



WYDZIAŁ
INŻYNIERII PRODUKCJI



SZKOŁA
DOKTORSKA



Poleski
Park Narodowy



Polskie
Parki
Narodowe

UNIWERSYTET PRZYRODNICZY W LUBLINIE
WYDZIAŁ INŻYNIERII PRODUKCJI

Dyscyplina naukowa: Inżynieria środowiska, górnictwo i energetyka

mgr inż. Anna Myka-Raduj

**Opracowanie, wdrożenie i analiza funkcjonowania
hybrydowej hydrofitowej oczyszczalni ścieków z zamkniętym obiegiem
wody na terenie Poleskiego Parku Narodowego**

Development, implementation and analysis of the functioning
of a hybrid constructed wetland wastewater treatment plant with a closed
water circuit in the Polesie National Park

Rozprawa doktorska zrealizowana we współpracy z Poleskim Parkiem Narodowym
w ramach IV edycji programu „Doktorat Wdrożeniowy”,
finansowanego przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego –
umowa nr DWD/4/88/2020 z dnia 28.10.2020 r.

Rozprawa doktorska wykonana
w Katedrze Inżynierii Środowiska
pod kierunkiem
prof. dr hab. Krzysztofa Józwiakowskiego

opiekun pomocniczy ze strony Poleskiego Parku
Narodowego: dr Szymon Kolasa

Lublin – Urszulin 2024

Podziękowania

Składam serdeczne podziękowania promotorowi mojej pracy Panu Prof. dr hab. Krzysztofowi Józwiakowskiemu za pomoc podczas powstawania niniejszej rozprawy, poświęcony czas i życzliwość, wsparcie merytoryczne, a także za cierpliwość i zaufanie.

Pragnę serdecznie podziękować Panu Prof. dr hab. inż. Tadeuszowi Siwcowi za udzielenie cennych wskazówek, poświęcony czas, ogromne wsparcie i zawsze dobre słowo.

Serdecznie dziękuję Pani Dr inż. Agnieszce Micek za wszelką pomoc przy realizacji doktoratu wdrożeniowego, poświęcony czas oraz serdeczność i uśmiech.

Dziękuję pozostałym Pracownikom Katedr: Inżynierii Środowiska, Geodezji i Informacji Przestrzennej oraz Mikrobiologii Środowiskowej za okazaną pomoc w realizacji badań, wyrozumiałość i przychylność.

Dziękuję Panu Dyrektorowi Poleskiego Parku Narodowego Jarosławowi Szymańskiemu oraz koleżankom i kolegom z pracy za możliwość realizacji doktoratu wdrożeniowego i okazaną pomoc.

Przede wszystkim pragnę serdecznie podziękować mojej Rodzinie, mojemu mężowi Waldkowi za wszechstronną pomoc, zaangażowanie, zespołowość, nieustanne wsparcie i wyjątkowość oraz moim dzieciom Jagódce i Wojtusowi, którzy są moją motywacją a poprzez swoje zrozumienie, wrażliwość i troskę przyczynili się do powstania niniejszej pracy.

Niniejszą pracę dedykuję moim Rodzicom, którzy zawsze we mnie wierzą.

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 02.09.2024 Podpis promotora *Krzysztof Józsiakowski*

Oświadczenie autora rozprawy doktorskiej

Świadoma 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 wersją elektroniczną.

Data 02.09.2024 Podpis autora *Anna Jędrzejko*

*niepotrzebne skreślić

Spis treści

1. Zestawienie artykułów naukowych składających się na rozprawę doktorską	7
2. Streszczenie i słowa kluczowe	8
3. Abstract	9
4. Wstęp	10
5. Problem naukowy / hipotezy i cel badań	12
5.1. Problem naukowy i hipotezy badawcze.	12
5.2. Cel badań	12
6. Materiały i metody	13
6.1. Charakterystyka obszaru i obiektu badań.	13
6.2. Budowa, zasada działania i cel zastosowania wdrożonego rozwiązania	15
6.3. Zakres i metodyka badań	22
6.3.1. Metodyka badań zmian zużycia wody w osadzie służbowej Poleskiego Parku Narodowego.	22
6.3.2. Metodyka badań zmian efektywności działania hybrydowej hydrofitowej oczyszczalni ścieków w okresie rozruchu.	22
6.3.3. Metodyka badań skuteczność funkcjonowania instalacji do oczyszczania ścieków odpływających z oczyszczalni i możliwości ich ponownego wykorzystania w gospodarstwie domowym	26
7. Wyniki badań i dyskusja	27
7.1. Zmiany zużycia wody w osadzie służbowej Poleskiego Parku Narodowego	27
7.1.1. Zużycie wody w zależności od pór roku, dni tygodnia i godzin doby	27
7.1.2. Średnie dobowe zużycie wody i współczynniki nierównomierności odpływu wody	33
7.1.3. Ilość wody zużywanej do spłukiwania toalety w stosunku do ogólnego zużycia wody.	35
7.2. Efektywność działania hybrydowej hydrofitowej oczyszczalni ścieków w okresie rozruchu	35
7.2.1. Ilość ścieków dopływających i odpływających z oczyszczalni.	36
7.2.2. Skład ścieków na różnych etapach oczyszczania	38
7.2.3. Efekty oczyszczania ścieków w badanym obiekcie	42

7.3. Skuteczność instalacji do oczyszczania ścieków odpływających z hybridowej hydrofitowej oczyszczalni i możliwość ich ponownego wykorzystania w gospodarstwie domowym	48
7.3.1. Ilość powtórnie wykorzystanych ścieków	48
7.3.2. Skład oczyszczanych ścieków i efekty usuwania zanieczyszczeń w badanej instalacji	50
8. Wnioski	55
9. Bibliografia	57
10. Kopie opublikowanych prac wchodzących w skład cyklu publikacji	62
10.1. „Changes of water consumption in a forester’s lodge in the Polesie National Park (Poland) – case study”(Publikacja nr 1). Myka-Raduj A., Józwiakowski K., Siwiec T., Raduj W. Water 2023, 15, 3157. https://doi.org/10.3390/w15173157	62
10.2. „Efficiency of operation a hybrid constructed wetland located in the Polesie National Park (Poland) during the start-up period”(Publikacja nr 2). Myka-Raduj A., Bohacz J., Listosz A., Raduj W., Józwiakowski K. Journal of Ecological Engineering 2024, 25(6), 292–311 https://doi.org/10.12911/22998993/187962	79
10.3. „Efficiency of the installation to treatment of outflow from the hybrid constructed wetland system and possibility of reuse of treated wastewater in the household” (Publikacja nr 3). Myka-Raduj A., Siwiec T., Rybczyńska-Tkaczyk K., Raduj W, Józwiakowski K. Advances in Science and Technology Research Journal 2024, 18(4), 296–311 https://doi.org/10.12913/22998624/189619	100
11. Oświadczenia doktoranta oraz współautorów dotyczących ich wkładu w przygotowanie opublikowanych prac naukowych	117
11.1. Oświadczenie doktoranta oraz współautorów dotyczących ich wkładu w przygotowanie publikacji nr 1:	117
11.2. Oświadczenie doktoranta oraz współautorów dotyczących ich wkładu w przygotowanie publikacji nr 2:	118
11.3. Oświadczenie doktoranta oraz współautorów dotyczących ich wkładu w przygotowanie publikacji nr 3:	119
12. Dokumentacja fotograficzna z wdrożenia hybridowej hydrofitowej oczyszczalni ścieków z zamkniętym obiegiem wody	120

1. Zestawienie artykułów naukowych składających się na rozprawę doktorską

Opracowanie, wdrożenie i analiza funkcjonowania hybrydowej hydrofitowej oczyszczalni ścieków z zamkniętym obiegiem wody na terenie Poleskiego Parku Narodowego

Lp.	Autor (udział procentowy)	Tytuł publikacji	Liczba punktów ogółem	Liczba punktów własnych	IF
P1	Myka-Raduj A. (70%) Jóźwiakowski K. (10%) Siwiec T. (10%) Raduj W. (10%)	Changes of Water Consumption in a Forester's Lodge in Polesie National Park (Poland) - Case Study. <i>Water</i> 2023, 15, 3157. https://doi.org/10.3390/w15173157	100	70	3,0
P2	Myka-Raduj A. (60%) Jóźwiakowski K. (15%) Bohacz J. (10%) Raduj W. (10%) Listosz A. (5%)	Efficiency of operation a hybrid constructed wetland located in the Polesie National Park (Poland) during the start-up period. <i>Journal of Ecological Engineering</i> 2024, 25 (6), 292–311 https://doi.org/10.12911/22998993/187962	70	42	1,3
P3	Myka-Raduj A. (60%) Jóźwiakowski K. (10%) Siwiec T. (15%) Rybczyńska-Tkaczyk K.(10%) Raduj W. (5%)	Efficiency of the installation to treatment of outflow from the hybrid constructed wetland system and possibility of reuse of treated wastewater in the household. <i>Advances in Science and Technology Research Journal</i> 2024, 18 (4), 296–311 https://doi.org/10.12913/22998624/189619	100	60	1,0
		RAZEM	270	172	5,3

2. Streszczenie i słowa kluczowe

Celem pracy było opracowanie projektu, wdrożenie oraz analiza funkcjonowania hybrydowej hydrofitowej oczyszczalni ścieków z zamkniętym obiegiem wody, zlokalizowanej przy osadzie służbowej Poleskiego Parku Narodowego w Kulczynie.

W ramach wdrożenia, w latach 2021-2022 opracowano koncepcję i projekt budowlany oraz wybudowano hybrydową hydrofitową oczyszczalnię ścieków z zamkniętym obiegiem wody, która składa się z: 2-komorowego osadnika wstępnego, przepompowni ścieków surowych, układu dwóch złóż gruntowo-roślinnych typu VF-HF oraz systemu do zawracania i uzdatniania oczyszczonych ścieków w celu ich ponownego wykorzystania w gospodarstwie domowym. W pierwszym okresie badań (2022 rok) określono zmiany zużycia wody w osadzie służbowej. W ciągu roku określano sezonowe, tygodniowe i dobowe zmiany zużycia wody oraz ilość wody zużytej do spłukiwania toalet. W ramach drugiej części zbadano efektywność usuwania zanieczyszczeń ze ścieków we wdrożonej oczyszczalni oraz określono ilości ścieków dopływających i odpływających z oczyszczalni. Trzecia, ostatnia część badań pozwoliła ocenić skuteczność funkcjonowania nowatorskiej instalacji do uzdatniania ścieków oczyszczonych. Badanie efektywności pracy oczyszczalni oraz instalacji do uzdatniania ścieków oczyszczonych, przeprowadzono w pierwszych 15 miesiącach eksploatacji (X 2022 – XII 2023 rok). W badanym okresie wykonano 14 serii analiz i pobrano 84 próbek ścieków, w których analizowano wartości wybranych parametrów fizycznych, chemicznych i mikrobiologicznych (tlen rozpuszczony, zawiesinę ogólną, BZT₅, ChZT, azot ogólny, fosfor ogólny, bakterie *Escherichia coli* (E.coli) i enterokoki kałowe).

W ramach badań rozwiązano założony problem badawczy i stwierdzono, że skuteczne oczyszczanie ścieków bytowych w gospodarstwie domowym, przy właściwym doborze urządzeń doczyszczających daje możliwość ich powtórnego wykorzystania do spłukiwania toalety oraz podlewania upraw, co wpisuje się w działania gospodarki cyrkulacyjnej. Wykazano, że wdrożona oczyszczalnia ścieków z zamkniętym obiegiem wody zapewnia wysoką efektywność usuwania zanieczyszczeń (w większości badanych parametrów ponad 90%) oraz pozwala na powtarne wykorzystywanie oczyszczonych ścieków do wybranych celów bytowych (średnio 20% ogólnej ilości zużywanej wody).

Słowa kluczowe: hydrofitowa oczyszczalnia ścieków; zużycie wody; usuwanie zanieczyszczeń; zamknięty obieg wody; Poleski Park Narodowy

3. Abstract

The aim of the study was to develop, implement and analyse the functioning of a hybrid constructed wetland wastewater treatment plant with a closed water circuit, located in the forester's lodge of the Polesie National Park in Kulczyn.

As part of the implementation, during 2021-2022, a concept and construction design were developed, and a hybrid constructed wetland wastewater treatment plant with a closed water circuit was built. The plant consists of a two-chamber primary settling tank, a pumping station for raw sewage, a system of two soil-plant beds of the VF-HF type, and a system for recirculating and treating the purified wastewater for reuse in the household. In the first research period (2022), changes in water consumption in the forester's lodge were determined. Throughout the year, seasonal, weekly, and daily changes in water consumption and the amount of water used for toilet flushing were determined. In the second part of the study, the effectiveness of pollutant removal from wastewater in the implemented treatment plant was examined, and the amount of wastewater inflow and outflow from the treatment plant was determined. The third and final part of the study allowed for evaluating the effectiveness of the innovative treated wastewater purification system. The effectiveness of the treatment plant and the purified wastewater treatment system was assessed during the first 15 months of operation (October 2022 – December 2023). During the study period, 14 series of analyses were conducted, and 84 wastewater samples were collected, in which selected physical, chemical, and microbiological indicators (dissolved oxygen, total suspended solids, BOD₅, COD, total nitrogen, total phosphorus, *Escherichia coli* (*E. coli*) bacteria, and fecal enterococci) were analyzed.

The study resolved the research problem and concluded that effective domestic wastewater treatment, with the proper selection of post-treatment devices, allows for the reuse of the treated wastewater for toilet flushing and crop irrigation, aligning with circular economy practices. It was demonstrated that the implemented wastewater treatment plant with a closed water circuit provides high efficiency in pollutant removal (over 90% for most of the parameters analyzed) and allows for the reuse of treated wastewater for selected domestic purposes (on average 20% of the total water consumption).

Keywords: constructed wetland wastewater treatment plant; water consumption; pollutant removal; closed water circuit; Polesie National Park.

4. Wstęp

Zarządzanie zasobami środowiska, a zwłaszcza wodą, jest kluczowym wyzwaniem dla zrównoważonego rozwoju miast i terenów wiejskich [Crouch i in. 2021]. Jednak dostęp do czystej wody jest wciąż ograniczony dla wielu milionów ludzi na całym świecie [WHO i UNICEF 2021], szczególnie w aspekcie zachodzących zmian klimatycznych [Grabowski i in. 2022].

Racjonalizacja wykorzystania wód powierzchniowych i podziemnych, prowadząca do ograniczenia ich zużycia, stanowi obecnie jedno z podstawowych zadań w zakresie szeroko pojętej ochrony wód. Wspólna europejska polityka wodna zobowiązuje do racjonalnego wykorzystania i ochrony zasobów wodnych, a szczególnie wyposażenia mieszkańców w systemy kanalizacyjne lub indywidualne systemy, zapewniające efektywne oczyszczanie ścieków, przed wprowadzeniem ich do wód powierzchniowych i podziemnych [Dyrektywa Wodna 2000/60/WE (RDW) oraz Dyrektywa Rady 91/271/EWG].

Na obszarach przyrodniczo-cennych o rozproszonej zabudowie, budowa kanalizacji i zbiorowych oczyszczalni jest bardzo kosztowna. Dlatego zalecanym rozwiązaniem jest budowa lokalnych systemów oczyszczania ścieków, które umożliwiają zagospodarowanie ścieków w miejscu ich powstania. Od wielu lat najczęściej stosowanym rozwiązaniem do oczyszczania ścieków na obszarach o rozproszonej zabudowie w Polsce (w tym na terenie Poleskiego Parku Narodowego) są systemy z drenażem rozsączającym. Jednak, jak wynika z badań naukowych, oczyszczalnie ścieków z drenażem rozsączającym przyczyniają się do degradacji jakości wód podziemnych [Józwiakowski i in. 2014, Józwiakowski i in. 2021].

Jednym z rozwiązań, które można zastosować w celu oczyszczania małych ilości ścieków oraz w celu ochrony jakości wody na obszarach chronionych są hydrofitowe oczyszczalnie ścieków, które zapewniają bardzo wysokie efekty usuwania zanieczyszczeń i bardzo dobrą jakość ścieków oczyszczonych [Józwiakowski i in. 2019]. Hydrofitowe oczyszczalnie ścieków to rozwiązania inżynieryjne stosowane w celu ochrony zasobów wodnych od około 70 lat [Vymazal 2011; Gajewska i Obarska-Pempkowiak, 2009]. W celu ochrony zasobów wodnych na całym świecie w ostatnich latach mówi się coraz częściej o tworzeniu systemów z zamkniętym obiegiem wody [Europe 2020; Calisto i in. 2020]. Ze względu na zachodzące zmiany klimatu w XXI wieku coraz częściej wdrażane są technologie oczyszczania ścieków, które pozwalają na ich powtórne wykorzystanie i tworzenie zamkniętych obiegów wody [Angelakis i in. 2023; Bixio i in. 2008; Voulvoulis 2018; Sapkota 2019; Hagenvoort i in. 2019].

W istniejących hybrydowych systemach hydrofitowych w Polsce ścieki oczyszczone, odprowadzane są bezpowrotnie do wód płynących lub do ziemi [Myka-Raduj, Józwiakowski 2022]. Obecnie niewiele jest prac naukowych na temat wykorzystania ścieków oczyszczonych do spłukiwania toalety, czy nawadniania upraw ogrodowych i trawników, pozwalających na ograniczenie zużycia wysokiej jakości wody pitnej, stosowanej do tych celów.

Dlatego ważne jest podejmowanie badań naukowych, które pozwolą na wskazanie odpowiedniej technologii uzdatniania ścieków oczyszczonych w celu ich powtórnego wykorzystania w gospodarstwie domowym. Tego typu badania są niezbędne, żeby chronić zasoby wodne na terenie Poleskiego Parku Narodowego (PPN) i wskazać technologie oczyszczania ścieków, które zapewnią lepszy efekt ekologiczny, niż oczyszczalnie z drenażem rozsączającym obecnie funkcjonujące przy osadach leśnych PPN.

5. Problem naukowy / hipotezy i cel badań

5.1. Problem naukowy i hipotezy badawcze

Problem naukowy rozprawy został wyrażony w postaci następującego stwierdzenia: konieczność aktywnych działań dla ochrony zasobów wody wpisujących się w założenia gospodarki cyrkulacyjnej wymaga rozwiązania problemu powtórnego wykorzystania oczyszczonych ścieków odpływających z oczyszczalni hydrofitowej do spłukiwania toalet i podlewania roślin.

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

1. Mimo dużych nierównomierności odpływu ścieków bytowych z pojedynczego gospodarstwa domowego zastosowanie hybrydowej hydrofitowej oczyszczalni pozwala na skuteczne ich oczyszczanie do takiego stopnia, że nie wpływają one destrukcyjnie na stan środowiska przyrodniczego,
2. Zastosowanie trójstopniowej filtracji przy wykorzystaniu odpowiednio dobranych filtrów oraz lampy UV pozwala na uzyskanie właściwych parametrów jakościowych ścieków biologicznie oczyszczonych z przeznaczeniem do powtórnego wykorzystania na wybrane cele bytowe.
3. Wykorzystanie zawróconych ścieków oczyszczonych do spłukiwania toalety pozwala na obniżenie zużycia wody w gospodarstwie domowym o co najmniej kilkanaście procent w skali roku.

5.2. Cel badań

Celem wdrożeniowym rozprawy było opracowanie koncepcji i projektu budowy oraz wdrożenie hybrydowej hydrofitowej oczyszczalni ścieków z zamkniętym obiegiem wody. Celem naukowym rozprawy była analiza funkcjonowania hybrydowej hydrofitowej oczyszczalni ścieków i dostosowanie jej ciągu technologicznego do zamknięcia obiegu wody w osadzie służbowej Poleskiego Parku Narodowego w Kulczynie.

Cele szczegółowe dotyczące badań funkcjonowania hybrydowej hydrofitowej oczyszczalni ścieków z zamkniętym obiegiem wody, zostały zawarte w publikacjach, które weszły w skład rozprawy doktorskiej:

- Określenie zmian zużycia wody w osadzie służbowej Poleskiego Parku Narodowego w Kulczynie (**publikacja nr 1 – P1**).
- Określenie efektywności usuwania zanieczyszczeń ścieków we wdrożonej hybrydowej hydrofitowej oczyszczalni ścieków (**publikacja nr 2 – P2**).
- Ocena efektywności funkcjonowania instalacji do doczyszczania ścieków odpływających z wdrożonej oczyszczalni ścieków oraz możliwości ich powtórnego wykorzystania (**publikacja nr 3 – P3**).

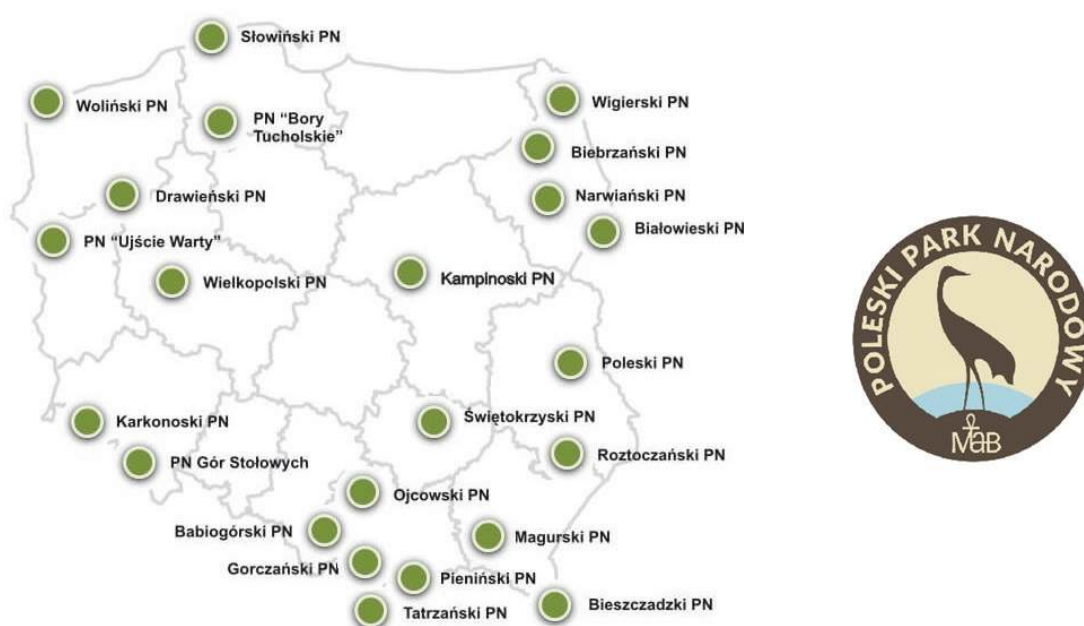
6. Materiały i metody

6.1. Charakterystyka obszaru i obiektu badań

Hybrydowa hydrofitowa oczyszczalnia ścieków z zamkniętym obiegiem wody została wdrożona przy osadzie służbowej na terenie Poleskiego Parku Narodowego (PPN).

Poleski Park Narodowy powstał w latach 90-tych XX wieku, w celu ochrony ekosystemów wodno-torfowiskowych. Objął swym zasięgiem obszar prawie 10 tys. hektarów przyrodniczo cennych terenów Polesia Zachodniego w południowo-wschodniej Polsce. Ten wyjątkowy, podmokły teren stwarza warunki do rozwoju różnorodności biologicznej świata roślin i zwierząt. Występują tu gatunki bardzo rzadkie w regionie, w kraju, a nawet w świecie, dlatego został doceniony, również na arenie międzynarodowej [Myka-Raduj, Józwiakowski 2022]. W 2002 roku Poleski Park Narodowy otrzymał dyplom Konwencji RAMSAR, tym samym stając się 1565 takim obiektem na świecie o szczególnym znaczeniu wodno-błotnym. Spełnił wymagania Programu UNESCO „Człowiek i Biosfera” (MAB). Dzięki czemu stał się Rezerwatem Biosfery UNESCO, a w 2012 roku wszedł w skład trójstronnego Transgranicznego Rezerwatu Biosfery, obejmującego rezerwaty biosfery trzech państw: Polski, Ukrainy i Białorusi. Należy również do europejskiej sieci ekologicznej NATURA 2000, zarówno jako ostoja siedliskowa, jak i ostoja ptasia.

Unikatowa przyroda związana z terenami podmokłymi i duże zróżnicowanie ekosystemów są jednymi z największych walorów Parku. Natomiast najcenniejszym zasobem Parku jest woda, warunkująca mozaikowość krajobrazu i bioróżnorodność świata roślin, zwierząt i grzybów (rys.1)



Rysunek 1. Logo i lokalizacja Poleskiego Parku Narodowego w Polsce (<https://ekoportal.gov.pl/dane-o-srodowisku/polskie-parki-narodowe>) [Myka-Raduj i in. 2021].

Osada służbowa, przy której powstał badany obiekt, zlokalizowana jest na terenie wiejskim w miejscowości Kulczyn (51°23'7,01"N, 23°17'48,42"E) (gmina Hańsk, powiat włodawski, województwo lubelskie, Polska). Obiekt położony jest w południowo-wschodniej części Poleskiego Parku Narodowego, w pobliżu torfowiska niskiego Bagno Bubnów (rys. 2).



Rysunek 2. Lokalizacja osady służbowej w Kulczynie na terenie Poleskiego Parku Narodowego, w Polsce i w Europie [Myka-Raduj i in. 2024b]

Działka, na której znajduje się osada służbowa zabudowana jest dwoma budynkami: piętrowym - mieszkalnym o powierzchni 160 m², zamieszkałym na stałe przez 4-osobową rodzinę (dwie osoby dorosłe i dwoje nastolatków) i parterowym gospodarczym (rys. 3).



Rysunek 3. Osada służbowa Poleskiego Parku Narodowego w Kulczynie – lokalizacja obiektów na działce: 1 – budynek gospodarczy; 2 – budynek mieszkalny; 3 – osadnik wstępny; 4 – przepompownia; 5 – hybrydowa hydrofitowa oczyszczalnia ścieków z zamkniętym obiegiem wody [Myka-Raduj i in. 2023]

Osada służbowa zaopatrywana jest w wodę z wodociągu gminnego oraz posiada

przyłącze energetyczne. Woda wodociągowa doprowadzona jest do budynku mieszkalnego wyposażonego w: zlew kuchenny, zmywarkę, dwa spłukiwane ustępy, łazienkę z urządzeniami kąpielowymi (prysznic, wanna) i dwoma umywalkami, pralkę automatyczną oraz jeden punkt czerpalny wyprowadzający wodę na zewnątrz budynku. Gospodarstwo domowe nie zajmuje się działalnością rolniczą. Osada nigdy nie posiadała przyłącza kanalizacyjnego. Do oczyszczania ścieków odprowadzanych z budynku mieszkalnego stosowana była przydomowa oczyszczalnia ścieków z drenażem rozsączającym. Takie rozwiązanie funkcjonowało w latach 2004-2022. Pod koniec września 2022 roku zastosowano hybrydową hydrofitową metodę oczyszczania ścieków z innowacyjnym systemem zamkniętego obiegu wody.

6.2. Budowa, zasada działania i cel zastosowania wdrożonego rozwiązania

W koncepcji budowy i projekcie budowlanym zaplanowano, budowę przydomowej hybrydowej hydrofitowej oczyszczalni ścieków z zamkniętym obiegiem wody, w której oczyszczane będą ścieki bytowe pochodzące od mieszkańców osady służbowej. Założono, że oczyszczone ścieki będą dodatkowo uzdatniane do ponownego wykorzystania w gospodarstwie domowym, głównie w celu spłukiwania toalet oraz do podlewania zieleni [Myka-Raduj i in. 2021].

Na podstawie Rozporządzenia Ministra Infrastruktury z dnia 14 stycznia 2002 r. zaplanowano, że dobowe zużycie wody na jednego mieszkańca wyniesie $Q_{MR} = 0,100 \text{ m}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. Do zaprojektowania hybrydowej hydrofitowej oczyszczalni przy osadzie służbowej Poleskiego Parku Narodowego w Kulczynie przyjęto, że dobową objętość ścieków doprowadzonych do oczyszczalni, będzie się równać rzeczywistemu zużyciu wody na cele bytowe przez czteroosobową rodzinę. Rzeczywiste zużycie wody w badanym obiekcie zostało określone na podstawie odczytów z wodomierza za lata 2016-2020 [Myka-Raduj i in. 2021]. Liczba stałych mieszkańców domu $n = 4$. Średnie jednostkowe zużycie wody przypadające na jednego użytkownika w ciągu doby obliczono na poziomie: $Q_{MR} = 0,099 \text{ m}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, czyli było podobne do wskazanego w ww. rozporządzeniu.

Obliczenia wykonano według wzoru 1:

$$Q_{MR} = \frac{V}{n \cdot T} \quad [1]$$

gdzie:

Q_{MR} – jednostkowe zużycie wody przypadające na jednego użytkownika ($\text{m}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$);

V – objętość zużytej wody (w m^3);

n – liczba stałych mieszkańców osady służbowej;

T – liczba dni w czasie pomiarów.

Na podstawie danych zawartych w „Koncepcji budowy hybrydowej hydrofitowej oczyszczalni ścieków z zamkniętym obiegiem wody dla osady służbowej Poleskiego Parku Narodowego w Kulczynie” stwierdzono, że ilość zużytej wody do celów bytowych średnio

wyniosła 144 m³ w ciągu roku, czyli 0,396 m³·d⁻¹ [Myka-Raduj i in. 2021].

Zazwyczaj przyjmuje się, że ilość ścieków odprowadzanych z gospodarstw domowych jest równa ilości zużywanej wody. Przy ocenie ilości ścieków odpływających z gospodarstw domowych wykorzystuje się zazwyczaj jednostkową ilość ścieków odprowadzanych od jednego mieszkańca w ciągu doby (m³·M⁻¹·d⁻¹).

Na podstawie danych zawartych w koncepcji budowy oczyszczalni [Myka-Raduj i in. 2021], obliczono prawdopodobne średnie dobowe ilości ścieków odprowadzanych z gospodarstwa domowego do hybrydowej hydrofitowej oczyszczalni ścieków z zamkniętym obiegiem wody.

Średnią dobową ilość ścieków: $Q_{d\acute{s}r} = 0,396 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ obliczono ze wzoru 2:

$$Q_{d\acute{s}r} = Q_{MR} \cdot n \quad [\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}] \quad [2]$$

Maksymalną dobową ilość ścieków: $Q_{d\text{max}} = 0,475 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ obliczono ze wzoru 3:

$$Q_{d\text{max}} = Q_{d\acute{s}r} \cdot N_d \quad [\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}] \quad [3]$$

gdzie: $N_d = 1,2$ – współczynnik nierównomierności dobowej.

Średnią godzinową ilość ścieków $Q_{h\acute{s}r} = 0,017 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ obliczono ze wzoru 4:

$$Q_{h\acute{s}r(d\text{max})} = \frac{Q_{d\acute{s}r}}{24} \quad [\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}] \quad [4]$$

Maksymalną godzinową ilość ścieków $Q_{h\text{max}} = 0,036 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ obliczono ze wzoru 5:

$$Q_{h\text{max}} = \frac{Q_{d\acute{s}r}}{24} \cdot N_d \cdot N_h \quad [\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}] \quad [5]$$

gdzie: $N_h = 1,8$ – współczynnik nierównomierności godzinowej.

Poniżej w tabeli 1 podano planowaną ilości ścieków dopływających do hybrydowej hydrofitowej oczyszczalni ścieków z zamkniętym obiegiem wody.

Tabela 1. Planowane ilości ścieków dopływających do hybrydowej hydrofitowej oczyszczalni ścieków z zamkniętym obiegiem wody w osadzie służbowej Poleskiego Parku Narodowego w Kulczynie.

Parametry	n	Q_{MR}	N_d	N_h	$Q_{d\acute{s}r}$	Q_{dmax}	$Q_{h\acute{s}r}$	Q_{hmax}	Q_{roczne}
	[szt.]	$[m^3 \cdot d^{-1}]$	-	-	$[m^3 \cdot d^{-1}]$	$[m^3 \cdot d^{-1}]$	$[m^3 \cdot h^{-1}]$	$[m^3 \cdot h^{-1}]$	$[m^3 \cdot rok^{-1}]$
Obliczone wartości	4	0,099	1,2	1,8	0,396	0,475	0,017	0,036	144

Biorąc pod uwagę zaprezentowane wyniki obliczeń przepustowość oczyszczalni zaprojektowano na poziomie $= 0,4 m^3 \cdot d^{-1}$ [Myka-Raduj i in. 2021; Malik i in. 2021].

Planowane maksymalne stężenia i ładunki zanieczyszczeń w ściekach surowych dopływających do projektowanej oczyszczalni hydrofitowej przedstawiono w tabeli 2.

Tabela 2. Stężenia i ładunki zanieczyszczeń w surowych ściekach bytowych.

Parametry	Stężenie zanieczyszczeń (C_d) $[g \cdot m^{-3}]$	Ładunek zanieczyszczeń \acute{L}_d $[g \cdot d^{-1}]$
		$Q_{\acute{s}rd} = 0,4 m^3 \cdot d^{-1}$
Zawiesiny ogólne	400	160
BZT ₅	400	160
ChZT _{Cr}	800	320
Azot ogólny	120	48
Fosfor ogólny	20	8

Maksymalne stężenia zawarte w koncepcji i projekcie [Myka-Raduj i in. 2021; Malik i in. 2021] zostały podane na podstawie wstępnych badań ścieków surowych odpływających z badanego gospodarstwa domowego. Ładunek zanieczyszczeń w surowych ściekach bytowych obliczono ze wzoru 6:

$$\acute{L}_d = Q_{\acute{s}rd} \cdot C_d \quad [g \cdot d^{-1}] \quad [6]$$

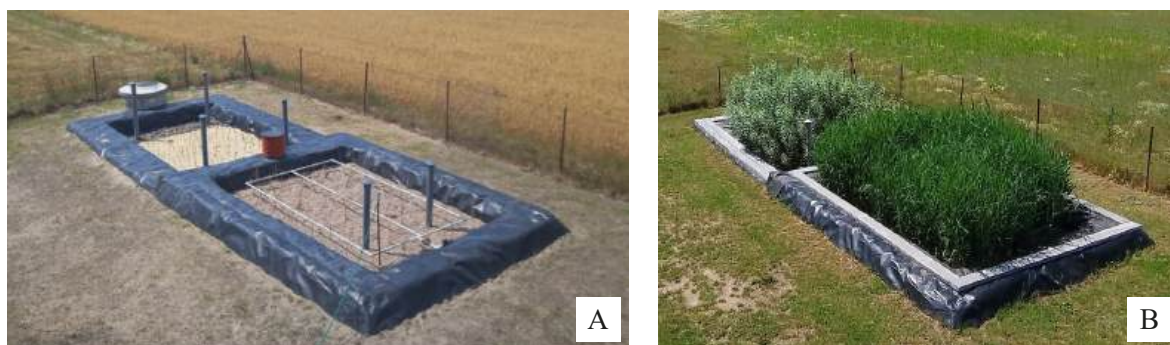
Równoważna Liczba Mieszkańców (RLM) obliczona została ze wzoru 7:

$$RLM = \frac{\acute{L}_{dBZT5}}{\acute{L}_j} = \frac{160g \text{ BZT}_5 \cdot d^{-1}}{60g \text{ BZT}_5 \cdot M^{-1} \cdot d^{-1}} = 2,7 \approx 3 \quad [7]$$

Równoważną Liczbę Mieszkańców (RLM) określono w oparciu o planowany, dobowy ładunek zanieczyszczeń dopływających do projektowanej oczyszczalni (\acute{L}_{dBZT5}) oraz ładunek jednostkowy w ściekach odprowadzanych od jednego mieszkańca w ciągu doby (\acute{L}_j), przyjęty zgodnie z Rozporządzeniem Rady Ministrów z dnia 2 marca 1999 roku na poziomie $60 g \text{ BZT}_5 \cdot M^{-1} \cdot d^{-1}$.

W 2022 roku wykonano projekt budowlany hybrydowej hydrofitowej oczyszczalni ścieków z zamkniętym obiegiem wody dla osady służbowej Poleskiego Parku Narodowego

w Kulczynie [Malik i in. 2021], na podstawie którego wdrożono oczyszczalnię ścieków. Na rysunku nr 4 zamieszczono dwa zdjęcia hybrydowej hydrofitowej oczyszczalni – zaraz po wybudowaniu (A) oraz po prawie dwuletnim okresie użytkowania (B).



Rysunek 4. Hybrydowa hydrofitowa oczyszczalnia ścieków w Kulczynie na terenie PPN zaraz po wybudowaniu (A) oraz po prawie dwuletnim okresie użytkowania (B).

Wdrożona oczyszczalnia ścieków składa się z 5 głównych elementów, których lokalizację na działce, na rys. 5 zaznaczono numerami od 1 do 5:

- 1 – 2-komorowy osadnik wstępny,
- 2 – przepompownia ścieków surowych,
- 3 – dwa złoża gruntowo-roślinne z pionowym i poziomym przepływem,
- 4–4a – przepompownia i system do zawracania oraz doczyszczania oczyszczonych ścieków w celu ich ponownego wykorzystania w gospodarstwie domowym,
- 5 – studnia chłonna do odprowadzania nadmiaru ścieków oczyszczonych do gruntu.



Rysunek 5. Lokalizacja głównych elementów hybrydowej hydrofitowej oczyszczalni ścieków z zamkniętym obiegiem wody na działce osady służbowej Poleskiego Parku Narodowego w Kulczynie (opracowanie własne).

Objaśnienia: linia czerwona – dopływ ścieków do oczyszczalni; linia niebieska – dopływ ścieków oczyszczonych do domu; linia zielona – odpływ nadmiaru ścieków oczyszczonych do gruntu.

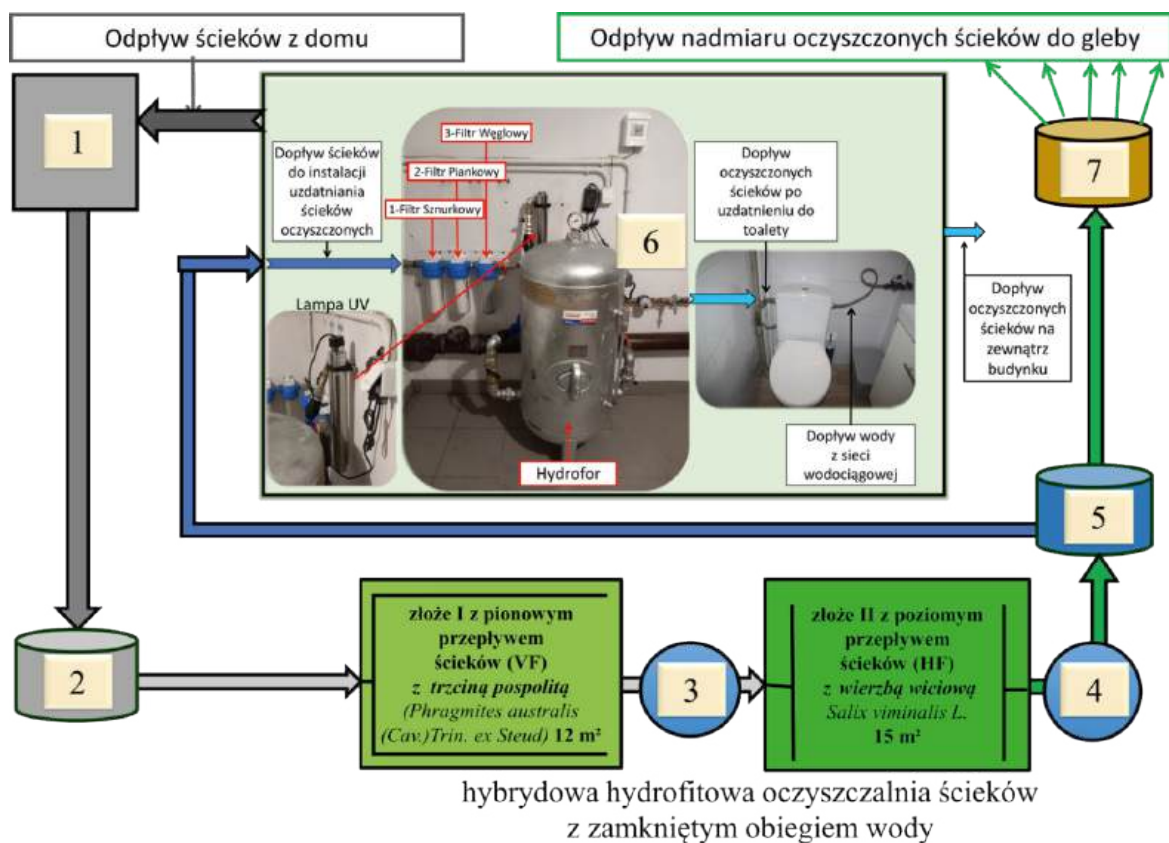
W tabeli 3 przedstawiono najważniejsze parametry technologiczne wdrożonej oczyszczalni [Myka-Raduj i in. 2024a].

Tabela 3. Parametry technologiczne hybrydowej hydrofitowej oczyszczalni ścieków przy osadzie służbowej Poleskiego Parku Narodowego w Kulczynie, Polska.

Rozpoczęcie eksploatacji oczyszczalni	2022
Liczba mieszkańców	4
Średni dobowy dopływ ścieków Q [$m^3 \cdot d^{-1}$]	0,4
Pojemność czynna osadnika wstępnego V [m^3]	3,2
Powierzchnia złóż gruntowo-roślinnych w hybrydowej hydrofitowej oczyszczalni ścieków	
I złożo gruntowo-roślinne z pionowym przepływem ścieków typu VF (z ang. vertical flow) obsadzone trzcina pospolitą (<i>Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steud</i>) [m^2]	12
II złożo gruntowo-roślinne z poziomym przepływem ścieków typu HF (z ang. horizontal flow) obsadzone wierzbą wiciową (<i>Salix viminalis L.</i>) [m^2]	15
Całkowita powierzchnia złóż gruntowo-roślinnych [m^2]	27
Głębokość złóż gruntowo-roślinnych [m]	VF – 0,8 HF – 1,2
Obciążenie hydrauliczne I złoża ($m^3 \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$)	0,037
Czas retencji ścieków w złożu (dni)	VF = 7,0 HF = 13,6
Odbiornik ścieków oczyszczonych	studnia chłonna

Szczegółowy schemat wdrożonej oczyszczalni wraz z kierunkami przepływu ścieków przedstawiono na rysunku 6 oraz opisano w publikacjach nr 2 i 3 [Myka-Raduj i in. 2024a, [Myka-Raduj i in. 2024b].

W pierwszej kolejności ścieki z budynku mieszkalnego trafiają do 2-komorowego osadnika wstępnego o pojemności $3,2 m^3$ (1) w celu ich mechanicznego oczyszczenia. Następnie grawitacyjnie przepływają do przepompowni ścieków surowych o objętości czynnej = $0,47 m^3$ (2) wyposażonej w pompę zatapialną Omnigena WQ 6-10-0,37, która tłoczy ścieki mechanicznie oczyszczone na I złożo gruntowo-roślinne z pionowym przepływem ścieków typu VF (z ang. vertical flow) o powierzchni $12 m^2$, obsadzone trzcina pospolitą (*Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steud*). Dalej ścieki po przesączeniu się przez I złożo zbierane są w studziencie zbiorczo-rozdzielczej (3) usytuowanej pomiędzy I i II złożem. Ze studzienki zbiorczo-rozdzielczej ścieki odpływają grawitacyjnie do II złoża gruntowo-roślinnego z poziomym przepływem ścieków typu HF (z ang. horizontal flow) o powierzchni $15 m^2$, obsadzonego wierzbą wiciową (*Salix viminalis L.*).



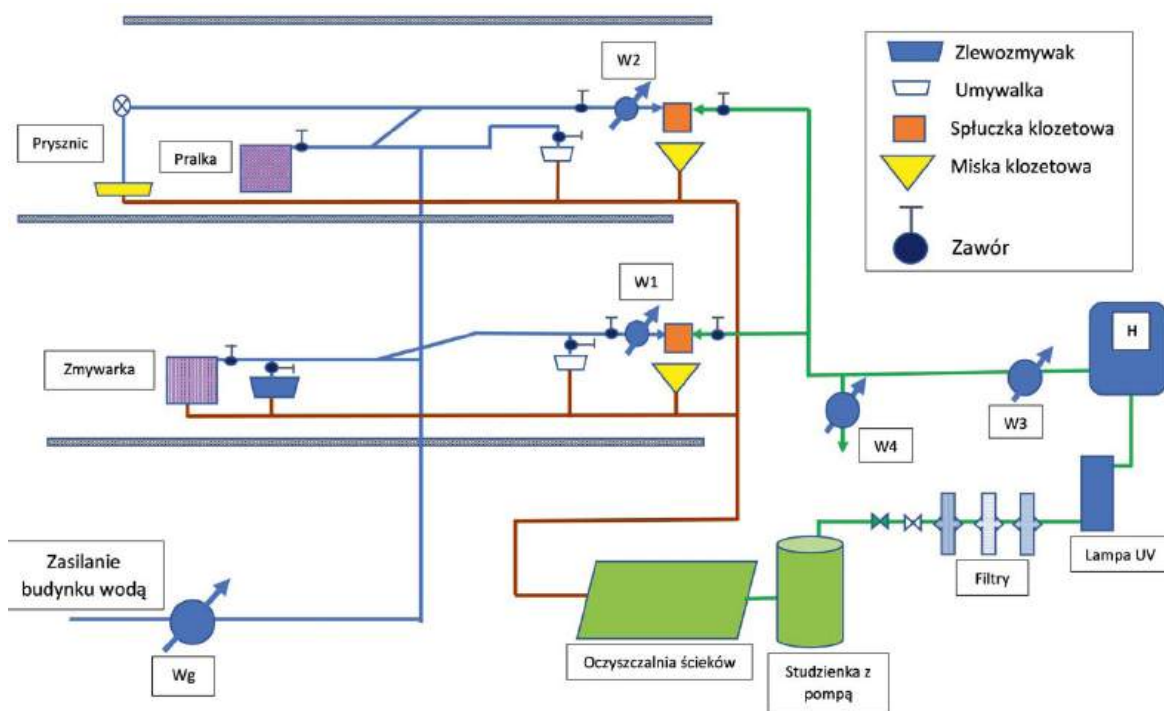
Rysunek 6. Schemat hybrydowej hydrofitowej oczyszczalni ścieków w Kulczynie na terenie PPN zintegrowanej z instalacją do zawracania i uzdatniania oczyszczonych ścieków [Myka-Raduj i in. 2024b]

Objaśnienia: 1 – osadnik wstępny, 2 – przepompownia ścieków surowych, 3 – studzienka zbiorczo-rozdzielcza za I złożem typu VF, 4 – studzienka zbiorczo-rozdzielcza za II złożem typu HF, 5 – przepompownia ścieków oczyszczonych, 6 – instalacja do uzdatniania ścieków oczyszczonych, 7 – studnia chłonna, linia szara – dopływ ścieków do oczyszczalni; linia zielona – odpływ ścieków oczyszczonych z oczyszczalni; linia niebieska ciemna – dopływ ścieków oczyszczonych do domu; linia niebieska jasna – dopływ uzdatnionych ścieków do 2 toalet i na zewnątrz budynku.

Oba złoża gruntowo-roślinne wykonane są w specjalnie przygotowanych zagłębieniach terenu i mają kształt prostokąta. Są one odizolowane od naturalnego gruntu nieprzepuszczalną geomembraną hydroizolacyjną o grubości 1 mm i wypełnione materiałami o dobrych właściwościach filtracyjnych. I złożo ma głębokość 80 cm i jest wypełnione żwirem o granulacji 2-8 mm. II złożo ma głębokość 120 cm i wypełnione jest piaskiem grubym o granulacji 1-2 mm. W złożach I i II zachodzi proces biologicznego oczyszczania ścieków. Ścieki oczyszczone w II złożu przepływają grawitacyjnie do kolejnej studzienki zbiorczo-rozdzielczej (4), a następnie do przepompowni ścieków oczyszczonych o objętości czynnej = 0,39 m³ (5). Przepompownia ścieków oczyszczonych wyposażona jest w 2 pompy zatapialne. Jedna pompa zatapialna Omnigena WQ 1500F tłoczy ścieki oczyszczone do budynku mieszkalnego w celu ich dalszego uzdatnienia i ponownego wykorzystania. Instalacja do uzdatniania, magazynowania i dostarczania uzdatnionych ścieków jest nowatorskim rozwiązaniem,

zainstalowanym w piwnicy budynku mieszkalnego (6). Druga pompa zatapialna Omnigena WQ 250F odprowadza nadmiar oczyszczonych ścieków do studni chłonnej (7), w której przesiąkają one do gruntu przez dwie warstwy filtracyjne. Górna warstwa filtracyjna wykonana jest z tłucznia o granulacji 30-60 mm, a dolna warstwa filtracyjna z piasku grubego o średnicy ziaren 1-2 mm.

Na rysunku 7 przedstawiono szczegółowy schemat instalacji sanitarnej wraz z systemem uzdatniania i powtórnego wykorzystania ścieków oczyszczonych w budynku mieszkalnym. Dodatkowo na schemacie zaznaczono lokalizację 5 wodomierzy (Wg, W1, W2, W3, W4), które zostały zainstalowane w celu opomiarowania systemu.



Rysunek 7. Schemat instalacji sanitarnej i systemu uzdatniania oraz powtórnego wykorzystania ścieków oczyszczonych w budynku mieszkalnym [Myka-Raduj i in. 2024b].

Objaśnienia: Wg – wodomierz główny rejestrujący dopływ wody z wodociągu do domu; W1 - wodomierz rejestrujący dopływ wody z wodociągu do toalety na parterze; W2 - wodomierz rejestrujący dopływ wody z wodociągu do toalety na I piętrze; W3 - wodomierz rejestrujący dopływ oczyszczonych ścieków do domu; W4 - wodomierz rejestrujący dopływ oczyszczonych ścieków do zaworu czerpalnego na zewnątrz budynku; H – Hydrofor.

Oczyszczone ścieki najpierw przepływają przez 3 filtry firmy USTM Sp. z o.o., Poland, umieszczone w korpusach narurowych w następującej kolejności: filtr sznurkowy 10” PP20, filtr piankowy 10” PS5 i filtr węglowy 10” BL10. Następnie oczyszczone ścieki przepływają przez lampę UV Nordic Tec NT UV 25-PH, model żarnika PHILIPS TUV 25W T8-498 (firma NordicTec EU, Poland). Uzdatnione ścieki gromadzone są w pionowym zbiorniku hydroforowym o pojemności 150 litrów (model: Wimest ZCS/150/6, firmy WIMEST Spółka Jawna, Poland). Zbiornik hydroforowy służy do utrzymania odpowiedniego ciśnienia, aby

uzdatnione ścieki mogły dopłynąć do 2 spłuczek klozetowych usytuowanych na parterze i na I piętrze budynku mieszkalnego oraz do zaworu czerpalnego wyprowadzającego uzdatnione ścieki na zewnątrz budynku (rys. 6, 7).

6.3. Zakres i metodyka badań

6.3.1. Metodyka badań zmian zużycia wody w osadzie służbowej Poleskiego Parku Narodowego

Pierwsza część badań zaprezentowana w publikacji nr 1 dotyczyła określenia zmian zużycia wody z wodociągu w badanym gospodarstwie domowym. Analizę zużycia wody przeprowadzono przez okres 12 miesięcy w 2022 roku. Woda używana była przede wszystkim do celów bytowych mieszkańców, a także do podlewania zieleni. Do rejestrowania ilości zużywanej wody stosowano wodomierze skrzydełkowe z impulsatorami przepływu $1 \text{ dm}^3/\text{impuls}$ (3 wodomierze firmy BMETERS GSD8 Q3= $1.6 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ T50 oznaczone jako Wg, W1 i W2 na rysunku 7, oraz 1 firmy METRON JS 1.0 17 Qn= $1.0 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, Integrated Systems Factory Sp. z o. o., Torun, Poland oznaczony jako W3 na rysunku 7). Do rejestrowania impulsów wykorzystany został licznik impulsów Wi-Fi LIW-01 Supla Zamel (Zamel Sp. z o.o. Pszczyna, Poland) wraz z oprogramowaniem SUPLA wersja 24.01.01 [www.supla.org.pl, dostęp 14.01.2024 r.]. Dane zapisywane były automatycznie z częstotliwością co 10 minut w chmurze SUPLA CLOUD. Następnie dane były pobierane na dysk twardy komputera i gromadzone w programie Microsoft Excel 2010 oraz na bieżąco monitorowane w aplikacji SUPLA na urządzeniach mobilnych z oprogramowaniem android.

Przeprowadzone badania pozwoliły na określenie zmian ilości zużywanej wody w omawianej osadzie służbowej w różnych sezonach i miesiącach roku oraz w poszczególnych dniach tygodnia i godzinach doby. W ramach badań szczególną uwagę zwrócono na ilość wody zużywanej do spłukiwania toalet w stosunku do ogólnego zużycia wody w badanym obiekcie. Uzyskane dane pozwoliły na określenie współczynników nierównomierności godzinowej i dobowej zużycia wody w badanym gospodarstwie domowym. Dla prawidłowego wyeksponowania wyników obliczono wybrane miary statystyczne, to jest: średnią, medianę oraz wartości maksymalne. Wykresy przedstawiono w formie wyników uzyskiwanych bezpośrednio z odczytów pomiarów przypisywanych odpowiednim datom i godzinom oraz w drugiej wersji, w której odnosiły się do serii sortowanych od najmniejszych wartości do największych.

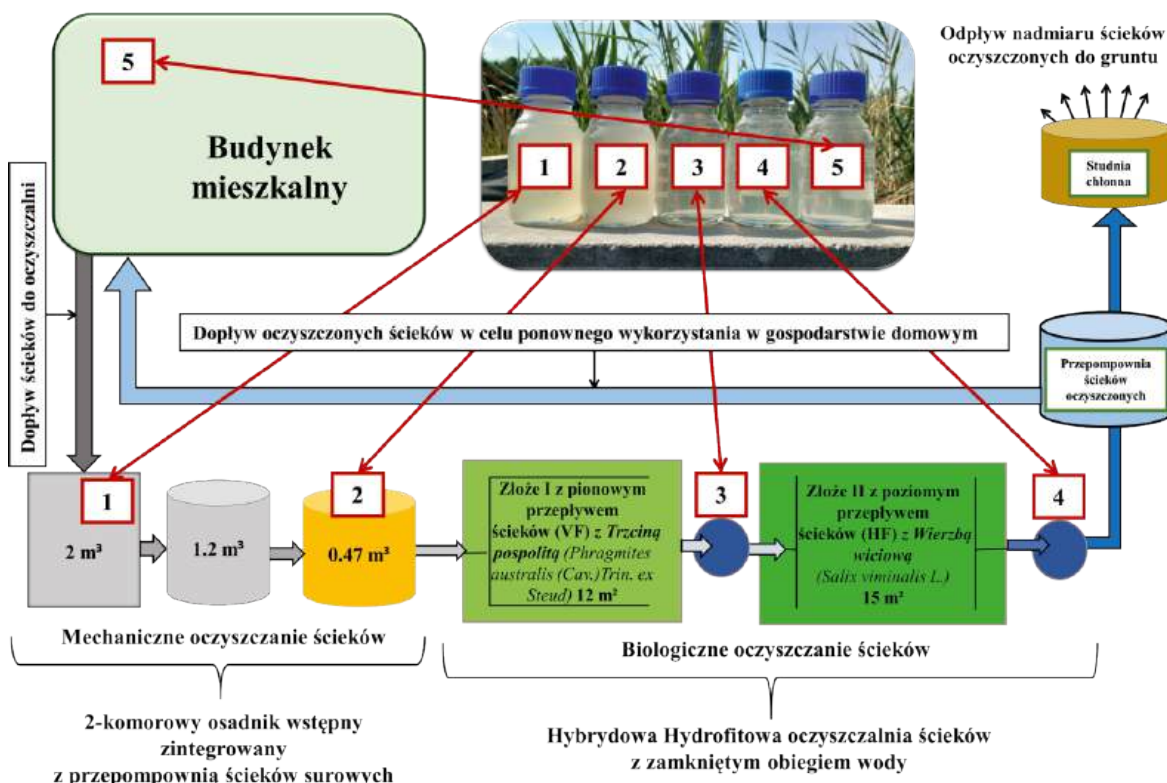
6.3.2. Metodyka badań zmian efektywności działania hybrydowej hydrofitowej oczyszczalni ścieków w okresie rozruchu

Przedmiotem drugiej części badań zaprezentowanych w publikacji nr 2 była efektywność usuwania zanieczyszczeń we wdrożonej hydrofitowej oczyszczalni ścieków.

Badania efektywności pracy oczyszczalni ścieków przeprowadzono w pierwszych 15 miesiącach eksploatacji, czyli od października 2022 roku do grudnia 2023 roku. W badanym

okresie wykonano 14 serii analiz i pobrano 56 próbek ścieków, w których analizowano wartości wybranych wskaźników fizycznych, chemicznych i mikrobiologicznych.

Próby ścieków do analiz fizycznych, chemicznych i mikrobiologicznych były pobierane raz w miesiącu z czterech różnych etapów oczyszczania, oznaczonych numerem 1, 2, 3 i 4 na rysunku 8.



Rysunek 8. Miejsca poboru próbek ścieków na poszczególnych etapach oczyszczania hybrydowej hydrofitowej oczyszczalni ścieków z zamkniętym obiegiem wody przy osadzie służbowej Poleskiego Parku Narodowego w Kulczynie [Myka-Raduj i in. 2024a i Myka-Raduj i in. 2024b].

Objaśnienia: 1 - osadnik wstępny; 2 - przepompownia ścieków surowych; 3 - studzienka zbiorczo-rozdzielcza za I złożem typu VF; 4 - studzienka zbiorczo-rozdzielcza za II złożem typu HF, 5 – ścieki oczyszczone po uzdatnieniu przeznaczone do ponownego wykorzystania w gospodarstwie domowym (zawór czerpalny umieszczony za hydroforem w piwnicy budynku mieszkalnego).

W pobranych próbach ścieków oznaczane były następujące parametry: stężenie tlenu rozpuszczonego, zawiesina ogólna, BZT₅, ChZT, stężenie azotu ogólnego i fosforu ogólnego. Ponadto określano obecność bakterii *Escherichia coli* (*E.coli*) oraz enterokoków kałowych, przy zastosowaniu zminiaturyzowanej metody wykrywania tych bakterii w wodach powierzchniowych i ściekach, oznaczając najbardziej prawdopodobną liczbę (NPL/w 100ml) tych bakterii.

Pobieranie próbek, transport próbek, przetwarzanie i analiza odbywały się według Polskich Norm [PN-EN ISO 5667-1:2022-07, PN-ISO 5667-10:2021-11, PN-EN ISO 19458:2007], które są zgodne z amerykańskimi przepisami dotyczącymi zdrowia publicznego – APHA [American Public Health Association 1992, American Public Health Association 2005]. Analizy fizyczne, chemiczne i mikrobiologiczne wykonywane

były według powszechnie stosowanych norm i metod (tab. 4) w laboratoriach: Katedry Inżynierii Środowiska i Geodezji oraz Katedry Mikrobiologii Środowiskowej Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie.

Tabela 4. Metody analiz i aparatura pomiarowa wykorzystana do wykonania analiz fizycznych, chemicznych i mikrobiologicznych prób ścieków z badanej oczyszczalni.

Lp.	Badane parametry	Nr dokumentu/normy	Metoda pomiaru/Aparatura pomiarowa
1	Tlen rozpuszczony	PN-EN ISO 5814:2013-04	Metoda elektrometryczna / Miernik wieloparametrowy ORION Star A329 Set firmy Thermo Scientific (Waltham, USA)
2	Zawiesiny ogólne	PN-EN 872:2007+Apl:2007	Metoda wagowa bezpośrednia po filtracji przez sączi i po suszeniu w temp. 105°C/ Suszarka laboratoryjna SLW 53 firmy Pol-Eko (Wodzisław Śląski, Polska)
3	BZT ₅	PN-EN 1899-1:2002, 2:2002	Metoda rozcieńczeń. Pomiar tlenu przed i po 5 dniach inkubacji w 20°C w całkowitej ciemności z dodatkiem inhibitora nitryfikacji / Miernik wieloparametrowy ORION Star A329 Set firmy Thermo Scientific (Waltham, USA)
4	ChZT _{Cr}	PN-ISO 15705:2005	Metoda dwuchromianowa z utlenianiem badanej próby w termoreaktorze w temperaturze 148°C przez okres 2 godzin / Termoreaktor firmy WTW (Weilheim, Germany), Spektrofotometr NANOCOLOR UV/VIS firmy Macherey-Nagel (Düren, Germany)
5	Azot ogólny	PN-C-04576-14:1973	Metoda spektrofotometryczna z utlenieniem badanej próby w termoreaktorze w temperaturze 120°C przez okres 30 minut / Termoreaktor firmy WTW (Weilheim, Germany), Spektrofotometr NANOCOLOR UV/VIS firmy Macherey-Nagel (Düren, Germany)
6	Fosfor ogólny	PN-EN ISO 6878:2006 pkt 7 +Ap1:2010+ AP2:2010	Metoda spektrofotometryczna z utlenieniem badanej próby w termoreaktorze w temperaturze 120°C przez okres 30 minut / Termoreaktor firmy WTW (Weilheim, Germany), Spektrofotometr NANOCOLOR UV/VIS firmy Macherey-Nagel (Düren, Germany)
7	<i>Escherichia coli</i> (<i>E. coli</i>)	PN-EN ISO 9308-3:2002P	Zminiaturyzowana metoda wykrywania i oznaczania <i>E. coli</i> w wodach powierzchniowych i w ściekach (najbardziej prawdopodobna liczba bakterii)/ odczyt w świetle (UV, lampa Wooda)
8	Enterokoki kałowe (<i>Enterococci</i>)	PN-EN ISO 7899-1:2002P	Zminiaturyzowana metoda do badania wód powierzchniowych i ścieków (najbardziej prawdopodobna liczba bakterii)/ odczyt w świetle (UV, lampa Wooda)

Stężenia zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych odpływających z oczyszczalni porównywano do wymagań zawartych w Rozporządzeniu Ministra ds. Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z 2019 r. Do obliczenia skuteczności usuwania zanieczyszczeń (η) wykorzystano średnie stężenia analizowanych parametrów substancji zanieczyszczających na dopływie (C_{in}) i odpływie (C_{out}) na poszczególnych etapach oczyszczania i w całej oczyszczalni. Skuteczność usuwania zanieczyszczeń określano ze wzoru nr 8:

$$\eta = (C_{in} - C_{out}) \times 100 / C_{in} \quad [\%] \quad [8]$$

W ramach badań określano również ilość ścieków dopływających i odpływających z oczyszczalni. Do rejestrowania ilości ścieków dopływających do oczyszczalni, w przepompowni ścieków surowych zainstalowano wodomierz skrzydełkowy z impulsatorami przepływu 1 dm³/impuls firmy BMETERS GSD8 Q3=4.0 m³·h⁻¹ T50 (B Meters srl, Via Friuli 3, Gonars 33050, Italy). Do rejestrowania ścieków odpływających z oczyszczalni zainstalowano dwa wodomierze: jeden – w studni chłonnej (wodomierz firmy BMETERS GSD8 Q3=4.0 m³·h⁻¹ T50 (B Meters srl, Via Friuli 3, Gonars 33050, Italy) i drugi – za hydroforem gromadzącym uzdatnione ścieki przeznaczone do ponownego wykorzystania w gospodarstwie domowym (wodomierz firmy METRON JS 1.0 17 Qn=1.0 m³·h⁻¹ oznaczony jako W3 na rysunku 7). W przypadku wodomierzy zainstalowanych w przepompowni i studni chłonnej do rejestracji danych wykorzystano dwa rejestratory impulsów Lascar Electronics EL-USB-5 EL-USB-5. Odczyt pobranych danych odbywał się dzięki oprogramowaniu EasyLog (EasyLog USB version 7.7.0.0, Lascar Electronics Ltd. United Kingdom) na komputerze poprzez podłączenie urządzenia do portu USB. Oprogramowanie EasyLog umożliwiło zapisanie, odczyt oraz przesłanie danych do programu Microsoft Excel 2010, gdzie uzyskane dane były poddane dalszej analizie. W przypadku wodomierzy W3 i W4 odczyt danych został szczegółowo opisany w rozdziale 6.3.1.

Na podstawie miesięcznych sum opadów atmosferycznych obliczono także jaki jest udział wód opadowych w stosunku do obciążenia hydraulicznego złożeń ściekami oraz określono wielkość parowania w badanym okresie. Do pomiaru temperatury powietrza i opadów atmosferycznych wykorzystywano:

- elektroniczny rejestrator temperatury Lascar Electronics EL-USB-1-PRO. Rejestrator temperatury umieszczono 5 cm nad powierzchnią II złożeń, w specjalnej białej obudowie chroniącej przed nasłonecznieniem, a jednocześnie pozwalającej na swobodny przepływ powietrza. Dane rejestrujące temperaturę zapisywane były automatycznie z częstotliwością co 1 godzinę. Odczyt pobranych danych odbywał się dzięki oprogramowaniu EasyLog zgodnie z wyżej opisaną zasadą.

- bezprzewodową stację pogodową Davis Vantage Pro 2 z oprogramowaniem WeatherLink Data Logger 6510USB (Davis Instruments 2019, USA), która była zainstalowana przy badanej oczyszczalni ścieków.

Uzyskane wyniki badań posłużyły do obliczenia: wartości średnich, minimalnych, maksymalnych, odchylenia standardowego, mediany, współczynnika zmienności analizowanych wskaźników zanieczyszczeń.

6.3.3. Metodyka badań skuteczność funkcjonowania instalacji do oczyszczania ścieków odpływających z oczyszczalni i możliwości ich ponownego wykorzystania w gospodarstwie domowym

Trzecia, ostatnia część badań przedstawiona w publikacji nr 3 polegała na ocenie efektywności doczyszczania ścieków odpływających z oczyszczalni hydrofitowej oraz na analizie możliwości ich powtórnego wykorzystania w gospodarstwie domowym. Badania prowadzono przez okres 15 miesięcy, czyli od października 2022 roku do grudnia 2023 roku. W badanym okresie wykonano 14 serii analiz fizycznych, chemicznych i mikrobiologicznych, podczas których zbadano 28 prób ścieków. Próby ścieków do analiz były pobierane raz w miesiącu z dwóch etapów oczyszczania, oznaczonych numerem 4 i 5 na rysunku 8. W ramach badań wykonywano analizy tych samych wskaźników i według tych samych metod, które opisano w rozdziale 6.3.2.

Na podstawie uzyskanych wyników analiz określono efekty usuwania zanieczyszczeń w badanej instalacji oraz przydatność uzdatnionych ścieków do powtórnego wykorzystania, m.in. do spłukiwania toalet, czy podlewania zieleni. Jednocześnie, w tym samym okresie badań, określano ilość powtórnie wykorzystanych uzdatnionych ścieków w gospodarstwie domowym. Do rejestrowania ilości ścieków zawróconych do ponownego wykorzystania w gospodarstwie domowym wykorzystano dwa wodomierze oznaczone jako W3 i W4 na rysunku 7, których parametry techniczne oraz sposób zapisywania i gromadzenia danych zostały opisane w rozdziale 6.3.1.

Uzyskane wyniki badań posłużyły do obliczenia: średnich, minimalnych i maksymalnych stężeń wartości substancji zanieczyszczających oraz odchylenia standardowego. Normalność rozkładu wyników analiz sprawdzano testem Shapiro-Wilka. Ze względu na niejednoznaczność rozkładów do porównania parametrów ścieków przed i po uzdatnianiu użyto nieparametryczny Test Wilcozona – test dla prób zależnych.

7. Wyniki badań i dyskusja

7.1. Zmiany zużycia wody w osadzie służbowej Poleskiego Parku Narodowego

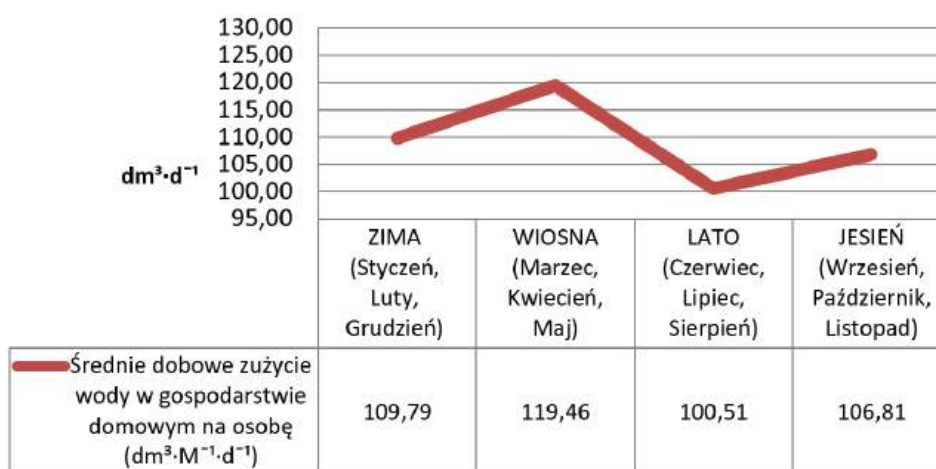
Celem publikacji nr 1 [Myka-Raduj i in. 2023] była analiza zużycia wody w 4-osobowym gospodarstwie domowym, z którego ścieki odprowadzane są do hybrydowej hydrofitowej oczyszczalni ścieków z zamkniętym obiegiem wody. W ramach badań w ciągu 1 roku określano sezonowe, tygodniowe i dobowe zmiany zużycia wody oraz ilość wody zużytej do spłukiwania toalety w stosunku do ogólnego zużycia wody. Uzyskane wyniki badań pozwoliły wskazać jaką część ścieków oczyszczonych z hybrydowej hydrofitowej oczyszczalni ścieków funkcjonującej przy gospodarstwie domowym może być zawracana do ponownego wykorzystania do spłukiwania toalet.

7.1.1. Zużycie wody w zależności od pór roku, dni tygodnia i godzin doby

W ciągu 2022 roku w badanym gospodarstwie domowym zużyto 159,353 m³ wody. Średnie dobowe zużycie wody w całym gospodarstwie wyniosło 437 dm³·d⁻¹, czyli 109 dm³·M⁻¹·d⁻¹ [decymetr sześcienny/mieszkaniec/doba]. Z literatury wynika, że pobory wody w gospodarstwach domowych są bardzo zróżnicowane w zależności od kraju [Schumann i in. 2021] oraz rodzajów obiektów [Almejda i in. 2021]. Z danych Eurostat [2023] wynika, że w Europie zużycie wody na 1 mieszkańca waha się od 50 do ponad 250 dm³·M⁻¹·d⁻¹. Dane Eurostat [2023] wskazują, że w Polsce zużycie wody na 1 mieszkańca wynosi 100-125 dm³·M⁻¹·d⁻¹, a w krajach Europy Zachodniej znacznie przekracza 150 dm³·M⁻¹·d⁻¹. Największe jednostkowe zużycie wody podawane jest we Włoszech, gdzie wynosi 225-250 dm³·M⁻¹·d⁻¹. Zatem zużycie wody na 1 mieszkańca w badanym gospodarstwie domowym na poziomie 109 dm³·M⁻¹·d⁻¹ mieści się w zakresie podawanym dla Polski przez Eurostat [2023].

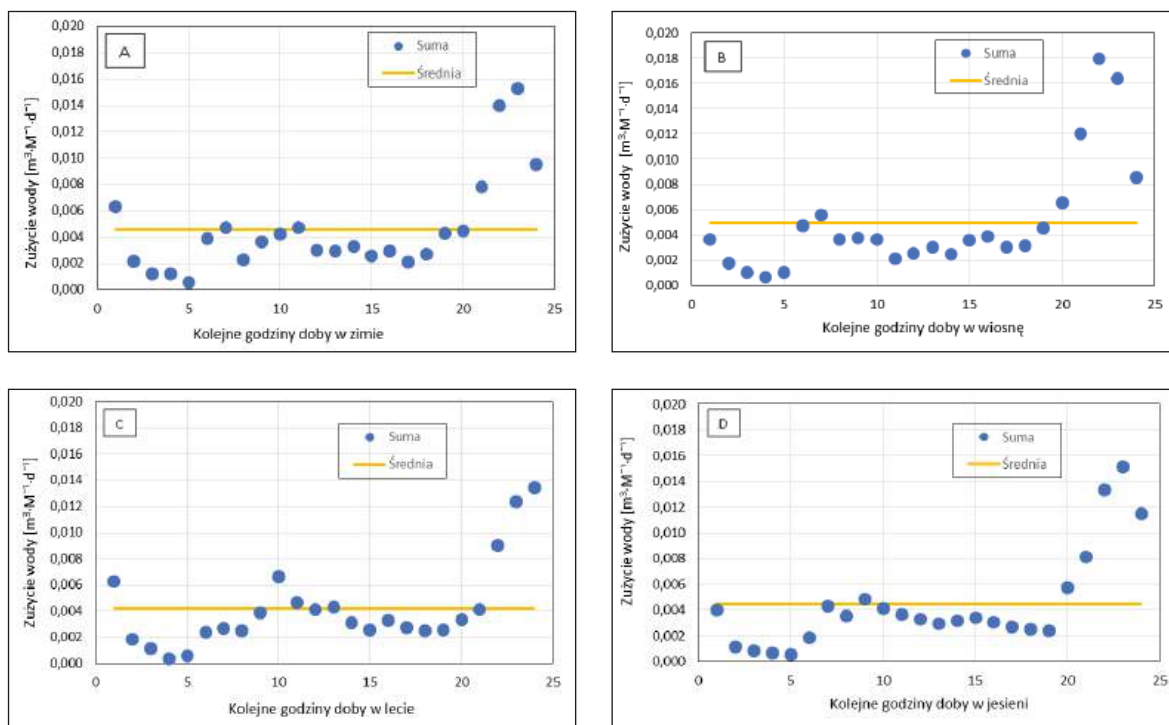
Badania wykazały, że w analizowanym gospodarstwie najwyższe pobory wody stwierdzono w sezonie wiosennym (marzec – maj) – 117-122 dm³·M⁻¹·d⁻¹, a najniższe w okresie wakacyjnym w sierpniu – 88 dm³·M⁻¹·d⁻¹. Wyraźnie mniejsze zużycie wody w sezonie letnim było związane z wyjazdem urlopowym rodziny zamieszkującej badany obiekt (rys. 9).

Łączne zużycie wody w badanym gospodarstwie = **159,353 m³**
 Ilość mieszkańców: n=4.

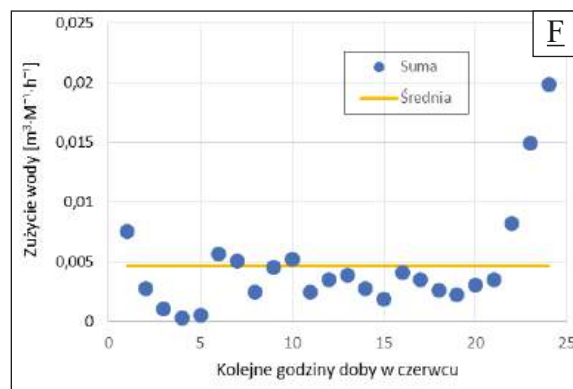
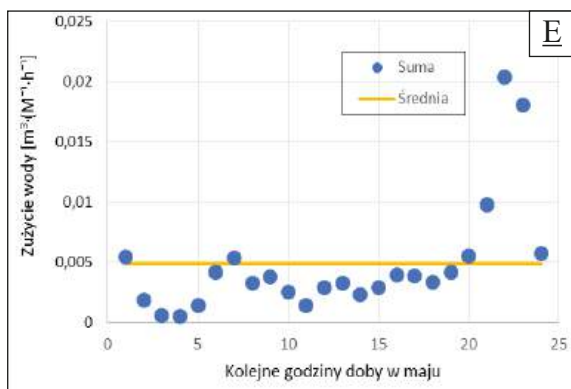
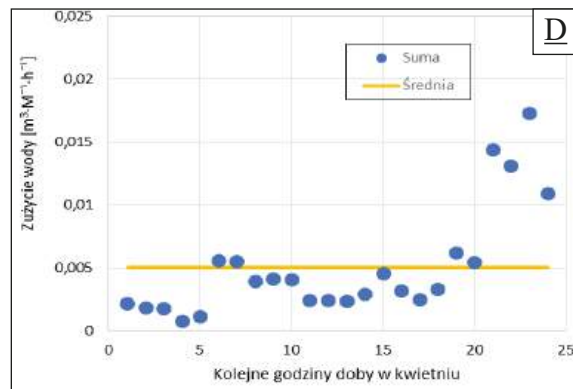
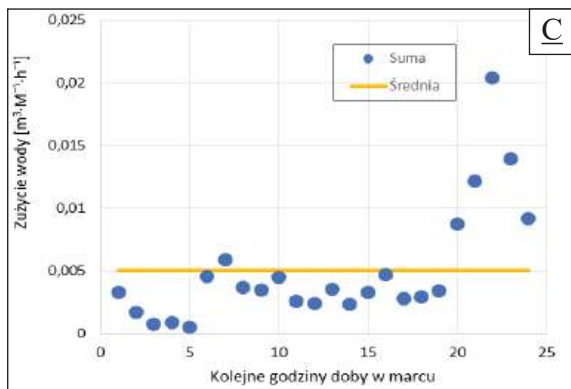
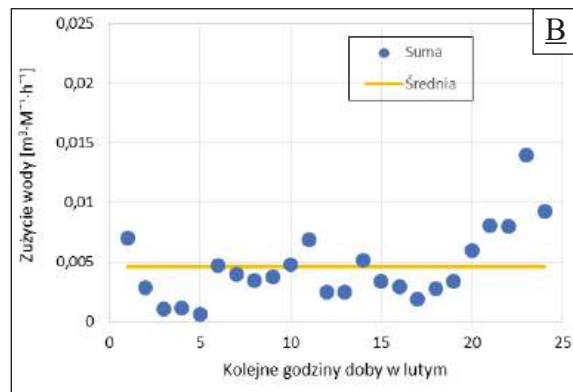
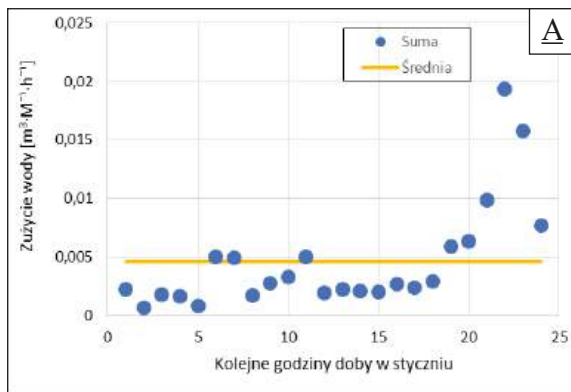


Rysunek 9. Zużycie wody w osadzie służbowej Poleskiego Parku Narodowego w Kulczyźnie w 2022 roku [Myka-Raduj i in. 2023].

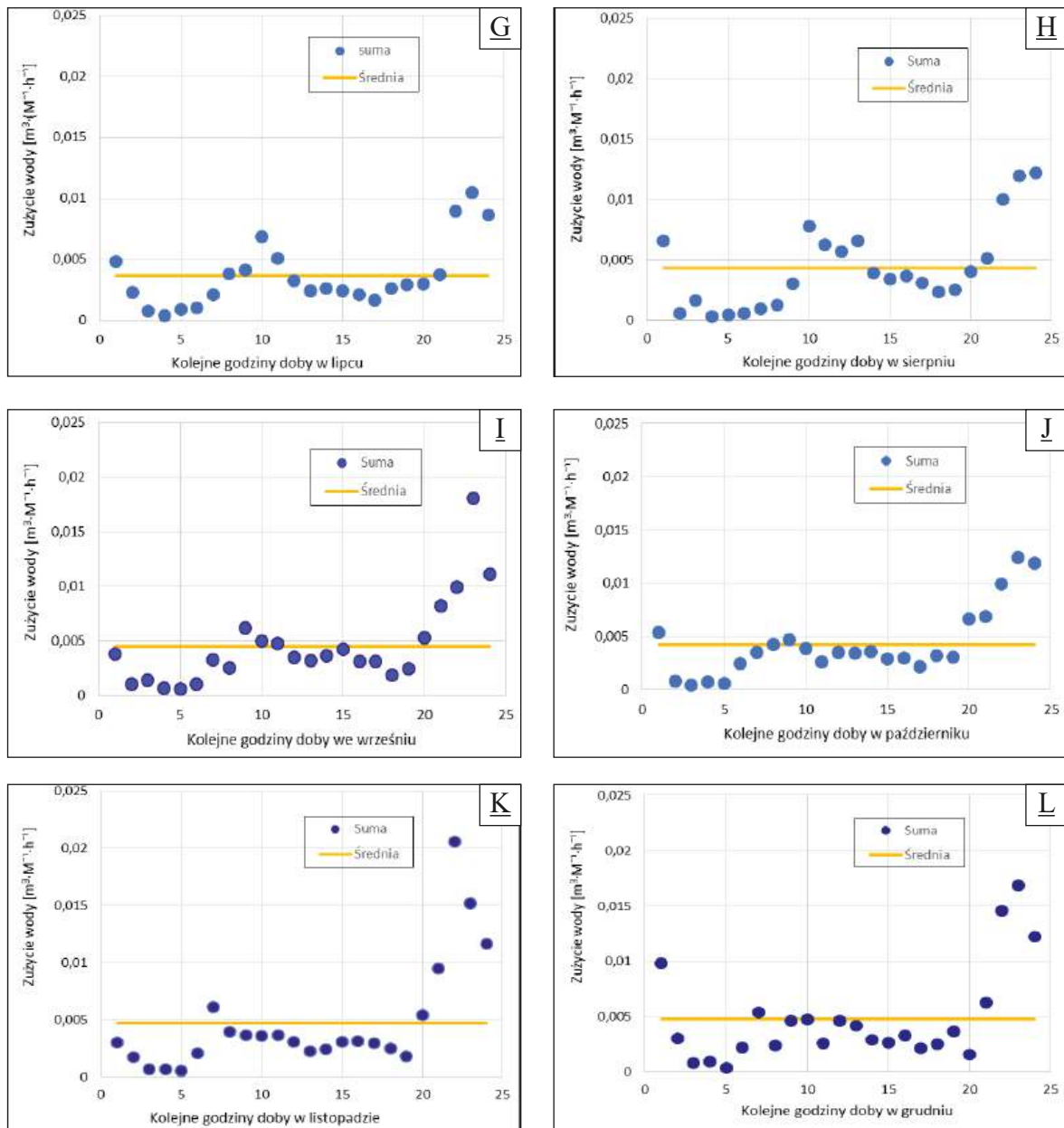
Na rysunku 10 przedstawiono średnie zużycie wody w kolejnych godzinach doby z uwzględnieniem pór roku. Dla uzyskania bardziej dokładnego rozkładu na rysunkach 11A i 11B pokazano analogiczne rozkłady w każdym z miesięcy 2022 roku.



Rysunek 10. Średnie zużycie wody w poszczególnych godzinach doby, obliczone z rozbiórów wody we wszystkich dniach poszczególnych pór roku [Myka-Raduj i in. 2023].



Rysunek 11A. Średnie zużycia wody w poszczególnych godzinach doby, obliczone z rozbiórów we wszystkich dniach poszczególnej miesiący [Myka-Raduj i in. 2023].

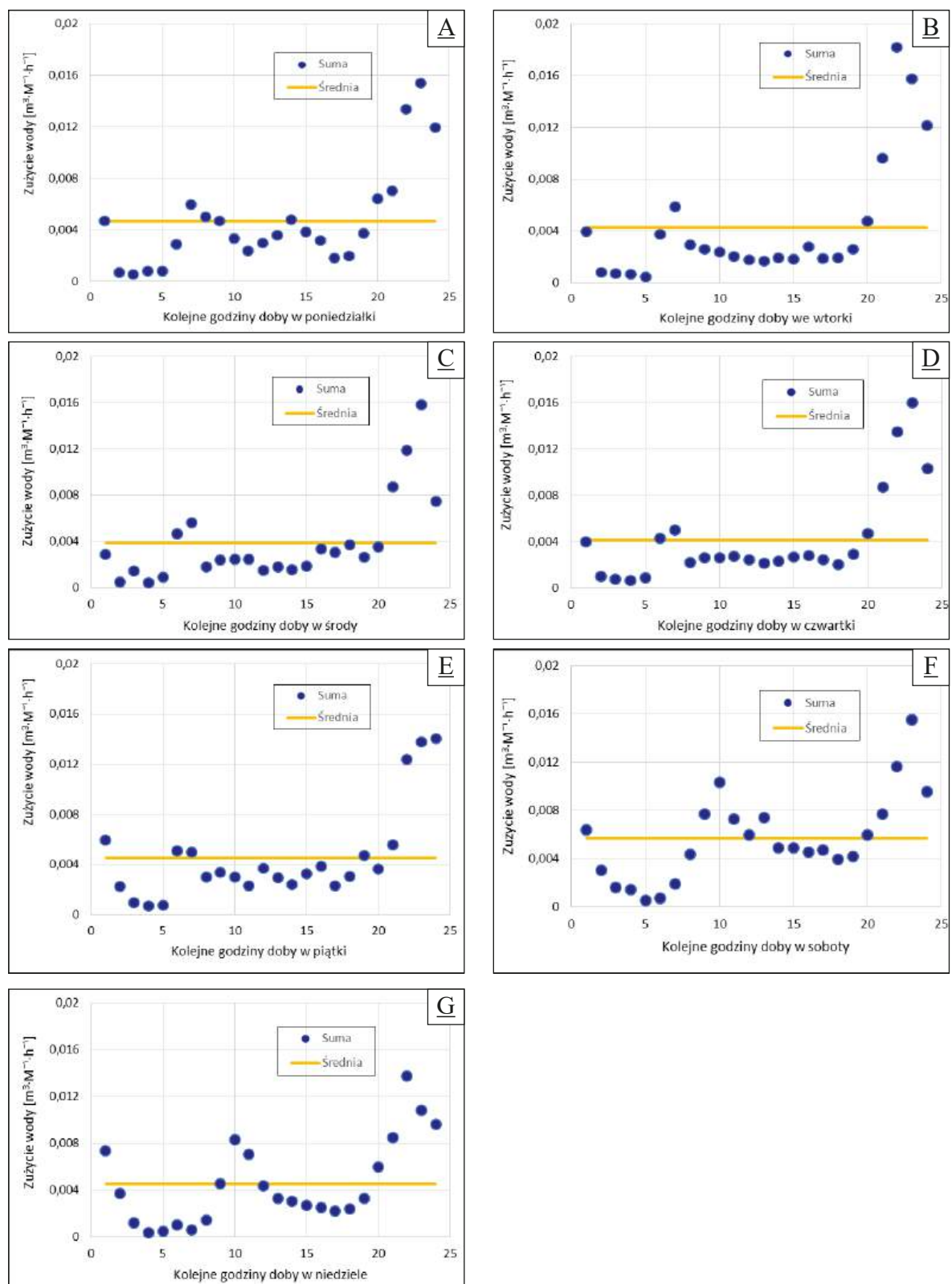


Rysunek 11B. Średnie zużycia wody w poszczególnych godzinach doby, obliczone z rozbiórów we wszystkich dniach poszczególnych miesięcy [Myka-Raduj i in. 2023].

Zamieszczone wyniki rozkładów zużycia wody pokazane na rysunku 10 odnoszące się do poszczególnych pór roku nie potwierdzają, często podawanych informacji o najwyższym zużyciu wody w miesiącach letnich. W publikacji Gwoździej-Mazur i Świętochowskiego [2018] wykazano, że ze względu na okres wegetacyjny największe zużycia wody występują od czerwca do września. Jeśli pomiary dotyczą odpowiednio dużych miejscowości, szczególnie na terenach rolniczych trudno byłoby kwestionować takie pomiary. Jednak nie odnosi się to do pojedynczych gospodarstw, szczególnie gdy mieszkańcy nie trudnią się produkcją rolniczą. Analiza danych pokazanych na rysunkach 10, 11A i 11B wykazuje, bez względu na porę roku, wyraźny pik wieczorny dotyczący zużycia wody (ok. godz. 22 lub 23), przy rozmytym pikie porannym rozłożonym na więcej godzin. Warto

zwrócić uwagę, że kwartał letni, który obejmuje wakacje dzieci, wskazuje na niewielki zarys piku porannego występującego dopiero około godziny 10-tej.

W celu scharakteryzowania rozkładów zużycia wody w poszczególnych dniach tygodnia na rysunku 12 pokazano wyniki pomiarów i obliczeń odnoszących się do tych dni.



Rysunek 12. Średnie zużycia wody w poszczególnych godzinach doby obliczone z rozbiórów we wszystkich dniach poszczególnych dni tygodnia [Myka-Raduj i in. 2023].

Analizując dane zaprezentowane na rysunku 12 zauważa się wyraźniejsze różnice między dniami pracy, a dniami wolnymi. Jest to oczywiście logiczne, ale w dniach wolnych od pracy około godziny 10-tej powstaje pik poranny i występuje pik wieczorny (około 22 lub 23). W dniach pracy pik poranny „rozmywa się” na sąsiednie godziny. Na podobne zróżnicowanie zużycia wody między dniami pracy, a dniami wolnymi wskazali Hrnjadović, Suljić [2020]. W ciągu tygodnia największe zużycie wody w badanym obiekcie, obserwowano w sobotę – średnio $136 \text{ dm}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, a najniższe w środy – średnio $92 \text{ dm}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$.

7.1.2. Średnie dobowe zużycie wody i współczynniki nierównomierności odpływu wody

Wartość średniego dobowego zużycia wody w gospodarstwie domowym (Q_{md}) wyniosła $0,437 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. Analizując zestaw wyników dobowego zużycia wody w ciągu roku znaleziono wartość maksymalną $Q_{\text{maxd}} = 1,352 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ (sobota 26.11.2022r.). To pozwoliło określić dobowy współczynnik nierównomierności odpływu wody [wzór nr 9] na poziomie:

$$N_d = Q_{\text{maxd}} / Q_{\text{md}} = 1,352/0,437 = \mathbf{3,09} \quad [9]$$

Kolejną wielkością projektową, jest Q_{maxh} , które oznacza maksymalne zużycie wody w ciągu godziny, jakie wystąpiło w dobie o maksymalnym rozbiore. W tym przypadku Q_{maxh} wystąpiło 26.11.2022 r. o godzinie 20⁰⁰-21⁰⁰ i wyniosło $0,256 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. Uzyskane dane pozwoliły na określenie godzinowego współczynnika nierównomierności [wzór nr 10]:

$$N_h = (Q_{\text{maxh}} \cdot 24) / Q_{\text{maxd}} = (0,256 \cdot 24) / 1,352 = \mathbf{4,54} \quad [10]$$

Zestawienie obliczonych wielkości charakterystycznych dla analizowanego gospodarstwa z wartościami przyjmowanymi w Polsce do projektowania oczyszczalni [Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 14 stycznia 2002 r.] przedstawiono w tabeli 5.

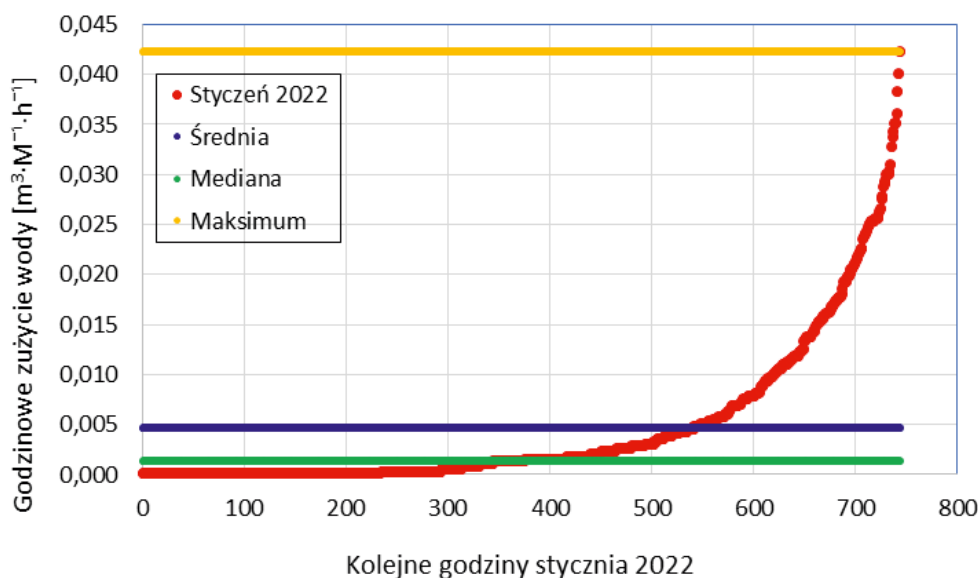
Tabela 5. Porównanie wyników pomiarów z Kulczyna z danymi normatywnymi w Polsce [Myka-Raduj i in. 2023].

Parametry	Q_{srdb}	Q_{maxd}	Q_{maxh}	N_d	N_h
Jednostki	$\text{m}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$	$\text{m}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$	$\text{m}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$	-	-
Kulczyn	0,109	0,338	0,064	3,09	4,54
Typowe wartości przyjęte w Polsce	$0,08 \div 0,15$	-	-	$1,3 \div 1,4$	$1,8 \div 2,0$

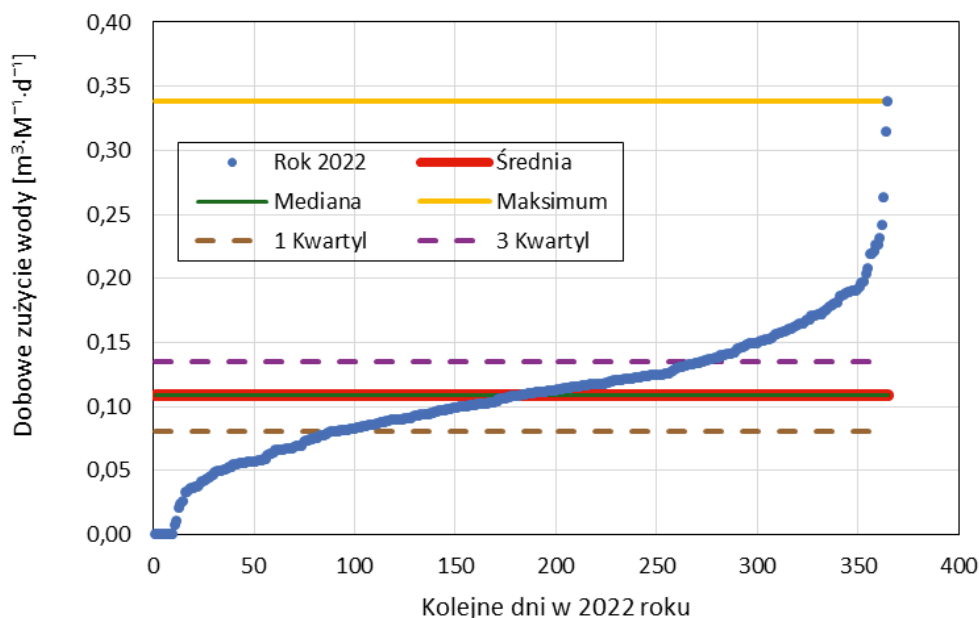
Zakresy przyjmowane przez projektantów odnoszą się do wartości uśrednionych dla wielu domów (całych miejscowości) natomiast w odniesieniu do pojedynczych domów mogą występować odchyłki od wartości średniej zarówno w górę, jak i w dół [Bugajski i in. 2019]. W badanym obiekcie zauważono zerowe pobory, które występowały w godzinach nocnych oraz w dniach pracy. Zerowe rozbiory wody notowano od godzin przedpołudniowych do

popołudniowych ze względu na pracę osób dorosłych i uczęszczanie dzieci do szkoły.

W analizowanym obiekcie wykazano także, że współczynniki nierównomierności N_d (3,1) i N_h (4,5) są zdecydowanie wyższe od typowych przyjmowanych do projektowania systemów wodociągowych. Duże różnice są wynikiem rozkładu statystycznego poboru wody o asymetrii prawostronnej (dodatniej), co pokazuje rysunek 13.



Rysunek 13. Przykładowy godzinowy rozkład zużycia wody na 1 mieszkańca w styczniu 2022 roku po sortowaniu od najmniejszego do największego [Myka-Raduj i in. 2023].



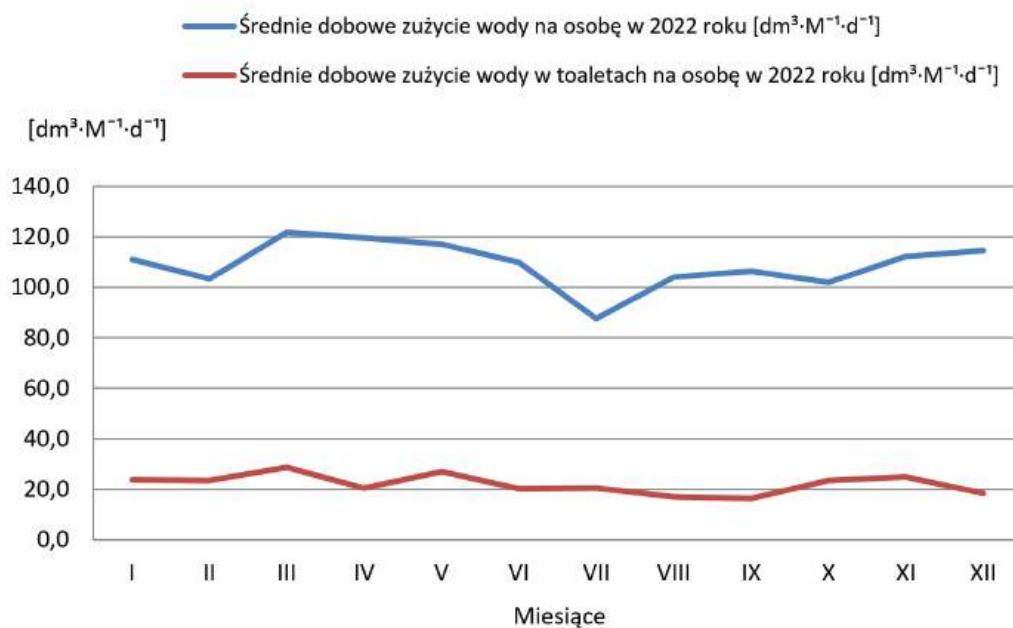
Rysunek 14. Przykładowy dobowy rozkład zużycia wody na 1 mieszkańca w roku 2022 r. po sortowaniu od najmniejszej do największej [Myka-Raduj i in. 2023].

Rozkład pokazany na rysunku 14 jest wyraźnie symetryczny, gdyż średnia i mediana niemal się pokryły. Wynika to z faktu, iż w skali roku wartości zerowe obejmują właściwie

jedynie kilka dni urlopowych i incydentalne sytuacje jednodniowych wyjazdów, których w analizowanym gospodarstwie było bardzo mało, bo kilka dni w ciągu roku.

7.1.3. Ilość wody zużywanej do spłukiwania toalety w stosunku do ogólnego zużycia wody

Z badań wynika, że w poszczególnych miesiącach roku ogólne jednostkowe zużycie wody wahało się od $87,7 \text{ dm}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (w lipcu) do $121,8 \text{ dm}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (w marcu). Natomiast jednostkowe zużycie wody do spłukiwania toalet wahało się od $16,3 \text{ dm}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (we wrześniu) do $28,6 \text{ dm}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (w marcu) i zazwyczaj nie było skorelowane z ogólnym zużyciem wody. Wykazano, że ilość wody zużywanej do spłukiwania toalet stanowi od 15,3 do 23,5% ogólnej ilości zużywanej wody w odniesieniu do jednego mieszkańca, a średnio wynosi 20,2%, czyli $22 \text{ dm}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (rys. 15). Wynik ten jest bardzo ważny w odniesieniu do analizowanego obiektu, który wyposażony jest w hybrydową hydrofitową oczyszczalnię ścieków z zamkniętym obiegiem wody. Znacznie mniejsze ilości wody do spłukiwania toalet zużywa się np. w Nigerii – 12% [Rofiat i in. 2021], czy w Sri Lance – 11,7% [Narmilan i in. 2021]. Natomiast z badań przeprowadzonych przez Ludwińską i Paduchowską [2017] wynika, że ilość wody do spłukiwania toalet w Polsce wynosi 30% ogólnej ilości zużywanej wody.



Rysunek 15. Ilość wody zużytej do spłukiwania toalet w stosunku do całkowitego zużycia wody na mieszkańca [Myka-Raduj i in. 2023].

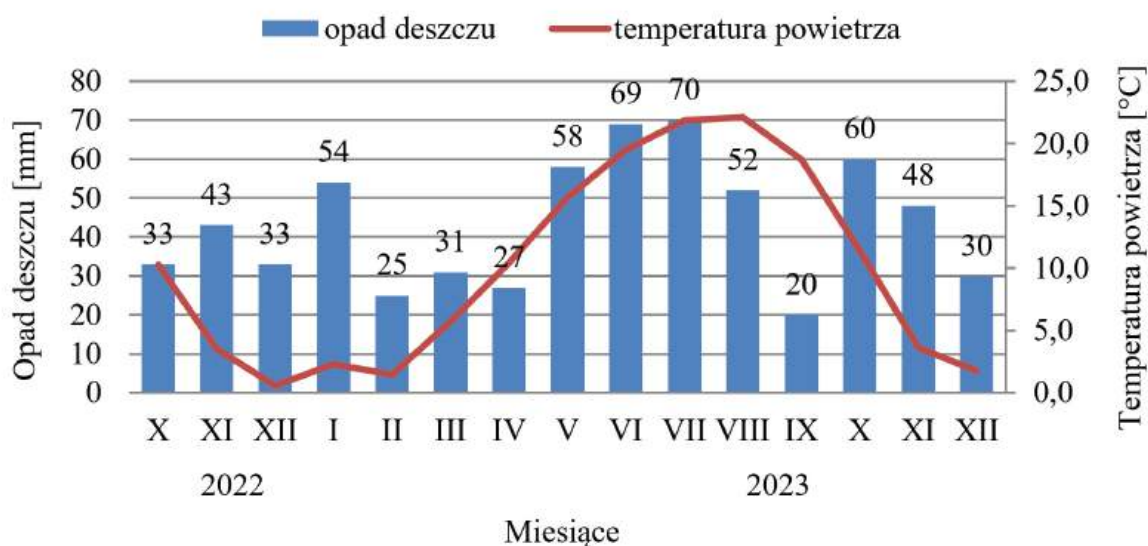
7.2. Efektywność działania hybrydowej hydrofitowej oczyszczalni ścieków w okresie rozruchu

Celem publikacji nr 2 [Myka-Raduj i in. 2024a] było przedstawienie efektów funkcjonowania hybrydowej hydrofitowej oczyszczalni ścieków w początkowej fazie

pracy (15 miesięcy) oraz określenie ilości ścieków dopływających i odpływających z oczyszczalni.

7.2.1. Ilość ścieków dopływających i odpływających z oczyszczalni

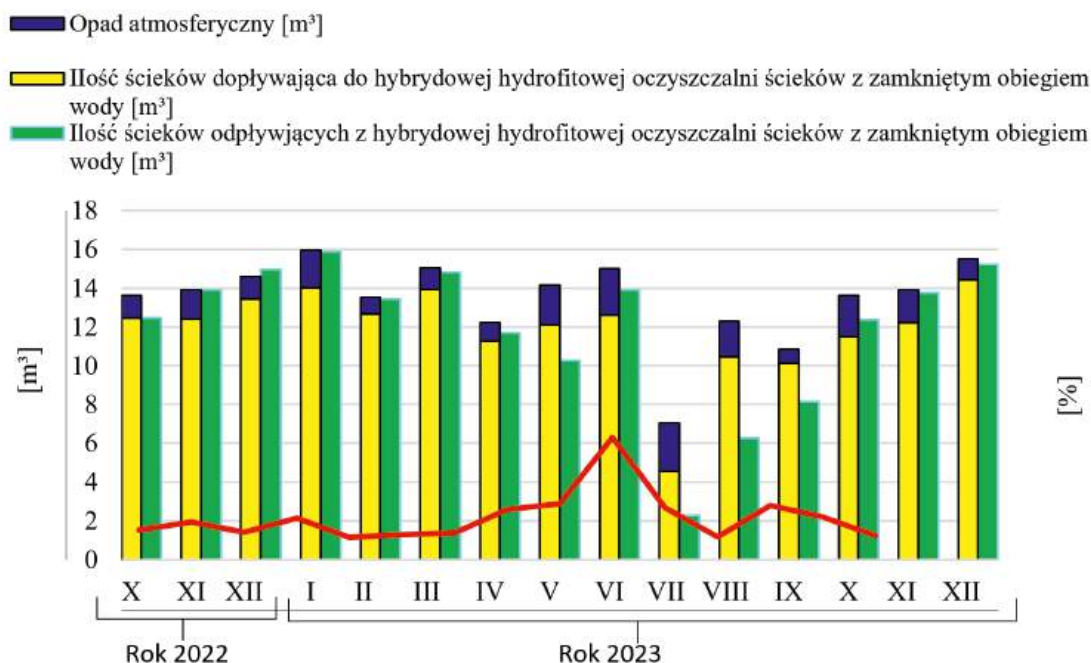
Z danych przedstawionych na rysunku 16 wynika, że okres badań cechował się dużymi wahaniami sum opadów atmosferycznych w poszczególnych miesiącach roku. Największe sumy opadów notowano w miesiącach letnich, czyli w czerwcu i lipcu 2023 r. – odpowiednio 69 i 70 mm, a najmniejszą sumę opadów odnotowano we wrześniu 2023 r. – 20 mm. Najniższe średnie miesięczne temperatury powietrza (0,6 – 2,3 °C) stwierdzano od grudnia 2022 do lutego 2023 r. oraz w grudniu 2023 r. Natomiast najwyższe temperatury notowano w miesiącach letnich, czyli w lipcu i sierpniu – odpowiednio 21,9 i 22,1 °C, co miało bezpośredni wpływ na parowanie i zmniejszanie ilości ścieków odpływających z badanej oczyszczalni.



Rysunek 16. Miesięczne sumy opadów i średnie miesięczne temperatury powietrza w okresie od października 2022 do grudnia 2023 [Myka-Raduj i in. 2024a].

Stwierdzono, że w okresie od października 2022 r. do grudnia 2023 r. do oczyszczalni w sumie dopłynęło około 201 m³ ścieków wraz z opadami, a odpłynęło około 179 m³. To oznacza, że podczas badań ze źródeł badanej oczyszczalni hydrofitowej wyparowało około 22 m³ wody. Świadczy to o tym, że w ciągu okresu badań mimo dopływu wód opadowych ilość ścieków oczyszczonych, odpływających z oczyszczalni była średnio o 11% mniejsza. Obliczono, że procentowy udział opadów atmosferycznych w stosunku do ilości ścieków dopływających z budynku wahał się od 6,37% w lutym 2023 r. do ponad 35% w lipcu 2023 r. (rys. 17). Natomiast w całym okresie badań opady stanowiły średnio około 11% ogólnej ilości ścieków dopływających do oczyszczalni. W innej oczyszczalni hydrofitowej z pionowym przepływem ścieków udział wód opadowych w ilości dopływających ścieków wahał się od 5-45% [Operacz i in. 2023]. Natomiast w dwóch jednostopniowych i dwóch hybrydowych systemach hydrofitowych stwierdzono, że udział opadów w ogólnej ilości

dopływających ścieków wynosił od 13 do 33% [Józwiakowski 2012]. Z kolei w obiekcie hydrofitowym funkcjonującym w Glaslough w Irlandii średni procent wody deszczowej w całkowitym obciążeniu hydraulicznym ściekami był znacznie większy i wynosił 55,8% [Dong i in. 2011]. Autorzy zajmujący się wpływem wód opadowych na funkcjonowanie oczyszczalni hydrofitowych wskazywali, że woda deszczowa może znacznie rozcieńczać ścieki dopływające do CW, poprawiając w ten sposób skuteczność ich oczyszczania [Dong i in. 2011; Józwiakowski 2012; Operacz i in. 2023].

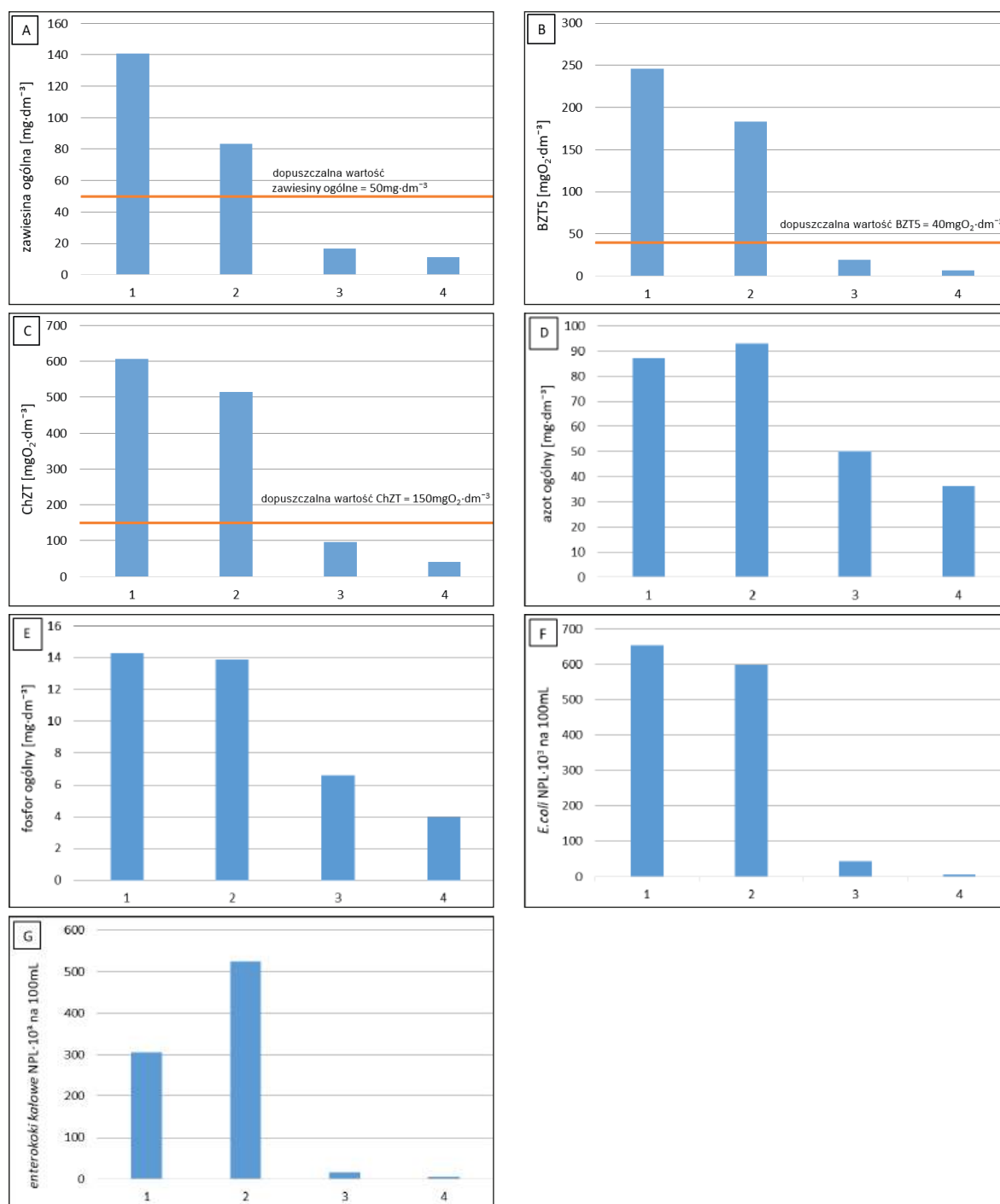


Rysunek 17. Miesięczne ilości (m^3) ścieków dopływających wraz z opadami i ścieków odpływających z badanego obiektu oraz procentowy udział wód opadowych w dopływie do oczyszczalni w badanym okresie [Myka-Raduj i in. 2024a].

W lipcu zaobserwowano najmniejszą ilość ścieków dopływających ($7,023 m^3$) i odpływających ($2,292 m^3$) z oczyszczalni co było spowodowane przez okres urlopowy i mniejszy pobór wody przez mieszkańców gospodarstwa domowego (rys. 17). Przez większą część okresu badań ilość ścieków odpływających z oczyszczalni była mniejsza niż dopływających, na co wpływ miało prawdopodobnie parowanie z powierzchni roślin porastających złoża hydrofitowe. W miesiącach zimowych ilość ścieków dopływających do oczyszczalni była prawie taka sama, jak ilość ścieków odpływających, z wyjątkiem listopada i grudnia 2022 roku. W tych dwóch miesiącach ilość ścieków odpływających z oczyszczalni była nieznacznie większa od ilości ścieków dopływających (rys. 17). Sytuacja taka mogła być związana z nawiewaniem śniegu na złoża hydrofitowe z okolicznych pól. Śnieg ten po roztopieniu prawdopodobnie zwiększał ilość ścieków odpływających z oczyszczalni. Ilość tego śniegu nie mogła być jednak zarejestrowana przez stację meteo, która rejestruje tylko opad pionowy.

7.2.2. Skład ścieków na różnych etapach oczyszczania

Na rysunku 18 przedstawiono średnie stężenia parametrów fizycznych, chemicznych i mikrobiologicznych na różnych etapach oczyszczania w trakcie całego okresu badań.



Rysunek 18. Średnie stężenia parametrów fizycznych, chemicznych (A-E) i mikrobiologicznych (F-G) w ściekach z badanego obiektu na poszczególnych etapach oczyszczania [Myka-Raduj i in. 2024a].

Objaśnienia: A - Zawiesina ogólna, B – biochemiczne zapotrzebowanie tlenu (BZT₅), C – chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT), D – Azot ogólny, E – Fosfor ogólny, F – bakterie *Escherichia coli* (*E.coli*), G – bakterie enterokoki kałowe (*Enterococcus faecalis*), 1 – ścieki surowe, 2 – ścieki po osadniku wstępnym, 3 – ścieki po I złożu (typu VF), 4 – ścieki po II złożu (typu HF)

Skład ścieków surowych powstających w badanym obiekcie jest podobny do typowych ścieków bytowych powstających w gospodarstwach domowych [Józwiakowski i in. 2019; Józwiakowska, Bugajski 2023]. Natomiast w ściekach po poszczególnych etapach oczyszczania odnotowano wyraźny spadek stężenia wszystkich badanych wskaźników zanieczyszczeń.

Tlen rozpuszczony. Stężenie tlenu rozpuszczonego w ściekach surowych wahało się od 0,02-0,75 mgO₂·dm⁻³, a średnio wynosiło 0,16 mgO₂·dm⁻³. Nie odnotowano znacznego wzrostu stężenia tlenu w ściekach po osadniku wstępnym, które średnio wynosiło 0,36 mgO₂·dm⁻³. Zaobserwowano jednak znaczny wzrost zawartości tlenu rozpuszczonego w ściekach odpływających ze złożeń hydrofitowych – odpowiednio do 1,52 mgO₂·dm⁻³ (po I złożu) i do 2,88 mgO₂·dm⁻³ (po II złożu), co świadczy o skutecznym przebiegu procesów biologicznego oczyszczania. Jednocześnie wyższe stężenia tlenu rozpuszczonego w ściekach obserwowano w miesiącach zimowych, a niższe w miesiącach letnich przy wyższych temperaturach powietrza.

Zawiesina ogólna. W ściekach surowych dopływających do osadnika średnia zawartość zawiesiny ogólnej wahała się od 85 do 280 mg·dm⁻³, a średnio wynosiła 141 mg·dm⁻³. Po mechanicznym oczyszczaniu ścieków w osadniku wstępnym odnotowano spadek zawartości zawiesiny ogólnej – średnio do 83 mg·dm⁻³. W ściekach po I i II złożu, w ciągu całego okresu badań notowano niewielkie zawartości zawiesiny ogólnej. Średnia zawartość zawiesiny ogólnej wynosiła odpowiednio 16,8 i 11,2 mg·dm⁻³. Wykazano, że średnia zawartość zawiesiny ogólnej po II złożu jest znacznie niższa od 50 mg·dm⁻³, zatem spełnia wymagania zawarte w Rozporządzeniu [2019] obowiązującym w Polsce (rys. 18A).

BZT₅. W ściekach surowych dopływających do osadnika wstępnego średnia zawartość zanieczyszczeń organicznych, wyrażona wskaźnikiem BZT₅ wahała się od 165 do 367 mgO₂·dm⁻³, a średnio wynosiła 246 mgO₂·dm⁻³. Po mechanicznym oczyszczaniu ścieków w osadniku wstępnym odnotowano spadek wartości BZT₅ – średnio do 183 mgO₂·dm⁻³. Dalsze oczyszczanie ścieków, które przebiegało w złożach hydrofitowych z pionowym i poziomym przepływem pozwalało na zmniejszenie wartości BZT₅ do 19,6 i 6,9 mgO₂·dm⁻³ – odpowiednio w ściekach po I i II złożu. Tak niewielkie wartości BZT₅ w ściekach po złożach hydrofitowych notowano w ciągu całego okresu badań. Określono, że średnia wartość BZT₅ w ściekach po II złożu jest znacznie niższa od 40 mg·dm⁻³, zatem spełnia wymagania zawarte w Rozporządzeniu [2019] obowiązującym w Polsce (rys. 18B).

ChZT. W ściekach surowych dopływających do osadnika wstępnego średnia zawartość zanieczyszczeń organicznych, wyrażona wskaźnikiem ChZT wahała się od 407 do 800 mgO₂·dm⁻³, a średnio wynosiła 606 mgO₂·dm⁻³. Po mechanicznym oczyszczaniu ścieków w osadniku wstępnym odnotowano spadek wartości ChZT – średnio do 515 mgO₂·dm⁻³. Dalsze oczyszczanie ścieków, które przebiegało w złożach hydrofitowych z pionowym i poziomym przepływem pozwalało na zmniejszenie wartości ChZT do 96 i 40,4 mgO₂·dm⁻³ – odpowiednio w ściekach po I i II złożu. W ciągu całego okresu badań w ściekach po

złożach hydrofitowych notowano niewielkie wartości ChZT. Wykazano, że średnia wartość ChZT w ściekach po II złożu jest niższa od $150 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$, zatem spełnia wymagania zawarte w Rozporządzeniu [2019] obowiązującym w Polsce (rys. 18C).

Azot ogólny. Stężenie azotu ogólnego w ściekach surowych wahało się w granicach od 53 do $146 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$, a średnio wynosiła $87 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$. Po mechanicznym oczyszczaniu ścieków w osadniku wstępnym nie odnotowano spadku zawartości azotu ogólnego. Natomiast w ściekach po I i II złożu średnie stężenie azotu ogólnego stopniowo spadało i wynosiło odpowiednio 50 i $36 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ (rys. 18D). W ciągu całego okresu badań stężenia azotu ogólnego w ściekach po II złożu były znacznie niższe niż w ściekach po I złożu.

Fosfor ogólny. Stężenie fosforu ogólnego w ściekach surowych wahało się w granicach od $7,1$ do $27,9 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$, a średnio wynosiła $14,3 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$. Po mechanicznym oczyszczaniu ścieków w osadniku wstępnym odnotowano nieznaczny spadek zawartości fosforu ogólnego – średnio do $13,9 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$. Natomiast w ściekach po I i II złożu średnie stężenie fosforu ogólnego było znacznie mniejsze i wynosiło odpowiednio $6,6$ i $4,0 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ (rys. 18E). W ciągu okresu badań stężenia fosforu ogólnego w ściekach po II złożu były niższe niż w ściekach po I złożu.

Escherichia coli. Największą liczebność bakterii *Escherichia coli* w przeciągu całego okresu badań notowano zazwyczaj w ściekach surowych (rys. 18F). Jedynie w październiku i grudniu 2022 roku oraz w kwietniu, maju, wrześniu i listopadzie 2023 r., liczebność tych bakterii była wyższa w ściekach mechanicznie oczyszczonych po osadniku wstępnym. W okresie od stycznia do kwietnia 2023 r. w ściekach surowych i w ściekach po osadniku wstępnym liczebność bakterii *Escherichia coli* ($\log_{10}\text{NPL}$ na 100 ml) utrzymywała się na podobnym poziomie (odpowiednio $5,16$ - $5,91$ oraz $5,23$ - $5,30$). Podobnie, jak ich liczebność ($\log_{10}\text{NPL}$ na 100 ml) w okresie od maja do września 2023 r. ($4,08$ - $4,46$ oraz $4,09$ - $4,52$). Jednakże w tym ostatnim okresie liczebność tej grupy drobnoustrojów była niższa w stosunku do okresu od stycznia do kwietnia 2023 roku.

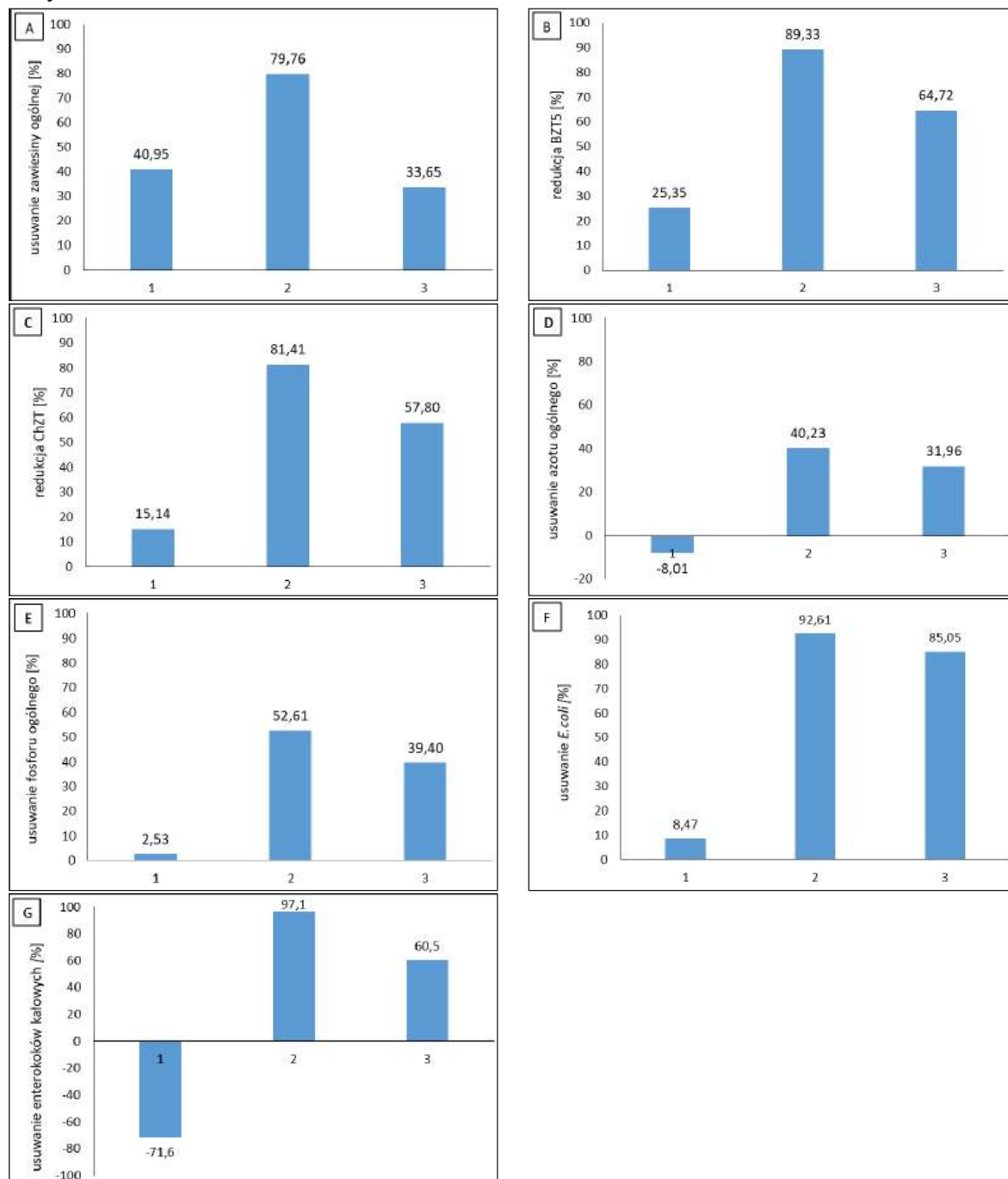
Liczebność bakterii *Escherichia coli* w ściekach po pierwszym złożu typu VF z pionowym przepływem spadła znacząco w całym okresie badań w stosunku do tej, jaką notowano w ściekach surowych i po oczyszczaniu w osadniku wstępnym. Najniższą ich liczebność ($\log_{10}\text{NPL}$ na 100 ml) zanotowano w styczniu ($3,88$), kwietniu ($3,28$) i lipcu 2023r. ($3,27$). Najniższą liczebność bakterii *Escherichia coli* w badanym obiekcie zawierały ścieki oczyszczone odpływające ze złoża II z poziomym przepływem ścieków. W lipcu i wrześniu 2023 r. nie odnotowano tych bakterii w ściekach po II złożu. Wykazano, że największą liczebność bakterii *Escherichia coli* we wszystkich punktach pomiarowych notowano w październiku, listopadzie i grudniu 2022 i 2023 r.

Enterokoki kałowe. Liczebność enterokoków ($\log_{10}\text{NPL}$ na 100 ml) w ściekach surowych była wyższa niż w ściekach po mechanicznym oczyszczaniu w listopadzie ($4,78$), styczniu ($5,39$) i od października do grudnia 2023 roku ($4,96$ - $5,05$). W pozostałych terminach badań wyższą liczebność tych bakterii notowano w ściekach mechanicznie oczyszczonych

po osadniku wstępnym. Odnotowano znaczny spadek liczebności tych bakterii w ściekach po I złożu typu VF. Najniższą liczebność enterokoków kałowych (\log_{10} NPL na 100 ml) w ściekach po I złożu stwierdzono w styczniu 2023 r. (2,60), w czerwcu (3,07) i lipcu 2023 roku (3,26). Natomiast większą liczebność enterokoków (\log_{10} NPL na 100 ml) w tych ściekach zanotowano w okresie od marca do maja 2023 roku (4,30-4,56) oraz we wrześniu (4,41) i październiku (4,50) 2023 roku. Ścieki oczyszczone, odprowadzane z II złoża typu HF zawierały najmniejsze liczebności enterokoków we wszystkich terminach badań. Najniższe wartości NPL na 100 ml (\log_{10}) zanotowano w okresie od czerwca do września 2023 roku (1,77-2,07) oraz w listopadzie (2,07) i grudniu (1,77) tego roku (rys. 18G).

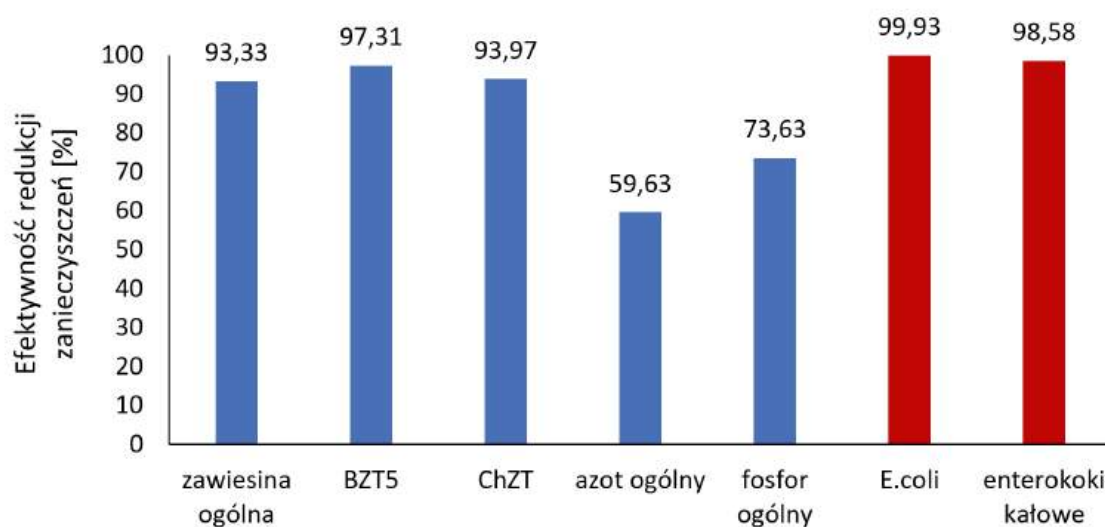
7.2.3. Efekty oczyszczania ścieków w badanym obiekcie

Na rysunkach 19 i 20 zaprezentowano efektywność zmniejszania wartości badanych wskaźników zanieczyszczeń na poszczególnych etapach oczyszczania oraz w całej oczyszczalni.



Rysunek 19. Efektywność redukcji zanieczyszczeń fizycznych, chemicznych (A-E) i mikrobiologicznych (F-G) w badanym obiekcie na poszczególnych etapach oczyszczania [Myka-Raduj i in. 2024a].

Objaśnienia: A - Zawiesina ogólna, B – biochemiczne zapotrzebowanie tlenu (BZT₅), C – chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT), D – Azot ogólny, E – Fosfor ogólny, F – bakterie *Escherichia coli* (*E. coli*), G – bakterie enterokoki kałowe (*Enterococcus faecalis*), 1 – efektywność w osadniku wstępnym, 2 – efektywność w I złożu typu VF, 3 – efektywność w II złożu typu HF



Rysunek 20. Średnia efektywność redukcji zanieczyszczeń w badanej oczyszczalni w okresie rozruchu [Myka-Raduj i in. 2024a].

Objaśnienia: BZT₅ – biochemiczne zapotrzebowanie tlenu, ChZT – chemiczne zapotrzebowanie tlenu, E.coli - *Escherichia coli*, enterokoki kałowe - *Enterococcus faecalis*.

Efektywność usuwania zawiesiny ogólnej. Średnia efektywność usuwania zawiesiny ogólnej w 2-komorowym osadniku wstępnym analizowanej oczyszczalni wynosiła 40,95% (rys. 19A). Była ona zatem niższa o tę, jaką uzyskała Micek i in. [2020a] podczas 3-letnich badań w osadnikach wstępnych 3 i 4 komorowych funkcjonujących przy oczyszczalniach hydrofitowych i z osadem czynnym na terenie Roztoczańskiego Parku Narodowego. Autorzy tej pracy wykazali, że osadniki 3-komorowe zapewniały 42-60%, a 4-komorowe 60-77% efektywność usuwania zawiesiny ogólnej. Dane te wskazują, że liczba komór ma znaczny wpływ na efekty eliminacji zawiesiny ogólnej. Złoże I typu VF w największym stopniu usuwało zawartość zawiesiny ogólnej – średnio w 79,76%. Natomiast w złożu II typu HF średnie efekty eliminacji zawiesiny ogólnej wynosiły 33,65% (rys. 19A). Stwierdzono, że średnia efektywność usuwania zawiesiny ogólnej w całej oczyszczalni już w okresie rozruchu była dość wysoka i wynosiła 93,33% (rys. 20). Z badań przeprowadzonych przez Józwiakowskiego i in. [2019] w 10 hybrydowych systemach hydrofitowych funkcjonujących w południowo-wschodniej Polsce wynika, że średnia efektywność usuwania zawiesiny ogólnej w tego typu systemach wynosi 93%, zatem jest podobna do tej jaką uzyskano w badanym obiekcie już w okresie rozruchu. Józwiakowski in. [2019] stwierdzili, że mniejsze efekty usuwania zawiesiny ogólnej (82%) zapewniają jednostopniowe systemy hydrofitowe.

Wykazano, że w złożu I typu VF wskaźnik usuwania masy (z ang. *mass removal rates - MRR*) dla zawiesiny ogólnej wynosił średnio 2,16 g·m⁻²·d⁻¹, a w złożu II typu HF był znacznie mniejszy i wynosi tylko 0,15 g·m⁻²·d⁻¹. Natomiast dla całej analizowanej

oczyszczalni MRR dla zawiesiny ogólnej wynosił $1,04 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ [Myka-Raduj i in. 2024a]. Mniejsze wskaźniki MRR dla zawiesiny ogólnej odnotowali Micek i in. [2020b] w 2 podobnych hydrofitowych oczyszczalniach ścieków typu VF-HF na terenie Roztoczańskiego Parku Narodowego (RPN). W obiektach tych dla złożeń typu VF MRR dla zawiesiny ogólnej wynosił $1,67$ i $1,28 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, a dla złożeń typu HF MRR dla zawiesiny ogólnej wynosił $0,36$ i $0,17 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$. Natomiast dla 2 całych hybrydowych systemów hydrofitowych typu VF-HF funkcjonujących na terenie RPN MRR dla zawiesiny ogólnej wynosił $0,85$ i $0,63 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$.

Efekty redukcji BZT₅. Średnia efektywność redukcji BZT₅ w 2-komorowym osadniku wstępnym analizowanej oczyszczalni wynosiła 23,25% (rysunek 19B). Była ona podobna do tej (8-26%), jaką uzyskała Micek et. al. [2020a] podczas 3-letnich badań 3-komorowych osadników wstępnych funkcjonujących w oczyszczalniach przydomowych na terenie Roztoczańskiego Parku Narodowego (RPN). Autorzy Ci wykazali jednak, że osadniki 4 komorowe zapewniały znacznie wyższe efekty redukcji BZT₅ - w zakresie 50-51%, co wskazuje na to, że liczba komór ma znaczny wpływ na efekty redukcji BZT₅.

Przeprowadzone badania wykazały, że podobnie jak w przypadku zawiesiny ogólnej złoża I typu VF zapewniało największą redukcję BZT₅ – 89,33%. Natomiast w złożu II typu HF średnie efekty eliminacji zawiesiny ogólnej wynosiły 64,72% (rys. 19B). Stwierdzono, że średnie efekty redukcji BZT₅ w całej oczyszczalni w okresie rozruchu wynosiły 97,31% (rys. 20). Badania przeprowadzone przez Józwiakowskiego i in. [2019] w 10 hybrydowych systemach hydrofitowych wykazały, że średnia efektywność redukcji BZT₅ w tego typu systemach wynosi 97%, zatem jest podobna do tej jaką uzyskano w analizowanym obiekcie już w okresie rozruchu. Józwiakowski in. [2019] stwierdzili ponadto, że mniejsze efekty redukcji BZT₅ (89%) zapewniają jednostopniowe systemy hydrofitowe.

Wykazano, że w złożu I typu VF wskaźnik usuwania masy (MRR) dla BZT₅ wynosił średnio $5,32 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, a w złożu II typu HF był znacznie mniejszy i wynosi tylko $0,33 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$. Natomiast dla całej analizowanej oczyszczalni MRR dla BZT₅ wynosił $2,55 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ [Myka-Raduj i in. 2024a]. Inne wskaźniki MRR dla BZT₅ odnotowali Micek i in. [2020b] w 2 hydrofitowych oczyszczalniach ścieków typu VF-HF na terenie RPN. W obiektach tych dla złożeń typu VF MRR dla BZT₅ wynosił $5,77$ i $2,66 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, a dla złożeń typu HF MRR dla BZT₅ wynosił $0,16$ i $0,24 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$. Natomiast dla 2 całych hybrydowych systemów hydrofitowych typu VF-HF funkcjonujących na terenie RPN MRR dla BZT₅ wynosił $2,26$ i $1,25 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$.

Efekty redukcji ChZT. Średnia efektywność redukcji ChZT w 2-komorowym osadniku wstępnym analizowanej oczyszczalni wynosiła 15,14% (rys. 19C). Była ona nieznacznie większa od tej, jaką uzyskała Micek i in. [2020a] podczas 3-letnich badań 3-komorowych osadników wstępnych funkcjonujących w oczyszczalniach przydomowych na terenie RPN. Autorzy Ci wykazali jednak, że osadniki 4 komorowe zapewniały znacznie wyższe efekty redukcji ChZT - w zakresie 48-51%, co wskazuje na to, że liczba komór miała

znaczny wpływ na efekty redukcji ChZT.

Przeprowadzone badania wykazały, że podobnie jak w przypadku zawiesiny ogólnej i BZT₅ złożo I typu VF zapewniało największą redukcję ChZT – 81,41%. Natomiast w złożu II typu HF średnie efekty eliminacji ChZT wynosiły 57,80% (rys. 19C). Stwierdzono, że średnie efekty redukcji ChZT w całej oczyszczalni w okresie rozruchu wynosiły 93,97% (rys. 20). Badania przeprowadzone przez Józwiakowskiego i in. [2019] w 10 hybrydowych systemach hydrofitowych wykazały, że średnia efektywność redukcji ChZT w tego typu systemach wynosi 94%, zatem jest podobna do tej jaką uzyskano w analizowanym obiekcie już w okresie rozruchu. Józwiakowski in. [2019] stwierdzili ponadto, że mniejsze efekty usuwania ChZT (85%) zapewniają jednostopniowe systemy hydrofitowe.

Wykazano, że w złożu I typu VF wskaźnik usuwania masy (MRR) dla ChZT wynosił średnio 13,62 g·m⁻²·d⁻¹, a w złożu II typu HF był znacznie mniejszy i wynosi tylko 1,43 g·m⁻²·d⁻¹. Natomiast dla całej analizowanej oczyszczalni MRR dla ChZT wynosił 6,85 g·m⁻²·d⁻¹ [Myka-Raduj i in. 2024a]. Inne wskaźniki MRR dla ChZT odnotowali Micek i in. [2020b] w 2 hydrofitowych oczyszczalniach ścieków typu VF-HF na terenie RPN. W obiektach tych dla złóż typu VF MRR dla ChZT wynosił 15,48 i 8,03 g·m⁻²·d⁻¹, a dla złóż typu HF MRR dla ChZT wynosił 0,71 i 0,96 g·m⁻²·d⁻¹. Natomiast dla 2 całych hybrydowych systemów hydrofitowych typu VF-HF funkcjonujących na terenie RPN MRR dla ChZT wynosił 6,25 i 13,90 g·m⁻²·d⁻¹.

Efekty usuwania azotu ogólnego. Wykazano, że 2-komorowy osadnik wstępny analizowanej oczyszczalni nie zapewniał skutecznego usuwania azotu ogólnego, gdyż na odpływie z osadnika odnotowano 8% wzrost jego stężenia (rys. 19D). Podobne wyniki uzyskała Micek i in. [2020a] podczas 3-letnich badań 3-komorowych osadników wstępnych funkcjonujących w oczyszczalniach przydomowych na terenie Roztoczańskiego Parku Narodowego. Autorzy Ci odnotowali wzrost stężenia azotu ogólnego w odpływie z osadników wstępnych na poziomie 3-14%. Zjawisko to prawdopodobnie może być spowodowane uwalnianiem azotu z osadów ściekowych podczas procesu oczyszczania zachodzącego w osadniku wstępnym. Micek i in. [2020a] wykazali jednocześnie, że skuteczność usuwania azotu ogólnego w 4-komorowych osadnikach wstępnych jest również niewielka i wynosi 9-11%.

Złożo I typu VF w największym stopniu redukowało zawartość azotu ogólnego – średnio w 40,23%. Natomiast w złożu II typu HF średnie efekty eliminacji azotu ogólnego wynosiły 31,96% (rys. 19D). Stwierdzono, że średnia efektywność usuwania azotu ogólnego w całej oczyszczalni już w okresie rozruchu wynosiła 59,63% (rys. 20). Z badań przeprowadzonych przez Józwiakowskiego i in. [2019] w 10 hybrydowych systemach hydrofitowych funkcjonujących w południowo-wschodniej Polsce wynika, że średnia efektywność usuwania azotu ogólnego w tego typu systemach wynosi 65%, zatem jest niewiele większa od tej jaką uzyskano w badanym obiekcie w okresie rozruchu. Józwiakowski in. [2019]

stwierdzili, że mniejsze efekty usuwania azotu ogólnego (53%) zapewniają jednostopniowe systemy hydrofitowe.

Wykazano, że w złożu I typu VF wskaźnik usuwania masy (MRR) dla azotu ogólnego wynosił średnio $1,40 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, a w złożu II typu HF był znacznie mniejszy i wynosi $0,35 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$. Natomiast dla całej analizowanej oczyszczalni MRR dla azotu ogólnego wynosił $0,82 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ [Myka-Raduj i in. 2024a]. Inne wskaźniki MRR dla azotu ogólnego odnotowali Micek i in. [2020b] w 2 hydrofitowych oczyszczalniach ścieków typu VF-HF na terenie RPN. W obiektach tych dla złóż typu VF MRR dla azotu ogólnego wynosił $1,39$ i $0,68 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, a dla złóż typu HF MRR dla azotu ogólnego wynosił $0,55$ i $1,03 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$. Natomiast dla 2 całych hybrydowych systemów hydrofitowych typu VF-HF funkcjonujących na terenie RPN MRR dla azotu ogólnego wynosił $0,87$ i $0,88 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$. Wartości te są podobne do tej uzyskanej w analizowanym obiekcie w przypadku MRR dla azotu ogólnego.

Efekty usuwania fosforu ogólnego. Wykazano, że 2-komorowy osadnik wstępny analizowanej oczyszczalni zapewniał niewielką skuteczność usuwania fosforu ogólnego, która wynosiła 2,53% (rys. 19E). Inne wyniki uzyskała Micek i in. [2020a] podczas 3-letnich badań 3-komorowych osadników wstępnych funkcjonujących w oczyszczalniach przydomowych na terenie RPN. Autorzy Ci odnotowali wzrost stężenia fosforu ogólnego w odpływie z osadników wstępnych na poziomie 26-37%. Zjawisko to prawdopodobnie może być spowodowane uwalnianiem fosforu z osadów ściekowych podczas procesu oczyszczania zachodzącego w osadniku wstępnym. Micek i in. [2020a] wykazali jednocześnie, że skuteczność usuwania fosforu ogólnego w 4-komorowych osadnikach wstępnych jest również niewielka.

Złoże I typu VF w największym stopniu redukowało zawartość fosforu ogólnego – średnio w 52,61%. Natomiast w złożu II typu HF średnie efekty eliminacji fosforu ogólnego wynosiły 39,40% (rys. 19E). Średnia efektywność usuwania fosforu ogólnego w całej oczyszczalni już w okresie rozruchu wynosiła 73,63% (rys. 20). Z badań przeprowadzonych przez Józwiakowskiego i in. [2019] w 10 hybrydowych systemach hydrofitowych funkcjonujących w południowo-wschodniej Polsce wynika, że średnia efektywność usuwania fosforu ogólnego w tego typu systemach wynosi 89%, zatem jest znacznie większa od tej jaką uzyskano w badanym obiekcie w okresie rozruchu. Józwiakowski i in. [2019] stwierdzili, że mniejsze efekty usuwania fosforu ogólnego (65%) zapewniają jednostopniowe systemy hydrofitowe.

Wykazano, że w złożu I typu VF wskaźnik usuwania masy (MRR) dla fosforu ogólnego wynosił średnio $0,24 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, a w złożu II typu HF był znacznie mniejszy i wynosi $0,07 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$. Natomiast dla całej analizowanej oczyszczalni MRR dla fosforu ogólnego wynosił $0,14 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ [Myka-Raduj i in. 2024a]. Inne wskaźniki MRR dla fosforu ogólnego odnotowali Micek i in. [2020b] w 2 hydrofitowych oczyszczalniach ścieków typu VF-HF na terenie RPN. W obiektach tych dla złóż typu VF MRR dla TP wynosił $0,32$ i $0,22 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, a dla złóż typu HF MRR dla fosforu ogólnego wynosił $0,13$ i $0,17 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$. Natomiast dla

2 całych hybrydowych systemów hydrofitowych typu VF-HF funkcjonujących na terenie RPN MRR dla fosforu ogólnego wynosił 0,21 i 0,19 g·m⁻²·d⁻¹. Wartości te są wyższe od tej uzyskanej w analizowanym obiekcie w przypadku MRR dla fosforu ogólnego.

Efekty usuwania bakterii E.coli. Wykazano, że 2-komorowy osadnik wstępny analizowanej oczyszczalni zapewniał niewielką skuteczność usuwania bakterii E.coli, która wynosiła 8,47% (rys. 19F). Na podstawie wykonanych badań odnotowano, że złożo I typu VF w największym stopniu redukowało liczebność bakterii E.coli – średnio w 92,61%. Natomiast w złożu II typu HF średnie efekty eliminacji bakterii E.coli wynosiły 85,05% (rys. 19F). Średnia efektywność usuwania bakterii E.coli w całej oczyszczalni w okresie rozruchu wynosiła 99,93% (rys. 20).

Efekty usuwania enterokoków kałowych. Wykazano, że 2-komorowy osadnik wstępny analizowanej oczyszczalni nie zapewniał skutecznego usuwania bakterii enterokoków kałowych, gdyż ich liczebność w ściekach odprowadzanych z osadnika wzrastała o 71,6% (rys. 19G). Złożo I typu VF w największym stopniu redukowało liczebność enterokoków kałowych – średnio w 97,1%. Natomiast w złożu II typu HF średnie efekty eliminacji enterokoków kałowych wynosiły 60,5% (rys. 19G). Średnia efektywność usuwania enterokoków kałowych w całej oczyszczalni w okresie rozruchu wynosiła 98,58% (rys. 20).

Jak podają Rajan i in. (2020) w zależności od dostępności i wymagań konstrukcyjnych hybrydowych oczyszczalni ścieków stosowane w nich podłoża charakteryzują się różnymi parametrami fizyczno-chemicznymi. Determinuje to wzajemne oddziaływania pomiędzy roślinami a mikroorganizmami, a także ich udział w oczyszczaniu ścieków. Autorzy Ci podają, że do czynników mających wpływ na skład społeczności mikroorganizmów w hydrofitowych oczyszczalniach ścieków należą temperatura, wilgotność, pH, obecność makrofitów, typ złoża, natlenienie, zawartość substancji organicznej, węgla organicznego oraz N-NH₄ i N-NO₃. Hernandez-Crespo i in. (2022) do czynników mających wpływ na efekty usuwania zanieczyszczeń ponadto zaliczają: współczynnik obciążenia hydraulicznego, czas retencji ścieków w złożu, dezynfekcja słoneczna, sedymentację, filtrację, adsorpcję bakterii na organicznych i nieorganicznych cząstkach i korzeniach makrofitów, obecność zooplanktonu i organizmów drapieżnych, głębokość złoża, a także rozmiar ziaren podłoża filtracyjnego.

Jak podaje Anastasi i in. (2012) ścieki oczyszczane metodą osadu czynnego lub przy zastosowaniu innych metod biologicznych często nadal zawierają bakterie kałowe, jak i patogeny. Wśród bakterii E.coli mogą być szczepy uropatogeniczne, które mogą przeżyć po różnych etapach oczyszczania ścieków. W niniejszych badaniach obecność bakterii E.coli i enterokoków po oczyszczaniu na drugim złożu typu HF mogła być związana z obecnością odpornych na czynniki fizykochemiczne szczepów bakterii. W szczególności enterokoki są bardziej odporne na trudne warunki środowiskowe (Russo i in. 2020, Vymazal 2005).

Na efekty usuwania zanieczyszczeń ze ścieków ma wpływ także złożoność systemu oczyszczania ścieków. Nan i in. (2020) podkreśla, że spośród 39 przeanalizowanych różnych

rozwiązań oczyszczalni ścieków, usuwanie zanieczyszczeń fizycznych, chemicznych i mikrobiologicznych jest skuteczne przy zastosowaniu hybrydowych systemów oczyszczania. Podobne spostrzeżenia przedstawili Józwiakowski i in. (2019). Nan i in. (2020) podają, że od 94 do 99,99% bakterii *E. coli* jest usuwane w trakcie oczyszczania ścieków w jedno-stopniowych i hybrydowych hydrofitowych oczyszczalniach ścieków, przy czym systemy hybrydowe są po tym kątem najbardziej skuteczne.

Liczba bakterii w ściekach podlega znaczącym wahaniom w czasie i zależy od ich populacji w danym środowisku (George i in. 2002). Potwierdzają to wyniki badań uzyskane w niniejszej pracy, w których wykazano mniejszą liczebność bakterii *E. coli* w okresie od maja do września, a większą liczebność w okresie od października do grudnia 2022 i 2023 roku. Można to tłumaczyć tym, że okres zimowy jest czasem dłuższej obecności domowników na terenie gospodarstwa w przeciwieństwie do okresu letniego. Ponadto jak podaje Karathanasis i in. (2003) mniej skuteczne usuwanie bakterii ze ścieków w hydrofitowych oczyszczalniach ścieków w zimie, z powodu długotrwałych niskich temperatur, może wynikać z niższej aktywności metabolicznej i aktywności organizmów drapieżnych. Ponadto ograniczony wzrost lub brak makrofitów, a tym samym zmniejszenie biomasy korzeni w okresie zimowym powoduje ograniczenie adsorpcji mikroorganizmów, a przez to zdolności filtracji (Karathanasis i in. 2003). Skutkować to może przedostawaniem się bakterii przez poszczególne złoża. Vymazal (2005) podkreśla także udział wydzielin korzeniowych makrofitów w skutecznej eliminacji bakterii. Karathanasis i in. (2003) wykazali, że w podpowierzchniowych hydrofitowych oczyszczalniach ścieków, na skuteczność usuwania bakterii kałowych wpływa obecność roślin i pora roku. Bardziej skuteczne usuwanie bakterii kałowych autorzy Ci zanotowali w okresie od maja do września w systemach z roślinami, podczas gdy w systemach nieobsadzonych roślinami eliminacja tych bakterii była wydajniejsza zimą i wczesną wiosną. Ponadto wysoka koncentracja tlenu wydzielanego przez korzenie makrofitów sprzyja powstawaniu rodników tlenowych, co skutkuje uszkodzeniem komórek bakterii w wysokim pH i ich usuwaniem podczas pracy oczyszczalni (Hernandez-Crespo i in. 2022).

7.3. Skuteczność instalacji do oczyszczania ścieków odpływających z hybrydowej hydrofitowej oczyszczalni i możliwość ich ponownego wykorzystania w gospodarstwie domowym

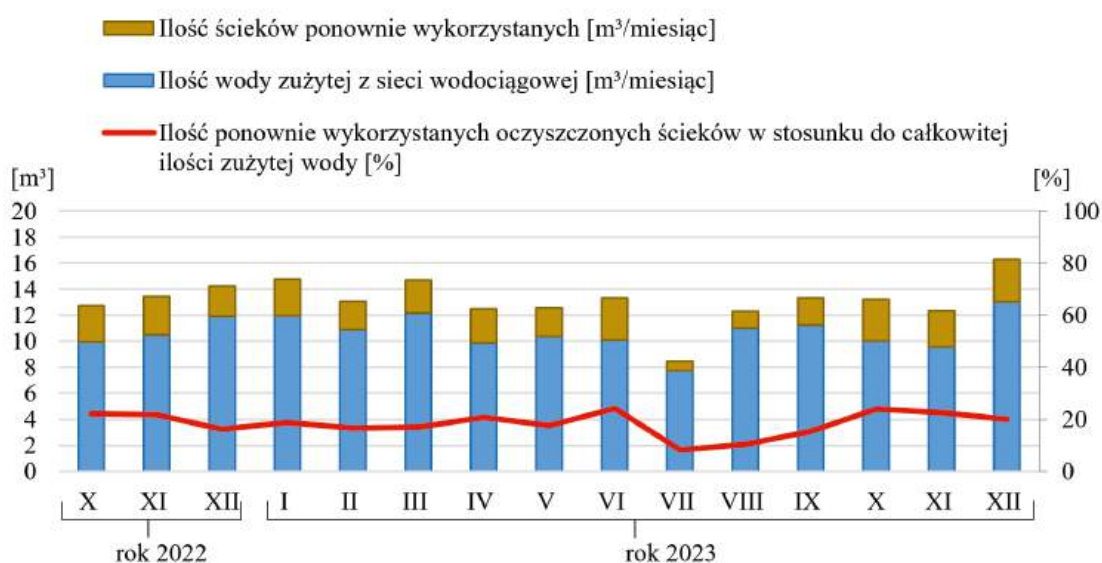
Celem publikacji nr 3 [Myka-Raduj i in. 2024b] było przedstawienie skuteczności funkcjonowania nowatorskiej instalacji do doczyszczania ścieków odpływających z hybrydowego systemu hydrofitowego oraz możliwości powtórnego wykorzystania ścieków w gospodarstwie domowym.

7.3.1. Ilość powtórnie wykorzystanych ścieków

Określono, że miesięczne zużycie wody z wodociągu w analizowanym gospodarstwie

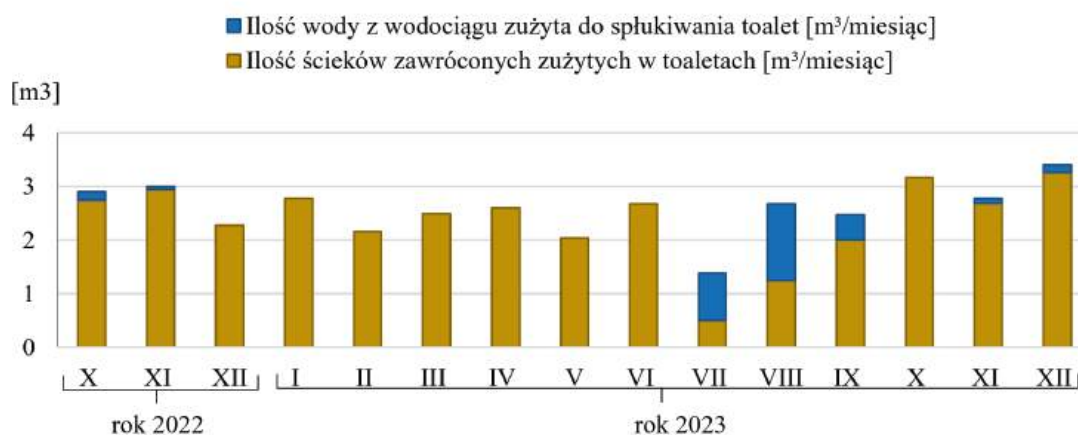
w okresie 15 miesięcy badań (w latach 2022-2023) wahało się od 9,56 do 13,015 m³/miesiąc. Jedynym wyjątkiem był lipiec, miesiąc urlopowy, kiedy zużycie wyniosło jedynie 7,753 m³/miesiąc (rys. 21). Średnie zużycie wody w ciągu doby przez mieszkańców wyniosło 0,351 m³·d⁻¹, co po przeliczeniu na jedną osobę wyniosło 88 dm³·M⁻¹·d⁻¹. W rzeczywistości zużycie wody przez mieszkańców było większe, dzięki zwracaniu oczyszczonych ścieków. Średnie dobowe zużycie wody przez mieszkańców wyniosło 0,431 m³·d⁻¹, a przez jedną osobę 108 dm³·M⁻¹·d⁻¹ [Myka-Raduj i in. 2024b]. Z literatury wiadomo, że zużycie wody w poszczególnych domach może się znacznie różnić w zależności od kraju i rodzaju obiektów [Pawełek i in. 2015, Bergel i in. 2017 and Crouch i in. 2017].

Miesięczne zużycie ścieków zwracanych na splukiwanie toalet wahało się od 0,503 m³/miesiąc (w lipcu 2023 r.) do 3,252 m³/miesiąc (w grudniu 2023 r.) (rys. 21). Średni udział wody zużywanej w toaletach w ogólnym jej zużyciu wyniósł 19,67%, a udział ścieków zwróconych z oczyszczalni do splukiwania toalet wynosi 18,0% [Myka-Raduj i in. 2024b]. Bardzo dobrym zobrazowaniem oszczędności w zużyciu wody, dzięki powtórnemu wykorzystaniu ścieków, są rysunki 21 i 22, gdzie przedstawiono zróżnicowanie ilości zużywanej wody i ścieków zwracanych w różnych miesiącach roku.



Rysunek 21. Zmiany ilości zużywanej wody wodociągowej i ścieków zwracanych do powtórnego wykorzystania w różnych miesiącach roku [Myka-Raduj i in. 2024b]

Na rysunku 22 kolorem brązowym zaznaczono ilość ścieków powtórnie wykorzystanych do spłukiwania toalet, a kolorem niebieskim ilość wody pobranej z sieci wodociągowej do spłukiwania toalet.



Rysunek 22. Zmiany ilości zawracanych ścieków i wody wodociągowej używanej do spłukiwania toalety w różnych miesiącach roku [Myka-Raduj i in. 2024b]

Jak widać w miesiącach zimowych i wiosennych do spłukiwania toalet wykorzystywano głównie ścieki zawrócone. Tylko w miesiącach letnich, kiedy obserwowano małą ilość ścieków odpływających z oczyszczalni, konieczne było korzystanie z wody wodociągowej do spłukiwania toalet. Łącznie w badanym okresie do spłukiwania toalet zużyto 38,775 m³ ścieków zawróconych i wody wodociągowej razem (ścieki zawrócone – 35,535 m³, woda z wodociągu – 3,24 m³). Reasumując ścieki zawrócone pokryły 91,64 % zapotrzebowania na wodę wykorzystywaną w toaletach w badanym gospodarstwie.

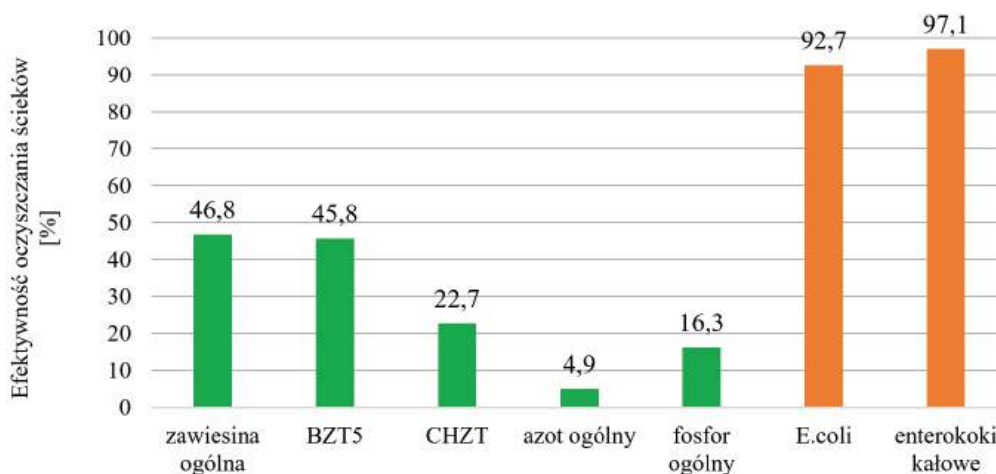
7.3.2. Skład oczyszczanych ścieków i efekty usuwania zanieczyszczeń w badanej instalacji

Z badań wynika, że pH ścieków oczyszczonych odprowadzanych z hybridowej hydrofitowej oczyszczalni ścieków miało charakter słabo zasadowy i wahało się od 7,04 do 7,67. Było podobne do tego jakie notowane było w ściekach odprowadzanych z innych hybridowych hydrofitowych oczyszczalni ścieków [Józwiakowski 2012; Micek i in. 2020a]. Natomiast pH w ściekach oczyszczonych po uzdatnieniu różniło się nieznacznie i wahało od 7,24 – 7,65 [Myka-Raduj i in. 2024b].

Stężenie tlenu rozpuszczonego w ściekach odprowadzanych z analizowanej hydrofitowej oczyszczalni ścieków wahało się od 0,94 – 4,39 mg·dm⁻³, a średnio wynosiło 2,88 mg·dm⁻³ [Myka-Raduj i in. 2024b]. Podobne stężenie tlenu rozpuszczonego (2,78 – 3,87 mg·dm⁻³) w ściekach odprowadzanych z 2 hybridowych hydrofitowych oczyszczalni ścieków z pionowym i poziomym przepływem stwierdził Józwiakowski [2012]. Natomiast znacznie wyższe zawartości tlenu rozpuszczonego (4,90-7,24 mg·dm⁻³) w ściekach odprowadzanych z 2 hybridowych hydrofitowych oczyszczalni ścieków w RPN w 3-letnim

okresie badań odnotowali Micek i in. [2020b]. W ściekach po uzdatnieniu w analizowanej instalacji odnotowano wzrost stężenia tlenu rozpuszczonego, które w okresie badań wahało się od 2,36-5,01 mg·dm⁻³, a średnio wynosiło 3,96 mg·dm⁻³ [Myka-Raduj i in. 2024b]. Wzrost stężenia tlenu rozpuszczonego w ściekach po systemie uzdatniania prawdopodobnie wynikał z jego rozpuszczania się w hydroforze na wskutek kontaktu wody z powietrzem w warunkach podwyższonego ciśnienia.

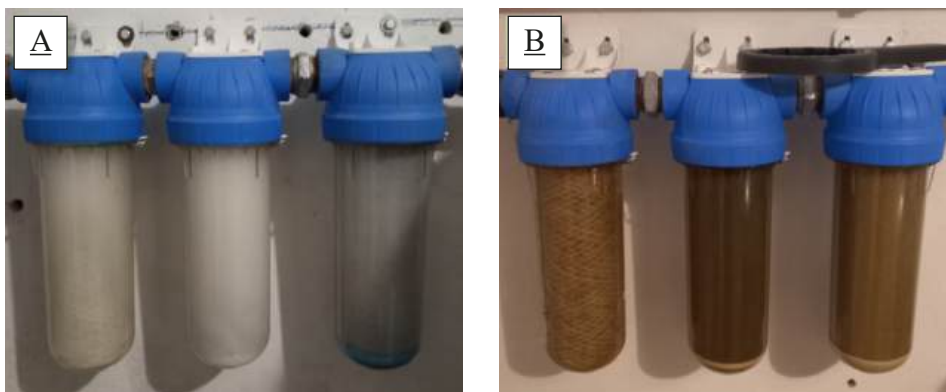
Na rysunku 23 przedstawiono efektywność redukcji wybranych wskaźników zanieczyszczeń ze ścieków w badanej instalacji doczyszczającej.



Rysunek 23. Efektywność redukcji wybranych wskaźników zanieczyszczeń ze ścieków w badanej instalacji doczyszczającej [Myka-Raduj i in. 2024b].

Objaśnienia: BZT₅ – biochemiczne zapotrzebowanie tlenu, ChZT – chemiczne zapotrzebowanie tlenu, E.coli (*Escherichia coli*), enterokoki kałowe (*Enterococcus faecalis*).

W ściekach po uzdatnieniu w analizowanej instalacji odnotowano spadek zawartości zawiesin ogólnych, które w okresie badań wahało się od 1,6-26,7 mg·dm⁻³, a średnio wynosiło 5,9 mg·dm⁻³. Najwyższe zawartości zawiesiny ogólnej notowano w miesiącach letnich (czerwiec – lipiec) [Myka-Raduj i in. 2024b]. Badany układ uzdatniania oczyszczonych ścieków zapewniał średnią eliminację zawiesin ogólnych na poziomie 46,8% (rys. 23). Wynikało to ze skutecznego działania szeregowego systemu filtracji. Na rysunku 24 przedstawiono układ 3 szeregowo pracujących filtrów bezpośrednio po założeniu (A) i pod koniec okresu użytkowania (B).



Rysunek 24. Szeregowy system filtracji składający się z 3 filtrów narurowych (filtry od lewej do prawej: sznurkowy, piankowy, węglowy) [Myka-Raduj i in. 2024b].

Objaśnienia: A – filtry czyste bezpośrednio po założeniu, B – filtry zanieczyszczone, do wymiany

W badanym ciągu technologicznym wkłady filtracyjne wymagały wymiany przynajmniej 1 raz w miesiącu. Wynikało to z wyraźnie ciemniejszego wkładu i obserwowanego na manometrze przy pompie wzrostu oporów hydraulicznych, co w konsekwencji wpływało na spadek natężenia przepływu ścieków oczyszczonych tłoczonych do hydroforu. Czas koniecznej wymiany wkładów był wyraźnie krótszy od rekomendowanego przez producenta, co wynika z faktu, że formalnie wkłady są przeznaczone do stosowania w instalacjach wodociągowych (czysta woda) jako zabezpieczenie przed incydentalnymi osadami, kawałkami rdzy itp. odrywającymi się od wewnętrznej powierzchni rur. W niniejszym przypadku w ściekach oczyszczonych znajdowała się niewielka ilość zawiesiny pochodzącej z opadów atmosferycznych i wymywania z wypełnienia złoża hydrofitowego, która zatrzymywała się na wkładzie filtracyjnym.

Badany układ filtracyjny pozwalał na doczyszczanie średnio 2,455 m³ ścieków miesięcznie, które były ponownie wykorzystywane do spłukiwania toalety.

W ściekach po uzdatnianiu w analizowanej instalacji odnotowano spadek wartości BZT₅, które w okresie badań wahały się od 0,12-8,82 mg·dm⁻³, a średnio wynosiło 3,74 mg·dm⁻³ [Myka-Raduj i in. 2024b]. Badany układ oczyszczania zapewniał średnią redukcję BZT₅ na poziomie 45,8% (rys. 23).

W ściekach po uzdatnianiu odnotowano nieznaczny spadek wartości ChZT, które w okresie badań wahały się od 15-55,4 mg·dm⁻³, a średnio wynosiło 31,2 mg·dm⁻³ [Myka-Raduj i in. 2024b]. Badany układ oczyszczania zapewniał niewielką średnią redukcję ChZT, która wynosiła 22,7% (rys. 23).

Stosunkowo niewielkie efekty oczyszczania w ściekach uzdatnionych uzyskano dla azotu ogólnego – 4,9% i fosforu ogólnego – 16,3% (rys. 23). Jest to zrozumiałe, gdyż azot usuwany jest jedynie na drodze biologicznej i najczęściej poprzez nityfikację i denityfikację lub jest wbudowywany w komórki bakteryjne różnego rodzaju mikroorganizmów. W przypadku badanego układu doczyszczanie ścieków zachodzi w procesach

fizycznych (filtracja), dlatego zarówno azot, jak i fosfor zatrzymywany jest razem jedynie z cząstkami zawieszin jako ich składnik.

Eliminacja mikroorganizmów w badanej instalacji zachodziła przede wszystkim za sprawą lampy UV. Na wzrost bakterii *E. coli* w środowisku wpływa m.in. temperatura, pH, zasolenie oraz intensywność światła słonecznego [Blaustein i in. 2013, Chen i in. 2016]. Jak podaje Duque-Sarango i in. [2023] bakteriobójcze działanie światła UV jest związane z bezpośrednim fotochemicznym rozkładem kwasów nukleinowych. Wiadomo jednak, że niektóre mikroorganizmy są w stanie naprawić szkody wywołane promieniowaniem UV, wykorzystując w tym celu fotolizę lub mechanizm niezależny od dostępu światła [Duque-Sarango i in. 2023]. Bakterie w środowisku naturalnym mogą wykształcić specyficzną odporność na procesy dezynfekcji z zastosowaniem UV (Duque-Sarango i in. 2023, Maghsoodi i in. 2022).

Na podstawie wykonanych analiz mikrobiologicznych odnotowano zróżnicowaną liczbę bakterii *E.coli* oraz enterokoków kałowych w ściekach przed i po zastosowaniu systemu filtracji i naświetlania lampą UV. Po zastosowaniu systemu uzdatniania liczebność tych bakterii znacznie spadała lub w ogóle nie wykrywano ich obecności. Podczas badań w miesiącach: X-XII.2022 oraz III.2023 i VI.2023 w ściekach po zastosowaniu systemu uzdatniania stwierdzono obecność bakterii *E.coli*, przy czym ich liczebność była od 75,23 do 100% niższa, niż przed jego zastosowaniem. W przypadku enterokoków, ich obecność w ściekach po zastosowaniu systemu uzdatniania stwierdzono w terminach X-XII.2022 oraz II.2023. Podobnie, jak w przypadku bakterii *E.coli* ich liczebność także spadała o 85,88 – 100%. Jedynie w próbie ścieków z X.2023 liczebność enterokoków była taka sama przed i po zastosowaniu systemu uzdatniania. Takie wyniki w październiku 2023 roku były spowodowane awarią lampy UV [Myka-Raduj i in. 2024b].

Średnia liczebność enterokoków kałowych w odpływie z badanej instalacji wynosiła 50 jtk/100ml (jtk - Jednostka tworząca kolonię), zatem była znacznie niższa od 200 jtk/100ml, czyli wartości wymaganej dla tych bakterii w ściekach używanych powtórnie do spłukiwania toalet [Levi Strauss & Company 2016]. Określono, że zastosowanie badanego systemu uzdatniania zapewniało wysoką redukcję bakterii *E.coli* oraz enterokoków, która wynosiła średnio odpowiednio: 92,7% oraz 97,1% (rys. 23).

Rozkład normalny sprawdzony testem Shapiro-Wilka, wykazano w przypadku ścieków przed uzdatnianiem dla parametrów takich, jak: temperatura, pH, azot ogólny i fosfor ogólny, natomiast w ściekach po uzdatnieniu dla: temperatury, stężenia tlenu, ChZT, azot ogólny i fosfor ogólny. Pozostałe parametry w obu rodzajach ścieków: zawiesiny, BZT₅, *Escherichia coli* i enterokoki oraz wartości pH w ściekach po uzdatnieniu nie wykazały rozkładu normalnego.

Ocena pracy systemu uzdatniania oczyszczonych ścieków dokonana przy pomocy testu WilcoXona polegała na porównaniu par wyników przed i po uzdatnianiu. Hipotezą zerową było założenie, że – średnie wartości wskaźników przed i po systemie uzdatniania są

równe – tj. można to interpretować tak, jakby system uzdatniania wody nie był skuteczny. Wyniki testu podano w postaci statystyki testowej „z” i wartości „p”. Uzyskane wartości okazały się niższe od poziomu istotności przyjętego jako 0,05 dla stężenia tlenu, całkowitej zawiesiny, BZT₅, ChZT i bakterii E. coli. Poziom 0,05 został nieznacznie przekroczony dla fosforu ogólnego i enterokoków. Podsumowując, można stwierdzić, że różnice wskaźników przed systemem uzdatniania i po systemie uzdatniania są istotne statystycznie, co oznacza, że badany system oczyszczania jest skuteczny i może być stosowany w podobnych przypadkach [Myka-Raduj i in. 2024b].

8. Wnioski

Badania funkcjonowania hybrydowej hydrofitowej oczyszczalni ścieków z zamkniętym obiegiem wody pozwoliły na sformułowanie wniosków ogólnych, które rozwiązały założony problem naukowy:

1. Typowe współczynniki nierównomierności zalecane do obliczania zużycia wody w całych miejscowościach znacznie się różnią od uzyskanych w analizowanym pojedynczym gospodarstwie domowym.
2. Z przeprowadzonych badań i obserwacji wynika, że wdrożona oczyszczalnia ścieków z zamkniętym obiegiem wody zapewnia wysoką efektywność usuwania zanieczyszczeń. Stężenia zanieczyszczeń w ściekach odprowadzanych z wdrożonej oczyszczalni, już w okresie rozruchu obiektu, odpowiadały wymaganiom zawartym w aktualnie obowiązującym w Polsce akcie prawnym.
3. Instalacja doczyszczająca ścieki oczyszczone, składająca się z szeregowego układu 3 filtrów i lampy UV zapewniała bardzo wysoką efektywność redukcji parametrów mikrobiologicznych, czyli bakterii *Escherichia coli* oraz enterokoków kałowych w ściekach oczyszczonych przeznaczonych do powtórnego wykorzystania na wybrane cele bytowe.
4. Ilość wody zużywanej do spłukiwania toalet stanowi średnio około 20% ogólnej ilości zużywanej wody i można do tego celu wykorzystać ścieki oczyszczone odpływające z hybrydowej hydrofitowej oczyszczalni ścieków.
5. Z badań wynika, że hybrydowe systemy hydrofitowe typu VF-HF z zamkniętym obiegiem wody mogą być rekomendowane do stosowania na obszarach chronionych lub w innych miejscach, gdzie istnieją takie potrzeby.

Dodatkowo badania funkcjonowania hybrydowej hydrofitowej oczyszczalni ścieków z zamkniętym obiegiem wody, pozwoliły na sformułowanie wniosków szczegółowych, które mogą być przydatne przy realizacji podobnych obiektów na terenie Poleskiego Parku Narodowego oraz w innych lokalizacjach:

1. Średnie zużycie wody w gospodarstwie domowym jest zgodne z wynikami podawanymi w literaturze dla odbiorców wody w Polsce, ale znacznie mniejsze niż w krajach Europy Zachodniej.
2. Zauważono istotne różnice w stosunku do powszechnie przyjmowanych pików zużycia wody w ciągu doby. W analizowanym gospodarstwie domowym praktycznie nie występował poranny szczyt zużycia wody, natomiast obserwowano duże zużycie wody wieczorem. Jest to związane z naturalnym cyklem funkcjonowania rodziny (szkoła, praca), co nie pokrywa się z funkcjonowaniem całych miejscowości, gdzie zanik zużycia wody w domach w pierwszej części dnia przekłada się na zużycie wody w szkołach zakładach pracy i innych miejscach przebywania ludzi.

3. Ilość ścieków odpływających z oczyszczalni była mniejsza niż ścieków dopływających łącznie z opadami atmosferycznymi. Świadczy to o tym, że istotnym czynnikiem, który musi być brany pod uwagę jest ewapotranspiracja, czyli odprowadzanie pary wodnej do atmosfery wskutek parowania z roślin i powierzchni złóż, co przyczynia się do zmniejszenia ilości ścieków odprowadzanych do środowiska. Oczywiście zjawisko to występuje przede wszystkim w okresach letnich upałów.
4. Badania wykazały, że osadnik wstępny 2-komorowy, zastosowany w analizowanej oczyszczalni zapewniał mniejsze efekty usuwania zanieczyszczeń, niż osadniki 3 lub 4 komorowe stosowane wcześniej w podobnych obiektach tego typu. W związku z tym w kolejnych hybrydowych hydrofitowych oczyszczalniach ścieków, planowanych do realizacji, rekomendowane jest zastosowanie 3-komorowego osadnika wstępnego.
5. Wykazano, że średnia skuteczność redukcji zanieczyszczeń w okresie rozruchu oczyszczalni dla zawiesiny całkowitej, BZT₅ i ChZT wynosiła ponad 90% i była zbliżona do tej, jaką uzyskiwano w podobnych obiektach podczas wieloletniej eksploatacji.
6. W badanym obiekcie zaobserwowano mniejszą efektywność usuwania azotu ogólnego i fosforu ogólnego, która wynosiła odpowiednio 60 i 74% i była mniejsza niż w innych obiektach tego typu, które badano w dłuższym okresie czasu.
7. Stwierdzono natomiast bardzo dobrą efektywność redukcji liczebności bakterii *Escherichia coli* i enterokoków kałowych, która wyniosła ponad 98%.
8. Zainstalowany układ filtracyjny składający się z szeregowego układu 3 filtrów i lampy UV pozwalał na skuteczne doczyszczanie ścieków, przy wymianie wkładów filtracyjnych przynajmniej 1 raz w miesiącu.
9. Instalacja doczyszczająca ścieki oczyszczone, zapewniała bardzo wysoką efektywność redukcji parametrów mikrobiologicznych, ale zdecydowanie niższą redukcji parametrów fizycznych i chemicznych.
10. Konieczne są dalsze badania systemów uzdatniania ścieków oczyszczonych w celu ich powtórnego wykorzystania, które pozwolą na uzyskanie jeszcze lepszych parametrów ścieków uzdatnionych.

9. Bibliografia

1. Almeida, A.P.; Sousa, V.; Silva, C.M. Methodology for estimating energy and water consumption patterns in university buildings: Case study, Federal University of Roraima (UFRR). *Heliyon* 2021, 7, e08642.
2. American Public Health Association (APHA) 1992. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 18th Edition, American Water Works Association (AWWA) and Water Pollution Control Federation (WPCF), Washington DC
3. American Public Health Association (APHA) 2005. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21st Edition, American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC
4. Anastasi E. M., Matthews B., Stratton H. M., Katoulia M. 2012. Pathogenic *Escherichia coli* found in sewage treatment plants and environmental waters. *Applied and Environmental Microbiology*, 78, 16, p. 5536–5541. <http://dx.doi.org/10.1128/AEM.00657-12>
5. Angelakis A.N., Bontoux L., Lazarova V. 2003. Challenges and perspectives for water recycling and reuse in EU countries. *Water Supply* 3, 59–68.
6. Bergel T., Szeląg B., Woyciechowska O. 2017. Influence of a season on hourly and daily variations in water demand patterns in a rural water supply line – case study. *Journal of Water and Land Development* 34, 59–64.
7. Bixio D., Thoeve C., Wintgens T., Ravazzini A., Miska V., Muston M., Chikurel H., Aharoni, A., Joksimovic, D., Melin T. 2008. Water reclamation and reuse: Implementation and management issues. *Desalination* 218, 13–23.
8. Blaustein, R.A., Pachepsky, Y., Hill, R.L., Shelton, D.R., Whelan, G. 2013. *Escherichia coli* survival in waters: Temperature dependence. 2013, *Water Research*, 47 (1), 569-578. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.10.027>.
9. Bugajski, P.M.; Kurek, K.; Młyński, D.; Operacz, A. Designed and real hydraulic load of household wastewater treatment plants. *J. Water Land Dev.* 2019, 40, 155–160. Available online: <https://www.jwld.pl/files/Bugajski-et-al.pdf>
10. Calisto F. M., Vermeulen W., Salomone R. 2020. Analysing European Union circular economy policies: words versus actions. *Sustainable Production and Consumption* 27, 337-353.
11. Chen, P.-Y., Chu, X.-N., Liu, L., Hu, J.-Y., 2016. Effects of salinity and temperature on inactivation and repair potential of *Enterococcus faecalis* following medium- and low-pressure ultraviolet irradiation. *Journal of Applied Microbiology*. 120 (3), 816-825. <https://doi.org/10.1111/jam.13026>.
12. Crouch M.L., Jacobs H.E., Speight V.L. 2017. Defining domestic water consumption based on personal water use activities. *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua* 70 (7), 1002–1011.
13. Crouch, M.L.; Jacobs, H.E.; Speight, V.L. Defining domestic water consumption based on personal water use activities. *AQUAWater Infrastruct. Ecosyst. Soc.* 2021, 70, 1002–1011.
14. Dong Y., Wiliński P.R., Dzakpasu M., Scholz M. 2011. Impact of Hydraulic Loading Rate and Season on Water Contaminant Reductions Within Integrated Constructed Wetlands. *Wetlands* 31, 499–509. DOI: 10.1007/s13157-011-0176-5
15. Duque-Sarango, P.; Romero-Martínez, L.; Pinos-Vélez, V.; Sánchez-Cordero, E.; Samaniego, E. 2023. Comparative Study of UV Radiation Resistance and Reactivation Characteristics of *E. coli* ATCC 8739 and Native Strains: Implications for Water Disinfection. *Sustainability*, 15, 9559.

- <https://doi.org/10.3390/su15129559>
16. Dyrektywa Wodna 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej
 17. Dyrektywa Rady 91/271/EWG z dnia 21.V.1991 r. dotycząca oczyszczania ścieków komunalnych - Krajowy program oczyszczania ścieków komunalnych (KPOŚK)
 18. Europe 2020. A strategy for smart, sustainable and inclusive growth, Document 52010DC2020, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A52010DC2020>
 19. Eurostat 2023. European Commission. Available online: <https://ec.europa.eu/eurostat/data/database> (dostęp 1 lipca 2023 r.)
 20. Gajewska, M., Obarska-Pempkowiak, H., 2009. 20 Years of experience of hybrid constructed wetlands exploitation in Poland. *Rocz. Ochr. Sr.* 11, 875–888 (in Polish).
 21. George I., Crop P., Servai P. 2002. Faecal removal in wastewater treatment plants studied by plate counts and enzymatic methods. *Water Research*. Vol. 36. Iss. 10 s. 2601–2617. DOI 10.1016/S0043-1354(01)00475-4.
 22. Grabowski, T.; Józwiakowski, K.; Bochniak, A.; Micek, A. Changes in the Amount of Rainwater in the Roztocze National Park (Poland) in 2001–2020 and the Possibility of Using Rainwater in the Context of Ongoing Climate Variability. *Water* 2022, 14, 1334.
 23. Gwoździej-Mazur J., Świętochowski K. 2018: Analysis of the water meter management of the urban-rural water supply system. *E3S Web of Conferences* 44, 00051 <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20184400051> EKO-DOK 2018
 24. Hagenvoort J., Ortega-Reig M., Botella S., García C., de Luis A., Palau-Salvador G. 2019. Reusing Treated Waste-Water from a Circular Economy Perspective—The Case of the Real Acequia de Moncada in Valencia (Spain). *Water* 11, 1830.
 25. Hernández-Crespo C., Fernández-Gonzalvo M. I., Miglio R. M. , Martín M. 2022. Escherichia coli removal in a treatment wetland - pond system: A mathematical modelling experience. *Science of the Total Environment*, 839, 156237. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156237>
 26. Hrnjadović J., Suljić N. 2020: Unevenness of water consumption in settlement on the case of Dobož, *Archives for Technical Sciences*, 22 (1), 35-42
 27. Józwiakowska K., Bugajski, P. 2023. Influence of the Bed Temperature on the Operational Reliability of a Hybrid Constructed Wetland Wastewater Treatment Plant in South-Western Poland – A Case Study. *Sustainability* 15, 11790. <https://doi.org/10.3390/su151511790>
 28. Józwiakowski K. 2012. Studies on the efficiency of sewage treatment in chosen constructed wetland systems. *Infrastruct. Ecol. Rural. Areas* 1, 232 (In Polish).
 29. Józwiakowski K., Marzec M., Kowalczyk-Juśko A., Gizińska-Górna, M., Pytka-Woszczyło A., Malik A., Listosz A., Gajewska M. 2019. 25 years of research and experiences about the application of constructed wetlands in southeastern Poland. *Ecological Engineering*, 127, 440-453. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.12.013>
 30. Józwiakowski K., Steszuk A., Pieńko A., Marzec M., Pytka A., Gizińska M., Sosnowska B., Ozonek J. 2014. Ocena wpływu przydomowych oczyszczalni ścieków z drenażem rozsączającym na jakość wód podziemnych w studniach kopanych i głębinowych. *Inżynieria Ekologiczna* nr 39, 2014, s. 74-84.
 31. Józwiakowski K., Marzec M., Listosz A., Gizińska-Górna M., Micek M., Pytka-Woszczyło A., Pochwatka P., Rybczyńska-Tkaczyk K. 2021. The influence of household wastewater treatment plants with drainage system on the quality of groundwater in the Lublin Province, Poland. *Journal*

- of Ecological Engineering 2021, 22 (3), 18–39.
32. Karathanasis A.D., Potter C.L., Coyne M.S. 2003. Vegetation effects on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological Engineering* 20, 157-169. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(03\)00011-9](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(03)00011-9)
 33. Levi Strauss & Company 2016. *Recycle & Reuse Standard and Guidelines*. <https://www.levistrauss.com/wp-content/uploads/2019/03/Laundry-Recycle-and-Reuse-Manual-LSCo-2016.pdf>
 34. Ludwińska, A.; Paduchowska, J. *Rainwater Harvesting Systems in Sanitary Installation of Buildings*; Rynek Instalacyjny: Warsaw, Poland, 2017.
 35. Maghsoodi, M.; Lowry, G.L.; Smith, I.M.; Snow, S.D. Evaluation of Parameters Governing Dark and Photo-Repair in UVC-Irradiated *Escherichia coli*. *Environ. Sci.* 2022, 8, 407–418.
 36. Malik A., Józwiakowska K., Józwiakowski K., Siwiec T., Myka-Raduj A. 2021. Projekt budowlany – Budowa hybrydowej hydrofitowej oczyszczalni ścieków z zamkniętym obiegiem wody dla osady służbowej Poleskiego Parku Narodowego w miejscowości Kulczyn, gmina Hańsk, Maszynopis, Polski Park Narodowy, str.29.
 37. Micek A., Józwiakowski K., Marzec M., Listosz A., Malik A. 2020a. Efficiency of Pollution Removal in Preliminary Settling Tanks of Household Wastewater Treatment Plants in the Roztocze National Park. *Journal of Ecological Engineering*, 21 (5), 9-18. DOI: <https://doi.org/10.12911/22998993/122118>
 38. Micek A.; Józwiakowski K.; Marzec M.; Listosz A. 2020b. Technological reliability and efficiency of wastewater treatment in two hybrid constructed wetlands in the Roztocze National Park (Poland). *Water* 12, 3435. <https://doi.org/10.3390/w12123435>
 39. Myka-Raduj A., Józwiakowski K., Kolasa Sz., Raduj W., Łukaszuk G. 2021. Koncepcja budowy hybrydowej hydrofitowej oczyszczalni ścieków z zamkniętym obiegiem wody dla osady służbowej Poleskiego Parku Narodowego w Kulczynie, Maszynopis, Urszulin, Polski Park Narodowy, str. 54.
 40. Myka-Raduj A., Józwiakowski K. 2022. Changes in Water Consumption in the Educational-Museum Center of Poleski National Park. *Journal of Ecological Engineering* 23(6), 237–244. <https://doi.org/10.12911/22998993/148136>
 41. Myka-Raduj A., Józwiakowski K., Siwiec T., Raduj W. 2023. Changes of Water Consumption in a Forester’s Lodge in Polesie National Park (Poland) - Case Study. *Water* 2023, 15, 3157. <https://doi.org/10.3390/w15173157>
 42. Myka-Raduj A., Bohacz J., Listosz A., Raduj W., Józwiakowski K. 2024a. Efficiency of operation a hybrid constructed wetland located in the Polesie National Park (Poland) during the start-up period. *Journal of Ecological Engineering* 2024, 25(6), 292–311 <https://doi.org/10.12911/22998993/187962>
 43. Myka-Raduj A., Siwiec T., Rybczyńska-Tkaczyk K., Raduj W., Józwiakowski K. 2024b. Efficiency of the installation to treatment of outflow from the hybrid constructed wetland system and possibility of reuse of treated wastewater in the household. *Advances in Science and Technology Research Journal* 2024, 18(4), 296–311 <https://doi.org/10.12913/22998624/189619>
 44. Nan X., Lavrić S., Toscano A. 2020. Potential of constructed wetland treatment systems for agricultural wastewater reuse under the EU framework. *Journal of Environmental Management*, 275, 111219. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111219>
 45. Narmilan, A.; Puvanitha, N.; Niroash, G.; Vassanthini, R.; Sugirtharan, M. Domestic water consumption pattern and awareness of urban households. *Int. J. Hum. Cap. Urban Manag.* 2021, 6, 225–236.

46. Operacz A., Józwiakowski K., Rodziejewicz J., Janczukowicz W., Bugajski P. 2023. Impact of Climate Conditions on Pollutant Concentrations in the Effluent from a One-Stage Constructed Wetland: A Case Study. *Sustainability* 15, 13173. <https://doi.org/10.3390/su151713173>
47. Pawełek J., Bergel T., Woyciechowska O. 2015. Zmienność zużycia wody w gospodarstwach wiejskich w okresie wielolecia. *Acta Scientiarum Polonorum. Formatio Circumiectus* 14 (4), 85–94.
48. PN-C-04576-14:1973. Woda i ścieki -- Badania zawartości związków azotu -- Obliczanie azotu ogólnego
49. PN-EN 1899-1:2002, 2:2002. Jakość wody. Oznaczanie biochemicznego zapotrzebowania tlenu po n dniach (BZTn). Część 1: Metoda rozcieńczenia i szczepienia z dodatkiem allilotiomocznika
50. PN-EN 872:2007+Apl: 2007. Jakość wody. Oznaczanie zawiesin. Metoda z zastosowaniem filtracji przez sączi z włókna szklanego
51. PN-EN ISO 19458:2007. Jakość wody - Pobieranie próbek do analiz mikrobiologicznych.
52. PN-EN ISO 5667-1:2022-07. Jakość wody -- Pobieranie próbek -- Część 1: Wytyczne dotyczące opracowywania programów i technik pobierania próbek
53. PN-EN ISO 5814:2013-04. Jakość wody -- Oznaczanie tlenu rozpuszczonego -- Metoda z czujnikiem elektrochemicznym
54. PN-EN ISO 6878:2006 pkt 7 +Apl:2010+ AP2:2010. Jakość wody - Oznaczanie fosforu - Metoda spektrometryczna z molibdenianem amonu
55. PN-EN ISO 7899-1:2002P. Jakość wody -- Wykrywanie i oznaczanie ilościowe enterokoków kałowych -- Część 1: Zminiaturyzowana metoda do badania wód powierzchniowych i ścieków (najbardziej prawdopodobna liczba bakterii)
56. PN-EN ISO 9308-3:2002P. Jakość wody -- Wykrywanie i oznaczanie ilościowe *Escherichia coli* i bakterii grupy coli -- Część 3: Zminiaturyzowana metoda wykrywania i oznaczania E -- Coli w wodach powierzchniowych i w ściekach (najbardziej prawdopodobna liczba bakterii)
57. PN-ISO 15705: 2005. Jakość wody. Oznaczanie indeksu chemicznego zapotrzebowania tlenu (SP-ChZT). Metoda zminiaturyzowana z zastosowaniem szczelnych probówek
58. PN-ISO 5667-10:2021-11. Jakość wody - Pobieranie próbek - Część 10: Wytyczne dotyczące pobierania próbek ścieków
59. Rajan R. J., Sudarsan J. S., Nithiyantham S. 2020. Efficiency of constructed wetlands in treating *E. coli* bacteria present in livestock wastewater. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 17, 2153–2162. <https://doi.org/10.1007/s13762-019-02481-6>
60. Rofiat, B.M.; Maryam, Y.O.; Ismail, O.A.; Mutiu, A.O.; Adeyemi, A.O.; Adekeye, A.W. Evaluation of household water use pattern and determinants using multiple regression models. *Int. J. Eng. Res. Technol.* 2021, 14, 410–418.
61. Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 12 lipca 2019 r. w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego oraz warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu do wód lub do ziemi ścieków, a także przy odprowadzaniu wód opadowych lub roztopowych do wód lub do urządzeń wodnych [Dz.U. 2019 poz. 1311].
62. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 14 stycznia 2002 r. w sprawie określenia przeciętnych norm zużycia wody [Dz.U. 2002 Nr 8 poz. 70].
63. Rozporządzeniem Rady Ministrów z dnia 2 marca 1999 roku w sprawie Polskiej Klasyfikacji Statystycznej Dotyczącej Działalności i Urządzeń Związanych z Ochroną Środowiska [Dz. U. 1999 nr 25 poz. 218].
64. Russo N., Pino A., Toscano A., Cirelli G.L., Caggia C., Arioli S., Randazzo C.L. 2019.



- Occurrence, diversity, and persistence of antibiotic resistant enterococci in full-scale constructed wetlands treating urban wastewater in Sicily. *Bioresource Technology*, 274, 468-478. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.12.017>
65. Sapkota A.R. 2019. Water reuse, food production and public health: Adopting transdisciplinary, systems-based approaches to achieve water and food security in a changing climate. *Environ. Res.* 171, 576–580.
 66. Schumann, D.; Kroner, C.; Unsal, B.; Haack, S.; Kondrup, J.B.; Christophersen, N.; Benková, M.; Knotek, S. Measurements of water consumption for the development of new test regimes for domestic water meters. *Flow Meas. Instrum.* 2021, 79, 101963.
 67. Voulvoulis N. 2018. Water reuse from a circular economy perspective and potential risks from an unregulated approach. *Curr. Opin. Environ. Sci. Health.* 2, 32–45.
 68. Vymazal J. 2005. Removal of enteric bacteria in constructed treatment wetlands with emergent macrophytes: A review. *Journal of Environmental Science and Health*, 40, 1355–1367. DOI: 10.1081/ESE-200055851
 69. Vymazal J., 2011. Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. *Environ. Sci. Technol.* 45, 61–69. <https://doi.org/10.1021/es101403q>
 70. WHO; UNICEF. Progress on Household Drinking Water, Sanitation and Hygiene 2000–2020; Five Years into the SDGs; WHO: Geneva, Switzerland, 2021; ISBN 978-92-4-003084-8

10. Kopie opublikowanych prac wchodzących w skład cyklu publikacji

**10.1. „Changes of water consumption in a forester’s lodge in the Polesie National Park (Poland) – case study”(Publikacja nr 1). Myka-Raduj A., Józwiakowski K., Siwiec T., Raduj W. Water 2023, 15, 3157.
<https://doi.org/10.3390/w15173157>**

Article

Changes of Water Consumption in a Forester's Lodge in Polesie National Park (Poland)—Case Study

Anna Myka-Raduj ^{1,2}, Krzysztof Jóźwiakowski ^{2,*} , Tadeusz Siwiec ²  and Waldemar Raduj ¹

¹ Polesie National Park, Lubelska 3a, 22-234 Urszulin, Poland; anna.mykaraduj@poleskipn.pl or anna.mykaraduj@up.lublin.pl (A.M.-R.); waldemar.raduj@poleskipn.pl (W.R.)

² Department of Environmental Engineering and Geodesy, University of Life Sciences in Lublin, Leszczyńskiego 7, 20-069 Lublin, Poland; tadeusz.siwiec@up.lublin.pl

* Correspondence: krzysztof.jozwiakowski@up.lublin.pl

Abstract: The object of the present study was to analyse water consumption in a four-person household (park employee housing) located in the village of Kulczyn in Polesie National Park (PNP) in Poland. The wastewater from the buildings was discharged to a hybrid constructed wetland integrated into a closed-loop water system. As part of the study, seasonal, weekly, and daily changes in water consumption and the amount of water used to flush the toilets were determined over a period of one year. It was shown that the average daily water consumption in the entire house was 437 L/d, or 109 L/p/d (litres/person/day). The average daily water consumption per capita was, therefore, similar to that reported for Poland by the European Commission and much lower than that reported for Western European countries (150–250 L/p/d). The highest water withdrawals were recorded in the spring season (March–May) at 117–122 L/p/d, and the lowest in the holiday month of July—88 L/p/d. The highest water consumption levels during the week were recorded on Saturdays—an average of 136 L/p/d, and the lowest on Wednesdays—an average of 92 L/p/d. During the 24 h of a day, the highest water withdrawals were observed late in the evening (10–11 pm) and periodically in the morning (around 10 am), on weekends, and during the holiday period (July and August). It was shown that the amount of water used to flush toilets represented on average about 20% of the total amount of water consumed. This indicates that approximately 88 L/d of water was used to flush the toilets in the homestead under study.



check for updates

Citation: Myka-Raduj, A.; Jóźwiakowski, K.; Siwiec, T.; Raduj, W. Changes of Water Consumption in a Forester's Lodge in Polesie National Park (Poland)—Case Study. *Water* **2023**, *15*, 3157. <https://doi.org/10.3390/w15173157>

Academic Editor: Pankaj Kumar

Received: 13 July 2023

Revised: 28 August 2023

Accepted: 29 August 2023

Published: 4 September 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/>).

Keywords: water protection; water consumption; closed-circuit water system; constructed wetland; Polesie National Park

1. Introduction

Management of environmental resources, especially water, is a key challenge for sustainable urban and rural development [1]. It is essential to provide the population with sufficient amounts of water to ensure a healthy lifestyle. However, access to clean water is still limited for millions of people around the world [2], especially in the context of ongoing climate change [3]. For this reason, research and implementation projects in this area should be treated as a priority.

Proper operation of a treatment plant hinges upon the amount of influent wastewater and how steady the inflow is [4]. In other words, it directly depends on water consumption levels in households and public utility facilities. In large, collective wastewater treatment plants, wastewater inflow is steadier and more uniform than in domestic facilities [5]. The uneven inflow of wastewater to treatment plants has a considerable impact on their technological efficiency [6].

It has been found that water consumption levels (and, thus, also wastewater discharge levels) in individual households vary across seasons, but are also different on particular

days, weeks, and hours of the day [7]. To date, variations in water consumption levels in households and public utility facilities have been analysed by Pawełek et al. [8], Bergel et al. [7,9], Bugajski et al. [5], and Myka-Raduj et al. [10]. Studies in this subject area have also been conducted in, among others, countries such as RSA [1], Iran [11], China [12], India [13], Kazakhstan [14], and Senegal [15]. A comparison of different European countries has shown that water consumption strongly depends on economic inequalities, the population of cities and villages, or whether a country's economy is based on services [16].

In Poland, wastewater treatment plants are designed assuming that the average per capita water consumption level, pursuant to the Regulation of the Minister of Infrastructure [17], is 150 L/p/d (L/person/day). In actuality, however, the amount of wastewater generated in households is much smaller. A study by Bergel et al. [9] indicates that water consumption per capita is 86 L/p/d, which is 57% of the value recommended for the design of wastewater treatment plants. A similar water consumption level of 92 L/p/d was reported for urban areas in the Republic of South Africa [1]. In Senegal, users of private collective water supply networks consumed 55 L/p/d of water, while individual consumers used 25 L/p/d of (hydrant) water [15]. Bergel et al. [9] point out that the design guidelines for water consumption standards in Poland are overstated and, therefore, require updating. Moreover, those authors propose that the amount of wastewater discharged should be determined on the basis of the amount of water consumed for domestic purposes only. This means that the amount of water used for household needs and the amount of water used for additional purposes should be measured separately, especially at farms in rural areas.

Households use water for various purposes. Rofiat et al. [18] reported that Nigerian households used 33% of water for bathing, 14% for washing clothes, 13% for cooking, 12% for flushing the toilet, 10.48% for washing a car, 9.08% for washing dishes, and 7.99% for drinking. A study by Narmilan and colleagues [19] showed that households in Sri Lanka used 45% of water for bathing, 15% for washing, 11.7% for flushing the toilet, 11.4% for watering plants, 6.3% for washing dishes, 4.1% for drinking, 3% for house cleaning, 2.8% for cooking, and 0.53% for other purposes. To compare, Ludwińska and Paduchowska [20] reported that in Polish households, the largest amount of water was used for washing and bathing—36%, followed by flushing the toilet—30%, washing clothes—15%, washing dishes—10%, cooking—3%, and cleaning and other purposes—6%.

In recent years, the urgent need to protect water resources around the world has given rise to more and more talk of utilising rainwater [3,21–24], reusing wastewater, and using closed-water-circuit systems [25–30]. Therefore, the determination of water consumption levels and the structure of water use for various purposes in households is a very important issue, as it provides information about the possibility of reuse of appropriately treated wastewater for flushing toilets or watering the garden.

The aim of the present study was to analyse water consumption in a four-person household (employee housing) located in Polesie National Park (PNP), from which wastewater was discharged to a hybrid constructed wetland system. As part of the research, seasonal, weekly, and daily fluctuations in water consumption levels and the ratio of flushing water to total water used were determined over the course of one year. The analysis of water consumption in this particular facility is very important due to further innovative research enabling the reuse of treated wastewater in a single-family household. The obtained research results made it possible to indicate what part of the wastewater treated from the hybrid, constructed, wetland wastewater treatment plant with a closed water circuit operating at the household can be reused for flushing toilets, watering plants, or washing the car.

2. Materials and Methods

2.1. Characteristics of the Facility

The employee housing (a forester's lodge) in which the study was conducted is located in a rural area in the village of Kulczyn (51°23'7.01" N, 23°17'48.42" E), Hańsk commune,

Włodawa district, Lublin Province. The site is situated near the Bagno Bubnów fen in the southeast part of PNP, which (the park) was established on 1 May 1990 to protect water-and-peat-bog ecosystems. The park covers an area of almost 10,000 sq. hectares and encompasses the most valuable natural habitats and landscapes of Western Polesie in southeastern Poland (Figure 1).

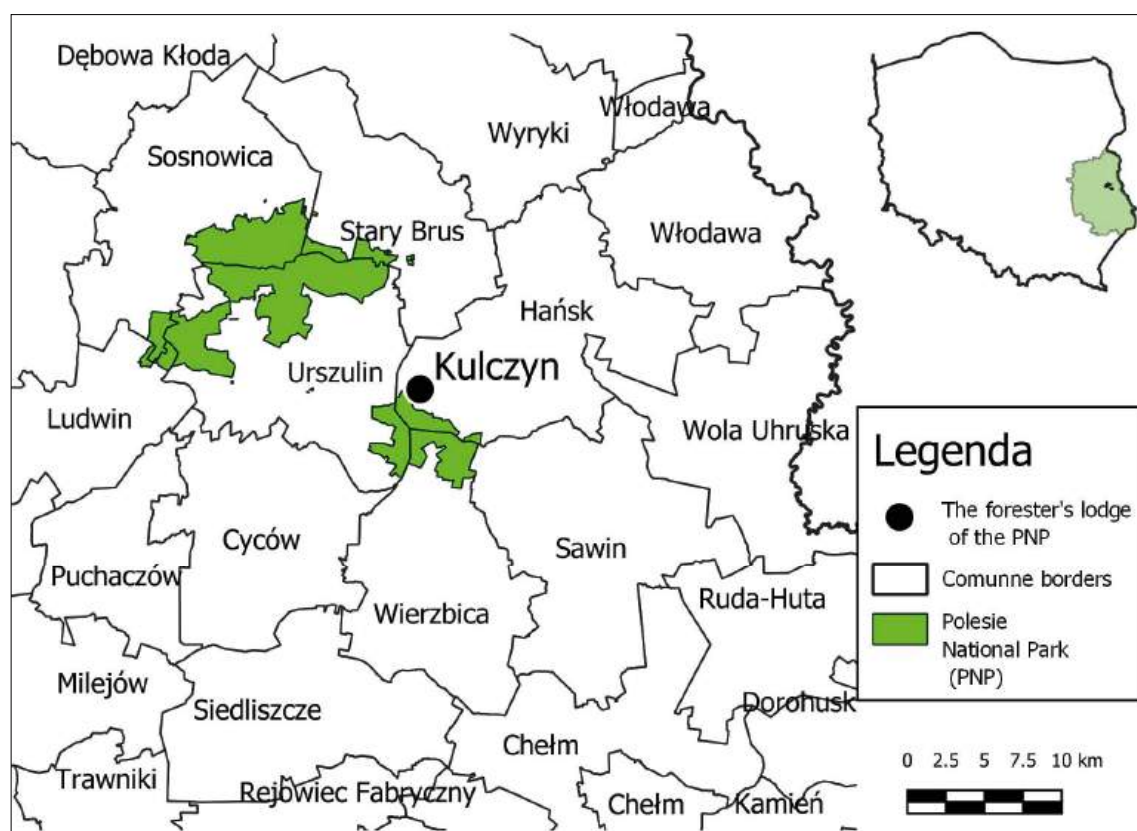


Figure 1. Geographical location of the employee housing unit in Kulczyn, in Polesie National Park, and in Poland (compiled by Waldemar Raduj, PNP).

On the plot where the employee housing unit is located, there is a residential building and an outbuilding (Figure 2).

The two-storey 160 m² residential building is permanently inhabited by a family of four (two adults and two teenagers). The employee housing unit is supplied with mains water from the local communal water supply system. The residential building has never been connected to a sewage network. In the years 2004–2022, wastewater discharged from the residential building had been treated in a domestic wastewater treatment plant with a soakaway drainfield. At the end of September 2022, a hybrid constructed wetland system with a closed water circuit was connected to the residential building (Figure 2). The residential building to which tap water is supplied is equipped with a kitchen sink, a dishwasher, two flush toilets, a bathroom with bathing facilities (shower, bathtub) and two washbasins, a washing machine, and one outdoor tap. The family also uses water for drinking and food preparation. There are no other sources of water, so water is sometimes used for watering plants and washing the car.



Figure 2. Employee housing unit in Kulczyn, Polesie National Park—location of facilities on the plot: 1—outbuilding; 2—residential building; 3—primary settling tank; 4—pumping station; 5—hybrid constructed wetland integrated into a closed water circuit (photo by Radomir Obroślak).

2.2. Scope, Methods, and Statistical Analysis

Water consumption data collected in the PNP employee housing unit in Kulczyn over a period of 12 months in the year 2022 were analysed. Water was used primarily for domestic purposes and for watering plants. In the study, we determined changes in the amount of water consumed in the housing unit across the seasons and months of the year, as well as on individual days of the week and hours of the day. Special attention was paid to the amount of water used for flushing toilets relative to the total amount of water consumed in the tested facility. The data we obtained made it possible to determine the indices of hourly and daily fluctuations in water consumption levels in the examined household.

To register the amount of water used in the employee housing unit, three BMETERS GSD8 vane-wheel water meters $Q_3 = 1.6 \text{ m}^3/\text{h}$ T50 (B Meters srl, Via Friuli 3, Gonars 33050, Italy) and one METRON JS 1.0 17 (METRON Integrated Systems Factory Sp. z o. o., Torun, Poland) vane-wheel water meter $Q_n = 1.0 \text{ m}^3/\text{h}$ with pulse generators ($1 \text{ dm}^3/\text{pulse}$) were installed. Pulses were registered with a Supla Zamel Wi-Fi LIW-01 (Zamel Sp. z o.o. Pszczyna, Poland) pulse counter using SUPLA software version 23.08 [www.supla.org.pl, accessed on 4 January 2023.]. Data were saved automatically every 10 min in SUPLA CLOUD. Then, it was downloaded to a hard drive, stored in Microsoft Excel 2010, and monitored online on mobile devices using the SUPLA app for Android. The water meters with pulse emitters were installed 1—at the main water valve and 2, 3—in the house's two toilets to record the amount of water supplied from the network. The measuring equipment we used allowed us to precisely analyse the changes in water consumption levels in the PNP employment housing unit during the period under study.

To properly present the results, selected statistical measures were calculated: mean, median, and maximum values. Graphs show results as obtained directly from the measurement readings for specific dates and hours of the day and as series sorted from smallest to largest value.

3. Results and Discussion

In designing water supply systems, water consumption is calculated using various indicator methods by assigning categories of water consumption to consumers [31] or using

economic indicators [32] or estimating the probability of fixture use and using fixture unit flow rates determined from the discharge flow rate [33]. In the present case, actual flows were analysed, i.e., specific values of water discharge flows at particular hours of the day and on particular days of 2022. Water consumption was measured using a water meter with a signal transmitter, which allowed us to take readings at any time step. The time step is sometimes set every 15 min or less [34], but the final results are usually reported for one-hour (hours) [35] and 24 h periods (days).

3.1. Annual Water Consumption

To obtain reliable results for the full annual cycle of 2022, water consumption readings were taken across the period from 1 January 2022 to 31 December 2022. Since the house was inhabited by four people (two adults and two children), the water meter readings were divided by four to determine water consumption per inhabitant. When the water consumption values were summed up, it turned out that in 2022, the household used 159.353 m³ of water. A total of 40.429 m³ of water was used in the first calendar quarter (1 January 2022 to 31 March 2022—90 days), 42.052 m³ in the second quarter (1 April 2022 to 30 June 2022—91 days), 36.567 m³ in the third quarter (1 July 2022 to 30 September 2022—92 days), and 40.305 m³ in the fourth quarter (1 October 2022 to 31 December 2022—92 days). The clearly lower water consumption in the third calendar quarter was associated with a two-week vacation trip the family inhabiting the house took in August that year. When these figures were divided by four people, it was found that the mean water consumption per person per calendar quarter was about 10 m³.

3.2. Mean Daily Water Consumption and Consumption Non-Uniformity Indices

Mean daily water consumption Q_{md} in the investigated household was calculated by dividing the total annual water consumption [159.353 m³/year] by 365 days (Formula (1)), which yielded $Q_{md} = 0.437$ m³/d.

$$Q_{md} = \frac{Q_{\text{annual}}}{365} \quad (1)$$

By analysing the yearly set of daily water consumption readings, we determined the maximum value denoted as Q_{maxd} , which was 1.352 m³/d and was recorded on Saturday, 26 November 2022. According to the methodology used in this study, the relationship between Q_{maxd} and Q_{md} is produced by Formula (2), where N_d is the daily non-uniformity index.

$$Q_{maxd} = Q_{md} \cdot N_d \quad (2)$$

N_d was calculated by transforming Formula (2):

$$N_d = Q_{maxd}/Q_{md} = 1.352/0.437 = 3.09$$

Another design value is Q_{maxh} , which denotes the maximum hourly water consumption on the day of maximum demand and is calculated from Formula (3).

$$Q_{maxh} = \frac{Q_{maxd}}{24} \cdot N_h \quad (3)$$

In accordance with the present methodology, N_h in this formula stands for the hourly non-uniformity index. In this case, $Q_{maxh} = 0.256$ m³/h was registered on 26 November 2022 between 8 pm and 9 pm. Using Formula (3), we calculated the hourly non-uniformity index:

$$N_h = (Q_{maxh} \cdot 24)/Q_{maxd} = (0.256 \cdot 24)/1.352 = 4.54.$$

The calculations were performed using water meter readings for the entire household, but since normally this method is used to calculate values per inhabitant [36], we divided the measurement results by four persons:

$$Q_{\text{annual}} = 159.353 \text{ m}^3/\text{year}; 4 = 39.838 \text{ m}^3/(\text{P}\cdot\text{year})$$

The daily water consumption per person was $q = 0.437 \text{ m}^3/\text{d}/4 \text{ persons} = 0.109 \text{ m}^3/\text{P}/\text{d}$.

A comparison of the characteristic values calculated for the investigated household with the values adopted in the design of water supply and sewage systems in Poland [17] is presented in Table 1.

Table 1. Comparison of measurement results from Kulczyn with normative data in Poland.

Parameters	Q_{md}	Q_{maxd}	Q_{maxh}	N_{d}	N_{h}
Units	$\text{m}^3/\text{P}/\text{d}$	$\text{m}^3/\text{P}/\text{d}$	$\text{m}^3/\text{P}/\text{d}$	-	-
Kulczyn	0.109	0.338	0.064	3.09	4.54
Typical values adopted in Poland	$0.08 \div 0.15$	-	-	$1.3 \div 1.4$	$1.8 \div 2.0$

As one can see, the mean daily amount of water per one inhabitant is within the range adopted in designing water supply systems and wastewater treatment plants in Poland. Of course, the ranges adopted by designers are values averaged over multiple households (entire towns or villages), and values for individual households may deviate from the average value both upwards and downwards [5]. The literature shows that water withdrawals in households vary greatly, depending on the country [35] and the type of facility/building [34]. According to [37] data, per capita water consumption in Europe ranges from 50 to over 250 L/d. Data in [37] indicate that in Poland, people consume 100–125 L/d of water per capita, while Western Europeans consume over 150 L/d. The highest per capita water consumption is reported for Italy at 225–250 L/d. In this light, the 109 L/d of water consumed per capita in the household under study is within the range reported by [37] for Poland.

Since averaged values do not provide a full picture of water consumption, maximum daily and hourly consumption values are additionally provided, as they significantly affect the procedure of designing water supply and sewerage networks and wastewater treatment plants. The Q_{maxd} value is used to design water draw-off points, water treatment plants, and retention reservoirs, whereas Q_{maxh} is used in designing water supply networks and network pumping stations. Sewerage systems are designed on the basis of Q_{maxh} , while wastewater treatment plants are designed based on Q_{maxd} . In the case of privately owned buildings, water draw-offs with a time step shorter than 1 h are taken into account since a single person can draw water at several points over a short time, e.g., bathtub, washing machine, dishwasher, sink, and toilet. In such situations, measurements with a shorter time step are used, which allows one to track consumption in real time using advanced electronic technologies [38]. In cases like this, high water consumption peaks and long periods of zero water consumption can be registered, such as the ones observed in Kulczyn at night and during workdays (the inhabitants did not consume any water from late morning until late afternoon, as they spent that time at work or at school). It should be added that non-uniform water consumption is often due to leaks from the water supply network, which, in larger towns, represent several percent of total water consumption [39]. In large networks, over 10% of the total water production by waterworks can be lost to system leaks, caused mainly by overly high water pressure and poor water distribution management [40]. Since the water plumbing system in the analysed building was completely watertight, water consumption readings reflected solely the amount of water the inhabitants used to meet their natural needs.

In the analysed facility, it was also found that the non-uniformity indices N_d and N_h were 3.1 and 4.5, respectively, and so they were substantially higher than the typical normative values adopted in the design of water supply systems, as shown in Table 1. These large differences were the consequence of a right (positively)-skewed statistical distribution of water draw-off, as shown in Figure 3.

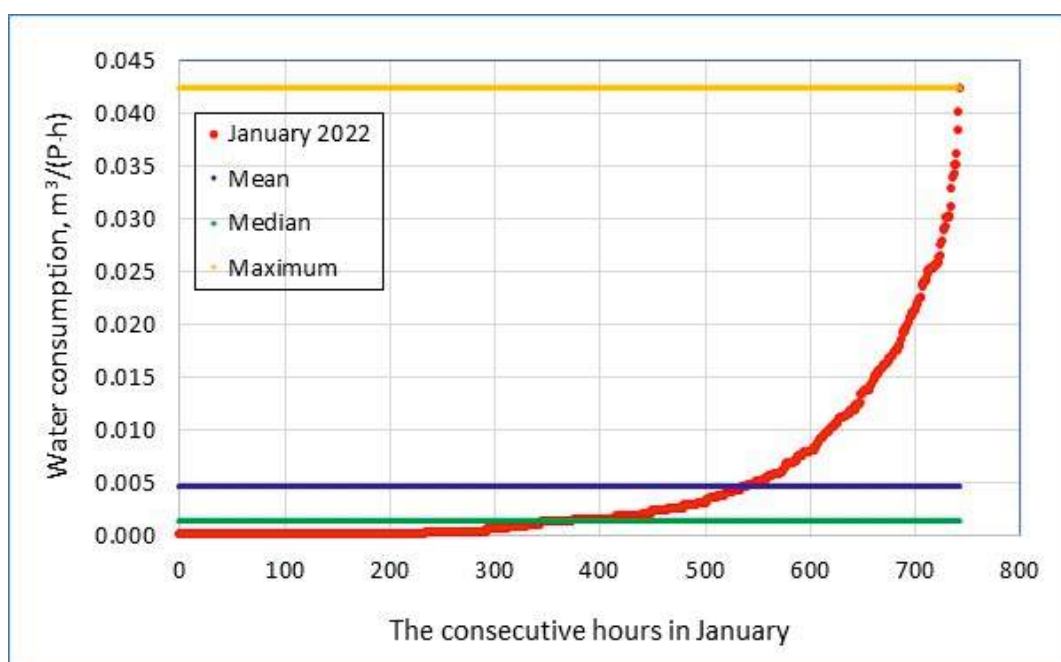


Figure 3. An example of hourly distribution of per capita water consumption in January 2022, sorted from the lowest to the highest value.

Such large differences between the mean and the median were the consequence of long periods of zero water consumption, which represented 35.2% of the time, yearly. The largest number of hours with zero water consumption were registered in November (42.2%), and the smallest in February (24.7%). August was a unique month, because the water supply system was unused 47.6% of the time, as the family was away on holiday. The yellow line marks maximum water withdrawal values; the minimum value of zero is not shown, as it would overlap with the horizontal axis. The distribution of sorted daily water consumption values is diametrically different, as shown in Figure 4.

The distribution shown in Figure 4 is clearly symmetrical, as the mean and the median almost coincide. This is due to the fact that during the year, zero consumption values were registered only on a few vacation days and during a few occasional one-day trips (several days in a year). The quartile distribution shows that 75% of the results are between $0.08 \text{ m}^3 / (\text{P}\cdot\text{d})$ (1st quartile) and $0.135 \text{ m}^3 / (\text{P}\cdot\text{d})$ (3rd quartile).

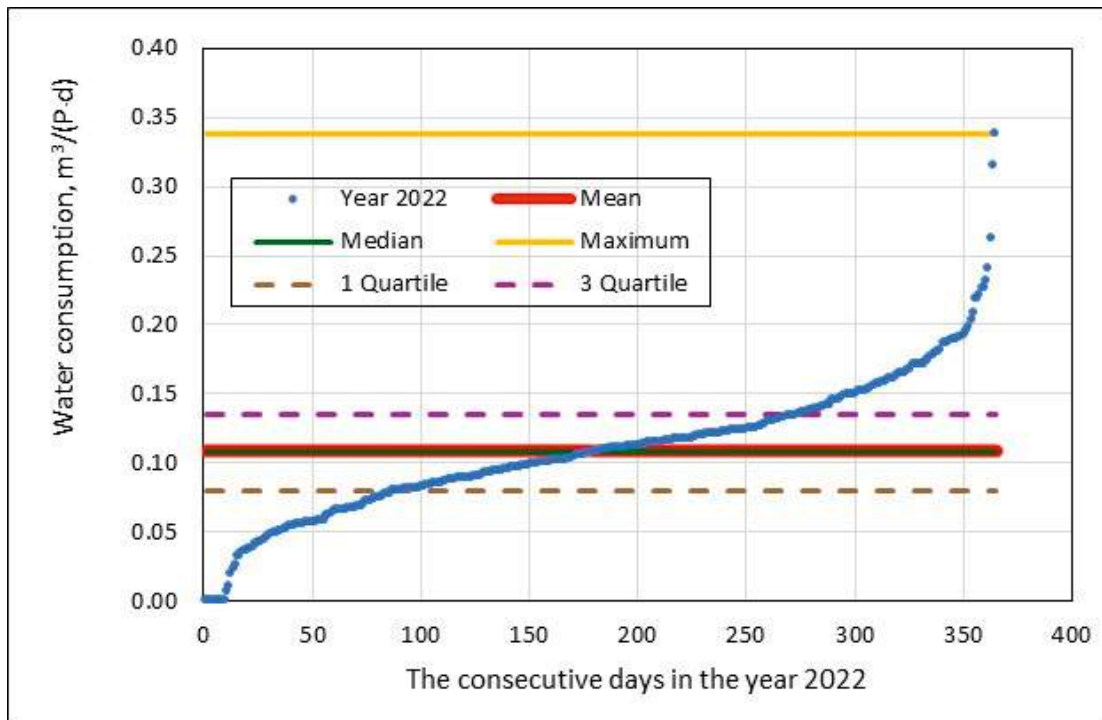


Figure 4. An example of daily distribution of per capita water consumption in 2022, sorted from the lowest to the highest value.

3.3. Water Consumption by Season, Day of the Week, and Hour of the Day

In the analyses of water consumption presented in the previous section, hours, days, etc. were viewed as being uniform throughout the year. However, it is known that water consumption in households varies, depending on the season, day of the week, and hour of the day. Figure 5 shows the mean water consumption values observed during the consecutive hours of the day in the different seasons of the year. To create the graphs shown in Figure 5, water consumption readings taken at the consecutive hours of the day (0–1, 1–2, 2–3, etc. until 23–24) across all days of each calendar quarter (winter—January, February, and March; spring—April, May, and June; summer—July, August, and September; and autumn—October, November, and December) were summed up. Each sum was divided by the number of days in the calendar quarter and by the number of household inhabitants. In this way, mean water consumption values for each hour of the day in each quarter of the year were determined. To obtain a more precise distribution, analogous distributions for each month of 2022 were plotted as shown in Figure 6.

The water consumption distributions for the individual calendar quarters shown in Figure 5 do not confirm the information provided in numerous publications that the largest amounts of water are consumed in the summer months. Gwoździej-Mazur and Świętochowski [41], for example, observed the highest water consumption levels in the growing season from June to September. Such measurement results are likely to be obtained in large settlements, especially in agricultural areas, but not in individual households, especially when the inhabitants are not engaged in agricultural production. An analysis of the data provided in Figures 5 and 6 shows that in all calendar quarters, water consumption clearly peaked in the evenings, with a more diffuse (broader) morning peak observed over a larger number of hours. Water consumption in an individual household is fairly strongly dependent on the inhabitants' habits and their daily routine, including the adults' working hours and the children's school hours. It is worth noting that in the summer quarter, in

which children were on holidays, the morning peak, which occurred as late as around 10 o'clock, was rather low.

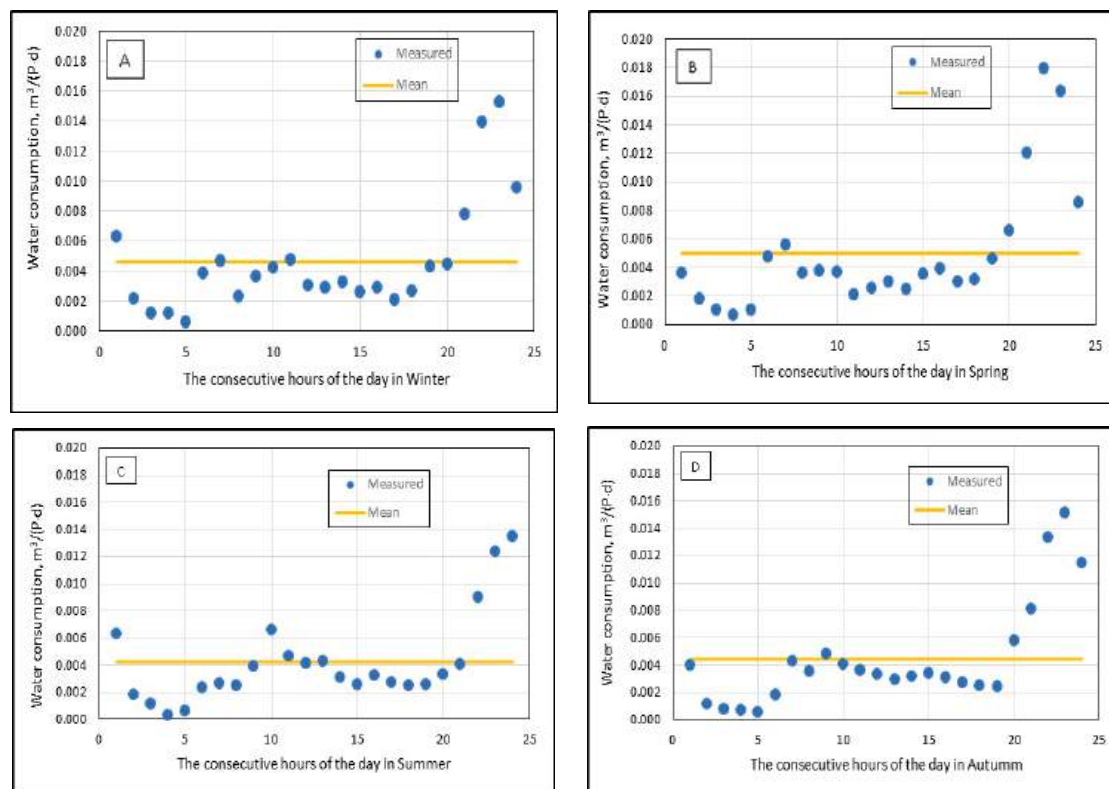


Figure 5. Mean water consumption during each hour of the day, calculated on the basis of draw-offs on all days of the individual calendar quarters ((A)—Winter, (B)—Spring, (C)—Summer, (D)—Autumn).

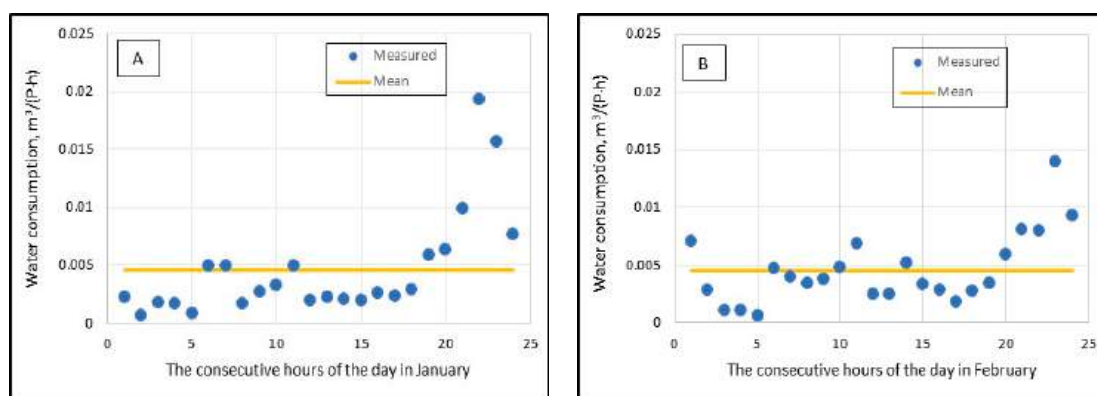


Figure 6. Cont.

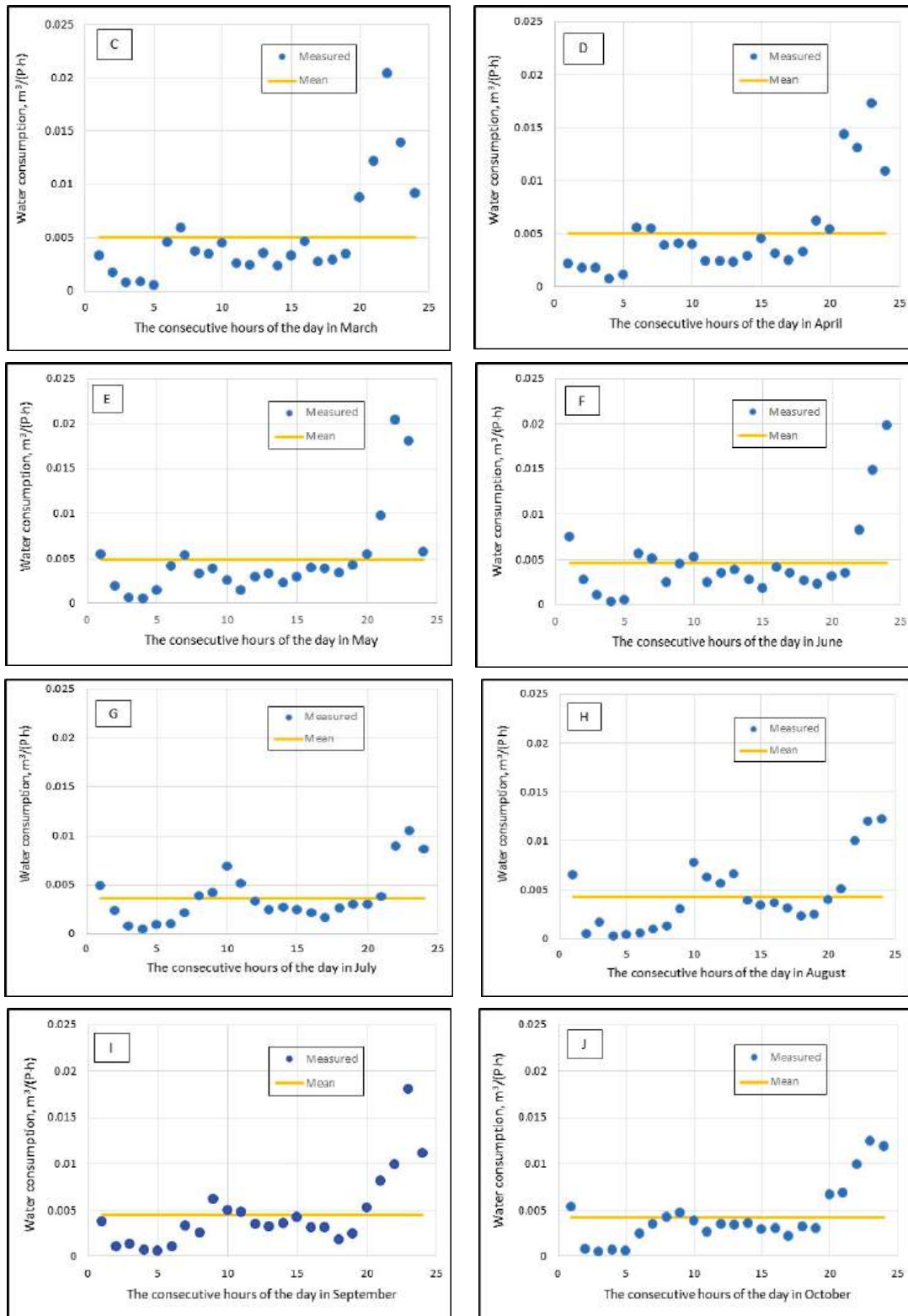


Figure 6. Cont.

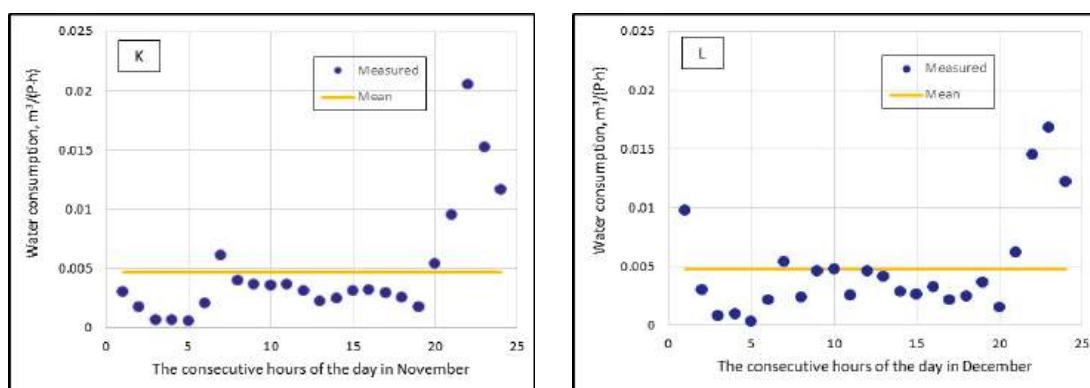


Figure 6. Mean water consumption for each hour of the day, calculated from measurements taken on all days of each month ((A)—January, (B)—February, (C)—March, (D)—April, (E)—May, (F)—June, (G)—July, (H)—August, (I)—September, (J)—October, (K)—November, (L)—December).

Deviations from typical water consumption distributions for the individual hours of the day are more prominently displayed in Figure 6. Particular attention should be paid to Figs. 6 G and H, which show two water consumption peaks of a similar height: a morning peak (at about 10 am) and an evening peak (at about 10 or 11 pm), which correspond to the family’s specific daily routine of activities in this period, with the parents working in the PNP’s forester’s lodge and office and the children being on holiday.

To characterise water consumption distributions on the particular days of the week, the results of measurements and calculations related to these days were plotted in the graph in Figure 7.

When analysing the data presented in Figure 7, one observes clear differences between workdays and weekends. This, of course, stands to reason. On weekends, there is a morning peak at around 10 am and an evening peak around 10 or 11 pm. On workdays, the morning peak “spreads” or “blurs” into the adjacent hours. This reflects the fact that the points at which the adults and the children living in the investigated household started their day on weekends were shifted in time relative to weekdays. A similar difference between water consumption levels registered on weekdays and on the weekend was reported by Hrnjadović and Suljić [42].

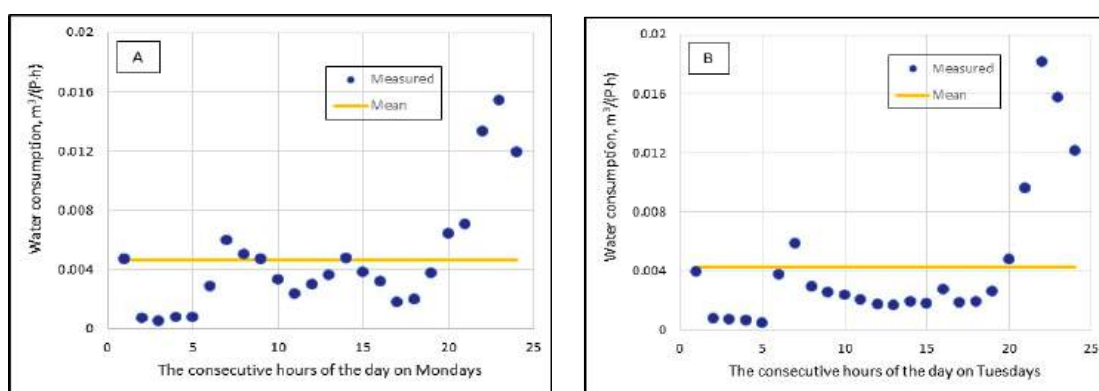


Figure 7. Cont.

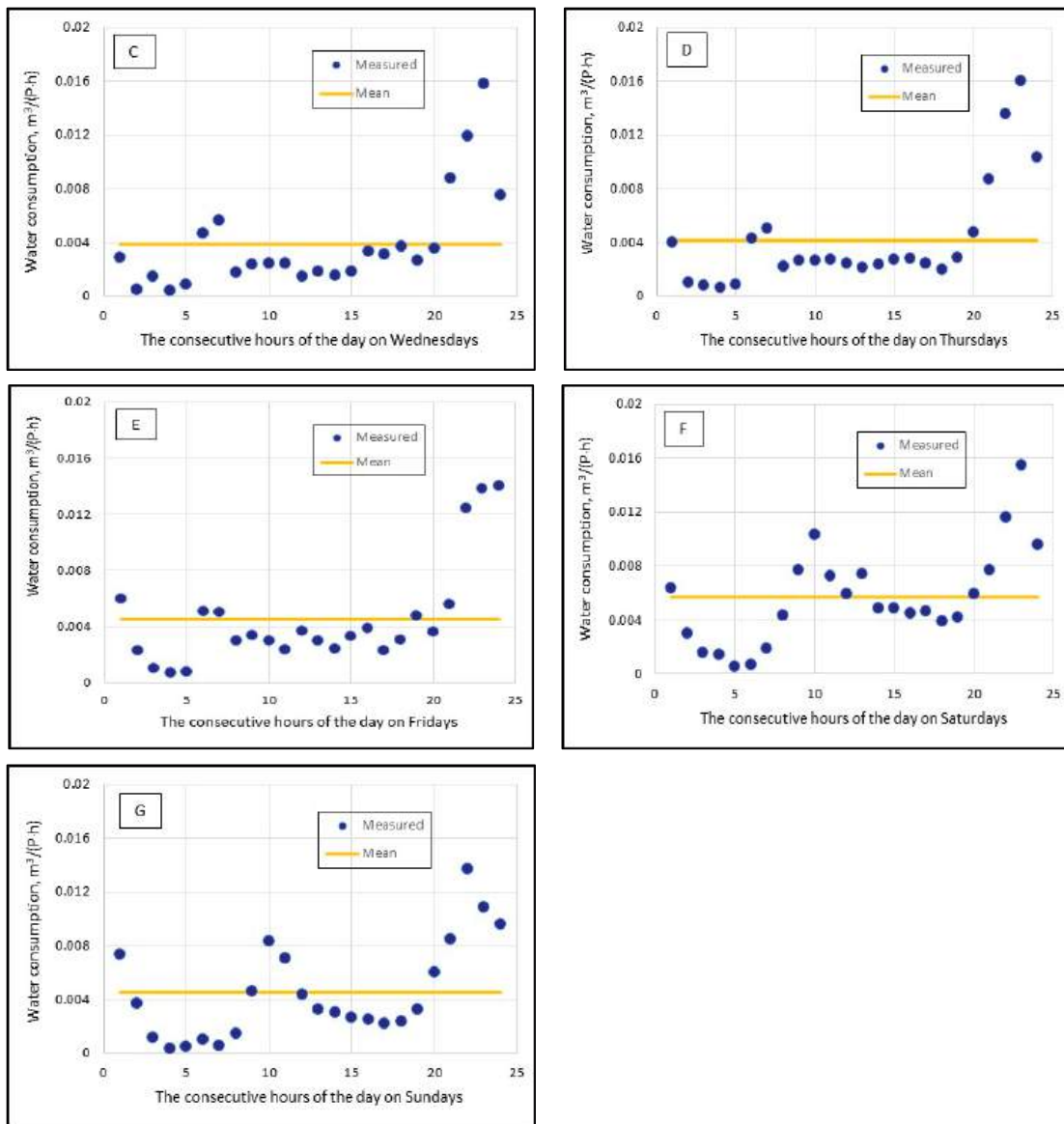


Figure 7. Mean water consumption during each hour of the day, calculated on the basis of measurements taken on each day of the week ((A)—Mondays, (B)—Tuesdays, (C)—Wednesdays, (D)—Thursdays, (E)—Fridays, (F)—Saturdays, (G)—Sundays).

3.4. Toilet Flushing Water Consumption Relative to Total Water Consumption

Figure 8 shows the amount of water used for flushing toilets relative to the total per capita water consumption in the investigated household.

The data show that the amount of water used by one person in the individual months ranged from 87.7 L/P/d (in July) to 121.8 L/P/d (in March). Per capita consumption of water for flushing toilets, on the other hand, ranged from 16.3 L/P/d (in September) to 28.6 L/P/d (in March) and was usually not correlated with total water consumption. It was shown that the amount of water used by one inhabitant for flushing the toilets ranged from 15.3 to 23.5% of the total amount of water used per capita (a mean of 20.2%, i.e., 22 L/P/d.). Much smaller amounts of water used for flushing toilets have been reported

in other countries, e.g., Nigeria—12% [18] or Sri Lanka—11.7% [19]. On the other hand, research conducted by Ludwińska and Paduchowska [20] shows that the amount of water used to flush toilets in Poland represents on average 30% of total water consumption.

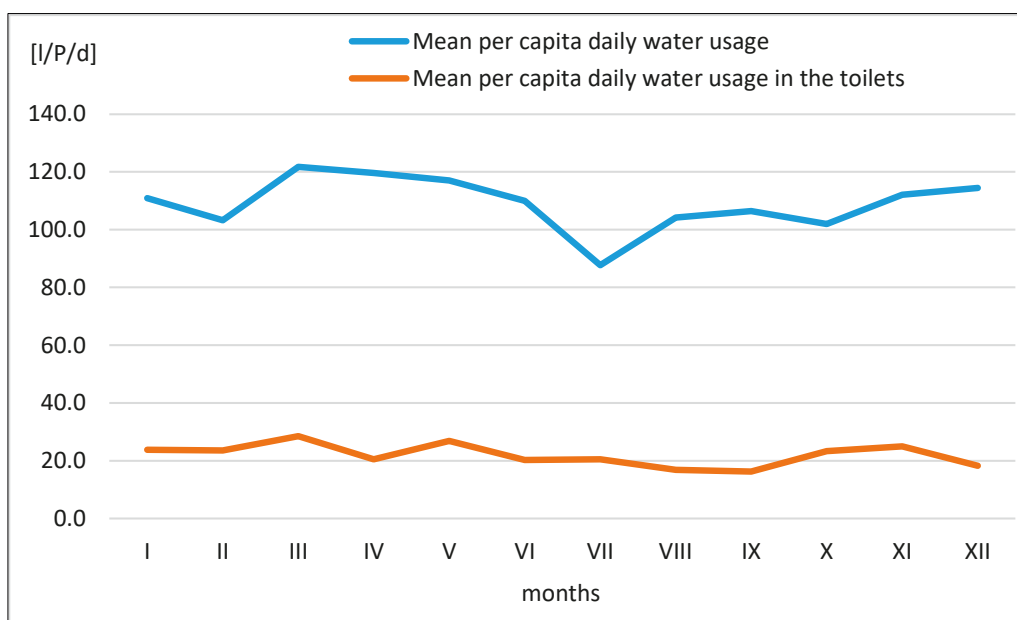


Figure 8. The amount of water used for flushing toilets in relation to total per capita water consumption.

4. Conclusions

The study we conducted in 2022 in a household of four people (two adults and two children) not engaged in agricultural activity showed that water consumption in that housing unit was very uneven. The mean water consumption was 109 L/P/d, which is consistent with the data reported in the literature [37] for water consumers in Poland, but much lower than the figures reported for Western European countries, where water consumption usually exceeds 150 L/P/d and can be as high as 250 L/R/d. As it is known, the larger the population of a given locality, the lower are the indices of the daily non-uniformity of water consumption. In large cities, the daily non-uniformity is 1.1–1.2, while in rural areas, it is 1.4–1.6. As shown in this study, the typical non-uniformity indices recommended for calculating water consumption in entire towns or villages differ significantly from those calculated for individual households. In the housing unit under study, the daily non-uniformity index was 3.1, and the hourly non-uniformity index was 4.5. These results can be taken into account in the design of domestic wastewater treatment plants. Significant differences were noted relative to the commonly adopted water consumption peaks during the day. In the analysed household, there was practically no morning water consumption peak, but high amounts of water were consumed in the evenings. This was particularly evident on workdays, when increased water consumption levels without any clear peaks were observed for up to 3 h in the mornings. Weekends (Saturday, Sunday) and part of the holiday period (July, August) were a slight exception, with increased water consumption recorded in the mornings (around 10:00 am) and in the evenings (at 10:00 or 11:00 pm). It was shown that the amount of water used to flush the toilets represented on average about 20% of the total amount of water consumed. This means that approximately 88 L/d of water is required to flush the toilets in the house under study.

The study conducted for this specific case is very important due to further research, which is being continued in a hybrid, constructed, wetland wastewater treatment plant

with a closed water circuit at the household under study. The research results presented in this paper showed what proportion of the wastewater flowing out of a residential building can be recycled to flush toilets, which will allow for partial closure of the water circulation in this facility. In further studies, the efficiency of wastewater treatment in the constructed wetland system and the efficiency of wastewater purification using various filters and UV lamps will be analysed. We hope that the presented results and future studies on the researched household and constructed wetland facility with a closed water circuit will allow the use of the described technology in other households in Poland and around the world, especially in national parks and protected areas.

Author Contributions: Conceptualisation, A.M.-R. and K.J.; methodology, A.M.-R., K.J. and T.S.; software, A.M.-R., T.S. and W.R.; validation, A.M.-R. and W.R.; formal analysis, A.M.-R., K.J., T.S. and W.R.; investigation, A.M.-R., K.J. and T.S.; resources, A.M.-R.; data curation, A.M.-R.; writing—original draft preparation, A.M.-R., K.J. and T.S.; writing—review and editing, A.M.-R., K.J. and T.S.; visualisation, A.M.-R., T.S. and W.R.; supervision, A.M.-R. and K.J.; project administration, A.M.-R. and K.J.; funding acquisition, A.M.-R. and K.J. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: Research reported in the present paper was conducted as part of the doctoral thesis written by Eng. Anna Myka-Raduj, MSc, under project no. DWD/4/88/2020 entitled “Design, construction and an analysis of the operation of a hybrid constructed wetland with a closed water circuit in the Polesie National Park”, financed by the Polish Ministry of Education and Science.

Data Availability Statement: Not applicable.

Acknowledgments: This study is a result of cooperation with Polesie National Park (PNP) based in Urszulin. The authors would like to thank the Director and staff of PNP for creating a climate for creative work.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

References

1. Crouch, M.L.; Jacobs, H.E.; Speight, V.L. Defining domestic water consumption based on personal water use activities. *AQUA-Water Infrastruct. Ecosyst. Soc.* **2021**, *70*, 1002–1011. [CrossRef]
2. WHO; UNICEF. *Progress on Household Drinking Water, Sanitation and Hygiene 2000–2020; Five Years into the SDGs*; WHO: Geneva, Switzerland, 2021; ISBN 978-92-4-003084-8.
3. Grabowski, T.; Jóźwiakowski, K.; Bochniak, A.; Micek, A. Changes in the Amount of Rainwater in the Roztocze National Park (Poland) in 2001–2020 and the Possibility of Using Rainwater in the Context of Ongoing Climate Variability. *Water* **2022**, *14*, 1334. [CrossRef]
4. Çakir, R.; Gidirislioglu, A.; Çebi, U. A study on the effects of different hydraulic loading rates (HLR) on pollutant removal efficiency of subsurface horizontal-flow constructed wetlands used for treatment of domestic wastewaters. *J. Environ. Manag.* **2015**, *164*, 121–128. [CrossRef] [PubMed]
5. Bugajski, P.M.; Kurek, K.; Młyński, D.; Operacz, A. Designed and real hydraulic load of household wastewater treatment plants. *J. Water Land Dev.* **2019**, *40*, 155–160. Available online: <https://www.jwld.pl/files/Bugajski-et-al.pdf> (accessed on 28 August 2023). [CrossRef]
6. Masłoń, A. Impact of Uneven Flow Wastewater Distribution on the Technological Efficiency of a Sequencing Batch Reactor. *Sustainability* **2022**, *14*, 2405. [CrossRef]
7. Bergel, T.; Szelać, B.; Woyciechowska, O. Influence of a season on hourly and daily variations in water demand patterns in a rural water supply line—Case study. *J. Water Land Dev.* **2017**, *34*, 59–64. [CrossRef]
8. Pawełek, J.; Bergel, T.; Woyciechowska, O. Zmienność zużycia wody w gospodarstwach wiejskich w okresie wieloletnia. *Acta Scientiarum Polonorum. Form. Circumictus* **2015**, *14*, 85–94. [CrossRef]
9. Bergel, T.; Kaczor, G.; Bugajski, P. Analysis of the structure of water consumption in rural households in terms of design guidelines water and sewage systems. *Infrastruct. Ecol. Rural Areas* **2016**, *IV/4*, 1899–1910. [CrossRef]
10. Myka-Raduj, A.; Jóźwiakowski, K. Changes in Water Consumption in the Educational-Museum Center of Poleski National Park. *J. Ecol. Eng.* **2022**, *23*, 237–244. [CrossRef]
11. Keshavarzi, A.R.; Sharifzadeh, M.; Kamgar Haghghi, A.A.; Amin, S.; Keshtkar Sh Bamdad, A. Rural domestic water consumption behavior: A case study in Ramjerd area, Fars province, I.R. Iran. *Water Res.* **2006**, *40*, 1173–1178. [CrossRef]
12. Fan, L.; Liu, G.; Wang, F.; Geissen, V.; Ritsema, C.J. Factors affecting domestic water consumption in rural households upon access to improved water supply: Insights from the Wei River Basin, China. *PLoS ONE* **2013**, *8*, e71977. [CrossRef]

13. Basu, M.; Hoshino, S.; Hashimoto, S.; DasGupta, R. Determinants of water consumption: A cross-sectional household study in drought-prone rural India. *Int. J. Disaster Risk Reduct.* **2017**, *24*, 373–382. [CrossRef]
14. Omarova, A.; Tussupova, K.; Hjorth, P.; Kalishev, M.; Dosmagambetova, R. Water supply challenges in rural areas: A case study from central Kazakhstan. *Int. J. Environ. Res. Public Health* **2019**, *16*, 688. [CrossRef] [PubMed]
15. Camara, N.; Mbaye, I.; Ngom, B.; Sarr, D.; Tamba, S. Evolution and Prospect of Dakar Drinking Water Consumption. *J. Water Resour. Prot.* **2019**, *11*, 886–895. [CrossRef]
16. Ferasso, M.; Bares, L.; Ogachi, D.; Blanco, M. Economic and Sustainability Inequalities and Water Consumption of European Union Countries. *Water* **2021**, *13*, 2696. [CrossRef]
17. Regulation of the Minister of Infrastructure of 14 January 2002 on Determining Average Water Consumption Standards (Dz.U. 2002 Nr 8 poz. 70). (In Polish). Available online: <https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/DocDetails.xsp?id=wdu20020080070> (accessed on 28 August 2023).
18. Rofiat, B.M.; Maryam, Y.O.; Ismail, O.A.; Mutiu, A.O.; Adeyemi, A.O.; Adekeye, A.W. Evaluation of household water use pattern and determinants using multiple regression models. *Int. J. Eng. Res. Technol.* **2021**, *14*, 410–418.
19. Narmilan, A.; Puvanitha, N.; Niroash, G.; Vassanthini, R.; Sugirtharan, M. Domestic water consumption pattern and awareness of urban households. *Int. J. Hum. Cap. Urban Manag.* **2021**, *6*, 225–236. [CrossRef]
20. Ludwińska, A.; Paduchowska, J. *Rainwater Harvesting Systems in Sanitary Installation of Buildings*; Rynek Instalacyjny: Warsaw, Poland, 2017. (In Polish)
21. Palla, A.; Gnecco, I.; Lanza, L.; La Barbera, P. Performance analysis of domestic rainwater harvesting systems under various European climate zones. *Resour. Conserv. Recycl.* **2012**, *62*, 71–80. [CrossRef]
22. Musayev, S.; Burgess, E.; Mellor, J. A global performance assessment of rainwater harvesting under climate change. *Resour. Conserv. Recycl.* **2018**, *132*, 62–70. [CrossRef]
23. Semaan, M.; Day, S.D.; Garvin, M.; Ramakrishnan, N.; Pearce, A. Optimal sizing of rainwater harvesting systems for domestic water usages: A systematic literature review. *Resour. Conserv. Recycl.* **2020**, *6*, 100033. [CrossRef]
24. Grabowski, T.; Jóźwiakowski, K.; Bochniak, A.; Stachyra, P.; Radliński, B. Assessment of Rainwater Quality Regarding Its Use in the Roztocze National Park (Poland)—Case Study. *Appl. Sci.* **2023**, *13*, 6110. [CrossRef]
25. Angelakis, A.; Bontoux, L.; Lazarova, V. Challenges and prospectives for water recycling and reuse in EU countries. *Water Sci. Technol. Water Supply* **2003**, *3*, 59–68. [CrossRef]
26. Bixio, D.; Thoeye, C.; Wintgens, T.; Ravazzini, A.; Miska, V.; Muston, M.; Chikurel, H.; Aharoni, A.; Joksimovic, D.; Melin, T. Water reclamation and reuse: Implementation and management issues. *Desalination* **2008**, *218*, 13–23. [CrossRef]
27. Voulvoulis, N. Water reuse from a circular economy perspective and potential risks from an unregulated approach. *Curr. Opin. Environ. Sci. Health* **2018**, *2*, 32–45. [CrossRef]
28. Sapkota, A.R. Water reuse, food production and public health: Adopting transdisciplinary, systems-based approaches to achieve water and food security in a changing climate. *Environ. Res.* **2019**, *171*, 576–580. [CrossRef]
29. Hagenvoort, J.; Ortega-Reig, M.; Botella, S.; García, C.; de Luis, A.; Palau-Salvador, G. Reusing Treated Waste-Water from a Circular Economy Perspective—The Case of the Real Acequia de Moncada in Valencia (Spain). *Water* **2019**, *11*, 1830. [CrossRef]
30. Shevah, Y. Water scarcity, water reuse, and environmental. *Pure Appl. Chem.* **2014**, *86*, 1205–1214.
31. Batista, L.T.; Franco, J.R.Q.; Fakury, R.H.; Porto, M.F.; Braga, C.M.P. Methodology for Determining Sustainable Water Consumption Indicators for Buildings. *Sustainability* **2022**, *14*, 5695. [CrossRef]
32. Smol, M.; Koneczna, R. Economic Indicators in Water and Wastewater Sector Contributing to a Circular Economy (CE). *Resources* **2021**, *10*, 129. [CrossRef]
33. Hobbs, I.; Anda, M.; Bahri, P.A. Estimating peak water demand: Literature review of current standing and research challenges. *Results Eng.* **2019**, *4*, 100055. [CrossRef]
34. Almeida, A.P.; Sousa, V.; Silva, C.M. Methodology for estimating energy and water consumption patterns in university buildings: Case study, Federal University of Roraima (UFRR). *Heliyon* **2021**, *7*, e08642. [CrossRef] [PubMed]
35. Schumann, D.; Kroner, C.; Unsal, B.; Haack, S.; Kondrup, J.B.; Christophersen, N.; Benková, M.; Knotek, S. Measurements of water consumption for the development of new test regimes for domestic water meters. *Flow Meas. Instrum.* **2021**, *79*, 101963. [CrossRef]
36. Tamason, C.C.; Bessias, S.; Villada, A.; Tulsiani, S.M.; Ensink, J.H.J.; Gurley, E.S.; Jensen, P.K.M. Measuring domestic water use: A systematic review of methodologies that measure unmetered water use in low-income settings. *Trop. Med. Int. Health* **2016**, *21*, 1389–1402. [CrossRef]
37. European Commission, Eurostat. 2023. Available online: <https://ec.europa.eu/eurostat/data/database> (accessed on 1 July 2023).
38. Fuentes, H.; Mauricio, D. Smart water consumption measurement system for houses using IoT and cloud computing. *Environ. Monit. Assess.* **2020**, *192*, 602. [CrossRef]
39. El-Zahab, S.; Zayed, T. Leak detection in water distribution networks: An introductory overview. *Smart Water* **2019**, *4*, 5. [CrossRef]
40. Ávila, C.A.M.; Sánchez-Romero, F.-J.; López-Jiménez, P.A.; Pérez-Sánchez, M. Improve leakage management to reach sustainable water supply networks through by green energy systems. Optimized case study. *Sustain. Cities Soc.* **2022**, *83*, 103994. [CrossRef]

41. Gwozdziej-Mazur, J.; Świętochowski, K. Analysis of the water meter management of the urban-rural water supply system. *E3S Web Conf.* **2018**, *44*, 00051. [[CrossRef](#)]
42. Hrnjadović, J.; Suljić, N. Unevenness of water consumption in settlement on the case of Doboj. *Arch. Tech. Sci.* **2020**, *1*, 35–42. [[CrossRef](#)]

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.

**10.2. „Efficiency of operation a hybrid constructed wetland located in the Polesie National Park (Poland) during the start-up period”(Publikacja nr 2). Myka-Raduj A., Bohacz J., Listosz A., Raduj W., Jóźwiakowski K. Journal of Ecological Engineering 2024, 25(6), 292–311
<https://doi.org/10.12911/22998993/187962>**

Efficiency of Operation a Hybrid Constructed Wetland Located in the Polesie National Park (Poland) During the Start-Up Period

Anna Myka-Raduj^{1,2}, Justyna Bohacz³, Agnieszka Listosz², Waldemar Raduj¹, Krzysztof Józwiakowski^{2*}

¹ Polesie National Park, Lubelska 3a, 22-234 Urszulin, Poland

² Department of Environmental Engineering and Geodesy, University of Life Sciences in Lublin, Leszczyńskiego 7, 20-069 Lublin, Poland

³ Department of Environmental Microbiology, Faculty of Agrobioengineering, University of Life Sciences in Lublin, Leszczyńskiego 7, 20-069 Lublin, Poland

* Corresponding author's e-mail: krzysztof.jozwiakowski@up.lublin.pl

ABSTRACT

This study assessed the operational efficiency of a hybrid constructed wetland (CW) in its first year of use. The test facility was put into operation in September 2022 and has since been utilized to treat 0.4 m³/d of wastewater discharged from a forester's lodge located in the Polesie National Park in Poland. The treatment plant consists of a two-chamber primary settling tank integrated with a pumping station, and a system of two beds – a vertical flow (VF) reed bed and a horizontal flow (HF) willow bed. During the research period (October 2022 to December 2023), 14 test runs were performed during which 56 sewage samples were collected for physico-chemical and microbiological assays. The results of these tests were used to determine the pollutant removal efficiency of the CW. The composition of treated wastewater was compared against the current Polish requirements for this type of facilities. The study also included measurements of influent and effluent volumes and the amount of rainwater entering the treatment plant. It was shown that precipitation in each month of the study accounted for between 6–34% of influent volume. The volume of wastewater discharged from the treatment plant during the study period was 11% lower than the volume of incoming wastewater combined with rainwater. It was found that the CW removed an average of over 90% of total suspended solids, BOD₅, COD, *Escherichia coli* bacteria and fecal enterococci from wastewater. Slightly lower removal efficiencies were achieved in the case of total nitrogen and total phosphorus (60–74%). Already during the start-up period, the composition of treated wastewater discharged from the CW met the requirements set out in the current Polish legal regulations. The present study shows that hybrid VF-HF constructed wetlands can be recommended for use in protected areas for wastewater treatment and protection of water against eutrophication.

Keywords: hybrid constructed wetland system, wastewater treatment plant, Polesie National Park, water protection, physico-chemical and microbiological contaminants, pollutants removal.

INTRODUCTION

Untreated wastewater is a source of large amounts of physico-chemical pollutants, but also bacteria, viruses, fungi and protozoa, including pathogenic microorganisms, which, when released into surface waters and groundwater, pose a threat to human and animal health [Korniłowicz-Kowalska et al., 2010]. Current requirements are that the effectiveness of removal

of biological pollutants from wastewater be determined using fecal indicator bacteria, the most important of which are coliform bacteria, including *Escherichia coli*, and fecal enterococci [Anastasi et al., 2012]. These bacteria inhabit human and animal digestive tracts and are excreted with faeces into the natural environment. While the presence of these bacteria in sewage is not uncommon, their presence in drinking water or in surface waters or groundwater may be indicative

of fecal contamination and the presence of pathogenic gastrointestinal bacteria. That is why it is important that wastewater treatment should involve not only the removal of physico-chemical but also microbial contaminants. One type of treatment system that provides very efficient removal of these types of pollutants is the constructed wetland (CW).

CWs have been used as engineering solutions for protecting water resources for about 70 years now. The first paper on wastewater treatment in artificial soil-plant systems was published in Germany in the early 1950s by Seidel [1955] from the Max Planck Institute in Plön. In one of her later works, Seidel [1965] described a vertical flow (VF) CW and a horizontal flow (HF) CW filled with gravel, a filter material with a high hydraulic conductivity. The VF CW was a reed bed, while the HF bed was planted with emergent aquatic macrophytes, such as iris, blacktail, and cattail. Another type of CW referred to as the “Root Zone Method (RZM)” was proposed by Kickuth [1977] from the University of Göttingen. In his experiments, Kickuth used reed (*Phragmites australis*) beds filled with a locally sourced high-clay-content material.

In the 1980s and 1990s, Europe saw extensive development of the CW technology [Haberl et al., 1995]. During this period, Denmark was one of the first countries to implement these wastewater treatment systems [Brix and Schierup, 1989]; the Danes mainly used single-stage HF CWs based on the technology developed by Kickuth [1977]. At the end of the 1980s, the VF and HF CWs proposed by Kickuth and Seidel were also used in other countries, including Austria [Haberl and Perfler, 1990] and Great Britain [Cooper and Green 1995]; in the 1990s, they were built in most European countries [Haberl et al., 1995], including Poland [Gajewska and Obarska-Pempkowiak 2009]. An account of fifty years of experiences with CWs used worldwide for the treatment of various types of wastewater was written by Vymazal [2011]. He reported that initially single-stage CWs had been used in different parts of the world, but research showed that much better wastewater treatment efficiency could be achieved using hybrid CWs, which provided better conditions for removing pollutants. This claim was confirmed by twenty five years of experiments on and experiences with CWs used in south-eastern Poland [Józwiakowski et al., 2019]. In recent years, CWs have been classified

as a green technology [Stefanakis 2019] and a nature-based solution [Gonzalez-Flo et al., 2023].

In Poland, hybrid CWs are increasingly used not only to treat industrial wastewater [Bergier and Włodyka-Bergier, 2016] and domestic wastewater in rural areas with a dispersed settlement pattern [Józwiakowski et al., 2019, Malinowski et al., 2023], but also to purify small amounts of wastewater in protected areas, such as national parks [Józwiakowski et al., 2016, Obroślak et al., 2017, Micek et al., 2020]. To date, however, little research has been published on the functioning and performance of hybrid CWs in the start-up period. This paper fills in this gap in the literature by reporting experimental results obtained during the run-in of a hybrid CW.

In the study, we evaluated the performance of the hybrid CW serving a forester’s lodge in the Polesie National Park (PNP) in Poland during the first 15 months of its operation. The facility we tested is additionally equipped with a water reclamation system that returns reclaimed wastewater to the household for reuse. The results regarding the operation of the system used to water reuse will be presented in another paper.

Characteristics of the facility

The test hybrid CW with a closed water circuit is located in the PNP in Kulczyn, Poland (51°23’7.01”N, 23°17’48.42”E). The PNP was established to protect water and peat ecosystems in areas of high natural value situated in south-eastern Poland, which is located in the central part of Europe (Figure 1). A more detailed description of the PNP can be found in the paper of Myka-Raduj and Józwiakowski [2022].

The wastewater treatment plant under study is connected to an employee housing unit in the PNP, which is described in detail in the paper of Myka-Raduj et al. [2023]. The facility is used to treat domestic wastewater discharged from a residential building permanently inhabited by a family of four. A drone’s eye view of the wastewater treatment plant showing the location of its individual elements in the area surrounding the employee housing unit in Kulczyn is shown in Figure 2.

The wastewater treatment plant consists of four main components: a two-chamber primary settling tank with a capacity of 3.2 m³ integrated with a raw sewage pumping station, two CW beds: a 12 m² VF reed bed and a 15 m² HF willow bed, and dry well (Figure 3). The treatment

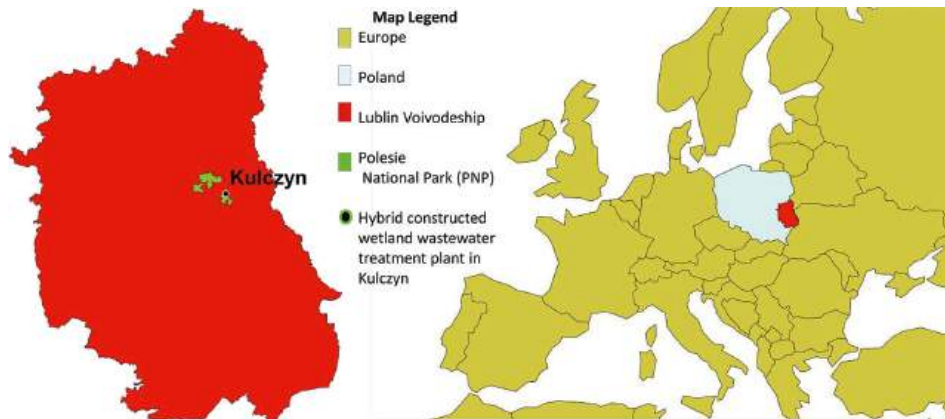


Figure 1. Geographical location of the hybrid closed-water-circuit constructed wetland serving an employee housing unit in the Polesie National Park, south-eastern Poland, Central Europe (data from the websites www.geoportal.gov.pl, www.mapsforeurope.org ©EuroGeographics2024)

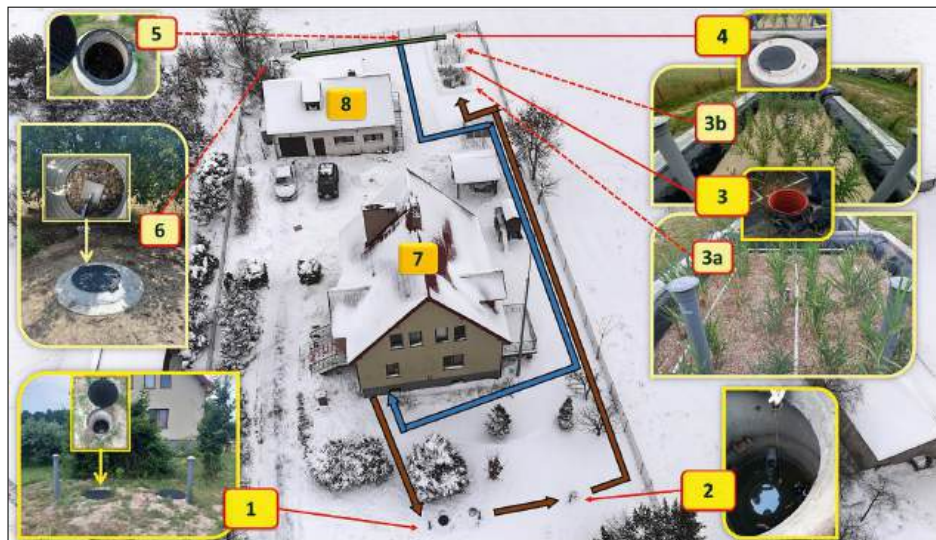


Figure 2. The hybrid constructed wetland with a closed water circuit and the location of its components in the area surrounding the employee housing unit in the PNP, Kulczyn, Poland: 1 – two-chamber primary settling tank; 2 – pumping station for raw sewage; 3a – VF reed bed; 3 – collection/distribution well downstream of the VF bed; 3b – HF willow bed; 4 – collection/distribution well downstream of the HF bed; 5 – pumping station for purified wastewater; 6 – dry well for discharge of excess treated wastewater; 7 – residential building; 8 – outbuilding; brown line – inflow of wastewater to the treatment plant; blue line – inflow of treated wastewater from the treatment plant to the house for re-use; green line – outflow of excess treated sewage to the dry well.

plant was designed to handle 0.4 m^3 of influent wastewater per day, with the VF bed operating under a hydraulic load of $0.033 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{day}$ [Malik et. al., 2021]. Wastewater discharged from the residential building first passes into the primary settling tank (1) for mechanical treatment (Figure 3). Then, it flows by gravity into the pumping station (2) equipped with an Omnigena

WQ 6-10-0.37 submersible pump, which pumps the mechanically treated wastewater into the VF bed with common reed (*Phragmites australis* [Cav.] Trin. ex Steud). Next, the wastewater filtered through the VF bed is collected in the collection/distribution well (3) located between the two beds, from which it passes by gravity into the HF bed planted with willow

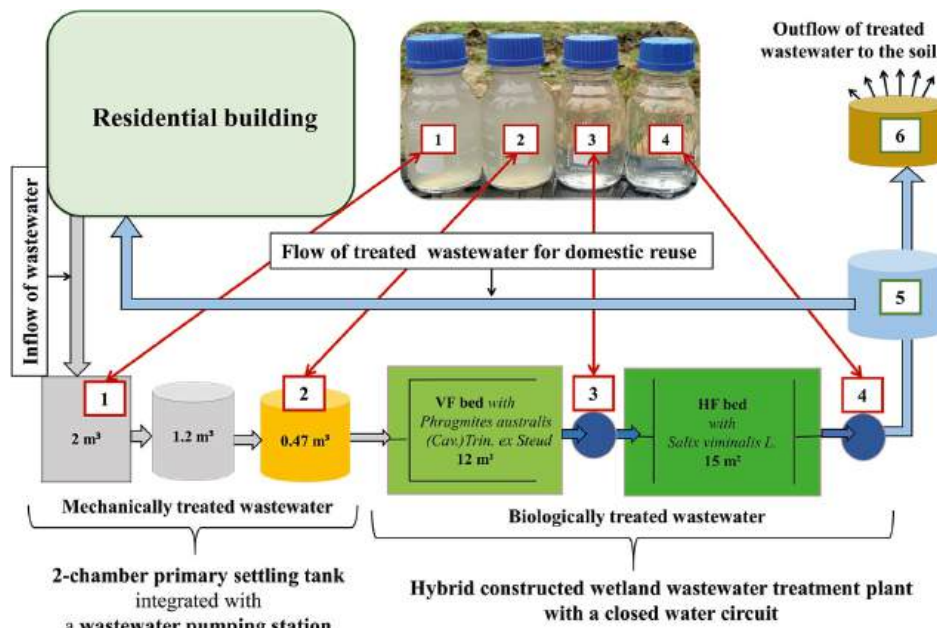


Figure 3. Schematic of the closed water circuit hybrid constructed wetland serving the employee housing unit in the PNP, Kulczyn, Poland. Wastewater sampling sites: 1 – primary settling tank (raw sewage); 2 – pumping station for mechanically treated wastewater; 3 – collection/distribution well downstream of the VF bed; 4 – collection/distribution well downstream of the HF bed, 5 – pumping station for purified wastewater; 6 – dry well – receiver of excess treated wastewater.

(*Salix viminalis* L.). Both beds are rectangular holes in the ground lined with 1 mm thick impermeable waterproofing geomembrane. They are filled with materials that have good filtration properties. The VF reed bed is 80 cm deep and is filled with gravel with a grain size of 2–8 mm. The HF willow bed is 120 cm deep and is filled with 1–2 mm gravel. The beds are used for biological treatment of sewage. Wastewater treated in the HF bed flows by gravity to another collection/distribution well (4), and from there to the pumping station for purified sewage (5). This station is equipped with two submersible pumps. One of them, an Omnigena WQ 1500F sewage and drainage pump, returns treated wastewater into the household for reuse. The other one, an Omnigena WQ 250F submersible sewage and drainage pump, discharges excess purified wastewater to the dry well (6), in which the wastewater passes through two filtration layers to finally seep into the ground. The upper filtration layer consists of crushed stone with a grain size of 30–60 mm, and the lower layer is made of coarse 1–2 mm sand. Table 1 shows the key technological parameters of the tested treatment plant.

$$RT = (L \cdot W \cdot n \cdot d) / Q \quad (1)$$

where: L [m] – bed length, W [m] – bed width, n – porosity of bed material ($n_{\text{sand}} = 0.402$, $n_{\text{gravel}} = 0.431$), d [m] – height of the filter bed filled with wastewater (VF = 0.6 m, HF = 1.0 m), Q [$\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$] – average daily influent flow rate in the test period = $0.442 \text{ m}^3/\text{day}$.

METHODS

We analyzed the performance of the hybrid CW in the first 15 months of its operation from October 2022 to December 2023. During this time, 14 test runs were performed during which 56 wastewater samples were collected for assessing selected physical, chemical and microbiological parameters of wastewater. The volumes of influent and effluent were also measured. Monthly precipitation totals were used to calculate the share of rainwater (snow) in the total hydraulic load of the CW, and evaporation from the CW in the testing period was determined. Wastewater for physico-chemical and microbiological analyses was sampled from various stages of treatment once a month. During each

Table 1. Technological parameters of the constructed wetland serving the employee housing unit in the PNP, Kulczyn, Poland

Start-of-operation date	2022
Population equivalent	4
Design influent flow rate Q (m ³ /day)	0.4
Active capacity of the primary settling tank V (m ³)	3.2
VF reed bed area (<i>Phragmites australis</i> [Cav.] Trin. ex Steud) (m ²)	12
HF willow bed area (<i>Salix viminalis</i> L.) (m ²)	15
Total surface area (m ²)	27
Bed depth (m)	VF – 0.8 HF – 1.2
Hydraulic load of the VF bed (m ³ /m ² /day)	0.037
Wastewater retention time in the beds (days)*	VF = 7.0 HF = 13.6
Wastewater receiver	Dry well

Note: Wastewater retention time was calculated by Formula 1 given by Conley et al. [1991]:

tent run, four wastewater samples collected from the successive stages of treatment were analyzed (Fig. 3). The following parameters were determined in the samples: dissolved oxygen concentration, total suspended solids (TSS), BOD₅, COD, ammonium nitrogen, nitrate nitrogen, nitrite nitrogen, total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP). Moreover, the samples were assayed for the presence of *E. coli* and fecal enterococci.

Samples were collected, transported, processed and tested in compliance with the relevant Polish Standards [PN-EN ISO 5667-1:2022-07, PN-ISO 5667-10:2021-11, PN-EN ISO 19458:2007], which are consistent with APHA protocols [American Public Health Association 1992, American Public Health Association 2005]. Physico-chemical and microbiological assays were performed in compliance with commonly used standards and methods (Table 2) in the laboratories of the Department of Environmental Engineering and Geodesy and the Department of Environmental Microbiology of the University of Life Sciences in Lublin (Poland). The amounts of wastewater influent to and effluent from the treatment plant were recorded using three vane-wheel water meters with pulse generators (1 dm³/pulse). A water meter from BMETERS GSD8 Q3 = 4.0 m³/h T50 (B Meters srl, Via Friuli 3, Gonars 33050, Italy) was installed in the raw sewage pumping station to record the amount of wastewater flowing into the treatment plant. Wastewater discharged from the treatment plant was measured using two other water meters installed (1) in the dry well (a BMETERS GSD8 water meter Q3 = 4.0 m³/h T50; B Meters srl, Via Friuli 3, Gonars 33050, Italy) and (2) downstream

of the hydrophore collecting treated wastewater for reuse in the household (a METRON JS 1.0 17 water meter Qn = 1.0 m³/h; METRON Integrated Systems Factory Sp. z o. o., Torun, Poland). The hydrophore for collecting treated wastewater for reuse in the household is the terminal component of the treated wastewater reclamation installation, the operation of which will be the subject of another article. Data from the water meters installed in the pumping station and the dry well were recorded using two Lascar Electronics EL-USB-5 pulse recorders.

The air temperature in the area of the treatment plant was measured using a Lascar Electronics EL-USB-1-PRO electronic temperature recorder. The temperature recorder was placed 5 cm above the surface of the HF willow bed in a special white housing which protected the device against sunlight and allowed free air flow. The wastewater quantity data and the temperature data were recorded automatically every hour. Downloaded data were read on a PC using EasyLog software (EasyLog USB v. 7.7.0.0, Lascar Electronics Ltd. United Kingdom), which was downloaded by inserting the data logger into the PC's USB port. EasyLog software was used to save, read and export the data to Microsoft Excel 2010 for further analysis. Pulses from the water meter downstream of the hydrophore were registered using a LIW-01 Supla Zamel Wi-Fi pulse counter (Zamel Sp. z o. o. Pszczyna, Poland) with SUPLA software version 24.01.01 [www.supla.org.pl, accessed on 14 January 2024]. Data were saved automatically every 10 minutes in SUPLA CLOUD. Then they were downloaded to a hard drive, stored

Table 2. Testing methods and measuring equipment used for the physico-chemical and microbiological assays of wastewater samples collected from the CW in Kulczyn

No.	Test parameter	Document Standard No.	Measurement method / Measuring equipment
1	Dissolved oxygen	PN-EN ISO 5814:2013-04	Electrometric method / ORION Star A329 Set multiparameter meter from Thermo Fisher Scientific (Waltham, USA)
2	Total suspended solids	PN-EN 872:2007+Apl:2007	Direct gravimetric method used after filtration through filters and drying at 105 °C / SLW 53 laboratory dryer from Pol-Eko (Wodzisław Śląski, Poland)
3	BOD ₅	PN-EN 1899-1:2002, 2:2002	Dilution method. Oxygen was measured before and after 5 days of incubation at 20 °C in complete darkness with the addition of a nitrification inhibitor / ORION Star A329 Set multiparameter meter from Thermo Fisher Scientific (Waltham, USA)
4	COD	PN-ISO 15705:2005	Dichromate method with prior oxidation of the sample in a thermoreactor at 148 °C for 2 h / Thermoreactor from WTW (Weilheim, Germany), NANOCOLOR UV/VIS spectrophotometer from Macherey-Nagel (Düren, Germany)
5	Total nitrogen	PN-C-04576-14:1973	Spectrophotometric method with prior oxidation of the sample in a thermoreactor at 120 °C for 30 min / Thermoreactor from WTW (Weilheim, Germany), NANOCOLOR UV/VIS spectrophotometer from Macherey-Nagel (Düren, Germany)
6	Total phosphorus	PN-EN ISO 6878:2006 pkt. 7 +Ap1:2010+ AP2:2010	Spectrophotometric method with prior oxidation of the sample in a thermoreactor at 120 °C for 30 min / Thermoreactor from WTW (Weilheim, Germany), NANOCOLOR UV/VIS spectrophotometer from Macherey-Nagel (Düren, Germany)
7	<i>Escherichia coli</i> (<i>E. coli</i>)	PN-EN ISO 9308-3:2002P	Miniaturised method (Most Probable Number) for the detection and enumeration of <i>E. coli</i> in surface and wastewater / UV observation chamber (Wood's lamp)
8	Fecal enterococci (<i>Enterococci</i>)	PN-EN ISO 7899-1:2002P	Miniaturised method (Most Probable Number) for the detection and enumeration of <i>E. coli</i> in surface and waste water / UV observation chamber (Wood's lamp)

in Microsoft Excel 2010 and monitored online on mobile devices using the SUPLA app for Android. A Davis Vantage Pro 2 wireless home weather station with WeatherLink Data Logger 6510USB software (Davis Instruments 2019, USA) was installed near the treatment plant to record precipitation data. Gaps in rainfall measurements were supplemented with data from the weather station operated by the Department of Grassland and Landscape Management of the University of Life Sciences in Lublin, which is located near the PNP in the village of Sosnowica. The equipment we used provided very accurate measurements of air temperature, precipitation and the volumes of influent and effluent during the study period. The test results were used to calculate the mean, median, minimum and maximum values of the analyzed pollution parameters, as well as the standard deviation of the mean and the coefficient of variation. The concentrations of pollutants in the effluent from the CW were compared to the limits laid down in the Regulation of the Polish Minister of Maritime Economy and Inland Navigation of 2019. Pursuant to this Regulation [36], the concentrations of pollutants in wastewater discharged from the investigated facility must not exceed 50 mg/L TSS, 40 mg/L BOD₅, and 150 mg/L COD. The pollutant removal

efficiency (η) of the investigated treatment plant was calculated on the basis of the mean concentrations of the analyzed pollution parameters at the inlets (C_{in}) and outlets (C_{out}) of the individual stages of treatment and the entire CW, using Formula 2:

$$\eta = (C_{in} - C_{out}) \times 100 / C_{in} \quad [\%] \quad (2)$$

The average pollutant load (APL) was calculated according to Formula 3:

$$APL = (C_{in} \times Q_{in}) / A \quad [g/m^2/day] \quad (3)$$

where: C_{in} [mg/l] – average influent contaminant concentration; Q_{in} [m³/day] – average daily influent flow rate; A [m²] – surface area of a CW bed.

The mass removal rate (MRR) was calculated according to Formula 4:

$$MRR = [(C_{in} \times Q_{in}) - (C_{out} \times Q_{out})] / A \quad [g/m^2/day] \quad (4)$$

where: C_{in} [mg/l] – average influent contaminant concentration; Q_{in} [m³/day] – average daily influent flow rate; C_{out} [mg/l] – average effluent contaminant concentration; Q_{out} [m³/day] – average daily effluent flow rate; A [m²] – surface area of CW bed.

RESULTS AND DISCUSSION

Influent and effluent volumes

Figure 4 shows monthly rainfall totals and average monthly air temperatures for the CW across the study period. These data demonstrate that during the time of this study, precipitation affected the amount of wastewater flowing into the treatment plant. The data in Figure 4 indicate that the study period was characterized by large fluctuations in rainfall levels across months. The highest rainfall totals of 69 and 70 mm were recorded in the summer months of June and July 2023, respectively; the lowest amount of 20 mm of rainfall was registered in September 2023. The lowest average monthly air temperatures (0.6–2.3 °C) were observed from December 2022 to February 2023 and in December 2023. The highest temperatures of 21.9 and 22.1 °C were recorded in the summer months of July and August, respectively. As the data show, the high temperatures increased evaporation, reducing the amount of wastewater discharged from the treatment plant. Table 3 presents influent and effluent levels for the treatment plant. The influent data include the amount of wastewater discharged from the household plus the amount of rain that fell on the surface of the two CW beds. It was found that in the period from October 2022 to December 2023, a total volume of approximately 201 m³ of wastewater and rainwater entered the treatment plant, and approximately 179 m³ of treated wastewater was discharged from it. This means that despite the inflow of rainwater, the amount

of treated effluent was on average 11% lower than the amount of incoming wastewater. During the test period, approximately 22 m³ of water evaporated from the CW beds. It was calculated that the share of rainwater in the total amount of sewage into the CW ranged from 6.37% in February 2023 to over 35% in July 2023 (Figure 5). On average, then, precipitation accounted for approximately 11% of the total amount of influent wastewater. In another study, investigating a vertical flow CW, the share of rainwater in the influent ranged from 5–45% [Operacz et al., 2023]. Observations of two single-stage and two hybrid CWs reported in [Józwiakowski 2012] showed that the share of rainwater in the total amount of incoming sewage ranged from 13 to 33%. Much higher figures were recorded for a CW operating in Glaslough, Ireland, where the average proportion of rainwater in the total hydraulic load was 55.8% [Dong et al., 2011]. Authors who examine the impact of precipitation on the operation of CWs point out that rainwater can significantly dilute wastewater flowing into a treatment plant, thus improving the effectiveness of treatment [Józwiakowski 2012, Dong et al., 2011, Józwiakowska and Bugajski 2023]. The lowest volumes of influent (7023 m³) and effluent (2292 m³) were recorded in July, when the family living in the household went on vacation and the consumption of water in the household fell (Figure 5). For most of the study period, the amount of effluent was lower than the amount of influent, which was probably due to evaporation from the surface of plants growing in the CW beds. During

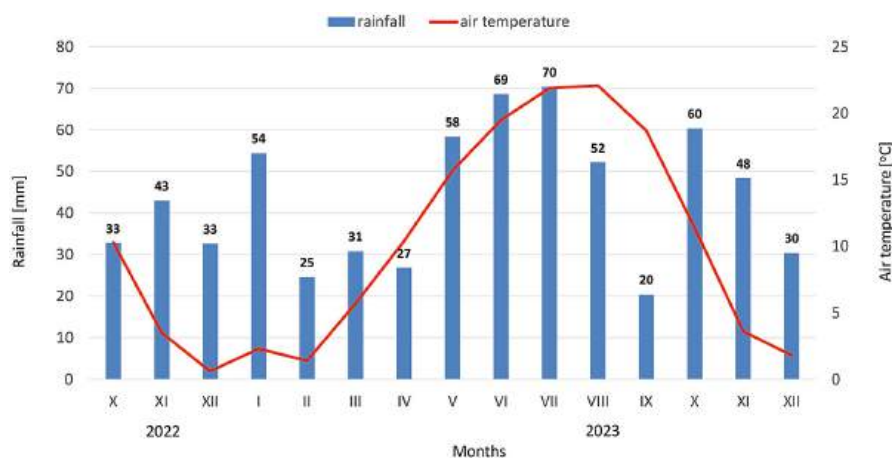


Figure 4. Monthly rainfall totals and average monthly air temperatures in the period from October 2022 to December 2023

Table 3. Influent and effluent levels during the study period

Year/Month		Q [m ³ /d]	Q _{IN+P} [m ³]	Q _{OUT} [m ³]	D [m ³]
2022	Oct	0.402	13.605	12.455	1.150
	Nov	0.413	13.896	13.918	+0.022
	Dec	0.433	14.579	14.973	+0.394
2023	Jan	0.453	15.935	15.873	0.062
	Feb	0.452	13.513	13.422	0.091
	Mar	0.449	15.007	14.820	0.187
	Apr	0.376	12.212	11.698	0.514
	May	0.390	14.145	10.289	3.856
	Jun	0.420	15.002	13.894	1.108
	Jul	0.147	7.023	2.292	4.731
	Aug	0.337	12.277	6.273	6.004
	Sept	0.338	10.844	8.160	2.684
	Oct	0.371	13.609	12.368	1.241
	Nov	0.407	13.904	13.763	0.141
	Dec	0.465	15.484	15.240	0.244
Total volume			201.035	179.438	21.597

Note: Q – average daily influent flow rate; Q_{IN+P} – sum of the amounts of influent wastewater and rainwater feeding the surface of the two CW beds, Q_{OUT} – amount of effluent wastewater, D – difference between the amounts of influent and effluent wastewater.

the winter months, the amounts of incoming and outgoing wastewater were nearly the same, with the exception of November and December 2022. In these two months, the volume of effluent was slightly higher than the volume of influent (Table 3, Fig. 5). This could have been an effect of snow being blown onto the CW beds from the adjacent fields. Once the snow melted, it likely increased the amount of wastewater discharged from the treatment plant. However, the amount of snow could not be registered by the weather station, which only records vertical precipitation.

Wastewater composition at different stages of treatment

Table 4 provides basic descriptive statistics of the tested physico-chemical and microbiological contamination parameters at different stages of purification. Figures 6 and 7, on the other hand, present the dynamics of changes in the concentration of the tested physico-chemical and microbiological contaminants and their average concentrations at individual stages of treatment across the entire study period

Dissolved oxygen

The concentration of dissolved oxygen in raw wastewater ranged from 0.02–0.75 mg O₂/L,

with a mean of 0.16 mg O₂/L. The dissolved oxygen concentration in wastewater that has passed through the primary settling tank was not much higher at 0.36 mg O₂/L. However, a considerable increase in the content of dissolved oxygen was observed in wastewater discharged from the CW beds – 1.52 mg O₂/L (effluent from the VF bed) and 2.88 mg O₂/L (effluent from the HF bed), which testifies to the effectiveness of the biological treatment processes occurring in those beds (Table 4). It was simultaneously observed that the concentrations of dissolved oxygen in wastewater were higher in the winter months and lower in the summer months, when air temperature increased.

Total suspended solids

The concentration of TSS in raw wastewater flowing into the primary settling tank ranged from 85 to 280 mg/L, with a mean of 141 mg/L. After mechanical treatment of wastewater in the tank, the content of TSS decreased to an average of 83 mg/L. A further decrease was recorded in effluents from the VF and HF beds, in which the mean contents of TSS were 16.8 and 11.2 mg/L, respectively (Table 4). Such low TSS levels were recorded in wastewater discharged from the CW beds throughout the study period (Figure 6A). The mean concentration of TSS in wastewater leaving the HF bed was much lower

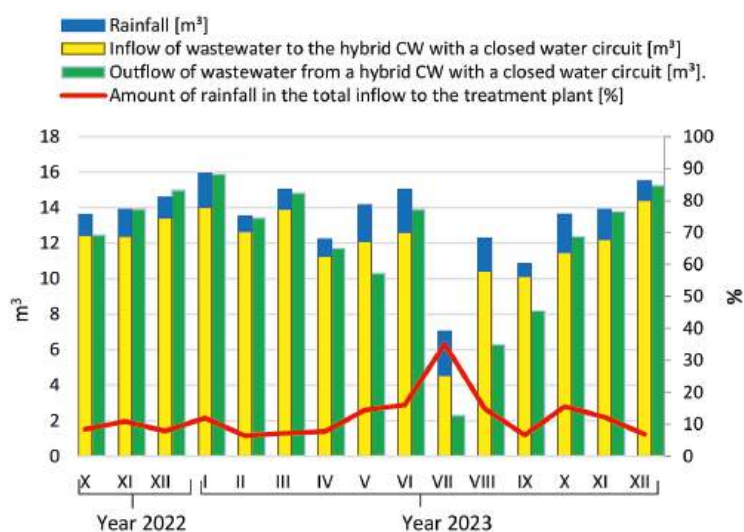


Figure 5. Monthly volumes (m^3) of influent (including rainwater) and effluent, and the percentage of rainwater in influent across the study period

than the limit of 50 mg/L set out in the current Polish Regulation [2019] (Figure 7A).

BOD₅

Raw wastewater influent to the primary settling tank contained an average of 165 to 367 mg O_2/L of organic pollutants expressed as BOD_5 . The mean BOD_5 was 246 mg O_2/L . This value dropped to 183 mg/L when wastewater was treated mechanically in the primary settling tank. Treatment in the VF and HF CW beds led to further reductions in BOD_5 to 19.6 and 6.9 mg O_2/L , respectively. The level of BOD_5 in wastewater discharged from the CW beds was consistently low throughout the period studied (Figure 6B). The mean BOD_5 in wastewater effluent from the HF bed was much lower than the limit of 40 mg/L set out in the current Polish Regulation [2019] (Figure 7B).

COD

Raw wastewater flowing into the primary settling tank contained an average of 407 to 800 mg O_2/L of organic pollutants expressed as COD. The mean COD was 606 mg O_2/L . This value dropped to 515 mg/L in wastewater that had passed through the primary settling tank. Further treatment in the VF and HF CW beds caused a reduction in COD to 96 and 40.4 mg O_2/L , respectively. The level of COD in wastewater discharged from the CW beds was consistently low throughout the period studied (Figure 6C). The mean value of COD in

wastewater discharged from the HF bed was lower than 150 mg/L, which means it met the requirements laid down in the current Polish Regulation [2019] (Figure 7C).

Total nitrogen

The assays showed that TN concentration in raw wastewater ranged from 53 to 146 mg/L, with a mean of 87 mg/L. The content of TN did not fall after mechanical treatment of wastewater in the primary settling tank. A gradual decrease in this parameter was observed only in samples of effluent from the VF and HF beds, which contained an average of 50 and 36 mg/L of TN, respectively (Figure 7D). The concentrations of TN in effluent from the HF bed were much lower than those measured in effluent from the VF bed throughout the study period (Figure 6D).

Total phosphorus

The assays showed that the concentration of TP in raw wastewater ranged from 7.1 to 27.9 mg/L, with a mean of 14.3 mg/L. After mechanical treatment of wastewater in the primary settling tank, the content of TP decreased to an average of 13.9 mg/L. Much smaller concentrations were observed in samples of effluent from the VF and HF beds, which contained 6.6 and 4.0 mg/L of TP, respectively (Figure 7E). The concentrations of TP in the effluent from the HF bed were lower than those in wastewater discharged from the VF bed throughout the period studied (Figure 6E).

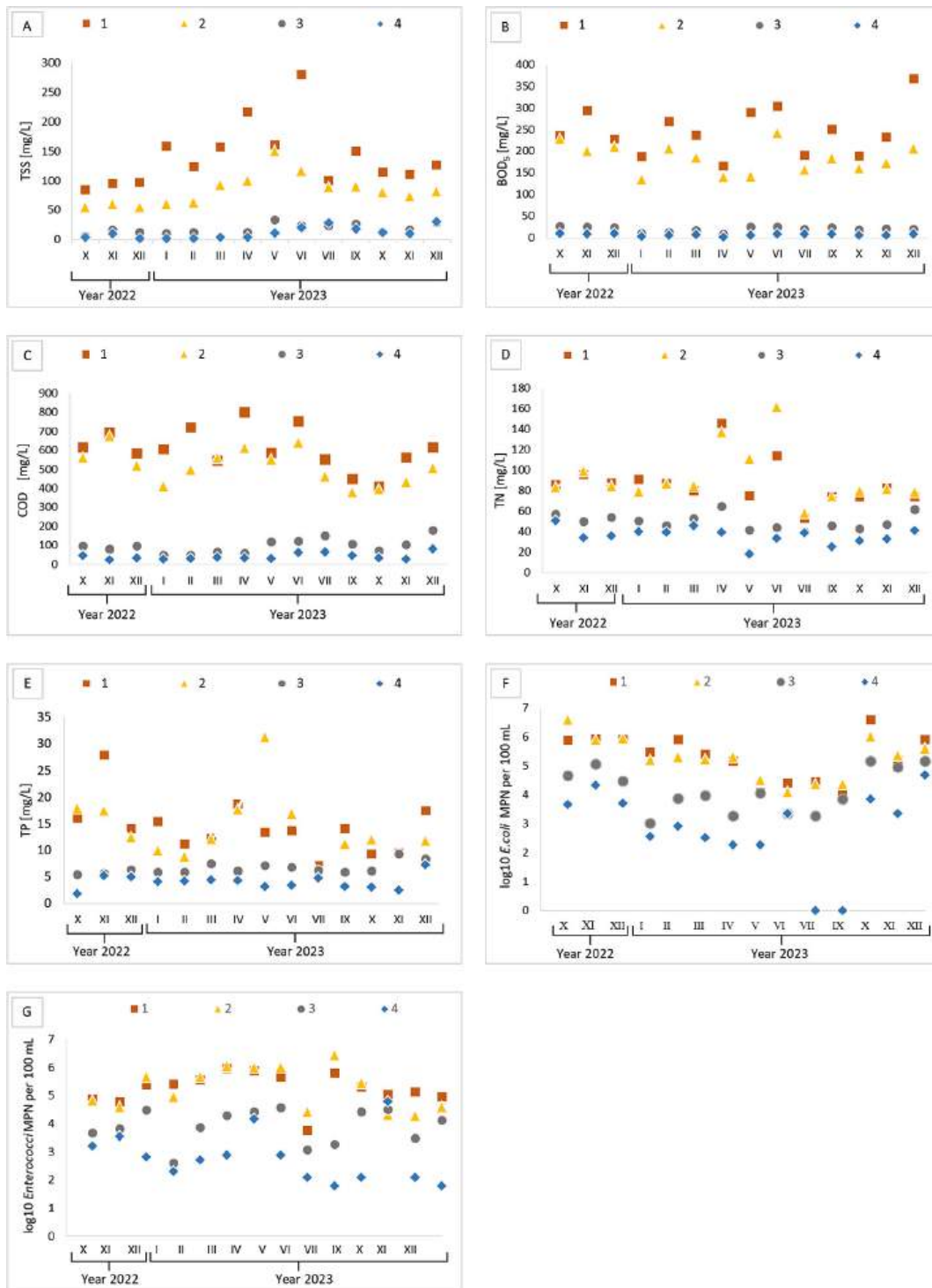


Figure 6. Dynamics of changes in the concentration of the tested physico-chemical (A–E) and microbiological (F–G) contaminants at individual stages of purification over the entire study period. A – total suspended solids (TSS), B – biochemical oxygen demand (BOD₅), C – chemical oxygen demand (COD), D – total nitrogen (TN), E – total phosphorus (TP), F – *Escherichia coli* (*E. coli*), G – *Enterococci*, 1 – raw wastewater, 2 – wastewater discharged from the primary settling tank, 3 – wastewater discharged from the VF reed bed, 4 – wastewater discharged from the HF willow bed.

Table 4. Descriptive statistics of the pollution parameters of wastewater sampled from different stages of treatment in the study period

Parameter (Unit)	Wastewater type	Min.	Max.	Mean	Median	Standard deviation	Coefficient of variation
Oxygen (mg/l)	1	0.02	0.75	0.16	0.08	0.21	1.30
	2	0.04	1.09	0.36	0.19	0.34	0.97
	3	0.65	2.68	1.52	1.48	0.59	0.39
	4	0.94	4.39	2.88	3.23	1.08	0.37
Total suspended solids (mg/l)	1	85	280	140.9	125.1	53.4	0.38
	2	55	150	83.2	80.5	26.5	0.32
	3	3.6	33.3	16.8	14.7	8.8	0.53
	4	2.0	30	11.2	10.0	9.6	0.86
BOD ₅ (mg/l)	1	165	367	246	236	55	0.22
	2	134	242	183	184	33.9	0.18
	3	8.1	27.0	19.6	20.5	5.9	0.30
	4	0.94	9.98	6.90	7.66	2.61	0.38
COD (mg/l)	1	407	800	606	595	109	0.18
	2	379	675	515	513	91.9	0.18
	3	47	178	96	97	38.2	0.40
	4	22.7	79.0	40.4	33.5	17	0.42
Total nitrogen (mg/l)	1	53	146	87	84	22	0.25
	2	58	162	93	84	27	0.29
	3	40	82	50	49	7.5	0.15
	4	18	50	36	37	8.2	0.23
Total phosphorus (mg/l)	1	7.1	27.9	14.3	13.8	5.1	0.35
	2	5.6	31.3	13.9	12.0	6.2	0.45
	3	5.5	9.3	6.6	6.1	1.1	0.17
	4	1.7	5.2	4.0	4.1	1.3	0.34
<i>E. coli</i> (log ₁₀ MPN)	1	4.08	6.61	5.32	5.45	0.79	0.15
	2	4.09	6.61	5.28	5.30	0.73	0.14
	3	3.02	6.61	4.16	4.02	0.76	0.18
	4	0.00	4.68	2.82	3.14	1.40	0.50
Fecal enterococci (log ₁₀ MPN)	1	3.76	5.97	5.25	5.34	0.57	0.11
	2	4.28	6.44	5.23	5.21	0.74	0.14
	3	2.60	4.84	3.90	3.99	0.61	0.16
	4	1.78	4.78	2.79	2.76	0.89	0.32

Note: 1 – raw wastewater, 2 – wastewater discharged from the primary settling tank, 3 – wastewater discharged from the VF reed bed, 4 – wastewater discharged from the HF willow bed.

Escherichia coli

As our data for the entire study period show (Fig. 6F), the highest concentrations of *E. coli* bacteria were mostly recorded in raw wastewater. The months of October and December 2022 and April, May, September and November 2023 were the only ones in which the number of these bacteria was higher in mechanically treated wastewater than in raw wastewater. In the period from January to April 2023, *E. coli* counts in raw wastewater

and wastewater from the primary settling tank were similar (5.16–5.91 and 5.23–5.30 log₁₀ MPN per 100 mL, respectively); the same situation was observed from May to September 2023, when the respective bacterial counts were in the range of 4.08–4.46 and 4.09–4.52 log₁₀ MPN per 100 mL. In the latter period, however, the counts of this group of microorganisms were lower compared to the period from January to April 2023. *E. coli* counts in effluent from the VF reed bed were considerably lower compared to those recorded in raw wastewater

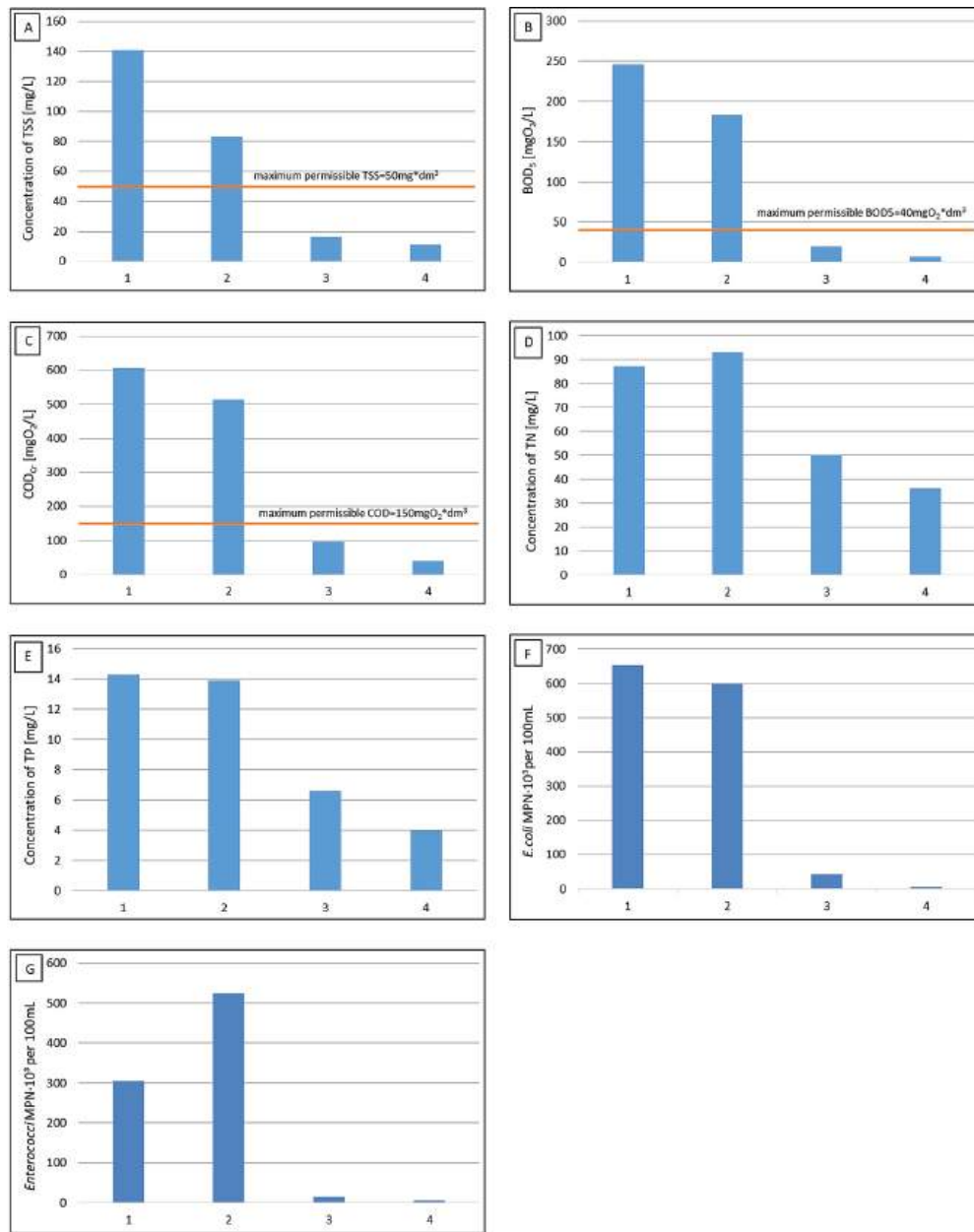


Figure 7. Mean concentrations of physico-chemical (A–E) and microbiological (F–G) contaminants in wastewater sampled from the CW at individual stages of treatment. A – total suspended solids (TSS), B – biochemical oxygen demand (BOD₅), C – chemical oxygen demand (COD), D – total nitrogen (TN), E – total phosphorus (TP), F – *Escherichia coli* (*E. coli*), G – *Enterococci*, 1 – raw wastewater, 2 – wastewater discharged from the primary settling tank, 3 – wastewater discharged from the VF reed bed, 4 – wastewater discharged from the HF willow bed.

and wastewater treated in the primary settling tank throughout the study period. The lowest concentrations of *E. coli* (log₁₀ MPN per 100 mL) were recorded in January (3.88), April (3.28) and July (3.27) 2023 (Fig. 6F). When data for all the stages

of treatment were compared, the lowest levels of *E. coli* were found in the effluent from the HF willow bed. In July and September 2023, wastewater discharged from this bed was completely free from these bacteria. The highest counts of *E. coli* were

recorded in October, November and December of 2022 and 2023 across the sampling sites.

Fecal enterococci

Enterococcal counts (log₁₀ MPN per 100 mL) in raw wastewater were higher than those determined in mechanically treated wastewater discharged from the primary settling tank in November (4.78), January (5.39) and October till December 2023 (4.96–5.05). In the remaining months, effluent from the tank contained higher concentrations of enterococci than raw wastewater. The counts of these bacteria were considerably reduced in wastewater that had passed through the VF reed bed. The lowest enterococcal counts (log₁₀ MPN per 100 mL) in the effluent from this bed were registered in January (2.60), June (3.07) and July (3.26) 2023, and the highest in the period from March to May 2023 (4.30–4.56) and in September (4.41) and October (4.50) 2023. Treated sewage discharged from the HF willow bed contained the lowest numbers of enterococci across the study months. The lowest MPN values per 100 mL (log₁₀) were recorded in the effluent from this bed in the period from June to September 2023 (1.77–2.07) and in November (2.07) and December (1.77) of that year (Fig. 6G).

Wastewater treatment efficiency of the constructed wetland

Table 5 shows the average pollutant loads and mass removal rates for the VF and HF beds and the entire CW system. Figures 8 and 9 present the efficiencies of the individual stages of treatment and the entire CW at removing the tested contaminants.

Total suspended solids removal efficiency

It was shown that the CW’s two-chamber primary settling tank had an average TSS removal efficiency of 40.95% (Figure 8A). This value was lower than that obtained by Micek et al. [2020] during a three-year study of three- and four-chamber primary settling tanks used in CWs and activated sludge treatment plants in the Roztocze National Park (RNP). In their study, the three-chamber settling tanks removed 42–60% of TSS while the four-chamber settling tanks had TSS removal rates in the range of 60–77%. These data indicate that the number of chambers has a strong impact on the efficiency of eliminating TSS from wastewater. Our data showed that the VF reed bed achieved the highest TSS removal rates, eliminating, on average, 79.76% of this contaminant. The TSS removal efficiency of the HF bed was much lower at 33.65% (Figure 8A). The mean TSS removal efficiency of the entire treatment plant was quite high already during the start-up period – 93.33% (Figure 9). In Józwiakowski et al.’s study [2019] of ten hybrid CW systems operating in south-eastern Poland, the mean TSS removal efficiency was 93%, which is similar to that obtained in the tested facility already during the start-up period. Józwiakowski et al. [2019] also found that single-stage CWs provided a lower removal rate for TSS (82%) than hybrid systems.

In the present study, it was shown that in the VF reed bed, the mean mass removal rate (MRR) of TSS was 2.16 g/m²/day, and in the HF bed it was much lower at only 0.15 g/m²/day. The MRR of TSS for the entire treatment plant was 1.04 g/m²/day (Table 4). Lower MRRs for TSS were reported by Micek et al. [2020] for two similar

Table 5. Average pollutant loads (APL) and mass removal rates (MRR) of the facility under study (in g/m²/day)

Parameter		Bed type		
		VF	HF	VF-HF
TSS	APL	2.70	0.44	1.20
	MRR	2.16	0.15	1.04
BOD ₅	APL	5.96	0.51	2.65
	MRR	5.32	0.33	2.55
COD	APL	16.73	2.51	7.43
	MRR	13.62	1.43	6.85
TN	APL	3.02	1.31	1.34
	MRR	1.40	0.35	0.82
TP	APL	0.45	0.17	0.20
	MRR	0.24	0.07	0.14

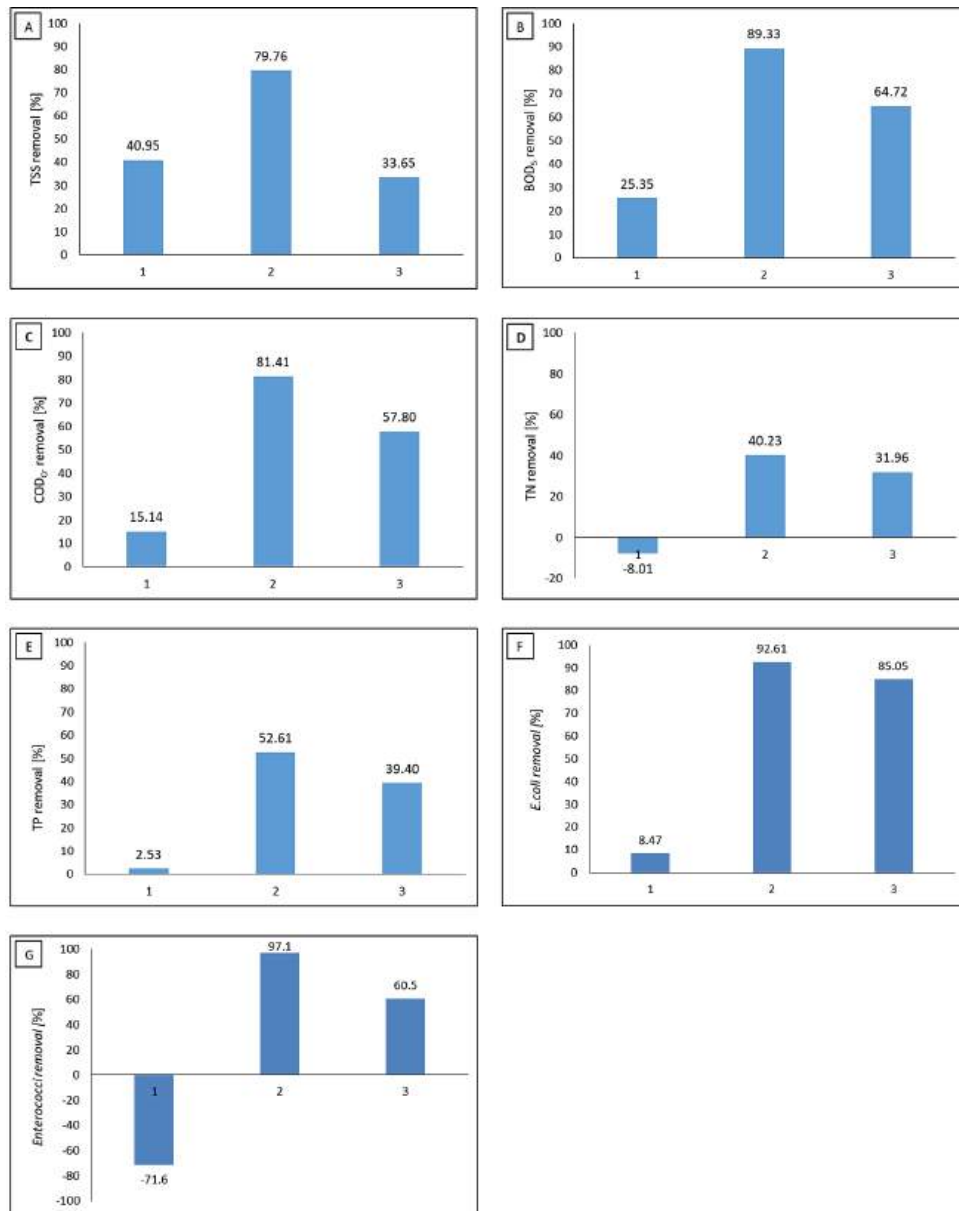


Figure 8. Efficiency of removal of physico-chemical (A–E) and microbiological (F–G) contaminants in the individual treatment stages of the investigated CW: A – total suspended solids (TSS), B – biochemical oxygen demand (BOD₅), C – chemical oxygen demand (COD), D – total nitrogen (TN), E – total phosphorus (TP), F – *Escherichia coli* (*E. coli*), G – *Enterococci*, 1 – raw wastewater, 2 – removal efficiency of the primary settling tank, 2 – removal efficiency of the VF reed bed, 3 – removal efficiency of the HF willow bed.

VF-HF CWs used in the RNP. In those facilities, the MRRs of TSS for VF beds were 1.67 and 1.28 g/m²/day, and for HF beds they were 0.36 and 0.17 g/m²/day. The MRRs of TSS for the entire hybrid CWs operating in the area of the RNP were 0.85 and 0.63 g/m²/day.

BOD₅ reduction rates

In the present study, the two-chamber primary settling tank offered an average BOD₅ reduction rate of 23.25% (Figure 8B). Its efficiency was comparable to that (8–26%) reported by Micek et. al. [2020] for three-chamber primary settling

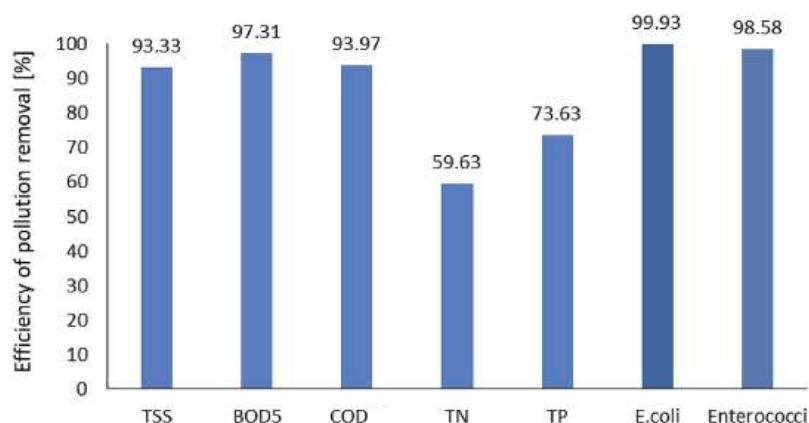


Figure 9. Average pollutant removal efficiency of the investigated CW in the start-up period. TSS – total suspended solids, BOD₅ – biochemical oxygen demand, COD – chemical oxygen demand, TN – total nitrogen, TP – total phosphorus, E. coli – *Escherichia coli*, Enterococci.

tanks used in the domestic wastewater treatment plants installed in the RNP. In Micek et al. [2020] three-year study, four-chamber settling tanks provided a much higher BOD₅ reduction rate, in the range of 50–51%, which indicates that the number of chambers has a strong impact on the efficiency of a settling tank at reducing BOD₅. The present experiments demonstrated that, just as in the case of TSS, the highest BOD₅ reduction rate (89.33%) was achieved in the VF reed bed. BOD₅ reduction in the HF willow bed was again lower at 64.72% (Figure 8B). The mean BOD₅ reduction rate for the entire treatment plant during the run-in period was 97.31% (Figure 9). In Józwiakowski et al.'s 2019 study of ten hybrid CW systems, the average BOD₅ reduction rate was 97%, which is similar to that obtained in the tested facility already during the start-up period. Similarly to our observations, Józwiakowski et al. [2019] also found that single-stage CWs provided a lower BOD₅ reduction rate (89%) than hybrid systems. In the present study, the mean MRR of BOD₅ for the VF reed bed was 5.32 g/m²/day; This value was much lower for the HF bed at only 0.33 g/m²/day. The MRR of BOD₅ for the entire treatment plant was 2.55 g/m²/day (Table 4). Different MRRs of BOD₅ were obtained by Micek et al. [2020] in their study of the two VF-HF CWs installed in the RNP. In those treatment plants, the MRRs of BOD₅ for the VF beds were 5.77 and 2.66 g/m²/day, and for the HF beds they were 0.16 and 0.24 g/m²/day. The MRRs of BOD₅ for those two hybrid CWs considered as whole systems were 2.26 and 1.25 g/m²/day.

COD reduction rates

In the CW system we investigated, the two-chamber primary settling tank offered an average COD removal efficiency of 15.14% (Figure 8A). This value was slightly higher than that recorded by Micek et al. [2020] for three-chamber primary settling tanks, but much lower than that obtained by those authors for four-chamber settling tanks (48–51%). These data indicate that the number of chambers has a strong impact on the efficiency of a settling tank at reducing COD. The present study demonstrated that, just as in the case of TSS and BOD₅, the best COD reduction rate (81.41%) was provided by the VF bed. Again, the HF bed had a lower efficiency at 57.80% (Figure 8B). The mean COD reduction rate for the entire treatment plant was 93.97% (Figure 9). This value, which was obtained during the start-up period, is almost identical to the mean COD reduction rate reported by Józwiakowski et al. in their 2019 study of ten hybrid CW systems (94%). In that study [Józwiakowski et al., 2019] single-stage CWs also provided a lower COD removal rate (85%) than hybrid systems. In our experiments, the MRR of COD for the VF reed bed was 13.62 g/m²/day, which was a much higher value than that obtained for the HF bed – 1.43 g/m²/day. The MRR of COD for the entire treatment plant was 6.85 g/m²/day (Table 4). Different MRRs for COD were reported by Micek et al. [2020] in their study of the two VF-HF CWs used in the RNP. In those treatment systems, the MRRs of COD for VF beds were 15.48 and 8.03 g/m²/day, and for HF beds they were 0.71

and 0.96 g/m²/day. The MRRs of COD for the entire hybrid CWs were 6.25 and 13.90 g/m²/day.

Total nitrogen removal efficiency

Our data demonstrated that the two-chamber primary settling tank which was part of the analysed treatment plant did not ensure an effective removal of TN, as the concentration of this pollutant in the effluent from the tank was 8% higher than in raw wastewater (Figure 8D). A similar observation was made by Micek et al. [2020]. Wastewater discharged from the three-chamber settling tanks they investigated contained 3–14% more TN than raw wastewater. This may have been caused by the release of nitrogen from sewage sludge during the treatment process taking place in the primary settling tanks. The four-chamber primary settling tanks tested by Micek et al. [2020] provided an equally low TN removal efficiency (9–11%). In the present study, the highest TN removal efficiency was achieved in the VF reed bed, which eliminated on average 40.23% of this contaminant. The HF willow bed had a lower TN removal efficiency of 31.96% (Figure 8B). The mean TN removal efficiency of the entire CW system was 59.63% already during the start-up period (Figure 9). This value was only slightly lower than the average TN removal efficiency of 65% reported by Józwiakowski et al. [2019] for ten hybrid CW systems operating in south-eastern Poland. In their study single-stage CWs had a lower TN removal efficiency (53%) than hybrid CW systems. In our experiments, the mean MRR of TN for the VF reed bed was 1.40 g/m²/day, which was a much higher value than that obtained for the HF bed – 0.35 g/m²/day. The MRR of TN for the entire CW was 0.82 g/m²/day (Table 4). These figures are similar to those reported by Micek et al. [2020] in their paper on the two VF-HF CWs used in the RNP. In the facilities they investigated, the MRRs of TN for VF beds were 1.39 and 0.68 g/m²/day, and for HF beds – 0.55 and 1.03 g/m²/day. The MRRs of TN for the entire hybrid CWs were 0.87 and 0.88 g/m²/day.

Total phosphorus removal efficiency

The two-chamber primary settling tank of the treatment plant under study was characterised by a low TP removal efficiency of 2.53% (Figure 8E). Different results were reported by Micek et al. [2020] in their three-year study of three-chamber primary settling tanks used in domestic

wastewater treatment plants installed in the RNP. Those authors observed a 26–37% increase in TP concentration in wastewater discharged from the settling tanks compared to raw sewage. This may have been due to the release of nitrogen from sewage sludge during the treatment process occurring in the primary settling tanks. The four-chamber primary settling tanks investigated by Micek et al. [2020] had an equally low TP removal efficiency.

In our study, the highest TP removal efficiency was achieved in the VF reed bed, which eliminated on average 52.61% of this pollutant. The HF willow bed had a lower TP removal efficiency of 39.40% (Figure 8B). The mean TP removal efficiency of the entire CW system was 73.63% (Figure 9). This value was much lower than the average reported by Józwiakowski et al. [2019] for ten hybrid CW systems operating in south-eastern Poland. Those systems removed an average of 89% of TP from wastewater, but it has to be remembered that the CW we tested was still in its run-in period. In Józwiakowski et al.'s study, [2019], single-stage CWs had a lower TP removal efficiency (65%) than hybrid CW systems.

In our experiments, the mean MRR of TP for the VF reed bed was 0.24 g/m²/day, which was a much higher value than that obtained for the HF bed – 0.14 g/m²/day. The MRR of TP for the entire CW was 0.14 g/m²/day (Table 4). To compare, Micek et al. [2020] reported higher MRR of TP for the two VF-HF CWs operating in the RNP. In those facilities, the MRRs of TP were 0.32 and 0.22 g/m²/day for VF beds, and 0.13 and 0.17 g/m²/day for HF beds. The MRRs of TP for the whole CWs were 0.21 and 0.19 g/m²/day.

E.coli removal rates

The two-chamber primary settling tank in the investigated CW had a low *E. coli* removal efficiency of 8.47% (Figure 8F). The highest concentrations of these bacteria were removed in the VF reed bed – on average 92.61%. The HF willow bed provided a lower mean *E. coli* removal rate of 85.05% (Figure 8F). The mean *E. coli* removal efficiency of the entire CW system was 99.93%, even though it was only the start-up period (Figure 9).

Fecal enterococci removal rates

The two-chamber primary settling tank of the analyzed treatment plant did not ensure effective removal of fecal enterococci, as their

concentrations in the wastewater discharged from the settling tank were 71.6% higher than those found in raw wastewater (Figure 8G). The highest removal rates for enterococci were achieved in the VF reed bed, which eliminated on average 97.1% of these bacteria. The HF willow bed had a lower removal efficiency of 60.5% (Figure 8B). The mean enterococci removal efficiency of the entire CW system during the start-up period was 98.58% (Figure 9).

As pointed out by Rajan et al. [2020], the substrates for hybrid CWs are selected depending on their availability and the design requirements, but it has to be remembered that different substrates have different physical and chemical parameters. These parameters determine the interactions between the plants and the microorganisms inhabiting the CW, as well as their contribution to the treatment of wastewater. Those authors claim that the composition of the microbial communities living in CWs is contingent on temperature, moisture content, pH, presence of macrophytes, type of bed, oxygenation, and the contents of organic matter, organic carbon, N-NH₄ and N-NO₃. Hernández-Crespo et al. [2022] list the following among the factors that influence the pollutant removal efficiency of a CW: hydraulic loading rate (HLR), hydraulic residence time (HRT), solar disinfection, sedimentation, filtration, adsorption of bacteria on organic and inorganic particles and macrophyte roots, the presence of zooplankton and predatory organisms, depth of the bed, as well as the grain size of the filter medium.

As reported by Anastasi et al. [2012], wastewater treated using the activated sludge method or other biological methods often still contains fecal bacteria and pathogens. *E. coli* bacteria may include uropathogenic strains that can survive after various stages of wastewater treatment. In our study, the presence of *E. coli* and enterococci in wastewater that had passed through the HF bed could be related to the higher resistance of some bacterial strains to adverse physicochemical factors, with enterococci being particularly robust to harsh environmental conditions [Russo et al., 2019, Vymazal 2005].

The pollutant removal efficiency of a wastewater treatment system also depends on how complex the system is. Nan et al. [2020], who analyzed 39 different wastewater treatment solutions, emphasized that the highest efficiency at removing physicochemical and microbiological pollutants could be achieved using hybrid

treatment systems. Similar observations were made by Józwiakowski et al. [2019]. Nan et al. [2020] reported that single-stage CWs and hybrid CWs removed from 94 to 99.999% of *E. coli* bacteria during wastewater treatment, but the hybrid systems were the most effective in this respect. Kornilowicz-Kowalska et al. [2022] found that when it came to removing fungal propagules from wastewater, a hybrid VF-HF CW was the most efficient type of system while a biological treatment plant was the least efficient one.

The CW we investigated during its start-up period, achieved TSS, BOD₅ and COD removal rates of over 90%, and TN and TP removal rates of 60 and 74%, respectively. The removal rate for *E. coli* was 99.93% and for fecal enterococci – 98.58%, which is consistent with the data reported by Nan et al. [2020]. It has to be remembered, however, as emphasised by Vymazal [2005], that in monitoring contamination with fecal bacteria, it is important not only to assess the efficiency of their removal, but also the mean counts of the bacteria that are still present in treated wastewater. In our study, treated effluent from the HF bed contained 7.103 MPN of *E. coli* per 100 mL and 6.103 MPN of enterococci per 100 mL.

The number of bacterial cells in wastewater fluctuates significantly over time and depends on the size of their population in a given environment [Józwiakowski et al., 2009]. This claim was confirmed by the present results, which showed that *E. coli* counts were lower in the period from May to September, and higher in the period from October to December 2022 and 2023. This can be explained by the fact that the family living in the house spends more time at home during the winter than in the summer. Moreover, as reported by Karathanasis et al. [2003], CWs may be less effective at removing bacteria from wastewater in winter due to persisting low temperatures which reduce the metabolic activity of the bacteria and the activity of predatory organisms. Moreover, limited growth or lack of macrophytes leads to a decrease in root biomass in winter, which decreased the ability of the plants to adsorb microorganisms, thus lowering their filtration potential [Karathanasis et al., 2003]. This may result in bacteria passing unabsorbed through the beds. Vymazal [2005] also emphasizes the role that macrophyte root secretions play in the effective elimination of bacteria. Karathanasis et al. [2003] have shown that in subsurface flow CWs treating domestic wastewater, the effectiveness of fecal coliform removal was influenced by

the presence of plants and the season of the year. In their experiments, the highest fecal bacteria removal rates were recorded in the period from May to September in systems with plants, while in systems without plants, the elimination of these bacteria was more efficient in winter and early spring. Moreover, the high concentrations of oxygen released by the roots of macrophytes promote the formation of oxygen radicals, which damage bacterial cells at high pH. The dead cells are then removed during the operation of the treatment plant [Hernández-Crespo et al., 2022].

Opinions about the influence of temperature on the effectiveness of removing physico-chemical and bacterial contaminants are divided. While some authors report that temperature has a considerable impact on the removal of contaminants [Hernández-Crespo et al., 2022], others claim that the impact of temperature is additionally related to hydraulic load [Rajan et al., 2020, Karathanasis et al., 2003]. In the present study, the efficiency of removal of fecal bacteria, in particular *E. coli* bacteria, was the highest in the period from May to September when the temperatures were high (15.7–22.1 °C).

CONCLUSIONS

This paper reports performance data from the first few months of operation of a hybrid CW. The system under study consisted of a two-chamber primary settling tank integrated with a pumping station and a sequence of two beds: a VF reed bed and a HF willow bed. The facility had been designed to treat 0.4 m³/d of domestic wastewater discharged from a forester's lodge located in the PNP. The tests showed that the actual influent flow rate was the same as the design value. It was observed that rainwater (snow) accounted for 6 to 34% of the amount of wastewater fed to the wetland beds. The amount of effluent from the treatment plant was on average 11% smaller than the amount of influent combined with rainwater. This may indicate that evaporation from the surface of the beds reduced the amount of wastewater discharged into the environment. The tests showed that the two-chamber primary settling tank in the analyzed treatment plant offered lower pollutant treatment performance than three- or four-chamber settling tanks previously used in facilities of this type. This means that three-chamber primary settling tanks are a recommended choice for any hybrid CWs to be built in the future in the PNP and other locations. It was found that the

investigated treatment plant on average provided an over 90% removal efficiency for TSS, BOD₅ and COD during the start-up period. This value was similar to those obtained in hybrid CWs that had already been operating for many years. The CW was less efficient at removing TN (60%) and TP (74%) compared to CWs with a longer operational history, which may indicate that the facility still needs more run-in time to be able to eliminate these pollutants more effectively. At the same time, the treatment plant offered very good performance when it came to reducing the populations of *E. coli* and fecal enterococci (an over 98% removal efficiency). The concentrations of all investigated pollutants in wastewater discharged from the treatment plant met the requirements laid down in the legal provisions currently in force in Poland. This study has shown that hybrid VF-HF CWs can be recommended for use in protected areas as efficient wastewater treatment systems that can help prevent the eutrophication of water bodies.

Acknowledgments

This study is a result of cooperation with the Polesie National Park (PNP) based in Urszulin. The authors would like to thank the Director and staff of the PNP for creating a climate for creative work.

Funding

Result of research reported in the present paper was conducted as part of the doctoral thesis written by Eng. Anna Myka-Raduj, MSc, under project no. DWD/4/88/2020 entitled “Design, construction and an analysis of the operation of a hybrid constructed wetland with a closed water circuit in the Polesie National Park”, financed by the Polish Ministry of Education and Science.

REFERENCES

1. American Public Health Association (APHA) 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18th Edition, American Water Works Association (AWWA) and Water Pollution Control Federation (WPCF), Washington DC.
2. American Public Health Association (APHA) 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21st Ed., American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC.
3. Anastasi E.M., Matthews B., Stratton H.M., Katoulia M. 2012. Pathogenic *Escherichia coli* found in sewage

- treatment plants and environmental waters. *Applied and Environmental Microbiology*, 78, 16, 5536–5541. <http://dx.doi.org/10.1128/AEM.00657-12>
4. Bergier T., Włodyka-Bergier A. 2016. Semi-technical scale research on constructed wetland removal of aliphatic hydrocarbons C7–C40 from wastewater from a car service station, *Desalination and Water Treatment* 57, 3, 1534–1542.
 5. Brix H., Schierup H.H. 1989. Sewage treatment in constructed wetlands – Danish experience. *Water Science and Technology* 21, 1665–1668.
 6. Conley L.M., Dick R.L., Lion L.W. 1991. An assessment of the root zone method of wastewater treatment. *Research Journal WPCF*, 64(3), 239–247.
 7. Cooper P., Green B. 1995. Reed bed treatment systems for sewage treatment in the United Kingdom – The first 10 years experience. *Water Science and Technology* 32(3), 317–327. [https://doi.org/10.1016/0273-1223\(95\)00632-X](https://doi.org/10.1016/0273-1223(95)00632-X)
 8. Dong Y., Wiliński P.R., Dzakpasu M., Scholz M. 2011. Impact of hydraulic loading rate and season on water contaminant reductions within integrated constructed wetlands. *Wetlands* 31, 499–509. doi: 10.1007/s13157-011-0176-5
 9. Gajewska, M., Obarska-Pempkowiak, H., 2009. 20 Years of experience of hybrid constructed wetlands exploitation in Poland. *Rocz. Ochr. Sr.* 11, 875–888 (in Polish).
 10. Gonzalez-Flo E., Romero X., García J. 2023. Nature based-solutions for water reuse: 20 years of performance evaluation of a full-scale constructed wetland system. *Ecological Engineering* 188, 106876. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106876>
 11. Haberl R., Perfler R. 1990. Seven years of research work and experience with wastewater treatment by a reed bed system. In: *Constructed wetlands in Water Pollution Control, Advances in Water Pollution Control No. 11*, Cooper P.F. and Findlater B. C. (Eds.), Pergamon Press, Oxford, 529–534.
 12. Haberl R., Perfler R., Mayer H. 1995. Constructed wetlands in Europe. *Water Science and Technology* 32(3), 305–315. <https://doi.org/10.2166/wst.1995.0153>
 13. Hernández-Crespo C., Fernández-Gonzalvo M.I., Miglio R.M., Martín M. 2022. *Escherichia coli* removal in a treatment wetland-pond system: A mathematical modelling experience. *Science of the Total Environment*, 839, 156237. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156237>
 14. Józwiakowska K., Bugajski, P. 2023. Influence of the Bed Temperature on the Operational Reliability of a Hybrid Constructed Wetland Wastewater Treatment Plant in South-Western Poland – A Case Study. *Sustainability* 15, 11790. <https://doi.org/10.3390/su151511790>
 15. Józwiakowski K., Kornilowicz-Kowalska T., Iglík H. 2009. Estimation of sanitary status of sewage treated in constructed wetland systems. In: *sewages and waste materials in environment* (eds. Wiera Sądej), Wydawnictwo University of Warmia and Mazury in Olsztyn, ISBN 978-83-929462-1-2, 7–22.
 16. Józwiakowski K. 2012. Studies on the efficiency of sewage treatment in chosen constructed wetland systems. *Infrastruct. Ecol. Rural. Areas* 1, 232 (In Polish).
 17. Józwiakowski K., Gajewska M., Marzec M., Gizińska-Górna M., Pytka A., Kowalczyk-Juško A., Sosnowska B., Baran S., Malik A., Kufel R. 2016. Hybrid constructed wetlands for the National Parks in Poland - a case study, requirements, dimensioning, preliminary results. *Natural and Constructed Wetlands Nutrients: Heavy Metals and Energy Cycling, and flow*, 247–267.
 18. Józwiakowski K., Marzec M., Kowalczyk-Juško A., Gizińska-Górna, M., Pytka-Woszczyło A., Malik A., Listosz A., Gajewska M. 2019. 25 years of research and experiences about the application of constructed wetlands in southeastern Poland. *Ecological Engineering*, 127, 440–453. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.12.013>
 19. Karathanasis A.D., Potter C.L., Coyne M.S. 2003. Vegetation effects on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological Engineering* 20, 157–169. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(03\)00011-9](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(03)00011-9)
 20. Kickuth R. 1977. Degradation and incorporation of nutrients from rural wastewaters by plant rhizosphere under limnic conditions. In: *Utilization of Manure by Land Spreading*. Comm. Europ. Commun., EUR 5672e, London, UK, 335–343.
 21. Kornilowicz-Kowalska T., Józwiakowski K., Iglík H. 2010. Characterisation of the sanitary status of domestic sewage generated in households in rural areas. *Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przynr. – OL PAN*, 7, 154–162.
 22. Kornilowicz-Kowalska T., Bohacz J., Rybczyńska-Tkaczyk K., Józwiakowski K. 2022. Evaluation of the richness, species diversity, and biosafety of saprotrophic fungal communities in constructed wetlands and biological wastewater ponds. *Water*, 15(1), 31. <https://doi.org/10.3390/w15010031>
 23. Malik A., Józwiakowska K., Józwiakowski K., Siwiec T., Myka-Raduj A. 2021. Construction design of a hybrid constructed wetland wastewater treatment plant with a closed water circuit for the forester’s lodge of the Polesie National Park in Kulczyn, Hańsk commune. *Polesie National Park, Manuscript*, 29 (in Polish).
 24. Malinowski P., Dąbrowski W., Bagińska S., Karolinczak B. 2023. Elimination of bacterial contamination from domestic sewage using vertical flow constructed wetland. *Desalination and Water Treatment* 305, 88–94.

25. Micek A., Józwiakowski K., Marzec M., Listosz A., Malik A. 2020. Efficiency of Pollution Removal in Preliminary Settling Tanks of Household Wastewater Treatment Plants in the Roztocze National Park. *Journal of Ecological Engineering*, 21(5), 9–18. <https://doi.org/10.12911/22998993/122118>
26. Micek A., Józwiakowski K., Marzec M., Listosz A. 2020. Technological reliability and efficiency of wastewater treatment in two hybrid constructed wetlands in the Roztocze National Park (Poland). *Water* 12, 3435. <https://doi.org/10.3390/w12123435>
27. Myka-Raduj A, Józwiakowski K. 2022. Changes in Water Consumption in the Educational-Museum Center of Poleski National Park. *Journal of Ecological Engineering* 23(6), 237–244. <https://doi.org/10.12911/22998993/148136>
28. Myka-Raduj A.; Józwiakowski K.; Siwiec T.; Raduj W. 2023. Changes of water consumption in a forester's lodge in Polesie National Park (Poland) – case study. *Water* 15, 3157. <https://doi.org/10.3390/w15173157>
29. Nan X., Lavrnić S., Toscano A. 2020. Potential of constructed wetland treatment systems for agricultural wastewater reuse under the EU framework. *Journal of Environmental Management*, 275, 111219. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111219>
30. Obroślak R., Mazur A., Józwiakowski K., Dorozhynskyy O., Grzywna A., Rybicki R., Nieścioruk K., Król Ż., Gabryszuk J., Gajewska M. 2017. Using terrestrial laser scanning in inventorying of a hybrid constructed wetland system. *Water Science and Technology* 76, 2664–2671. <https://doi.org/10.2166/wst.2017.436>
31. Operacz A., Józwiakowski K., Rodziewicz J., Jan-czukowicz W., Bugajski P. 2023. Impact of climate conditions on pollutant concentrations in the effluent from a one-stage constructed wetland: A case study. *Sustainability* 15, 13173. <https://doi.org/10.3390/su151713173>
32. PN-C-04576-14:1973. Water and sewage - Testing the content of nitrogen compounds - Calculation of total nitrogen.
33. PN-EN 1899-1:2002, 2:2002. Water quality. Determination of biochemical oxygen demand after n days (BOD_n). Part 1: Dilution and grafting method with the addition of allylthiourea.
34. PN-EN 872:2007+Apl: 2007. Water quality. Determination of suspensions. Method using filtration through glass fiber filters.
35. PN-EN ISO 19458:2007. Water quality - Sampling for microbiological analyses.
36. PN-EN ISO 5667-1:2022-07. Water quality - Sampling - Part 1: Guidelines for the development of sampling programs and techniques.
37. PN-EN ISO 5814:2013-04. Water quality. Determination of dissolved oxygen -- Electrochemical sensor method.
38. PN-EN ISO 6878:2006 pkt 7 +Apl:2010+ AP2:2010. Water quality - determination of phosphorus - Spectrometric method with ammonium molybdate.
39. PN-EN ISO 7899-1:2002P. Water quality – Detection and enumeration of intestinal enterococci - Part 1: Miniaturized method (Most Probable Number) for surface and waste water.
40. PN-EN ISO 9308-3:2002P. Detection and enumeration of *Escherichia coli* and coliform bacteria - Part 3: Miniaturized method (Most Probable Number) for the detection and enumeration of *E. coli* in surface and waste water
41. PN-ISO 15705: 2005. Water quality. Determination of the chemical oxygen demand index (SP-COD). Miniaturized method using tight test tubes.
42. PN-ISO 5667-10:2021-11. Jakość wody - Pobieranie próbek - Część 10: Wytoczne dotyczące pobierania próbek ścieków.
43. Rajan R.J., Sudarsan J. S., Nithiyanantham S. 2020. Efficiency of constructed wetlands in treating *E. coli* bacteria present in livestock wastewater. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 17, 2153–2162. <https://doi.org/10.1007/s13762-019-02481-6>
44. Regulation of the Minister of Maritime Economy and Inland Navigation of 12 July 2019 on Substances Which Are Particularly Harmful to the Aquatic Environment and the Conditions to Be Met When Discharging Wastewater into Water or Soil and When Discharging Rainwater or Snowmelt into Water or Water Installations, 2019; pos. 1311.
45. Russo N., Pino A., Toscano A., Cirelli G.L., Caggia C., Arioli S., Randazzo C.L. 2019. Occurrence, diversity, and persistence of antibiotic resistant enterococci in full-scale constructed wetlands treating urban wastewater in Sicily. *Bioresource Technology*, 274, 468–478. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.12.017>
46. Seidel K. 1955. Die Flechtbinse *Scirpus lacustris*. Ökologie, Morphologie und Entwicklung, ihre Stellung bei den Völkern und ihre wirtschaftliche Bedeutung. Schweizerbartische Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, Germany, 37–52.
47. Seidel K. 1965. Neue Wege zur Grundwasseranreicherung in Krefeld, vol. II. Hydrobotanische Reinigungsmethode. *GWF Wasser/Abwasser*, 831–833.
48. Stefanakis A.I. 2019. The role of constructed wetlands as green infrastructure for sustainable urban water management. *Sustainability* 11, 6981. <https://doi.org/10.3390/su11246981>
49. Vymazal J. 2005. Removal of enteric bacteria in constructed treatment wetlands with emergent macrophytes: A review. *Journal of Environmental Science and Health*, 40, 1355–1367. <https://doi.org/10.1081/ESE-200055851>
50. Vymazal J., 2011. Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. *Environ. Sci. Technol.* 45, 61–69. <https://doi.org/10.1021/es101403q>

10.3. „Efficiency of the installation to treatment of outflow from the hybrid constructed wetland system and possibility of reuse of treated wastewater in the household” (Publikacja nr 3). Myka-Raduj A., Siwiec T., Rybczyńska-Tkaczyk K., Raduj W, Józwiakowski K. *Advances in Science and Technology Research Journal* 2024, 18(4), 296–311 <https://doi.org/10.12913/22998624/189619>

Efficiency of the Installation to Treatment of Outflow from the Hybrid Constructed Wetland System and Possibility of Reuse of Treated Wastewater in the Household

Anna Myka-Raduj^{1,2}, Tadeusz Siwiec², Kamila Rybczyńska-Tkaczyk³,
Waldemar Raduj¹, Krzysztof Józwiakowski^{2*}

¹ Polesie National Park, ul. Lubelska 3a, 22-234 Urszulin, Poland;

² Department of Environmental Engineering and Geodesy, University of Life Sciences in Lublin, ul. Leszczyńskiego 7, 20-069 Lublin, Poland

³ Department of Environmental Microbiology, Faculty of Agrobioengineering, University of Life Sciences in Lublin, ul. Leszczyńskiego 7, 20-069 Lublin, Poland

* Corresponding author's e-mail: krzysztof.jozwiakowski@up.lublin.pl

ABSTRACT

The purpose of this study was to determine the effectiveness of the operation of a novel installation for treating the outflow from a hybrid constructed wetland system and the possibility of domestic wastewater reuse. The study was carried out in 2022–2023 at a facility located in the Polesie National Park (PNP) in Poland. The analyzed installation for the treatment of wastewater discharged from the constructed wetland system is located in the basement of a single-family building and consists of a filtration system including: yarn, spun and carbon filters, and a UV lamp. In turn, the hybrid constructed wetland system from which the treated wastewater is recycled to the building consists of a 2-chamber primary settling tank and a system of two VF-HF type beds with common reed and willow. During the study period (October 2022 to December 2023), 14 series of analyses were performed, during which the values of selected physico-chemical and microbiological indicators were determined in the collected samples of treated wastewater. On the basis of the performed tests, it was found that the analyzed system provided an average efficiency of reduction of total suspended solids and BOD₅ at 46.8 and 45.8%, respectively. Smaller effects were obtained for the reduction of COD (22.7%), total nitrogen (4.9%) and total phosphorus (16.3%). In contrast, the average reduction effects of microbiological indicators were very high, amounting to 92.7 and 97.1% for *Escherichia coli* and enterococcus bacteria, respectively. The study showed that the effluent flowing out of the hybrid constructed wetland system after treatment in the analyzed installation could be reused for toilet flushing or green watering, as it usually did not contain microbiological contaminants. It was determined that the recycled treated wastewater could replace, on average, 18.7% of the good-quality water supplied by the mains water supply in the studied household.

Keywords: closed water circuit; hybrid constructed wetland system; pollution removal; water management; water protection, Polesie National Park.

INTRODUCTION

The closed-loop economy, and therefore the creation of closed water cycles in recent years, constitutes an element of the European Union's strategy and policy for inclusive and sustainable development [1, 2]. Due to climate change in the 21st century, wastewater treatment technologies

that allow for reuse and the creation of closed water cycles are being increasingly implemented [3–7]. In addition to wastewater reuse technologies, the countries with the greatest water shortages are using solutions to desalinate water from the seas and oceans [8–11], or rainwater management systems [12, 13]. One of the main constraints to the reuse of treated wastewater and public acceptance

in this regard is the lack of appropriate legislation at the European Union level [3]. Also, the high cost of treating treated wastewater to create closed water circuits or the use of technologies for desalinating water from the seas and oceans limits the widespread use of this type of technology [14–16]. However, in the future, creation of closed circuits and the reuse of wastewater is inevitable [17, 18]. Treated wastewater discharged from wastewater treatment plants cannot be used as drinking water, as it still contains too many contaminants, especially significant numbers of various microorganisms. However, there are technologies to obtain drinking water from wastewater [19]. These technologies, due to high economic costs or serious social disapproval, are currently used very rarely [20, 21], but the use of water diversion can increase the efficiency of water utilities [22]. A review of the treatment and use of treated wastewater, including health aspects, was made by Kesari et al. [23]. To date, treated wastewater discharged from wastewater treatment plants has been reused for, i.a. irrigating fields in agriculture, recharging groundwater resources, irrigating golf courses, washing vehicles, flushing toilets, extinguishing fires, construction work, or for cooling purposes in thermal power plants [24–27]. WHO data [28] shows that in 2006, more than 10% of the global population consumed the agricultural products that were grown by irrigating fields with treated wastewater.

In the 21st century, there has been an intense increase in the amount of treated wastewater being used. Aziz and Farissi [29] found that the

amount of treated wastewater that is reused in Europe, the United States and China is increasing by about 10–29% per year, and in Australia by as much as 41%. In contrast, Israel is the largest user of treated wastewater for agricultural land irrigation, where 90% of the reclaimed water originates from wastewater [30].

Currently, there are few scientific papers on the use of treated wastewater for toilet flushing, but this direction of wastewater management is likely to be developed in the future [23]. Therefore, it is important to conduct scientific research in this area to identify the appropriate technology for additional treatment of the treated wastewater for reuse in households.

The purpose of this study was to determine the performance of a novel installation for treating the outflow from a hybrid constructed wetland system and the possibility of reusing wastewater in the household. The research was carried out in a lodge building located in the Polesie National Park (PNP) in Poland.

MATERIALS AND METHODS

Characteristics of the experimental facility

The studied plant is located in Kulczyn by the PNP service settlement (51°23'7.01" N, 23°17'48.42" E) in Lubelskie Province in south-eastern Poland (Figure 1). The detailed location of the site was also described in earlier publications [31, 32]. The hybrid constructed wetland



Figure 1. Location of hybrid constructed wetland system with a closed water circuit in Polesie National Park in Kulczyn (data from www.geoportal.gov.pl, www.mapsforeurope.org ©EuroGeographics2024)

system at PNP, from which wastewater is recycled and reused in the household, consists of five main components [32]:

- a 2-chamber primary settling tank with a capacity of 3.2 m³ integrated with a raw wastewater pumping station,
- soil-plant bed I with vertical flow of wastewater (VF) with an area of 12 m²,
- soil-plant bed II with horizontal flow of wastewater (HF) with an area of 15 m²,
- a system for returning and further treating the treated wastewater for reuse in the household,
- an absorption well for discharging excess treated wastewater into the ground (Figure 2).

The constructed wetland system was designed to treat the wastewater generated by 4 people, and its capacity was planned at 0.4 m³/day. During the study period, the average daily volume of wastewater delivered to the facility was 0.39 m³/d, and the hydraulic load I of the bed was 0.033 m³/m²/day. The efficiency of pollutant removal in the hybrid constructed wetland system is described in Myka-Raduj et al. [32].

This work analyzed the results of a study on the operation of a system for recycling and treating the wastewater discharged from a constructed wetland system. This system is an innovative solution that allows the reuse of wastewater in the household, especially for toilet flushing. The analyzed wastewater treatment system consists of 3 main components:

- 1) pumping station for treated wastewater (active volume = 0.39 m³) with submersible pump for recycling the treated wastewater to the residential building,
- 2) a whole-house filtration system comprising 3 filters and UV lamp for treatment of treated wastewater,
- 3) a hydrophore (150 l), which is a tank for storing and delivering the treated wastewater to the toilet tank.

Figure 3 shows a schematic diagram of the sanitary system with an installation for the treatment and reuse of treated wastewater in the residential building of the PNP service settlement in Kulczyn.

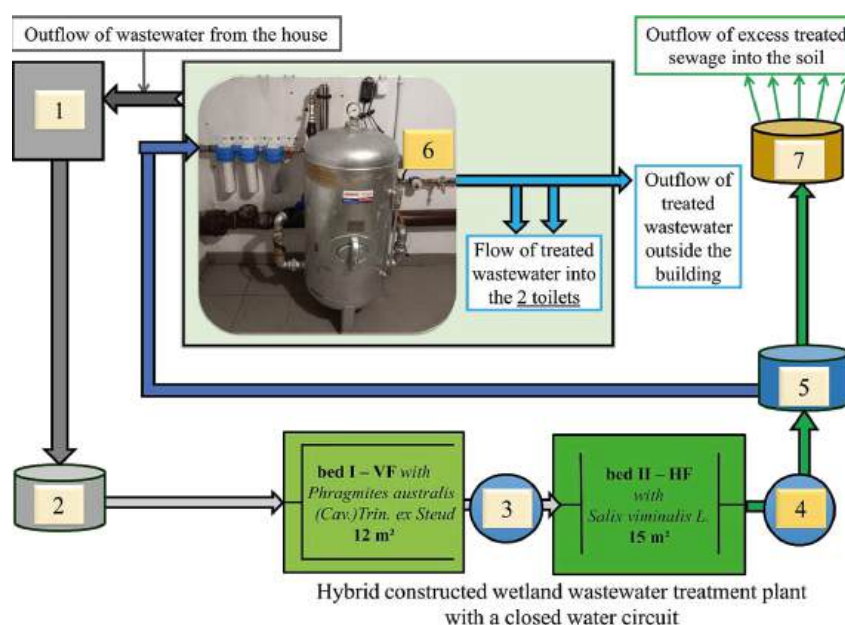


Figure 2. Diagram of the hybrid constructed wetland system in Kulczyn on the territory of the PNP integrated with the installation for the return and treatment of treated wastewater : 1 – 2-chamber primary settling tank; 2 – pumping station for VF type bed I; 3 – inspection well beyond the bed I; 4 – inspection well beyond the bed II; 5 – pumping station for treated wastewater for domestic reuse, 6 – tested treated wastewater treatment and system pressure maintenance system; 7 – absorption well for disposal of excess treated wastewater into the ground; gray line – inflow of wastewater to the treatment plant; green line – outflow of treated wastewater from the treatment plant; dark blue line – inflow of treated wastewater to the house; light blue line – inflow of treated wastewater to 2 toilets and outside the building

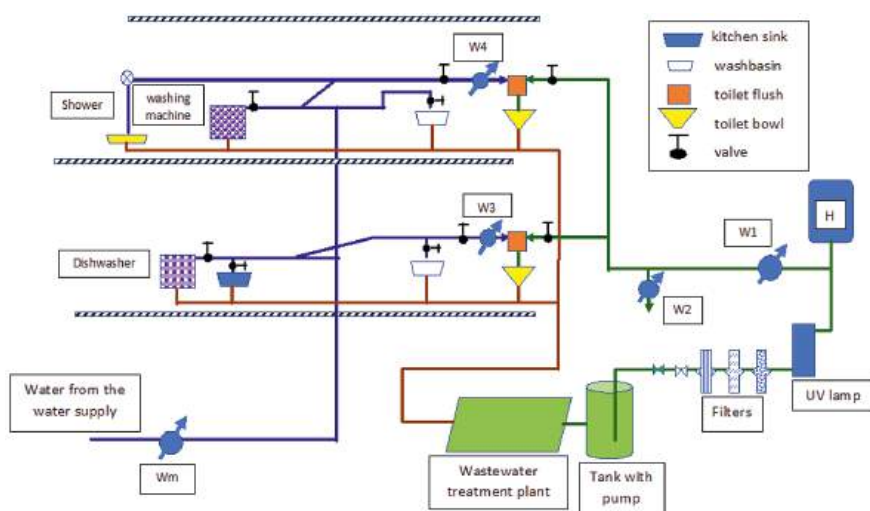


Figure 3. Diagram of the sanitary system and the system for treatment and reuse of treated wastewater in a residential building: Wm, W1, W2, W3 and W4 – water meters

Treated wastewater flowing out of the hybrid constructed wetland system is collected in a pumping station equipped with an Omnigena WQ 1500F submersible pump, which pumps the treated wastewater to the apartment building for further treatment and reuse. Excess unused treated wastewater is discharged into the ground via an absorption well (Figure 2).

The installation for treatment, storage and delivery of treated wastewater is installed in the basement of a residential building (Figure 4). The treated wastewater first flows through 3 filters from USTM Ltd, Poland, placed in whole-house filtration system housing in the following order: a 10" PP20 yarn filter, a 10" PS5 spun filter and a 10" BL10 carbon filter. The treated wastewater then flows through a Nordic Tec NT UV 25-PH lamp, PHILIPS TUV 25W T8-498 filament model (company NordicTec EU, Poland). The treated wastewater is collected in a vertical hydrophore tank with a capacity of 150 liters (model: Wimest ZCS/150/6, from WIMEST Spółka Jawna, Poland). The hydrophore tank is used to maintain adequate pressure so that the treated wastewater can flow to the 2 toilet tanks of the residential building: 1) on the second floor, 2) on the first floor, and to the tap valve that supplies the treated wastewater outside the building (Figures 2, 3).

Analytical methods

The study of the effectiveness of the treatment of wastewater from the hybrid constructed wetland system and the analysis of the possibility of

its reuse in households was conducted for a period of 15 months, i.e. from October 2022 to December 2023. During the study period, 14 series of physical, chemical and microbiological analyses were performed, during which 28 wastewater samples were examined. The wastewater samples for analysis were taken once a month (except for August 2023 – due to the holiday period and lack of wastewater) from 2 measurement points. The first sample was taken from the distribution sump downstream of the HF type bed II, and the second sample was taken from the tap valve located behind the hydrophore in the basement of the apartment building (Figure 2). Sampling and transport were carried out according to Polish Standards, which are in line with the American Public Health Association – APHA [33, 34]. The following physico-chemical parameters were determined in the collected wastewater samples: pH, dissolved oxygen concentration, total suspended solids, BOD₅, COD, total nitrogen and total phosphorus concentrations. The counts of *Escherichia coli* and fecal enterococci were also determined in wastewater samples, using a miniaturized method for detecting these bacteria in surface water and wastewater, determining the most probable number (MPN/in 100 ml) of these bacteria. Physical and chemical analyses were performed at the Laboratory of the Department of Environmental Engineering and Geodesy, and microbiological analyses were performed at the Department of Environmental Microbiology of the University of Life Sciences in Lublin (Poland). Analyses

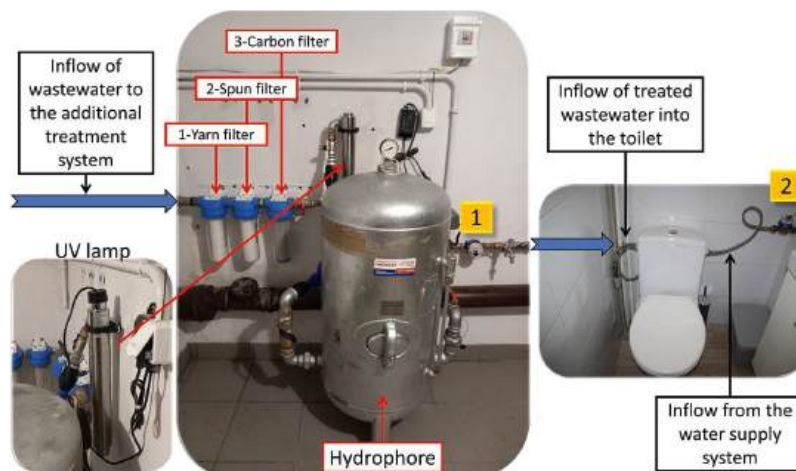


Figure 4. Installation for treatment, storage and delivery of treated wastewater installed in the basement of the building: 1 – water meter recording the amount of treated wastewater reused in the household; 2 – water meter recording the amount of water flowing from the water supply to the toilet

were performed on laboratory equipment according to commonly used methods (PN-EN ISO 10523:2012, PN-EN ISO 5814:2013-04, PN-EN 872:2007 + Apl:2007, PN-EN 1899-1:2002, 2:2002, PN-ISO 15705:2005, PN-C-04576-14:1973, PN-EN ISO 6878:2006 pt. 7 + Ap1:2010 + AP2:2010, PN-EN ISO 9308-3:2002P, PN-EN ISO 7899-1:2002P) [35–43]. Measurement methods and measuring apparatus are described in detail in a previous publication [32].

On the basis of the analytical results obtained, the effects of pollutant removal in the plant under study were determined, as well as the suitability of the treated wastewater for reuse, such as for flushing toilets or watering plants. Simultaneously, the amount of reused treated wastewater in the household was determined during the same study period. The obtained test results were used to calculate: average, minimum and maximum concentrations of pollutant values and standard deviation. The normality of the distribution of the analytical results was checked using the Shapiro-Wilk test. Normal distribution was shown by the results, in the case of the wastewater before treatment for parameters, such as temperature, pH, total nitrogen and total phosphorus, while in the wastewater after treatment for: temperature, oxygen concentration, COD, total nitrogen and total phosphorus. Other parameters in both types of wastewater: suspended solids, BOD₅, *Escherichia coli* and enterococci, or pH values in treated wastewater, did not show normal distribution. Due to the ambiguity of the distributions, a nonparametric Wilcoxon matched pair test for dependent

samples was used to compare wastewater parameters before and after treatment.

The average concentrations of the analyzed pollutant indicators in the effluent flowing out of the hybrid constructed wetland system (C_d) and in the effluent after treatment at the analyzed installation (C_o) were used to calculate the pollutant removal efficiency (η), according to Formula 1:

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

To calculate the amount of treated and recycled wastewater for household reuse, including the amount of wastewater reused for toilet flushing, a measuring apparatus consisting of 2 wing water meters with 1 dm³/pulse flow pulsers (METRON JS 1.0 17 Qn = 1.0 m³/h water meters by METRON Integrated Systems Factory Sp. z o. o., Toruń, Poland) was used. A Wi-Fi LIW-01 Supla Zamel pulse counter (Zamel Sp. z o.o. Pszczyna, Poland) was used for pulse recording, together with SUPLA software version 24.01.01 [www.supla.org.pl, accessed 14.01.2024]. The data were recorded automatically at a frequency of every 10 minutes in SUPLA CLOUD. The data was then downloaded to a computer hard drive and collected in Microsoft Excel 2010 and continuously monitored in the SUPLA application on mobile devices with Android software. The water meters were installed on a newly constructed internal water supply system in a residential building. The first water meter, located behind the water meter as shown in Figure 4 and in the diagram of Figure 3 (labeled W1), recorded the amount of all treated wastewater recycled for reuse

in the household. The second water meter, W2, was installed in front of the tap valve, supplying the treated wastewater outside the building for green watering or other use. Since there may be a shortage of treated wastewater for toilet flushing during periods of high temperatures, as a result of the intake of large amounts of water by plants overgrowing VF and HF beds and evapotranspiration, the classic connection of toilet tanks to the water supply system was left in the residential building. Water meters located in this way allow determining water consumption for various purposes, and above all determining the efficiency of the system operation in terms of saving tap water. The main water meter Wm installed at the water supply connection allows determining the amount of water consumed by residents for drinking, maintaining hygiene and cleanliness of the premises, and for laundry, dishwashing, as well as for any shortage of treated wastewater for toilet flushing (Figure 3).

RESULTS AND DISCUSSION

Amount of reused wastewater

The readings from the water meters shown in Figure 3 enabled to determine the amount of water consumed in the PNP lodge for various

purposes, as shown in Table 1. Column 3 shows how much water the residents of the analyzed house consumed for various purposes, collectively. Column 4 shows how much wastewater was recycled and treated for reuse. Columns 5 and 6 show the amount of recycled wastewater reused for flushing toilets and watering the garden. In turn, column 7 shows the amount of tap water used for toilet flushing.

Table 1 shows that the monthly consumption of the water influent from the analyzed water supply system ranged from 9.56 to 13.015 m³/month. The only exception was July, a holiday month, when consumption was only 7.753 m³/month. Taking into account the different number of days in a month, the average water consumption per day by residents was 0.351 m³/day, which, when calculated per person, amounted to 88 L/P/day. In reality, residents' water consumption is higher, as some of the water shown in column 4 in Table 1 was reused, owing to the return of treated wastewater. Considering the data in Table 1, it can be concluded that the daily water consumption of the residents will be 0.431 m³/day, and for one person 108 L/P/day. Similar consumption in the household in question (109 L/P/day) was reported in 2022 [31]. This is water consumption within

Table 1. Monthly tap water consumption and wastewater reuse based on readings from individual water meters

Year	Months	Q _w [m ³ /month]	Q _{wR} [m ³ /month]	Q _G [m ³ /month]	Q _T [m ³ /month]	Q _{wT} [m ³ /month]
1	2	3	4	5	6	7
2022	X	9.914	2.834	0.094	2.74	0.164
2022	XI	10.510	2.940	0	2.94	0.058
2022	XII	11.930	2.308	0.037	2.271	0
2023	I	11.989	2.772	0	2.772	0
2023	II	10.884	2.174	0.02	2.154	0
2023	III	12.180	2.511	0.02	2.491	0
2023	IV	9.874	2.601	0	2.601	0
2023	V	10.359	2.202	0.16	2.042	0
2023	VI	10.100	3.233	0.559	2.674	0
2023	VII	7.753	0.697	0.194	0.503	0.879
2023	VIII	11.001	1.287	0.04	1.247	1.432
2023	IX	11.253	2.059	0.061	1.998	0.469
2023	X	10.028	3.168	0	3.168	0
2023	XI	9.561	2.788	0.106	2.682	0.094
2023	XII	13.015	3.252	0	3.252	0.144
	Razem	160.351	36.826	1.291	35.535	3.24

Note: Q_w – the amount of water withdrawn from the water supply system, Q_{wR} – the total amount of wastewater recycled and treated for reuse, Q_G – the amount of wastewater recycled and used for garden watering, Q_T – the amount of wastewater recycled and used in toilets, Q_{wT} – the amount of water withdrawn from the water supply system for toilet flushing.

the range that is encountered in many homes in Poland [44]. Of course, water consumption in individual homes can vary considerably depending on the country and type of facilities [45–47]. According to the European Commission [2023], per capita water consumption in Europe ranges from 50 to more than 250 L/d, and water consumption level in Poland was set at 100–125 L/d of water per capita. Thus, the result on per capita water consumption obtained in the surveyed household is within the range given by the European Commission [48].

The consumption of treated wastewater for garden watering at the analyzed premises was marginal (Table 1). A higher consumption of treated wastewater for watering the garden exceeding 0.5 m³ was observed only in June. The most relevant data, which indicate the actual savings in water supply consumption and justification for the application of the analyzed solution, can be found in column 6 of Table 1. Monthly consumption of wastewater recycled for toilet flushing ranged from 0.503 m³/month (in July) to 3.252 m³/month (in December 2023). The average share of water used in toilets in total water consumption is 19.67%, and the share of wastewater recycled from the treatment plant for toilet flushing is 18.0%. On the other hand, the total amount of wastewater recycled and used for flushing toilets and watering the garden accounts for an average of 18.7% of the amount of water consumed in the

analyzed household. A very good illustration of the savings in water consumption due to the reuse of wastewater is shown in Figures 5 and 6, where the variation in the amount of water consumed and wastewater recycled in different months of the year is presented.

Composition of treated wastewater and effects of pollutant removal

In addition to the quantitative characteristics of the wastewater recycled for reuse, its qualitative parameters are important. Descriptive statistics of selected physico-chemical and microbiological indicators in the treated wastewater flowing out of the constructed wetland system as well as in the wastewater recycled and treated in the installation under study are shown in Table 2. In turn, Figure 7 shows the dynamics of changes in the concentration of the studied parameters in the treated wastewater during the study period.

The study shows that the pH of the treated wastewater discharged from the hybrid constructed wetland system was weakly alkaline and ranged from 7.04 to 7.67, which was similar to that recorded in the wastewater discharged from other hybrid constructed wetland systems [49, 50]. On the other hand, the pH in treated wastewater discharged from the studied treatment system and reuse differed slightly and ranged from 7.24 to 7.65. According

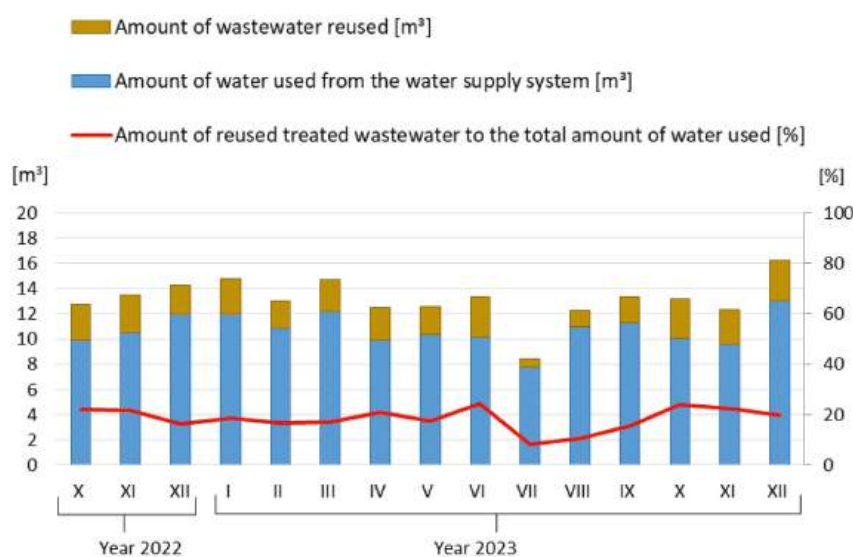


Figure 5. Changes in the amount of tap water used and wastewater recycled for reuse in different months of the year

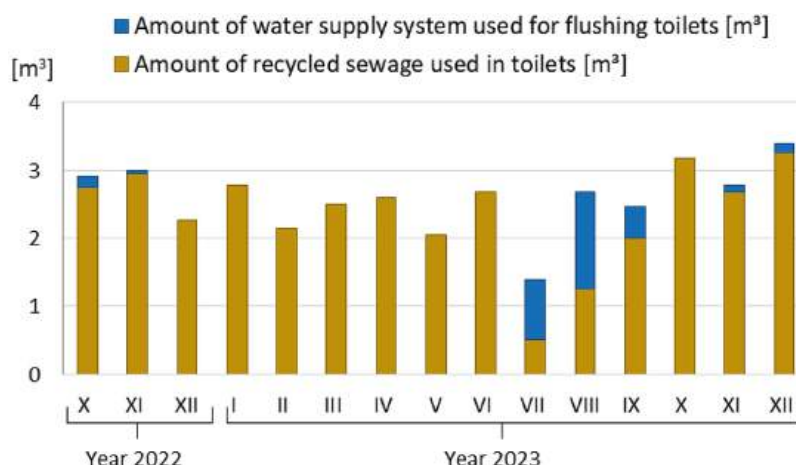


Figure 6. Changes in the amount of wastewater recycled and tap water used to flush the toilet in different months of the year

Table 2. Composition of inflow (W_{IN}) and outflow (W_{OUT}) wastewater from the plant under study

Parameter (unit)	Wastewater type	Min.	Max.	Mean	Median	Standard deviation	Coefficient of variation	Wilcoxon z p-value
pH value	W_{IN}	7.04	7.67	–	–	–	–	z = -1,558 p = 0.072
	W_{OUT}	7.24	7.65	–	–	–	–	
Dissolved oxygen (mg/l)	W_{IN}	0.94	4.39	2.88	3.23	1.08	0.37	z = -2,956 p = 0.006*
	W_{OUT}	2.36	5.01	3.96	4.07	0.70	0.18	
Total suspended solids (mg/l)	W_{IN}	2.00	30.00	11.18	10.00	9.64	0.86	z = 2,783 p = 0.008*
	W_{OUT}	1.56	26.67	5.95	3.48	7.58	1.27	
BOD ₅ (mg/l)	W_{IN}	0.94	9.98	6.90	7.66	2.61	0.38	z = 4,619 p = 0.0002*
	W_{OUT}	0.12	8.82	3.74	3.12	2.55	0.68	
COD (mg/l)	W_{IN}	22.70	79.00	40.37	33.50	17.02	0.42	z = 3,320 p = 0.003*
	W_{OUT}	15.00	55.40	31.19	31.60	11.31	0.36	
Total nitrogen (mg/l)	W_{IN}	18.00	50.50	36.13	37.50	8.18	0.23	z = 1,476 p = 0.082
	W_{OUT}	14.70	49.40	34.36	34.95	9.56	0.28	
Total phosphorus (mg/l)	W_{IN}	1.78	7.24	4.00	4.11	1.35	0.34	z=1.737 p=0.053
	W_{OUT}	0.98	7.60	3.35	3.66	13677	0.58	
<i>E. coli</i> CFU/100 mL	W_{IN}	0	48000	6570	820	1428	2.08	z = 1,873 p = 0.042*
	W_{OUT}	0	820	477	0	1.32	2.99	
Fecal enterococci CFU/100 mL	W_{IN}	0	1440	1750	510	3911	2.23	z = 1,628 p = 0.064
	W_{OUT}	0	480	50	0	131	2.63	

to the Levi Strauss & Company [51], the pH value in wastewater used for toilet flushing again should approximate 6.0–9.0. Therefore, the pH of wastewater recycled for reuse at the studied installation is within the stated range. The concentration of dissolved oxygen in wastewater discharged from the analyzed constructed wetland system ranged from 0.94–4.39 mg/L, and averaged 2.88 mg/L (Table 2). Similar dissolved

oxygen concentrations (2.78–3.87 mg/L) in the wastewater discharged from 2 hybrid constructed wetland systems with vertical and horizontal flow were found by Józwiakowski [49]. In contrast, significantly higher dissolved oxygen contents (4.90–7.24 mg/L) in wastewater discharged from 2 hybrid constructed wetland systems in Roztoz National Park over a 3-year study period were reported by Micek et al. [50]. An increase

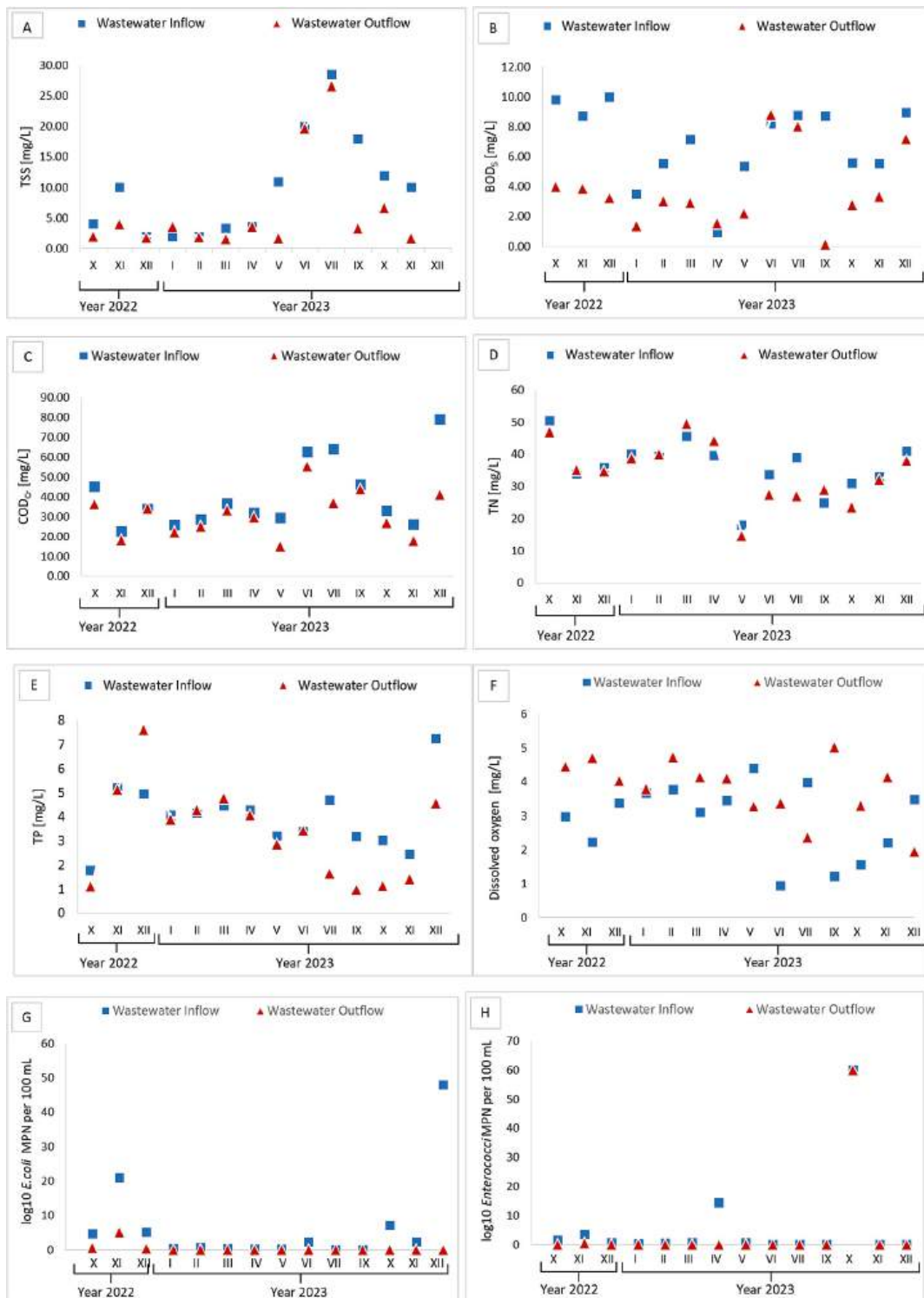


Figure 7. The dynamics of changes in the concentration of the studied physico-chemical (A-F) and microbiological (G-H) in treated wastewater during the study period: A – total suspended solids (TSS), B – biochemical oxygen demand (BOD₅), C – chemical oxygen demand (COD_{Cr}), D – total nitrogen (TN), E – total phosphorus (TP), F – dissolved oxygen, G – *Escherichia coli* bacteria (*E. coli*), H – *Enterococcus faecalis* bacteria (*Enterococci*)

in dissolved oxygen concentration was recorded in the effluent after treatment at the analyzed plant, which ranged from 2.36 to 5.01 mg/L during the study period and averaged 3.96 mg/L. The increase in the concentration of dissolved oxygen in the wastewater after the treatment system was probably due to its dissolution in the hydrophore due to the contact between water and air at elevated pressure. According to Levi Strauss & Company [51], no requirements were specified for dissolved oxygen in wastewater used for toilet flushing again. Figure 8 shows the changes in air temperature and dissolved oxygen concentration in recycled treated wastewater. During the conducted research, it was found that in the recycled wastewater, during the spring and summer months (from May to July 2023), the

dissolved oxygen concentration decreased when the air temperature increased.

Figure 9 shows the efficiency of removal of selected pollutant indicators from wastewater in the studied installation. The concentrations of the main pollutant indicators in the outflow from the constructed wetland system, namely total suspended solids, BOD₅ and COD, showed low values and were well below the requirements specified for treated wastewater discharged from this type of treatment plant. The content of total suspended solids in the outflow from the constructed wetland system ranged from 2–30 mg/L, and averaged 11.2 mg/L (Table 2). The highest contents of total suspended solids were recorded in summer – from June to September – and the lowest in autumn and winter (Figure 7A). A slightly higher

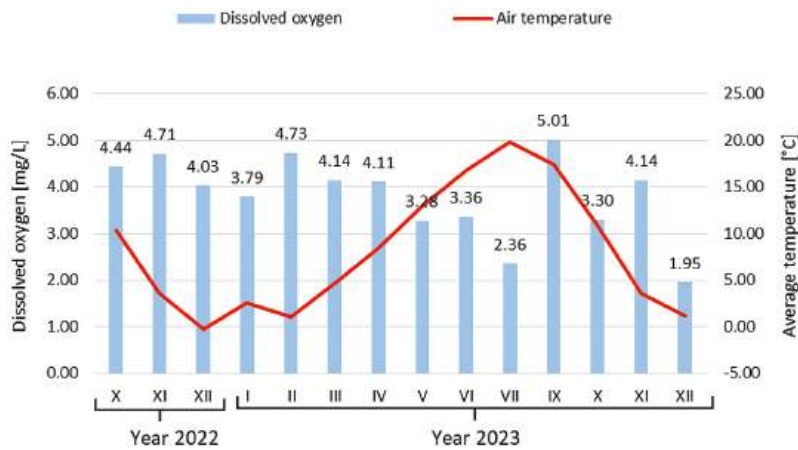


Figure 8. Changes in air temperature and dissolved oxygen concentration in treated wastewater recycled for reuse during the study period

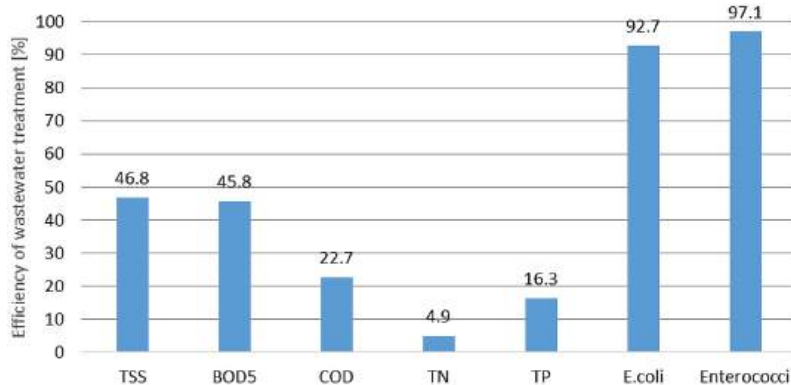


Figure 9. Efficiency of removal of selected pollutant indicators from wastewater in the studied installation: TSS – total suspended solids, BOD₅ – biochemical oxygen demand, COD – chemical oxygen demand, TN – total nitrogen, TP – total phosphorus, E. coli – *Escherichia coli*, Enterococci – *Enterococcus faecalis*.

average concentration of total suspended solids (16.4–17.8 mg/L) in wastewater discharged from 2 hybrid constructed wetland VF-HF systems was recorded by Józwiakowski [49]. In contrast, the content of total suspended solids in the wastewater discharged from 2 hybrid constructed wetland systems in Roztocze National Park during the 3-year study period was 9.9–26.7 mg/L [50].

The treated wastewater at the analyzed installation showed a decrease in total suspended solids, which ranged from 1.6 to 26.7 mg/L during the study period and averaged 5.9 mg/L (Table 2). Therefore, these values were well below 30 mg/L, the maximum value required for total suspended solids in the wastewater reused for toilet flushing [51].

The data obtained show that the treatment system studied provided an average decrease of total suspended solids of 46.8% (Figure 9). This was due to the effective operation of the series filtration system. Figure 10 shows the system of 3 series filters immediately after installation (A) and at the end of the service life (B). The tests showed that the filter cartridges needed to be replaced at least once a month due to pronounced fouling, which had the effect of significantly reducing the flow capacity of the wastewater and increasing the content of total suspended solids in the outflow. Thus, the observation shows that the service life of the filters was considerably shorter than the manufacturer's assumption (6 months). However, such a lifetime was specified for clean water. Thus, in the case of wastewater recycled from the treatment plant, the lifetime of the filters is significantly reduced. When analyzing the data in Table 1, it can be concluded that the tested filter system allowed the treatment of 2.630 m³ of wastewater per month, which was reused in the

household. The distribution of BOD₅ values in the outflow from the constructed wetland system during the study period is shown in Figure 7B. The BOD₅ values in the effluent from the constructed wetland system ranged from 0.94 to 9.98 mg/L, and averaged 6.90 mg/L (Table 2). Slightly higher average BOD₅ values (10.8–11.1 mg/L) in the wastewater discharged from 2 VF-HF hybrid constructed wetland systems were reported by Józwiakowski [49]. In contrast, the average BOD₅ values in wastewater discharged from 2 hybrid constructed wetland systems in Roztocze National Park during the 3-year study period were 3.0–3.5 mg/L [50]. The treated wastewater at the analyzed installation showed a decrease in BOD₅ values, which ranged from 0.12 to 8.82 mg/L during the study period, and averaged 3.74 mg/L (Table 2). Therefore, these values were well below 30 mg/L, the maximum value required for BOD₅ in the wastewater reused for toilet flushing [51]. From the data obtained, it can be seen that the treatment system studied provided an average BOD₅ reduction of 45.8%, which was similar to that obtained for total suspended solids (Figure 9). The distribution of COD values in the outflow from the constructed wetland system during the study period is shown in Figure 7C. The COD values in the treatment plant effluent ranged from 22.7–79 mg/L, and averaged 40.4 mg/L (Table 2). Smaller average COD values (29.1–36.9 mg/L) in the effluent discharged from the 2 VF-HF hybrid constructed wetland systems were reported by Józwiakowski [49]. In contrast, the average COD values in the wastewater discharged from 2 hybrid constructed wetland systems in Roztocze National Park during the 3-year study period were 15.2–34.8 mg/L [50].



Figure 10. Whole-house filtration system consisting of 3 filters (filters from left to right: yarn, spun, carbon): A – clean filters immediately after installation, B – dirty filters requiring replacement

The treated wastewater at the analyzed installation showed a slight decrease in COD values, which ranged from 15 to 55.4 mg/L during the study period and averaged 31.2 mg/L (Table 2). According to Levi Strauss & Company [51], no requirements have been set for COD in the wastewater reused for toilet flushing. From the data obtained, it can be seen that the treatment system studied provided a small average COD reduction of 22.7%, which was significantly lower than that for total suspended solids and BOD₅ (Figure 9).

Relatively small treatment effects were obtained for total nitrogen and total phosphorus. This is understandable, since nitrogen is removed only by biological means and most often by nitrification and denitrification, or is incorporated into the bacterial cells of various types of microorganisms. In the case of the system under study, wastewater treatment takes place through physical processes (filtration), so both nitrogen and phosphorus are retained together only with suspended particles as their component.

Changes in the concentration of total nitrogen in treated wastewater during the study period are shown in Figure 7D. The concentration of total nitrogen in the effluent from the treatment plants ranged from 18–50.5 mg/L, with an average of 36.1 mg/L (Table 2). Similar average concentrations of total nitrogen (26.0–53.0 mg/L) in the wastewater discharged from 2 VF-HF hybrid constructed wetland systems were reported by Józwiakowski [49]. On the other hand, the content of total suspended solids in the wastewater discharged from 2 hybrid constructed wetland wastewater treatment plants in Roztocze National Park during the 3-year study period was 13.8–39.9 mg/L [50].

The treated wastewater at the analyzed plant showed a decrease in total nitrogen concentration, which ranged from 14.7–49.4 mg/L during the study period and averaged 34.4 mg/L (Table 2). According to Levi Strauss & Company [51], no requirements have been set for total nitrogen in the wastewater reused for toilet flushing. From the data obtained, it can be seen that the treatment system tested provided a small removal of total nitrogen – 4.9% – which was significantly lower than the previously described pollutant indicators (Figure 9).

Changes in the concentration of total phosphorus in treated wastewater during the study period are shown in Figure 7E. The concentration

of total phosphorus in the effluent from the constructed wetland systems ranged from 1.78–7.24 mg/L, with an average of 4.00 mg/L (Table 2). Similar average concentrations of total phosphorus (1.4–6.4 mg/L) in the wastewater discharged from 2 VF-HF hybrid constructed wetland systems were reported by Józwiakowski [49]. On the other hand, the content of total suspended solids in the wastewater discharged from 2 hybrid constructed wetland systems in Roztocze National Park during the 3-year study period was 1.1–2.6 mg/L [50].

The treated wastewater at the analyzed plant showed a decrease in the concentration of total phosphorus, which ranged from 0.98–7.6 mg/L during the study period and averaged 3.35 mg/L (Table 2). According to Levi Strauss & Company [51], no requirements have been set for total phosphorus in the wastewater reused for toilet flushing. From the data obtained, it appears that the treatment system studied provided a small removal of total phosphorus – 16.3% (Figure 9). The elimination of microorganisms in the studied plant occurred primarily by means of a UV lamp. The growth of *E. coli* bacteria in the environment is affected by temperature, pH, salinity and intensity of sunlight, among other factors [52, 53]. According to Duque-Sarango et al. [54] the bactericidal effect of UV light is related to the direct photochemical breakdown of nucleic acids. However, it is known that some microorganisms are able to repair the UV-induced damage using photolysis or a light-independent mechanism [54]. In addition, bacteria in the environment can develop specific resistance to UV disinfection processes [54, 55].

On the basis of the microbiological analyses performed, there were varying numbers of *E. coli* bacteria and fecal enterococci in the wastewater before and after application of the filtration system and UV lamp irradiation (Table 2). Simultaneously, after application of the treatment system, the abundance of these bacteria significantly decreased or their presence was not detected at all (Figure 7G and 7H). During the experiment on 10–12.2022 and 03.2023 and 06.2023, *E. coli* bacteria were detected in the wastewater after application of the treatment system, with their abundance being 75.23 to 100% lower than before its application. In the case of enterococci, their presence in the wastewater after application of the treatment system was found on 10–12.2022 and 02.2023.

As in the case of *E. coli* bacteria, their abundance also decreased by 85.88–100% (Figure 7H). Only in the wastewater sample of 10.2023 the abundance of enterococci was the same before and after the application of the treatment system. Such results in Oct. 2023 were due to the failure of the UV lamp.

The average abundance of fecal enterococci in the effluent from the tested system was 50 CFU/100 mL, so it was significantly lower than 200 CFU/100 mL, the value required for these bacteria in the wastewater reused for toilet flushing [51]. It was determined that the use of the tested treatment system provided a high reduction of *E. coli* bacteria and enterococci, which averaged 92.74% and 97.14%, respectively.

Table 2 presents the results of the paired Wilcoxon non-parametric test, which allows statistical analysis of the performance of the treatment system under test. The null hypothesis was that – the average values of the indicators before and after the treatment system are equal – i.e. it can be interpreted as if the water treatment system was not effective. The results of the test were given in the form of a test statistic z and a p value. The values obtained were found to be less than the significance level taken as 0.05 for oxygen concentration, total suspended solids, BOD_5 , COD and *E. coli* bacteria. The 0.05 level was slightly exceeded for total phosphorus and enterococci. In summary, it can be concluded that the differences of these indicators before the treatment system and after the treatment system are statistically significant, i.e. that the tested treatment system is effective and can be used in similar cases. In order to assess the susceptibility of wastewater to biological treatment processes, the ratios between the various pollutant indicators were also analyzed. It was found that for the effluent flowing out of the constructed wetland system, the ratio of COD: BOD_5 was 5.85, and after additional treatment, it was also 5.85. The ratios of $BOD_5:N_{tot}$ and $BOD_5:P_{tot}$ were 0.19 and 0.19, as well as 1.72 and 1.73, respectively. As it can be seen, the applied filtration and disinfection processes did not change the magnitude of the ratios between the individual indicators. During wastewater treatment, natural biological processes cause mineralization of readily decomposable organic compounds leading to a natural increase in the COD/ BOD_5 ratio. Depending on the wastewater treatment method used, the suggested $BOD/N_{tot}/P_{tot}$ ratio in aerobic treatment is

defined as 100:5:1 [56], and in anaerobic processes as 300:1:0.1 [57]. The increase in the COD/ BOD_5 ratio along the treatment line is defined as a measure of progressive water stability [58]. In raw wastewater, the COD/ BOD_5 ratios are usually 2.0–2.5, although they can fluctuate significantly [59, 60]. However, this ratio always increases during the course of biological processes, and, as in this case, can exceed the values of 5.85. Such water during retention in reservoirs shows higher stability, so biological change processes are very slow. Therefore, any action that requires the necessary adjustments to improve its quality can only be carried out by physical or chemical processes.

CONCLUSIONS

On the basis of the performed study, it was found that the analyzed installation, consisting of a series system of 3 filters and a UV lamp, provided very high results in reducing microbiological indicators, namely *Escherichia coli* and enterococcus bacteria, which averaged 92.7 and 97.1%, respectively. It was noted that the average efficiency of reduction of total suspended solids and BOD_5 in the studied plant was 46.8 and 45.8%, respectively. Small effects were obtained for the reduction of COD (22.7%), total nitrogen (4.9%) and total phosphorus (16.3%). It was shown that the treated outflow discharged from the hybrid constructed system met the requirements set by Levi Strauss & Company for the wastewater reused for toilet flushing in terms of the selected studied indicators. It was found that the tested whole-house filtration system consisting of 3 filters (in the following arrangement: yarn, spun and carbon) allowed treating an average of 2630 m³ of wastewater per month. According to the study, however, the filter cartridges used needed to be replaced at least once a month due to pronounced fouling, which had the effect of significantly reducing the flow capacity of the wastewater and increasing the content of total suspended solids in the outflow. It was determined that the recycled treated wastewater could replace an average of 18.7% of the good quality water supplied by the water supply system in the studied household. However, the study and observations show that further research of recycled wastewater treatment systems for reuse is needed to achieve even better parameters of treated wastewater.

Acknowledgments

This study is a result of cooperation with Polesie National Park based in Urszulin. The authors would like to thank the Director and staff of PNP for creating a climate for creative work.

Results of research reported in the present paper was conducted as part of the doctoral thesis written by Eng. Anna Myka-Raduj, MSc, under project no. DWD/4/88/2020 entitled “Design, construction and an analysis of the operation of a hybrid constructed wetland with a closed water circuit in the Polesie National Park”, financed by the Polish Ministry of Education and Science.

REFERENCES

1. Europe 2020. A strategy for smart, sustainable and inclusive growth, Document 52010DC2020, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A52010DC2020>
2. Calisto F.M., Vermeulen W., Salomone R. Analysing European Union circular economy policies: words versus actions. *Sustainable Production and Consumption* 2020, 27: 337–353.
3. Angelakis A.N., Bontoux L., Lazarova V. Challenges and prospectives for water recycling and reuse in EU countries. *Water Supply* 2003, 3: 59–68.
4. Bixio D., Thoeye C., Wintgens T., Ravazzini A., Miska V., Muston M., Chikurel H., Aharoni, A., Joksimovic, D., Melin T. Water reclamation and reuse: Implementation and management issues. *Desalination* 2008, 218: 13–23.
5. Voulvoulis N. Water reuse from a circular economy perspective and potential risks from an unregulated approach. *Curr. Opin. Environ. Sci. Health* 2018, 2: 32–45.
6. Sapkota A.R. Water reuse, food production and public health: Adopting transdisciplinary, systems-based approaches to achieve water and food security in a changing climate. *Environ. Res.* 2019, 171: 576–580.
7. Hagenvoort J., Ortega-Reig M., Botella S., García C., de Luis A., Palau-Salvador G. Reusing Treated Waste-Water from a Circular Economy Perspective—The Case of the Real Acequia de Moncada in Valencia (Spain). *Water* 2019, 11: 1830.
8. Shevah Y. Water scarcity, water reuse, and environmental. *Saf. Pure Appl. Chem.* 2014, 86: 1205–1214.
9. Al-Othman A., Darwish N.N., Qasim M., Tawalbeh M.; Darwish N.A., Hilal N. Nuclear desalination: A state-of-the-art review. *Desalination* 2019, 457: 39–61.
10. Ungureanu N., Vladut V., Voicu G. Water scarcity and wastewater reuse in crop irrigation. *Sustainability* 2020, 12: 9055.
11. Curto D., Franzitta V., Guercio A. A Review of the water desalination technologies. *Appl. Sci.* 2021, 11: 670.
12. Palla A., Gnecco I., Lanza L., La Barbera P. Performance analysis of domestic rainwater harvesting systems under various European climate zones. *Resour. Conserv. Recycl.* 2012, 62: 71–80.
13. Musayev S., Burgess E., Mellor J. A global performance assessment of rainwater harvesting under climate change. *Resour. Conserv. Recycl.* 2018, 132: 62–70.
14. Ghaffour N., Missimer T.M., Amy G.L. Technical review and evaluation of the economics of water desalination: Current and future challenges for better water supply sustainability. *Desalination* 2013, 309: 197–207.
15. Guo T., Englehardt J., Wu T. Review of cost versus scale: Water and wastewater treatment and reuse processes. *Water Sci. Technol.* 2014, 69: 223–234.
16. Gao L., Yoshikawa S., Iseri Y., Fujimori S., Kanae S. An economic assessment of the global potential for sea water desalination to 2050. *Water* 2017, 9: 763.
17. Maquet Ch. Wastewater reuse: a solution with a future. *Field Actions Science Reports. Special Issue 22, Water, Waste & Energy: Prospects for essential services in Africa* 2020, 64–67.
18. Silva J.A. Water supply and wastewater treatment and reuse in future cities: a systematic literature review. *Water* 2023, 15: 3064.
19. Tang C.Y., Yang Z., Guo H., Wen J.J., Nghiem L.D., Cornelissen E. Potable water reuse through advanced membrane technology. *Environ. Sci. Technol.* 2018, 52(18): 10215–10223.
20. Dolnicar S., Saunders, C. Recycled water for consumer markets a marketing research review and agenda. *Desalination* 2006, 187: 203–214.
21. Harris-Lovett S.R., Binz C., Sedlak D.L., Kiparsky M., Truffer B. Beyond user acceptance: a legitimacy framework for potable water reuse in California. *Environmental Science & Technology* 2015, 49: 7552–7561.
22. Cagno E, Garrone P, Negri M, Rizzuni A. Adoption of water reuse technologies: An assessment under different regulatory and operational scenarios. *J Environ Manage* 2022, 317: 115389.
23. Kesari K.K., Sani R., Jamal Q.M.S., Tripathi P., Lae J.A., Jha N.K., Siddiqui M.H., Kumar P., Tripathi V., Ruokolainen J. Wastewater treatment and reuse: a review of its applications and health implications. *Water Air Soil Pollut* 2021, 232: 208.
24. Katsoyiannis I.A., Gkotsis P., Castellana M., Cartechini F., Zouboulis A.I. Production of demineralized water for use in thermal power stations by advanced treatment of secondary wastewater effluent. *Journal of Environmental Management* 2017, 1(190): 132–139.
25. Mohsen M.S. Treatment and reuse of industrial effluents: Case study of a thermal power plant.

- Desalination 2004, 167: 75–86.
26. Smith R.G. 1995. Water reclamation and reuse. *Water Environment Research* 67, 488–495.
 27. Yang J., Jia R., Gao Y., Wang W., Cao P. The reliability evaluation of reclaimed water reused in power plant project. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* 2017, 100: 012189.
 28. WHO – World Health Organization, 2006. Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater. In *Wastewater Use in Agriculture* (2nd ed.).
 29. Aziz F., Farissi M. Reuse of treated wastewater in agriculture: Solving water deficit problems in arid areas. *Ann. West Univ. Timisoara Ser. Biol.* 2014, 17: 95–110.
 30. Angelakis A., Snyder S. Wastewater treatment and reuse: Past, present, and future. *Water* 2015, 7: 87–95.
 31. Myka-Raduj A., Józwiakowski K., Siwiec T., Raduj W. Changes of Water Consumption in a Forester’s Lodge in Polesie National Park (Poland)—Case Study. *Water* 2023, 15: 3157. <https://doi.org/10.3390/w15173157>
 32. Myka-Raduj A., Bohacz J., Listosz A., Raduj W., Józwiakowski K. 2024. Efficiency of operation a hybrid constructed wetland located in the Polesie National Park (Poland) during the start-up period. *Journal of Ecological Engineering* 2024, 25(6): 292–311 <https://doi.org/10.12911/22998993/187962>
 33. American Public Health Association (APHA) 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18th Edition, American Water Works Association (AWWA) and Water Pollution Control Federation (WPCF), Washington DC.
 34. American Public Health Association (APHA) 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21st Edition, American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC.
 35. PN-EN ISO 10523:2012. Water quality. Determination of ph. Electrochemical sensor method.
 36. PN-EN ISO 5814:2013-04. Water quality. Determination of dissolved oxygen - Electrochemical sensor method.
 37. PN-EN 872:2007+Apl: 2007. Water quality. Determination of suspensions. Method using filtration through glass fiber filters.
 38. PN-EN 1899-1:2002, 2:2002. Water quality. Determination of biochemical oxygen demand after n days (BOD_n). Part 1: Dilution and grafting method with the addition of allylthiourea.
 39. PN-ISO 15705: 2005. Water quality. Determination of the chemical oxygen demand index (SP-COD). Miniaturized method using tight test tubes.
 40. PN-C-04576-14:1973. Water and sewage - Testing the content of nitrogen compounds - Calculation of total nitrogen.
 41. PN-EN ISO 6878:2006 pkt 7 +Apl:2010+AP2:2010. Water quality - Determination of phosphorus - Spectrometric method with ammonium molybdate.
 42. PN-EN ISO 9308-3:2002P. Water quality - Detection and quantification of *Escherichia coli* and coliforms - Part 3: Miniaturized method for the detection and enumeration of E-Coli in surface water and wastewater (most probable bacterial count).
 43. PN-EN ISO 7899-1:2002P. Water quality - Detection and enumeration of fecal enterococci - Part 1: Miniaturized method for testing surface water and wastewater (most probable number of bacteria).
 44. Bugajski P.M., Kurek K., Młyński D, Operacz A. Designed and real hydraulic load of household wastewater treatment plants. *Journal Of Water And Land Development* 2019, 40 (1–3): 155–160.
 45. Pawelek J., Bergel T., Woyciechowska O. Variation in water consumption in rural households during the multi-year period. *Acta Scientiarum Polonorum. Formatio Circumiectus* 2015, 14(4): 85–94 (in Polish).
 46. Bergel T., Szelağ B., Woyciechowska O. Influence of a season on hourly and daily variations in water demand patterns in a rural water supply line – case study. *Journal of Water and Land Development* 2017, 34; 59–64.
 47. Crouch M.L., Jacobs H.E., Speight V.L. Defining domestic water consumption based on personal water use activities. *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua* 2017, 70(7): 1002–1011.
 48. European Commission, Eurostat. 2023. Available online: <https://ec.europa.eu/eurostat/data/database> (accessed on 1 July 2023).
 49. Józwiakowski K. Studies on the efficiency of sewage treatment in chosen constructed wetland systems. *Infrastruct. Ecol. Rural. Areas* 2012, 1: 232 (In Polish).
 50. Micek A., Józwiakowski K., Marzec M., Listosz A. Technological reliability and efficiency of wastewater treatment in two hybrid constructed wetlands in the Roztocze National Park (Poland). *Water* 2020, 12: 3435. <https://doi.org/10.3390/w12123435>
 51. Levi Strauss & Company 2016. Recycle and reuse standard and guidelines. <https://www.levistrauss.com/wp-content/uploads/2019/03/Laundry-Recycle-and-Reuse-Manual-LSCo-2016.pdf>
 52. Blaustein R.A., Pachepsky Y., Hill R.L., Shelton D.R., Whelan, G. *Escherichia coli* survival in waters: Temperature dependence. 2013, *Water Research* 2013, 47(1): 569–578. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.10.027>
 53. Chen P.-Y., Chu X.-N., Liu L., Hu J.-Y. Effects of salinity and temperature on inactivation and repair potential of *Enterococcus faecalis* following medium- and low-pressure ultraviolet irradiation. *Journal of Applied Microbiology* 2016, 120(3): 816–825. <https://doi.org/10.1111/jam.13026>

54. Duque-Sarango, P., Romero-Martínez, L., Pinos-Vélez, V., Sánchez-Cordero, E., Samaniego, E. Comparative study of UV radiation resistance and reactivation characteristics of *E. coli* ATCC 8739 and native strains: Implications for water disinfection. *Sustainability* 2023, 15: 9559. <https://doi.org/10.3390/su15129559>
55. Maghsoodi M., Lowry G.L., Smith I.M., Snow S.D. Evaluation of parameters governing dark and photo-repair in UVC-irradiated *Escherichia coli*. *Environ. Sci.* 2022, 8: 407–418.
56. Slade A.H., Thorn G.J.S., Dennis M.A. The relationship between BOD:N ratio and wastewater treatability in a nitrogen-fixing wastewater treatment system. *Water Science and Technology* 2011, 63(4): 627–632, <https://doi.org/10.2166/wst.2011.215>
57. Hussain A., Kumar P., Mehrotra. Nitrogen and phosphorus requirement in anaerobic process: a review. *Environmental Engineering and Management Journal* 2015, 14(4): 769–780, <https://doi.org/10.30638/eemj.2015.086>
58. Coccu R., Lai T., Sandom A. Standardization of BOD₅/COD ratio as a biological stability index for MSW. *Waste Management* 2012, 32(8): 1503–1508, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.04.001>
59. Bader A.C., Hussein H.J., Jabar M.T. BOD: COD ratio as indicator for wastewater and industrial water pollution. *International Journal of Special Education* 2022, 37(3): 2164–2171.
60. Siwiec T., Reczek L., Michel M.M., Gut B., Hawer-Strojek P., Czajkowska J., Józwiakowski K., Gajewska M., Bugajski P. Correlations between organics indicator in municipal wastewater. *Archives of Environmental Protection* 2018, 44(4): 50–57, <https://doi.org/10.24425/aep.2018.122296>





11. Oświadczenia doktoranta oraz współautorów dotyczących ich wkładu w przygotowanie opublikowanych prac naukowych

11.1. Oświadczenie doktoranta oraz współautorów dotyczących ich wkładu w przygotowanie publikacji nr 1:

Anna Myka-Raduj, Krzysztof Józwiakowski, Tadeusz Siwiec, Waldemar Raduj

Changes of Water Consumption in a Forester's Lodge in Polesie National Park (Poland) - Case Study

Water 2023, 15, 3157. <https://doi.org/10.3390/w15173157>

Autor	%	Objaśnienia	Podpis
Anna Myka-Raduj	70	A; B; C; D; F; G; I; K	
Krzysztof Józwiakowski	10	A; B; C; G; I; J; K	
Tadeusz Siwiec	10	B; C; G; H; I; J	
Waldemar Raduj	10	D; F; G; H;	

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 - obliczenia statystyczne
- I - napisanie manuskryptu
- J – nadzór merytoryczny
- K - przygotowanie odpowiedzi na recenzję pracy

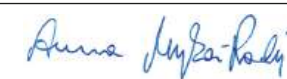

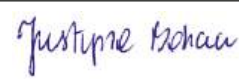


11.2. Oświadczenie doktoranta oraz współautorów dotyczących ich wkładu w przygotowanie publikacji nr 2:

Anna Myka-Raduj, Justyna Bohacz, Agnieszka Listosz, Waldemar Raduj,

Krzysztof Józwiakowski

Efficiency of operation a hybrid constructed wetland located in the Polesie National Park (Poland) during the start-up period

Journal of Ecological Engineering 2024, 25(6), 292–311 <https://doi.org/10.12911/22998993/187962>

Autor	%	Objaśnienia	Podpis
Anna Myka-Raduj	60	A; B; C; D; F; G; I; K	
Krzysztof Józwiakowski	15	A; B; C; G; I; J; K	
Justyna Bohacz	10	B; C; E; G; H; I	
Waldemar Raduj	10	D; F; G; H;	
Agnieszka Listosz	5	E	

Objaśnienia:



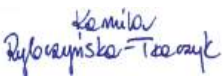


- A - opracowanie koncepcji badań
- B – metodyka badań
- C – źródła literaturowe
- D - zebranie materiału badanego
- E - wykonanie analiz laboratoryjnych
- F – zebranie obserwacji
- G – analiza danych
- H - obliczenia statystyczne
- I - napisanie manuskryptu
- J – nadzór merytoryczny
- K - przygotowanie odpowiedzi na recenzję pracy

11.3. Oświadczenie doktoranta oraz współautorów dotyczących ich wkładu w przygotowanie publikacji nr 3:

Anna Myka-Raduj, Tadeusz Siwiec, Kamila Rybczyńska-Tkaczyk, Waldemar Raduj,
Krzysztof Józwiakowski

Efficiency of the installation to treatment of outflow from the hybrid constructed wetland system and possibility of reuse of treated wastewater in the household

Advances in Science and Technology Research Journal 2024, 18(4), 296–311 <https://doi.org/10.12913/22998624/189619>

Autor	%	Objaśnienia	Podpis
Anna Myka-Raduj	60	A; B; C; D; F; G; I; K	
Tadeusz Siwiec	15	A; C; G; H; I; J; K	
Kamila Rybczyńska-Tkaczyk	10	B; C; E; G; H; I	
Krzysztof Józwiakowski	10	A; C; G; I; J; K	
Waldemar Raduj	5	D; F; G; H	

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 - obliczenia statystyczne
- I - napisanie manuskryptu
- J – nadzór merytoryczny
- K - przygotowanie odpowiedzi na recenzję pracy

12. Dokumentacja fotograficzna z wdrożenia hybrydowej hydrofitowej oczyszczalni ścieków z zamkniętym obiegiem wody



Fotografia 1. Osada służbowa Poleskiego Parku Narodowego w Kulczyńskie z budynkiem mieszkalnym (w głębi) i gospodarczym (z prawej strony fotografii) oraz miejscem na planowaną hydrofitową oczyszczalnię ścieków (złoża gruntowo-roślinne).



Fotografia 2. Instalacja osadnika wstępnego i przepompowni ścieków surowych.



Fotografia 3. Złoża gruntowo-roślinne i przepompownia ścieków oczyszczonych w trakcie budowy i po wykonaniu. Złoża - dolna fotografia z lewej strony; przepompownia - dolna fotografia z prawej strony.



Fotografia 4. Sadzenie roślin na złożach gruntowo-roślinnych (fotografia z lewej strony). Złoże I typu VF z pionowym przepływem ścieków obsadzone trzcina pospolitą, Złoże II typu HF z poziomym przepływem ścieków obsadzone wierzbą wiciową (fotografia z prawej strony).



Fotografia 5. Studnia chłonna.



Fotografia 6. Instalacja do doczyszczania ścieków oczyszczonych ulokowana w piwnicy budynku mieszkalnego (fotografia po lewej stronie) i toaleta z przyłączem ścieków oczyszczonych (fotografia po prawej stronie).



Fotografia 7. Wdrożona hybrydowa hydrofitowa oczyszczalnia ścieków z zamkniętym obiegiem wody: złoża zaraz po oddaniu do użytku (fotografia z lewej strony); osadnik wstępny (fotografia z prawej strony).



Fotografia 8. Wdrożona hybrydowa hydrofitowa oczyszczalnia ścieków z zamkniętym obiegiem wody w trzecim roku użytkowania (2024 rok).

