). Efficiency of municipal sewage treatment in vertical flow sand filters with the addition of granular activated carbon. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, 1(3), 7–17. (in Polish).
50. Wetzel, R.G. (2001). *Limnology: Lake and River Ecosystems*; Gulf Professional Publishing: London, UK; Los Angeles, CA, USA; Tokyo, Japan, 2001.
51. Wobski, P., Gąsiorowski, M., Walczak, W. (2001). Swimming ponds - forms close to nature. *Archiv. Kraj.*, 2–3, 85–94. (in Polish).
52. Zawadzka, B., Marzec, M., Siwiec, T., Józwiakowski, K. (2024A). Effect of Rockfos Material Granulation on Phosphorus Sorption Kinetics. *Advances in Science and Technology Research Journal*, 18(9), 319–332. <https://doi.org/10.12913/22998624/194128>
53. Zawadzka, B., Siwiec, T., Reczek, L., Marzec, M., Józwiakowski, K. (2024B). Modeling of phosphate sorption process on the surface of Rockfos® material using Langmuir isotherms. *Applied Sciences*, 14, 10996. <https://doi.org/10.3390/app142310996>

12.4. Analysis of the functional efficiency of a prototype filtration system dedicated for natural swimming ponds. Water 17.19 (2025):2816, DOI: 10.3390/w17192816

Article

Analysis of the Functional Efficiency of a Prototype Filtration System Dedicated for Natural Swimming Ponds

Wojciech Walczak¹, Artur Serafin¹, Tadeusz Siwiec¹, Jacek Mielniczuk² and Agnieszka Szczurowska³

¹ Department of Environmental Engineering, University of Life Sciences in Lublin, Leszczyńskiego St. 7, 20-069 Lublin, Poland; wojtek.walczak@up.lublin.pl (W.W.); tadeusz.siwiec@up.lublin.pl (T.S.)

² Department of Applied Mathematics and Computer Science, University of Life Sciences in Lublin, Głęboka 28, 20-612 Lublin, Poland

³ Department of Botany and Plant Physiology, University of Life Sciences in Lublin, Akademicka 15, 20-950 Lublin, Poland; agnieszka.szczurowska@up.lublin.pl

* Correspondence: artur.serafin@up.lublin.pl (A.S.); jacek.mielniczuk@up.lublin.pl (J.M.)

Abstract

Water treatment systems in swimming ponds support the natural self-cleaning capabilities of water based on the functions of repository macrophytes in their regeneration zone and the regulation of the internal metabolism of the reservoirs. As part of the project, a functional modular filtration chamber with system multiplication capabilities was designed and created. This element is dedicated to water treatment systems in natural swimming ponds. The prototype system consisted of modular filtration chambers and pump sections, as well as equipment adapted to the conditions prevailing in the eco-pool. An innovative solution for selective shutdown of the filtration chamber without closing the circulation circuit was also used, which forms the basis of a patent application. A verified high-performance adsorbent, Rockfos[®] modified limestone, was used in the filtration chamber. In order to determine the effective filtration rate for three small test ponds with different flow rates (5 m/h, 10 m/h and 15 m/h), the selected physicochemical parameters of water (temperature, pH, electrolytical conductivity, oxygen saturation, total hardness, nitrites, nitrates, and total phosphorus, including adsorption efficiency and bed absorption capacity) were researched before and after filtration. Tests were also carried out on the composition of fecal bacteria and phyto- and zooplankton. Based on high effective phosphorus filtration efficiency of 32.65% during the operation of the bed, the following were determined: no exceedances of the standards for the tested parameters in relation to the German standards for eco-pools (FLL—Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e. V., 2011); lower number of fecal pathogens (on average 393—coliform bacteria; 74—*Escherichia coli*; 34—fecal enterococci, most probably number/100 mL); the lowest share of problematic cyanobacteria in phytoplankton (<250,000 individuals/dm³ in number and <0.05 µg/dm³—biomass); low chlorophyll a content (2.2 µg/dm³—oligotrophy) and the presence of more favorable smaller forms of zooplankton, an effective filtration speed of 5 m/h. This velocity was recommended in the FLL standards for swimming ponds, which were adopted in this study as a reference for rapid filters. In testing the functional efficiency of a dedicated filtration system for a Type B test pond (50 m²—area and 33 m³—capacity), at a filtration rate of 5 m/h, an average effective phosphorus adsorption efficiency of 18.28–53.98% was observed under the best work-in-progress conditions. Analyses of other physicochemical water parameters, with appropriate calculations and statistical tests, indicated progressive functional efficiency of the system under bathing conditions.

Keywords: filtration; modular filter chamber; modified mineral opoka; natural pool; adsorption



Academic Editor: Christian S. Aksoy

Received: 23 August 2021

Revised: 19 September 2021

Accepted: 21 September 2021

Published: 25 September 2021

Citation: Walczak, W.; Serafin, A.; Siwiec, T.; Mielniczuk, J.; Szczurowska, A. Analysis of the Functional Efficiency of a Prototype Filtration System Dedicated for Natural Swimming Ponds. *Water* **2021**, *13*, 2816. <https://doi.org/10.3390/w13192816>

Copyright: © 2021 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

1. Introduction

The filtration efficiency of water treatment systems is usually the basis for the safe use of most natural swimming ponds, also known as natural pools. In their simplest form, such reservoirs consist of a pond basin lined with a highly durable, waterproof, separating liner (e.g., polyvinylchloride—PVC; ethylene propylene diene monomer—EPDM; bentomat), which is then covered with stone slabs, pool tiles, or smooth aggregate according to the design and filled with water [1,2]. A functional feature of natural pools is their division into zones: a regeneration zone and a recreation zone. The first zone is shallow and planted with aquatic vegetation that serves a repository function (bioaccumulation filtration and natural sanitation of water and bottom sediments); the second zone is deeper, exposed, and used for bathing [3–5].

The physical and chemical parameters of the water in the reservoir are the result of natural processes occurring in the living ecosystem of the pond and the efficiency of the water treatment system used. They must therefore be monitored by the user.

Natural water treatment processes in natural pools are based on the physical and biochemical phenomenon of water self-purification. This occurs at different rates and is based on the sedimentation of suspended solids, the mineralization of organic compounds, and their phyto-bioaccumulation. They are also accompanied by the filtration of pollutants in the root zone of plants with the participation of a microbiological biofilm [2,6,7]. In the process of water self-purification, physical, chemical, and biological factors are interdependent [6,8,9], which is why water quality control is difficult in these circumstances. Fluctuations in interactions in the biological world can affect the temporary deterioration of important biophysical and chemical parameters of water [6], including those beyond the standards for swimming ponds specified by the norms for bathing ponds set by the German/Austrian FLL standard [10].

Based on these values, the acceptable ranges for key water quality parameters in bathing ponds can be determined as follows: oxygen content—4–12 mg/dm³; oxygen saturation—80–120%; electrolytical conductivity—200–1000 µS/cm; pH—6.9–9.0; magnesium concentration—5–10 mg/dm³; calcium—30–50 mg/dm³; ammonium ions—0–4 mg/dm³; nitrates—10–30 mg/dm³; nitrites—0.0–0.001 mg/dm³; total phosphorus—0.03 mg/dm³; sulfates—0.40 mg/dm³. It is worth noting that no legal regulations concerning the quality of bathing water in natural pools have been established in Poland [2].

Slightly greater control over bathing water quality can be achieved by using additional water treatment systems. The possibility of adapting technical solutions, selecting the number of filter modules and their combinations, appropriate mineral material, and auxiliary equipment enable a permanent and adaptive response to changes in the quality of water in the pond.

However, in the case of natural swimming ponds, there is a lack of dedicated water treatment technologies. These are usually only modified and improved tiny pond cleaning technologies. Regardless of the nature of the solutions used, they are mainly based on several basic types of filters including mechanical (sponge and drum), gravity- and pressure-operated (circulation pumps), various natural or artificial filter materials, and the possibility of biological processes and hybrid filters in various combinations and with auxiliary equipment [2].

Due to the nature of the technologies used, natural swimming ponds are classified into five technological types: from natural-extensive, without technical solutions (type I) to advanced-intensive, highly technological, resembling modern swimming pools (type V) [2]—Figure 1.

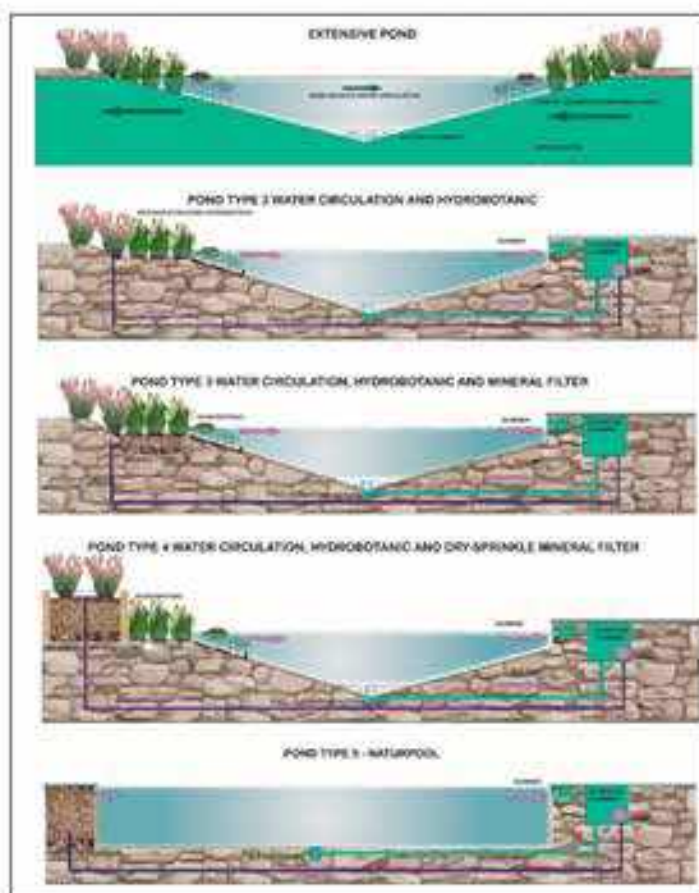


Figure 1. Typology of natural swimming ponds according to the criteria of water treatment technology used [2].

Type II reservoirs are characterized by hydro-botanical filtration without the use of filter beds. They therefore require the use of water treatment systems using mineral materials, induced biological processes (biological chamber), and auxiliary equipment, i.e., circulation pumps, filter mats, surface skimmers, or bottom drains. Their size usually ranges from 50 m² to 300 m², and the ratio of the regeneration zone to the recreational zone is 55% to 45%. In subsequent types of swimming ponds (III–V), technological processes progressively begin to prevail over natural self-cleaning processes, so the contribution of the living ecosystem to water treatment gradually decreases [2,11]—Figure 1.

The aim of this study was to analyze the adsorption efficiency of a water filtration system based on prototype technological solutions in relation to an experimental type II natural pool under typical conditions of use. The paper presents the functional assumptions, design, construction features, and efficiency analysis of a modular filter chamber dedicated to natural pools (biological, physical, and chemical characteristics of water) with an innovative system of sequential unloading of mineral cartridges under field test conditions. The analyses were preceded by research on the appropriate and effective filtration flow rate conditions and supplemented by microbiological and biocenosis analyses of the bathing pond system.

The research was funded by the Ministry of Education and Science (Poland) as part of the implementation doctoral project No. DWD/5/0334/2021, titled “Development and implementation of a modular water filtration system for natural swimming ponds.”

2. Materials and Methods

2.1. Materials

The experiment used an innovative prototype of a compact filter chamber (Figures 2–4) with replaceable filter modules, which met the basic functional requirements for a water treatment system in natural pools, according to [2]:

- Low system weight: Lightweight polymer components were used—HDPE (High-Density Polyethylene) materials adapted to aluminum frame structures.
- System modularity: Solutions were designed to enable trouble-free serial, parallel or Hybrid multiplication of the filter chamber in water treatment systems, using rubber seals, screws, connections and valves.
- Modularity of individual sections of the filter chamber itself: Freedom of two-way sequencing of successive sections and pumping stations with instrumentation adapted to the parameters of the quality of the water to be treated.
- Selective filtration options during functional rest of any of the filter cartridges: Based on solutions included in the patent application, technology has been used to enable the shutdown of some filter modules without closing the water circulation in the pond.
- Use of a filter with a mineral bed with proven high adsorption efficiency for phosphorus: A laboratory-tested, high-efficiency filter mineral-modified rock (Rocklos[®], Ceramika KUFEL, Krasnik, Poland) was used.

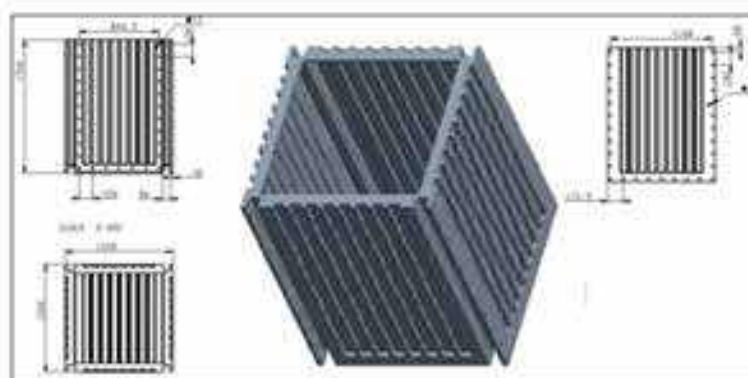


Figure 2. Specification of the designed modular filter chamber [dimensions—cm].

The prototype of the modular filter chamber was designed by a specialist company in accordance with the authors’ guidelines and functional requirements (lightweight, durability, modularity, resistance to weather conditions, resistance to ground loads, water, and resistance of the construction of the module-based platform) using Pro Engineer Creo 3.0 software.

The module design was then checked for compliance with the specified conditions in Ansys Workbench using the finite element method (MES in Polish) (an advanced method for solving systems of differential equations). The analysis was carried out for a module made of polyethylene using rotational molding, with a wall thickness of 10 mm and after simulation of the total load from the ground and surface water pressure.

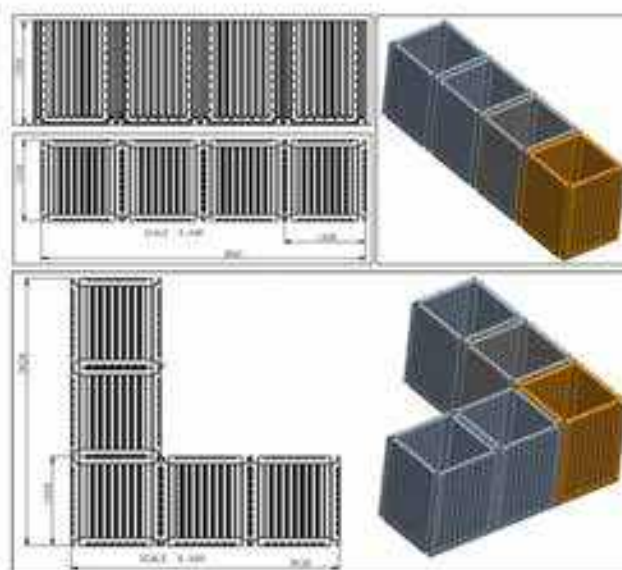


Figure 3. Connection options for the modular filter chamber in the system [dimensions—cm].



Figure 4. Prototype of a modular filter chamber on a usable scale dedicated to water treatment systems in natural pools (photo: W. Walczak).

The results confirmed the correctness of the design, the absence of structural defects, and strengths significantly above the minimum, with a high safety factor, which gives the product a long service life.

Based on the designed solutions, a prototype filter chamber was manufactured in accordance with the developed specifications (Figure 4), which was used to test the efficiency of the water treatment system in an experimental natural swimming pond.

The possibility of selectively switching off the filter chamber module without having to shut down the water circulation in the entire multi-module system was achieved by using an innovative technological solution, which is the subject of patent application No. P.452443 (WIPO ST 10/C PL452443) filed with the Patent Office of the Republic of Poland (Poland).

The invention relates to a modular filtration system for low-pollution water, designed for water treatment in natural and municipal swimming ponds, typical swimming pools, as well as for rainwater treatment.

The aim of the invention is to propose a modular water filtration system solution that will ensure its uninterrupted and stable operation. As a result, the system should be more durable and efficient, which will translate into lower operating costs.

The proposed water treatment system consists of separate filtration modules: a pre-filter, a filter with a mineral bed, a filter with a biological membrane-covered bed, and a pump module.

The pre-filter module is a settling chamber with filter mats, and the mineral bed filter module is a chamber with an adsorbent material and an air or CO₂ supply pipe. The biological bed filter module, on the other hand, is a place for the development of a microbiological biofilm, phytoplankton, and zooplankton, and consists of a chamber with a filter made of mesh tubes braided with a filter fabric that separates zooplankton, and the mesh tubes are embedded in a collector (Figure 5).

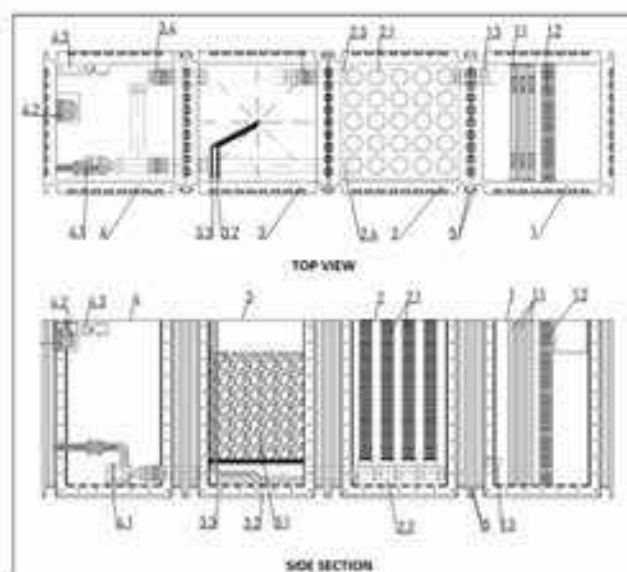


Figure 5. Innovative modular water treatment system with filter control: 1—pre-filter module, 1.1—filter mats, 1.2—mesh filter, 1.3—drain, 2—filter module with biological bed, 2.1—mesh tube filter, 2.2—collector, 2.3—pipe with valve to mineral filtration module, 2.4—pipe with valve to pump module, 3—filter module with mineral bed, 3.1—adsorbent material, 3.2—air or CO₂ supply pipe, 3.3—clean water inlet pipe, 3.4—pipe with valve to pump module, 4—pump module, 4.1—continuous operation pump, 4.2—air compressor, 4.3—CO₂ and coagulant dosing pumps, 5—connecting flange with holes for screwing the modules together.

The essence of the modular filter system is that the modules are universal, functionally interconnected (their adjacent side walls have flanges with holes for screwing them together along the vertical edges), and their number can be multiplied as required according to the volume of water to be treated (Figures 2–5).

Selective module shutdown according to the invention is possible thanks to a system of pipes and valves, which allows for the continuous and effective operation of the system and regeneration of the mineral bed without causing the disappearance of bacterial flora and zooplankton in the chamber with the biological bed.

The filter module with a biological membrane-covered bed (2) uses two pipes with valves. The first (2.3) connects to the filter module with a mineral bed, and the second (2.4) connects directly to the pump module. The pump module also has a pipe with a valve (3.4) connecting to the mineral module. In this design, the filter module can be temporarily shut down by closing the valves on pipes (2.3) and (3.4) and opening the valve on pipe (2.4)—Figure 5.

This allows for easy regeneration of the adsorbent material by rinsing it and, above all, by drying the biofilm on its surface. The design, therefore, allows for relatively easy and effective regeneration of the bed and effective improvement in its sorption parameters, in accordance with the guidelines from experimental studies, according to [12].

In field tests, the filter module with mineral was filled with a material highly effective in phosphorus sorption, which was previously verified in laboratory column experiments [13]. The material selected was Rockfos[®], produced by Ceramika KUFEL in a process of high-temperature decarbonization of natural carbonate–silicate rock—opoka (Figure 6).

The mineral contains significant amounts of elements that are potentially reactive with phosphorus, i.e., calcium, silicon, aluminum, iron, magnesium, and manganese [13]. However, the natural character of this rock, associated with the presence of fine organic debris, its non-homogeneous structure [14], and nuances of technological modification, mean that successive batches of material may have different adsorption efficiencies [5,15].

Therefore, the material used in laboratory and field tests was from the same batch and had a sorption efficiency of 90–99.7%, depending on the total phosphorus (P_{total}) in the initial experimental solution. The total sorption capacity of this material also indicated the highest amount of progressively accumulated P in the bed, compared to other tested materials (Sulfur iron material, limestone grit), for the entire test cycle. The mineral also showed minimal ion release processes or changes in water quality parameters without exceeding the FLL [10] standards for natural swimming ponds, confirming its high filtration efficiency [13]. Due to the practical research focusing on phosphorus-removal efficiency without strictly sorption (isotherms, kinetics and thermodynamic parameters of sorption), the mineralogical features of the material used, e.g., surface area, micropore and mesopore size, XRF/XRD, etc., were not analyzed. The basic chemical characteristics of this batch of Rockfos[®] material are given in publication [13].



Figure 6. Calcium–silicate rock—opoka. (A) natural material [15], (B) Rockfos[®] material (photo: W. Wólczak).

In connection with the formation of the regeneration zone of the experimental natural swimming pond of type II, plant material with re-growth functions was used. In accordance with the recommendations for swimming ponds, native or naturalized macrophyte species that meet moderate habitat requirements, have high decorative value, are resistant to pests and diseases, and improve water quality were used [8]. These species included the following:

- *Acorus calamus* L.—f. Acoraceae, Cl. Lillioipsida: A species that forms the *Acoratum calami* rush community in nature, a helophyte, a marsh geophyte, frost-resistant, due to its outstanding nitrophilic properties (ability to absorb significant amounts of

nitrogen and phosphorus from the environment) recommended for use in biological wastewater treatment plants [16]—Figure 7A.

- *Iris pseudacorus* L.—f. Iridaceae, Cl. Liliopsida: A species characteristic of the Magnocaricion association and the Iris-sedge community Iridetum pseudacori, hydrophytic, frost-resistant [17], with unique rhizofiltration properties, used in biological water treatment systems [8]—Figure 7B.
- *Mentha aquatica* L.—f. Lamiaceae, Cl. Magnoliopsida: A species typical of many meadows, rush and peat bog phytocenoses, e.g., Phragmiteteta [17], a perennial, aromatic plant with phytosanitary (essential oils), bioaccumulative and rhizofiltration properties, used in ponds and for biological water treatment in ponds [8]—Figure 7C.
- *Nymphaea alba* L.—f. Nymphaeaceae, Cl. Magnoliopsida: Water lily, a perennial species characteristic of the Nupharo-Nymphaetum albae vegetation complex and the Nymphaeion association, hydrophytic, nymphaeid growing in meso- and eutrophic conditions; in nature, in Poland, it is partially protected; due to its impressive large flowers floating on the water surface, this species has unique decorative qualities, especially in hybrid varieties [18]—Figure 7D.
- *Myriophyllum spicatum* L.—f. Haloragaceae, Cl. Magnoliopsida: A species of aquatic plant that floats freely or anchors itself to the bottom with creeping shoots and adventitious roots, a typical macrophyte, hydrophyte, and elodeid, characteristic of the Myriophylletum spicati community and the Potametea class of communities; frost-resistant, used for planting water gardens [19]—Figure 7E.



Figure 7. Plants of the regeneration zone of experimental ponds (photo: W. Walczak). (A)—*Acrostichum spicatum*, (B)—*Iris pseudacorus*, (C)—*Mentha aquatica*, (D)—*Nymphaea alba*, (E)—*Myriophyllum spicatum*.

2.2. Research Object

For practical experiments, three water reservoirs were initially built on a private property (in Radzymin near Warsaw, Poland) on a scale of 1:10 in relation to the average size of a natural swimming pond (according to European standards, this is 150 m²). Each of them had an area of 15 m², dimensions of 3 m × 5 m, a water capacity of approx. 10.5 m³, and was sealed from the ground with 1.02 mm thick EPDM waterproofing foil. A regeneration zone (depth 0–45 cm) with an area of approx. 4 m² was separated and planted with rushes with an average density of 5 seedlings/m². The following species were used: *Acrostis calamus*—5 pcs, *Iris pseudocorus*—5 plants and *Mentha aquatica*—10 plants. The deep recreational zone (45–115 cm) of each reservoir, with an area of approx. 8 m², was planted with ornamental species: *Nymphaea alba*—3 plants and *Myriophyllum spicatum*—5 plants, with an average density of 1 seedling/m² (Figures 8–10). The aquatic plants were planted in openwork containers (for stabilization), filled with washed gravel with a diameter of 16–32 mm and covered with unfractionated gravel with a thickness of 10 cm.

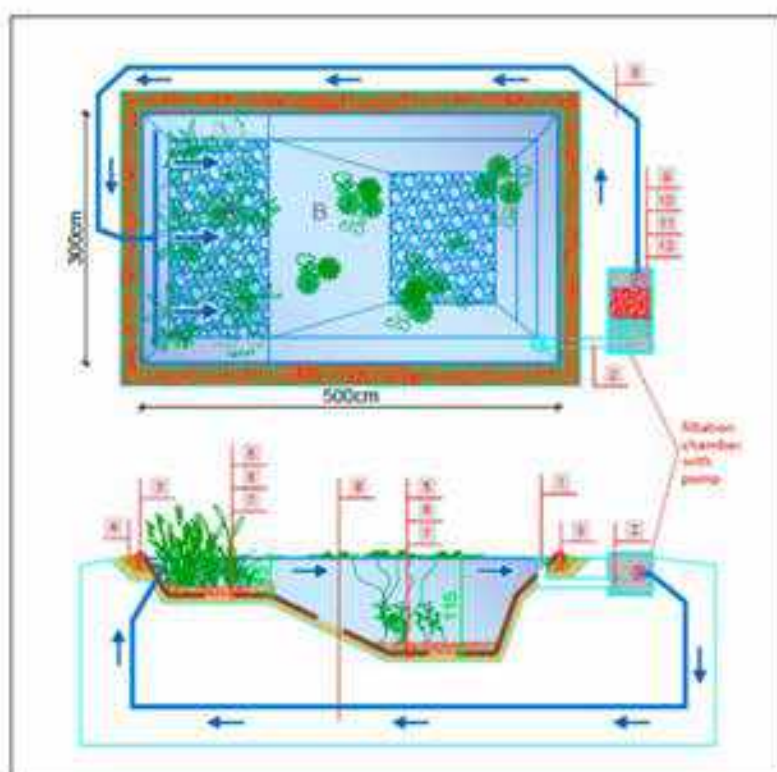


Figure 8. Specification of a single experimental pond with the tested effective filtration rate: A—regeneration zone, B—recreation zone, 1—skimmer, 2—suction pipe, 3—capillary barrier, 4—sand bed, 5—gravel (16–32 mm), 6—EPDM waterproofing membrane, 7—protective geotextile 300 g/m², 8—discharge pipe, 9—pump chamber, 10—chamber with mineral bed filter, 11—sedimentation chamber with pre-filter, blue arrow—direction of water circulation.

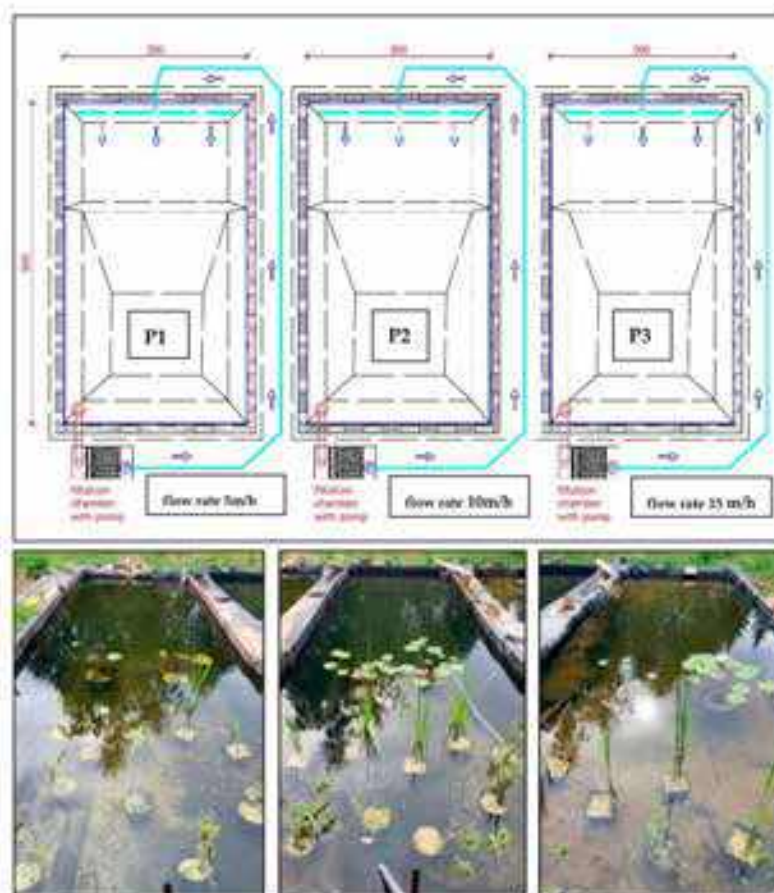


Figure 9. Experimental tank system for testing the effective filtration rate of the system: P1—5 m³/h; P2—10 m³/h, P3—15 m³/h (photo: W. Wałczak), blue arrow—direction of water circulation.



Figure 10. View from the filtration system side of a single pond—P2 (photo: W. Wałczak).

The water tanks prepared in this way imitated natural bathing ponds and were used to analyze the filtration efficiency of the selected mineral material for different water flow

rates in the tanks. For this purpose, each tank was equipped with a filtration set in the form of a chamber measuring 100 cm × 50 cm × 50 cm, which included the following:

- A 2-layer sponge pre-filter made of 50 cm × 50 cm filter sponge: first layer 20 PPI (20 channels/inch) and the second layer 30 PPI (30 channels/inch), each 3 cm thick.
- Mineral bed filter made of thermally modified Rockfos[®] filter media in filter bags with a total volume of 100 L (50 cm × 50 cm × 40 cm, which is 0.1 m³).
- A circulation pump in the first pond with a flow rate of 5 m³/(h·m²) (5 m/h)—P1; in the second pond 10 m³/(h·m²) (10 m/h)—P2; and in the third at 15 m³/(h·m²) (15 m/h)—P3 (see Figure 9).

The water circulation system in the ponds was equipped with a skimmer, which is a device that catches mechanical surface impurities, a pipeline, and a drainage system that distributes filtered water from the filter chamber to the regeneration zone of each tank (Figures 8–10). The tests of filters for water treatment in a closed circuit consisted of taking water from the pool basin with a pump, passing it through a filter and pumping it back into the pool. In order to ensure water exchange in the pool, water was taken from one designated point and pumped back in at the opposite side of the pool (see Figure 8).

After completing research on effective filtration speed, the three test tanks were converted into a single experimental natural pool of the second type, called full-scale pond (FSP) with specifications meeting European standards for the design and construction of swimming ponds in accordance with the FLL standard—Figures 11 and 12.



Figure 11. View of the regeneration zone of the full-scale experimental natural swimming pond of type II—FSP (photo: W. Walczak).

The tank had an area of 50 m² (minimum recommended natural pool area according to FLL standards [10]), dimensions of 5 m × 10 m, a capacity of approx. 33 m³, with a separate reed bed regeneration zone (0–45 cm deep) with an area of 13.5 m², and a deep-water recreational zone (45–115 cm deep) with an area of approx. 29 m². The reed bed zone was planted with plants at a density of approx. 5 seedlings/m². The same species were used as in previous studies: *Acorus calamus*—21 pcs, *Iris pseudacorus*—21 pcs, *Mentha aquatica*—26 plants. The deep zone, with an average density of 1 seedling/m², was planted with the following species: *Nymphaea alba*—10 plants and *Myriophyllum spicatum*—20 plants. To stabilize the plants, they were planted in the same way as in the previous experiment (Figures 11 and 12).



Figure 12. View from the filtration system of the experimental natural swimming pond of type II (FSP) (photo: W. Walczak).

The newly created research facility (FSP) was equipped with a modular filtration system consisting of three filter chambers and one pump chamber.

The first chamber was a Mauser-type container equipped with a sponge pre-filter consisting of a filter sponge measuring 120 cm × 150 cm × 5 cm (20 PPI) placed vertically on grates and, at a distance of 10 cm from the previous one, a sponge measuring 120 cm × 150 cm × 5 cm (30 PPI). The second element of the system was a chamber where biological processes played the main role in water purification—a Mauser-type container equipped with pipe filters with a diameter of 10 cm and an active height of 125 cm, with 20 pieces of filter geotextile with a weight of 100 g/m². The third element was a prototype modular filter chamber with a mineral measuring 120 cm × 120 cm × 150 cm filled with thermally modified opoka (Rockfos® material) in filter bags with a total volume of 1008 L (dimensions 120 cm × 120 cm × 70 cm, 1.008 m³). The set was completed by a segment with a circulation pump with a flow rate of 5 m³/(h·m²) of the bed (5 m³/h), equipment (skimmer, piping, drainage leading filtered water to the regeneration zone), and a system of pipes and valves in accordance with the patent application (Figures 11 and 12). The functional diagram of the experimental pond with the new dimensions is identical to Figure 8.

During the operation of the system, the possibility of switching off the module with the mineral bed without closing the water circulation circuit was tested several times and proved successful.

The pond was used for swimming (1–4 people) depending on weather conditions and user preferences, in particular, from the end of May to the end of September 2024 and from the end of May to July 2025, meeting the assumption of variable habitat conditions—weather and intensity of use.

2.3. Methods

In the context of two experimental tasks, selected physical, chemical, and microbiological parameters of water were examined, which, after appropriate calculations and statistical analysis, allowed for general conclusions to be drawn.

2.3.1. Analysis of the Filtration Efficiency of the System

The first task involved analyzing the filtration efficiency of Rockfos® (phosphorus removal) at different water circulation speeds in a water treatment system (3 experimental ponds, shallow, designated as P1, P2, and P3). The aim of this experiment was to determine which flow rate would be most suitable for the proper operation of the filter with a mineral bed (phosphorus adsorption efficiency and phosphorus absorption capacity of the bed): 5 m/h, 10 m/h, or 15 m/h. These values were selected based on the typical filtration speed range for rapid filters.

For this purpose, on 21 March 2023, the three experimental tanks were filled with well water, which had been previously tested for selected physical and chemical parameters: temperature (Temp.) [°C], oxygen saturation (OS) [%], electrolytical conductivity (EC) [$\mu\text{S}/\text{cm}$], pH, total hardness (TH) [$^\circ\text{dH}$], calcium (Ca), magnesium (Mg), manganese (Mn), iron (Fe), potassium (K), sulfate (SO_4), ammonium nitrogen (N-NH_4), nitrate nitrogen (N-NO_3), nitrite nitrogen (N-NO_2), total nitrogen (Ntotal), total phosphorus (Ptotal), chlorides, silica, and suspended solids [mg/dm^3].

The measurements were taken once in three repetitions at the time of filling the ponds, presented as an arithmetic mean and referenced to the standards for bathing ponds FL1 [10].

Next, from each of the three experimental ponds with different water flow rate, parameters through the filter (5 m/h bed—P1, 10 m/h—P2, and 15 m/h bed—P3) were taken from the water surface of the tanks at the pump inlet and from the water after filter operation—from the pipeline feeding the treated water into the pond at monthly intervals from April to November 2023 (8 dates, once a month between the 15th and 20th of each month). The following factors were analyzed: temperature (Temp.), oxygen saturation (OS), EC, pH, TH, N-NO_3 , N-NO_2 , and Ptotal.

Phosphorus was a key parameter that allowed the selection of filtration rates for field tests under natural conditions; hence, the tests were supplemented with an analysis of the filtration efficiency and P absorption capacity of the bed.

In order to control the biological processes occurring in the newly forming ecosystems of experimental ponds, supplementary studies were carried out on the composition of microorganisms and biocenotic characteristics. In order to analyze the sanitary conditions during the formation of the natural biocenosis of reservoirs P1–P3, in the presence of re-seeding plants with phytosanitary properties (regeneration zone), in the summer–autumn season of 2023, water tests were carried out twice to identify and quantify the number of *Escherichia coli* (PN-EN ISO 9308-2 214-06 A) [20], coliform bacteria (PN-EN ISO 9308-2 214-06 A) [20], and fecal enterococci (PN-EN ISO 7899-2-2004 A) [20]. These are indicators of potential water contamination, especially fecal contamination.

The most probable number (MPN) method was used, a statistical method that allows the number of bacteria in a test sample to be estimated based on the results of several dilutions. The analyses were performed according to the procedure adopted by the Laboratory Department of the County Sanitary and Epidemiological Station in Lublin.

In order to determine the correctness of the natural ecological succession of the developing biocenosis in the experimental reservoirs, biocenotic analyses of phytoplankton and zooplankton were carried out. In the first stage, these included microscopic analysis of the qualitative and quantitative structure of pro- and eukaryotic phytoplankton algae, and in the second stage, qualitative analyses of zooplankton. Samples for qualitative analysis were collected in accordance with the relevant procedure using a plankton net with a mesh size of 10 μm .

Water samples were taken from each tank for *in vivo* taxonomic analysis. Some of the qualitative samples were preserved in Lugol's solution (aqueous solution of iodine and potassium iodide) for further analysis. For quantitative phytoplankton studies, water

samples of a specified volume were collected. Phytoplankton abundance analyses were performed under an inverted microscope, according to [21], and taxonomic determinations were made under a light microscope at the Department of Botany and Plant Physiology, University of Life Sciences in Lublin, Poland.

Taxonomic classification was based on the system provided by van den Hoek et al. [22]. Samples were collected twice in the summer and autumn of 2023 in each of the three experimental ponds (P1–P3), and the results were averaged for the entire study period and presented in the form of summary graphs.

The taxonomic composition of the developing phytoplankton structure was compared in each of the experimental ponds using the Jaccard coefficient [23]:

$$S = a/(a + b + c), \quad (1)$$

where a is the number of species common (shared) to both compared sites, b is the number of species occurring only in the first site, and c is the number of species occurring only in the second site.

The biocenotic studies were supplemented by analyses of chlorophyll a concentration as the most important pigment responsible for photosynthesis in autotrophic algae, indirectly indicating the primary productivity of phytoplankton communities [24], which was determined using the Nusch spectrophotometric method [25].

During microscopic qualitative analyses of phytoplankton, a preliminary analysis of the presence of zooplankton was attempted. A key for the identification of freshwater planktonic crustaceans [26] was used, and the taxonomic nomenclature was adopted from Martin and Davis [27].

2.3.2. Analysis of the Efficiency of the Prototype Filtration System

After selecting the appropriate filtration speed, the second experimental task was undertaken. This involved verifying the effective performance of the prototype water treatment system in a swimming pond (on a full scale—PSP) using the designed modular filter chamber and a control valve system for shutting down a selected chamber without having to shut down the entire water circulation (patent application).

The adsorption efficiency with respect to phosphorus, the absorption capacity of the bed, and the basic physical and chemical parameters of the water were analyzed.

The newly built type II swimming pond was filled with well water from the same source as in the first task (27 February 2024) and analyzed in the same way.

For the analysis of the treatment efficiency of the system, samples were taken at two-week intervals from March to July 2024 (17 dates) and weekly from March to July 2025 (13 dates—until the end of the research project). As before, samples were taken at the pump inlet and filter outlet. During the winter of 2024/2025, the circulation was switched off (11 October 2024–17 March 2025).

The mineral filter was emptied of water, and its filter material was dried out during the winter. In the spring of 2025, one day before the filtration was started, the mineral bed was rinsed, the water losses in the pool were replenished with water from the well, and the circulation was resumed. The following parameters were tested: water temperature, OS, EC, pH, TH, N-NO₂, N-NO₃, and Ptotal. For all laboratory analyses, measurements were taken in triplicate, and the results for each date are presented as their arithmetic mean.

2.3.3. Laboratory Measurements, Conversion, and Statistical Methods

Water samples for both experimental tasks were collected in accordance with PN-EN ISO 5667-6:2016-12 [20] on sampling from rivers and streams and PN-EN ISO 19458:2007 [20] on water quality.

Laboratory tests of water samples were carried out in the laboratory of the Department of Environmental Engineering at the University of Life Sciences in Lublin using certified methods, in accordance with standard procedures. Depending on the experimental task, 19 physical and chemical factors relevant to the use of natural pools (according to FLL standards) were examined in the samples: temperature—direct measurement with a multi-parameter meter ORION Star A329 Set by Thermo-Scientific (PN-77/C-04584) [20]; pH—potentiometric method (PN-EN ISO 10523) [20]; EC—conductometric method (PN-EN ISO 27888) [20]; water hardness—EDTA titration method (PN-ISO 6059:1999) [20]; N-NH₄ (PN-ISO 7150-1:2002) [20]; N-NO₂ (PN-82/C-04576/08) [20]; N-NO₃ (PN-EN 26777:1999) [20] and N_{total} (PN-73/C-04576/14) [20] by spectrophotometric method; P_{total} (PN-EN ISO 6878:2006) [20]; and Fe by spectrophotometric method with 1,10-phenanthroline (PN-ISO 6332:2001) [20] and Mn—by permanganate method (PN-C-04590/02:1992) [20]; K (PN-EN ISO 8467:2001) [20]—by spectrophotometry, chlorides (PN-ISO 9297:1994) [20]—by titration, SO₄ (PB/DL-16) [20]—spectrophotometric method, suspension (PB/DL-08) [20]—gravimetric method, Ca (PN-81/C-04551-01) [20]—versine method, Mg (PN-C-04554-4:1999) [20]—by calculation, oxygen saturation—by the membrane method—direct measurement with the CO411 device by ELMETRON (reading verified as a function of temperature), silica (PN-EN ISO 3696:1999) [20]—by spectrophotometry. A NANOCOLOR UV/VIS spectrophotometer from Macherey-Nagel was used for spectrophotometric analyses.

The formula, according to [28] was used to analyze the efficiency of phosphorus removal by the filtration system:

$$\eta = 100 \cdot (1 - C_o/C_d), \quad (2)$$

where C_o is the concentration of the pollutant in the effluent and C_d is the concentration of the pollutant in the influent.

The adsorption capacity of the bed, understood as the phosphorus load retained by a given filter material, was also calculated using the formula [13]:

$$L = (C_d - C_t) \cdot V_t, \quad (3)$$

where C_d is the concentration of the pollutant in the influent water, C_t is the concentration of the pollutant in the effluent, and V_t is the volume of filtered water in a given time, calculated as the product of the flow rate and the measurement time.

The results of the physical and chemical analysis of the water were subjected to basic statistical analysis (mean, median, standard deviation) and correlation analysis of technologically relevant parameters: the effect of temperature on OS, pH, EC, N-NO₃, and P_{total}, the effect of OS on N-NO₃ and P_{total}, and the effect of pH on P_{total}. In order to assess the impact of filtration on water quality in ponds, a statistical comparative analysis of selected physical and chemical parameters was carried out.

The data included measurements taken before and after filtration for the same water bodies, which justified the use of tests for dependent samples. Before the actual comparative analysis, the distribution of variables was checked using the Shapiro-Wilk test.

Based on the test results, the parameters that meet the assumption of normal distribution were determined. For normally distributed variables, the *t*-test for dependent samples was used, while for parameters that did not meet this assumption, the non-parametric Wilcoxon rank test was used. The analyses were performed separately for data from three experimental ponds with different filtration flow rates and for data from one experimental pond (testing the efficiency of the prototype system).

Differences were considered statistically significant at a significance level of 0.05.

As part of a more complete statistical analysis of the values of the studied water quality factors for the three experimental ponds, a principal component analysis (PCA) model was used, for which the initial assumptions were checked (Bartlett's test and the Kaiser–Meyer–Olkin criterion—KMO).

The calculations were performed using Statistica ver. 13.3, while data visualizations, including box plots and correlation plots, were performed in the R environment.

3. Results

3.1. Analysis of the Filtration Rate Efficiency of the System

With regard to the experimental studies on the filtration efficiency of Rockfos® material at different water circulation speeds in the treatment system, three experimental ponds were filled with water with the physical and chemical specifications presented in Table 1.

Table 1. Physical and chemical parameters of the well water used to fill P1–P3. Red color—data above FLL norm.

Well Water Parameters In Experimental Ponds			
Temperature [°C]	9.60	N total [mg/dm ³]	0.496
Oxygen saturation [%]	34.8	P total [mg/dm³]	0.365
Electrolytic conductivity [µS/cm]	334.0	Fe [mg/dm ³]	0.68
pH	7.34	Mn [mg/dm ³]	0.18
Ca [mg/dm ³]	58.0	SO₄ [mg/dm³]	18.0
Mg [mg/dm ³]	0.0	K [mg/dm ³]	1.0
Total hardness [°dH]	9.9	Chlorides [mg/dm ³]	4.2
N-NH₄ [mg/dm³]	0.46	Silica [mg/dm ³]	11.88
N-NO ₃ [mg/dm ³]	0.4	Cl [mg/dm ³]	0.0
N-NO₂ [mg/dm³]	0.02	Suspension [mg/dm ³]	6.67

The values of the physical and chemical parameters of well water tested for most parameters did not exceed the FLL standards [10] for natural bathing ponds (see Table 1), so it could be used to replenish ponds due to evaporation and for further stages of the experiment.

With regard to the physical and chemical factors of water in the test tanks (P1–P3), it was found that the water temperature varied between 14.2 and 24.3 °C, with an average of 18.56 °C for the test period (average from the water column is 18.04 °C, average from filtered water is 18.58 °C) and was expectedly higher than that in well water (9.8 °C). The minimum value was found in P1 and P3, while the maximum (24.3 °C) was recorded only in P3.

It should be added that the values of this parameter were similar regardless of the water flow rate through the filter. It was found that when measuring the temperature of the water after filtration, the values of this parameter were equal to or sometimes 0.1 °C higher than the temperature of the water taken directly from the pond (Figure 13).

Oxygen saturation (OS%) ranged from 55.7% (P1) to 97.2% (P2), with an average of 82.89% for the study period (average from water column is 79.16%, average from filtered water is 84.01%) and was higher than in well water (OS = 34.8%)—Figure 13. Slightly higher values of approx. 4–5% were recorded for P2 with a filtration flow rate of 10 m/h, which was associated with an even distribution of higher values for subsequent test dates and both sampling sites (see Figure 13).

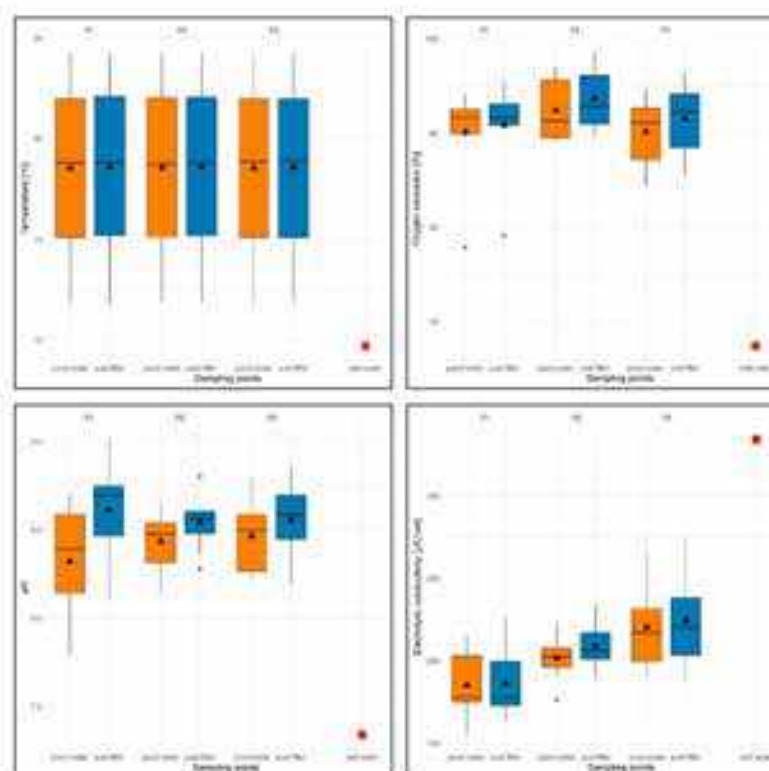


Figure 13. Values of selected physical and chemical parameters of water: temperature [°C], OS [%], pH, and EC [$\mu\text{S}/\text{cm}$] for reservoirs P1–P3 and two sampling sites against the chemical specification of well water used to replenish them. The box-and-whisker plots show the distribution of the observations. In particular, the box represents the first and third quartiles. The horizontal line across the central region of the box represents the median. The mean value of the data is marked by a filled triangle. The whiskers are drawn to the most extreme observations located no more than 1.5 times the inter-quartile range away from the box. Any observation not included between the whiskers is considered an outlier and is plotted with a filled circle. When there are no outliers, the whiskers indicate the minimum and maximum values. The value of well water is marked by a red-filled square.

Lower oxygen saturation values were found either in early spring (P1, range: OS = 55.7–81%) or in late autumn (P3, range: OS = 66–76%), while higher values, regardless of the flow rate through the filter and the sampling site, were found in the summer months (June–September) within the range of 82.2–97.2%. For most of the test dates in the three reservoirs with different filtration flow rates, higher values of this parameter were observed in the filtered water (see Figure 13).

The pH values were found to be within the following ranges: 7.8 (P1, filtration speed 5 m/h)–9.01 (P3), with an average pH of 8.48 for the entire test period (average pH of the water column = 8.34, average pH of the filtered water = 8.56), which were significantly higher than in well water (pH = 7.34).

The values of this parameter were similar and not very different regardless of the filtration speed and the date of the study. However, higher values were recorded for the filtrate. For both sampling sites, a slightly lower average pH value was recorded for P1

(pH = 8.46) and a slightly higher value for P3, at a filtration rate of 15 m/h (pH = 8.51)—Figure 13.

With regard to electrolytic conductivity (EC), the values ranged from 155 ($P1$) to 275 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ($P3$), with an average of 204.46 $\mu\text{S}/\text{cm}$ for the entire study period (average from water EC = 209.72 $\mu\text{S}/\text{cm}$, average from filtered water EC = 206.51 $\mu\text{S}/\text{cm}$) and were significantly lower than in well water (EC = 334 $\mu\text{S}/\text{cm}$)—see Figure 13.

The lowest average value of this parameter was recorded for $P1$ (EC = 185.7 $\mu\text{S}/\text{cm}$), and the highest for $P3$ (EC = 222.5 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Despite the differences between the average values, no regularities in the distribution of EC values were observed in relation to the sampling locations of all reservoirs. Different EC values were recorded both in the water column and in the filter—see Figure 13.

With regard to seasonal variations, the lowest EC values, regardless of the filtration flow rate and sampling location, were recorded in the spring months (April and May), while the highest values were recorded in the autumn season (September–November).

In the case of total water hardness (TH), the values ranged from 9.9 °dH ($P1$) to 12.4 °dH ($P1$), with an average of 10.97 °dH for the entire study period (average from pond water TH = 10.77 °dH, average from filtered water TH = 11.11 °dH) and were higher than for well water (9.9 °dH). The lowest average TH values were found for $P3$ (10.7 °dH) and the highest for $P1$ (11.14 °dH)—Figure 14.

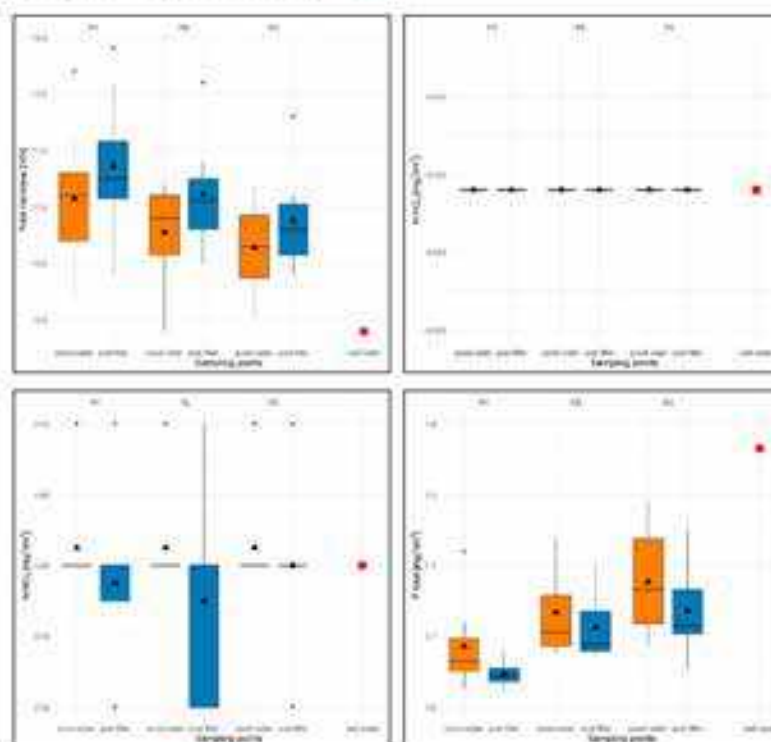


Figure 14. Values of selected physical and chemical parameters of water: TH [°dH], N-NO₂ [mg/dm³], N-NO₃ [mg/dm³], Total [mg/dm³] for $P1$ – $P3$ and two sampling points against the chemical specifications of the well water used to replenish them. Description as in Figure 12.

For all test sites, slightly higher values of the tested parameter were observed in filtered water (Figure 14). In terms of seasonality, elevated values of this parameter were recorded for the summer months (range: 10.8–12.4 °dH), while in spring and autumn, TH values for all sites varied, both for the sites themselves and for the sampling locations.

The N-NO₂ parameter was constant and took identical values for well water, water from the pond, and in the filtrate: 0.02 mg/dm³—Figure 14.

For the N-NO₃ parameter, the values ranged from 0.3 to 0.5 mg/dm³ for all experimental tanks and sampling stations, with an average of 0.38 mg/dm³ for the entire study period (average from water column N-NO₃ = 0.4 mg/dm³ and average from filtrate N-NO₃ = 0.37 mg/dm³) and comparable to the value in well water (N-NO₃ = 0.4 mg/dm³)—see Figure 14.

Despite differences in the average values for the sampling sites, no consistent patterns were found in the distribution of this parameter in subsequent tests. In the seasonal distribution, lower N-NO₃ values were recorded in summer for P1 and in spring for P2 and P3, while higher values were recorded for P1 in the summer months and for P2 and P3 in the autumn months.

With regard to the P_{total} parameter, the values were limited to 0.021 (P1)—0.260 mg/dm³ (P3), with an average of 0.118 mg/dm³ for the entire test period (average from pond water P_{total} = 0.14 mg/dm³ and average from filtrate P_{total} = 0.098 mg/dm³) and were lower than in well water (0.365 mg/dm³).

The lowest values were recorded for P1 with a flow rate of 5 m/h (average 0.08 mg/dm³), and the highest for P3 (flow rate 15 m/h, average 0.17 mg/dm³)—Figure 14.

For all experimental ponds, lower P_{total} values were found in the filtrate (Figure 14). In terms of seasonal variation, higher values of this parameter for P1–P3 were expectedly noted in the spring months (higher P_{total} value of the water used to fill the wells) and lower values in the summer months. In the autumn season, lower values were recorded only for P1.

In order to carry out extended tests over a longer period of time covering a full-size natural bathing water body of type II (PSP), it was necessary to determine the appropriate filtration rate. The choice of the rate was based on phosphorus removal efficiency.

The calculations of the relevant statistical measures of phosphorus removal efficiency are shown in Table 2 and time intervals of phosphorus filtration at the tested velocities in Figure 15.

Table 2. Phosphorus removal efficiency values [%] with statistical measures for three filtration velocities in experimental ponds (P1–P3).

Filtration Velocity	Mean	Median	Standard Deviation (SD)
P1 5 m/h	32.65	18.33	29.91
P2 10 m/h	13.20	12.23	8.94
P3 15 m/h	22.65	20.14	12.52

The highest average phosphorus retention efficiency was recorded during filtration at a speed of 5 m/h (P1), which was the reason for choosing this speed for extended testing (see Table 2).

Low phosphorus concentrations in both pond water and filtered water, as well as natural inaccuracies in analytical tests, contributed to high standard deviations, while higher values of the mean compared to the median suggest a right-skewed distribution, i.e., a dominance of high values, which is also confirmed by further analyses of the bed's adsorption capacity (below).

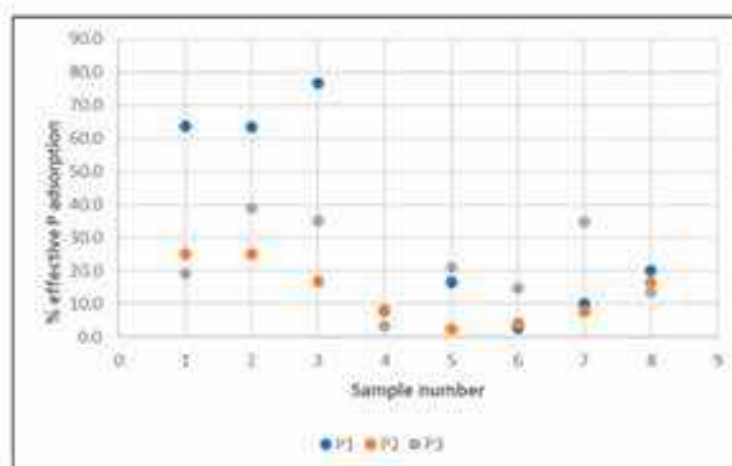


Figure 15. Time intervals of effective phosphorus filtration at the tested water flow rates through the filter (P1–P3).

In order to calculate the phosphorus mass retained by the bed under specific experimental conditions, additional calculations were used, as illustrated in the example below. The results of phosphorus adsorption tests for a mineral filter at a filtration rate of 5 m/h are shown in Figure 16. The points marked with blue diamond show the phosphorus concentrations in the water taken from the pond, i.e., before the filter, while the orange circles show the concentrations in the water treated by the filter, i.e., fed into the pool. The first component of the calculated total phosphorus mass retained on the filter (Figure 16) was represented by a triangle with one vertex at point 0.0, one vertex at right angle 1.0, and the third vertex at the ordinate of point 1.

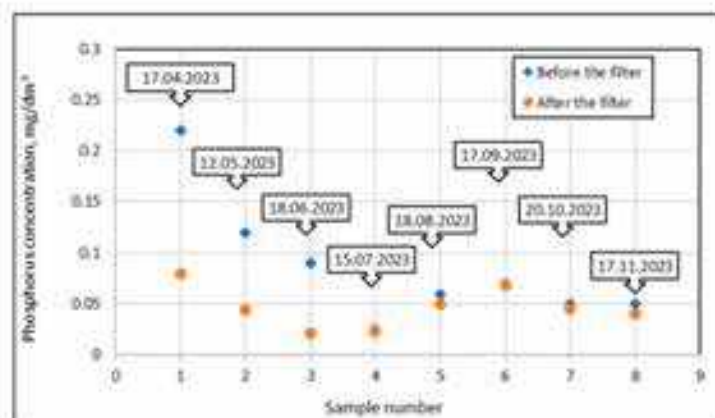


Figure 16. Phosphorus concentrations in the inlet and outlet streams from the filter, at a filtration rate of 5 m/h (P1) for subsequent test dates in the 2023 season.

Using the formula for the area of a triangle, the total mass was calculated using the base of a right-angled triangle from 0.0 to 1.0, which represented one day (24 h), and the height of the triangle was 0.22 g P/m³. Since in the first case the filtration speed was 5 m/h

for one day, 30 m³ of water was filtered through the filter with a surface area of 0.25 m². Using these values, the total mass introduced to the filter was 3.30 g P.

Since the phosphorus concentration in the outlet stream was 0.08 g P/m³, using similar reasoning, 1.20 g P flowed out of the filter for one day. It follows that 2.10 g P was retained in the bed.

Analyzing the next interval between point 1 (17 April 2023) and point 2 (12 May 2023), which lasted 25 days, similar calculations were performed but using the formula for the area of a trapezoid. The lengths of the bases of the trapezoid in relation to the outlet stream were 0.22 g P/m³ and 0.12 g P/m³, and in relation to the inlet stream, 0.08 g P/m³ and 0.044 g P/m³. The height of the trapezoid was referenced to 25 days.

The calculations showed that 127.5 g of P entered the bed at that time, 46.5 g of P flowed out, which means that 81 g of P was retained in the bed.

Using the same reasoning for subsequent intervals, the corresponding values of phosphorus retained on the filter were calculated. In order to obtain comparable results (unit masses), the phosphorus masses obtained were divided by the mass of the Rockfos bed[®], which has a volume of 0.5 m × 0.5 m × 0.4 m = 0.1 m³ and volume density of 770 kg/m³. Hence, the total mass of the bed was 77 kg.

The unit masses in individual test periods and cumulatively are presented in Figure 17. Using these calculations for all three filtration speeds, graphs were constructed (Figure 17) showing the masses of phosphorus absorbed by the beds between individual tests and the cumulative masses over the entire test period.

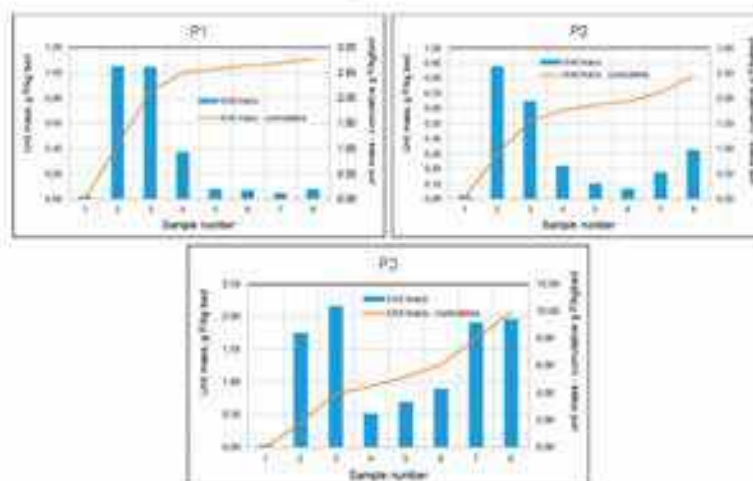


Figure 17. Phosphorus masses absorbed by mineral beds between sampling points and cumulative masses during the study period for tanks P1–P3.

As can be seen in Figure 17, initially, as a result of the formation of chemical bonds, larger amounts of phosphorus were retained on each of the beds. During the summer months, with increased biological activity, phosphorus concentrations in the basin were significantly lower, which translated into lower phosphorus concentrations in the effluent stream from the filters, and this in turn resulted in a lower mass of retained phosphorus. At low filtration rates (Figure 17–P1), this condition persisted until the filter was shut down in the fall. Filters with higher rates (10 m/h and 15 m/h) showed an increase in the amount of phosphorus retained during the fall.

The results of the parameter tests in the three experimental ponds were also subjected to statistical analysis, including correlations between the tested factors. It was also analyzed whether the filter's impact is statistically significant for the quality of the filtrate.

Due to the lack of data variability, the N-NO₂ and TH factors were not analyzed as they were not technologically justified. The results of the correlation analysis for these parameters of the experimental task are presented in Figure 18.

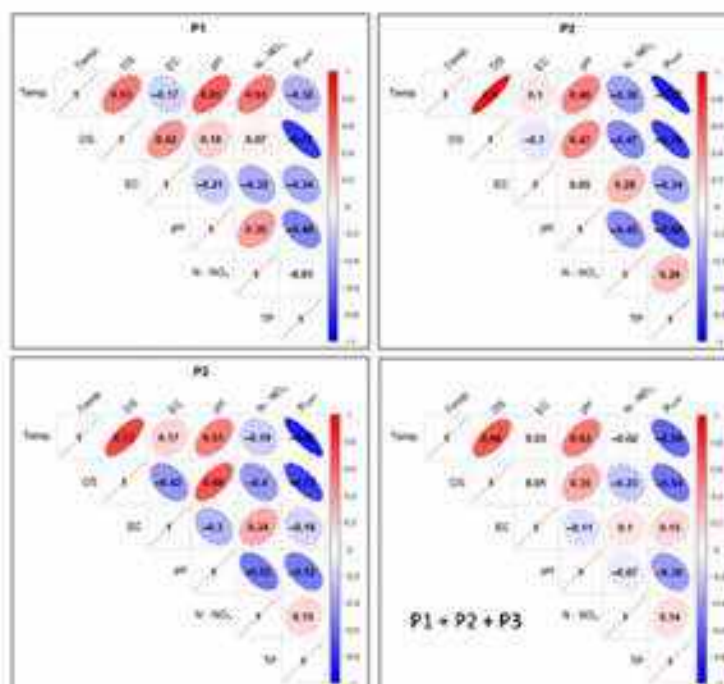


Figure 18. Correlations between physicochemical factors of experimental pond water as pooled data (separately and in total). Ellipse angulation and color intensity are proportional to the Pearson correlation coefficient; positive correlations are shown in red and negative correlations in blue.

A threshold value of ≥ 0.5 was adopted as a high positive correlation and ≤ -0.5 as a high negative correlation. Since the properties of the correlation matrix in the R environment do not allow for any other graphical presentation of the results than that presented in Figure 18, attention was focused only on the results of the correlation of technologically relevant parameters mentioned in the research methods.

In the case of P1, a high positive correlation was calculated for the Temp. factor in relation to: OS, pH, and N-NO₂. A low negative correlation (-0.17) was found between Temp. and EC, and an elevated negative correlation (-0.32) between Temp. and Ptotal. In turn, an elevated negative correlation (-0.48) was noted between pH and Ptotal. A high negative correlation was noted for the relationship between OS and Ptotal (-0.77), while between the values of the OS and N-NO₂ factors, a very low positive correlation of 0.07 was found (Figure 18).

For P2, in turn, a very high positive correlation was found between the Temp. factor and OS (0.9). A low positive correlation (0.1) was found between Temp. and EC, and an elevated negative correlation (-0.38) between Temp. and N-NO₂. A very high negative

correlation (-0.87) was observed between Temp. and Ptotal. For OS in relation to N-NO₃, the correlation value was negative and elevated (-0.47), and in relation to Ptotal, it was a high negative (-0.76). In the case of the pH and Ptotal relationship, a high negative correlation (-0.68) was determined—Figure 15.

In P3 analyses, a high positive correlation was found for the Temp. parameter and the factors OS (0.73) and pH (0.51). For the pair Temp. and EC, a low positive correlation (0.17) was found, and for Temp. in relation to N-NO₃ a low negative correlation (-0.19) was found. In the relationship between Temp. and Ptotal, a high negative correlation (-0.85) was determined. In the case of OS and N-NO₃ analyses, there was an increased negative correlation (-0.4), while for the OS and Ptotal pair, there was a high negative correlation (-0.72). A similarly high negative correlation (-0.68) was found for the pH and Ptotal relationship—Figure 15.

Collectively (P1 + P2 + P3), a high positive correlation was found for Temp. in relation to OS (0.66) and pH (0.53). For the pair Temp. and EC, the correlation was a low positive (0.03), and for Temp. in relation to N-NO₃ a low negative (-0.02). Temp. and Ptotal, in turn, had a high negative correlation (-0.59). OS in relation to N-NO₃ had a reduced negative correlation (-0.23), and OS in comparison with Ptotal had a high negative correlation (-0.54). For the pH and Ptotal pair, an elevated negative correlation (-0.38) was found—Figure 15.

Before proceeding to the statistical comparative analysis of data before and after pond water filtration, the normality of data distribution was checked for each parameter separately using the Shapiro-Wilk test (with *p*-values adjusted for multiple comparisons using the Benjamini-Hochberg procedure). The results, including test statistics and adjusted *p*-values for each sampling point, are summarized in Table 3.

Table 3. Results of the Shapiro-Wilk normality test for each parameter and sampling point across three ponds.

Shapiro-Wilk Test Statistic (Top) and <i>p</i> -Value (Bottom)							
Pond Water	Temp	EC	pH	TH	TP	OS	N-NO ₃
P1	0.94831	0.92077	0.88789	0.97124	0.82719	0.71151	0.41840
	0.694	0.436	0.224	0.908	0.056	0.003	0.000
P2	0.94958	0.97542	0.95885	0.87407	0.76259	0.84536	0.41840
	0.707	0.937	0.799	0.165	0.011	0.085	0.000
P3	0.94870	0.92077	0.88789	0.97183	0.93538	0.70768	0.41840
	0.698	0.436	0.224	0.912	0.566	0.003	0.000
post filter							
P1	0.94746	0.89554	0.95402	0.94007	0.93934	0.75058	0.81042
	0.686	0.263	0.752	0.612	0.605	0.008	0.037
P2	0.94821	0.97377	0.94088	0.91766	0.91263	0.80021	0.8273
	0.693	0.926	0.619	0.411	0.373	0.028	0.055
P3	0.95132	0.89554	0.96759	0.89109	0.92589	0.75058	0.73220
	0.724	0.263	0.878	0.239	0.479	0.008	0.005

The hypothesis of normality was rejected only for the OS and N-NO₃ parameters, indicating a lack of normal distribution in these cases. The remaining variables met the normality assumption.

For normally distributed parameters, a *t*-test for dependent samples was used, comparing the values of pond water before and after filtration for the three experimental ponds.

For parameters that did not meet the normality assumptions, a non-parametric Wilcoxon rank test for dependent samples was performed. Differences were considered statistically significant at a significance level of 0.05.

Based on the analysis, it was found that statistically significant differences in pond water before and after filtration were found for P1 in the case of the factors: Temp. and TH; and for P2 and P3: EC, Ptotal, and OS (see Table 4).

Table 4. *p*-values for the *t*-test and Wilcoxon rank test for parameter data in water before and after filtration for P1–P3. Bolded data mean statistically significant differences.

		<i>t</i> -Test <i>p</i> -Value				Wilcoxon Rank Test <i>p</i> -Value		
		EC	pH	TH	Ptotal	OS	N-NO ₃	
P1	Temp							
pond water								
post filter	0.033	0.572	0.093	0.002	0.065	0.069	0.201	
P2	Temp							
pond water								
post filter	0.08	0.001	0.104	0.075	0.025	0.012	0.106	
P3	Temp							
pond water								
post filter	0.17	0.025	0.271	0.031	0.003	0.423	0.03	

In the case of principal component analysis (PCA) of water quality factors, initial assumptions were checked. The overall Kaiser–Meyer–Olkin (KMO) measure of sampling adequacy was 0.71, indicating a moderate level of appropriateness for factor analysis. Individual MSA values were satisfactory for most variables (Temp. = 0.71; pH = 0.78; TH = 0.82; Ptotal = 0.83), while EC (0.31) and N-NO₃ (0.41) exhibited low adequacy, suggesting limited usefulness in the PCA model. The variable N-NO₃ was excluded from the analysis due to its lack of variability across samples, as all observations contained a constant value (0.02 mg/dm³), rendering it non-informative for PCA. Bartlett's test of sphericity was statistically significant ($\chi^2 = 115.01$; $df = 21$; $p < 0.001$), confirming that the correlation matrix is sufficiently different from the identity matrix and justifying the application of PCA.

The results of the PCA are presented in the biplot (Figure 19). The two principal components—PC1 (50.58%) and PC2 (27.92%)—together explain 78.50% of the total data variability, indicating a good representation of the original variables.

The vectors of the variables (Ptotal, N-NO₃, EC, OS, Temp., pH, TH) indicate the direction and strength of their correlation with the principal components. Longer vectors represent a greater influence of a given variable on sample differentiation, and their orientation relative to the PCA axes helps identify which component they are more strongly associated with (Figure 19).

Samples are grouped according to location (P1–P3) and filtration stage, allowing for the assessment of similarities and differences between them. Post-filtration samples (marked in yellow) are clearly separated from pond water samples (marked in blue), suggesting that the filtration process significantly affects the physicochemical properties of the water. Separation along PC1 indicates that the main differences between samples arise from parameters strongly associated with this component, such as pH, N-NO₃, TH, and temperature. Additionally, differences between samples from individual ponds are observed, which may reflect local environmental conditions (Figure 19).

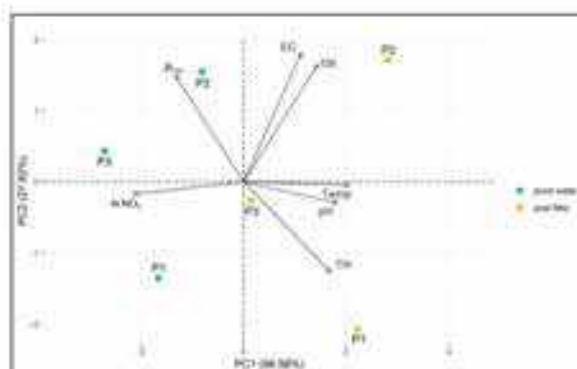


Figure 19. PCA biplot of P1–P3 and filtered water samples.

As part of the sanitary analysis of experimental bathing ponds with different filtration rates, microbiological tests were carried out twice during the 2023 season—microscopic tests according to the adopted procedure—which are presented in Table 5.

Table 5. Results of bacteriological analyses of water from P1–P3 in the 2023 research season (average from two research terms: 18 August 2023 and 26 September 2023).

Biodiversity Feature	P1		P2		P3	
	Test Result	Unit	Test Result	Unit	Test Result	Unit
Most probable coliform bacteria number	303	MPN/100 mL	849	MPN/100 mL	536	MPN/100 mL
Most probable bacteria <i>Escherichia coli</i> number	74	MPN/100 mL	66	MPN/100 mL	133	MPN/100 mL
Most fecal coliform number	34	MPN/100 mL	25	MPN/100 mL	197	MPN/100 mL

Based on the bioecotonic analysis of water in experimental ponds P1–P3, with regard to their qualitative aspect, the presence of 40 taxonomic units of pro- and eukaryotic planktonic algae belonging to seven systematic groups was found: Cyanophokaryota (cyanobacteria), Chrysophyceae (golden algae), Bacillariophyceae (diatoms), Cryptophyceae (cryptoflagellates), Dinophyceae (dinoflagellates), Euglenophyceae (euglenoids), and Chlorophyta (green algae)—Table 6.

The taxonomic structure of pro- and eukaryotic algae in individual reservoirs was similar. In the three studied reservoirs (P1–P3), a similar number of taxa was recorded—24 taxa in P1 and P3, and 25 in P2 (Figure 20). In all reservoirs, green algae dominated, with a predominance of species from the genera *Chlamydomonas*, *Monoraphidium*, and *Scenedesmus*. In reservoir P1, they accounted for 54%, and in P2 and P3, 48% and 58%, respectively (Figure 21). The share of taxa from the Cyanophokaryota group, with a predominance of species from the genus *Chroococcus*, was similar in all reservoirs. Bacillariophyceae, with a predominance of species from the genera *Cyclotella* and *Naniscula*, and Euglenophyceae, represented mainly by the genus *Euglena*. Single taxa occurred from the groups Chrysophyceae, Cryptophyceae, and Dinophyceae (see Table 5 and Figures 20 and 21).

In terms of phytoplankton quality structure, the studied reservoirs showed very low species similarity (Table 6). The Jaccard similarity coefficient calculated for all reservoirs ranged from $S = 0.20$ to 0.23 , indicating a low species similarity of communities forming in ponds with different filtration circulation speeds of the water treatment system (Table 7). The lowest similarity was recorded between P1 and P3, and the highest between P1 and P2.

Table 6. Qualitative and quantitative structure of pro- and eukaryotic algae for P1–P3: N—abundance, individual/dm³; B—biomass, mg/dm³.

Taxon	P1		P2		P3	
	N	B	N	B	N	B
Cyanophyta						
<i>Chroococcus limneticus</i> Lemm.	232,440	0.0171964	7748	0.00123968	46,488	0.00744
<i>Chroococcus bogalovi</i> (Kütz.) Nag.	0	0	0	0	7748	0.00403
<i>Microcystis</i> sp.	0	0	111	0.0000888	0	0
<i>Oscillatoria</i> sp.	7748	0.003874	0	0	0	0
<i>Planktolyngbya limnetica</i> (Lemm.) Kom. Legn.	7748	0.00095228	7748	0.00095228	23,244	0.0025964
<i>Pseudonitzschia</i> sp.	7748	0.00170476	0	0	0	0
Chrysophyta						
<i>Dinobryon divergens</i> Lebour	0	0	0	0	123,960	0.0962696
Bacillariophyta						
<i>Cyclotella</i> sp.	23,244	0.01092888	30,992	0.0149624	23,244	0.01092888
<i>Coscinoid</i> sp.	0	0	111	0.000355	0	0
<i>Fragilaria rotundata</i> Kütz.	7748	0.007794	7748	0.007794	0	0
<i>Nitzschia</i> sp. 1	46,488	0.0162798	46,488	0.0162798	7748	0.0027118
<i>Nitzschia</i> sp. 2	0	0	0	0	23,244	0.020904
<i>Nitzschia</i> sp. 3	7748	0.0027118	0	0	0	0
<i>Sphegella</i> sp.	0	0	111	0.004326	0	0
Cryptophyta						
<i>Cryptomonas</i> sp. 1	46,732	0.034866	15,496	0.007748	36,740	0.01937
<i>Cryptomonas</i> sp. 2	0	0	23,244	0.023244	7748	0.007748
Alveolates						
<i>Prorocentrum</i> sp.	0	0	111	0.00033	0	0
Euglenophyta						
<i>Euglena</i> sp.	30,992	0.046488	77,480	0.11622	106,672	0.162708
<i>Dactylopusia rotundata</i> Ehrh.	0	0	222	0.000338	0	0
<i>Dactylopusia</i> sp.	111	0.000338	0	0	0	0
Chlorophyta						
<i>Chlorella</i> sp. 1	15,496	0.0023244	0	0	7748	0.0011622
<i>Chlorella</i> sp. 2	92,576	0.0179464	77,480	0.011622	92,576	0.0179464
<i>Stenodinium utrigera</i> (Schmid.) Lemm.	0	0	0	0	1,774,292	0.3107256
<i>Plectonon botanorum</i> (Hantzsch) Moevius	111	0.0003885	111	0.0003885	0	0
<i>Chlorella lacustris</i> Chod.	0	0	23,244	0.0043392	30,992	0.0057266
<i>Microcystidium pygmaeum</i> (Schmid.) Komárek & Legnereš	7748	0.0010672	7748	0.0010672	0	0
<i>Microcystidium</i> sp. 1	15,496	0.015496	0	0	7748	0.007748
<i>Microcystidium</i> sp. 2	111	0.0000222	0	0	0	0
<i>Stenodinium triangulare</i> Kütz.	0	0	0	0	7748	0.0002026
<i>Chlorella minutissima</i> De-Nol	0	0	0	0	7748	0.011622
<i>Cryptomonella apiculata</i> (Lemm.) Kom.	30,992	0.006488	23,244	0.003696	154,960	0.023244
<i>Stenodinium acuminatum</i> (Lagerh.) Chod.	7748	0.0147212	36,740	0.07366	46,488	0.0803272
<i>Stenodinium arvense</i> Lemm.	7748	0.0020348	7748	0.0020348	0	0
<i>Stenodinium crinale</i>	0	0	0	0	7748	0.0013964
<i>Stenodinium comae</i>	46,984	0.0005702	30,992	0.0042096	7748	0.0010124
<i>Stenodinium</i> sp.	0	0	46,732	0.034866	0	0
<i>Chlorella</i> sp.	0	0	7748	0.00027118	7748	0.00027118
<i>Drepanodinium comense</i> Hagem.	111	0.000132	0	0	7748	0.0062076
<i>Chlorella</i> sp.	111	0.000111	0	0	0	0
<i>Chlorella limnetica</i> Lemm.	0	0	7748	0.0674074	0	0
Summary	483,376	0.22073474	312,145	0.39196606	2,372,536	0.7607226

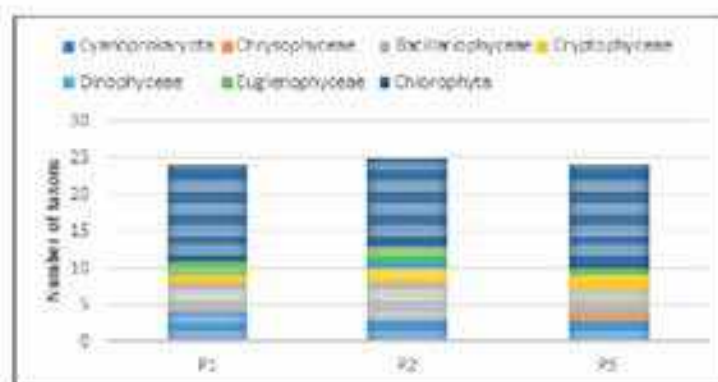


Figure 20. Taxonomic structure of pro- and eukaryotic algae recorded in the P1–P3 reservoirs for the 2023 sampling season.

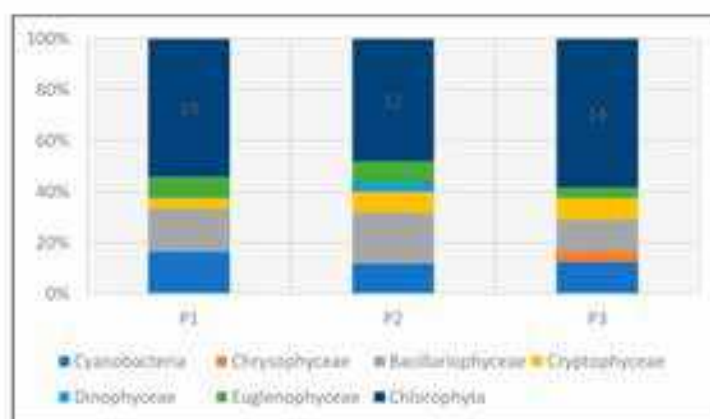


Figure 21. Taxonomic structure of pro- and eukaryotic algae in percentage terms recorded in reservoirs P1–P3 for the 2023 sampling season.

Table 7. Species similarity coefficient for P1–P3 calculated according to Jaccard.

Jaccard Coefficient (S)	P1	P2	P3
P1	–	0.23	0.20
P2	0.23	–	0.21
P3	0.20	0.21	–

The quantitative structure of phytoplankton in the experimental reservoirs was determined based on abundance and biomass (Table 6, Figures 21 and 22). Both the abundance and biomass of planktonic algae were low. The abundance of phytoplankton varied between the individual reservoirs. The total abundance of phytoplankton ranged from 512,145 individuals/dm³ in tank P2 to 2,572,336 individuals per dm³ of water in P3.

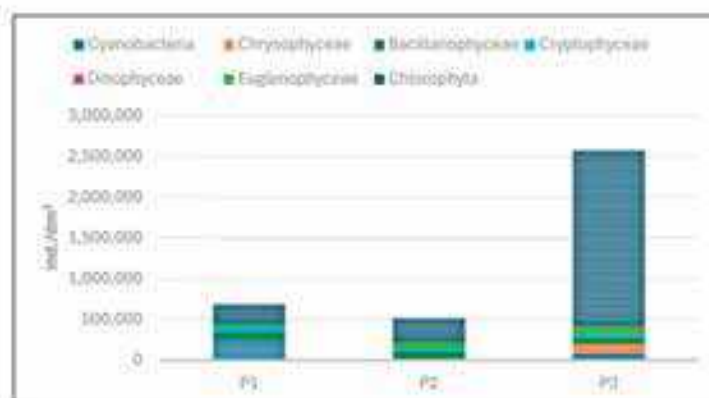


Figure 22. Abundance of phytoplankton taxonomic groups recorded in reservoirs P1–P3 for samples collected in the 2023 season.

Lower abundance at the time of sampling was found in P1 and P2, while the highest abundance was found in P3 (Figures 22 and 23). In P1, green algae and cyanobacteria had the largest share in total abundance. In the other two reservoirs (P2 and P3), green algae dominated.

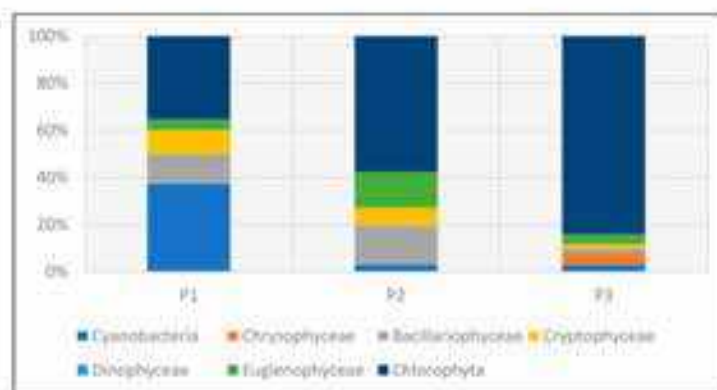


Figure 23. Abundance of phytoplankton taxonomic groups in percent recorded in reservoirs P1–P3 for samples collected in the 2023 season.

The dominance of *Chlorophyta* was particularly noticeable in P3, where this group accounted for 84% of the total abundance. The high abundance of green algae in this reservoir was mainly determined by one species—*Stroosleria setigera* (Schröd.) Lemm.

Phytoplankton biomass values in the studied reservoirs also varied (Table 5, Figures 24 and 25). The lowest biomass, 0.22 mg/dm³ was found in P1, while the highest was in P3—0.8 mg/dm³. In the three studied reservoirs, green algae had the largest share in the total biomass, although in P1 the dominance of this group was not clear. In this reservoir, they accounted for 28% of the total biomass. In P2 and P3, they accounted for 51% and 62%, respectively. Eugeniodes were also a group with a significant quantitative share, accounting for over 20% of the biomass in all studied reservoirs.

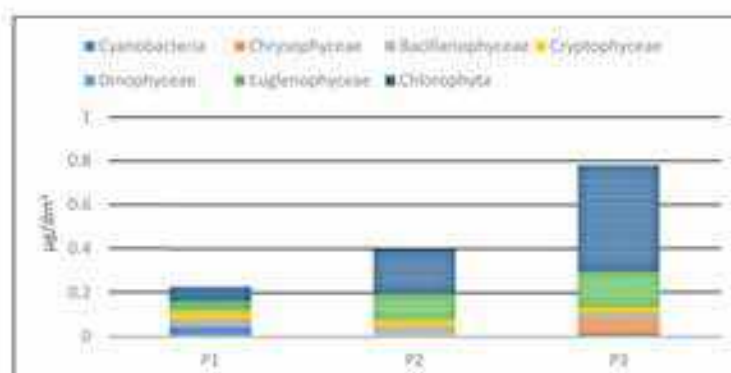


Figure 24. Biomass of phytoplankton taxonomic groups recorded in reservoirs P1–P3 for samples collected in the 2023 season.

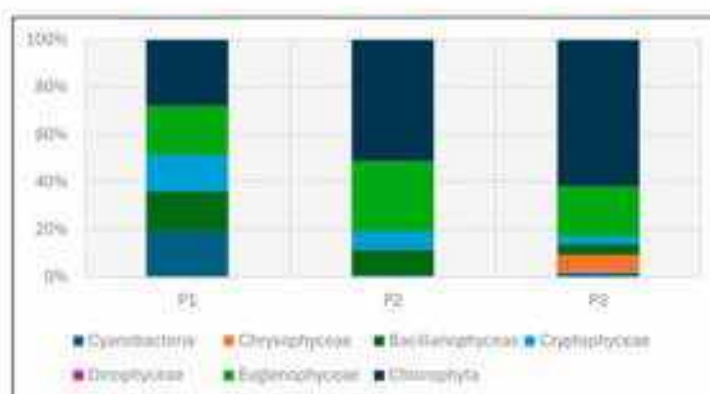


Figure 25. Biomass of phytoplankton taxonomic groups in percent recorded in reservoirs P1–P3 for samples collected in the 2023 season.

Chlorophyll *a* concentrations, as an indirect indicator of phytoplankton productivity, were low and similar in the individual reservoirs studied. The range of average values for this factor was from 2.2 (P1) to 2.9 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ (P2 and P3).

Microscopic analyses allowed the identification of 15 zooplankton species belonging to various higher taxonomic units: superorder *Cladocera* (4 species: 1 species—P1, 2 species—P2, 1 species—P3, mainly from the genus *Chydorus* sp.); superorder *Copepoda* (three species, one species in three reservoirs, mainly from the genus *Eucyclops*); *Rotifera* (four species: two species in P1 and one species in each of the other tanks, mainly from the genus *Brachionus* sp.) and *Rhizopoda* (four species: two species in P2 and one species in each of the other tanks, mainly *Acanthocystis turfacea*).

3.2. Efficiency Analyses of the Prototype Filtration System

Further tests and analyses were carried out to test the efficiency of the prototype water treatment system for a full-scale experimental pond (FSP) under operational load.

After its construction, it was filled with well water from the same source as before, with specifications that mostly corresponded to the standards adopted for natural swimming ponds FLL [10], see Table 8.

Table 8. Physical and chemical parameters of well water used to fill the PSP. Red color—data above FLL standard.

Well Water Parameters In Full Scale Pond			
Temperature [°C]	9.8	N total [mg/dm ³]	0.523
Oxygen saturation [%]	35.2	P total [mg/dm ³]	0.385
Electrolytic conductivity [µS/cm]	342	Fe [mg/dm ³]	0.72
pH	7.45	Mn [mg/dm ³]	0.16
Ca [mg/dm ³]	59	SO ₄ [mg/dm ³]	18
Mg [mg/dm ³]	0	K [mg/dm ³]	1
Total hardness [°dH]	9.7	Chlorides [mg/dm ³]	4.2
N-NH ₄ [mg/dm ³]	0.33	Silica [mg/dm ³]	11.8
N-NO ₃ [mg/dm ³]	0.4	Cl [mg/dm ³]	0
N-NO ₂ [mg/dm ³]	0.02	Suspension [mg/dm ³]	6.8

With regard to the physical and chemical analysis of water in an experimental pond of type II in 2024, it was found that the average water temperature for the entire study period was 16.56 °C, ranging from 9.2 °C (pond water) to 22.0 °C (pond water and filtrate) and was higher than in well water (9.8 °C). The average temperature from the reservoir was 16.36 °C and 16.57 °C in the filtrate (Figure 26). It was noted that the water temperature after filtration was equal to or slightly higher than the temperature of water taken directly from the pond (Figure 26). In terms of seasonal variation, the lowest water temperatures were expected in the spring months (March–May) and the highest in the summer months (July–August), regardless of the sampling location. In 2025, the average for the study period was 17.77 °C, ranging from 10.8 °C (pond water) to 22.0 °C (pond water and filtrate). The average temperature of pond water in that year was 17.73 °C, and that of the filtrate was 17.76 °C. In contrast to the previous year, it was noted that the temperature of the filtered water was equal to or slightly lower than the temperature of the water taken directly from the pond (by 0.1 °C). With regard to seasonal distribution (covering only the first half of the year), it was similar to the previous year.

In the case of oxygen saturation (OS) concentration in water, the average for the entire study period in 2024 was 77.1%, ranging from 45.0% (pond water) to 91% (pond water) and was higher than in well water (35.2%). The average OS from the pond was 73.86%, while in the filter it was 76.87%, which, however, did not allow for the identification of consistent patterns in the temporal distribution of results in relation to the sampling location. In terms of seasonality, lower OS values were recorded in spring, the highest in summer, and in autumn these values ranged from 71.0 to 81%. In the following year, the values of this parameter averaged 61.8% for the entire study period, ranging from 48% (pond water) to 81.6% (pond water). The average OS value in pond water was 64.81%, and in filtered water 57.4% (Figure 26). No regularity in the distribution of OS values was found for the sampling site. In terms of seasonality (first half of the year), the highest values were recorded in April and May. In the remaining months, these values varied between 35.3% and 76.0%.

With regard to pH, the average value of this parameter for the 2024 season was pH = 8.61, ranging from 7.62 (pond water) to 9.2 (filtrate), with an average value for pond water of pH = 8.50 and an average value for filtrate of pH = 8.67, which was higher than in well water (pH = 7.45)—Figure 26. Higher values were always found for subsequent pH measurements in water after filtration through a mineral bed. In terms of seasonality,

the lowest pH values were recorded at the beginning of the spring season (March–May) for both sampling sites, and then these values remained high in the range of pH = 8.48–9.2 in the following months. In 2025, the average pH value was 8.73, ranging from 7.2 (pond water) to 9.73 (filtrate), with an average pH of 8.29 for pond water and 9.12 for water after mineral filtration (Figure 26). As in the previous year, the pH values for subsequent test dates were higher in the filtered water. In the early spring months, the pH values for both sites were lower, ranging from 7.82 to 8.82. In the following months, the pH of the pond water ranged from pH = 8.16–8.66, and in the case of the filtrate, from the end of April to the end of June, pH > 9.0.

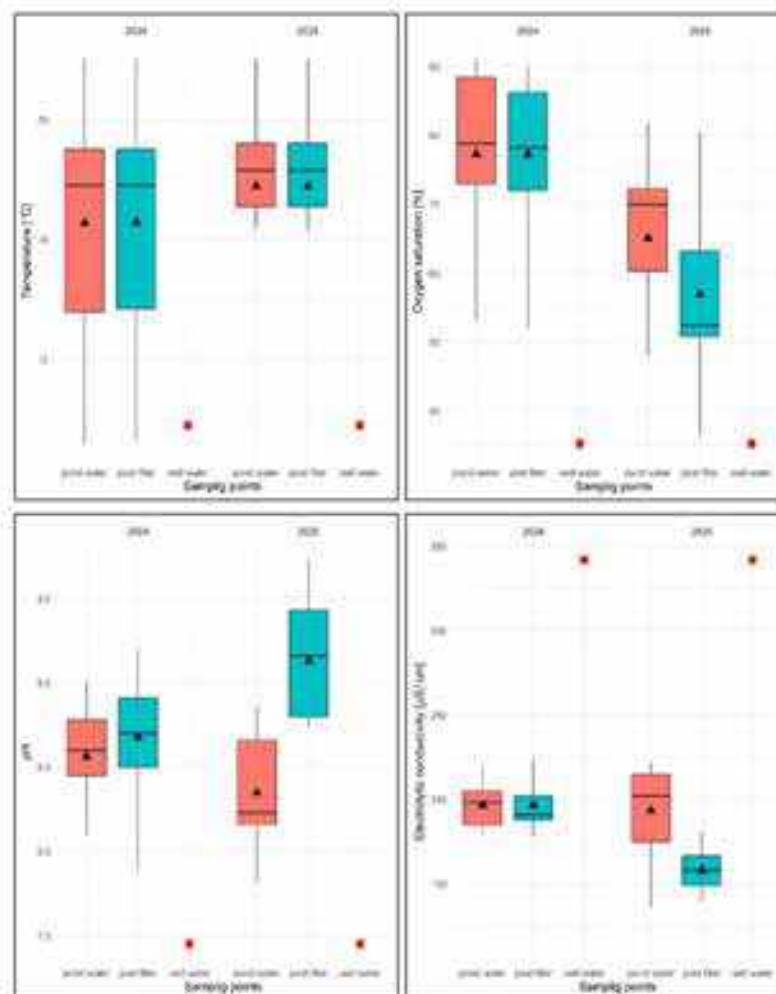


Figure 26. Values of selected physical and chemical parameters of water: temperature, OS, pH, and EC for PSP and two sampling sites against the chemical specification of well water taken for replenishment in 2024 and 2025. Description as in Figure 13.

For the EC factor, the average for the 2024 season was EC = 196.64 µS/cm, with a range of 178 µS/cm (filtrate) to 217 µS/cm (filtrate), with an average EC of 198.8 µS/cm

for pond water and 196.58 $\mu\text{S}/\text{cm}$ for filtered water and was lower than in well water $\text{EC} = 342 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Figure 26). No regularities were found in the distribution of EC values for different sampling sites—they were varied. In the case of seasonal analysis, the initial higher EC values associated with the specific characteristics of well water fell to $\text{EC} = 202 \mu\text{S}/\text{cm}$, and between the end of June and the end of August, they exceeded 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ regardless of the sampling site, and then fell to between 188 and 198 $\mu\text{S}/\text{cm}$. In 2025, the average EC value was 175.71 $\mu\text{S}/\text{cm}$, ranging from 114.2 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (filtered water) to 222 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (pond water), with an average of 198.58 $\mu\text{S}/\text{cm}$ for pond water and 157.9 $\mu\text{S}/\text{cm}$ for the filtrate (Figure 26). The lower EC values were found to be consistent for subsequent test dates in water after filtration with a mineral bed. Seasonally, however, no regularities were found—the results varied regardless of the season.

For the TH parameter, the average value for the 2024 season was 10.22 °dH with a range of 8.0 °dH (pond water) to 12.1 °dH (pond water), with an average of 10.30 °dH for pond water and 10.11 °dH for filtered water and was higher than in well water $\text{TH} = 9.9 \text{ °dH}$ (Figure 27). No regularity in the distribution of TH values was observed for the sampling sites, either in terms of seasonality or in terms of results.

In 2025, the average TH value was 10.05 °dH, ranging from 8.9 (filtrate) to 11 °dH (pond water), with an average of 10.04 °dH for pond water and 10.05 °dH for filtrate (Figure 27). Similarly, no regularity was found in the distribution of this parameter in relation to the sampling sites or in terms of seasonality.

The N-NO_2 parameter, as in the previous experimental task, took a constant value for well water, water from the water surface, and water after chamber filtration in subsequent tests: 0.02 mg/dm^3 (Figure 27).

The N-NO_3 parameter, in turn, took an average value of 0.4 mg/dm^3 in 2024, ranging from 0.3 mg/dm^3 (pond water and filtrate) to 0.5 mg/dm^3 (reservoir), with an average for pond water of 0.4 mg/dm^3 and an average for filtrate of 0.38 mg/dm^3 and was identical to that in well water (Figure 27).

These values corresponded to those in well water (0.4 mg/dm^3). No regularity was found in relation to the sampling locations—the values varied both between them and seasonally. It should be added that the median for all seasons of the study was 0.4 mg/dm^3 (Figure 27).

In 2025, the average value of this parameter was 0.39 mg/dm^3 ranging from 0.3 mg/dm^3 to 0.4 mg/dm^3 (pond water and filtrate), with an average of 0.38 mg/dm^3 for pond water and an average of 0.4 mg/dm^3 for filtrate. The distribution of values was as varied as in the previous year, with no regularity, both for the sampling sites and in terms of seasonality.

For the P_{total} parameter in 2024, the average value was 0.076 mg/dm^3 , ranging from 0.017 mg/dm^3 (filtrate) to 0.28 mg/dm^3 (pond water), with an average of 0.091 mg/dm^3 for pond water and 0.069 mg/dm^3 for filtered water, and was lower for well water (0.385 mg/dm^3)—Figure 27. For subsequent test dates, the regularity distribution of lower P_{total} values for filtered water was found (Figure 27).

In the case of seasonal distribution from early spring to the end of June, this parameter for pond water gradually decreased in the range of 0.301 mg/dm^3 to 0.021 mg/dm^3 , and in the following months it had more varied values in the range of 0.018 mg/dm^3 to 0.1 mg/dm^3 .

In 2025, P_{total} took an average value of 0.126 mg/dm^3 , ranging from 0.015 mg/dm^3 (filtrate) to 0.308 mg/dm^3 (pond water), with an average of 0.182 mg/dm^3 for pond water and 0.080 mg/dm^3 for filtered water.

As in the previous year, for the subsequent test dates, a lower P_{total} value was found in the filtrate. Seasonal analyses did not reveal any regularities in the distribution of this

parameter. In pond water, Total values varied regardless of the sampling date and were always lower in the filtrate.

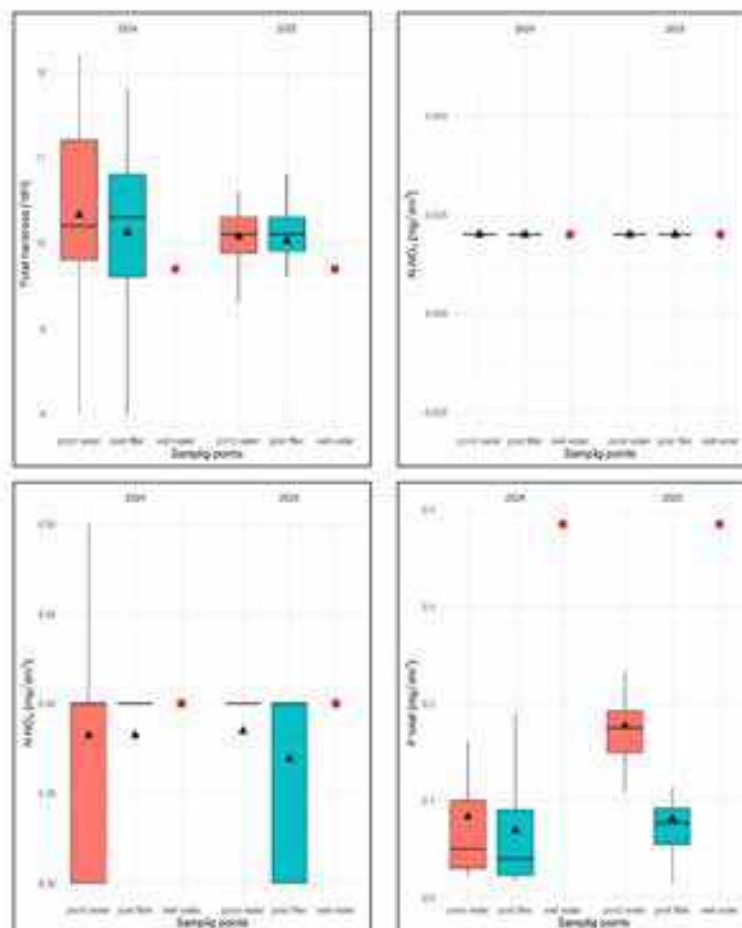


Figure 27. Values of selected physical and chemical parameters of water: TH, N-NO₂, N-NO₃, Total for FSP and two sampling sites against the chemical specification of well water taken for replenishment in 2024 and 2025. Description as in Figure 13.

For a full-size swimming pond with a selected filtration rate of 5 m/h, extended tests were also carried out on the phosphorus adsorption efficiency and bed absorptivity, performed in the same way as for the analysis of the effective filtration rate for the three experimental ponds. The average phosphorus adsorption efficiency in 2024 was 18.28%, while in 2025 it was already 53.98%, with a tendency towards lower values in the summer period. An analysis of the variability of the mass of phosphorus absorbed by the bed (Figure 26) also confirms that its absorption efficiency decreases during the summer months.

The above observations are confirmed by the very low bar heights between measurements 8 (7 June 2024) and 14 (30 August 2024). A significant decrease can also be observed in 2025, as samples 29 and 30 were taken on 3 June 2025, and 10 June 2025. Significant favorable changes were observed only in the second year of operation (see Figure 28).

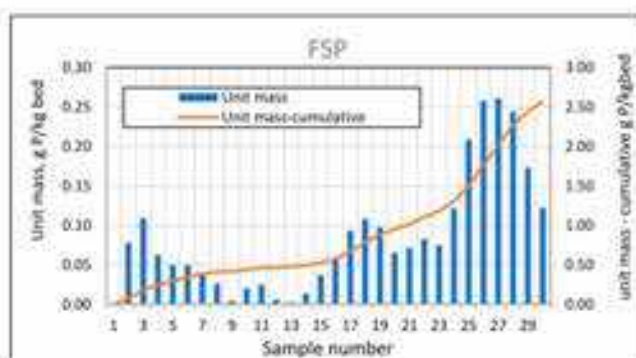


Figure 28. Phosphorus absorbed by the mineral bed for FSP between sampling points and cumulative masses during the study period.

The test results for the analyzed parameters were subjected to statistical analysis. Correlations between the tested factors were examined for two sampling sites: pond water and water after mineral filtration, separately and collectively in 2024–2025 (Figures 29–31) for technologically justified parameters (excluding N-NO₂ and TH). A threshold value of ≥ 0.5 was taken as a high positive correlation and ≤ -0.5 as a high negative correlation.

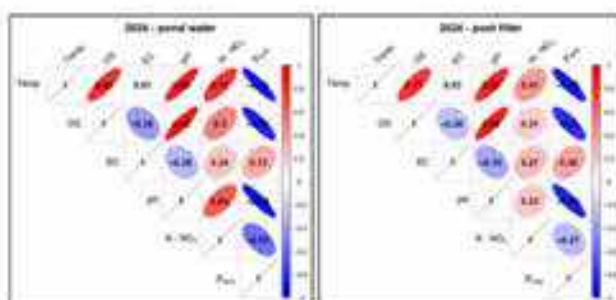


Figure 29. Correlations between physicochemical factors of experimental pond water (FSP) in two sampling points as pooled data in 2024. Description as in Figure 16.

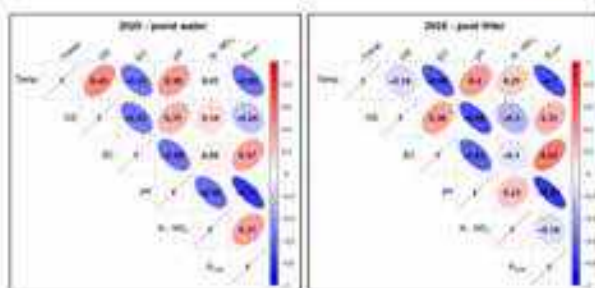


Figure 30. Correlations between physicochemical factors of experimental pond water (FSP) in two sampling points as pooled data in 2025. Description as in Figure 16.

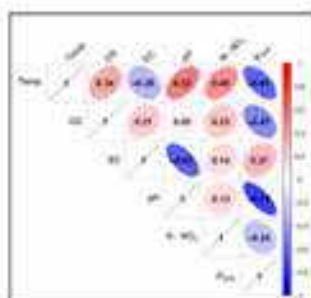


Figure 31. Correlations between physicochemical factors of experimental pond water (FSF) in two sampling points as pooled data summary in 2024–2025. Description as in Figure 18.

In the case of pond water in 2024, a high positive correlation was found for the Temp. parameter in relation to OS (0.82), pH (0.88), and N-NO₃ (0.77). For the pair Temp. and EC, a low positive correlation (0.01) was found, and for Temp. and Ptotal, a very high negative correlation (-0.91) was found. In the case of the relationship between OS and N-NO₃, a high positive correlation (0.3) was determined, and for OS and Ptotal, a very high negative correlation (-0.86) was found. The correlation between pH and Ptotal also took on very high negative values (-0.89)—Figure 29.

For mineral-filtered water in 2024, a high positive correlation was observed for Temp. compared to OS (0.77) and pH (0.83). For Temp. and N-NO₃, there was an elevated positive correlation (0.41). In the case of the pair Temp. and EC, a low positive correlation (0.03) was found, while for Temp. and Ptotal, a very high negative correlation (-0.88) was found. When analyzing OS and N-NO₃, an elevated positive correlation (0.21) was found, and for OS in relation to Ptotal, a high negative correlation (-0.8) was found. For the pH and Ptotal pair, a very high negative correlation (-0.86) was found—Figure 28.

In the second season of the study (2025), it should be taken into account that due to the completion date of the research project, it only covered the first half of the year, which probably influenced the final results of the statistical analyses.

In pond water in 2025, an increased positive correlation (0.45) was found for the Temp. factor in relation to OS, similarly to Temp. and pH (0.39). For Temp. in relation to N-NO₃, a low positive correlation (0.01) was determined. A high negative correlation was found for Temp. in relation to EC (-0.53) and Ptotal (-0.55). There was a low positive correlation between OS and N-NO₃ (0.14) and a reduced negative correlation between OS and Ptotal (-0.24). A high negative correlation (-0.77) was recorded for pH and Ptotal—Figure 30.

For the filtrate in 2025, elevated positive correlations were found for Temp. in relation to pH (0.4) and N-NO₃ (0.21), while high negative correlations were found for Temp. in relation to EC (-0.66) and Ptotal (-0.7) and pH in combination with Ptotal (-0.78). Analysis of Temp. and OS indicated a low, negative correlation (-0.14). In turn, an elevated negative correlation (-0.3) was recorded for OS and N-NO₃ and an elevated positive correlation (0.31) for OS and Ptotal—Figure 30.

When analyzing the total correlation for both sampling sites and the 2024–2025 study years, a high positive correlation was observed for the Temp. factor in relation to pH (0.52). Elevated positive correlations were observed for Temp. in relation to OS (0.34) and N-NO₃ (0.45) and for the pair OS and N-NO₃ (0.23). A high negative correlation (-0.61) was found for the relationship between Temp. and Ptotal, similar to pH and Ptotal (-0.74) and OS and Ptotal (-0.74)—Figure 31.

In the statistical analysis of water quality data before and after filtration in the experimental pond, the distribution of variables was assessed using the Shapiro–Wilk test. This

test showed that the data on temperature and N-NO₃ content did not meet the assumption of normal distribution. The remaining parameters had a distribution close to normal.

For variables with a normal distribution, the *t*-test for dependent samples was used to compare the values before and after filtrations. For parameters that did not meet this assumption, the non-parametric Wilcoxon rank test, appropriate for data with a non-normal distribution, was used. Differences were considered statistically significant at a significance level of 0.05.

Based on the analysis, it was found that statistically significant differences for pond water before and after filtration concerned the following factors: EC, pH, TH, Ptotal, and Temp. (see Table 9).

Table 9. *p*-values for the *t*-test and Wilcoxon rank test for the parameters in the water before and after filtration for the experimental pond. Bolded mean values indicate statistically significant differences.

Pond	t-Test <i>p</i> -Value					Wilcoxon Rank Test <i>p</i> -Value	
	OS	EC	pH	TH	Ptotal	Temp.	N-NO ₃
pond water							
post filter	0.057	0.003	0.00	0.03	0.00	0.650	0.784

4. Discussion

According to information obtained from the Polish Association of Natural Bathing Waters (PSNWK, Poland), approximately 200 private natural bathing ponds have been created in Poland in accordance with the FLL standard [10]. Only a few others, standardized by this standard, have the status of public bathing ponds, e.g., the one operating in Świętochłowice (MOSIR Skalka), or the character of scenic and recreational ponds, e.g., in Ostrów Mazowiecka—approx. 5000 m², in Grodzisk Mazowiecki—approx. 10,000 m², or in Zduńska Wola—approx. 10,000 m².

Many more similar facilities are being built in Poland, but these are unregistered larger ponds, grandly called natural pools, which do not meet the basic assumptions and recommendations specifying the technical requirements and specifications of materials intended for the construction and operation of natural swimming ponds.

Although these recommendations are not included in the applicable legal standards, they are considered “good practices” and are part of nature-based solutions (NBS) in the field of green construction and are used in many European countries [2,13,29].

For more technologically advanced types of natural pools, one of the recommendations for the functional parameters of filters in their filtration systems according to FLL [10] standards is an appropriate filtration velocity in filter beds, defined as the ratio of the water flow rate to the filter surface area in plan view, without taking into account the bed. In particular, the effective filtration velocity is analyzed, i.e., the velocity at which water passes through the filter bed and is treated, usually expressed in meters per hour (m/h) or meters per second (m/s). This is a key design and operating parameter in filtration processes, influencing the effectiveness of contaminant removal and allowing the determination of operating parameters related to the length of filtration cycles and the filter rinsing regime [29–31].

The effective filtration velocity should be adjusted to the type of contaminants, the type of filter material, its chemical composition, the dimensions of the filter bed, and the functional nature of the tank [2,13,18,29,32,33]. Too high a filtration velocity can lead to contaminants passing through the filter, while too low a velocity can result in excessive loading of the bed. This, in turn, necessitates more frequent backwashing of the bed and its

premature clogging, which reduces the utility value of the water reservoir and increases its operating costs.

The FLL guidelines [10] specify the filtration velocity range in filter beds at 0.8–5 m/h as appropriate for the proper functioning of the filtration system, which was taken as a reference point for studies on the operation of a modular filtration system. The functional efficiency of water filtration velocity in the modular filtration chamber was analyzed experimentally for three model ponds (P1—5 m/h; P2—10 m/h; P3—15 m/h) in relation to the system described in the Materials subsection using the modified rock material verified in numerous empirical studies, e.g., [15,27,34], and for the material of a specific manufacturer (Rockfos®)—by laboratory column tests [13]. To analyze the effective filtration velocity, physical and chemical tests, and microbiological and microbiocenotic tests were carried out.

The accuracy of the preliminary analyses was ensured by filling the experimental tanks with water from a well with physical and chemical specifications indicating high utility values, mostly without exceeding the FLL [10] standards for natural swimming ponds.

It was established that regardless of the filtration speed, higher values in the filtered water were found for the following parameters: temperature, oxygen saturation, pH, and total hardness, while lower values were found for nitrates and total phosphorus. No regularity was found in the distribution of nitrite values (constant value $N-NO_2 = 0.02 \text{ mg/dm}^3$). Higher pH values in the filtrate should be associated with the high alkalinity of the Rockfos® filter material (pH = 11–12, due to the high content of alkaline Ca and Mg compounds) and its tendency to alkalinize the water in the post-filtration effluent, as confirmed by earlier laboratory studies by Walczak et al. [13].

Longer contact of pond water with the filter material at a filtration rate of 5 m/h also resulted in higher pH values for the filtrate compared to higher filtration rates. However, it did not exceed the average limit values according to FLL standards (pH < 9.0). The same was true for other parameters tested. For the same reasons as for pH, higher values for a flow rate of 5 m/h (P1) were recorded for water hardness, which is a function of the concentration of mainly calcium and magnesium cations.

Electrical conductivity (EC), which is an indirect measure of mineralization and water pollution, was lower in the filtrate at the lowest filtration rate. This indicated the filtration potential of the mineral material against other contaminants during prolonged contact with pond water. This confirms the thesis that the degree of adsorbent utilization increases with the duration of water contact with the bed [13,35].

The concentration of biogenic nitrogen compounds is related to the dynamics of internal metabolism in aquatic ecosystems—mineralization and bio retention of nutrients [36]. For nitrate ions ($N-NO_3$) formed mainly in the process of microbiological nitrification, lower values were found in the filtrate at speeds of 5 m/h and 10 m/h, which may indicate greater filtration capacity of these compounds with longer contact with the bed. However, it should be remembered that in natural swimming pools, the content of nitrogen compounds is mainly regulated by the metabolic activity of the ecosystem through the control of the biocenotic composition of the plants and the microbiology of the pond [2,13].

However, the key issue was the analysis of total phosphorus (P), a parameter that influences many other water quality factors and determines the negative consequences of eutrophication [6,23,37]. In the waters of various ecosystems, phosphorus occurs in the form of mineral and organic compounds, in a dissolved state, in the form of insoluble compounds, as well as in the form of suspensions and colloids. Its presence is determined by biocenotic processes in the ecosystem, as well as anthropogenic sources—polluted surface waters, atmospheric precipitation, and excreta, secretions, and cosmetics introduced into the reservoir during bathing [6,13,37,38].

In the case of P1 (5 m/h), the lowest initial values of total phosphorus concentration in the reservoir water with effective operation of the Rockfos[®] bed resulted in the lowest values of this parameter in the filter. However, the measure of filter efficiency is the average phosphorus removal efficiency, which was highest for this filtration rate and amounted to 32.65%. This was a clear indication for selecting this filtration rate for extended experimental studies. This conclusion was not overshadowed by the calculated cumulative phosphorus masses on the beds (bed capacity) for the analyzed filtration speeds. They show that the filter with the highest filtration speed (P3, 15 m/h) had the highest bed capacity. In this case, the water in the pond had the highest initial total phosphorus values, thus confirming the observation from previous laboratory tests [13] that the adsorption efficiency of the mineral material used is directly proportional to the phosphorus concentration in the tested solution. It is worth noting that for this single parameter, exceedances of the FLL standards [10] were found, for which the maximum level of Ptotal should not exceed 0.03 mg/dm³.

Generalizing the assessment of water quality changes in P1–P3, it can be seen that the complex processes occurring in the pools with vegetation and contact with atmospheric air obviously increase the water temperature and oxygenation compared to the same parameters determined in well water. The pH value increased, which is a consequence of the highly alkaline Rockfos[®] material. A particularly elevated pH occurred in P1, a consequence of the low filtration rate and, consequently, extended contact time with the filter bed. This extended contact time and the specific nature of the Rockfos[®] material contribute to increased hardness, reduced phosphorus concentration, and lower conductivity. Despite the undoubtedly ongoing biological processes in P1–P3, no changes in nitrogen compounds were observed.

In the experiment to determine the most effective filtration rate, correlations between the physical and chemical parameters of the water were also analyzed. For reasons related to the water treatment technology, only the relationships between the parameters key to this process were analyzed. It was found that under the specific conditions of quasi-natural bathing ponds (P1–P3), the correlations of some factors may differ from those expected and are generally not dependent on the filtration rate. An example is the high positive correlation between temperature and oxygen saturation of water. An increase in temperature usually reduces the solubility of gases in water, including oxygen. However, in ponds with a plant regeneration zone, elevated temperatures increase the intensity of photosynthesis, which has the side effect of releasing oxygen from water photolysis into the environment [6,39]. A high positive correlation was also found between temperature and pH. In this case, higher temperatures increase the dissociation of calcium and magnesium ions from the substrate, causing the water in the pond to become more alkaline.

As the temperature increases, the values of electrical conductivity (EC) in water increase. This is due to the fact that higher temperatures increase the mobility of ions in solutions, which in turn facilitates the flow of electricity [40]. For filtration rates (10 m/h and 15 m/h), a positive correlation between these parameters was expected and found, albeit insignificant. For a filtration rate of 5 m/h, the correlation was slightly negative, which may suggest a higher rate of metabolic changes in the ecosystem related to the bioaccumulation of compounds dissolved in water [6].

A slightly more problematic issue is the high negative correlation between temperature (Temp.) and total phosphorus concentration (Ptotal). On the one hand, an increase in temperature can lead to an increase in the solubility of various forms of phosphorus (orthophosphates) and accelerate biological and chemical processes, which increases the phosphorus content in water. On the other hand, an increase in temperature may accelerate the metabolic processes of microorganisms involved in its removal. This is, therefore, determined by many complex factors contributing to the functioning of a specific aquatic

ecosystem [6,39] as well as by the processes taking place in the biological treatment chamber of a water treatment system.

Temperature, although in different ways, has a significant impact on the level of nitrates in water. Increased temperatures can accelerate processes that lead to the formation of nitrates in water, such as the decomposition of organic matter, including increasing the activity of enzymes responsible for nitrification processes (the oxidation of ammonia to nitrites and then to nitrates). Higher temperatures can also promote processes that remove them, such as denitrification (conversion of nitrates to nitrogen gas), which, however, occurs in an anaerobic environment [41]. For the lowest flow rate (P1, 5 m/h), a high positive correlation was found for temperature and N-NO₃ concentration, which may indicate increased organic matter decomposition. At other filtration flow rates (P2, 10 m/h and P3, 15 m/h), only negative correlations between these parameters were observed, which should be associated with differences in the availability of organic matter, the nature of oxygen conditions, and the composition of microbiocenosis.

The distribution of phosphorus (P) in a water reservoir is generally inversely proportional to the oxygen concentration [6,39]. This is confirmed by analyses of the high negative correlation between water oxygen saturation and total phosphorus concentration in the experimental ponds (P1–P3).

During the experiment, a high negative correlation between pH and total phosphorus was also noted. It is assumed that pH affects the forms in which phosphorus occurs in water and its availability to living organisms. For plants, phosphorus in water is mainly available in the form of orthophosphate ions (H₂PO₄⁻ and HPO₄²⁻). These ions are an inorganic form of phosphorus and are most easily absorbed by plant roots. Plants absorb phosphorus most efficiently at a pH of ~5.6–7.2, with an optimal pH for this process of around 6.5. Higher pH can lead to the precipitation of phosphates from the solution, while lower pH can increase the solubility and availability of phosphorus, but also increase the toxicity of nitrates and ammonium ions [42], which can negatively affect aquatic organisms. The reason for the higher pH in the experimental ponds (P1–P3) is obviously due to the alkaline mineral bed (Rockfos®) used in the water treatment system in the ponds. However, the average values of this parameter did not exceed the FLL limits [10] and the baseline limits for a well-functioning pond ecosystem: pH = 7.5–8.5 [43].

For a filtration flow rate of 5 m/h (P1), a positive correlation between oxygen concentration (OS) and nitrate concentration N-NO₃ was expectedly noted, though it was insignificant. Under aerobic conditions, nitrifying bacteria convert ammonia into nitrites and then into nitrates. The higher the oxygen concentration, the more effective this process is. Under anaerobic conditions, nitrates can be reduced to molecular nitrogen, which escapes into the atmosphere [40]. At higher filtration flow rates (10 m/h and 15 m/h), nitrification processes were not sufficiently intense, which resulted in increased negative correlations in statistical calculations. The negative correlation between OS and Ptotal in water results from the release of phosphorus into the water in the form of soluble orthophosphates, which, under conditions of high oxygen concentrations, accumulate as polyphosphates and organic phosphorus. A decrease in oxygen concentration in the bottom zone of the reservoir causes anaerobic decomposition of sediments, algae, and other organisms, converting phosphorus compounds into simple phosphates that dissolve in water, consequently increasing its concentration in the water.

The water flow rates through the treatment system influenced the statistical analysis of the parameters in the water before and after mineral filtration. For the *t*-test (for normally distributed data) and for the Wilcoxon rank test (for variables that did not meet this assumption) at a significance level of 0.05, statistically significant differences were found for different parameters for different experimental ponds: P1 (5 m/h): Temp., TH; P2 (10 m/h):

EC, Ptotal and OS (O₂); and for P3 (15 m/h): EC, TH, Ptotal, N-NO₃. It was observed that with an increase in the filtration circulation speed in the ponds, the number of factors whose values in the water before and after filtration showed statistically significant differences increased. Similar observations can be made in the case of principal component analysis (PCA) of the studied factors. It was found that the filtration process significantly affects the physicochemical properties of water. Perhaps the biophysical and chemical conditions in the pond waters with varying filtration flow rates created a diverse, multi-factor background for the course and intensity of internal metabolic processes in the studied reservoirs.

The elements determining the conditions for the course of metabolic processes in the experimental reservoirs were certainly their bacteriocenoses and the developing biocenotic composition of phyto- and zooplankton.

The presence of human and animal pathogens, both fecal and non-fecal pathogenic microorganisms, poses a health risk to bathing water users [2,44,45]. It also impairs the metabolic activity of the biocenosis of the reservoir [6]. The mechanism of natural sanitary water treatment is related to the function of the pond's regeneration zone, which acts as Treated Wetlands (TWs). Here, biogenic substances and toxic compounds are bioaccumulated by repository plants forming a phyto-geochemical barrier [2,23,28]. The root zone of repository macrophytes is an element of phytoremediation (rhizofiltration, phytoextraction, and phytostabilization). Thanks to the root phytoncides secreted, with the participation of a developing biofilm from appropriate bacterial cultures, it accelerates the mineralization of organic compounds and participates in the natural process of water disinfection. This affects the species composition of the reservoir's bacteriocenosis, determining its sanitary conditions [2,46–49].

For the analyzed flow rates, the data obtained for the number of coliform bacteria, the number of *Escherichia coli* bacteria, and the number of fecal enterococci were lowest at lower filtration rates (5 m/h and 10 m/h). This may result from the dynamics of water circulation, which at higher speeds causes greater leaching of the biofilm from the root zone of re-growing plants and is not conducive to the concentration of sanitizing root exudates, which reduces the natural disinfecting properties of the TWs-system. Despite the lack of standards for the occurrence of fecal pathogens in natural swimming ponds, their abundance in relation to the nature of use of the tested water bodies should be considered harmless at all filtration speeds.

A properly functioning water reservoir ecosystem is associated with properly progressing ecological succession, which is most important for the functional parameters of the natural pool on a micro scale. The aim of such micro-succession is to achieve a biocenotic balance between phytoplankton (algae and cyanobacteria) and feeding on zooplankton (mainly crustaceans), based on functioning trophic networks [2,6,29]. Phytoplankton itself develops thanks to the availability of water-soluble orthophosphates, and its mass appearance (bloom) affects the growth of primary production in the reservoir. The amount of synergistic toxins secreted by phytoplankton also increases, which often leads to intoxication of the water reservoir, determining changes in water quality parameters [6,13,23].

Qualitative and quantitative analyses of pro- and eukaryotic planktonic algae in ponds with different filtration rates indicated typical early stages of succession, although not identical in nature. This could indicate the influence of filtration rate on the formation of biotope conditions for the developing phytoplankton biocenosis. The species similarity of phytoplankton for the three ponds with different filtration rates was low, reaching only 0.23 (Jaccard coefficient) on a scale of 0.0 to 1.0. However, the taxonomic structure for these reservoirs was not very diverse, with only 24–25 species recorded for each reservoir. In all reservoirs, although in varying proportions, green algae (Chlorophyta) were the most abundant, with a predominance of unicellular or cenobitic species of the genera

Chlamydomonas, *Monoraphidium*, and *Scenedesmus*. Low biogenic phosphorus values in the tested reservoirs, combined with competition for nutrients with macrophytes in the regeneration zone, were not conducive to the appearance of filamentous green algae (e.g., from the *Cladophora*, *Spirogyra*, or *Zygnema* families), which are problematic for maintaining biocenotic balance [6,30] and, consequently, the recreational use of ponds. The share of taxa include those from the cyanobacteria (*Cyanoprokaryota*) and diatom (*Bacillariophyceae*) groups, as well as those represented mainly by single taxa of euglenines (*Euglenophyceae*), golden algae (*Chrysophyceae*), cryptophytes (*Cryptophyceae*), and dinoflagellates (*Dinophyceae*). Both the abundance of biocenotic groups and their biomass, in terms of numbers and percentages, showed the lowest values for ponds with lower filtration flow rates (5 m/h and 10 m/h). This is particularly important when analyzing the presence of cyanobacterial species, whose mass appearance and ability to release cyanotoxins (dermatotoxins, hepatotoxins, or neurotoxins) can lead to water body poisoning, which is problematic both for the water body ecosystem itself [6,49–51] as well as its users [13].

Low numbers and biomass of planktonic algae determined low concentrations of chlorophyll *a*, as an indirect indicator of their productivity, with the lowest value (2.2 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$) recorded for P1 with a filtration flow rate of 5 m/h. Despite this fact, according to the nomenclature based on trophic status [50], this and other tested ponds should be classified as oligotrophic.

Freshwater zooplankton is more biologically diverse than phytoplankton, so its detailed analysis requires specialist knowledge. It comprises many taxonomic groups, such as protozoa, rotifers, coelenterates, ctenophores, annelids, arthropods, larval stages of molluscs, and echinoderms, as well as simple forms of vertebrates and fish eggs and fish juvenile stages. However, freshwater zooplankton is typically composed of heterotrophic protozoa, rotifers, and crustaceans [6,30].

Limited by their scope, preliminary analyses of zooplankton also indicated the early stages of succession of this zoocoenosis. A small number (15) of typical species characteristic of the main systematic groups were found: cladocerans (*Cladocera*); copepods (*Copepoda*); rotifers (*Rotifera*); and rhizopods (*Rhizopoda*) with a similar biocenotic structure. The filtration circulation speed in the ponds, therefore, had no influence on its formation. In all tested reservoirs, only small forms of filter feeders dominated, mainly cladocerans (from the *Chydorus* family) capable of filtering the smallest food particles (e.g., single-celled algae) from the environment. It is worth noting that among planktonic filter feeders, especially rotifers, there is a general rule known as the Size Efficiency Hypothesis [52]. It is based on the fact that both small and large filter feeders (e.g., *Daphnia magna*) compete for small food, but only the large ones are able to consume larger food. When small food becomes scarce, larger filter feeders fare better in such conditions—they are able to tolerate lower densities of filtered food than smaller filter feeders. This perspective is changed by the presence of large filamentous algae (green algae or cyanobacteria) in the reservoir. They clog the filtering apparatus of large planktonic filter feeders, but due to their size, they do not limit the ability of smaller filter feeders to obtain food [6,52]. For the self-regulation of the ecological system of pond water, the presence of smaller forms of filter-feeding zooplankton, therefore, seems to be a more adaptive solution. It is worth noting that the mere presence of zooplankton, regardless of its taxonomic composition, does not always reduce the amount of phytoplankton. This takes into account, for example, the possibility of low consumption stimulating phytoplankton growth, or the growth of inedible phytoplankton forms due to selective feeding on edible forms. The processes of regulating biocenotic relationships are, therefore, difficult to implement and depend on many different biotic and abiotic factors in the aquatic environment [6,30,50].

A summary of the above issues:

- High effective filtration efficiency for phosphorus (32.65%).
- No exceedances of FLL standards [10] for most water quality parameters in the pond at its operational load.
- Lower number of problematic fecal pathogens (on average 393—coliform bacteria; 74—*Escherichia coli*; 34—fecal enterococci, MPN/100 mL).
- Correct phytoplankton succession with the lowest share of cyanobacteria threatening toxin formation in the reservoir (both in terms of abundance and biomass).
- Oligotrophic nature of the reservoir confirmed by the lowest chlorophyll *a* concentrations.
- The presence of a properly developing zooplankton biocenotic structure, with the participation of its smaller forms, in combination with the analysis of conversion and statistical results, provided a sufficient basis for accepting the extended filtration rate of 5 m/h for rapid filters for the study.

This choice of a 5 m/h filtration rate is also supported by preliminary economic analyses. The purchase cost of a pump for a flow rate of 15 m/h is 100% higher than for a rate of 5 m/h. The energy cost of maintaining a modular water filtration system at a flow rate of 5 m/h for a pond of approximately 100 m² is approximately €65/year (a circulating pump with a power rating based on a 50 W pump operating 24 h a day for 300 days a year), and €195/year for a filtration rate of 15 m/h. The latter scenario assumes a higher frequency of cleaning and reactive material replacement due to faster bed clogging, which also increases the system's operating costs.

Extended field experiments concerned the functioning of an innovative water treatment system using a prototype modular filter chamber. It was designed according to functional assumptions [2] as a dedicated technological solution mainly for natural swimming ponds.

Both the design and the prototype of the filter chamber were implemented according to the co-authors' guidelines by a competent technology company and analyzed in terms of functionality, mechanical loads, and safety of use. It therefore meets the basic requirements for modularity and multiplicity (compatibility of multidirectional system connections), durability and lightness of construction (HDPE plastic), functionality in relation to various types and sizes of swimming ponds, the possibility of independent assembly and equipping the system with dedicated accessories, as well as service and maintenance facilities, allowing individual chambers to be disconnected without immobilizing the entire system.

The latter improvement is related to the use of valve control, which, in the context of the filtration system dedicated to the natural pool, is the subject of a patent application described in the first part of this paper.

The lack of such a solution is a fundamental drawback of current technological solutions for water treatment in ponds, as it does not allow for selective filtration during the functional rest of any of the filtration cartridges. System maintenance involves closing the water circulation loop, which has a negative impact on the operational efficiency of the entire system [2].

Therefore, the filtration efficiency of the prototype water treatment system described in the Materials section was tested for a full-size natural swimming pond type II (FSF).

The study found that regardless of the sampling location, most of the average values of the parameters tested (with the exception of P_{total}) did not exceed the standards for natural bathing ponds set by FLL [10]. The filtration processes in both study seasons did not have a significant impact on the values of Temp. and N-NO₂ ion concentrations (constant value in pond water and in the N-NO₂ filter = 0.02 mg/dm³). Higher values were obtained in the filtrate for the pH value and lower values for the other tested parameters (OS, EC, TH, N-NO₃, and P_{total}).

As expected, the highly alkaline nature of Rockfos® caused alkalinization processes in the pond water. Seasonal fluctuations in pH in the pond water were also noted for both study seasons. These are related to the specific environmental conditions associated with the succession of seasons: changes in temperature, precipitation, and biological activity, including the intensity of photosynthesis affecting the assimilation of CO₂ from the aquatic environment [6,52].

For the electrolytic conductivity (EC) factor, of which values are a measure of the dissociation of various compounds dissolved in water, it was found that this parameter was characterized by variability regardless of the sampling date. This fact confirms the observed regularity of lower EC values in the filtrate water for subsequent sampling dates. The decrease in EC in pond water was due to the inflow of rainwater, which is naturally low in mineralization, but it could also indicate that the Rockfos® mineral material used gained greater filtration efficiency during the subsequent period of its operation and that the ecosystem of the reservoir was metabolically active.

Another parameter dependent on many environmental factors, including those related to the seasons, is oxygen saturation (OS). Its values in the filter were lower, probably due to the predominance of heterotrophic succession in the biological filter, with respiration prevailing over production (photosynthesis). Higher values of this parameter in pond water may also result from aeration of the reservoir during bathing. Water circulation and mixing promote the dissolution of oxygen in water, enabling gas exchange between water and the atmosphere, thus increasing the concentration of dissolved oxygen in water [6,49]. Higher oxygen concentrations in water were recorded in colder months, confirming the rule that the solubility of gases in liquids, including oxygen in water, is inversely proportional to temperature [53,54].

Water hardness (TH), which is a function of the concentration of calcium, magnesium, and sodium cations, took values significantly lower than the FLL standard [10] for natural pools TH > 30 °dH (10.7 mval/L) during the field experiment. It was above the values specified for well water (pond filling) in both the pond water and in the filter, but as a rule, it was lower in the filter than in the pond water. Despite the possibility of Ca and Mg ions being released from the deposit, its high alkalinity could cause calcium and magnesium carbonates to precipitate at elevated pH values, reducing the level of these elements in the filter [49]. The lack of consistent patterns in the distribution of this parameter in relation to sampling sites and in seasonal terms can be linked to varying intensities of biological processes, which, on the one hand, concern the biocenotic bioaccumulation of these elements and, on the other hand, concern their release during the decomposition of dead organic matter [6].

For nitrate ions (N-NO₃) formed mainly from ammonium ions by nitrites in the process of microbiological nitrification, the adsorption reactivity of the filtration system was low (0.3 to 0.5 mg/dm³, corresponding to those in well water 0.4 mg/dm³). Their quantity is regulated by the internal metabolism of the reservoir, with the participation of repository macrophytes and the microbiocenotic structure of the pond (bioaccumulation, decomposition of organic matter, and nitrification).

For the proper functioning of natural bathing water bodies, it is necessary to control the phosphorus content, which is a key biogenic element determining other water quality parameters. For both seasons of the study, lower P_{total} values were found compared to well water, and the correct distribution of lower P_{total} values was found for filtered water, although with varying intensity. The average P_{total} values in the 2024 and 2025 seasons exceeded the FLL standards for eco-basins (P_{total} < 0.03 mg/dm³). However, the average effective efficiency value showed a progressive increase in phosphorus adsorption from season to season, reaching 53.98% in 2025. This confirmed the observation that for highly

efficient filter materials, phosphorus removal efficiency increases with bed break-in [55]. An analysis of the bed's absorptivity indicates that for both study seasons, its absorption efficiency decreases during the summer months, which is due to the intensity of seasonal biological processes. A notable issue is the exceeding of FLL standards [10] for the amount of Ptotal in PSP water. However, the practice of constructing, operating, and maintaining natural swimming ponds shows that full operational efficiency based on the development of environmental homeostasis in a living pond ecosystem and the appropriate selection of a treatment system and filtration parameters is only achieved after several years of operation. Based on the tests carried out, it can only be concluded that the tested water filtration system has progressive adsorption capabilities, which in the case of this study should be assessed positively.

The analysis of correlations between the physical and chemical factors of water at the sampling sites and in subsequent seasons showed similar high positive and negative correlations as in the case of testing the effective filtration rate. In particular, in the 2024 season, the previously analyzed high positive correlations were found between the temperature (Temp.) and the factors, OS, pH, and N-NO₃, as well as high negative correlations between Temp. and Ptotal and for pH and Ptotal. Same as before, a high negative correlation was also found for OS and Ptotal. For the pair OS and N-NO₃, on the other hand, only positive correlations were found, as in the tested ponds (P1-P3), indicating that the intensity of the microbiological nitrification process is directly proportional to the amount of dissolved oxygen in the water. Greater variation in the values and nature of the correlations was observed in the second season of the study (2025), particularly in the filtrate. Its analysis should, therefore, be considered incomplete, covering only the first half of the pond's operating season; hence, there is no justification for drawing competent conclusions.

Testing statistically significant differences in water parameters before and after filtration using the *t*-test and Wilcoxon rank test allowed us to conclude that, in addition to the factors showing such differences in the previous experiment (EC, Ptotal, and TH), there is one more factor—pH. The nature of these relationships may be determined by the specific biocenotic interactions in the pond and the specifications of the filtration system used. In this case, for example, the efficiency of mechanical pollutant removal by a dedicated filter and the operation of a surface skimmer, the metabolic activity of the biological chamber, or the alkaline nature of the Rockdos[®] filter mineral.

A key issue for the commercialization of the presented technological solution is the investment cost, as well as the operating and maintenance costs of the water treatment system. Financial analyses indicate that the investment cost of a modular filtration system for a natural swimming pond with an area of approximately 100 m² is approximately €7500, compared to €10,000–12,000 for other technological solutions currently available in the market. In the case of the presented system, the mechanical and biological filters have approximately 25% larger surface areas, and the mineral filter has approximately 35–40% larger capacity compared to existing market solutions. Operating and maintenance costs for all technological solutions are similar. The energy cost to maintain the modular water filtration system at a flow rate of 5 m³/h for a pond with an area of approximately 100 m² is approximately €65/year, while the maintenance cost—cleaning the mechanical and biological filters—is approximately €200/year (mechanical cleaning and possible replacement of the biological filter fabric). The use of the proposed water filtration system is, therefore, characterized by a 25% lower investment amount and shows potentially higher efficiency after the bed has been worked out and a similar cost of using and servicing the system in relation to other market systems.

The summary of the above analysis allows us to conclude that the prototype water treatment system with a modular mineral filtration chamber filled with the tested

Rockfos® mineral, in a full-size pond of the second type (PSF), at a circulation rate of 5 m/h, demonstrates high functional efficiency under full operating conditions.

5. Conclusions

Field experiments based on the study of relevant physical and chemical parameters of water, microbiological and biocenotic tests, as well as calculations and statistical analyses of the tested reservoirs and water treatment systems, allowed the following conclusions to be drawn:

- The functionally verified design of the modular filter chamber and its prototype offer adaptive possibilities for system multiplication, which could be a dedicated solution for natural swimming ponds.
- A filtration system based on the modular functionality of the prototype chamber for type II natural swimming ponds should include a pre-filter, a filter ensuring biological processes, and a filter with a mineral bed, enriched with a pump section and dedicated accessories (skimmers, connectors, valves, pipes, drainage, etc.).
- The mineral bed filter should be filled with a highly reactive filter material with verified phosphorus adsorption efficiency and no increased release of ions from the bed, which increases the functional capabilities of the water treatment system.
- The tested possibility of selectively switching off the filter chamber with the mineral bed, in accordance with the patent application, allows for easier maintenance (material replacement, drying, regeneration) without affecting the functioning of the entire system.
- Experimental studies, including the analysis of the physical and chemical properties of water (including effective phosphorus removal efficiency—32.65%) and microbiological and biocenotic properties of water (including low number of fecal bacteria, low number and biomass of problematic cyanobacteria, low chlorophyll *a* content, and the presence of fine filter feeders in zooplankton), with reference to the FLL guidelines for natural pools, enabled positive verification of the filtration rate adopted for further research—5 m/h.
- Research on the physical and chemical parameters of water before and after filtration through the prototype modular water treatment system for a full-size natural swimming pond of type II and their statistical analysis, made it possible to confirm its high functional efficiency in bathing conditions. This was due to the progressive increase in the effective phosphorus filtration efficiency to 54% as the bed matured and the lack of exceedances of the FLL standards for other tested parameters.
- An economic analysis of the technological solution used for a medium-sized natural swimming pond (area 100 m²) indicates 25% lower investment costs compared to solutions currently available on the market. The operating costs of a 50 W circulating pump over a 10-month period of continuous system operation at a selected speed of 5 m/h (€65/year) are three times lower than that for a speed of 15 m/h, which, given the fixed costs of system maintenance and service of around €200/year, confirms the high commercialization potential of this solution.

Author Contributions: Conceptualization, W.W., A.S. (Artur Serafin), and T.S.; methodology, W.W., A.S. (Artur Serafin), and T.S.; software, W.W., A.S. (Artur Serafin), T.S., J.M. and A.S. (Agnieszka Szczurowska); validation, W.W., A.S. (Artur Serafin) and T.S.; formal analysis, W.W., A.S. (Artur Serafin), T.S., J.M. and A.S. (Agnieszka Szczurowska); investigation, W.W. and A.S. (Agnieszka Szczurowska); resources, W.W., A.S. (Artur Serafin) and A.S. (Agnieszka Szczurowska); data curation, A.S. (Artur Serafin), J.M. and T.S.; writing—original draft preparation, W.W., A.S. (Artur Serafin), T.S. and A.S. (Agnieszka Szczurowska); writing—review and editing, T.S. and J.M.; visualization,

W.W., A.S. (Artur Serafin), T.S., J.M. and A.S. (Agnieszka Szczyrłowska); supervision, A.S. (Artur Serafin); project administration, A.S. (Artur Serafin) and T.S. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This research was funded by the Ministry of Education and Science (Poland) as part of the implementation doctoral project No. DWD/5/0334/2021, titled “Development and implementation of a modular water filtration system for natural swimming ponds”.

Data Availability Statement: Dataset available on request from the authors.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflicts of interest.

References

1. Littlewood, M. *Natural Swimming Pools: An Inspirational Guide for Construction and Maintenance*; Schiffer Publishing: Atglen, PA, USA, 2005.
2. Walczak, W.; Serafin, A.; Szwiec, T. Natural Swimming Ponds as an Application of Treatment Wetlands—A Review. *Water* **2023**, *15*, 1878. [\[CrossRef\]](#)
3. Dhote, S.; Dixit, S. Water quality improvement through macrophytes—A review. *Environ. Monit. Assess.* **2009**, *152*, 149–153. [\[CrossRef\]](#)
4. Radic, D.; Gujanic, V.; Petricvic, J.; Ralcevic, V.; Lalevic, B.; Rudic, Z.; Bozic, M. Macrophytes as remediation technology in improving Ludas lake sediment. *Fresenius Environ. Bull.* **2013**, *22*, 1787–1791.
5. Bus, A.; Karczmarczyk, A. Kinetic and sorption equilibrium studies on phosphorus removal from natural swimming ponds by selected reactive materials. *Fresenius Environ. Bull.* **2015**, *24*, 2736–2741.
6. Wetzel, R.G. *Limnology: Lake and River Ecosystems*; Gulf Professional Publishing: London, UK; Los Angeles, CA, USA; Tokyo, Japan, 2001.
7. Ostrosmo, S.A. Water quality and conditioning in natural ecosystems: Biomachinery theory of self-purification of water. *Russ. J. Gen. Chem.* **2017**, *87*, 3199–3204. [\[CrossRef\]](#)
8. Wojski, P.; Gąsiorowski, M.; Walczak, W. Stawy kąpielowe—Formy bliskie naturze. *Archit. Kraj.* **2001**, *2–3*, 85–94.
9. Kołmińska, A.; Hams-Fajerska, E.; Muszyńska, E. Możliwości oczyszczania środowisk wodnych metoda ryzofiltracji. *Woda-Śr.-Obr. Wj.* **2014**, *14*, 89–98.
10. FLI—Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e. V. *Recommendations for Planning, Construction, Servicing and Operating of Outdoor Swimming Pools with Biological Water Purification (Swimming and Bathing Ponds)*; FLI: Bonn, Germany, 2011.
11. Available online: www.hydroidea.com (accessed on 15 December 2022).
12. Karczmarczyk, A.; Bus, A.; Baryła, A. Influence of operation time, hydraulic load and drying on phosphate retention capacity of mineral filters treating natural swimming pool water. *Ecol. Eng.* **2019**, *130*, 176–183. [\[CrossRef\]](#)
13. Walczak, W.; Serafin, A.; Szwiec, T. Comparative analysis of phosphorus removal efficiency from water on selected filter beds for use in the natural swimming pond filtration systems. *J. Ecol. Eng.* **2022**, *26*, 298–314. [\[CrossRef\]](#)
14. Pinińska, J. Właściwości geomechaniczne opok. *Górnictwo i Geoinżynieria* **2008**, *32*, 293–301.
15. Bus, A.; Karczmarczyk, A. Charakterystyka skały wapienno-krzemionkowej opoki w aspekcie jej wykorzystania jako materiału reaktywnego do usuwania fosforu z wód i ścieków. *Infrastrukt. i Ecol. Terr. Wj.* **2014**, *1*, 227–238.
16. Waechter, D. *Stawy Ogrodowe*; Bellona: Warszawa, Poland, 2008.
17. Mirek, Z.; Piękos-Murkowska, H.; Zajac, A.; Zajac, M. *Flowering Plants and Pteridophytes of Poland. A Checklist. Vol. 1: Biodiversity of Poland.—Krytyczna lista roślin naczyniowych Polski. T. 1. Różnorodność biologiczna Polski*; W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences: Kraków, Poland, 2022.
18. Zieniek, H. *Rośliny w Oczłach Wodnych*; Medical Tribune Polska: Warszawa, Poland, 2008; pp. 25–31.
19. Klosowski, S.; Klosowski, G. *Rośliny Ważne i Bezienne*; Multico Oficyna Wydawnicza: Warszawa, Poland, 2007.
20. Available online: <https://www.pkn.pl/polskie-normy/wykazy-pn/wykaz-opublikowanych-pn> (accessed on 15 December 2022).
21. Utermöhl, H. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik: Mit 1 Tabelle und 15 abbildungen im Text und auf 1 Tafel. *Int. Ver. für Theor. und Angew. Limnol. Mitteilungen* **1958**, *9*, 1–38. [\[CrossRef\]](#)
22. Hoek, C.; Mann, D.G.; Jahns, H.M. *Algae: An Introduction to Phycology*; Cambridge University Press: Great Britain, UK, 1995.
23. Wysocki, C.; Sikorski, P. *Fitocjologia Stawozemna*; Wyd. SGGW: Warszawa, Poland, 2002.

24. Serafin, A.; Sender, J.; Bronowicka-Mielniczak, U. Potential of Shrubs, Shore Vegetation and Macrophytes of a Lake to Function as a Phytogeochemical Barrier against Biogenic Substances of Various Origin. *Water* **2019**, *11*, 290. [\[CrossRef\]](#)
25. Nusch, A.E. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergbn. Limn.* **1980**, *14*, 14–36.
26. Rybak, J.I.; Biedziński, L.A. *Stalotrośnie Stropiaki Plastikowe*; Wyd. Univ. Warszawskiego: Warszawa, Poland, 2010. [\[CrossRef\]](#)
27. Martin, J.W.; Davis, G.E. An Updated Classification of the recent Crustacea. *Nat. Hist. Mus. Los Angeles Cty. Sci. Ser.* **2001**, *39*, 123.
28. Józwiakowski, K. Studies on the efficiency of sewage treatment in chosen constructed wetland systems. *Infrastruct. Ecol. Rural. Areas* **2012**, *1*, 232.
29. Walczak, W.; Serafin, A.; Siwiec, T. Analiza prosów filtracyjnych na złożach mineralnych stosowanych w filtrach naturalnych stawów kąpielowych. *Intial* **2024**, *6*, 37–45. [\[CrossRef\]](#)
30. Sommerfeld, E.O. *Iron and Manganese Removal Handbook*; American Water Works Association: Denver, CO, USA, 1999.
31. Dymaczewski, Z.; Jeż-Walkowiak, J.; Sozański, M.M. Zarządzanie procesem projektowania w fazie planowania nowych i modernizacji eksploatowanych zakładów uzdatniania wody. *Forum Eksploatacja* **2005**, *1*, 12–20.
32. Cucarella, V.; Renman, G. Phosphorus sorption capacity of filter materials used for onsite wastewater treatment determined in batch experiments—A comparative study. *J. Environ. Qual.* **2009**, *38*, 381–392. [\[CrossRef\]](#)
33. Karczmarczyk, A.; Bus, A.; Baryła, A. Wykorzystanie materiałów reaktywnych w systemach zagospodarowania wody opadowej w osiedlach mieszkaniowych. *Rev. Tech. Infrastruktury Wsi* **2015**, *4*, 1089–1096. [\[CrossRef\]](#)
34. Renman, A.; Renman, G. Long-term phosphate removal by the calcium-silicate material Polonite in wastewater filtration systems. *Chemosphere* **2010**, *79*, 659–664. [\[CrossRef\]](#)
35. Wasik, E.; Chmielowski, K. Skuteczność oczyszczania ścieków bytowych w filtrach piaskowych o przepływie pionowym z dodatkami żarnistego węgla aktywnego. *Infrastrukt. i Ecol. Teren. Wsi* **2013**, *1*, 7–17.
36. Kowal, A.; Świdłowska-Bród, M. *Oczyszczanie Wody*; Wyd. Naukowe PWN: Warszawa, Poland, 2007.
37. Serafin, A.; Grzywna, A.; Augustyniak, R.; Bronowicka-Mielniczak, U. Nutrients from beach recreation in the context of the limnological status of a mesotrophic lake. *J. Water Land Dev.* **2022**, *34*, 160–171. [\[CrossRef\]](#)
38. Ho, G.E.; Mathew, K.; Gibbs, R.A. Nitrogen and phosphorus removal from sewage effluent in amended sand columns. *Water Res.* **1992**, *26*, 295–300. [\[CrossRef\]](#)
39. Serafin, A.; Pogorzelski, M.; Czernaś, K. Estimation of potential load of eutrophication compounds of recreational origin penetrating into the mesotrophic lake Piasoczno and of the tourist capacity of the lake in the summer seasons of 2008 and 2010. *Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr.* **2014**, *11*, 190–200.
40. Kajak, Z. *Hydrobiologia—Limnologia. Elementy WW Śródlądowych*; Wyd. PWN: Warszawa, Poland, 1998.
41. Gornicka, E.; Szaynok, A. *Chemia Wody i Powietrza*; Wyd. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej: Wrocław, Poland, 1997.
42. Pruss, A. Przemiany związków azotu podczas infiltracji w zależności od temperatury wody na przykładzie ujęcia infiltracyjnego w Poznaniu. *Ochr. Śr.* **1997**, *3*, 19–21.
43. Junga, B.; Flispek, A. Wpływ wybranych praktyk rekreacyjnych na dostępność fosforu dla roślin—Przegląd piśmiennictwa. *Stud. i Rap. IJING-PIB* **2017**, *53*, 55–66.
44. Available online: <https://www.stawny-kapielowe.com.pl/images/stories/download/turavis.pdf> (accessed on 27 July 2025).
45. Sinclair, R.G.; Jones, E.L.; Gruba, C.P. Viruses in recreational water-borne disease outbreaks: A review. *J. Appl. Microbiol.* **2009**, *107*, 1769–1780. [\[CrossRef\]](#)
46. Schets, F.M.; De Roda Husman, A.M.; Havelaar, A.H. Disease outbreaks associated with untreated recreational water use. *Epidemiol. Infect.* **2011**, *139*, 1114–1125. [\[CrossRef\]](#)
47. Pilon-Smits, E. Phytoremediation. *Annu. Rev. Plant Biol.* **2005**, *56*, 15–39. [\[CrossRef\]](#)
48. Vymazal, J.; Březinová, T.D.; Koželuh, M.; Kude, L. Occurrence and removal of pharmaceuticals in four full-scale constructed wetlands in the Czech Republic—the first year of monitoring. *Ecol. Eng.* **2017**, *95*, 354–364. [\[CrossRef\]](#)
49. Langergraber, G.; Dotro, G. (Eds.) *Wetland technology: Practical information on the design and application of treatment wetlands. In Scientific and Technical Report Series*; IWA Publishing: London, UK, 2019; Volume 27, p. 191.
50. Pflügel, M. *Hydrobiologia—Pulsztury*; Wyd. Ocean: Sopot, Poland, 1995.
51. Galczyński, L.; Ociepa, A. Toksyny wytwarzane przez sinice. *Ecol. Chem. Eng.* **2008**, *15*, 69–76.
52. Hall, D.J.; Threlkeld, S.T.; Burns, C.W.; Crowley, P.H. The Size-Efficiency Hypothesis and the Size Structure of Zooplankton Communities. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **1976**, *7*, 177–208. [\[CrossRef\]](#)
53. Zeebe, R.E. History of Seawater Carbonate Chemistry, Atmospheric CO₂, and Ocean Acidification. *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.* **2012**, *40*, 141–165. [\[CrossRef\]](#)

54. U.S. EPA. *Ambient Water Quality Criteria for Dissolved Oxygen*; EPA/PB86-208253; U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water: Washington, DC, USA, 1986.
55. Kaleta, J.; Papciak, D.; Paszkiewicz, A. *Usuwanie Fosforanów z Roztworów Wodnych w Procesie Koagulacji Powierzchniowej*. 2014. Available online: https://water.put.poznan.pl/images/fullpapers/2014/technologie_uzdatnienia_wod/767_woda2014_woda_2014.pdf (accessed on 27 July 2025).

Disclaimer/Publisher's Note: The statements, opinions and data contained in all publications are solely those of the individual author(s) and contributor(s) and not of MDPI and/or the editor(s). MDPI and/or the editor(s) disclaim responsibility for any injury to people or property resulting from any ideas, methods, instructions or products referred to in the content.

12.5. Wniosek Patentowy: Modułowy układ filtracyjny do wody o niskim stopniu zanieczyszczenia, nr P.452443 (WIPO ST 10/C PL452443)

UNIWERSYTET PRZYRODNICZY W LUBLINIE
ul. Akademicka 13, 20-950 Lublin
tel. (81) 445 65 22, (81) 533 37 52
Miejscę na placówkę zgłaszającego

Znak NT. 6400.9.2025

Nr
Data zgł.

(wypełnia Urząd Patentowy)

**URZĄD PATENTOWY RZECZYPOSPOLITEJ
POLSKIEJ**

00-950 WARSZAWA, Al. Niepodległości 188/192
Skp. poczt. 203

PODANIE

Zgłaszający:

1. Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie
20-950 Lublin, ul. Akademicka 13
(Regon: 000001896; NIP 712-010-37-75)

Wnosi o udzielenie patentu na wynalazek pod tytułem:

„Modułowy układ filtracyjny do wody o niskim stopniu zanieczyszczenia”

Twórcami wynalazku są:

Wojciech Walczak,
Artur Serafin, zam.

Podstawa prawna do uzyskania patentu:

Art. 11 ust. 3 ustawy z dnia 30 czerwca 2000 r. – Prawo własności przemysłowej (Dz. U. z 2017 r. poz. 776)

Załączniki:

1. Opis wynalazku w jednym egzemplarzu 5 ark.
2. Zastrzeżenia w jednym egzemplarzu 1 ark.
3. Rysunek w jednym egzemplarzu 1 ark.
4. Skrót w jednym egzemplarzu

Lublin, dnia 16 czerwca 2025 r.

REKTOR

prof. dr hab. Krzysztof Jankowski

Modułowy układ filtracyjny do wody o niskim stopniu zanieczyszczenia

Przedmiotem wynalazku jest modułowy układ filtracyjny do wody o niskim stopniu zanieczyszczenia, pełniący funkcję oczyszczalni wody w naturalnych stawach kąpielowych, komunalnych stawach kąpielowych, basenach, jak również mający zastosowanie do oczyszczania wód deszczowych.

Znane są zbiorniki pełniące funkcje aktywnych oczyszczalni ścieków, wykorzystując procesy chemiczne oraz fizyczne.

Z publikacji PL236809B1 znany jest zespół filtracyjny, o budowie zbiornikowej, zaopatrzonej w komorowe przedziały tworzące ciąg przepływu wody. Zespół zawiera komorę osadową, filtry oraz materiał adsorpcyjny i wyposażony jest w osadową komorę z kolektorem wlotowym wody dla skimmera powierzchniowego. Ponadto posiada denny kolektor wlotowy dla wody z głębszych warstw, a także awaryjny przelew. Następnie zespół filtracyjny zawiera zestaw co najmniej trzech filtracyjnych mat i kolejno filtracyjny przedział wypełniony materiałem adsorpcyjnym. Następnie jest ssawny przedział wyposażony w ssawne kosze podłączone kolektorem ze znajdującymi się w technicznej komorze pompami odprowadzającymi wodę kolektorem wylotowym.

W publikacji wzoru użytkowego CN208948967U opisano modułowe, zintegrowane urządzenie do oczyszczania bagien, które obejmuje modułowy zbiornik sedymentacyjny, zbiornik filtra oczyszczania ekologicznego i zbiornik na czystą wodę. Staw osadowy obejmuje pierwszy prefabrykowany keson z pierwszą płytą działową. Na górze pierwszego prefabrykowanego kesonu znajduje się zwirowy filtr siatkowy, a na wewnętrznej ścianie pierwszego prefabrykowanego kesonu w równych odstępach rozmieszczone są siatki tłumiące. Zbiornik filtra oczyszczania ekologicznego obejmuje drugi prefabrykowany keson, który podzielony na zbiornik filtra i zbiornik oczyszczania biologicznego za pomocą drugiej płyty działowej. W dnie drugiej płyty działowej utworzono otwór przelewowy. Zbiornik na czystą wodę składa się z trzeciego prefabrykowanego kesonu, a rura spustowa zbiornika filtra oczyszczającego ekologicznie jest włożona do rury wlotowej wody zbiornika na czystą wodę.

Modułowe urządzenie, służące do oczyszczania wody rzecznej znane jest również z publikacji CN112340948A. Urządzenie modułowe jest wygodne w transporcie, zajmuje mało miejsca, charakteryzuje się stosunkowo niskimi kosztami eksploatacji. Urządzenie obejmuje przedni zbiornik wlotowy wody, zbiornik tlenowy, zbiornik membranowy, komorę sprzętową i zbiornik czystej wody. Woda rzeczna wpływa do zbiornika tlenowego po przejściu przez przedni zbiornik wlotowy wody. Przedni zbiornik wlotowy wody służy do filtrowania wody rzecznej. W zbiorniku tlenowym umieszczony jest wypełniacz biologiczny. Zbiornik tlenowy jest połączony ze zbiornikiem membranowym i jest połączony z wylotem powietrza dmuchawy powietrza za pomocą rurociągu dmuchawy powietrza. W zbiorniku membranowym rozmieszczono zespoły komponentów membrany MBR, każdy zespół komponentów membrany MBR jest połączony ze zbiornikiem czystej wody za pomocą pompy płukania wstecznego i zespół komponentów membrany MBR jest połączony ze zbiornikiem czystej wody za pomocą pompy wylotowej wody, a także każdy zespół komponentów membrany MBR jest połączony z wylotem powietrza dmuchawy powietrza za pomocą rurociągu dmuchawy powietrza. W komorze urządzenia znajduje się dozownik z pompami dozującymi, które służą do transportu i dodawania substancji chemicznych do przedniego zbiornika wlotowego wody oraz zbiornika membranowego.

Modułowy system oczyszczania ścieków zaproponowano również w publikacji zgłoszenia CN116573697A. Modułowy system oczyszczania ścieków składa się z modułu oczyszczania cząstek stałych i modułu oczyszczania biochemicznego. Moduł oczyszczania cząstek stałych obejmuje co najmniej jeden zbiornik oczyszczania cząstek stałych, w którym znajduje się tkanina filtrująca i jednostka napędowa do napędzania tkaniny filtrującej w celu zapewnienia jej okresowego ruchu.

Publikacja autorstwa Karczmarczyk A., Bus A., i Baryła A., *Influence of operation time, hydraulic load and drying on phosphate retention capacity of mineral filters treating natural swimming pool water*, „Ecological Engineering”, 2019, t.130, s. 176–183; <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.02.018>, dotyczy usuwania fosforanów z wody naturalnego basenu, w którym to basenie zastosowano w tym celu filtry mineralne. Filtry pracowały nieprzerwanie w warunkach nasyconych. Z filtrów pobierano próbki. Zbadano, że zdolność sorpcji fosforanów materiałów pobranych z filtrów była po określonym czasie

znacznie niższa niż zdolność sorpcji świeżego materiału. Jako prawdopodobną przyczynę wskazano biofilm, który rozwinął się na ziarnach filtra, blokując kontakt między materiałem reaktywnym a oczyszczoną wodą. Rozbicie biofilmu z powodu szybszego przepływu skutkowało zwiększoną pojemnością sorpcyjną filtra. Jednocześnie też wykazano, że suszenie materiału filtracyjnego na powietrzu spowodowało zwiększenie jego pojemności sorpcyjnej z poniżej 50% do 100% wartości początkowej, co sugeruje, że okresowe suszenie filtrów może być prostym sposobem regeneracji materiału filtracyjnego.

Celem wynalazku jest zaproponowanie rozwiązania modułowego układu filtracyjnego do wody, które zapewni jego nieprzerwaną i stabilną pracę. Układ powinien charakteryzować się dłuższą żywotnością i lepszą wydajnością, co przełoży się na obniżenie kosztu jego eksploatacji.

Modułowy układ filtracyjny do wody o niskim stopniu zanieczyszczenia według wynalazku zawiera moduł filtracji mechanicznej, moduł filtracji mineralnej, moduł filtracji biologicznej i moduł pomp. Moduł filtracji mechanicznej ma postać komory osadnika z matami filtracyjnymi, moduł filtracji mineralnej ma postać komory z materiałem adsorpcyjnym z przewodem doprowadzającym powietrze lub CO₂. Moduł filtracji biologicznej ma postać komory z filtrem z rur siatkowych w oplocie z włókniny filtracyjnej separującej zooplankton, a rury siatkowe są osadzone w kolektorze.

Istotą modułowego układu filtracyjnego jest to, że moduł filtracji biologicznej jest przed modulem filtracji mineralnej, a moduły są funkcjonalnie ze sobą połączone. Moduł filtracji mineralnej zawiera przewód wlotowy czystej wody. Kolektor rur siatkowych ma pierwszy przewód i drugi przewód, przy czym pierwszy przewód jest przyłączony do modułu filtracji mineralnej, zaś drugi przewód jest przyłączony do modułu pompy. Moduł filtracji mineralnej ma trzeci przewód, który jest przyłączony do modułu pompy. Pierwszy, drugi i trzeci przewód mają zawory.

Korzystnie przylegające ściany boczne sąsiadujących modułów mają wzdłuż pionowych krawędzi kolnierze z otworami do skręcania modułów ze sobą.

Moduły układu filtracyjnego są uniwersalne i szczególnie liczba modułów filtracji mineralnej może być dowolnie zwielokrotniana, w zależności od planowanej do oczyszczania objętości wody. Zastosowanie pierwszego przewodu, łączącego moduł filtracji biologicznej z modulem filtracji mineralnej oraz drugiego przewodu, łączącego moduł filtracji biologicznej bezpośrednio z modulem pompy, jak również trzeciego przewodu łączącego moduł filtracji mineralnej z modulem pompy oraz zawory na tych przewodach pozwalają na ciągłą i efektywną pracę układu oraz regenerację złoża mineralnego bez powodowania zaniku flory bakteryjnej i zooplanktonu. Moduł filtracji mineralnej może być przy takiej konstrukcji czasowo wyłączany poprzez zamknięcie zaworów na pierwszym i trzecim przewodzie, a otwarcie zaworu na drugim. Wówczas możliwa jest łatwa regeneracja materiału adsorpcyjnego przez przepłukanie i przede wszystkim poprzez wysuszenie biofilmu na materiale adsorpcyjnym. Konstrukcja pozwala więc na zastosowanie stosunkowo łatwej i skutecznej regeneracji złoża i efektywnej poprawie jego parametrów sorpcyjnych, zgodnie z wynikami badań przedstawionymi w publikacji Karczmarczyk A. i in. Moduł filtracji mechanicznej działa zatem w cyklach: pracuje, gdy jest zalany wodą i ma czasowe, określone poprzez badania cykle odpoczynku w stanie bezwodnym. Modułowy układ pozwala na czasowe odłączenie filtracji mineralnej na czas odpoczynku bez wyłączenia całości układu filtracji. Następuje naturalna regeneracja (poprzez przesuszenie) i możliwe jest ponowne użycie bez konieczności wymiany. To zapewnia dłuższą i bardziej efektywną pracę, oszczędności na wymianę złoża, brak pracy przy wyjmowaniu ciężkiego złoża z komory. Układ według wynalazku zapewnia ciągłość filtracji, ważną dla zachowania stabilności całego układu filtracji i stabilności jakości wody w zbiornikach.

Przedmiot wynalazku został przedstawiony w przykładzie wykonania na rysunku, na którym fig.1 przedstawia schemat modułowego układu filtracyjnego w widoku z góry, zaś fig.1 przedstawia jego schemat w widoku z boku.

Modułowy układ filtracyjny do wody o niskim stopniu zanieczyszczenia zawiera kolejno funkcjonalnie ze sobą połączone: moduł filtracji mechanicznej 1, moduł filtracji biologicznej 2, moduł filtracji mineralnej 3 i moduł pomp 4.

Moduł filtracji mechanicznej 1 ma postać komory osadnika z matami filtracyjnymi 1.1. Maty filtracyjne 1.1 wykonane są z gąbczastego materiału i ustawione są prostopadle do kierunku przepływu oczyszczanej wody i osadzone są w ramach, nie przedstawionych na rysunku, dla łatwiejszego ich wyjmowania z komory osadnika. Przed matami filtracyjnymi 1.1 jest filtr siatkowy 1.2 ze stali nierdzewnej. W dolnej części komory osadnika modułu filtracji mechanicznej 1 jest odpływ 1.3 kierujący wodę do modułu filtracji biologicznej 2. W module filtracji biologicznej 2 jest filtr z rur siatkowych 2.1 w oplocie z włókniny filtracyjnej separującej zooplankton, a rury siatkowe 2.1 są osadzone w kolektorze 2.2. Kolektor 2.2 ma pierwszy przewód 2.3 i drugi przewód 2.4. Pierwszy przewód 2.3 jest przyłączony do modułu filtracji mineralnej 3 i ma zawór, zaś drugi przewód 2.4 jest przyłączony do modułu pompy 4. Moduł filtracji mineralnej 3 stanowi komora wypełniona materiałem adsorpcyjnym 3.1 w postaci znanych substratów mineralnych w workach lub luzem na ruszcie. Pod materiałem adsorpcyjnym 3.1 jest wlot przewodu doprowadzającego powietrze lub CO₂ 3.2. oraz przewód wlotowy czystej wody 3.3 do podawania wody w trakcie płukania materiału adsorpcyjnego 3.1. Moduł filtracji mineralnej 3 ma trzeci przewód 3.4 z zaworem. Trzeci przewód 3.4 jest przyłączony do modułu pompy 4. Moduł pompy 4 zawiera pompę 4.1 do pracy ciągłej – jest to główna pompa filtracyjna, kompresor powietrzny 4.2, pompy dozujące CO₂ i koagulanty 4.3 oraz automatykę.

Przylegające ściany boczne sąsiadujących modułów 1, 2, 3, 4 mają wzdłuż pionowych krawędzi kołnierze 5 z otworami do skręcania modułów 1, 2, 3, 4 ze sobą. Moduły wykonane są z polietylenu metodą formowania rotacyjnego. Są trwałe, stosunkowo lekkie, łatwe do transportowania i montażu.

REKTOR
prof. dr hab. Krzysztof Kowalczyk

Zastrzeżenia patentowe

1. Modułowy układ filtracyjny do wody o niskim stopniu zanieczyszczenia zawierający moduł filtracji mechanicznej, moduł filtracji mineralnej, moduł filtracji biologicznej i moduł pomp, przy czym moduł filtracji mechanicznej ma postać komory osadnika z matami filtracyjnymi, moduł filtracji mineralnej ma postać komory z materiałem adsorpcyjnym z przewodem doprowadzającym powietrze lub CO₂, moduł filtracji biologicznej ma postać komory z filtrem z rur siatkowych w oplocie z włókniny filtracyjnej separującej zooplankton, a rury siatkowe są osadzone w kolektorze **znamienny tym**, że moduł filtracji biologicznej (2) jest przed modulem filtracji mineralnej (3), a moduły (1, 2, 3, 4) są funkcjonalnie ze sobą połączone i ponadto moduł filtracji mineralnej (3) zawiera przewód wlotowy czystej wody (3.3) a kolektor (2.2) rur siatkowych (2.1) ma pierwszy przewód (2.3) i drugi przewód (2.4), przy czym pierwszy przewód (2.3) jest przyłączony do modułu filtracji mineralnej (3), zaś drugi przewód (2.4) jest przyłączony do modułu pompy (4), natomiast moduł filtracji mineralnej (3) ma trzeci przewód (3.4), który jest przyłączony do modułu pompy (4) i przewody pierwszy, drugi i trzeci (2.3, 2.4, 3.4) mają zawory.
2. Modułowy układ filtracyjny według zastrz. 1, **znamienny tym**, że przylegające ściany boczne sąsiadujących modułów (1, 2, 3, 4) mają wzdłuż pionowych krawędzi kołnierze (5) z otworami do skręcania modułów (1, 2, 3, 4) ze sobą.

REKTOR

prof. dr hab. Krzysztof Kotulicz

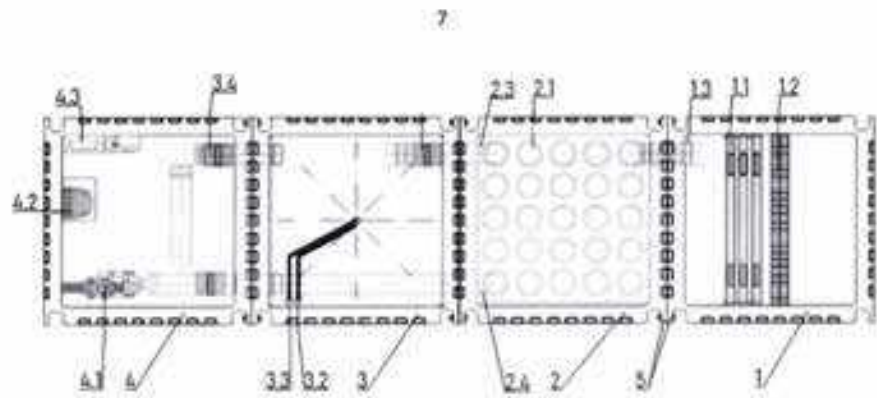


Fig.1

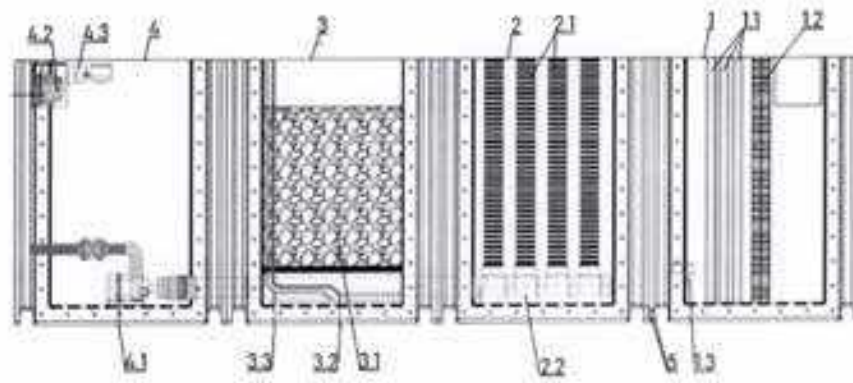


Fig.2

Skrót opisu

Przedmiotem wynalazku jest modułowy układ filtracyjny do wody o niskim stopniu zanieczyszczenia zawierający moduł filtracji mechanicznej, moduł filtracji biologicznej, moduł filtracji mineralnej i moduł pomp. Układ charakteryzuje się tym, że moduł filtracji mineralnej (3) zawiera przewód wlotowy czystej wody (3.3) a kolektor (2.2) rur siatkowych (2.1) ma pierwszy przewód (2.3) i drugi przewód (2.4), przy czym pierwszy przewód (2.3) jest przyłączony do modułu filtracji mineralnej (3), zaś drugi przewód (2.4) jest przyłączony do modułu pompy (4). Moduł filtracji mineralnej (3) ma trzeci przewód (3.4), który jest przyłączony do modułu pompy (4) i przewody pierwszy, drugi i trzeci (2.3, 2.4, 3.4) mają zawory.

*Fig.1**(2 zastrzeżenia)*



Warszawa, 24.06.2025 r.

Nasz znak: DZ-NZ.P.452443.2.dbiel
Wasz znak: NT.6400.9.2025

UNIWERSYTET PRZYRODNICZY W LUBLINIE
ul. Akademicka 13
20-950 Lublin

POTWIERDZENIE

Urząd Patentowy RP stwierdza, że dnia 2025-06-23 przyjęto w formie papierowej wniosek o udzielenie patentu na wynalazek pt.:

Modułowy układ filtracyjny do wody o niskim stopniu zanieczyszczenia

Zgłoszenie oznaczono numerem: **P.452443**
[WIPO ST 10/C PL452443]

Zgłaszający: **UNIWERSYTET PRZYRODNICZY W LUBLINIE, Lublin, POLSKA**

Dominik Bielski
Specjalista

/podpisano kwalifikowanym podpisem elektronicznym/

Pismo wydane w formie dokumentu elektronicznego

Pouczenie:

1. Strony oraz ich przedstawiciele i pełnomocnicy mają obowiązek zawiadomić Urząd o każdej zmianie swojego adresu. W razie zaniedbania tego obowiązku doręczenie pisma pod dotychczasowym adresem ma skutek prawny (art. 41 kpa).
2. O zgłoszeniu wynalazku Urząd Patentowy dokonuje ogłoszenia niezwłocznie po upływie 18 miesięcy od daty pierwszeństwa do uzyskania patentu. Zgłaszający może w okresie 12 miesięcy od daty pierwszeństwa złożyć wniosek o dokonanie ogłoszenia w terminie wcześniejszym (art. 43 ustawy z dnia 30 czerwca 2000r. Prawo własności przemysłowej (Dz. U. z 2023 r. poz. 1170)).
3. W korespondencji należy powoływać się na nr P.452443.

Klauzula informacyjna

Zgodnie z art. 13 ust. 1 i 2 Rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2016/679 z dnia 27 kwietnia 2016 r. w sprawie ochrony osób fizycznych w związku z przetwarzaniem danych osobowych

I w sprawie swobodnego przepływu takich danych oraz uchylenia dyrektywy 95/46/WE (dalej RODO) Urząd Patentowy Rzeczypospolitej Polskiej informuje, że:

1. Administratorem Pani/Pana danych osobowych jest Urząd Patentowy Rzeczypospolitej Polskiej z siedzibą w Warszawie, adres: al. Niepodległości 188/192, 00-950 Warszawa, skrytka pocztowa 203;
2. Inspektor Ochrony Danych, dane kontaktowe: adres: al. Niepodległości 188/192, 00-950 Warszawa, tel. bezpośredni (022) 579 00 25, fax (022) 579 00 01, e-mail: io6@uprp.pl;
3. Pani/Pana dane osobowe przetwarzane będą w celu realizowania zadań Urzędu Patentowego RP określonych przepisami ustawy z dnia 30 czerwca 2000 r. Prawo własności przemysłowej;
4. Podstawą prawną przetwarzania Pani/Pana danych osobowych jest ustawa z dnia 30 czerwca 2000 r. Prawo własności przemysłowej, rozporządzenia wykonawcze do ww. ustawy, umowy międzynarodowe oraz art. 6 ust. 1 lit. c RODO;
5. Pani/Pana dane osobowe mogą być przekazywane do podmiotów publicznych na zasadach obowiązujących w przepisach prawa oraz organizacjom międzynarodowym i organom unijnym, zgodnie z obowiązującymi przepisami prawa i umowami międzynarodowymi, po upływie terminów zastrzeżonych dla nieujawniania informacji o zgłoszeniu;
6. Pani/Pana dane osobowe będą przechowywane przez okres zgodny z zasadami archiwizacji dokumentów w Urzędzie Patentowym RP;
7. Posiada Pani/Pan prawo żądania dostępu do treści swoich danych osobowych, prawo ich sprostowania oraz prawo do ograniczenia ich przetwarzania;
8. Przysługuje Pani/Panu prawo wniesienia skargi do organu nadzorczego właściwego w zakresie ochrony danych osobowych gdy uzna Pani/Pan, że przetwarzanie Pani/Pana danych osobowych narusza przepisy RODO;
9. Podanie przez Panią/Pana danych osobowych jest wymogiem ustawowym niezbędnym do dalszego procedowania przez Urząd Patentowy RP.

UWAGA NA OSZUSTÓW!

Przed dokonaniem jakiegokolwiek opłaty do Urzędu Patentowego RP, sprawdź czy numer rachunku zgadza się z numerem konta Urzędu:

NBP O/O Warszawa: 93 1010 1010 0025 8322 3100 0000

Urząd Patentowy RP posiada tylko jeden numer rachunku i pobiera opłaty wyłącznie w złotych!

W przypadku jakiegokolwiek wątpliwości prosimy o kontakt z Centrum Informacji w Urzędzie Patentowym RP pod nr tel. 22 579 05 55. Aktualnie ostrzeżenia o próbach wyłudzeń publikowane są na stronach Urzędu Patentowego RP (uprp.gov.pl) oraz w komunikatach FinCERT.pl - Bankowego Centrum Cyberbezpieczeństwa Związku Banków Polskich (zbp.pl).



W celu weryfikacji autentyczności korespondencji przesłanej podany kod QR lub przejdź na stronę weryfikacji korespondencji Urzędu Patentowego RP dostępnej pod adresem:
<https://eprofil.pue.uprp.gov.pl/public/stamp/verify>
i przejrzyj kod stempla.

Kod stempla: 923-400e-f1d




13. Oświadczenia doktoranta oraz współautorów dotyczących ich wkładu w przygotowanie publikacji

13.1. Oświadczenie doktoranta oraz współautorów dotyczących ich wkładu w przygotowanie publikacji nr A1:

Wojciech Walczak, Artur Serafin, Tadeusz Siwiec

Natural swimming ponds as an application of treatment wetlands - a review.

Water 15.10 (2023):1878 DOI: 10.3390/w15101878

Autor	%	Objaśnienia	Podpis
Wojciech Walczak	60	A; B; C; D; F; G; I; K	
Artur Serafin	25	A; B; C; G; I; J; K	
Tadeusz Siwiec	15	A; B; G; I; J; K	




Objaśnienia:

- A – opracowanie koncepcji badań
- B – metodyka badań
- C – źródła literaturowe
- D – zebranie materiału badanego
- E – wykonanie analiz laboratoryjnych
- F – zebranie obserwacji
- G – analiza danych
- H – analizy statystyczne
- I – napisanie manuskryptu
- J – nadzór merytoryczny
- K – przygotowanie odpowiedzi na recenzje

13.2. Oświadczenie doktoranta oraz współautorów dotyczących ich wkładu w przygotowanie publikacji nr A2:

Wojciech Walczak, Tadeusz Siwiec, Artur Serafin

Analiza procesów filtracyjnych na złożach mineralnych stosowanych w filtrach naturalnych stawów kąpielowych. Instal (2024), DOI 10.36119/15.2024.6.6

Autor	%	Objaśnienia	Podpis
Wojciech Walczak	55	A; B; C; D; F; G; H; I; K	
Tadeusz Siwiec	30	A; B; C; E; G; H; I; J; K	
Artur Serafin	15	A; B; C; G; I; J; K	




Objaśnienia:

- A – opracowanie koncepcji badań
- B – metodyka badań
- C – źródła literaturowe
- D – zebranie materiału badanego
- E – wykonanie analiz laboratoryjnych
- F – zebranie obserwacji
- G – analiza danych
- H – analizy statystyczne
- I – napisanie manuskryptu
- J – nadzór merytoryczny
- K – przygotowanie odpowiedzi na recenzje

13.3. Oświadczenie doktoranta oraz współautorów dotyczących ich wkładu w przygotowanie publikacji nr A3:

Wojciech Walczak, Artur Serafin, Tadeusz Siwiec

Comparative analysis of phosphorus removal efficiency from water on selected filter beds for use in the natural swimming pond filtration systems. Journal of Ecological Engineering 26.6 (2025) DOI 10.12911/22998993/201975

Autor	%	Objaśnienia	Podpis
Wojciech Walczak	55	A; B; C; D; F; G; H; I; K	
Artur Serafin	30	A; B; C; E; G; H; I; J; K	
Tadeusz Siwiec	15	A; B; C; G; I; J; K	

Objaśnienia:






- A – opracowanie koncepcji badań
- B – metodyka badań
- C – źródła literaturowe
- D – zebranie materiału badanego
- E – wykonanie analiz laboratoryjnych
- F – zebranie obserwacji
- G – analiza danych
- H – analizy statystyczne
- I – napisanie manuskryptu
- J – nadzór merytoryczny
- K – przygotowanie odpowiedzi na recenzje

13.4. Oświadczenie doktoranta oraz współautorów dotyczących ich wkładu w przygotowanie publikacji nr A4:

Wojciech Walczak, Artur Serafin, Tadeusz Siwiec, Jacek Mielniczuk, Agnieszka Szczurowska

Analysis of the functional efficiency of a prototype filtration system dedicated for natural swimming ponds. Water 17.19 (2025):2816

DOI: 10.3390/w17192816

Autor	%	Objaśnienia	Podpis
Wojciech Walczak	55	A; B; C; D; F; G; H; I; K	
Artur Serafin	20	A; B; C; G; F; I; J; K	
Tadeusz Siwiec	15	A; B; C; G; I; J; K	
Jacek Mielniczuk	5	G; H; I; K	
Agnieszka Szczurowska	5	D; E; F; G	



Objaśnienia:

- A – opracowanie koncepcji badań
- B – metodyka badań
- C – źródła literaturowe
- D – zebranie materiału badanego
- E – wykonanie analiz laboratoryjnych
- F – zebranie obserwacji
- G – analiza danych
- H – analizy statystyczne
- I – napisanie manuskryptu
- J – nadzór merytoryczny
- K – przygotowanie odpowiedzi na recenzje

13.5. Oświadczenie doktoranta oraz współautorów dotyczących ich wkładu w przygotowanie wniosku patentowego nr A5:

Wojciech Walczak, Artur Serafin

Wniosek Patentowy: Modułowy układ filtracyjny do wody o niskim stopniu zanieczyszczenia, nr P.452443 (WIPO ST 10/C PL452443)

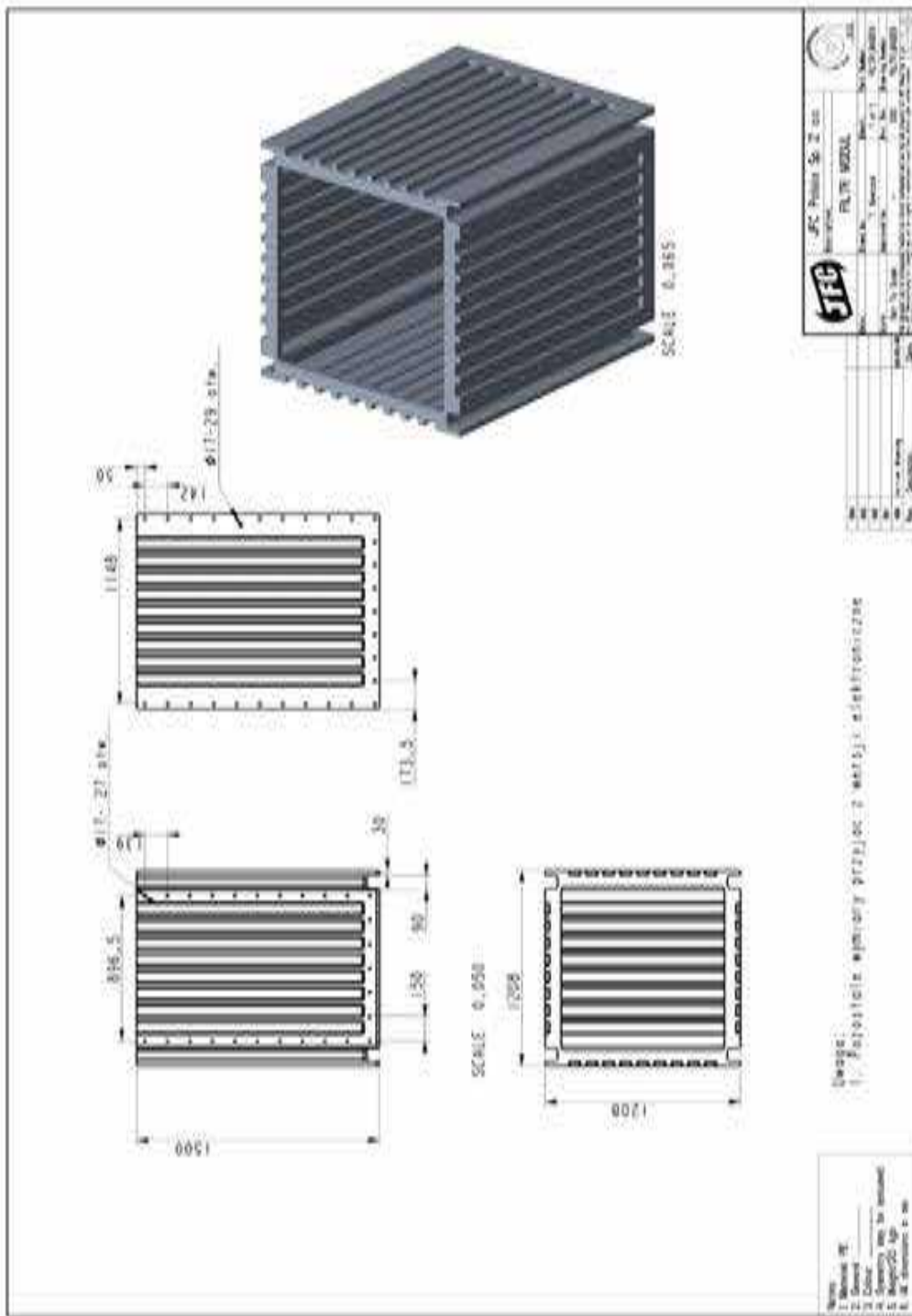
Autor	%	Objaśnienia	Podpis
Wojciech Walczak	50	A; B; C; D; F; G; I	
Artur Serafin	50	A; B; C; D; F; G; J	

Objaśnienia:

- A – opracowanie koncepcji badań
- B – metodyka badań
- C – źródła literaturowe
- D – zebranie materiału badanego
- E – wykonanie analiz laboratoryjnych
- F – zebranie obserwacji
- G – analiza danych
- H – analizy statystyczne
- I – napisanie manuskryptu
- J – nadzór merytoryczny
- K – przygotowanie odpowiedzi na recenzje

14. Załączniki

14.1. Załącznik 1 – projekt modułu komory filtracyjnej



14.3. Załącznik 3 – możliwości funkcjonalne połączeń modułowych

