

POLITECHNIKA BIAŁOSTOCKA
WYDZIAŁ BUDOWNICTWA
I INŻYNIERII ŚRODOWISKA



POLSKIE ZRZESZENIE INŻYNIERÓW
I TECHNIKÓW SANITARNYCH



MONOGRAFIE
„INŻYNIERIA ŚRODOWISKA – MŁODYM OKIEM”
TOM 30
WODY POWIERZCHNIOWE I PODZIEMNE
pod redakcją
Iwony Skoczko
Ewy Szatyłowicz
Iwony Barszczewskiej



Białystok 2017

POLITECHNIKA BIAŁOSTOCKA
WYDZIAŁ BUDOWNICTWA
I INŻYNIERII ŚRODOWISKA



POLSKIE ZRZESZENIE INŻYNIERÓW
I TECHNIKÓW SANITARNYCH



MONOGRAFIE
TOM 30
WODY POWIERZCHNIOWE I PODZIEMNE

MONOGRAFIE
TOM 30



*Patronat
Rektora Politechniki Białostockiej
prof. dr hab. inż. Lecha Dzienisa*



*Wydział Budownictwa
i Inżynierii Środowiska
Politechniki Białostockiej*



*Honorowy Patronat
Prezydenta
Miasta Białegostoku*

**Publikacja dofinansowana przez
Wojewódzki Fundusz Ochrony Środowiska
i Gospodarki Wodnej w Białymstoku**



Wojewódzki Fundusz
Ochrony Środowiska
i Gospodarki Wodnej
w Białymstoku

www.wfosigw.bialystok.pl

Serdecznie dziękujemy za pomoc w organizacji uroczystości
i wydaniu niniejszej publikacji.



Krajowa
Reprezentacja
Doktorantów



TERAZ
ŚRODOWISKO.pl

Aktualności i praca w ochronie środowiska



Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych
w Białymstoku



IKEA Industry
Orla



POLSKI
instalator

Polskie Towarzystwo
Inżynierii Ekologicznej

P.V. PREFABET KLUCZBORK S.A.

P.V.®

wrotapodlasia.pl



INŻYNIERIA ŚRODOWISKA – MŁODYM OKIEM

TOM 30

WODY POWIERZCHNIOWE I PODZIEMNE

**pod redakcją
Iwony Skoczko
Ewy Szatylowicz
Iwony Barszczewskiej**

Oficyna Wydawnicza Politechniki Białostockiej
Białystok 2017

Redaktor tomu:

Iwona Skoczko
Ewa Szatyłowicz
Iwona Barszczewska

Zespół redakcyjny:

Iwona Skoczko – Redaktor Naczelny
Ewa Szatyłowicz – Redaktor Naczelny
Iwona Barszczewska – skład monografii

Redakcja językowa: Autorzy**Recenzenci monografii:**

dr hab. inż. Mariusz Dudziak prof. nzw. w Pol. Śl
dr inż. Anna Siemieniuk

Zespół naukowy:

dr hab. inż. Iwona Skoczko
prof. dr hab. inż. Józefa Wiater
prof. dr. hab. inż. Rafał Miłaszewski
prof. Aleksey Ternovtsev
prof. Dmitry Spitsov
prof. Javier Bayo
prof. Jolanta Sadauskienė
prof. Antonio Roderó Serrano
prof. Manuel Ruiz de Adana Santiago
prof. dr hab. inż. Mirosław Żukowski
prof. dr hab. Tadeusz Łoboda
prof. dr hab. inż. Józef Jasiczak
dr hab. inż. Aleksander Kiryluk, prof. PB
dr hab. inż. Mariusz Dudziak, prof. PŚ
dr hab. inż. Urszula Filipkowska, prof. UWM
dr hab. inż. Marcin Dębowski, prof. UWM
dr hab. inż. Monika Żubrowska-Sudoł, prof. PW
dr hab. inż. Jacek Piekarski, prof. PK
dr hab. inż. Wiesława Głodkowska, prof. PK
dr hab. inż. Elżbieta Horszczaruk, prof. ZUT
dr hab. inż. Marek Ciak, prof. UWM

dr hab. inż. Alicja Siuta-Olcha, prof. PL
dr hab. inż. Andrzej Dylla, prof. UTP
dr hab. Aneta Dorota Petelska
dr hab. Izabella Jastrzębska
dr hab. Zenon Łotowski
dr hab. Ada Wróblewska
dr hab. Janina Piekutin
dr hab. inż. Katarzyna Ignatowicz
dr hab. inż. Wojciech Dąbrowski
dr hab. inż. Mirosław Skorbiłowicz
dr hab. inż. Elżbieta Skorbiłowicz
dr hab. inż. Katarzyna Gładyszewska-Fiedoruk
dr hab. inż. Mariusz Adamski
dr hab. inż. Andrzej Butarewicz
dr hab. inż. Sławomir Obidziński
dr n. tech. Joanna Szczykowska
dr inż. Anna Siemieniuk
dr inż. Elżbieta Grygorczuk-Petersons
dr inż. Dariusz Andraka
dr inż. Jacek Leszczyński
dr inż. Dorota Krawczyk

Wszystkie zamieszczone w monografii prace są recenzowane

Copyright by Politechnika Białostocka, Białystok 2017

ISBN 978-83-65596-17-8

Publikacja nie może być w jakikolwiek sposób powielana i rozpowszechniana
bez pisemnej zgody posiadacza praw autorskich

SPIS TREŚCI

Dynamika zmian jakości wód powierzchniowych w zlewniach użytkowanych rolniczo	11
mgr Rafał Bielecki	
Wykorzystanie sorbentów do odolejania wody	21
mgr inż. Adam Gołub, dr hab. Janina Piekutin	
Zawartość manganu w glebach zlewni rzeki Wisły	32
inż. Urszula Goszczyk, inż. Magdalena Korzińska, dr hab. inż. Elżbieta Skorbiłowicz, dr hab. inż. Mirosław Skorbiłowicz	
Ładunki azotu i fosforu wnoszone do Wisły przez jej wybrane dopływy	44
inż. Magdalena Korzińska, inż. Urszula Goszczyk, dr hab. inż. Mirosław Skorbiłowicz, dr hab. inż. Elżbieta Skorbiłowicz	
Zagospodarowanie terenów powiatu siedleckiego zagrożonych wystąpieniem powodzi w świetle obowiązujących Przepisów	53
mgr inż. Anna Krasuska	
Analiza jakości wody pitnej w Augustowie po modernizacji stacji uzdatniania wody	65
mgr inż. Agnieszka Niewulis	
Analiza uwarunkowań hydrologicznych żeglugi śródlądowej na Odrze Środkowej	81
mgr inż. Adam Ostafin, mgr inż. Krzysztof Wolski	
Przepławka komorowa i kanał obiegowy jako metody zapewnienia ekologicznej drożności rzek	94
inż. Paweł Tomczyk, mgr inż. Karina Kózka, dr hab. inż. Mirosław Wiatkowski, prof. nadzw.	
Membranowe oczyszczanie wód kopalnianych – studium przypadku	108
Tomasz Tomkowicz, dr hab. inż. Mariusz Dudziak, prof. nzw. w Pol. Śl., dr inż. Edyta Kudlek	

Wpływ technologii uzdatniania wody na stabilność biologiczną wody przeznaczonej do spożycia	126
inż. Anna Wilińska, Emilia Bączkowska, dr Katarzyna Jankowska, dr inż. Aleksandra Sokołowska	
Rola filtracji w uzdatnianiu wody	137
inż. Magdalena Wolny, dr inż. Edyta Kudlek, dr hab. inż. Mariusz Dudziak, prof. nzw. w Pol. Śl.	
Instalacje wody basenowej - regulacje prawne, technologie i projektowanie	160
mgr inż. Marta Madej, mgr inż. Daniel Matras, dr hab. inż. Mariusz Dudziak, prof. nzw. w Pol. Śl.	

mgr Rafał Bielecki¹⁾

Uniwersytet Pedagogiczny im. KEN w Krakowie, Wydział geograficzno-Biologiczny
Instytut Geografii/Zakład Ekorozwoju i Kształtowania Środowiska Geograficznego

¹⁾rafal.bielecki1@op.pl

DYNAMIKA ZMIAN JAKOŚCI WÓD POWIERZCHNIOWYCH W ZLEWNIACH UŻYTKOWANYCH ROLNICZO

Dynamics of changes in the quality of industrial
waters in catchment areas used in agriculture

Słowa kluczowe: rzeka Nidzica, zmiany sezonowe, zmiany wieloletnie, zanieczyszczenia obszarowe, zanieczyszczenia punktowe

Keywords: The Nidzica River, seasonal changes, perennial changes, area pollution, point pollution

Streszczenie:

Współcześnie działalność człowieka odgrywa coraz większą rolę, na jakość wód powierzchniowych. Celem artykułu jest ukazanie wpływu antropogenicznych czynników kształtujących zmienność składu chemicznego wód rzecznych w zlewni o rolniczym użytkowaniu ziemi. Autor przeprowadził analizę, jakości wód powierzchniowych, wykonał inwentaryzację źródeł zanieczyszczeń wód powierzchniowych oraz przedstawił propozycję poprawy, jakości wód powierzchniowych na terenie powiatu miechowskiego i kazimierskiego. Do głównych zanieczyszczeń wód badanej zlewni należą zanieczyszczenia obszarowe i punktowe. W celu podniesienia plonów stosowane są nawozy sztuczne i naturalne, które do wód powierzchniowych dostają się wskutek spłukiwania z pól. Zasadniczym celem jest

poznanie dynamiki zmian zawartości związków biogenych w wodach powierzchniowych w ciągu roku (zmiany sezonowe) oraz w wieloleciu (zmiany wieloletnie).

Wprowadzenie

Współcześnie działalność człowieka odgrywa coraz większą rolę, na jakość wód powierzchniowych. Związki azotu i fosforu trafiają do wód powierzchniowych ze źródeł obszarowych (spływy powierzchniowe z pól uprawnych) oraz punktowych (zrzuty ścieków bytowo-gospodarczych). Wysoka zawartość tych substancji w wodach powierzchniowych może prowadzić do eutrofizacji rzek. Celem pracy była ocena tendencji zmian zawartości związków azotu i fosforu w wodach rzek odwadniających teren powiatu miechowskiego i kazimierskiego w latach 2002-2006. Dane do badań pozyskano w Wojewódzkim Inspektoracie Ochrony Środowiska, Starostwach Powiatowych oraz Urzędach Gmin. Analizę przeprowadzono w odniesieniu do stanu infrastruktury wodno-ściekowej, użytkowania terenu oraz warunków hydrometeorologicznych. W pierwszym etapie pracy wyznaczono stężenia charakterystyczne analizowanych związków, a następnie określono ich sezonową i czasową zmienność.

Uzyskane wyniki pozwalają stwierdzić, że związki fosforu w wodach rzek cechowały się wyraźną sezonowością, najwyższe stężenia występowały wiosną i jesienią, najniższe w miesiącach letnich (Ryc.1,2,3). Przeprowadzone analizy trendów wykazały, że fosforany i fosfor ogólny, azotu azotanowego charakteryzowały się tendencją rosnącą. Pozostałe związki nie wykazywały tendencji do zmian. Na podstawie wykonanej analizy korelacji stwierdzono, że istniała istotna zależność pomiędzy fosforanami a temperaturą wody i przepływem. Podwyższone zawartości związków azotu mogą świadczyć o dopływie zanieczyszczeń ze źródeł obszarowych, m.in. spływami powierzchniowymi z terenów rolniczych, stanowiących ponad 70 % powierzchni zlewni.

W celu ograniczenia dopływu związków biogenych do wód rzek powiatu miechowskiego konieczne jest racjonalne gospodarowanie nawozami mineralnymi, dalsza koordynacja działań służących rozwojowi infrastruktury wodno-ściekowej oraz eliminacja niekontrolowanych zrzutów ścieków

Celem artykułu jest ukazanie wpływu rolniczej działalności człowieka na zmienność składu chemicznego wód powierzchniowych ze szczególnym uwzględnieniem azotanów, fosforanów i siarczanów. Autor przeprowadził analizę, jakości wód w zlewni Nidzicy. Wykonał inwentaryzację źródeł zanieczyszczeń oraz przedstawił propozycję poprawy, jakości wód powierzchniowych na terenie powiatu miechowskiego i kazimierskiego. Dane do badań pozyskano w Wojewódzkim Inspektoracie Ochrony Środowiska, Starostwach Powiatowych oraz Urzędach Gmin.

Teren badań

Badania nad wpływem rolnictwa, na jakość wód powierzchniowych prowadzono w zlewni Nidzicy, która odwadnia znaczną część terenu powiatu miechowskiego i kazimierskiego. Zaliczana jest ona do obszarów, na których rolnictwo jest głównym działem gospodarki i stanowi podstawowe źródło utrzymania miejscowej ludności.

Tabela 1. Użytkowanie ziemi w powiatach miechowskim i kazimierskim w 2012 roku (%)

Użytkowanie ziemi	Powiat miechowski	Powiat kazimierski
Powierzchnia użytków rolnych	75,6	90,0
Grunty orne	71,1	83,6
Sady	0,6	1,7
Łąki	2,8	13,5
Pastwiska	1,2	1,2
Lasy i grunty leśne	11,9	2,3
Pozostałe grunty	12,5	7,7

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych z GUS

Powiat kazimierski i miechowski to regiony typowo rolnicze (tabela 1). Wysoki stopień powierzchni użytków rolnych jest zasługą bardzo dobrych warunków glebowych niezbędnych dla rozwoju roślin, jak również hodowli zwierząt gospodarskich. Większość gleb tych powiatów to urodzajne gleby rolnicze głównie czarnoziemy, przeważają gleby klas II i III [7]. Duże kompleksy gleb dobrej i bardzo dobrej przydatności rolniczej wykorzystywane są pod uprawy najcenniejszych upraw polowych takich jak: pszenica, warzywa gruntowe, rośliny pastewne i przemysłowe. Decydujący wpływ na rozwój rolnictwa w tym terenie wywierają również: ukształtowanie powierzchni, klimat oraz stosunki wodne.

Charakterystyka wód powierzchniowych

Pod względem hydrograficznym badany obszar graniczy na zachodzie ze zlewniami: Prądnika oraz Przemszy, na północy Pilicy, na wschodzie Nidy, na południu z dolną częścią Szreniawy oraz zlewniami małych potoków uchodzących bezpośrednio do Wisły [3].

Obszar odwadniany jest głównie przez Nidzicę oraz jej dopływy. Rzeka jest lewobrzeżnym dopływem Wisły o długości 51,2 km i całkowitej powierzchni zlewni wynoszącej 708,4 km² [1]. Największym prawostronnym dopływem Nidzicy są rzeki: Kalinka, Małoszówka i Jawornik. Do najważniejszych lewobrzeżnych do-

plywów tej rzeki należy Nička i Sancygniówka. Średnie objętości odpływu rocznego mierzone w przekrojach w Skalbmierzu i Dobiesławicach wynoszą odpowiednio 53 i 64,8 mln m³/rok. Na skrajnie małe zasoby wód powierzchniowych wskazują odpływy roczne ze zlewni Nidzicy, której podłoże sprzyja intensywnej infiltracji, a warunki klimatyczne sprzyjają wysokiemu parowaniu. Uboga w wodę zlewnia Nidzicy (aż po profil w Dobiesławicach), w której średnie odpływy jednostkowe nie przekraczają 4,5 dm³/s*km² są charakterystyczne dla niżu środkowopolskiego. Należy podkreślić, iż powiat kazimierski należy do obszarów deficytowych w wodę. Szczególnie odczuwalne są niedobory opadów atmosferycznych w okresie wegetacji. Rzeką charakteryzuje się dużym spadkiem dna doliny, który wynosi 1,44‰. W dnie doliny rzeki są stawy, podmokłości oraz rowy melioracyjne.

Tabela 2. Parametry zlewni

Charakterystyka	Jednostka	Parametry
Długość rzeki	km	62,2
Powierzchnia zlewni	km ²	643
Maksymalna długość zlewni	km	51,2
Średnia szerokość zlewni	km	12,6
Ekspozycja zlewni		SE

Źródło: Opracowanie zbiorowe pod redakcją Ireny Dynowskiej i Macieja Maciejewskiego [2]

Generalnie Nidzica posiada bieg z północnego-zachodu w kierunku południowo-wschodnim, a dorzecze ma kształt lekko wydłużony. W większości koryta cieków, znajdujących się na terenie obydwu powiatów, są nieuregulowane, a dna dolin rzecznych i cieków są płaskie. Nidzica odznacza się małą gęstością sieci rzecznej, co związane jest ze znaczną przepuszczalnością częściowo skrasowiałego i uszczelnionego podłoża [5].

Nidzica ma stosunkowo dużą amplitudę roczną stanów wody wynoszącą 295 cm. Ogólna tendencja, tak wielkiego wahania, warunkowana jest retencją podłoża, a szczególnie słabą wodonością skał występujących w jej podłożu. Dorzecze Nidzicy leży całkowicie w obrębie Niecki Nidziańskiej i zbudowane jest z wapieni i margli kredowych przykrytych lessem.

Tabela 3. Średni roczny odpływ całkowity i podziemny na rzece Nidzicy w Dobiesławicach

Rzeka	Posterunek	Powierzchnia km ²	Średni roczny odpływ całkowity (l/m ³ /rok)	Współczynnik pod- ziemnego zasilania (%)
Nidzica	Dobiesławice	643	4,1	65

Źródło: Według materiałów Zakładu Hydrografii Instytutu Geografii UJ

Nidzica charakteryzuje się niskim współczynnikiem odpływu ze względu na to, że jej zlewnia położona jest w cieniu opadowym Wyżyny Krakowsko-Częstochowskiej.

Zanieczyszczenia wód

Jakość wody rzeki Nidzicy i jej dopływów jest badana w punktach pomiarowo-kontrolnych na terenie powiatu miechowskiego w miejscowości Słaboszów oraz na terenie powiatu kazimierskiego w miejscowościach: Skalbmierz, Kazimierza Wielka i Piotrowice. W początkowym i ujściowym odcinku rzeki, jakość wody kształtowała się na poziomie normatywów II-III klasy czystości wód, natomiast w środkowym poniżej III klasy ich czystości. Wśród wskaźników, które decydowały o pogorszeniu jakości wód tej rzeki, w poszczególnych punktach pomiarowych, znalazły się np. barwa, zawiesina ogólna, ChZT, azot Kjeldahla, azotyny, fosforany, substancje rozpuszczone ogólne oraz wskaźniki bakteriologiczne.

Jakość wody rzeki Nidzicy pozostaje od wielu lat katastrofalna. O niekorzystnej, jakości wód decydują w znacznej mierze ponadnormatywne zanieczyszczenia bakteriologiczne oraz substancje biogenne.

Do głównych źródeł zanieczyszczenia wód powierzchniowych należy

- stały dopływ ścieków o charakterze socjalno – bytowym. Świadczy o tym zawartość azotu azotynowego oraz stan sanitarny wody. Przyczyną jest wysoki poziom zwodociągowania wsi przy równoczesnym braku sieci kanalizacyjnej. Czynniki te doprowadziły do rozproszenia źródeł zanieczyszczenia, które spływając do rzek na całej ich długości powodują:
- zanieczyszczenie cieków już w źródłowych odcinkach,
- duże koncentracje zawiesiny spłukiwanej z niechronionych przed erozją pól uprawnych o pylastych glebach lessowych,
- powstanie podwyższonej zawartości substancji nawozowych spłukiwanych z pól w okresie roztopów i intensywnych opadów

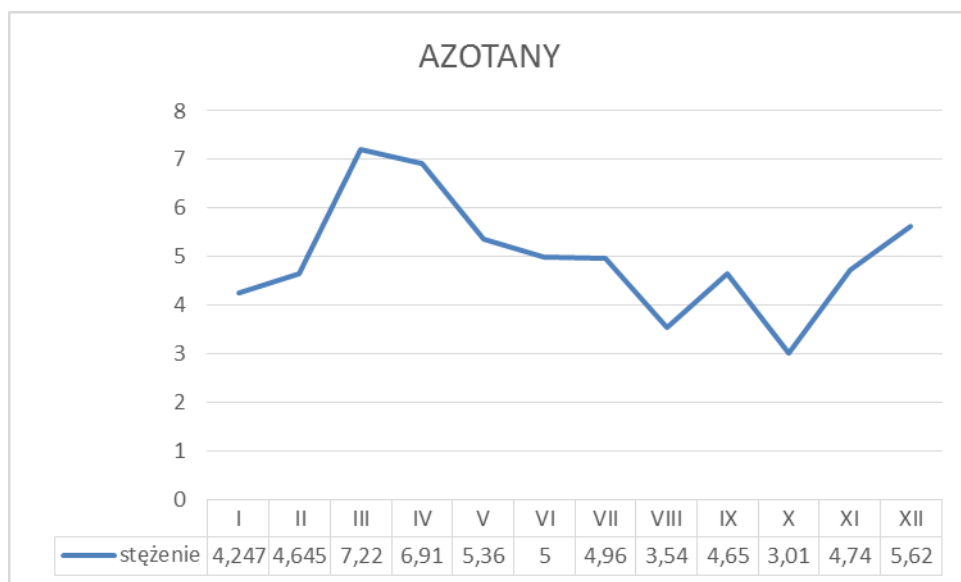
Analiza przeprowadzona w latach 2002 – 2006 wykazała że stan sanitarny wody Nidzicy, na terenie powiatu miechowskiego sklasyfikowano jako wody II klasy czystości w grupie fizykochemicznej.

W poszczególnych grupach zanieczyszczenia ocena przedstawiała się następująco:

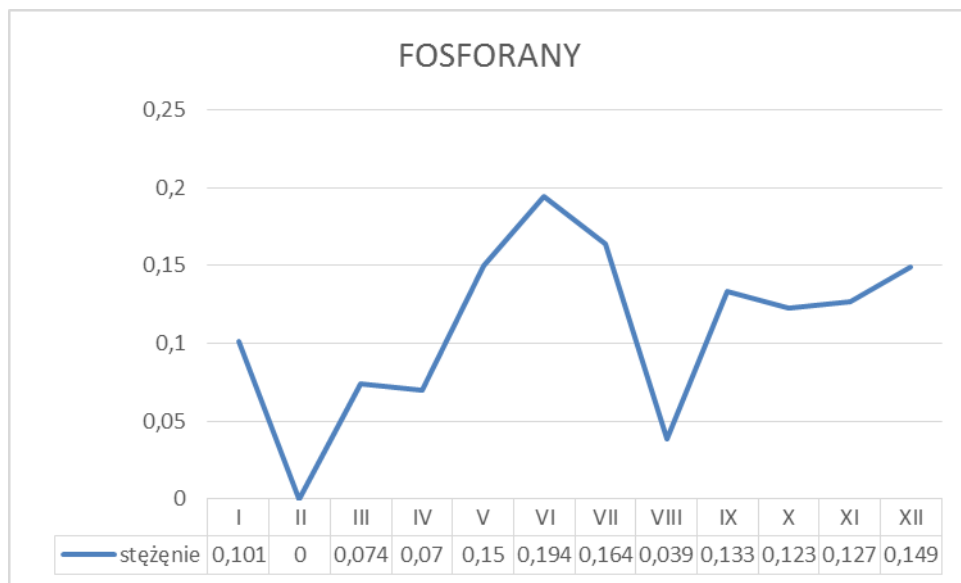
- stężenia substancji organicznych i nieorganicznych odpowiadały I klasie czystości,
- zawartość zawiesiny była ponadnormatywna,
- stężenia związków biogenych odpowiadały II klasie czystości ze względu na ponad 1–krotne przekroczenie dotyczące fosforu ogólnego oraz azotanowego [6].

Według oceny ogólnej Nidzica prowadziła wody III klasy czystości, o czym zdecydowały zanieczyszczenia bakteriologiczne. Świadczy to o poprawie, jakości wody w Nidzicy. W latach 2002 – 2006 rzeka była klasyfikowana, jako prowadząca wody nieodpowiadające normatywom.

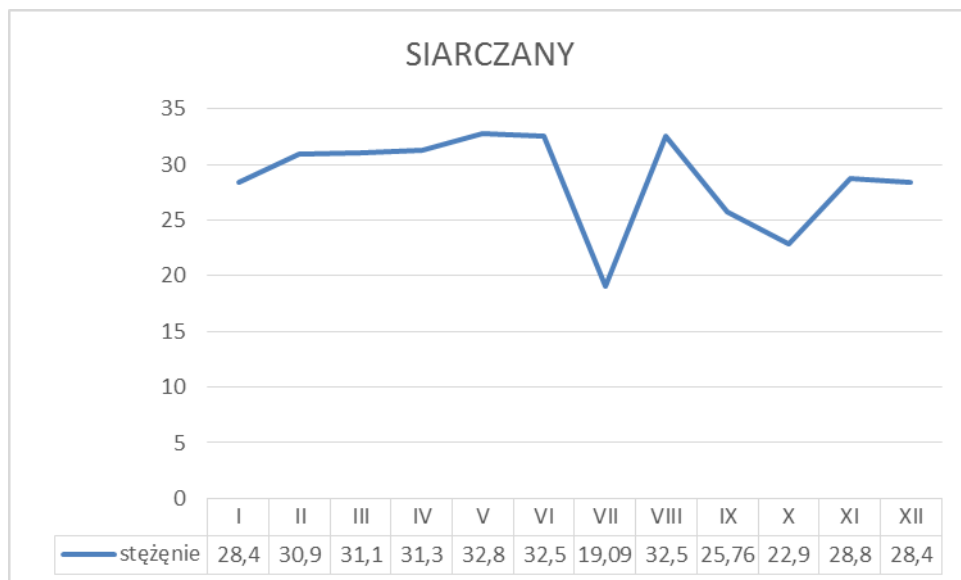
Na przełomie lat 2002–2006 odnotowano wzrost zawartości zanieczyszczeń. Nastąpił 4-krotny wzrost fosforu ogólnego i 2-krotny fosforanów. Na wysokim poziomie utrzymywały się stężenia azotu ogólnego i azotynowego, utrzymywały się na wysokim poziomie. W 2006 roku Nidzica odprowadzała wody III klasy czystości.



Rys. 1. Średnie wartości zanieczyszczenia wody w Nidzicy w Słaboszowie w 2004 roku – azotany



Rys. 2. Średnie wartości zanieczyszczenia wody w Nidzicy w Słaboszowie w 2004 roku – fosforany



Rys. 3. Średnie wartości zanieczyszczenia wody w Nidzicy w Słaboszowie w 2004 roku – siarczany

Sezonowe zmiany składu chemicznego są związane, przede wszystkim, ze zmianami przepływu w ciągu roku, a kierunki zmian poszczególnych cech chemicznych zależą od źródeł dostawy poszczególnych jonów do koryta. W czasie

podwyższonych przepływów w okresie zimowych i wiosennych roztopów maleją zawartości jonów pochodzących z punktowych źródeł dostawy, np. ścieków bytowo-gospodarczych. W okresie roztopowym wzrasta natomiast stężenie cech związanych ze źródłami obszarowymi.

Duże znaczenie w kształtowaniu składu chemicznego wód rzecznych w ciągu roku ma stopień przemycia pokryw w zlewni oraz dostępność związków chemicznych do transportu. Czynniki te odpowiedzialne są za powstanie zjawiska, tzw. histerezy sezonowej. Przy porównywalnych przepływach niższe stężenie większości jonów występuje wiosną i wczesnym latem – na skutek wymycia związków chemicznych z pokryw w okresie roztopowym – niż jesienią i zimą, kiedy zapasy dostępnych związków w ciepłej porze roku są uzupełniane dzięki intensywnemu wietrzeniu chemicznemu pokryw.

Zmiana temperatury powietrza i wody w ciągu roku (czynnik sezonowy) kształtuje przede wszystkim zmiany stężenia związków biogenych w ciekach. Latem, w czasie sezonu wegetacyjnego, wyraźnie wzrasta stężenie prawie wszystkich związków biogenych. Prawdopodobnie przyczyną takich zmian jest, prawdopodobnie, intensywny w ciepłej porze roku rozkład materii organicznej pochodzenia zarówno naturalnego jak i antropogenicznego.

Podsumowanie i wnioski

Obszar powiatów miechowskiego i kazimierskiego zalicza się do regionów, na których rolnictwo jest głównym działem gospodarki i stanowi podstawowe źródło utrzymania miejscowej ludności. Charakteryzuje się ono dobrymi warunkami dla rozwoju rolnictwa i przemysłu rolno-spożywczego. Źródłami zanieczyszczeń są ścieki socjalno-bytowe z miejscowości położonych wzdłuż biegu rzeki. Istotny wpływ, na jakość wody w całym biegu rzeki mają również zanieczyszczenia obszarowe. Wody na całej długości sklasyfikowano, jako nieodpowiadające normatywom w grupie fizykochemicznej ze względu na stężenie biogenów. Wpływ, na jakość badanych wód ma działalność rolnicza, między innymi nawożenie gruntów ornych. Związki przedostają się do wód powierzchniowych i przyczyniają się do zmiany stanu sanitarnego. Zjawisko to jest szczególnie widoczne po wystąpieniu opadów, kiedy w rzekach następuje wzrost stężenia azotanów. Pożądane, zatem jest ograniczenie stosowania nawozów i środków ochrony roślin oraz ciągły monitoring wód, w celu utrzymania ich na stałym poziomie zanieczyszczenia. Wymagana jest kontrola intensywności produkcji rolniczej oraz ograniczenia bezściółkowej hodowli zwierząt. Konieczna jest likwidacja dzikich wysypisk oraz uporządkowanie gospodarki wodno-ściekowej. Niezbędne jest również stosowanie środków ochrony roślin o połowicznym rozpadzie w glebie w okresie krótszym niż 6 miesięcy. Brak kanalizacji sanitarnej i oczyszczalni ścieków jest jednym z najpoważniejszych problemów do rozwiązania na terenie badanego obszaru. Jednak realizacja kompleksowego

programu porządkowania gospodarki wodno–ściekowej wymaga wielomilionowych nakładów finansowych. Inwestycje są prowadzone przy pozyskiwaniu wsparcia finansowego z funduszy unijnych, które należy łączyć w programy o charakterze międzygminnym.

Literatura

- [1] Długość i kilometraż wybranych rzek polskich, 1978, kier. nauk. Czarnecka H., Wydaw. Komunik. i Łączności, Nr 4, Warszawa.
- [2] Dorzecze Górnej Wisły, 1991, red. Dynowska I., Maciejewski M., Państw. Wydaw. Nauk., Warszawa.
- [3] Dynowska I., 1963, Stosunki hydrograficzne oraz zagadnienia ochrony wód zachodniej części Wyżyny Miechowskiej, Ochr. Przyr., R.29, Kraków.
- [4] Dynowska I., 1986, Charakterystyka rzek i dolin Niecki Nidziańskiej, [w:] Studia Ośr.Dok. Fizjogr., t. 14, Kraków.
- [5] Dynowska I., 1986, Obieg wody w Niece Nidziańskiej, [w:] Studia Ośr. Dok. Fizjograf., t. 14, Kraków.
- [6] Program Ochrony Środowiska dla powiatu miechowskiego na lata 2004-2015, Miechów, 2004.

mgr inż. Adam Gołub¹⁾, dr hab. Janina Piekutin
Politechnika Białostocka, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska
Katedra Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska
¹⁾ adamgolub92@gmail.com

WYKORZYSTANIE SORBENTÓW DO ODOLEJANIA WODY

Sorbents' usage in water deoiling

Słowa kluczowe: tworzywa porowate, zanieczyszczenia olejowe, sorbenty, substancje ropopochodne

Keywords: porous materials, oil pollution, sorbents, petroleum substances

Streszczenie:

W pierwszej części artykułu przedstawiono cechy fizykochemiczne zanieczyszczeń olejowych, główne źródła oraz omówiono procesy zachodzące po ich dostaniu się do wody. W drugiej części natomiast przybliżono pojęcie sorpcji i sorbentu, przywołano podstawowe ich podziały i wymieniono, jakie cechy powinien mieć sorbent dobrze adsorbujący zanieczyszczenia olejowe.

Charakterystyka zanieczyszczeń olejowych i ich źródła w wodzie

"Skład zanieczyszczeń olejowych, które trafiają do środowiska morskiego, jest zróżnicowany. Najczęściej jest to ropa naftowa i jej pochodne, takie jak paliwa i smary [13]". Ropa naftowa i jej produkty mają w składzie niemalże wyłącznie węglowodory zawierające następujące pierwiastki: węgiel (85-87%), wodór (12-

14%), tlen (0-7%), siarkę (0,14-3%), azot (0-1,2%) i inne w śladowych ilościach [8,19]. Ropa to jeden z głównych surowców pozyskiwanych z morza. Powstała na skutek przeobrażenia roślin i w mniejszym stopniu zwierząt w warunkach beztlenowych. Jest oleistą cieczą o charakterystycznym zapachu, stanowiącą złożoną mieszaninę różnych węglowodorów: od lekkich gazów (np. metan) do stałych składników (np. asfalt). Jej gęstość wynosi $720-1000 \text{ kg/m}^3$, natomiast lepkość kinematyczna w temperaturze 50°C wynosi $0,7-400 \text{ mm}^2/\text{s}$ [8,24]. W procesie rektyfikacyjnym wydziela się z niej ponad 150 substancji zawartych w kilku frakcjach.

Rozlewy substancji ropopochodnych są charakteryzowane przez miejsce, wielkość i grubość warstwy i zawsze składają się z wielu plam z koncentracjami albo grubych warstw otoczonych cienkimi warstwami. Grube plamy oleju mają przyciemnione kolory i osiągają grubość nawet kilku centymetrów, plamy o średniej grubości mają barwę niebieską lub przybierają wiele barw, natomiast plamy najcieńsze połyskują srebrem lub szarością i mają grubość poniżej $10 \mu\text{m}$ [8,15,24].

Wyodrębnić można następujące źródła zanieczyszczeń olejowych w wodzie [8,9,20,21,24,26]:

- naturalny wyciek ropy z dna morskiego;
- wiercenia w dnie oceanicznym;
- przeciek instalacji używanych do wydobywania ropy naftowej oraz transportu po dnie morza;
- żegluga śródlądowa i morska;
- rozlewy awaryjne, do których dochodzi w wyniku kolizji statków;
- transport samochodowy;
- transport lotniczy;
- odpady ropopochodne z lądowych instalacji przemysłowych;
- ścieki komunalne i przemysłowe;
- wody burzowe pochodzące z obszarów miejskich.

Procesy zachodzące w wodzie po rozlewie olejowym

Rozpuszczalność węglowodorów w wodzie morskiej ogólnie jest mała, a zwiększa się nieznacznie przy zwiększaniu temperatury. W rzeczywistości w wodzie rozpuszczają się jedynie węglowodory aromatyczne [21].

Ropa rozlana na powierzchni morza prowadzi do zmiany właściwości fizycznych na granicy faz powietrze-woda poprzez zmianę charakterystyk optycznych oraz dynamicznych ośrodka wodnego. Zagrożenie środowiska wodnego ze strony olejów w najbardziej niekorzystnych przypadkach może prowadzić do trwałego skażenia wód, które może wyglądać następująco [5, 9, 21, 22, 23, 24, 26]:

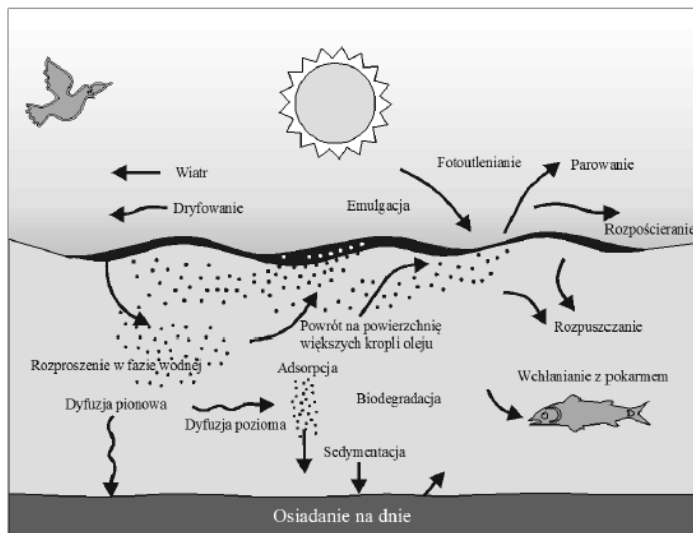
- w przypadku zdyspergowania (rozproszenia) oleju w wodzie organizmy żywe mogą wchłaniać jego cząstki, co prowadzi do chorób, degeneracji lub nawet całkowitego wyginięcia;
- w przypadku przeniknięcia oleju do strefy przydennej jego warstwa może osiąść na dnie i w ten sposób naruszyć równowagę biologiczną lub spowodować wyniszczenie życia biologicznego w tej strefie;
- w przypadku oleju pływającego swobodnie po powierzchni wody siadające na niej ptaki ulegają zabrudzeniu, ich zlepione pióra nie stanowią wystarczającej izolacji cieplnej i uniemożliwiają latanie, w wyniku czego ptaki giną;
- na powierzchni wody olej tworzy izolację od dostępu tlenu powodując tym samym zagrożenie życia zwierząt i roślin tam żyjących;
- następuje spadek intensywności światła o 5-10% poniżej poziomu wody (głównie przez obecność siarki i ciężkich frakcji ropy), co powoduje ograniczenie fotosyntezy;
- następuje wzrost temperatury wody w wyniku pochłaniania promieni słonecznych przez warstwę ropy;
- następuje pogorszenie jakości wody przez co uszkodzeniu ulega strefa przybrzeżna, flora i fauna.

Ropa naftowa oraz substancje ropopochodne poddawane są w środowisku naturalnym procesom fizycznym, chemicznym i biologicznym (rys. 1). Efektem tych procesów jest rozprzestrzenianie substancji i ich eliminacja ze środowiska wodnego [8]. Udział poszczególnych procesów w tzw. starzeniu ropy przedstawia rys. 2, a wśród nich wymienia się [24]:

- rozpuszczanie węglowodorów o niewielkim ciężarze cząsteczkowym w wodzie morskiej;
- parowanie niskowrzących frakcji z rozlewiska lub z wody (po wcześniejszym rozpuszczeniu);
- dyspersja w wodzie morskiej;
- sedymentacja cięższych frakcji;
- absorpcja na zawiesinie;
- degradacja mikrobiologiczna;
- utlenianie inicjowane fotooksydacją.

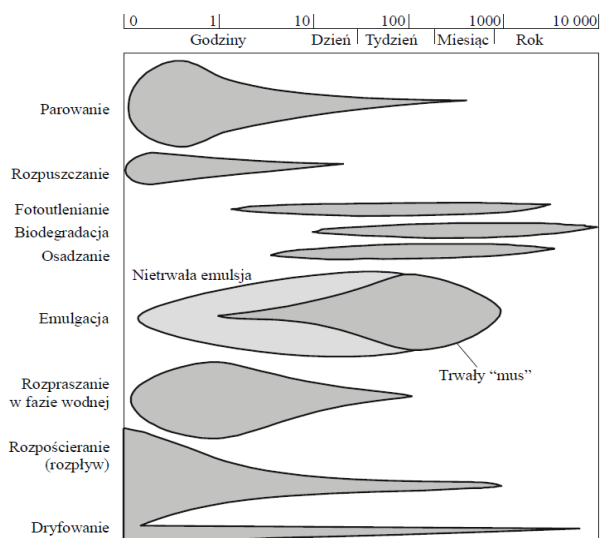
Kolejne fazy ruchu masy olejowej na powierzchni wody związane są z istnieniem i dominacją jednych sił nad innymi. Pomijając falowanie, prądy i wiatr wyróżnia się trzy podstawowe etapy rozchodzenia się plamy olejowej po spokojnej powierzchni wody. Pierwszy z nich, kiedy plama jest najgrubsza, to dominacja sił grawitacyjnych i bezwładności nad siłami lepkości. W etapie drugim oraz trzecim, na skutek rozprzestrzeniania i zmniejszania wysokości plamy siły grawitacyjne stopniowo ulegają siłom lepkościowym i siłom napięcia powierzchniowego. Szybkość takiego procesu zależy od wielkości i ilości rozlanej ropy lub substancji ropo-

poходnej, ponieważ im większa jest jej ilość, tym rozchodzi się szybciej, a poszczególne fazy ruchu są dłuższe. Rozchodzenie się plamy olejowej w wodzie w istocie zanika, gdy osiągnie ona grubość $10^{-2} - 10^{-3}$ centymetra [15,21].



Rys. 1. Procesy transformacji plamy ropy naftowej na powierzchni morza (tzw. starzenie ropy)

Źródło: [9]



Rys. 2. Skala czasowa i udział poszczególnych procesów w starzeniu ropy

Źródło: [9]

Charakterystyka procesu sorpcji i sorbentów

Odolejanie wód to bardzo złożony proces, na co wpływ ma wiele czynników utrudniających: różnorodność olejów, charakter emulsji olejowo-wodnej (mechaniczny czy chemiczny), stopień rozdrobnienia (dyspersji), obecność w wodzie innych związków, takich jak substancje powierzchniowo czynne lub inne emulgatory i stabilizatory. Z tego powodu nie istnieją uniwersalne systemy odolejające, mogące znaleźć zastosowanie w każdym przypadku [7], lecz jedną z metod, zasługującą na szczególną uwagę, jest wykorzystanie sorbentów (materiałów porowatych). Należą one do materiałów łatwo dostępnych, prostych w zastosowaniu, tanich oraz, co ważne, nietoksycznych dla środowiska.

W ratownictwie chemicznym sorbentami nazywa się ciała stałe o rozwiniętej powierzchni właściwej, służące do zbierania rozlewów cieczy niebezpiecznych. Znajdują one zastosowanie nie tylko w likwidacji skażeń powierzchni wód, ale też w usuwaniu substancji olejowych z gruntu, gdy niemożliwe jest użycie zbieracza mechanicznego lub gdy konieczne jest usunięcie pozostałości toksycznej cieczy i oczyszczenie terenu skażonego po wykorzystaniu zbieracza mechanicznego. Sorbentów używa się również w celu zapobiegania dalszemu rozprzestrzenianiu się toksycznych cieczy poprzez budowanie wałów osłonowych [12].

Działanie sorbentów opiera się na dwóch równolegle zachodzących procesach [12] tj.:

- wchłaniają rozlany olej, wiążąc go trwale w porach (w takiej postaci może być podjęty z wody),
- powodują aglomerację rozlanego oleju, utrudniając w ten sposób jego dalsze rozprzestrzenianie się.

Sorpcja to fizyczna metoda usuwania olejów, w której zachodzi proces ich absorpcji i adsorpcji na powierzchni sorbentów. Absorpcja jest to objętościowe zatrzymanie oleju w porach i pustych miejscach substancji chłonnej. Adsorpcja zaś jest to fizyczne pokrywanie olejem powierzchni sorbentu. Siła adhezji wody lub oleju do ciała stałego zależy od własności powierzchni czynnika sorbującego i natury oleju. Materiał dobrze sorbujący olej musi mieć powierzchnię hydrofobową i oleofilową [7, 10, 16, 17]. Efektywność działania sorbentów w usuwaniu zanieczyszczeń zależy od [7,12]:

- rozwinięcia powierzchni,
- charakterystyki fizykochemicznej powierzchni,
- napięcia międzyfazowego cieczy i ciała stałego,
- wymiarów włókienek, ziarenek lub porów,
- lepkości olejów.

Ze względu na pochodzenie sorbenty można podzielić następująco [4, 7,12]:

- materiały pochodzenia naturalnego (roślinne, np. słoma, trociny, siano, wodorosty, włókno celulozowe, korek, siano, torf, kora, bawełna odpadowa, kauczuk, mączka kukurydziana oraz mineralne, np. diatomity, kaolin, glinki, silikaty, azbest, pumeks, wełna szklana, kreda, pył wulkaniczny, ziemia krzemkowa);
- materiały pochodzenia naturalnego preparowane (większość materiałów pochodzenia naturalnego poddanych zabiegom modyfikującym ich powierzchnie, np. węgiel drzewny pokryty stearynianami, trociny pokryte silikonem, azbest powlekany środkami powierzchniowo czynnymi, perlit ekspandowany o zwiększonej porowatości);
- sorbenty syntetyczne (np. polipropylen, poliuretan, polietylen, polistyren).

Najbardziej dostępnymi materiałami są sorbenty naturalne. Wykazują się wysoką efektywnością i można je wykorzystywać w postaci luźnej (materiały pyliste, granulowane), jak i przygotowanych w postaci gotowych wyrobów (mat, zapór, snopków, poduszek, balotów). Sorbenty mineralne są ponadto niepalne, tanie, łatwo dostępne, podlegają ponownemu wykorzystaniu po odpowiednim przygotowaniu oraz zatrzymują pochłoniętą substancję nawet przy podwyższonym ciśnieniu. W sytuacjach nadzwyczajnych często do usuwania plam oleju wykorzystuje się postrzępioną makulaturę czy skórzane wióry, które można zaliczyć do naturalnych sorbentów organicznych [2, 12].

Ze względu na sposób działania sorbenty dzieli się na [12]:

- fizyczne – oddziaływania są kombinacją zwilżania powierzchniowego elementu przez ropę naftową z nasiąkaniem kapilarnym, czyli wnikaniem ropy w porowatą strukturę sorbentu i wypełnianiem jej;
- chemiczne – występują, gdy dochodzi do wiązania sorbentu z wodą (np. gips, cement), a zawarta w wodzie ropa zostaje związana w powstałej strukturze heksagonalnej (czyli tzw. strukturze plastra miodu).

Sorbenty dzieli się również ze względu na możliwość odzysku oleju na [7, 12]:

- środki tonące – ich celem jest powierzchniowe lub kapilarne wiązanie substancji ropopochodnych i zatopienie ich na dnie zbiorników;
- środki nietonące – ich celem jest powierzchniowe lub kapilarne wiązanie substancji ropopochodnych i utrzymanie ich na powierzchni, co umożliwia zebranie i transport na ląd; wyróżnia się dwa rodzaje sorbentów nietonących: ziarniste oraz porowate.

W wyniku badań eksperymentalnych określono pewne cechy materiałów, które zwiększają lub wręcz umożliwiają zastosowanie danego sorbentu do usuwania olejów z wody i są to [1, 3, 6, 11, 12]:

- oleofilność – oznacza to, że powinowactwo sorbentu do olejów jest większe, niż do wody, co powoduje łatwe przywieranie substancji ropopochodnych do powierzchni materiału;

- hydrofobowość – materiały te muszą być odporne na zwilżanie wodą, co ułatwia ich utrzymanie na powierzchni wody;
- wyporność – materiały muszą się utrzymywać na wodzie w różnych warunkach;
- wysoka chłonność jak największej grupy substancji niebezpiecznych, charakteryzujących się różnymi właściwościami fizykochemicznymi;
- okres zatrzymywania ropy i olejów – sorbent musi zatrzymać te związki przynajmniej do czasu ich zebrania;
- brak negatywnego oddziaływania na środowisko – sorbenty nie mogą rozpuszczać się w wodzie, tworzyć zawiesin, uwalniać toksycznych związków, tonąć;
- możliwość utylizacji nasyczonego sorbentu – zużyty materiał stanowi poważny problem, a najprostszym rozwiązaniem jest spalanie zaolejonego sorbentu na miejscu działań, proces spalania nie może jednak powodować nadmiernego zadymienia atmosfery czy uwalniania lotnych, toksycznych związków;
- niskie koszty wytwarzania i dostępność – ma ogromne znaczenie zwłaszcza przy dużych rozlewach olejowych;
- łatwość w użyciu.

Najważniejszym czynnikiem decydującym o wyborze sorbentu jest jego chłonność, czyli ilość oleju trwale związanego z sorbentem odniesiona do jednostki jego masy. Olej trwale związany z sorbentem to taka jego ilość, która może zostać podjęta z wody wraz z sorbentem. Pozostała część, ulegająca aglomeracji wokół materiału, ale nie podjęta wraz z nim, nie decyduje o chłonności sorbentu. Duża chłonność pozwala na zastosowanie niewielkiej ilości sorbentu do zebrania dużego rozlewu, co obniża koszty i stopień trudności realizacji tego zadania. Wielkość tę oblicza się ze wzoru (1) [12]:

$$C = \frac{(D_s - D_p) \cdot D_o}{D_s \cdot D_p} \left[\frac{g}{g} \right] \quad (1)$$

gdzie:

D_s – gęstość sorbentu [g/cm^3];

D_p – gęstość pozorna sorbentu [g/cm^3];

D_o – gęstość oleju [g/cm^3].

Z powyższego wzoru wynika, iż teoretyczna chłonność sorbentu to funkcja trzech wielkości: gęstości sorbentu, gęstości pozornej sorbentu i gęstości oleju. Chłonność teoretyczną materiału można też obliczyć za pomocą wzoru uproszczonego (2) [12]:

$$C = \frac{M_{so}}{M_s} \left[\frac{g}{g} \right] \quad (2)$$

gdzie:

M_{so} – masa substancji olejowych pochłoniętych przez sorbent [g];

M_s – masa początkowa sorbentu [g].

Ze względu na wartość chłonności olejów sorbenty dzieli się na: niskochłonne (gdy chłonność jest niższa niż 25 g/g), średniochłonne (gdy chłonność mieści się w przedziale 25-50 g/g) oraz wysokochłonne (o chłonności powyżej 50 g/g) [14]. Tworzywa charakteryzujące się wysoką chłonnością to na ogół materiały syntetyczne o niskiej gęstości i bardzo dużych porach. Najczęściej jednak stosuje się materiały o średniej i niskiej chłonności ze względu na ich dostępność i wytrzymałość. Niektóre badania podkreślają zalety naturalnych tworzyw włóknistych ze względu na ich dużą wyporność i niskie koszty prowadzenia procesu sorpcji. Ponadto łatwiej jest zagospodarować wykorzystane materiały naturalne organiczne oraz połączyć sorpcję z bioremediacją zanieczyszczeń olejowych [18].

Sorbenty po wykorzystaniu, czyli wysyceniu ich pojemności sorpcyjnej, należy wymienić lub zregenerować. O możliwościach dalszego postępowania z materiałami zużytymi decyduje przede wszystkim koszt regeneracji, wartość sorbentu i perspektywa użytkowania usuniętych z wody olejów [7, 11]. W przypadku, gdy sorpcję przeprowadza się na sorbentach organicznych, np. na węglu kamiennym, koksie czy materiałach odpadowych, ich wartość opałowa ulega zwiększaniu podczas pochłaniania olejów, więc jakakolwiek regeneracja czy odzysk sorbentu stają się nieopłacalne (ponadto usuwanie olejów z sorbentów poprzez destylację i wyciskanie jest czasochłonne, żmudne i energochłonne, a jednocześnie bardzo ograniczone w zastosowaniu), a zużyty materiał unieszkodliwia się spalając go. Podczas spalania nie mogą być emitowane żadne toksyczne związki czy nadmierne zadymienie. Gdy spalanie na miejscu z pewnych względów staje się niemożliwe, należy go zutylizować w inny sposób. Istnieją firmy zapewniające odbiór nasyconego sorbentu i wykorzystujące go następnie w przemyśle, np. budowlanym. Sorbenty drogie, o dużej pojemności sorpcyjnej i łatwo regenerujące się powinny być natomiast recykulowane [25].

Podsumowanie

Skażenie wód zanieczyszczeniami olejowymi, w skład których wchodzi przede wszystkim ropa naftowa i jej pochodne, takie jak paliwa i smary, jest dużym problemem. Ich przenikalność przez grunt oraz migracja to procesy zachodzące niezwykle szybko. Źródła takich zanieczyszczeń zlokalizowane są niemalże wszędzie wokół człowieka i są to obok naturalnych wycieków ropy z dna morskiego również odwierty czy przeciek instalacji używanych do jej wydobywania, żegluga śródlądowa i morska, rozlewy awaryjne, transport samochodowy, lotniczy, ścieki komunalne, przemysłowe czy wody burzowe pochodzące z obszarów miejskich. Mimo rosnącego wydobywania ropy naftowej liczba dużych rozlewów systematycznie maleje, nie wiadomo jednak, jakie ilości ropy dostają się do wody w wyniku nielegalnych zrzutów, ponieważ nie są one ujęte w żadnych oficjalnych danych. Wciąż nie

istnieje również metoda, która w prosty sposób i w satysfakcjonującym stopniu pozwoliłaby pozbywać się zanieczyszczeń olejowych z wody.

Tworzywa porowate, czyli ciała stałe o rozwiniętej powierzchni właściwej, służące do zbierania rozlewów cieczy niebezpiecznych to materiały o ogromnym potencjale w ratownictwie chemicznym. Są w stanie pochłoniąć olej o masie nawet kilkadziesiąt razy przewyższającej ich własną masę. Niektóre z nich cechują się bardzo wysoką chłonnością w stosunku do olejów, a w obliczu nowych badań nad sorbentami coraz bardziej realne staje się powszechne używanie wysokoelektywnych materiałów porowatych do podejmowania substancji ropopochodnych z wody jako metody najmniej szkodliwej dla środowiska i jednocześnie bardzo skutecznej.

Literatura

- [1] Adebajo M. O., Frost R. L., Kloprogge J. T., Carmody O., *Porous materials for Oil Spill Cleanup: A Review of Synthesis and Absorbing Properties*, Journal of Porous Materials 2003, 10 (3), s. 159-170.
- [2] Bandura L., Franus M., Józefaciuk G., Franus W., *Synthetic zeolites from Fly Ash as effective mineral sorbents for land-based petroleum spills cleanup*, Fuel 2015, 147 (2015), s. 100-107.
- [3] Bayat A., Vakili-Nezhaad G., *Oil spill cleanup from sea water by sorbent materials*. Chemical Engineering & Technology 2005, 28 (12), s. 1525-1528.
- [4] Cojocar C., Macoveanu M., Cretescu I., *Peat-based sorbents for the removal of oil spills from water surface: Application of artificial neural network modeling*. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects 2011, 384 (1-3), s. 675-684.
- [5] Fabisiak J., *Zagrożenia ekologiczne Bałtyku związane z zanieczyszczeniami chemicznymi – węglowodory*. Zeszyty Naukowe Akademii Marynarki Wojennej 2008, 3 (174), s. 7-28.
- [6] Galblaud O. A., Shaykhiev I. G., Stepanova S. V., Timirbaeva G., R., *Oil spill cleanup of water surface by plant-based sorbents: Russian practices*. Process Safety and Environmental Protection 2016, 101 (2016), s. 88-92.
- [7] Gomółka E., *Usuwanie olejów ze ścieków*. Ochrona Środowiska 1985, 463/1(23), s. 39-43.
- [8] Graczyk T., Piskorski Ł., *Ochrona środowiska morskiego przed zanieczyszczeniami ropopochodnymi*. Wydawnictwo Uczelniane Politechniki Szczecińskiej, Szczecin 1996.
- [9] Gutteter-Grudziński J. M., *Studium efektywności odolejania okrętowych wód zęzowych z wykorzystaniem sekcji hydrocyklonów i koalescencyjnych przegród porowatych*. Wydawnictwo Naukowe Akademii Morskiej w Szczecinie, Szczecin 2012.
- [10] Hussein M., Amer A. A., El-Maghraby A., Taha N. A. *Availability of barley straw application on oil spill cleanup*. International Journal of Environmental Science and Technology 2009, 6 (1), s. 123-130.
- [11] Jiang Z., Ge J., Zhou Y., Wang Z., Chen D., Yu S., Jiang H., *Coating sponge with a hydrophobic porous coordination polymer containing a low-energy CF₃-decorated surface for continuous pumping recovery of an oil spill from water*. NPG Asia Materials 2016, 8.
- [12] *Likwidacja rozlewów substancji ropopochodnych metodą sorpcyjną. Instrukcja do ćwiczeń laboratoryjnych*, Politechnika Gdańska 2009.
- [13] Meissner W., *Ptaki jako ofiary zanieczyszczeń mórz ropą i jej pochodnymi*. Wiadomości ekologiczne 2005, 51 (1), s. 17-34.

-
- [14] Muhammad Z. I., Ahmed A. A., *Oil spill cleanup using graphene*. Environmental Science and Pollution Research 2012, 20 (5), s. 3271-3279.
 - [15] National Research Council, *Oil in the Sea: Inputs, Fates, and Effects*. The National Academies Press, Washington, DC 1985.
 - [16] Norizan A., Mohanad E., Ayman A., Chun-Yang Y. *Charasteristics and oil sorption effectiveness of kapok fiber, sugarcane bagasse and rice husks: Oil removal suitability matrix*. Environmental Technology 2012, 33 (4), s. 481-486.
 - [17] Oluwasola O., Xianshe F., Garry L. R., Qinmin P., *Modification of formaldehyde-melamine-sodium bisulfate copolymer foam and its application as effective sorbents for clean up of oil spills*. Chemical Engineering Science 2017, 160, s. 384-395.
 - [18] Pintor A., Ferreira C., Pereira J., Souza R., Silva S., Vilar V., Botelho C., Boaventura R., *Oil desorption and recovery from cork sorbents*. Journal of Environmental Chemical Engineering 2015, 3, s. 2917-2923.
 - [19] Podniało A., *Paliwa, oleje i smary w ekologicznej eksploatacji. Poradnik*. Wydawnictwa Naukowo-Techniczne, Warszawa 2002.
 - [20] Polkowska Ż., Błaś M., *Obecność wybranych grup związków w wodach spływających z płyty lotniska*. W: Stan i antropogeniczne zmiany jakości wód w Polsce. Tom IV. M. Ziułkiewicz (red.). Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź 2010.
 - [21] Pruszek Z., *Akweny morskie. Zarys procesów fizycznych i inżynierii środowiska*. Wydawnictwo IBW PAN, Gdańsk 2003.
 - [22] Rakowska J., Radwan K., Ślosorz Z., Pietraszek E., Łudzik M., Suchorab P., *Usuwanie substancji ropopochodnych z dróg i gruntów*. Centrum Naukowo-Badawcze Ochrony Przeciwpowodziowej, Józefów 2012.
 - [23] Urbański P., *Paliwa i smary*. Wydawnictwo Politechniki Gdańskiej, Gdańsk 1997.
 - [24] Wawrzyniak W., *Zanieczyszczenia mórz i oceanów. Źródła i substancje*. Wydawnictwo Uczelniane Politechniki Szczecińskiej, Szczecin 2004.
 - [25] Wilczyński T. *Sorbenty. Podział i kryteria doboru*. Laboratorium Środków Gaśniczych i Sprzętu Podręcznego, Uniwersytet Warszawski.
 - [26] Żukowski P., *Degradacja hydrosfery*. FOSZE, Rzeszów 1994.

inż. Urszula Goszczyk¹⁾, inż. Magdalena Korzińska²⁾,
dr hab. inż. Elżbieta Skorbiłowicz, dr hab. inż. Mirosław Skorbiłowicz
Politechnika Białostocka, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska
Katedra Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska

¹⁾goszczyk_urszula@op.pl, ²⁾magdakorzinska@wp.pl

ZAWARTOŚĆ MANGANU W GLEBACH ZLEWNI RZEKI WISŁY

The content of manganese in the soils of Vistula river catchment

Słowa kluczowe: mangan, gleba, zanieczyszczenia antropogeniczne

Keywords: manganese, soil, anthropogenic pollution

Streszczenie:

Celem artykułu jest ocena zawartości manganu w glebach użytkowanych rolniczo w zlewni rzeki Wisły w oparciu o badania wykonane przez Państwowy Monitoring Środowiska w okresie od 1995 do 2010 roku. Badania zostały przeprowadzone przez Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa w Puławach na glebach użytkowanych rolniczo. Łączna ilość próbek glebowych wyniosła 125. Próbki pobrano z głębokości 0 – 20 cm z powierzchni około 100 m² (http://www.gios.gov.pl/chemizm_gleb/). Wykazano, że średnia zawartość manganu w glebach użytków rolnych w zlewni rzeki Wisły mieściła się w zakresie od 283,8±185 mg·kg⁻¹ do 642,3±415 mg·kg⁻¹. Analiza wyników badań potwierdziła, że wysoko rozwinięta działalność przemysłowa wpływa na zwiększone ilości manganu w glebach, największe nagromadzenie wystąpiło w glebach górnej zlewni rzeki Wisły, co jest spowodowane oddziaływaniem przede wszystkim Górnoślą-

skiego Okręgu Przemysłowego oraz na obszarach dużych aglomeracji miejskich a przede wszystkim w Warszawie i Gdańsku. Głównymi źródłami zanieczyszczeń gleb użytkowanych rolniczo w zlewni rzeki Wisły są zakłady metalurgiczne oraz spalanie węgla i paliw płynnych.

Wprowadzenie

Zawartość metali w glebach budzi duże zainteresowanie zarówno ekologów, biologów, producentów rolnych, jak i osób zajmujących się ochroną środowiska. Jest to oczywiste ze względu na to, że gleba - pierwsze ogniwo łańcucha pokarmowego - wpływa decydująco na skład chemiczny roślin, a w efekcie, na jakość naszego pożywienia, które z kolei ma ogromny wpływ na stan zdrowia ludzi (Czarowska K., 1996). Gleba stanowi ogniwo w obiegu pierwiastków chemicznych i ulega ciągłym przekształceniom pod wpływem roślinności oraz czynników glebotwórczych. Poza pierwiastkami głównymi i podrzędnymi ważną rolę spełniają także w glebie pierwiastki śladowe, do których możemy zaliczyć mangan. Występowanie manganu w glebach zależy zarówno od zawartości w skale macierzystej, jak i od procesu glebotwórczego decydującego o profilowym rozmieszczeniu (Kabata Pendias – Pendias 1999). Geochemia manganu i jego związków w glebach jest złożona i zależy od wielu innych czynników, m.in. od ilości tlenu, temperatury, dynamiki wzrostu systemu korzeniowego, jednakże na uruchamianie manganu największy wpływ wywiera odczyn i potencjał redox gleby, zawartość koloidów, a także materii organicznej (Lipiński W. i in., 2006; Lipiński W., Bednarek W., 1998; Lipiński W., 2001; Ruskowska M. i in., 1996; Sykut S., Ruskowska M., 2000; Terelak H. i in., 1998). Pomimo że wiele czynników wpływa na poziom tego metalu w glebach zachodzi pewna regularność, gleby piaszczyste są uboższe w ten metal od gliniastych, a gleby mineralne od organicznych. Średnie zawartości dla różnych rodzajów i typów gleb wynoszą 100 -1300 mg · kg⁻¹ (Kabata Pendias – Pendias 1999). Występowanie manganu w glebach także zależy od czynników antropogennych (Perlak Z., 2000). Według Jaworskiej (2012) zanieczyszczenie gleb manganem wiąże się z jego formą, a nie z ilością.

Celem artykułu jest przedstawienie zmian zawartości manganu, w glebach użytkowanych rolniczo w zlewni rzeki Wisły. Analizę wyników przeprowadzono w oparciu o badania prowadzone w latach 1995 – 2010, wykonane przez Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa w Puławach w ramach programu „Monitoring Chemizmu Gleb Ornych Polski”.

Teren i metodyka badań

Wisła jest najdłuższą i największą rzeką, jaka przepływa przez obszar Polski. Uchodzi do Morza Bałtyckiego, a jej długość wynosi 1047 km. Wisła składa się z 3 odcinków: Wisła Górna, Wisła Środkowa oraz Wisła Dolna, a jej źródło zlokalizowane jest w południowej części Polski w Beskidzie Śląskim (Skorbiłowicz E., Samborska A., 2014). Całkowita powierzchnia dorzecza Wisły w granicach Polski wynosi 183 174 km², co stanowi ok. 59% powierzchni kraju. W strukturze użytkowania gruntów, największy obszar stanowią tereny rolne, które zajmują ok. 66% powierzchni, tj. 120 457, 5 km². Lasy i ekosystemy seminaturalne stanowią 53 127, 7 km², czyli ok. 29% powierzchni. Tereny zantropogenizowane zajmują powierzchnię 5 925, 65 km² (ok. 3% powierzchni), zaś tereny wodne łącznie zajmują 2 833, 2 km², co stanowi ok. 1, 5% powierzchni obszaru dorzecza (Plan gospodarowania wodami na obszarze dorzecza Wisły, 2011).

Obszar dorzecza Wisły leży w 11 województwach, tj. śląskim, małopolskim, podkarpackim, lubelskim, świętokrzyskim, łódzkim, mazowieckim, podlaskim, warmińsko – mazurskim, kujawsko – pomorskim, pomorskim. Teren zlewni Wisły podzielony jest na 4 regiony wodne, tj., **region wodny Małej Wisły** obejmujący zlewnię rzeki Wisły od źródeł do ujścia Przemszy, **region wodny Górnej Wisły** obejmujący zlewnię rzeki Wisły od ujścia Przemszy do ujścia Sanny, **region wodny Środkowej Wisły** obejmujący zlewnię rzeki Wisły od ujścia Sanny do miejscowości Korabniki, **region wodny Dolnej Wisły** obejmujący zlewnię rzeki Wisły od miejscowości Korabniki do ujścia do morza oraz dorzecza rzek Przymorza (Plan gospodarowania wodami na obszarze dorzecza Wisły, 2011). W tabeli (Tabela 1) przedstawiono dominujące typy gleb występujące w dorzeczu rzeki Wisły z podziałem na regiony wodne.

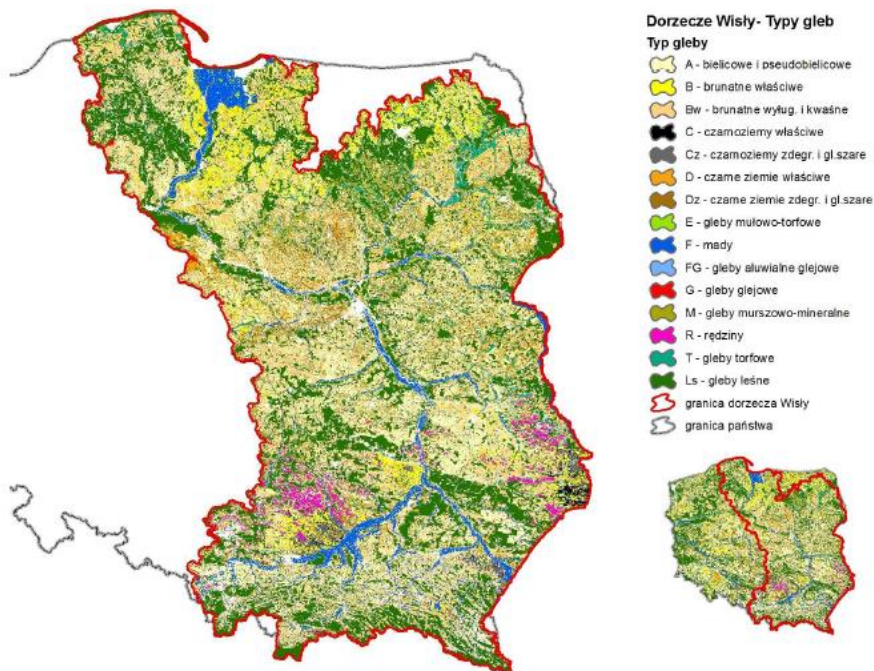
Tabela 1. Zestawienie typów gleb w dorzeczu rzeki Wisły z podziałem na 4 regiony wodne

Lp.	Województwo	Ogólna liczba punktów pomiarowych	Występujące typy gleb w punktach pomiarowo - kontrolnych
1.	region wodny Małej Wisły	4	płowa (2) rędziny brunatne (1) czarne ziemie właściwe (1)
2.	region wodny Górnej Wisły	39	płowa (10) brunatna właściwa (4) rdzawe (2) brunatna wylugowana (12) czarnoziemy zdegradowane (2) mady brunatne (7) brunatne kwaśne (2)
3.	region wodny Środkowej Wisły	60	płowe (18) rdzawe (11) czarne ziemie zdegradowane (3)

			brunatne kwaśne (5) brunatne właściwe (3) brunatne wyługowane (13) bielcowe (1) czarne ziemie właściwe (1) mady brunatne (2) mady właściwe (1) rędziny czarnoziemne (1) czarnoziemy właściwe (1)
4.	region wodny Dolnej Wisły	22	mady brunatne (4) czarne ziemie właściwe (1) rdzawe (4) płowe (6) mady właściwe (1) mady czarnoziemne (2) brunatne kwaśne (3) brunatne wyługowane (1)

(...) – liczba punktów pomiarowych, w których występują dane typy gleby

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych z Monitoringu Chemizmu Gleb Ornych Polski wykonanych w latach 1995-2010

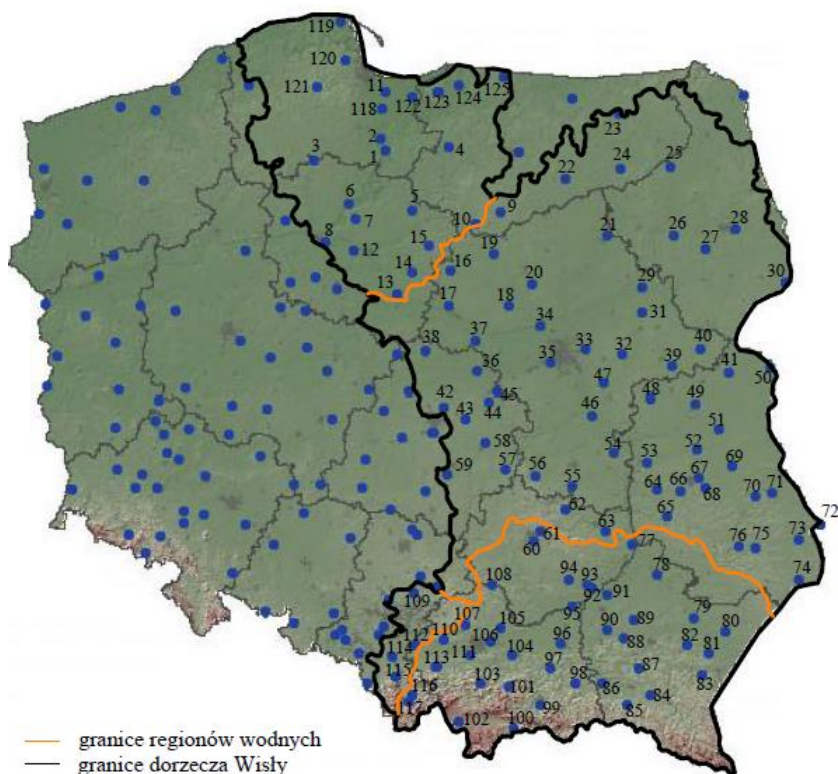


Rys. 1. Mapa przestrzennego rozmieszczenia gleb dorzecza Wisły

Źródło: Hobot A. i in., 2009

W strukturze użytkowania gruntów na obszarze dorzecza największy obszar zajmują grunty orne (43% powierzchni). Lasy i grunty leśne stanowią 5313 tys. ha ogólnej powierzchni tj. 29%. Ponad 10% zajmują łąki rozciągające się na powierzchni 1762 tys. ha oraz sady (sadownictwo, ogrodnictwo i warzywnictwo) o powierzchni 79 tys. ha, których udział w strukturze użytkowania wynosi zaledwie 0,43 % (Plan gospodarowania wodami na obszarze dorzecza Wisły, 2011). Pod względem uziarnienia w wierzchnich poziomach dominują utwory lekkie: piaski gliniaste stanowiące 31% pokrywy glebowej oraz piaski luźne i słabogliniaste (21,3%). Utwory o zwięzłym składzie (gliny średnie ciężkie i iły) w podglebiu występują jedynie na 14,7% powierzchni (Hobot A. i in., 2009).

W artykule analizowano zawartość manganu w kolejnych latach: 1995, 2000, 2005 i 2010 roku, w dorzeczu Wisły. Obiekt badawczy wraz z numeracją punktów pomiarowych zostały przedstawione na Rys. 2. Łączna ilość próbek glebowych na obszarze zlewni Wisły wyniosła 125, zostały one pobrane z głębokości 0-20 cm i z powierzchni około 100 m². Mangan został oznaczony za pomocą spektrometru metodą ASA. Mineralizacja została wykonana systemem zamkniętym CEM Mars-5 w teflonowych naczynkach, przy udziale kwasu solnego, a także kwasu azotowego (http://www.gios.gov.pl/chemizm_gleb/). Wykonano model przestrzennego rozkładu zanieczyszczeń manganu za pomocą programu licencjonowanej wersji programu Surfer.



Rys. 2. Punkty badawcze próbek glebowych w zlewni rzeki Wisły

Źródło: http://www.gios.gov.pl/chemizm_gleb/

Wyniki i dyskusja

Dane zamieszczone w tabeli 2 wskazują, że zawartość manganu jest zróżnicowana, a średnie zawartości tego pierwiastka mieszczą się w zakresie od $283,8 \pm 185 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ do $642,3 \pm 415 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ dla całej powierzchni dorzecza. Minimalną zawartość manganu odnotowano w 2000 roku, w miejscowości Łupki i wynosiło ono $28 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Z kolei maksymalną zawartość manganu odnotowano na poziomie $1510 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ tego samego roku, w miejscowości Janówek Pierwszy (województwo mazowieckie). Porównując zaproponowane przez Turekian i Wedepohl (1961) zawartości manganu w skałach ilastych, które wynosi $850 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ obserwuje się brak przekroczeń uzyskanych średnich wartości tego pierwiastka w poszczególnych regionach wodnych. Atlas geochemiczny Polski wskazuje, że średnia arytmetyczna zawartości manganu w glebach Polski wynosi $267 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (Lis i Pasieczna 1995), a w Europie $466 \pm 445 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (Salmine i in 2005) i podobne zawartości uzyskano w rejonie wodnym Środkowej i Dolnej Wisły (tab. 2). Zbli-

żoną zawartość manganu dla gleb środkowej i północnej Polski podaje K. Czarnecka i B. Gworek (1987) określając ją na $320 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Zawartości najczęściej spotykane w polskich glebach nie skażonych wahają się około $370 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (K. Czarnecka 1989). Według Kabata-Pendias A. (2011) zawartość manganu w glebach na świecie waha się w zakresie od 411 do $550 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Natomiast Lis i Pasieczna (1995) podają, że zawartości manganu w glebach Polski są stosunkowo mało zróżnicowane i zwykle nie przekraczają $500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ale czasami spotyka się większe w glebach Karpat i Sudetów oraz na Górnym Śląsku. Otrzymane wyniki potwierdzają te doniesienia, bo największe zawartości manganu wystąpiły w glebach zlewni Górnej Wisły. Największe zawartości manganu odnotowano w każdym badanym roku w pojedynczych miejscowościach tj. Gniewskie Pole ($967 - 1023 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), Janówek Pierwszy ($1438 - 1510 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), Józefów ($1077 - 1150 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), Łęka Szczucińska ($1100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), Sromowce Wyżne ($873 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), Cięcina ($850 - 884 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) oraz Siewierz ($1242 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$). Wyniki uzyskane przez Jaworską (2012) zawartości manganu w badanych profilach przyjmowały wartości w zakresie od 59,2 do $332,8 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Wartości te są znacznie mniejsze od ilości manganu odnotowanych w glebach dorzecza zlewni Wisły. Jedynie w regionie wodnym Środkowej Wisły odnotowano zawartości mieszczące się w podanym powyżej zakresie. Według Lipińskiego (2001) najwyższe poziomy manganu występują w glebach gliniastych i wapiennych.

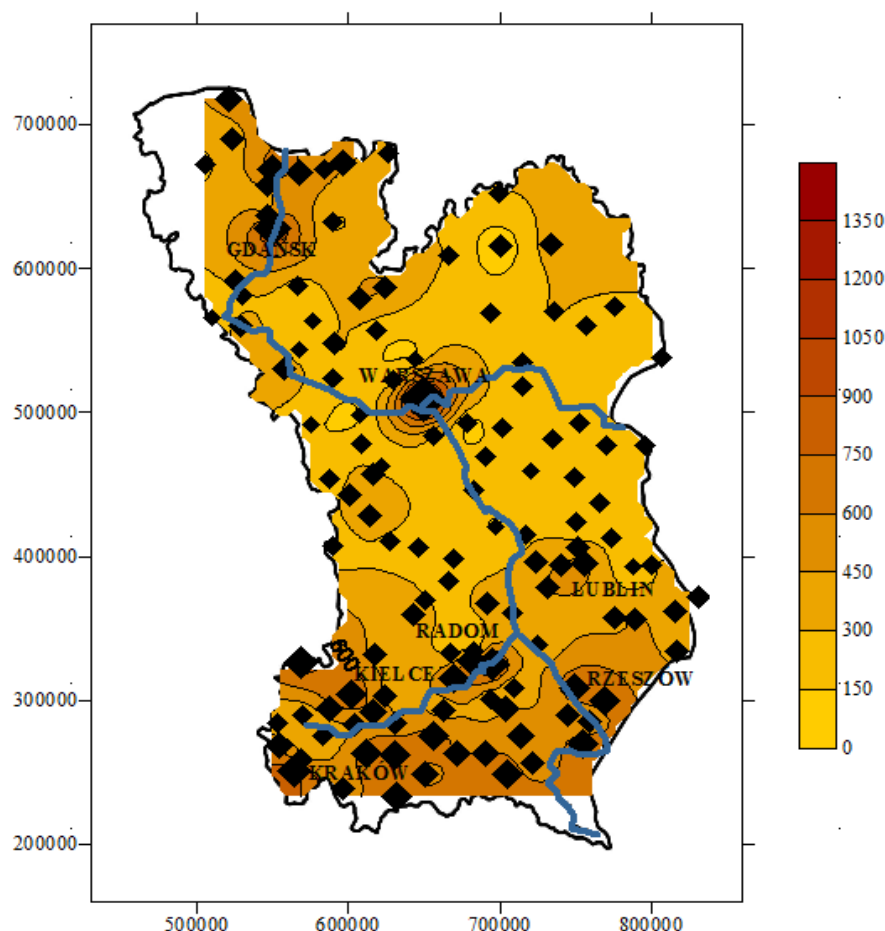
Przestrzenny rozkład zawartości manganu w zlewni rzeki Wisły (rys. 3) w analizowanym okresie badawczym pokazuje, że najwyższe nagromadzenie tego pierwiastka wystąpiło w górnej zlewni rzeki Wisły. Jest to spowodowane oddziaływaniem Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego. Jest to obszar o bardzo silnej koncentracji przemysłu górniczego, hutnictwa i energetyki a także przemysłu chemicznego. Zakłady zlokalizowane są w niewielkiej odległości od terenów użytkowanych rolniczo, co zwiększa prawdopodobieństwo skażenia ich emisjami z hut (Jaworska H., 2012). Metalem zaklasyfikowanym do grupy o wysokim stopniu potencjalnego zagrożenia jest między innymi mangan (Gworek B. i in., 2004). Według Kabaty-Pendias i Pendias (1999) w powietrzu aglomeracji przemysłowo-miejskich około 50% manganu jest pochodzenia naturalnego, a pozostałe ilości emitowane są z zakładów metalurgicznych, ze spalania węgla i paliw płynnych. Zwiększona emisja pyłów z hut i energetyki jest niebezpieczne dla gleb, ze względu na ich adsorpcję w koloidach mineralnych i organicznych. Analizując środkową i dolną zlewnię rzeki Wisły największe zawartości wystąpiły w obrębie Warszawy i aglomeracji Gdynia, Sopot, Gdańsk (rys 3). Miasto Warszawa jest największym pojedynczym emitorem zanieczyszczeń dolnego odcinka Wisły. Warszawski Okręg Przemysłowy jest drugim okręgiem przemysłowym w Polsce pod względem produkcji przemysłowej. W aglomeracji Gdynia, Sopot i Gdańsk występuje przemysł elektrotechniczny, spożywczy, drzewny, chemiczny. Dużą rolę odgrywa także przemysł petro-

chemiczny. Rafineria Gdańska zajmuje się przerabianiem ropy naftowej (produkcja paliw, smarów i asfaltów).

Tabela 2. Zestawienia wyników statystycznych zawartości manganu w glebie (0-20 cm) dla całego dorzecza rzeki Wisły

Obszar	Średnia arytmetyczna i odchylenie standardowe [mg·kg ⁻¹] Arithmetic mean and standard deviation [mg·kg ⁻¹]			
	1995	2000	2005	2010
region wodny Małej Wisły	459,8±203	460,0±199	474,0±271	642,3±415
region wodny Górnej Wisły	528,9±203	528,2±197	520,5±194	544,5±214
region wodny Środkowej Wisły	292,7±192	289,4±196	283,8±185	303,8±191
region wodny Dolnej Wisły	388,4±211	385,4±218	369,5±214	382,6±220
dorzecze rzeki Wisły	388,6±222	386,3±224	378,8±220	403,6±238

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych z Monitoringu Chemizmu Gleb Ornych Polski wykonanych w latach 1995-2010



Rys. 3. Rozkład przestrzenny średniej zawartości manganu na przestrzeni lat 1995 - 2010 w poszczególnych punktach, w glebach zlewni rzeki Wisły

Źródło: Opracowanie własne

Wnioski

- Średnia zawartość manganu w glebach użytków rolnych w zlewni rzeki Wisły mieściła się w zakresie od $283,8 \pm 185 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ do $642,3 \pm 415 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.
- Analiza wyników badań potwierdziła, że wysoko rozwinięta działalność przemysłowa wpływa na zwiększone ilości manganu w glebach a jego największe nagromadzenie wystąpiło w glebach górnej zlewni rzeki Wisły, co jest spowodowane oddziaływaniem przede wszystkim Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego.

słowego oraz obszarów dużych aglomeracji miejskich w tym głównie Warszawy i Gdańska.

- Głównymi źródłami zanieczyszczeń gleb użytkowanych rolniczo w zlewni rzeki Wisły są zakładów metalurgiczne oraz spalanie węgla i paliw płynnych.

Literatura

- [1] http://www.gios.gov.pl/chemizm_gleb/; [data wejścia: 13.02.2017].
- [2] Czarnecka K. i Gworek B., *Metale w niektórych glebach środkowej i północnej Polski*, Roczniki Gleboznawcze T. 38 nr 3, 1987.
- [3] Czarnecka K., *Zawartość niektórych metali ciężkich w glebach wytworzonych z różnych utworów pyłowych*, Roczniki Gleboznawcze T. 40 nr 2, 1989.
- [4] Czarnowska K., *Ogólna zawartość metali ciężkich w skałach macierzystych jako tło geochemiczne gleb*, Roczniki gleboznawcze T. XLVII supl. Warszawa 1996, s. 43 – 50.
- [5] Gworek B., Barański A., Czarnowski K., Sienkiewicz J., Porębska G., *Procedury oceny ryzyka w zarządzaniu gruntami zanieczyszczonymi metalami ciężkimi*, Warszawa 2004: IOS., s. 87-88.
- [6] Herms U., Brümmer G., *Einflussgrößen der Schwermetalllöslichkeit und Bindung in Böden*, Z. Pflanzenernähr. Bodenk, 1987, 147: s. 400-424.
- [7] Hobot A. i in., *Prognoza oddziaływania na środowisko projektu planu gospodarrowania wodami dla obszaru dorzecza Wisły. Projekt prognozy*. Kraków 2009.
- [8] Jaworska H., *Mangan całkowity oraz jego formy mobilne w wybranych glebach płowych z okolic Huty Miedzi Głogów*, Proceedings of ECOpole 2012.
- [9] Kabata - Pendias A., Pendias H., *Biogeochemia pierwiastków śladowych*, Wyd. Naukowe PWN, Warszawa 1999.
- [10] Kabata-Pendias A., *Trace Elements in Soils and Plants – Fourth Edition*, CRC Press, 2011, s. 203.
- [11] Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej, *Plan gospodarowania wodami na obszarze dorzecza Wisły*. Sfinansowano ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej na zamówienie Prezesa Krajowego Zarządu Gospodarki Wodnej, 2011.
- [12] Lipiński W., Bednarek W., *Występowanie łatwo rozpuszczalnych form metali w glebach Lubelszczyzny w zależności od odczynu i składu granulometrycznego*, Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 1998, 456: s.399-404.
- [13] Lipiński W., *Oddziaływanie niektórych właściwości gleby na zawartość metali ciężkich w ziarnie pszenicy, żyta oraz bulwach ziemniaka*, Rozp. Nauk. AR w Lublinie, 2001, 249.
- [14] Lipiński W., Franczak S., Watros A., *Oddziaływanie składu granulometrycznego, odczynu i materii organicznej gleby na zawartość żelaza i manganu w ziarnie pszenicy*, Krajowa Stacja Chemiczno – Rolnicza w Warszawie 2006, s. 40.
- [15] Mokma DL, Knezek BD, Robertson LS., *Extractable micronutrients level in the profiles of soil used for corn production*, Michigan State Univ. Agric Exp Stn Res Rep. 1979; 384.

- [16] Perlak Z., *Różnicowanie się zawartości metali ciężkich w profilach gleb łąkowych Doliny Odry w rejonie Bytomia Odrzańskiego*. Zesz Probl Post Nauk Roln. 2000; 471: s. 1099-1107.
- [17] Ruskowska M., Kusio M., Sykut S., Motowicka – Terelak T., *Zmiany zawartości pierwiastków śladowych w glebie w warunkach doświadczenia lizymetrycznego (1991 – 1994)*, Roczn. Glebozn. 1996, 47 (1/2): s. 23-32.
- [18] Salminen R. (chief-editor), Batista M.J., Bidovec M., Demetriades A., De Vivo B., Devos W., Duris M., Gilucis A., Gregorauskiene V., Halamic J., Heitzmann P., Lima A., Jordan G., Klaver G., Klein P., Lis J., Locutura J., Marsina K., Mazreku A., O'connor P.J., Olsson S.Å., Ottesen R.-T., Petersell V., Plant J.A., Reeder S., Salpeteur I., Sadström H., Siewers U., Steenfel T. A., Tarvainen T., *Geochemical atlas of europe, part 1 - background information, methodology and maps*, 2005.
- [19] Skorbiłowicz E., Samborska A., (2014). *Content of copper and nickel in soils of Vistula River Catchment*. Journal of Ecological Engineering; Volume 15, No. 2, April 2014, pp. 53-59.
- [20] Sykut S., Ruskowska M., *Wymywanie mikroelementów i niektórych pierwiastków śladowych z gleb w lizymetrach*. Nawozy i Nawożenie PTN-CIEC, 2000, 4; s.26-34.
- [21] Terelak H., Piotrowska M., Motowicka – Terelak T., Stuczyńska T., Pietruch Cz., Budzyńska K., Sroczyński W., *Właściwości chemiczne gleb oraz zawartość metali ciężkich i siarki w glebach i roślinach*, IUNG Puławy 1998, s. 1 – 129.
- [22] Turekian K.K., Wedephol K.H., *Distribution of the elements in some major units of the earth's crust*. Bull. Geol. Soc. America, 1961, 72, s. 175-184.
- [23] Twardy S., Kopacz M., *Ocena ilościowo – jakościowa wodnych zlewni pokrytych trwałą szatą roślinną. W: Trwała okrywa roślinna, jako podstawa zrównoważonego rozwoju rolnictwa w zlewniach karpaccich*. Kraków: IMUZ, 2001 s. 147-159.

inż. Magdalena Korzińska ¹⁾, inż. Urszula Goszczyk ²⁾,
dr hab. inż. Mirosław Skorbiłowicz, dr hab. inż. Elżbieta Skorbiłowicz
Politechnika Białostocka, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska
Katedra Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska

¹⁾ magdakorzinska@wp.pl, ²⁾ goszczyk_urszula@op.pl

ŁADUNKI AZOTU I FOSFORU WNOSZONE DO WISŁY PRZEZ JEJ WYBRANE DOPŁYWY

Loads of nitrogen and phosphorus brought
to the river by its selected tributaries

Słowa kluczowe: wody powierzchniowe, azot, fosfor, zanieczyszczenia antropogeniczne

Keywords: surface water, biogenic substances, anthropogenic pollution

Streszczenie:

Celem pracy było wyznaczenie średniorocznych ładunków jednostkowych N i P migrujących z poszczególnych zlewni analizowanych rzek (Radomka, Pilica, Narew, Bzura, Skrwa) a następnie transportowanych do rzeki Wisły. Do badań wybrano wody z pięciu rzek (Radomka, Pilica, Narew, Bzura, Skrwa) o długościach większych niż 100 km, będących dopływami Wisły w granicach województwa mazowieckiego. Dane liczbowe otrzymano od WIOŚ Warszawa. Badania wykazały, że wody rzeki Narew wnoszą do Wisły największe średnioroczne ilości azotu i fosforu w granicach województwa mazowieckiego. Wielkości rzek i idące za tym różnice w przepływach determinowały wartości transportowanych ładunków N i P w warunkach podobnie zorganizowanych zlewni. Najmniejszy średnioroczny odpływ jednostkowy zarejestrowano w zlewniach rzek Pilica i Skrwa, co związane jest bezpośrednio z niewielkim stopniem ich zurbanizowania.

Wprowadzenie

Ochrona, jakości wody powierzchniowej wymaga rozpoznania źródeł składników mineralnych, a następnie mechanizmów ich dopływu do cieków. Składniki mineralne trafiają do rzek ze źródeł obszarowych i punktowych znajdujących się na obszarze zlewni, a ich ilość w wodach rzecznych zależy od wielu czynników przyrodniczo – gospodarczych [23].

Według Chełmickiego (2002) N-NH_4^+ pochodzi z bezpośredniej i pośredniej dostawy zanieczyszczeń rolniczych (głównie nawozów) i komunalnych oraz z beztlenowego rozkładu substancji organicznych. Obecność w wodzie samego N-NH_4^+ bez N-NO_3^- , świadczy o bliskim i nieodległym w czasie zanieczyszczeniu wody.

Emisja N-NO_3^- do wód powierzchniowych jest naturalnym i nieuniknionym procesem. Działalność człowieka prowadzi jednak do intensyfikacji odpływu N-NO_3^- ze zlewni do wód powierzchniowych, co prowadzi do zjawiska eutrofizacji [4]. Wraz ze wzrostem chemizacji rolnictwa wzrasta ogólny udział związków N przedostających się w ten sposób do wód powierzchniowych, a częściowo również do wód głębinowych na tyle szybko, że już obecnie to źródło uważa się za największe i jednocześnie najtrudniejsze do opanowania [13]. Najwięcej N-NO_3^- przedostaje się do wód gruntowych z użytków zielonych, a najwyższa ich koncentracja występuje w wodach w okresie wczesnowiosennym [11].

Źródłem większości związków P występujących w wodach są naturalne procesy wietrzenia minerałów fosforanowych oraz działalność gospodarcza człowieka [5, 7, 10].

Źródłami pochodzenia P-PO_4^{3-} w wodach są minerały, detergenty, nawozy sztuczne i zrzuty ścieków. W wodach naturalnych rozpuszczalność fosforanów jest ograniczona stężeniem w niej Ca, z którym tworzą one słabo rozpuszczalne sole. Główną drogą wędrówki P do wód powierzchniowych jest spływ powierzchniowy. Fosfor jest uznawany za najważniejszy z biogenów i sprawcę eutrofizacji wód [2, 20].

Na zwiększone stężenie P-PO_4^{3-} w wodzie najprawdopodobniej może mieć wpływ spływ powierzchniowy ze zlewni torfowo-bagiennych bogate w związki humusowe, a także niekontrolowane odprowadzenie ścieków bytowych. Dotychczas uważano, że P-PO_4^{3-} mają mały udział w zanieczyszczeniach wód, mimo ich znacznych ilości dostarczanych z nawozami. Wiązało się to ze zjawiskiem unieruchamiania P-PO_4^{3-} w glebie dzięki procesowi sorpcji chemicznej. Ostatnio jednak w wodach obserwuje się wzrost stężenia P-PO_4^{3-} , co może być spowodowane zmianami odczynu gleb i uwalnianiem się P-PO_4^{3-} z trwałych połączeń [22].

Ładunki substancji oblicza się na podstawie iloczynów średniego stężenia oraz średniego przepływu w przekrojach zamykających zlewnię [14]. Według Pulikowskiego (2004) [15] średnią wartość ze stężenia składników w wodzie, mimo wykazywanych niedostatków, należy przyjąć, jako miarę oceny składu chemicznego

wody, chociażby ze względu na powszechne jej stosowanie. Ładunek zanieczyszczeń (iloczyn stężenia i przepływu) jest miarą pozwalającą na ocenę wpływu sposobu użytkowania zlewni na zanieczyszczenie wód, a w szczególności na wynoszenie składników poza zlewnię. Pozwala na określenie udziału zanieczyszczeń pochodzących z różnych źródeł, na przykład obszarowych, punktowych w zanieczyszczeniu danego cieką czy zbiornika wodnego [9, 15, 16]. W zlewniach dużych rzek odpływ kształtuje się przede wszystkim pod wpływem czynnikiem sezonowym a w zlewniach małych odpływ kształtowany jest głównie przez lokalne czynniki fizycznogeograficzne [1]. Związki N przenikające do środowiska wodnego w istotny sposób wpływają na jakościową ocenę wód powierzchniowych. Źródłem ich emisji są zarówno punktowe zrzuty ścieków, jak i zanieczyszczenia obszarowe [3, 6, 17, 18] oraz opady atmosferyczne [21].

Celem pracy było wyznaczenie średniorocznych ładunków jednostkowych N i P migrujących z poszczególnych zlewni analizowanych rzek (Radomka, Pilica, Narew, Bzura, Skrwa) a następnie transportowanych do rzeki Wisły.

Metodyka

Do badań wybrano wody z pięciu rzek (Radomka, Pilica, Narew, Bzura, Skrwa) o długościach większych niż 100 km, będących dopływami Wisły w granicach województwa mazowieckiego. Wielkość wybranych rzek podyktowana była potrzebą uwzględnienia największych ładunków azotu i fosforu przez je transportowanych, zbieranych z poszczególnych zlewni i wnoszonych do rzeki Wisła. Rzeki i ich zlewnie scharakteryzowano w postaci wartości liczbowych zamieszczonych w tabeli (tab.1).

Potrzebne do badań wyniki stężenia N i P ($\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$), oraz lokalizacja punktów pomiarowo-kontrolnych wykonywane były przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Warszawie. Podstawą programu badań monitoringowych wód powierzchniowych płynących jest realizowany przez WIOŚ Warszawa jest program w ramach *Państwowego Monitoringu Środowiska Województwa Mazowieckiego*, w którym sposoby prowadzenia badań m in. w 2015 roku określało Rozporządzenie Ministra Środowiska. Do badań wybrano wartości liczbowe stężenia azotu amonowego (N-NH_4^+), azotu azotanowego (N-NO_3^-) i fosforu fosforanowego (P-PO_4^{3-}). Analizowano średnią arytmetyczną wyników z dwunastomiesięcznego okresu badawczego z 2015 roku z jednego punktu kontrolno-pomiarowego zlokalizowanego w ujściu każdej z rzek (rys.1), (tab.2).

Ładunki jednostkowe poszczególnych składników obliczone zostały zgodnie z następującym równaniem [23], (1):

$$\Phi_{\text{zlew.}} = \frac{c \cdot q}{F} \quad (1)$$

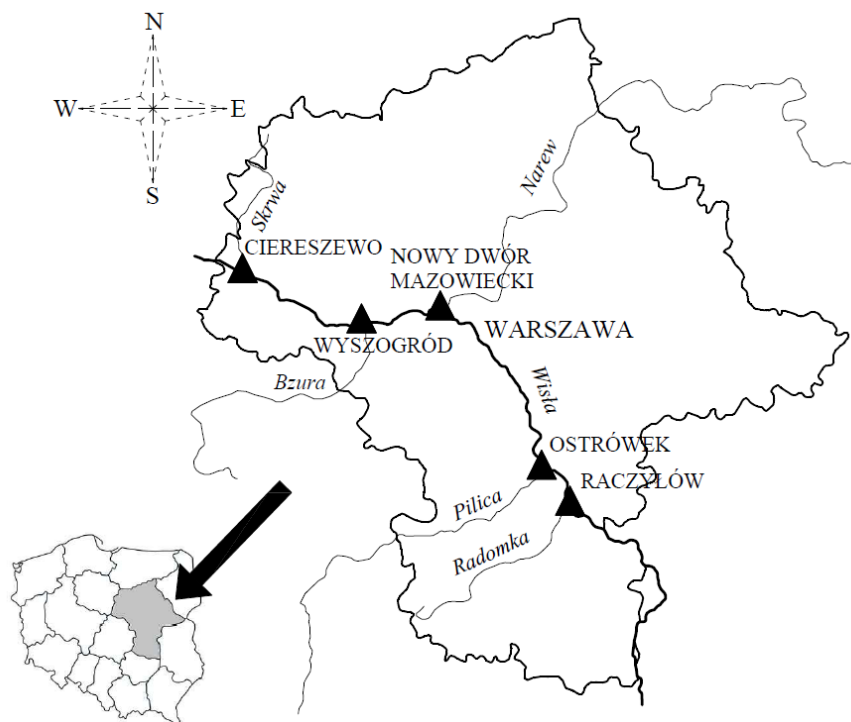
gdzie:

$\Phi_{zlew.}$ – ładunek składników wynoszonych z jednostki powierzchni zlewni do rzeki [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$],

c – średnie roczne stężenie składników w badanych wodach [$\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$],

q – średnie roczne natężenie przepływu [$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$],

F – powierzchnia zlewni [ha].



Rys. 1. Lokalizacja rzek i punktów pomiarowo-kontrolnych

Źródło: opracowanie własne

Tabela 1. Charakterystyka rzek i ich zlewni

Rzeka i jej zlewnia	Zalesienie [%]	Tereny rolnicze		Tereny zurbanizowane [%]	Przepływ średni roczny [$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$]	Powierzchnia zlewni [ha]	Długość rzeki [km]
		Grunty orne [%]	Pastwiska i łąki [%]				
Radomka	24	43	10	6	9	210900	117
Pilica	35	44	11	1	46	927300	333

Narew	38	45	12	2	328	7517500	484
Bzura	28	44	11	3	24	778700	173
Skrwa	35	45	11	1	5	163300	118

Źródło: opracowanie własne na podstawie CORINE Land Cover 2012

Wyniki badań i dyskusja

Największe średnioroczne stężenie N-NH_4^+ było w wodach rzeki Radomka ($0,28 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) a najmniejsze w wodach rzeki Pilica ($0,04 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) (tab. 2). Według Rozporządzenia Ministra Środowiska z 2016 roku w sprawie klasyfikacji wód powierzchniowych [19] dla 2 typu cieku określonego w metodykach stosowanych przez Inspekcję Ochrony Środowiska wody Radomki pod względem zawartości N-NH_4^+ w 2015 były pozaklasowe a wody Pilicy mieściły się w I klasie jakości. W przypadku średniorocznego stężenia N-NO_3^- jego wartość maksymalna wystąpiła w wodach Bzury ($2,192 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) a minimalna w wodach Pilicy ($0,820 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$). Według klasyfikacji regulowanych przez Rozporządzenie Ministra Środowiska z 2016 roku wody Bzury pod względem zawartości N-NO_3^- nie mieściły się w dopuszczalnych klasach natomiast wody Pilicy mieściły się w II klasie jakości dla 2 typu cieku. W wodach rzeki Narew zarejestrowane było największe stężenie P-PO_4^{3-} ($0,111 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) a najmniejsze w wodach Pilicy ($0,039 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$). Pod względem zawartości P-PO_4^{3-} wody Narwi i Pilcy zakwalifikowano jako pozaklasowe dla 2 typu cieku określonego przez Inspekcję Ochrony Środowiska [19]. Podobne wyniki otrzymywał również Skorbiłowicz (2003), Skorbiłowicz i in. (2003), Koc i in. 2005, a także Górniak (2006) [8, 12, 22, 24].

Tabela 2. Stężenie składników w wodach badanych rzek w 2015 roku

Rzeka – punkt kontrolo-pomiarowy (ujście do Wisły)	N-NH_4^+	N-NO_3^-	P-PO_4^{3-}
	[$\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$]		
Radomka - Ryczywół	0,280	1,339	0,066
Pilica - Ostrówek	0,040	0,820	0,039
Narew - Nowy Dwór Mazowiecki	0,161	1,001	0,111
Bzura – Wyszogród	0,127	2,192	0,092
Skrwa - Cierszewo	0,058	1,362	0,062

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych z WIOŚ Warszawa

W odróżnieniu od stężenia wartości ładunków składników transportowanych (tab.3) przez poszczególne rzeki układały się inaczej. Największy ładunek N-NH_4^+ transportowany i wnoszony był do Wisły poprzez wody Narwi ($1665 \text{ Mg}\cdot\text{rok}$)

a najmniejszy poprzez wody rzeki Skrwa - tylko 9 Mg-rok. Również Narew wniosła do Wisły największy ładunek N-NO_3^- (10343 Mg-rok) a najmniejszy rzeka Skrwa (215 Mg-rok). Podobna tendencja wystąpiła w przypadku P-PO_4^{3-} , Narew (1158 Mg-rok) i Skrwa (10 Mg-rok). Wielkości rzek i idące za tym różnice w przepływach determinowały wartości transportowanych ładunków N i P w warunkach podobnie zorganizowanych zlewni. Badania M. Skorbiłowicza (2010) [23] wykazały, że na ładunek transportowanych składników ma wpływ również wielkość rzeki i dodatkowo idące za tym ograniczone procesy samooczyszczania, które regulują ilość transportowanych, rozpuszczonych składników.

Tabela 3. Ładunki składników transportowane badanymi wodami w 2015 roku

Rzeka – punkt kontrolo-pomiarowy (ujście do Wisły)	N-NH_4^+	N-NO_3^-	P-PO_4^{3-}
	[Mg-rok]		
Radomka - Ryczywół	79	380	19
Pilica - Ostrówek	58	1190	57
Narew - Nowy Dwór Mazowiecki	1665	10343	1158
Bzura – Wyszogród	96	1659	70
Skrwa - Cierszewo	9	215	10
Suma ładunków	1907	13787	1314

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych z WIOŚ Warszawa

Największy średnioroczny odpływ jednostkowy N-NH_4^+ w 2015 roku miał miejsce w zlewni rzeki Radomka ($0,38 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$) a najmniejszy w zlewni Pilicy i Skrwy (po $0,06 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$). Najwięcej N-NO_3^- odpływało w zlewni Bzury ($2,13 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$) a najmniej w zlewni Pilicy ($1,28 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$). W zlewni Narwi zarejestrowano największy odpływ P-PO_4^{3-} ($0,15 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$) a najmniejszy w zlewniach Pilicy i Skrwy (po $0,06 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$). Na zróżnicowanie wartości odpływów jednostkowych z poszczególnych zlewni miał największy wpływ stopień zurbanizowania zlewni, który w przypadku Pilicy i Skrwy był najmniejszy (tab.4). Na terenach zurbanizowanych najczęściej wytwarzana jest największa ilość N-NH_4^+ i P-PO_4^{3-} i odprowadzana jest poprzez oczyszczalnie ścieków do wód powierzchniowych płynących.

Ładunki jednostkowe składników odpływających z poszczególnych zlewni przedstawiają ich wpływ na wody powierzchniowe. Można je również określić mianem spływu powierzchniowo-podpowierzchniowego, który wspólnie z częścią płytkich wód gruntowych obrazuje źródła powierzchniowe badanych składników [23].

Tabela 4. Ładunki jednostkowe składników w zlewniach badanych rzek w 2015 roku

Rzeka – punkt kontrolo-pomiarowy (ujście do Wisły)	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	P-PO ₄ ³⁻
	[kg·ha ⁻¹ ·rok ⁻¹]		
Radomka - Ryczywół	0,38	1,80	0,09
Pilica - Ostrówek	0,06	1,28	0,06
Narew - Nowy Dwór Mazowiecki	0,22	1,38	0,15
Bzura – Wyszogród	0,12	2,13	0,09
Skrwa - Cierszewo	0,06	1,32	0,06

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych z WIOŚ Warszawa

Wnioski

1. Badania wykazały, że wody rzeki Narew wnoszą do Wisły w granicach województwa mazowieckiego największe średnioroczne ilości N i P. Wielkości rzek i idące za tym różnice w przepływach determinowały wartości transportowanych ładunków N i P w warunkach podobnie zorganizowanych zlewni.

2. Najmniejszy średnioroczny odpływ jednostkowy zarejestrowano w zlewniach rzek Pilica i Skrwa, co związane jest bezpośrednio z niewielkim stopniem ich zurbanizowania.

3. W wodach Pilicy wykazano najmniejsze stężenie N-NH₄⁺ N-NO₃⁻ i P-PO₄³⁻ spośród wszystkich badanych rzek w 2015 roku. Jednak pod względem zawartości badanych składników wody Pilicy zakwalifikowano na podstawie Rozporządzenia MŚ z 2016 roku - 2 typ wg. metodyk stosowanych przez Inspekcję Ochrony Środowiska do I i II klasy jakości oraz do wód pozaklasowych.

4. Do Wisły w granicach województwa mazowieckiego transportowane były w 2015 roku średnioroczne ładunki N-NO₃⁻ (13787 Mg·rok), N-NH₄⁺ (1907 Mg·rok) i P-PO₄³⁻ (1314 Mg·rok) przez jej największe dopływy.

Literatura

- [1] Byczkowski A., *Hydrologia*. Wyd. SGGW. Warszawa 1999.
- [2] Chełmicki W., *Woda. Zasoby, degradacja, ochrona*. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa 2002.
- [3] Dąbkowski Sz., Pawłat-Zakrzywaj A., *Jakość wód Raszynki i jej dopływów*. „Wiad. IMUZ” 3, z. specj. 6, 2003, s. 111-123.
- [4] Dąbrowska J., *Ocena zawartości związków fosforu w wodach rzecznych Trzemny*, Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich nr 7, 2008 s. 57-68.
- [5] Durkowski T., Pieczyński L., *Jakość wód gruntowych i powierzchniowych w bezpośredniej zlewni jeziora Miedwie – zbiornika wody pitnej*. w: Mat. Konf. „Woda Środ. Obsz. Wiej.” IMUZ, Falenty, 2003, s. 145-148.
- [6] Fic M., Mioduszeński W., Rossa L., *Zmiany stężenia związków biogennych w poszczególnych fazach obiegu wody w zlewni Cieku spod Laszczek*, Woda Środ. Obsz. Wiej. 3, zesz. specj. 6, 2003, s.51-58.
- [7] Filipek T., *Zarządzanie zasobami fosforu w środowisku rolniczym*, Naw. i Nawoż. 4 (13), 2002 247-259.
- [8] Górniak A. (red.), *Ekosystem zbiornika Siemianówka w latach 1990-2004 i jego rekultywacja*, Uniwersytet w Białymstoku, Białystok 2006.
- [9] Hansen N.C., Gupta S.C., Moncrief J.F., *Snowmelt runoff, sediment and phosphorus losses under three different tillage systems*, Soil & Till. Res. 57, 2000, s. 93-100.
- [10] Igras J., *Zawartość składników mineralnych w wodach drenarskich z użytków rolnych w Polsce*, Monografie i Rozprawy Naukowe. z. 13. Puławy 2004.
- [11] Koc J., Szymczyk S., Wojnowska T., Szyperek U., Skwierawski A., Ignaczak S., *Wpływ różnych sposobów konserwacji gleby na jakość wód gruntowych*, Część II. Koncentracja azotu, fosforu i potasu. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln. nr 484, 2002, s. 265-274.
- [12] Koc J., SolarSKI K. i Rochwerger A., *Wpływ systemu melioracyjnego na wielkości sezonowości odpływu azotanów z gleb uprawnych*, J. Elementol. 10 (2), 2005, s. 349-358.
- [13] Kotowska U., Włodarczyk T., *Przemiany mineralnych form azotu w glebie nawadnianej oczyszczonymi ściekami*. „Acta Agrophysica” 2 (119), 2005.
- [14] Miller A., Murat-Błażejewska S., *Wpływ rolnictwa, na jakość wód w zlewni Strugi Dormowskiej*. Rocz. AR Pozn. CCXCIV, 1997, Melior. Inż. Środ. 19, 2, s. 327-337.
- [15] Pulikowski K., *Zanieczyszczenia obszarowe w małych zlewniach rolniczych*. Zesz. Nauk. AR, ser. Rozpr. CCXI, Wrocław 2004.
- [16] Pulikowski K., Kostrzewa S., Paluch J., Paruch A., *Odpływ zanieczyszczeń z mik rozlewni rolniczej położonej na przedgórzu sudeckim*, Zesz. Probl. Post. Nauk. Rol. 475, 2001, s. 489-496.

- [17] Pawlik-Dorbowolski J., Łępicka A., *Znaczenie mokrego i suchego opadu zanieczyszczeń w eutrofizacji wód w stawach na przykładzie rezerwatu „Stawy Raszyńskie”*, Woda Środ.Obsz. Wiej 3, zesz. specj. 6, 2003, s. 167-178.
- [18] Rossa L., Fic M., *Kształtowanie się składu chemicznego wód Cieku spod Laszczek w następstwie jego przepływu przez obszary różnie zagospodarowane przestrzennie*, Woda Środ. Obsz. Wiej. 6, zesz. specj., 2003, s. 19-28.
- [19] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 roku w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm, jakości substancji priorytetowych (Dz. U. z dnia 21 lipca 2016 r., poz. 1187).
- [20] Sapek A., *Rolnictwo polskie i ochrona jakości wody, zwłaszcza wody Bałtyku.*, Woda – Środowisko - Obszary Wiejskie t. 10 z. 1 (29), 2010 s. 175-200.
- [21] Sapek A., Nawalany P., Barszczewski J., *Ładunek składników nawozowych wnoszony z opadem na powierzchnię ziemi w Falentach w latach 1995-2001*, Woda Środ. Obsz. Wiej. 6, zesz. specj., 2003, s. 69-78.
- [22] Skorbiłowicz E., *Ocena stanu zanieczyszczenia małych cieków w Puszczy Knyszyńskiej*, Acta Agrophysica, 1(2), 2003, 311-320.
- [23] Skorbiłowicz M., *Czynniki i procesy kształtujące obieg składników mineralnych w wodach rzecznych zlewni górnej Narwi*, Wyd. Politechnika Białostocka. Białystok 2010.
- [24] Skorbiłowicz M., Skorbiłowicz E., Dzienis L., *Oddziaływanie oczyszczalni ścieków na chemizm wód wybranych rzek zlewni górnej Narwi*. Zesz. Nauk. Politechniki Białostockiej t. 2, nr 16, Inżynieria Środowiska, Wyd. PB, Białystok 2003, 171-174.

mgr inż. Anna Krasuska¹⁾

Uniwersytet Przyrodniczo-Humanistyczny w Siedlcach

Zakład Agrometeorologii i Inżynierii Rolniczej

¹⁾ anna_krasuska1991@wp.pl

ZAGOSPODAROWANIE TERENÓW POWIATU SIEDLECKIEGO ZAGROŻONYCH WYSTĄPIENIEM POWODZI W ŚWIELE OBOWIĄZUJĄCYCH PRZEPISÓW

Development of the district Siedlce at risk of flooding
in the light of the applicable regulations

Słowa kluczowe: powódź, prawo wodne, zagospodarowanie przestrzenne, obszary chronione

Keywords: flood, water law, land use, protected areas

Streszczenie:

W XXI wieku występowanie czasowych podtopień jest nieregularne i nie wiąże się jedynie z dużymi opadami ale również z gwałtownym wzrostem temperatur wczesną wiosną a co za tym idzie z szybkim rozpuszczaniem się pokrywy śnieżnej.

Przez powiat siedlecki, który jest analizowanym obiektem przepływają dwie rzeki o znaczeniu historycznym i gospodarczym jakimi są Bug i jego lewobrzeżny dopływ Liwiec. Są to jedne z niewielu rzek w Polsce, które nie zostały uregulowane. Omawiane obszary to w większości tereny rolnicze intensywnie użytkowane ale również obszary chronione Natura 2000 oraz znajdujące się w obrębie Nadbużańskiego Parki Krajobrazowego. Nieuregulowany bieg rzek i duża częstotliwość opadów powodują zalania łąk i terenów uprawowych co prowadzi do znacznych

strat materialnych ponoszonych przez rolników. Praca przedstawia prawne aspekty zagospodarowania przestrzennego terenów zalewowych na przykładzie wschodniego Mazowsza, gdzie większość terenów leży na obszarach chronionych co w znacznym stopniu ogranicza możliwość korzystania z wielu metod ochrony.

Wstęp

Zrównoważone zagospodarowanie terenów narażonych na wystąpienie powodzi powinno być jednym z głównych celów działania samorządów regionalnych oraz lokalnych. Tworzone przez te jednostki plany zagospodarowania przestrzennego w swoich zapisach powinny w sposób wyczerpujący przedstawiać te kwestie.

Przez powiat siedlecki, który jest przedmiotem analizy przepływają dwie rzeki o znaczeniu historycznym i gospodarczym jakimi są Bug oraz uchodzący do niego Liwiec. Przepływają one przez gminy Mordy, Siedlce, Mokobody oraz Korczew.

W niniejszym opracowaniu scharakteryzowano stan prawny zagospodarowania przestrzennego terenów zagrożonych powodzią. Przedstawiono również informacje dotyczące lokalizacji rzek, ich charakterystykę z uwzględnieniem terenów przyległych. W dalszej części podjęto zagadnienia związane z problematyką zagospodarowania hydrotechnicznego obszarów Natura 2000 oraz parku krajobrazowego na których terenach leży znaczna część analizowanych obszarów.

Charakterystyka stanu prawnego związanego z ograniczeniami zabudowy terenów zalewowych

Głównym dokumentem, który przedstawia warunki zabudowy terenów zalewowych jest ustawa z dnia 18 lipca 2001r. Prawo Wodne (Dz. U. z 2005r., Nr239, poz. 2019 z późn. zm.) (PW). zgodnie z artykułem 79 ust. 2 tej ustawy tereny narażone na zalanie w zależności od formy zagospodarowania terenu z uwzględnieniem ukształtowania terenów bezodpływowych i depresyjnych oraz tarasów zalewowych możemy podzielić na: obszary bezpośrednio zagrożone powodzią, potencjalnie zagrożone powodzią oraz obszary wymagające ochrony ze względu na zagospodarowanie oraz wartość kulturową i gospodarczą.

Kwalifikacja obszarów do wybranej kategorii należy do obowiązków właściwego dla danego regionu dyrektora Regionalnego Zarządu Gospodarki Wodnej (RZGW), który tworzy studium ochrony przeciwpowodziowej zawierając w nim informacje na temat szacowanego obszaru zasięgu powodzi, prawdopodobieństwa jej wystąpienia a także wariantów ochrony przed tym zjawiskiem.

Według artykułu 82 ust. 1 niniejszej ustawy, obszarami bezpośredniego zagrożenia powodzią są tereny, które znajdują się pomiędzy linią brzegową a naturalnym wysokim brzegiem bądź wałem przeciwpowodziowym, przymuliska, wyspy oraz

strefy przepływów wezbrań powodziowych. Ustawodawca w tych miejscach w zdecydowanym stopniu narzuca na organy terytorialne zakazy w planowaniu i zagospodarowaniu takich terenów, formułując w art. 82 ust. 2 ustawy Prawo wodne. Zakazy te dotyczą budowy na terenach najbardziej zagrożonych urządzeń wodnych oraz innych budowli, sadzenia roślinności drzewiastej o ile nie ma to na celu regulacji wód lub wzmacniania linii brzegowej oraz tworzenia biologicznej zabudowy dolin rzecznych. Ustawodawca zabrania również zmian ukształtowania terenów wyłączając z tego prace mające na celu utrzymanie, odbudowę lub przebudowę wałów przeciwpowodziowych wraz z ich infrastrukturą. Zakazy ustanowione w tym artykule mają charakter absolutny i nie mogą być interpretowane dowolnie pod przesłanką utrudniania ochrony przed powodzią.

Tworząc przepisy ustawodawca zagwarantował sobie bezwzględne przestrzeganie niniejszych zakazów w fazie planowania przestrzennego o czym mówi art. 84 PW. Nakazuje on uwzględniać obszary zaliczane w studium ochrony przeciwpowodziowej do terenów zalewowych podczas tworzenia planów zagospodarowania przestrzennego województwa, studiów uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy a także decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu.

Drugą kategorię obszarów zagrożonych powodzią stanowią obszary potencjalnego zagrożenia. Dla tych obszarów przewidziano również obostrzenia związane z zabudową i zagospodarowaniem terenów. Wśród tych obszarów w art. 83 ust. 1 PW wyróżnia się tereny zagrożone zalaniem w wyniku uszkodzenia bądź zniszczenia wałów, przelania się wód przez koronę wału czy też szkody powstałe poprzez zniszczenia i uszkodzenia budowli piętrzących lub ochronnych. Na obszarze potencjalnie zagrożonym powodzią dyrektor RZGW posiada uprawnienia do wprowadzenia zakazów obowiązujących na terenach bezpośrednio zagrożonych powodzią ze względu na ochronę wód czy też ze względu na zapewnienie bezpieczeństwa ludności oraz mienia (art. 40 ust. 1 pkt 3 PW oraz art. 82 ust. 2 PW).

Gospodarowanie wodami a ochrona obszarów Natura 2000 w świetle prawa

Gospodarka wodna w Polsce jest prowadzona w oparciu o przepisy ustawy Prawo wodne, tzw. Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW), czyli Dyrektywy 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiającej ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej oraz tzw. dyrektywy powodziowej, czyli Dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady nr 2007/60/WE w sprawie oceny ryzyka powodziowego i zarządzania nim.

Szczególnie problematycznym aspektem w zakresie gospodarki wodnej i ochrony obszarów Natura 2000 jest kwestia zapobiegania powodziom. Wynika to

z faktu, że wiele obszarów Natura 2000 ustanowionych zostało na obszarach zalewowych, na wałach lub w pewnej odległości od istniejących lub planowanych do realizacji zbiorników retencyjnych. Dyrektywa powodziowa wymaga stopniowego zastępowania, tam gdzie to tylko możliwe, metod technicznych ochrony przed powodzią środkami prewencyjnymi metodami nietechnicznymi, gdyż tylko one są w stanie równolegle zapobiegać powodziom i chronić przed ich skutkami, a także – sprzyjać realizacji celów środowiskowych, wspólnych dla RDW i dyrektywy powodziowej. Wymaga podkreślenia, że dyrektywa powodziowa nie kwestionuje wagi i znaczenia technicznych środków ochrony przed powodzią, chodzi raczej o przesunięcie akcentów i promocję stosowania środków prewencyjnych i nietechnicznych w znacznie szerszym zakresie, niż dotychczas oraz traktowania ich jako środków priorytetowych przede wszystkim na obszarach Natura 2000. Na gruncie omawianej problematyki kontrowersje, a co za tym idzie problemy prawne i praktyczne budzi zagospodarowanie dolin rzecznych, a zwłaszcza zabudowa terenów zalewowych, jak również stosowanie na tych obszarach technicznych metod ochrony przed powodzią, które zakłócają naturalne mechanizmy regulacyjne wód płynących [2].

Dyrektywa powodziowa tereny zalewowe traktuje jako obszary naturalnej retencji, wskazuje ponadto, że kształtowanie zagospodarowania przestrzennego terenów zalewowych jest jednym z głównych sposobów ochrony ludzi i mienia przed powodzią. Rolę, jaką zastosowaniu tego mechanizmu przypisuje dyrektywa powodziowa, muszą dostrzegać i uwzględniać nie tylko organy administracji publicznej kompetentne w zakresie planowania w gospodarowaniu wodami, a w przyszłości odpowiedzialne także za zarządzanie ryzykiem powodziowym, ale też gminy. Kwestia „rezerwacji terenów zalewowych dla rzeki” leży więc w gestii samorządów odpowiedzialnych za planowanie przestrzenne. W tej sferze powinny również być rozstrzygane kwestie związane z zastrzeżeniem funkcji środowiskowych dolin rzecznych w miastach i na ich obrzeżach, stanowiących obszary Natura 2000 [8].

Głównym sposobem określenia sposobu realizacji działań zapisanych w dyrektywie powodziowej na obszarach chronionych jest tzw. ocena habitatowa. Przez ocenę oddziaływania przedsięwzięcia na obszar Natura 2000 rozumie się ocenę ograniczoną do badania oddziaływania na terenie chronionym. Podstawę przeprowadzania takiej oceny stanowią przepisy ustawy o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko zawarte w art. 96-103 [2].

O tym, czy ocena habitatowa powinna zostać przeprowadzona, wstępnie decyduje w drodze postanowienia organ właściwy do wydania decyzji wykonawczej. W takim przypadku przekazuje on właściwemu miejscowo regionalnemu dyrektorowi ochrony środowiska wniosek o wydanie decyzji wraz z kartą informacyjną przedsięwzięcia. Ostatecznie o obowiązku przeprowadzenia oceny habitatowej decyduje regionalny dyrektor ochrony środowiska (RDOŚ), uwzględniając oddziały-

wanie przedsięwzięcia na obszar Natura 2000, w szczególności w odniesieniu do integralności i spójności tych obszarów, oraz biorąc pod uwagę skumulowane oddziaływanie danego przedsięwzięcia łącznie z innymi przedsięwzięciami. Jeśli RDOŚ stwierdzi, że przedsięwzięcie może znacząco oddziaływać na obszar Natura 2000, nakazuje przeprowadzenie oceny habitatowej. W takim przypadku, nakłada na wnioskodawcę obowiązek sporządzenia raportu i podaje do publicznej wiadomości informację o wszczęciu procedury oceny oddziaływania na środowisko. Jeśli z raportu wyniknie możliwość znaczącego negatywnego oddziaływania planowanego przedsięwzięcia na obszar Natura 2000, to inwestycja nie może zostać zrealizowana [2].

Znaczące negatywne oddziaływanie na obszar Natura 2000 to w szczególności działania mogące pogorszyć stan siedlisk przyrodniczych lub siedlisk gatunków roślin i zwierząt, dla których ochrony został wyznaczony ten obszar. Oddziaływanie to może również wpłynąć negatywnie na gatunki, dla których ochrony został wyznaczony obszar Natura 2000, bądź pogorszyć jego integralność lub jego powiązania z innymi obszarami (art.33 Ustawy z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody Dz.U 2004 Nr 92 poz. 880).

Oznaczałoby to, że nie ma możliwości podejmowania żadnych działań związanych z regulacją wód, budową wałów przeciwpowodziowych, a także robót melioracyjnych, odwodnień budowlanych oraz innych robót ziemnych zmieniających stosunki wodne mogących wpływać znacząco negatywnie na te obszary chronione. Jednakże takie podejście byłoby niezgodne z zasadą zrównoważonego rozwoju która zakłada konieczność godzenia potrzeb rozwoju społeczno-gospodarczego z ochroną środowiska, nie dając żadnej z tych wartości pierwszeństwa przed pozostałymi. Tym samym ochrona gatunków i siedlisk w ramach sieci Natura 2000 nie ma charakteru bezwzględnego [2].

Odmienne jednak wygląda sytuacja, gdy obszar Natura 2000, na którym mogłoby się ujawnić negatywne oddziaływanie na siedliska i gatunki, obejmuje siedliska przyrodnicze o znaczeniu priorytetowym, a także wówczas, gdy występuje tam jeden lub więcej gatunków o znaczeniu priorytetowym. Realizacja planu lub przedsięwzięcia przy braku alternatywnych rozwiązań jest wówczas możliwa jedynie ze względów związanych z ochroną życia i zdrowia ludzi, zapewnieniem bezpieczeństwa powszechnego lub z uwagi na uzyskanie korzystnych następstw o pierwszorzędnym znaczeniu dla środowiska przyrodniczego. Ostatnią przesłanką jest argument o istnieniu innych koniecznych wymogów nadrzędnego interesu publicznego, z tym że wiąże się ona z koniecznością uzyskania pozytywnej opinii Komisji Europejskiej. Oczywiście i w tym przypadku niezbędne jest dokonanie kompensacji przyrodniczej. Szczególnie problematyczne jest zagadnienie oceny habitatowej i jej skutków w odniesieniu do projektowanych obszarów Natura 2000 [2].

Na podstawie przepisów prawa krajowego można przyjąć[5], że pojęcie nadzędnego interesu publicznego będzie się wiązało z realizacją niektórych inwestycji wymienionych w art. 6 ustawy o gospodarce nieruchomościami[Dz. U. z 2010 r. Nr 102, poz. 651 z późn. zm.], w tym m.in. z: budową oraz utrzymywaniem obiektów i urządzeń służących ochronie środowiska, zbiorników i innych urządzeń wodnych służących zaopatrzeniu w wodę, regulacji przepływów i ochronie przed powodzią, a także regulacją i utrzymywaniem wód oraz urządzeń melioracji wodnych, będących własnością Skarbu Państwa lub jednostek samorządu terytorialnego.

Podjęcie działań na obszarze Natura 2000 musi zostać poprzedzone zaplanowaniem i realizacją równowagi przyrodniczej, która tworzy zespół działań obejmujących w szczególności roboty budowlane, roboty ziemne, rekultywację gleby, zalesianie, zadrzewianie lub tworzenie skupień roślinności, prowadzące do przywrócenia równowagi przyrodniczej na danym terenie, wyrównania szkód dokonanych w środowisku przez realizację przedsięwzięcia i zachowanie walorów krajobrazowych (art. 3 p. 8 ustawy Prawo ochrony środowiska).

Zakres, miejsce, termin i sposób wykonania kompensacji przyrodniczej ustala właściwy miejscowo regionalny dyrektor ochrony środowiska lub dyrektor urzędu morskiego zobowiązując do jej wykonania nie później niż w terminie rozpoczęcia działań powodujących negatywne oddziaływanie. Informację o sposobie dokonania kompensacji przyrodniczej precyzuje Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 30 marca 2010 r.[Dz. U. z 2010 r. Nr 64, poz. 402.] w sprawie szczegółowych sposobów i form składania informacji o kompensacji przyrodniczej przewidujące, że informacje te składa się na formularzach określonych w Biuletynie Informacji Publicznej Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska w jednym egzemplarzu w formie pisemnej oraz w formie dokumentu elektronicznego w rozumieniu art. 3 pkt 2 ustawy z dnia 17 lutego 2005 r. o informatyzacji działalności podmiotów realizujących zadania publiczne.

Obszar badań

Doliny rzek są odrębnymi układami przyrodniczymi, charakteryzującymi się specyficznymi formami rzeźby terenu, budowy geologicznej, stosunków wodnych oraz flory i fauny. Wyżej wymienione cechy środowiska są elementami kształtującymi formy gospodarki człowieka. To w jaki sposób zagospodarowane są doliny rzeczne wpływa zarówno na walory przyrodnicze regionu jak również na ochronę przed powodzią. Na obszarach nieurbanizowanych, stopień zmian środowiska jest ściśle powiązany z użytkowaniem gruntów. Największe przekształcenia terenu mają miejsce na obszarach uprawowych, natomiast najmniejsze na obszarach leśnych. Czynniki te prowadzą do stopniowej fragmentacji środowiska dolin i rzek. Ochrona przeciwpowodziowa w tych rejonach skupia się na określeniu sposobów ochrony tych terenów [10].

Analiza zagospodarowania zagrożonych terenów została przeprowadzona na obszarze 4 gmin powiatu siedleckiego: gminy Korczew przez której teren przepływa rzeka Bug oraz gmin Mordy, Siedlce i Mokobody przez które przepływa rzeka Liwiec.

Rzeka Bug razem ze swoimi dopływami: Tocznią, Kołodziejką i Myśłą stanowi naturalną granicę gminy Korczew jak również granicę województwa mazowieckiego [7]. Rzeka ta jest lewobrzeżnym dopływem Narwi o długości 772 km. W obrębie województwa mazowieckiego znajduje się 281 km² powierzchni zlewni, z czego 16 km² leży na terenie badanej gminy. Rzeka charakteryzuje się deszczowo – śnieżnym reżimem zasilania i osiąga w roku dwa wysokie stany wody, w okresie letnim oraz w czasie roztopiania pokrywy śnieżnej [7, 9, 11, 12].

Bug jest przykładem nieuregulowanej rzeki nizinnej, silnie meandrującej, tworzącej starorzecza i zakola (rys. 1). Tereny graniczące z brzegami rzeki są często łąkami zalewowymi lub lasami łęgowymi. Dolina Bugu dzięki małej ingerencji człowieka w dużym stopniu zachowała stan zbliżony do naturalnego. Dzięki dobrym warunkom przyrodniczym stała się miejscem rozwoju wielu cennych gatunków a także została zaklasyfikowana jako europejski korytarz ekologiczny [7].



Rys. 1. Rzeka Bug

Źródło: <http://www.ciekawepodlasie.pl/opis/1756,Loty+balonem,+rzeka+Bug+i+okolice>

Drugą ważną rzeką przepływającą przez teren powiatu siedleckiego jest Liwiec. Rzeka ta stanowi IV rzędowy lewobrzeżny dopływ Bugu. Powierzchnia jej

zlewni wynosi 2779 km² a długość 120 km z czego 26,2 km znajduje się w badanym obrębie [11]. Zlewnia tej rzeki usytuowana jest na terenie płaskim. Należy również zaznaczyć, że rzeka ta podobnie jak Bug silnie meandruje (rys. 2). Dorzecze Liwca jest w niewielkim stopniu zalesione co znacząco wpływa na małą retencję naturalną. W konsekwencji skutkuje to dużym deficytem wodnym na znacznym obszarze. Rzeka ta w większości jest zbiornikiem nieuregulowanym, a lokalnie w dolinach znajdują się wtórne zabagnienia [10].



Rys. 2. Dolina Liwca w miejscowości Mokobody

Źródło: <http://www.polskaniezwykla.pl/web/place/28608,mokobody-dolina-liwca.html>

Tereny analizowane w dużym stopniu znajdują się na obszarze chronionym Natura 2000 oraz w Nadbużańskim Parku Krajobrazowym. Znajdują się tu również rezerваты przyrody co zwiększa znaczenie tych terenów nie tylko pod względem przyrodniczym, ale również kulturowym i turystycznym [7,9,11,12].

Gminy przez które przepływa rzeka Liwiec leżą na terenie Niziny Mazowieckiej w obrębie Wysoczyzny Siedleckiej. Gmina Korczew, przez którą przepływa Bug znajduje się w granicach makroregionu Niziny Południowopolskiej, mezoregionu Podlaski Przełom Bugu (północna część gminy) oraz Wysoczyzny Siedleckiej. Badane rejony są zróżnicowane pod względem wielkości, struktury uprawianych gruntów, powierzchni zalesionych i zadrzewionych oraz udziału terenów chronionych w całkowitej powierzchni. Największą z analizowanych gmin są Mordy. Jest to druga największa gmina powiatu siedleckiego pod względem zajmowanego terenu. Rozciąga się na obszarze 17002 ha, a udział terenów objętych progra-

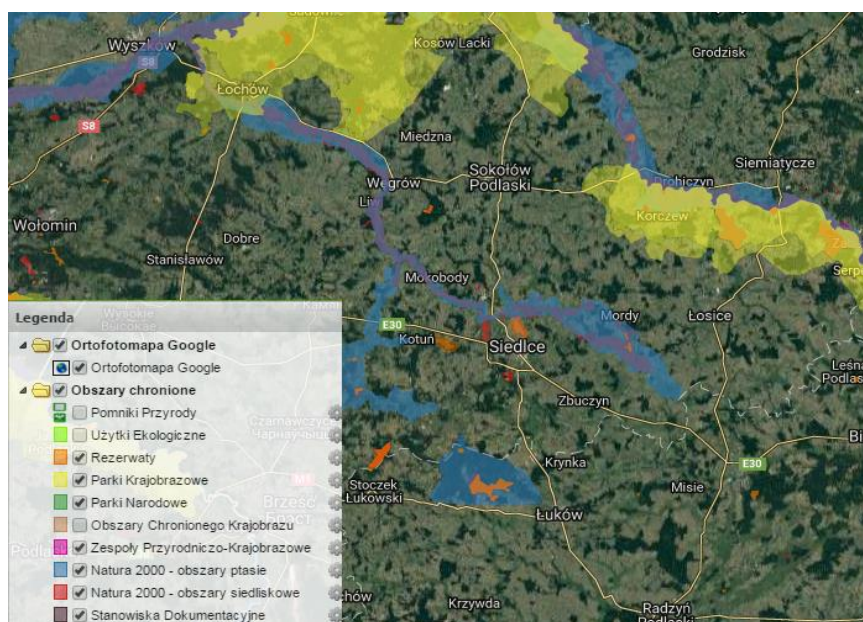
mem Natura 2000 stanowi aż 42,93% całkowitej powierzchni gminy. Charakteryzowany obszar to przede wszystkim tereny rolnicze z dużym udziałem terenów leśnych. Jedynie gmina i miasto Siedlce wykazują duży udział gruntów pozarolniczych (23,32%) w stosunku do całkowitej powierzchni (tab. 1.) [7,9,11,12].

Tabela 1. Charakterystyka powierzchni badanego regionu

	Gmina Korczew	Gmina Mordy	Gmina Siedlce	Gmina Mokobody
Powierzchnia [ha]	10495	17002	14154	11931
Grunty orne [ha]	6835	13013	9375	9163
Grunty leśna [ha]	2588	3268	1478	2068
Grunty pozarolnicze [ha]	1072	721	3301	697
Obszary ochrony przyrody [ha]	2696	7299,3	2462,6	1868,7

Źródło: Zestawienie własne na podstawie danych zawartych w Planie zagospodarowania przestrzennego gmin Mordy, Mokobody, Siedlce i Korczew

Na obszarze powiatu siedleckiego znajduje się aż 21 obszarowych form ochrony przyrody, których lokalizacja przedstawiona jest na rys 3., z czego znaczna część występuje na omawianych obszarach.



Rys. 3. Lokalizacja obszarów chronionych na terenie powiatu siedleckiego

Źródło: <http://geoserwis.gdos.gov.pl/mapy>

Z danych zawartych w Strategii rozwoju miasta i gminy Mordy wynika, że rzeka Liwiec jest częściowo regulowana na obszarach, które nie są objęte programem Natura 2000. Tereny Doliny Liwca oraz Ostoi Nadliwieckiej znajdują się w stanie nienaruszonym i są miejscem bytowania wielu gatunków. Obszar Doliny Liwca to miejsce szczególnej ochrony co najmniej 33 gatunków ptaków i 13 gatunków znajdujących się w Polskiej Czerwonej Księdze (PCK).

Dolina Bugu w gminie Korczew to obszar bardzo zróżnicowany pod względem składu gatunkowego. Występuje tu ponad 30 gatunków objętych ochroną [9].

Na badanym obszarze tereny zalewowe w większości zlokalizowane są na obszarach rolniczych. W dużym stopniu stanowią je łąki i pastwiska jak również grunty leśne [7,11,12].

Ze względu na walory przyrodnicze, zlokalizowane na terenie powiatu część Nadbużańskiego Parku Krajobrazowego i obszarów Natura 2000 zagospodarowanie przestrzenne mające na celu zmniejszenie ryzyka powodziowego ograniczone jest zapisami zawartymi w ustawie z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (Dz. U. z 2013 r. poz. 627, z późn. zm.). Zgodnie z nimi procedura ochrony zasobów przyrodniczych opiera się na znacznym ograniczeniu działań mogących negatywnie zmienić stan ochrony siedlisk a także stan gatunkowy flory i fauny. Dotyczy to zarówno obszarów Natura 2000 oraz parków krajobrazowych.

Metody ochrony przed powodzią

Środki ochrony przed powodzią można podzielić na techniczne i nietechniczne. W ramach środków technicznych wyróżniamy środki ochrony czynnej lub biernej. W zakres czynnej ochrony wchodzi działania o charakterze inżynierskim, natomiast wszelkie budowle hydrotechniczne należą do biernej ochrony przeciwpowodziowej [3].

Do środków ochrony czynnej zaliczymy więc obiekty i działania, które wpływają na wielkość wezbrań w ciekach wodnych, tj. pozwalają kształtować przepływy i stany wody oraz czas ich trwania. Będą to przede wszystkim duże zbiorniki retencyjne z tzw. stałą rezerwą powodziową, zbiorniki suche z zamknięciami, poldery z zamknięciami, kanały ulgi z zamknięciami, jeziora z możliwością podpiętrzenia, zbiorniki przepływowe z wyrównaniem dobowym oraz zbiorniki wyrównawcze. Do działań o charakterze technicznym należy zaliczyć m.in. realizację obiektów retencyjnego przysposobienia zlewni oraz lodołamanie, także przy użyciu materiałów wybuchowych, w przypadku likwidowania zatorów [6].

Do grupy środków biernych zalicza się obiekty i działania, mające na celu niedopuszczenie do przelewania się wody poza przewidziany do tego celu obszar. Zaliczamy tu przede wszystkim wały przeciwpowodziowe, suche zbiorniki, poldery oraz kanały ulgi – nie posiadające zamknięć umożliwiających sterowanie jak rów-

niez uregulowane rzeki. W ramach ochrony biernej należy zaliczyć również utrzymanie w stanie stabilnym koryt rzek, decydujących o ich przepustowości [3].

Wymienione środki techniczne mają za zadanie uniemożliwić przedostanie się wody na tereny zamieszkałe przez ludzi. Oprócz środków technicznych coraz większe znaczenie zyskują środki nietechniczne, z których większość ma na celu usytuowanie budynków mieszkalnych i gospodarskich jak najdalej od zagrożenia. Do tego celu służy prawo budowlane, planowanie przestrzenne, systemy wczesnego ostrzegania, edukację, system ubezpieczeń, czyli zestaw działań i regulacji zniechęcających do zamieszkiwania i zagospodarowywania terenów zalewowych lub zachęcających do ich opuszczania i wycofywania z nich intensywnych form wykorzystania gospodarczego. W przypadku gdy odseparowanie ludności od wody jest niemożliwe, ważne jest aby wypracować katalog środków mogących zniwelować straty związane z wystąpieniem powodzi, takich jak plany ewakuacyjne czy przystosowanie obiektów budowlanych do okresowego zalewania. [3].

Wybór odpowiednich środków musi uwzględniać aspekty bezpieczeństwa, ochrony środowiska i gospodarcze, zawsze w nawiązaniu do specyficznych cech rzeki, zmiennych na jej długości. Plan ochrony przeciwpowodziowej doliny rzecznej jest zawsze indywidualnym rozwiązaniem, wieloaspektowym i przez to multidyscyplinarnym [3].

Wnioski

Zagospodarowanie na terenach zalewowych i zagrożonych powodzią powinno być zgodne z zasadami zrównoważonego rozwoju. Tworząc plan zabudowy dla terenów zlokalizowanych na obszarach zalewowych należy zadbać zarówno o środowisko przyrodnicze jak i o bezpieczeństwo powodziowe [5].

Ważnym aspektem zagospodarowania przestrzennego jest także przeprowadzenie go zgodnie z przepisami obowiązującego prawa ze szczególnym uwzględnieniem praw wytyczonych dla obszarów chronionych ze względu na wysokie walory przyrodnicze.

Tereny zalewowe znajdujące się na obszarach gmin powiatu siedleckiego nie są chronione budowlami hydrotechnicznymi takimi jak wały przeciwpowodziowe. Wiąże się to z występowaniem wielu obszarów ochrony przyrody, których istnienie nakłada na władze samorządowe wiele obwarowań związanych z warunkami zabudowy. Głównym sposobem ochrony tych terenów jest zastosowanie ich jako naturalnych polderów gruntów rolnych, które są usytuowane bezpośrednio w sąsiedztwie koryt rzek.

Literatura

- [1] Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiającej ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki, (Dz. Urz. WE L 327 z 22.12.2000, str. 1; Dz. Urz. UE Polskie wydanie specjalne, rozdz. 15, t. 5, str. 275).
- [2] <http://natura2000.org.pl>
- [3] http://pracownicy.uwm.edu.pl/i.dyka/flow_pliki/Kledynski_Z_Ochrona_przed_powodzią_i_jej_infrastruktura_w_Polsce.pdf.
- [4] Kawicki A., Forkiewicz E., Jendrasiak A., *Procedura wydawania decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach. Komentarz ze wzorami dokumentów*, t. II, Municypium SA, Warszawa, s. 153.
- [5] Kobołek E., *Problem przestrzennego rozwoju miast w dolinach rzecznych na przykładzie Łowicza i Uniejowa, Prawne, administracyjne i środowiskowe uwarunkowania zagospodarowania dolin rzecznych*, Wyższa Szkoła Administracji w Bielsku Białej, Bielsko Biała 2013.
- [6] Kołodziejczyk U., Żebrowska M., *Techniczne metody ochrony przeciwpowodziowej w Polsce*, Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Zielonogórskiego: Inżynieria Środowiska, Zielona Góra 2013, s. 96-105.
- [7] Kot H., Dombrowski A., Głowacki Z., Rogowiec M., Kaszuba Z., Branowska J., *Powszechna Inwentaryzacja Przyrodnicza gminy Korczew*, Siedlce 1993, s. 1-27.
- [8] Kowalczak P., Nieznański P., Stańko R., Magdaleno Mas F., Bernues Sanz M., *Natura 2000 a gospodarka wodna*, Ministerstwo Środowiska, Warszawa 2009, s. 43.
- [9] Program Ochrony Środowiska dla Powiatu Siedleckiego na lata 2016-2019 z perspektywą na lata 2020-2023.
- [10] Słonecka A., Jaglak E., Goryszewska E., Kołakowska J., Ulanicka E., *Zagospodarowanie przestrzenne dolin rzecznych a zagrożenie powodziowe województwa mazowieckiego*, AiS, Warszawa 2008, s.36-62.
- [11] Strategia rozwoju gminy Mokobody do roku 2024.
- [12] Strategia rozwoju miasta i gminy Mordy na lata 2014-2020.
- [13] Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (Dz.U 2004 Nr 92 poz. 880).
- [14] Ustawa z dnia 18 lipca 2001 r. Prawo Wodne (Dz. U. z 2005r., Nr239, poz. 2019 z późn. zm.).

mgr inż. Agnieszka Niewulis¹⁾

Politechnika Białostocka, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska

Zakład Inżynierii Rolno-Spożywczej i Leśnej

¹⁾ a.niewulis@doktoranci.pb.edu.pl

ANALIZA JAKOŚCI WODY PITNEJ W AUGUSTOWIE PO MODERNIZACJI STACJI UZDATNIANIA WODY

Analysis of Drinking Water Quality in Augustów after modernization of water supply station

Słowa kluczowe: modernizacja SUW, technologia uzdatniania wody

Keywords: WSS modernization, water treatment technology

Streszczenie:

Modernizacja Stacji Uzdatniania Wody (SUW) w Augustowie miała kluczowe znaczenie dla polepszenia jakości wody pitnej. Polegała na jej całkowitej modernizacji. Na SUW zastosowane zostały nowoczesne urządzenia technologiczne, które pozwoliły na zaopatrywanie mieszkańców Augustowa wody o jakości zgodnej z przepisami dotyczącymi jakości przeznaczonej do spożycia przez ludzi.

W zakres modernizacji Stacji Uzdatniania Wody weszła:

- modernizacja ujęcia wody,
- wyposażenie studni ujęciowych w urządzenia pomiarowe do zdalnego przesyłania danych, w tym przepływomierze i przetworniki ciśnienia,
- budowa nowej Stacji Uzdatniania Wody.

W pracy porównane zostały parametry wody pitnej przed modernizacją stacji oraz po modernizacji. Woda do badań pobierana była z kranów w 11 różnych punktach poboru na terenie miasta. Wyniki zestawiono w tabeli zbiorczej oraz omówiono. Wywnioskowano znaczny wpływ modernizacji stacji na polepszenie jakości wody.

Wstęp

Woda jest jednym z podstawowych elementów przyrody, który decyduje o istnieniu wszelkiego życia na Ziemi. Polska nie jest krajem bogatym w duże zasoby wody. Spora jej część jest bowiem tracona w wyniku wadliwych urządzeń służących do jej poboru oraz wykorzystywania (wadliwa sieć wodociągowa, nieszczelność instalacji, przestarzałe urządzenia, które niejednokrotnie dotknięte są korozją). Głównym powodem tego zjawiska jest brak umiejętnego gospodarowania zasobami. Budowa zbiorników wodnych pozwala nam regulować i kontrolować retencję wody w środowisku, nie wspominając już o możliwościach magazynowania jej. Ma to ogromne znaczenie dla gospodarki oraz życia ludzi.

Każde przetworzenie w jakikolwiek sposób wody skutkuje wytwarzaniem ścieków. Gdy ścieki w postaci nieoczyszczonej dostaną się w jakiś sposób do obiegu hydrologicznego, przeważnie w znacznym stopniu pogorszą jej właściwości.

Według słownika hydrogeologicznego, jakość wody to właściwość wody opisana zespołem cech stanowiących o przydatności wody do określonych celów. Jakość wody określa się porównując analizę ocenianej wody z odpowiednimi przepisami lub normami. Mają one na celu określenie warunków, których spełnienie umożliwia bądź ogranicza wykorzystanie danego rodzaju wód dla różnorodnych potrzeb człowieka, np. woda do picia. Prawie każda woda, jeśli nie jest zanieczyszczona, nosi cechę zdatności do picia, ale normy prawne muszą precyzować pojęcia wody zanieczyszczonej i nie zanieczyszczonej. W związku z tym pojęcie jakości wody różnie rozumiane jest w poszczególnych państwach (ze względu na stosowanie zróżnicowanych kryteriów), a nawet w danym kraju, ze względu na okresowe zmiany przepisów i zróżnicowanie użytkowe wód [4].

Wymagana jakość wody zależy od jej przeznaczenia, a warunki, jakimi powinna odpowiadać określone są przez jej użytkowników. W związku z różnym przeznaczeniem wody wykorzystywanej w przemyśle, rolnictwie oraz innych gałęziach działalności gospodarczej, warunki stawiane przeznaczonej na te cele określają odpowiednie normy branżowe, użytkownicy wodzie lub producenci urządzeń (np. kotłów) [5].

Analiza czystości wód powierzchniowych oraz podziemnych na terenie Augustowa

W przypadku wód powierzchniowych analizowane są wskaźniki: fizyczne, tlenowe, biogenne, zasolenie metale – w tym metale ciężkie, zanieczyszczenia przemysłowe, zanieczyszczenia biologiczne, zanieczyszczenia mikrobiologiczne.

Klasyfikacja dla prezentowania stanu wód powierzchniowych obejmuje pięć klas jakości tych wód, z uwzględnieniem kategorii jakości dla wód powierzchniowych

wych wykorzystywanych do zaopatrzenia ludności w wodę przeznaczoną do spożycia:

- klasa I — wody bardzo dobrej jakości
- klasa II — wody dobrej jakości
- klasa III — wody umiarkowanej jakości
- klasa IV — wody słabej jakości
- klasa V — wody złej jakości

Dla wód powierzchniowych określone są również trzy kategorie hydromorfologicznego stanu wód: stan bardzo dobry, stan dobry, stan umiarkowany.

W 2011 roku na terenie powiatu augustowskiego w ramach programu monitoringu wód płynących przeprowadzono badania rzek:

- Netta (dopływ Biebrzy) – w profilu Polkowo-Zwierzyniec,
- Turówka (dopływ Netty) – w profilu w m. Białobrzegi,
- Biebrza (dopływ Narwi) – w profilu most Lipsk – Dąbrowa Białostocka,
- Lebieździanka (dopływ Biebrzy) – w profilu Krasnybór,
- Czarna Hańcza (dopływ Niemna) – w profilu śluza Kudryniki.

Badania klasyfikacji stanu ekologicznego i chemicznego rzek w jednolitych częściach wód w powiecie augustowskim wykazały, że pod względem chemicznym dobrym stanem odznacza się jedynie Czarna Hańcza. Poniżej stanu dobrego znalazła się rzeka Netta. Pod względem potencjału ekologicznego w dobrym stanie jest Netta, Biebrza oraz Lebieździanka. Potencjał ekologiczny Czarnej Hańczy oraz Turówki określa się na umiarkowany [3].

Oprócz stanu wód płynących dokonano również oceny stanu czystości większości jezior powiatu. Ich ogólny stan odpowiadał II klasie czystości (21 jezior) – jeziora średnio zanieczyszczone w granicach umiarkowanej eutrofii. Wody najwyższej jakości występowały w jeziorach: Busznica, Serwy i Staw Wojciech. Pozostałe zbiorniki charakteryzowały się nadmiernym zanieczyszczeniem – stan czystości 6 akwenów mieścił się w granicach III klasy czystości. Stan sanitarny wszystkich dotychczas badanych akwenów był dobry [3].

Charakterystyka wybranych parametrów wody

Rodzaj oraz ilość substancji w wodach uzależnione są od środowiska, przez które przepływa woda. Zanieczyszczenia wody dzielą się na chemiczne (sole amonowe, związki żelaza oraz manganu), fizyczne (rośliny, muł, piasek) oraz biologiczne (drobnoustroje). Wszystkie te właściwości decydują o przydatności do użytkowania wody, a także o jej jakości i określone są mianem ilości zanieczyszczeń.

Do podstawowych parametrów, jakie są analizowane w wodzie należą:

- Barwa - może być spowodowana wieloma czynnikami. Mogą to być jony metali (manganu, żelaza), ścieki przemysłowe, plankton, roślinność oraz substancje humusowe.

- Odczyn - ma ogromne znaczenie techniczne w procesach uzdatniania, m.in. dla procesów technologicznych w przemyśle oraz w kontroli korozyjności wody w wodociągach i stabilizacji korozji. Zaleca się, by pH wody przeznaczonej do picia wynosiło od 6,5 do 9,5 [8].
- Mętność - optyczne właściwości drobnych zawiesin w próbce wody, które powodują rozproszenie światła. Powodowana jest przez nierozpuszczalne związki organiczne i nieorganiczne. Zwiększona mętność wody zakłóca przeprowadzanie procesów dezynfekcji. Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Zdrowia, mętność w wodzie do picia nie może przekraczać 1 mg SiO₂ [8].
- Zapach - powodują go obecne w wodzie substancje chemiczne. Substancje te mogą być wprowadzone do wody wraz ze ściekami, mogą być wynikiem naturalnych procesów, np. rozkładów materii, czy też mogą być powodowane aktywnością organizmów.
- Twardość - poprzez twardość rozumie się zawartość w wodach kationów dwuwartościowych, głównie magnezu oraz wapnia. Możemy rozróżnić następujące rodzaje twardości: węglanową ogólną oraz niewęglanową. Przy bezpośrednim zasilaniu infiltracyjnym wody czwartorzędowe są wodami zazwyczaj miękkimi lub niekiedy średnio twardymi. Warunki higieniczno-sanitarne określają znaczenie twardości wody jako czynnik podrzędny. W Polsce nie może ona przekraczać 500 mg CaCO₃/dm³.
- Związki azotu - do związków azotowych w wodach należą głównie jony amonowy NH₄⁺, jony azotynowe NO₂⁻, jony azotanowe NO₃⁻. [6]. Związki azotu do wód podziemnych w znacznym stopniu przedostają się w wyniku intensywnego nawożenia gleb. Kolejnym źródłem azotu w glebie są również opady atmosferyczne, ścieki bytowo-gospodarcze, przenawożenie gleb, a także odcieki z wysypisk odpadów, które zawierają związki azotu.

Charakterystyka terenu badań

Augustów jest to miasto gminne oraz powiatowe znajdujące się w województwie podlaskim. Według podziału fizycznogeograficznego, miasto jest położone w zachodniej części Równiny Augustowskiej, wchodzącej w skład Pojezierza Litewskiego, nad rzeką Nettą, pomiędzy jeziorami Necko, Białe i Sajno.

Augustów od wschodu, południa i północy otoczony jest Puszcą Augustowską, leżącą w znacznej części (ponad 114 tys. ha) na terenie Zielonych Płuc Polski.

Pod względem administracyjnym Augustów leży w centrum powiatu augustowskiego, w północnej części woj. podlaskiego. Sąsiaduje z gminami: Augustów, Nowinka, Płaska, Rajgród i Lipsk. Augustów wchodzi w skład Suwalszczyzny. Miasto znajduje się także na obszarze Euroregionu Niemen.[7].

Ujęcia wody i sieć wodociągowa w Augustowie

Ludność Augustowa zaopatrywana jest w wodę pochodzącą ze stacji uzdatniania wody, mieszczącej się przy ulicy Filtrowej, w północno-wschodniej części miasta. Wodociąg komunalny stanowi ujęcie wody podziemnej, stacja uzdatniania wody oraz miejska sieć wodociągowa magistralna oraz rozdzielcza.

Sieć wodociągowa zasilana jest z dwóch kierunków przy pomocy ciągów magistralnych. Mają one średnicę do 600mm. Swoim zasięgiem obejmują one nie tylko obszar zabudowy miasta, lecz również rozchodzą się do okolicznych wsi. W chwili obecnej Stacja Uzdatniania Wody stanowi stu procentowe pokrycie potrzeb zaopatrzenia w wodę wszystkich mieszkańców miasta Augustowa, a także mieszkańców pobliskich wsi należącej do gminy. Są to między innymi: Kolnica, Rzepiski, Białobrzegi, Osowy Grąd, Ponizie, Twardy Róg, Czarnucha, Komaszówka oraz Góra. Dodatkowo w okresie letnim, gdy kwitnie sezon turystyczny, zaopatrywane też są liczne okoliczne ośrodki wypoczynkowe.

Woda na cele zaspokojenia potrzeb mieszkańców pochodzi z utworów czwartorzędowych. Czerpie się ją za pomocą siedmiu studni wierconych, o głębokości od 60 do 110 ppt. Studnie te wyposażone są w pompy głębinowe. Łączna ich wydajność to 511,5 m³/h. Pompy te pracują naprzemiennie. Studnie o nr I, II, III i IV wykonano wraz z budową SUW w latach 1973-1975, studnie V, VI i VII wykonywano sukcesywnie na przestrzeni lat 1989-2001 [2].

Kanalizacja sanitarna miasta jest głównie siecią rozdzielczą i częściowo ogólnospławną z centrum miasta. Jest ona niezależna od kanalizacji deszczowej. Główną część stanowią ścieki bytowo-gospodarcze, z około 20-procentową domieszką ścieków przemysłowych, głównie z przetwórstwa tytoniu. Ścieki z obszarów, które nie posiadają kanalizacji, przeważnie dostarczane są do zlewni ścieków na terenie oczyszczalni i tam są one poddawane procesom oczyszczania. Wszystkie ścieki pochodzące z terenu całego Augustowa spływają do kolektorów głównych za pośrednictwem kanałów tłoczonych (na terenie miasta występują 33 takie przepompownie) oraz kanałów grawitacyjnych.

Augustów posiada cztery kolektory główne. Są to kolejno:

- kolektor A w dzielnicy Lipowiec, ul. Elektrycznej, Armii Krajowej, Przemysłowej, Dzielnicy Baraki, Arnikowej, Słowackiego $\varnothing$ 600 - $\varnothing$ 800 - $\varnothing$ 1200 mm,
- kolektor B w ul. Arnikowej, Słowackiego $\varnothing$ 600 mm,
- kolektor C oś. Południe, Śródmieście, Woj. Polskiego $\varnothing$ 600 - $\varnothing$ 800 mm,
- kolektor D w ul. Nadrzecnej, Mostowej, Sienkiewicza, Hożej, Młyńskiej, Brzostowskiego $\varnothing$ 500 - $\varnothing$ 600 [2].

Ścieki spływają do oczyszczalni ścieków. Stopień skanalizowania miasta wynosi ok. 91%, to jest 92 km sieci kanalizacyjnej na terenie miasta oraz 6 km sieci kanalizacyjnej w Białobrzegach o średnicy od $\varnothing$ 63 – $\varnothing$ 1200 mm.

Wydobycie wody w Stacji Uzdatniania ulegało dużym wahaniom w ciągu roku. Sezonowe zmiany zapotrzebowania na wodę występują z uwagi na turystyczny charakter miasta. Taki stan wahań zapotrzebowania na wodę i związanych z tym okresowych przestojów w poszczególnych studniach, a następnie zwiększania ich efektywności powodował czasowe pogorszenie parametrów dostarczanej wody (nadmiar żelaza i manganu) oraz zanieczyszczanie instalacji wodnej na terenie całego miasta.

Stacja Uzdatniania Wody jest jedynym takim obiektem pracującym na terenie miasta Augustowa i okolicznych wsi Gminy Augustów. Roczna produkcja wody wynosi 1 250 000 m³. Stacja została zrealizowana w oparciu o projekt Biura Projektów Budownictwa Komunalnego w Białymstoku. Miało to miejsce pod koniec lat siedemdziesiątych. Podstawa do tej inwestycji było przedstawienie bilansu zapotrzebowania na wodę przez miasto. Wielkości bilansowe wyznaczone były wówczas na podstawie bilansu zapotrzebowania w wodę oraz danych planistycznych rozwoju miasta. Zgodnie z tymi danymi obiekt zaprojektowano na wydajność docelową $Q_{\text{sr.h}} = 845 \text{ m}^3/\text{h}$, co nie pokrywało się z wielkościami rejestrowanymi w stacji uzdatniania. Wydajność rzeczywista stacji wynosiła jedynie 226 m³/h. Niestety, wkrótce zaczęła ona być niewystarczająca, co skutkowało przymusowymi zmianami. W 2000 roku Instytut Zaopatrzenia w Wodę i Budownictwa Wodnego Politechniki Warszawskiej otrzymał zlecenie na wykonanie opracowania, które miało być optymalnym planem układu technologicznego uzdatniania wody, opierającego się na badaniach laboratoryjnych, z ujęcia miejskiego w Augustowie. Jakość wody miała odpowiadać ówczesnym normom stawianym wodzie do spożycia oraz na potrzeby gospodarcze.

Augustowska Stacja Uzdatniania Wody w listopadzie 2007 roku została przebudowana i zmodernizowana. Była to inwestycja realizowana jako projekt pt: „Przebudowa Stacji Uzdatniania wody w Augustowie” i współfinansowana ze środków Unii Europejskiej. Modernizacja SUW polegała na jej całkowitej przebudowie. Na SUW zastosowane zostały nowoczesne urządzenia technologiczne, które pozwoliły na zaopatrywanie mieszkańców Augustowa wody o jakości zgodnej z przepisami dotyczącymi jakości przeznaczonej do spożycia przez ludzi.

W zakres modernizacji Stacji Uzdatniania Wody weszła:

- modernizacja ujęcia wody,
- wyposażenie studni ujęciowych w urządzenia pomiarowe do zdalnego przesyłania danych, w tym przepływomierze i przetworniki ciśnienia,
- budowa nowej Stacji Uzdatniania Wody
- budowa zbiornika reakcji o pojemności użytkowej 2x125 m³ z budynkiem napowietrzania o kubaturze 196,17 m³,
- wyposażenie budynku napowietrzania w 2 kolumny ociekowe o średnicy 1,6 m i wydajności 250 m³/h każda,

- budowa budynku technologicznego o powierzchni zabudowy 456,69m² wraz z pełną instalacją wewnętrzną,
- wyposażenie budynku technologicznego w urządzenia technologiczne o wydajności 495 m³/h.

Metodyka badań jakości wody

Podstawowymi materiałami wyjściowymi do powstania niniejszej pracy były wyniki analiz fizykochemicznych oraz mikrobiologicznych wody pochodzącej z kilku różnych ujęć w Augustowie, przeprowadzonych w Powiatowej Stacji Sanitaro-Epidemiologicznej w Suwałkach. Badania te dotyczą okresu dziesięciu kolejnych lat, od 15 sierpnia 2003 do 25 czerwca 2012.

Przy sporządzaniu pracy skorzystano z 494 danych udostępnionych przez kierownictwo Wodociągów i Kanalizacji Miejskich w Augustowie, dotyczących wyników badań wody. Wśród czynników fizykochemicznych badane były: jon amonowy, barwa, odczyn pH, mętność, przewodność elektrolityczna właściwa w 25° C, zapach, azotany III, azotany V, żelazo oraz mangan. Wyniki badań mikrobiologicznych opierały się na liczbie drobnoustrojów, takich jak bakterie grupy coli, *Escherichia coli* oraz enterokoki.

Analizy wykonywane były w następujący sposób:

- mętność – badana metodą fotometryczną;
- barwa – badana metodą spektrofotometryczną;
- zapach – badany metodą organoleptyczną;
- odczyn pH – badany metodą potencjometryczną;
- żelazo – badano metodą kolorymetryczną z rodankiem;
- mangan – badano metodą z nadsiarczaniem amonu;
- azotany III i V – badano metodą spektrofotometryczną;
- azot amonowy – badano metodą spektrofotometryczną;
- przewodność elektrolityczną właściwą – zmierzono metodą konduktometryczną.

Uzyskane wartości związków analizowano zgodnie z najwyższymi dopuszczalnymi wartościami zawartymi w Rozporządzeniu Ministra Zdrowia z dnia 13 listopada 2015 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz. U. z 2015 poz.1989).

Próbki wody do badań pobierano z kranów z kolejnych miejsc badawczych, od sierpnia 2003 do czerwca 2012.

Miejscami poboru prób wody do analiz były:

- Ciastkarnia Garańczuk ul. Waryńskiego w Augustowie,
- Dom Sołtysa - Osowy Grąd,
- Hotel "Warszawa" w Augustowie,

- Hotel SPA "Wojciech" w Wojciechu,
- Hurtownia "MUCHA" ul. Nowomiejska w Augustowie,
- Kran przy umywalce w WC Zespół Szkół w Białobrzegach,
- Przedsiębiorstwo Turystyczne "Szekla" PTTK w Augustowie,
- Sanatorium "Budowlani" w Augustowie,
- SP ZOZ, ul. Szpitalna Augustów,
- SUW Hydrofornia ul. Filtrowa w Augustowie – sieć,
- Usługi Hotelowo - Gastronomiczne BPIS w Augustowie.

Tak pobieraną wodę zamykano szczelnie w próbkach bez pęcherzyka powietrza w środku. Po poborze specjalnie zabezpieczona woda transportowana była do laboratorium w Suwałkach. Tam, zgodnie z obowiązującymi wówczas normami (Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 13 listopada 2015 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz. U. z 2015 poz.1989)) oraz przepisami, wykonywano oznaczenia kolejnych parametrów.

Technologie uzdatniania wody stosowane przed modernizacją

Zanim Stacja Uzdatniania Wody przeszła modernizację, wówczas napowietrzanie wody odbywało się w 3 mieszaczach wodno-powietrznych, które zasilane były sprężonym powietrzem ze sprężarek. Napowietrzana woda podawana była na baterię poziomych filtrów ciśnieniowych, które pracowały parami w układzie dwustopniowej filtracji. Układ filtracyjny tworzyły 4 pary filtrów, z których jeden stanowił powierzchnię filtracyjną $18,5\text{m}^3$. Wypełnienie filtrów obu stopni stanowiło zwirowe złożo filtracyjne o granulacji 0,8-1,4mm i wysokości 0,80m. Filtry płukane były powietrzem, dostarczającym dmuchawą i wodą z odrębnych pomp płuczających, czerpiących wodę do płukania ze zbiorników wody czystej. Uzdatniona woda magazynowana była w dwukomorowym, żelbetowym zbiorniku wody czystej ze wspólnym budynkiem zasuw pomiędzy komorami.

Woda po filtracji poddawana była okresowo, w razie potrzeby, dezynfekcji za pomocą podchlorynu sodu przygotowanego w budynku chlorowni. Woda czysta podawana była do sieci za pomocą 4 pomp II° sterowanych zmianą ciśnienia w sieci wodociągowej współpracującej na wyjściu do miasta z hydroforem z ustawionymi manometrami stykowymi załączającymi pompy.

Filtry wraz z aeratorami zlokalizowane były w budynku hali filtrów, natomiast agregaty pompowe dmuchawy i sprężarki zlokalizowane w budynku pompowni, który był połączony z budynkiem filtrów [2].

Technologie uzdatniania wody stosowane po modernizacji

Surowa woda jest tłoczona za pośrednictwem rurociągów na dwie kolumny ociekowe. Tam następuje napowietrzanie wody. Aby wspomóc proces utleniania związków żelaza w wodzie surowej, na SUW dozowany jest roztwór nadmanganianu potasu (KMnO_4). Po napowietrzaniu woda spływa przy pomocy sił grawitacji wprost do zbiornika reakcji, aby z tegoż zbiornika, przy użyciu zestawu pompowego II° (3 pompy o wydajności $250\text{m}^3/\text{h}$ każda) trafić na filtry pospieszne, zlokalizowane w budynku technologicznym.

Stacja Uzdatniania Wody w Augustowie wyposażona jest w osiem ciśnieniowych filtrów poziomych. Ich średnica wynosi 2,8m, a powierzchnia filtracyjna 15,4m. W jej skład wchodzi cztery odżelaziacze, na których usuwa się żelazo do ilości zaledwie śladowych, a także cztery odmanganiacze, których zadaniem jest usunięcie manganu, również do ilości śladowych.

Filtry mają wydajność $500\text{m}^3/\text{h}$. Oprócz tego, na SUW znajdują się również dwa wentylatory do zruszania złoża filtracyjnego (wydajność to $18,5\text{ m}^3/\text{min}$), a także zestaw pompowy płuczący. Składa się on z trzech pomp, które wykorzystywane są do okresowego płukania złoża. Ostatni etap technologii uzdatniania wody to proces dezynfekcji wody. Odbywa się ona przy udziale podchlorynu sodu (NaOCl). Dozuje się go okresowo do rurociągu znajdującego się za zespołem pompowym III°.

Woda po procesie uzdatnienia gromadzona jest w zbiornikach retencyjnych, których zadaniem jest wyrównywanie niedoborów godzinowych rozbiorów wody. Stanowią one zbiorniki czerpalne dla zespołu pompowego III° - sześciu pomp pionowych o wydajności ogólnej $1000\text{ m}^3/\text{h}$ - tłoczącej wodę do sieci miejskiej.

Cały proces technologiczny jest w pełni kontrolowany i zautomatyzowany. Dyspozytornia wyposażona jest w panel wizualizacji pracy urządzeń stacji (pracę każdej z pomp, cykli płukania filtrów, rejestracji sygnałów z aparatury kontrolno-pomiarowej i czujników sygnalizacyjnych), w radiomodem do przesyłu danych - komputer umożliwia rejestrację, wydruk i pełną wizualizację procesów technologicznych [2].

Układ technologiczny uzdatniania wody przed modernizacją Stacji Uzdatniania oparty był na procesie aeracji i filtracji przez złoża piaskowe o łącznej wysokości około 1,6 m, zapewniał usuwanie z wody jedynie żelaza, natomiast zawartość manganu ulegała tylko nieznacznemu obniżeniu na samoczynnie uaktywnionym materiale filtracyjnym. Jednak skuteczność działania złożów była za mała i należało uzupełnić układ technologiczny o rozwiązanie gwarantujące usuwanie manganu z wody.

Na terenie stacji uzdatniania wody znajduje się zbiornik reakcji z budynkiem napowietrzania, budynek technologiczny, budynek garażowo-warsztatowy, budynek energetyczny, zbiorniki wody uzdatnionej oraz budynek administracyjny.

Punkty poboru próbek

Woda do badań pobierana była z kranów w 11 różnych punktach. Trzy z nich zlokalizowane były poza Augustowem. Były to Hotel SPA „Wojciech”, położony w oddalonym o około 9,5 km od Augustowa Wojciechu, Zespół Szkół w Białobrzegach (około 5,6 km od Augustowa) oraz w domu Sołtysa wsi Osowy Grąd, mieszczący się 10 km od Augustowa.

Pozostałe punkty, czyli Ciastkarnia „Garańczuk”, Hotel „Warszawa”, Hurtownia „Mucha”, hydrofornia na Stacji Uzdatniania Wody, PTTK „Szekla”, Sanatorium „Budowlani”, Szpital oraz usługi hotelowo-gastronomiczne BPIS zlokalizowane były w samym Augustowie.

Analiza wyników z poboru próbek wody z okresu dziesięciu lat

Minimum cztery razy do roku wykonuje się badania jakości wody pobranej z ujęcia w zakresie: barwa, mętność, odczyn pH, przewodność, zapach, amonowy jon, azotyny, azotany, mangan oraz żelazo. W zakresie parametrów mikrobiologicznych: *Escherichia Coli*, enterokoki i bakterie grupy coli. Stacja wyposażona jest również w instalację pomiaru on-line, która w sposób ciągły monitoruje poziom zawartości żelaza i manganu w wodzie uzdatnionej.

Z przeprowadzonych badań wynika, że skład chemiczny wody wodociągowej przed modernizacją i po niej nieco się różni. Przedstawia się on następująco:

- **Jon amonowy** - przez cały okres obserwacji wartość ta ulegała zmianom. Wahala się ona w granicach $0,98 \pm 0,05 \text{ mg/l}$. Najwyższa dopuszczalna wartość dla jonu amonowego określona w Rozporządzeniu Ministra Zdrowia [8] wynosi $0,50 \text{ mg/l}$. Wartość ta została przekroczona w roku 2003 we wszystkich punktach pobierania próbek wody do analizy. Były to hydrofornia na Stacji Uzdatniania Wody w Augustowie, Hotel „warszawa” oraz Przedsiębiorstwo Turystyczne „Szekla” PTTK w Augustowie. Wszystkie te wartości wyniosły $0,78 \text{ mg/l}$, czyli przekroczyły normę o $0,28 \text{ mg/l}$. Kolejne odstępstwo od przewidzianych norm nastąpiło w roku 2006 w Hotelu SPA „Wojciech” w Wojciechu oraz w Szpitalu w Augustowie. Wartości te były najwyższe i wynosiły kolejno $0,9 \text{ mg/l}$ oraz $0,98 \text{ mg/l}$, czyli wartość dopuszczalna przekroczona tam została niemalże dwukrotnie. Najniższe wartości odnotowano w roku 2004. Najniższa wartość jonu amonowego w tym roku wynosiła $<0,05 \text{ mg/l}$, a najwyższa $0,09 \text{ mg/l}$.
- Po modernizacji SUW w 2007 roku niemalże wszystkie wartości wynosiły $<0,18 \text{ mg/l}$. Jedynie w roku 2007 w hydroforni w wodzie surowej odnotowano

stężenie wynoszące 1,69 mg/l, lecz w sieci woda ta miała już zaledwie 0,49mg/l i mieściła się w dopuszczalnej normie.

- **Barwa** – w przypadku barwy, jej dopuszczalna wartość nie została przekroczona i w analizowanym okresie dziesięciu lat wahała się od 2,5 mg Pt/l do 20 mg Pt/l Informacja WIKM Augustów dotycząca technologii uzdatniania wody [online], dostęp zdalny <http://www.wodociagi-augustow.ns48.pl/>
- Najwyższa wartość osiągnięta została w roku 2003 w „Szekli”, natomiast najniższa wartość odnotowana została w roku 2008 w hydroforni należącej do Stacji Uzdatniania Wody.
- Po modernizacji zauważa się dużą zmianę w barwie wody. Przed modernizacją najniższa jej wartość odnotowano w Szpitalu, a wyniosła ona 5 mg Pt/l. Po modernizacji SUW w roku 2007 Najwyższa wartość wyniosła 10 mg Pt/l, więc była dwukrotnie mniejsza od najwyższej wartości w okresie przed modernizacją.
- **Odczyn pH** - najmniejszą zmiennością charakteryzuje się odczyn wód. Wartość tego współczynnika waha się od 7,32 w hydroforni (w roku 2003), do 8,0 w Hotelu „Wojciech” w roku 2005. Po modernizacji Stacji odczyn pH ustabilizował się i w większości punktów pomiarowych wynosił 7,5.
- **Mętność** - była wartością najczęściej przekraczaną. W 3 punktach pomiarowych przekroczyła swą wartość aż siedmiokrotnie. Według Rozporządzenia Ministra Zdrowia współczynnik mętności nie powinien przekraczać 1 NTU. Toteż w roku 2003, w żadnym z trzech badanych punktów współczynnik mętności nie mieścił się w dopuszczalnej normie. W hydroforni przekroczony został o 0,3 NTU (wyniósł 1,3 NTU), w Hotelu „Warszawa” przekroczony został niemalże dwukrotnie, osiągając wartość 1,9 NTU, a w PTTK „Szekla” jego wartość określono na 1,7 NTU. W roku 2004 mętność drastycznie zmalała, osiągając niemalże w każdym z punktów poboru próbek wartość <20 NTU. W kolejnych latach wartość ta została przekroczona w roku 2005 oraz 2006 w Hotelu „Wojciech” (wyniosła wówczas kolejno 7,5NTU oraz 7,1 NTU), a także w Szpitalu, gdzie mętność oceniono na 6,5 NTU.
- Po modernizacji współczynnik mętności przyjął wartość <0,50 NTU, czyli był on o połowę niższy niż przewidziany w Rozporządzeniu. Wartość ta została przekroczona tylko i wyłącznie w wodzie surowej w hydroforni na SUW, lecz w wodzie z sieci mętność mieściła się w dopuszczalnych normach, przyjmując wartość 0,67 NTU.
- **Przewodność elektrolityczna właściwa** - w każdym z dziesięciu lat spełniała wymagania określone w Rozporządzeniu Ministra Zdrowia, które określa maksymalną dopuszczalną wartość przewodności na 2500 $\mu\text{S/cm}$. Wartości otrzymane w kolejnych punktach poboru próbek klasyfikują się w przedziale $363 \div 452 \mu\text{S/cm}$.
- Modernizacja Stacji nie wpłynęła w żaden sposób, ani korzystny, ani niekorzystny na wartość przewodności elektrolitycznej badanej wody.

- **Zapach** - według Rozporządzenia Ministra Zdrowia powinien być akceptowalny przez konsumentów i bez nieprawidłowych zmian. Zarówno przed modernizacją, jak i po modernizacji, zapach wody przeznaczonej do picia określony został jako akceptowalny, dzięki czemu mieści się on w określonych w Rozporządzeniu normach.
- **Azotany III** - w przypadku azotanów III, ich wartość graniczna nie powinna przekraczać 0,50 mg/l. Badana woda przez cały okres dziesięciolecia spełniła wymogi co to ilości azotanów III, przybierając wartości od <0,008 mg/l w przypadku większości punktów poboru wody, do 0,0113 mg/l w hydroforni w roku 2003.
- Po modernizacji zawartość azotanów III nieznacznie zmalała i zaczęła klasyfikować się na stałym poziomie, wynoszącym <0,003 mg/l. Normy dopuszczalnej ilości azotanów III wynoszą 0,50 mg/l.
- **Azotany V** - zawartość azotanów V nie powinna przekraczać 50mg/l. W Augustowie woda pitna charakteryzuje się niewielką ilością azotanów. Największą wartość odnotowano w roku 2012. Wyniosła ona wówczas w hydroforni 5,60 mg/l. najmniej azotanów miała woda w Przedsiębiorstwie Turystycznym „Szekla” – zaledwie 0,11 mg/l. Pozostałe wartości wyniosły średnio około 1,5 mg/l.
- Modernizacja SUW nie wpłynęła na poprawę stanu jakości wody pitnej odnośnie zawartości azotanów. Ponadto, przed rokiem 2007, a więc przed modernizacją, woda charakteryzowała się lepszą jakością pod względem azotanów niż po modernizacji. Najgorszą jakość wody odnotowano w hydroforni w roku 2012, gdyż pięciokrotnie pogorszyła się ona w porównaniu z latami ubiegłymi. Mimo to, nawet najwyższa zanotowana wielkość współczynnika azotanów w wodzie pitnej, jest dziesięciokrotnie niższa od najwyższej dopuszczalnej wartości przewidzianej przez Rozporządzenie.
- **Żelazo** - ilość żelaza w wodach określana jest w µg/l. Normy określają najwyższą dopuszczalną ilość związków żelaza w wodach na 200 µg/l. Zarówno przed modernizacją, jak i po niej, w większości punktów poboru wody wartość ta była <0,1 µg/l. Inne wartości (większe od 0,1 µg/l) były tylko w czterech przypadkach: w Hotelu Spa „Wojciech” (w roku 2005 - 1,37 µg/l oraz w roku 2006: 1,04 µg/l), w szpitalu (w roku 2006: 1,22 µg/l), a także w hydroforni (w roku 2007: 1,13 µg/l).
- Przed modernizacją Stacji Uzdatniania Wody ilość żelaza trzykrotnie przekroczyła wartość 1,0 µg/l. Po modernizacji tylko w jednym z punktów badania wody stwierdzono większą wartość niż 1,0. Po dziesięcioletniej analizie wody za uważa się, że modernizacja wodociągów w sposób pozytywny wpłynęła na ilość żelaza w badanych próbkach wody z sieci, która i tak jest niemalże dwukrotnie niższa od tej podanej w Rozporządzeniu.

- **Mangan** – jego zawartość nie powinna przekraczać 50 µg/l. W okresie dziesięciu lat wielkość ta nie została przekroczona ani razu. Najwięcej manganu zawierała woda w roku 2003, szczególnie w przedsiębiorstwie Turystycznym „Szekla” (wartość 0,552 µg/l), a także w Hotelu „Warszawa” – 0,473 µg/l. W hydroforni ilość manganu była dwukrotnie mniejsza – 0,24 µg/l, lecz jest i tak większa, niż w kolejnych dziewięciu latach. W roku 2007 sytuacja była podobna – w hydroforni odnotowano 0,407 µg/l. Najmniej manganu zawierała woda w Hotelu „Wojciech” oraz w hurtowni „Mucha” – 0,025 µg/l. Miało to miejsce w roku 2005.
- Po modernizacji zawartość manganu niemalże we wszystkich punktach (z wyjątkiem hydroforni) wynosiła około 0,4 mg/l.

Oprócz wskaźników fizykochemicznych badane były również wskaźniki mikrobiologiczne. Należały do nich: liczba bakterii grupy coli, liczba *Escherichia coli*, a także liczba *Enterokoków*. Rozporządzenie Ministra Zdrowia określa liczbę wszystkich tych wskaźników na 0 jtk/100 ml. W całym dziesięcioleciu liczba drobnoustrojów w wodzie pitnej wyniosła 0 jtk/100ml, a więc woda ta odpowiadała standardom wody przeznaczonej do picia.

Wszystkie wyniki przeprowadzonych badań umieszczone zostały w tabeli 1 i tabeli 2.

Tabela 1. Zestawienie wyników badań wody pitnej w Augustowie przed modernizacją SUW

		WYNIKI BADAŃ FIZYKOCHEMICZNYCH												WYNIKI BADAŃ MIKROBIOLOGICZNYCH			
		Amonowy jon	Barwa	Odczyn pH	Miejność	Przewodność elektryczna właściwa w 25°C	Zapach	Azotany III	Azotany V	Żelazo	Mangan		L. bakterii grupy coli	L. Escherichia coli	L. Enterokoków		
		mg/l	mg Pt/l	pH	NTU	µS/cm	-	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l		jk/100ml	jk/100ml	jk/100ml		
Najwyższa dopuszczalna wartość (lub kryterium) określone w Rozp. MZ z dn. 13 listopada 2015 (Dz.U z 2015 poz. 1989)		0,50	akceptowalna przez konsumentów i bez nieprawidłowych zmian	6,5 ÷ 9,5	1	2500	akceptowalna przez konsumentów i bez nieprawidłowych zmian	0,50	50	200	50		0	0	0		
ROK		Miejsce poboru prób											Wartości uśrednione				
2003	SUW Hydrofornia ul. Filtrów w Augustowie	0,78	15	7,32	1,2	452	akceptowalny	0,011	0,37	<0,03	0,24		0	0	0		
	Hotel "Warszawa" w Augustowie	0,78	15	7,4	1,9	434	akceptowalny	0,008	0,42	0,05	0,473		0	0	0		
	Przedsiębiorstwo Turystyczne "Szekla" PTTK w Augustowie	0,78	20	7,34	1,7	427	akceptowalny	0,007	0,11	0,07	0,552		0	0	0		
2004	Hydrofornia ul. Filtrów w Augustowie	0,09	7	7,6	<0,34	393	akceptowalny	0,01	1,10	<0,06	<0,04		0	0	0		
	Hotel SPA "Wojciech" w Wojciechu	<0,05	9	7,7	<0,20	405	akceptowalny	<0,008	1,40	<0,06	<0,04		0	0	0		
	Ciaskarnia Garażczuk ul. Waryńskiego 45 w Augustowie	<0,05	7	7,7	<0,20	395	akceptowalny	0,01	1,00	<0,06	<0,04		0	0	0		
	Hurtownia "MUCHA" ul. Nowomiejska 107 w Augustowie	0,05	7	7,5	<0,20	402	akceptowalny	<0,008	2,00	<0,06	<0,04		0	0	0		
	Dom Soltysa - Osowy Grąd	<0,05	7	7,6	<0,20	396	akceptowalny	<0,003	1,40	<0,01	<0,04		0	0	0		
2005	SUW Hydrofornia ul. Filtrów w Augustowie	0,26	7	7,8	0,77	403	akceptowalny	0,02	0,90	<0,06	0,049		0	0	0		
	Hurtownia "MUCHA" ul. Nowomiejska 107 w Augustowie	0,05	7	7,8	0,78	404	akceptowalny	<0,008	1,60	<0,04	<0,025		0	0	0		
	SP ZOZ, ul. Szpitalna Augustów	0,05	5	7,8	<0,50	405	akceptowalny	<0,003	1,30	<0,04	<0,025		0	0	0		
	Hotel SPA "Wojciech" w Wojciechu	1,28	9	8	7,5	387	akceptowalny	<0,003	0,10	1,37	0,219		0	0	0		
	Dom Soltysa - Osowy Grąd	0,05	7	7,9	<0,50	399	akceptowalny	<0,003	1,30	<0,04	<0,040		0	0	0		
2006	SUW Hydrofornia ul. Filtrów w Augustowie	0,29	10	7,7	0,74	390	akceptowalny	0,01	0,40	0,08	0,056		0	0	0		
	Hurtownia "MUCHA" ul. Nowomiejska 107 w Augustowie	0,08	10	7,7	<0,50	402	akceptowalny	<0,008	1,00	<0,05	<0,040		0	0	0		
	SP ZOZ, ul. Szpitalna Augustów	0,9	15	7,7	6,5	363	akceptowalny	0,03	0,20	1,22	0,199		0	0	0		
	Hotel SPA "Wojciech" w Wojciechu	0,98	15	7,8	7,1	368	akceptowalny	0,03	<0,18	1,04	0,19		0	0	0		
	Dom Soltysa - Osowy Grąd	<0,05	10	7,7	<0,50	402	akceptowalny	<0,008	1,10	<0,05	<0,025		0	0	0		

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych udostępnionych z WiKM w Augustowie

Tabela 2. Zestawienie wyników badań wody pitnej w Augustowie po modernizacji SUW

		Amonowy jon	Barwa	Odczyn pH	Mętność	Przewodność elektryczna właściwa w 25°C	Zapach	Azotany III	Azotany V	Żelazo	Mangan	L. bakterie grupy coli	L. Escherichia coli	L. Enterokoków
		mg/l	mg P/l	pH	NTU	µS/cm	-	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	jk/100ml	jk/100ml	jk/100ml
Najwyższa dopuszczalna wartość (lub kryterium) określone w Rozp. MZ z dn. 13 listopada 2015 (Dz.U z 2015 poz. 1989)		0,50	akceptowalna przez konsumentów i bez nieprawidłowych zmian	6,5 ÷ 9,5	1	2500	akceptowalna przez konsumentów i bez nieprawidłowych zmian	0,50	50	200	50	0	0	0
ROK	Miejsce poboru prób	Wartości uśrednione										Wartości uśrednione		
2007	SUW Hydrofornia ul. Filtrowa w Augustowie - sieć	0,49	10	7,5	0,67	419	akceptowalny	0,01	0,30	0,13	0,119	0	0	0
	SUW Hydrofornia ul. Filtrowa w Augustowie - woda surowa	1,69	15	7,5	3,9	422	akceptowalny	<0,003	<0,12	1,13	0,407	0	0	0
	Hurtownia "MUCHA" ul. Nowomiejska 107 w Augustowie	<0,12	10	7,4	<0,50	416	akceptowalny	0,01	0,90	0,05	<0,040	0	0	0
	SP ZOZ, ul. Szpitalna Augustów	<0,12	10	7,5	<0,50	416	akceptowalny	0,02	0,60	0,08	<0,040	0	0	0
	Hotel SPA "Wojciech" w Wojciechu	<0,12	10	7,5	<0,50	423	akceptowalny	<0,008	1,00	0,06	0,044	0	0	0
	Dom Soltyś - Osowy Grąd	<0,12	10	7,5	<0,50	413	akceptowalny	<0,003	1,00	<0,05	0,046	0	0	0
2008	SUW Hydrofornia ul. Filtrowa w Augustowie	<0,18	2,5	7,7	<0,50	418	akceptowalny	0,02	1,30	<0,05	<0,040	0	0	0
2009	Kran przy umywalce w WC Zespół Szkół w Białobrzegach	<0,18	<5	7,6	<0,50	435	akceptowalny	<0,008	1,30	<0,050	<0,040	0	0	0
	Hurtownia "MUCHA" ul. Nowomiejska 107 w Augustowie	<0,18	<5	7,5	<0,50	431	akceptowalny	<0,008	1,60	<0,050	<0,040	0	0	0
	Sanatorium "Budowlani" w Augustowie	<0,18	<5	7,5	<0,50	437	akceptowalny	<0,008	1,50	<0,050	<0,040	0	0	0
	Hotel SPA "Wojciech" w Wojciechu	<0,18	<5	7,6	<0,50	424	akceptowalny	<0,008	1,50	<0,050	<0,040	0	0	0
	Sanatorium "Budowlani" w Augustowie	<0,18	7,5	7,7	<0,50	460	akceptowalny	<0,008	1,70	<0,050	0,04	0	0	0
2010	Hotel SPA "Wojciech" w Wojciechu	<0,18	7,5	7,8	<0,50	467	akceptowalny	<0,008	1,70	<0,050	0,04	0	0	0
	SUW Hydrofornia ul. Filtrowa w Augustowie	<0,18	7,5	7,5	<0,50	464	akceptowalny	<0,008	1,50	<0,050	0,04	0	0	0
	Usługi Hotelowo - Gastronomiczne BPIS w Augustowie	<0,18	7,5	7,5	<0,50	466	akceptowalny	<0,008	1,40	<0,050	0,04	0	0	0
	Kran przy umywalce w WC Zespół Szkół w Białobrzegach	<0,18	7,5	7,5	<0,50	462	akceptowalny	<0,008	1,70	<0,050	0,04	0	0	0
	SUW Hydrofornia ul. Filtrowa w Augustowie	<0,18	5	7,7	<0,50	462	akceptowalny	<0,008	2,00	<0,50	0,04	0	0	0
2011	Kran przy umywalce w WC Zespół Szkół w Białobrzegach	<0,18	5	7,6	<0,50	462	akceptowalny	<0,008	2,00	<0,50	0,04	0	0	0
	Sanatorium "Budowlani" w Augustowie	<0,18	<5	7,8	<0,50	478	akceptowalny	<0,008	2,10	<0,50	0,04	0	0	0
2012	Hydrofornia ul. Filtrowa w Augustowie	<0,18	<5	7,8	<0,50	484	akceptowalny	<0,008	5,60	<0,50	0,04	0	0	0

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych udostępnionych z WiKM w Augustowie

Ze zgromadzonych materiałów wynika, iż przed modernizacją stacji wartości dopuszczalne stężenia jonu amonowego oraz mętności zostały przekroczone. Wartością dopuszczalną w przypadku jonu amonowego jest 0,50 mg/l. W roku 2003 wartość ta w trzech punktach poboru wody: w Hydroforni SUW, w Hotelu „Warszawa” oraz w przedsiębiorstwie PTTK „Szkła” wyniosła 0,78 mg/l. W przypadku mętności norma określa dopuszczalną wartość jako 1 NTU. W roku 2003, a więc również przed modernizacją SUW, wartości te wyniosły w punktach j.w. kolejno: 1,2, 1,9 oraz 1,7 NTU,

Najgorszą jakość wody zauważono na Stacji Uzdatniania Wody w hydroforni. Przekroczyła ona normy aż cztery razy w ciągu analizowanych 10 lat wartości dopuszczalne jonu amonowego oraz mętności: w roku 2003 oraz w roku 2007. W roku 2007 (rok modernizacji) wartości te były przewyższone tylko w przypadku wody surowej.

Również w 2003 roku wartości dopuszczalne przekroczone zostały w Hotelu „Warszawa” oraz w PTTK „Szkła”. Były to podobne wartości, przekroczone w przypadku jonu amonowego o 0,28 mg/l. mętność oceniono kolejno na 1,9 NTU

oraz 1,7 NTU. Kolejnym miejscem, gdzie jakość wody przekraczała swoją wartość był Hotel SPA „Wojciech” w Wojciechu. Jon amonowy przekroczył swą wartość dwukrotnie w roku 2006, natomiast zbyt dużą mętność odnotowano w latach 2005 oraz 2006.

W szpitalu mętność oceniona została na 6,5 NTU, a jon amonowy oceniono na 0,9 mg/l, tak więc przekroczył on swą dopuszczalną ilość o 0,4 mg/l.

Modernizacja SUW wpłynęła pozytywnie na jakość wody przeznaczonej do picia. Dzięki niej zmniejszyły się oraz ustabilizowały prawie wszystkie badane parametry wody. Woda tłoczona do wodociągu miejskich pod względem właściwości fizyko-chemicznych, bakteriologicznych i organoleptycznych, spełnia wymagania dotyczące jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi, zgodnie z rozporządzeniem Ministra Zdrowia.

Wnioski końcowe

Jakość wody pitnej w Augustowie na przestrzeni ostatnich lat była zróżnicowana. W roku 2007, po modernizacji Stacji Uzdatniania Wody, widać wyraźne zmiany w jej jakości. Przed modernizacją SUW zauważono sześciokrotne przekroczenie dopuszczalnego stężenia jonu amonowego w wodzie oraz jej mętności. W roku 2003 we wszystkich punktach poboru próbek w wodzie odnotowano zwiększone wartości tych wskaźników, a w 2006 roku tylko w dwóch punktach poboru próbek.

Najgorsze parametry wody pitnej odnotowano w roku 2006 w szpitalu oraz w Hotelu SPA „Wojciech” w Wojciechu, gdzie wartość dopuszczalna dla stężenia jonu amonowego przekroczona została niemalże dwukrotnie, a mętność przekroczyła dopuszczalną granicę siedmiokrotnie.

Modernizacja SUW znacznie wpłynęła na jakość wody przeznaczonej do spożycia. W wodzie z sieci żaden z badanych wskaźników nie został przekroczony. Jedyne zwiększenie ilości jonu amonowego oraz mętności wykazano w wodzie surowej w Hydroforni SUW.

Barwa, odczyn pH, przewodność elektrolityczna właściwa, zapach, azotyny, azotany, żelazo oraz mangan to parametry, które nie przekroczyły obowiązujących norm w wodzie w żadnym roku z kolejnych dziesięciu lat.

Ogólna jakość wody pitnej się polepszyła, a jej parametry zostały unormowane i utrzymują się na stałym poziomie.

Literatura

- [1] Informacja WIKM Augustów dotycząca technologii uzdatniania wody [online], dostęp zdalny
- [2] <http://www.wodociagi-augustow.ns48.pl/>
- [3] Informacja WIOŚ w Białymstoku (Delegatura w Suwałkach) o stanie środowiska na terenie powiatu augustowskiego [online], dostęp zdalny
- [4] http://www.wios.bialystok.pl/pdf/powiat_augustowski_2011.pdf
- [5] Kleczkowski A.S., Różkowski A.(red.), Słownik hydrologiczny, Wyd. Trio, Warszawa 1997.
- [6] Kowal A.L., Świdorska-Bróż M., Oczyszczanie wody, Wyd. Naukowe PWN, Warszawa -Wrocław 2000.
- [7] Pazdro Z., Pozerski B., Hydrogeologia ogólna, Wyd. Geologiczne, Warszawa 1990.
- [8] Puszcza Augustowska – mapa turystyczno-krajoznawcza (część opisowa), ATIKART Białystok, ISBN 83-902550-0-6.
- [9] Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 13 listopada 2015 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz. U. z 2015 poz.1989) [online], dostęp zdalny
- [10] <http://dziennikustaw.gov.pl/du/2015/1989>

mgr inż. Adam Ostafin¹⁾ mgr inż. Krzysztof Wolski²⁾

¹⁾ Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, Wydział Inżynierii Kształtowania Środowiska i Geodezji, Studenckie Koło Naukowe Hydrologów i Hydrotechników, adam.ostafin@wp.pl

²⁾ Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, Wydział Inżynierii Kształtowania Środowiska i Geodezji, Instytut Inżynierii Środowiska, krzysztof.wolski@upwr.edu.pl

ANALIZA UWARUNKOWAŃ HYDROLOGICZNYCH ŻEGLUGI ŚRÓDLĄDOWEJ NA ODRZE ŚRODKOWEJ

Analysis of hydrological conditions of inland waterway in middle Oder

Słowa kluczowe: stany wody, żegluga śródlądowa, Odra

Keywords: water levels, inland shipping, Oder

Streszczenie:

Żegluga śródlądowa jest najtańszym i najbardziej ekologicznym środkiem transportu. Odra jeszcze w latach 70. XX wieku była silnie wykorzystywana do transportu głównie węgla i kruszyw naturalnych. Rocznie transportowano około 15-17 mln ton. Obecnie transport wodny na Odrze jest okazjonalny, na co wpływ ma zarówno zły stan obiektów hydrotechnicznych, jak i częste okresy poniżej wymaganych głębokości tranzytowych. Raport NIK z lat 2011-2012 wskazywał że minimalne głębokości są zachowane sumarycznie przez około 3 miesiące w roku w stosunku do zakładanych 240 dni rocznie. W takich warunkach następują przymusowe przerwy w transporcie, trwające niekiedy nawet długie miesiące. W pracy analizowano sytuację hydrologiczną w latach 2012-2016 na środkowym odcinku Odry od przekroju Brzeg – most w km 199+100 do przekroju Krosno Odrzańskie 514+100. Ze-

stawiono codzienne stany wody w przekrojach charakterystycznych w odniesieniu do minimalnych głębokości tranzytowych, koniecznych do prowadzenia żeglugi na rzece. W ten sposób uzyskano okresy w których warunki hydrologiczne nie pozwalały na prowadzenie żeglugi. Wynikiem pracy jest analiza pozwalająca określić potencjalne najbardziej problematyczne miejsca na analizowanym odcinku rzeki oraz okresy w roku, w których sytuacja jest najgorsza.

Wstęp

Żegluga śródlądowa jest obok transportu drogowego i kolejowego jednym z najbardziej istotnych systemów transportowych. Jest przy tym traktowana, jako system najbardziej ekologiczny oraz posiadający największe rezerwy [2]. W Polsce od lat wodny transport śródlądowy nie jest wspierany przez państwo, co powoduje ciągle pogarszanie się stanu infrastruktury technicznej, w tym w szczególności dróg wodnych oraz portów. Strategia rozwoju transportu w Unii Europejskiej wskazuje w Białej Księdze, że *żeglugę śródlądową wraz z morską, a w szczególności z żeglugą bliskiego zasięgu oraz transportem kolejowym, należy uznać za te proekologiczne gałęzie transportu, które wymagają szczególnej troski i wsparcia w wymiarze europejskim* [7].

Wśród wielu zalet transportu wodnego jako najważniejsze wymienić można:

- niski poziom emitowanych zanieczyszczeń,
- niską energochłonność,
- niską emisję hałasu,
- oszczędność w zajmowaniu dodatkowej powierzchni terenu,
- małą liczbę kolizji,
- nisko koszt jednostkowy transportu,
- możliwość transportu ładunków wielkogabarytowych [2].

Jednym z największych problemów polskich dróg wodnych jest ich niska klasa, uniemożliwiająca transport większym jednostkom. W UE spośród prawie 41 tys. km dróg wodnych śródlądowych, ponad 27 tys. ma znaczenie międzynarodowe (IV klasa i wyższa). W Polsce drogi międzynarodowe stanowią około 8%.

Obowiązująca europejska klasyfikacja dróg wodnych została wprowadzona w 1992 roku i dzieli je w zależności od ich parametrów na 3 klasy dróg o znaczeniu lokalnym (I, II oraz III) oraz 7 klas o znaczeniu międzynarodowym (IV, Va, Vb, VIa, VIb, VIc, VII). W Polsce obowiązuje inna klasyfikacja, chociaż w gruncie rzeczy zbliżona do europejskiej, w której wydziela się 4 klasy o znaczeniu regionalnym (Ia, Ib, II, III) oraz trzy klasy o znaczeniu międzynarodowym (IV, Va, Vb) [8]. Parametry konieczne do zakwalifikowania do konkretnej klasy drogi przedstawione zostały w poniższej tabeli 1.

Tabela 1. Wartości parametrów eksploatacyjnych w poszczególnych klasach drogi wodnej

Parametry eksploatacyjne	klasy	Wielkości parametrów						
		Ia	Ib	II	III	IV	Va	Vb
Minimalne wymiary szlaku żeglownego w rzece	Jednostki miary							
Szerokość szlaku żeglownego	m	15	20	30	40	40	50	50
Głębokość tranzytowa	m	1,2	1,6	1,8	1,8	2,8	2,8	2,8
Promień łuku osi szlaku żeglownego	m	100	200	300	500	650	650	800
Minimalne wymiary kanału								
Szerokość szlaku żeglownego	m	12	18	25	35	40	45	45
Najmniejsza głębokość wody w kanale	m	1,5	2,0	2,2	2,5	3,5	3,5	3,5
Promień łuku osi szlaku żeglownego	m	150	250	400	600	650	650	800
Minimalne wymiary śluz żeglugowych								
Szerokość śluzy	m	3,3	5,0	9,6	9,6	12	12	12
Długość śluzy	m	25	42	65	72	120	120	187
Głębokość na progu dolnym	m	1,5	2,0	2,2	2,5	3,5	4,0	4,0

Źródło: Załącznik nr 3 Rozporządzenia Rady Ministrów z dn. 07.05.2002 r. w sprawie klasyfikacji śródlądowych dróg wodnych

Odrzańska droga wodna

Odrzańska droga wodna, na którą przypada około 90% ładunków na wszystkich śródlądowych drogach wodnych w kraju (pod względem masy przewożonych ładunków), posiada tylko na niewielkim odcinku klasę upoważniającą do transportu międzynarodowego. Podział Odry żeglownej na klasy przedstawiono w poniższej tabeli 2.

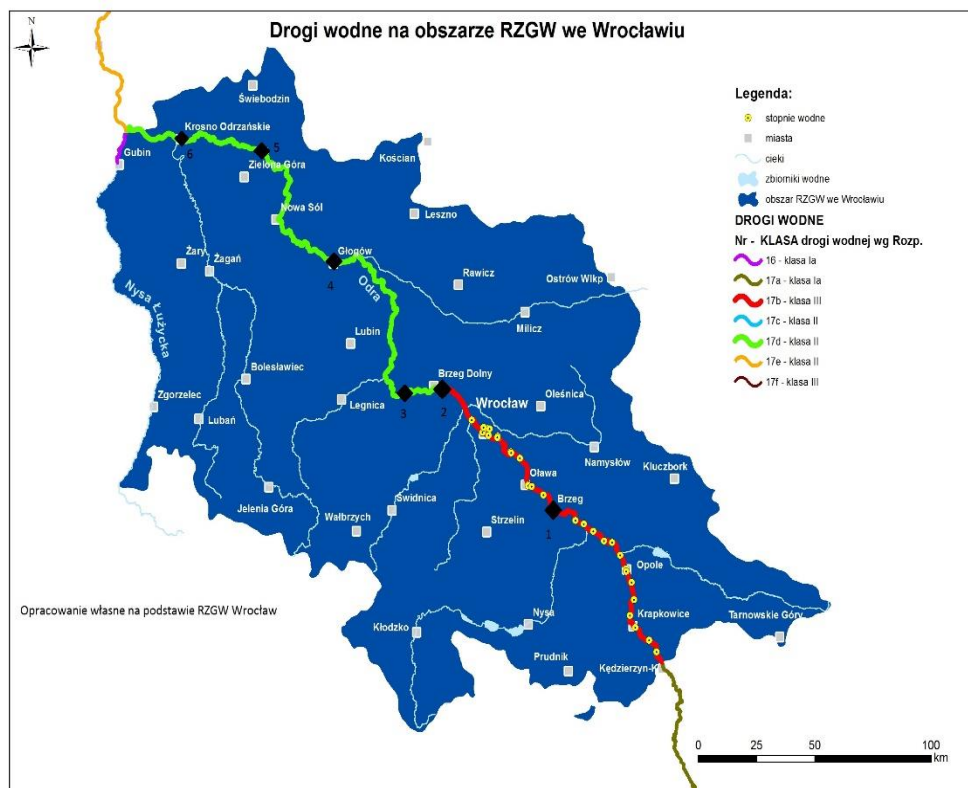
Tabela 2. Klasy drogi wodnej rzeki Odry

Nazwa śródlądowej drogi wodnej	Długość w km	Klasa drogi wodnej
17. Rzeka Odra:		
17a) od miejscowości Racibórz do śluzy w miejscowości Kędzierzyn-Koźle	44,4	Ia
17b) od śluzy w miejscowości Kędzierzyn Koźle do śluzy w miejscowości Brzeg Dolny,	187,1	III
17c) szlak boczny rzeki Odry od śluzy Opatowice do śluzy Miejskiej w miejscowości Wrocław	15,4	II
17d) od śluzy w miejscowości Brzeg Dolny do ujścia rzeki Nysy łużyckiej	259,8	II
17e) od ujścia rzeki Nysy łużyckiej do ujścia rzeki Warty	75,2	II
17f) od ujścia rzeki Warty do miejscowości Ognica (do kanału Szwedt)	79,4	III
17g) od miejscowości Ognica do Przekopu Klucz – Ustowo i dalej jako rzeka Regalica do ujścia do jeziora Dąbie	44,6	Vb

Źródło: Załącznik nr 2 Rozporządzenia Rady Ministrów z dn. 07.05.2002 r. w sprawie klasyfikacji śródlądowych dróg wodnych

Szczególna uwaga w niniejszej pracy skierowana jest na zagadnienie głębokości tranzytowej w rzece dla poszczególnych klas drogi wodnej. Środkowy odcinek Odry zaliczany jest do II oraz III klasy drogi wodnej. Odcinek od śluzy w miejscowości Brzeg Dolny do ujścia rzeki Nysy Łużyckiej, o łącznej długości około 260 km jest II klasą, natomiast odcinek od śluzy w miejscowości Kędzierzyn Koźle do śluzy w miejscowości Brzeg Dolny o długości 187 km jest III klasą drogi. Fragment Wrocławskiego Węzła Wodnego (15,4 km), który leży na drodze pomiędzy Kędzierzyna-Koźle a Brzegiem Dolnym jest osobno klasyfikowany jako klasa II. Zgodnie z załącznikiem 2 Rozporządzenia Rady Ministrów z dnia 7 maja 2002 r. w sprawie klasyfikacji śródlądowych dróg wodnych, dla klasy II i III obowiązuje jednakowa głębokość tranzytowa wynosząca 180 cm [8]. Położenie rozpatrywanych odcinków na tle obszaru administrowanego przez Regionalny Zarząd Gospodarki Wodnej we Wrocławiu przedstawia rysunek 1.

Charakterystyki hydrologiczne, których głównym założeniem na potrzeby żeglugi jest zmienność przepływów, gwarantujących określone głębokości tranzytowe, wykonywane były dla Odry środkowej z uwzględnieniem wielu elementów dla różnych okresów [1, 5, 6]. Weryfikację minimalnych głębokości tranzytowych przeprowadzał także Urząd Żeglugi Śródlądowej we Wrocławiu, wykazując przy tym że głębokość 1,8m utrzymana była w latach 2011-2012 zaledwie przez 40-90 dni w roku [3]. Wszystkie opracowania zgodnie wykazują że głębokość tranzytowa 1,8 m nie jest utrzymywana przez 240 dni w roku. Co więcej, w latach suchych zdarzają się okresy kilkumiesięczne, gdy przepływy nie pozwalają na żeglugę nawet małych jednostek, dla których wystarczająca jest głębokość tranzytowa 1,5m, a nawet bardzo małych przy głębokości 1,3m. Taki stan potwierdzają także przeprowadzone przez autorów analizy.



Rys. 1. Odrzańska droga wodna na terenie RZGW we Wrocławiu

Źródło: opracowanie własne na podstawie RZGW Wrocław

Problemy transportu wodnego na Odrze

Oprócz wspomnianych problemów z prawodawstwem oraz brakiem wsparcia publicznego dla sektora śródlądowego transportu rzeczno-egzogenicznego wymienić można kilka innych kluczowych powodów, które usilnie stanowią limitacje rozwoju tej gałęzi transportu. Sama rzeka Odra, uregulowana jeszcze przed wojną przez Niemców, jest w dużej mierze pozostawiona sama sobie, przez co urządzenia regulacyjne (w głównej mierze ostrogi), uległy stopniowemu zniszczeniu. Z biegiem czasu w skutek naturalnych procesów morfologicznych zmieniła się geometria koryta, zmniejszyły się łuki, koryto zostało w sposób naturalny zamulone, szczególnie jeżeli chodzi o pola międzyostrogowe. Z drugiej strony w niektórych miejscach nastąpiła erozja dna oraz brzegów. Zmiany morfologiczne są zupełnie charakterystyczne dla rzek naturalnych, jednak w przypadku uregulowanej Odry ich skutki są szczególnie odczuwalne przez żeglugę śródlądową.

Plany przywrócenia na Odrze międzynarodowych warunków żeglugowych wraz z dostosowaniem koryta rzeki do przynajmniej IV klasy żeglugowej wymagają dużych nakładów finansowych. Koszty przebudowy geometrii rzeki, budowy stopni wodnych poniżej Malczyc oraz przebudowy niektórych mostów są bardzo wysokie i szacunkowo wyceniane są na 15-20 mld złotych [3]. Dodatkowo wartym podkreślenia jest, że obecnie brak jest w Polsce jednostek pływających. Jednostki, które pływały jeszcze w latach 70. i 80. w głównej mierze ze względu na swój wiek, zły stan techniczny oraz brak możliwości pływania były przez wiele ostatnich lat stopniowo złomowane, a w ich miejsce nie były produkowane nowe. W wyniku tego obecnie brak jest właściwej floty, która mogłaby prowadzić transport na Odrze i w przypadku modernizacji drogi wodnej flota taka musiałaby dopiero powstawać praktycznie od zera.

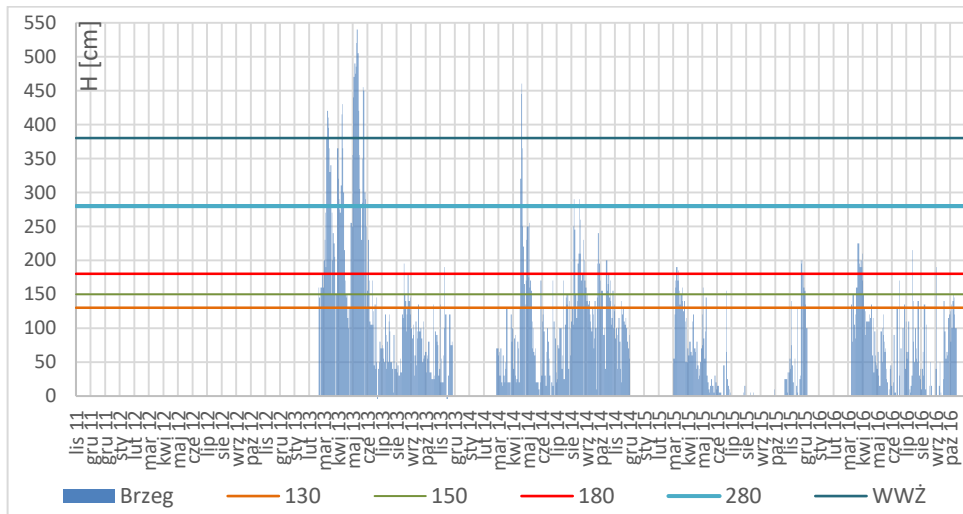
Przy tak szeroko prowadzonych robotach olbrzymie znaczenie mają także kwestie środowiskowe samej rzeki oraz doliny rzecznej. Naruszenie istniejących stosunków wodnych, poprzez jej pogłębienie lub zwiększenie stanów prowadzić będzie na pewno do zmiany warunków bytowania flory i fauny. Wszystkie analizy już na wstępnym etapie powinny brać także pod uwagę koszty środowiskowe, ewentualną możliwość przekształcenia, zaburzenia lub zniszczenia całych ekosystemów. Właściwa i rzetelna ocena pozwoli na minimalizację takich działań, wybór wariantów jak najbardziej prośrodowiskowych oraz monitorowanie inwestycji i działania kompensacyjne w stosunku do przyrody.

Wśród tak wielu problemów żeglugi na Odrze niniejsza praca porusza problem, często wymieniany jako najważniejszy, a związany z warunkami hydrologicznymi. Mówiąc w pracy o warunkach hydrologicznych mówimy o stanach i przepływach w rzekach, w ogóle nie poruszając tematu zbiorników wodnych i ich potencjalnych zdolności alimentacyjnych, które obecnie z uwagi na zasady gospodarowania wodą często nie pełnią żadnych funkcji wspierania żeglugi. Pojemność 21 kluczowych zbiorników w dorzeczu Odry wynosi około 801 mln m³, w tym około 476 mln m³ pojemności użytkowej. Analizy przeprowadzone dla zbiorników Otmuchów, Turawa i Mietków na 10-letniej próbie napełnienia zbiorników wskazują, że średnio około 50% pojemności użytkowej na tych zbiornikach jest w skali roku zupełnie nieużywana (46,0%- 58,4%) [1]. Ci sami autorzy wskazują, że do dyspozycji alimentacyjnych Odrzańskiego Drogi Wodnej jest w skali roku około 232 mln m³ wody, która nie jest obecnie retencjonowana i wykorzystywana do celów alimentacyjnych [1].

Wśród tak wielu przeszkód legislacyjno środowiskowo ekonomicznych rozwój żeglugi śródlądowej nie był możliwy. Wiele z tych ograniczeń jest stałe i niemożliwe do całkowitego usunięcia. Wszystkie prace związane z remontem drogi wodnej oraz odbudową floty na Odrze poprzedzone muszą być analizą, której wynikiem powinno być właściwe studium wykonalności i odpowiedź na pytanie czy takie działania nie będą miały zbyt dużych kosztów ekonomicznych i środowiskowych.

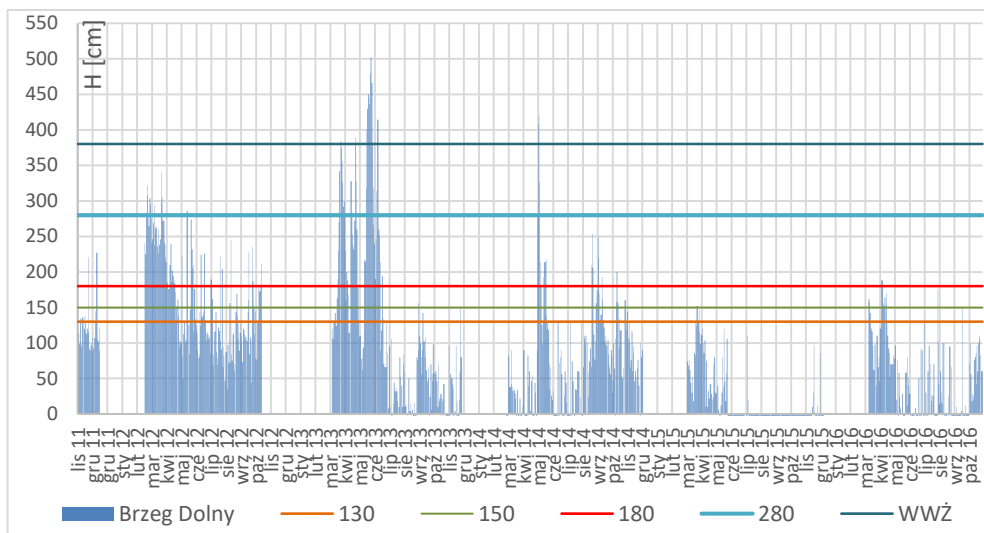
Analiza uwarunkowań hydrologicznych

Analizie poddano sześć przekrojów wodowskazowych (1.Brzeg, 2.Brzeg Dolny, 3.Malczyce, 4.Głogów, 5.Cigacice i 6.Krosno Odrzańskie). Okres obserwacji obejmował pełne lata hydrologiczne 2012-2016. Jedynie w przekroju Brzeg obserwacje obejmowały krótszy okres – od końca marca 2013 roku do końca roku 2016. Zgodnie z przyjętymi założeniami nie analizowano głębokości tranzytowych w okresie od 15 grudnia do 15 marca. Jest to okres występowania na Odrze zjawisk lodowych, i corocznie bez względu na faktyczne zlodzenie wprowadza się w tym czasie przerwę nawigacyjną, której dodatkowym celem jest przeprowadzenia prac konserwacyjno-remontowych urządzeń śluzowych na stopniach wodnych. Przebieg głębokości tranzytowych w każdym z wodowskazów przedstawiają poniższe wykresy. Na wykresach przedstawiono funkcję występujących głębokości tranzytowych. Pokazano graniczną wartość 180 cm, ale także poziom 150 cm oraz 130 cm, przy których występuje na Odrze żegluga jednostek mniejszych oraz głębokość 280 cm, która odzwierciedla głębokość tranzytową klasy IV, do której ma w przyszłości należeć odrzańska droga wodna. Pokazano również poziom WWŻ dla poszczególnych przekrojów, po przekroczeniu którego żegluga na danym odcinku jest także niemożliwa.



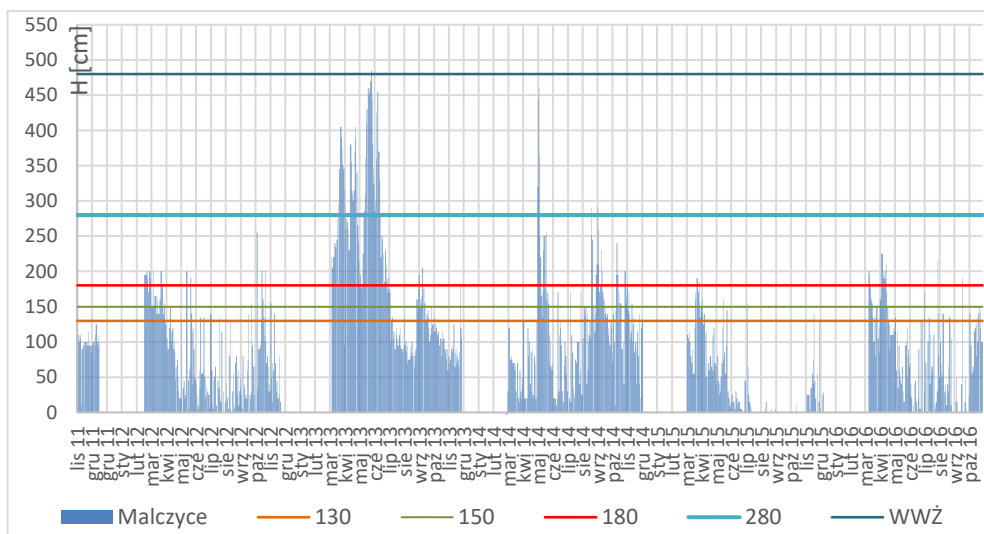
Rys. 2. Głębokości tranzytowe w wieloleciu 2012-2016 w przekroju Brzeg

Źródło: opracowanie własne



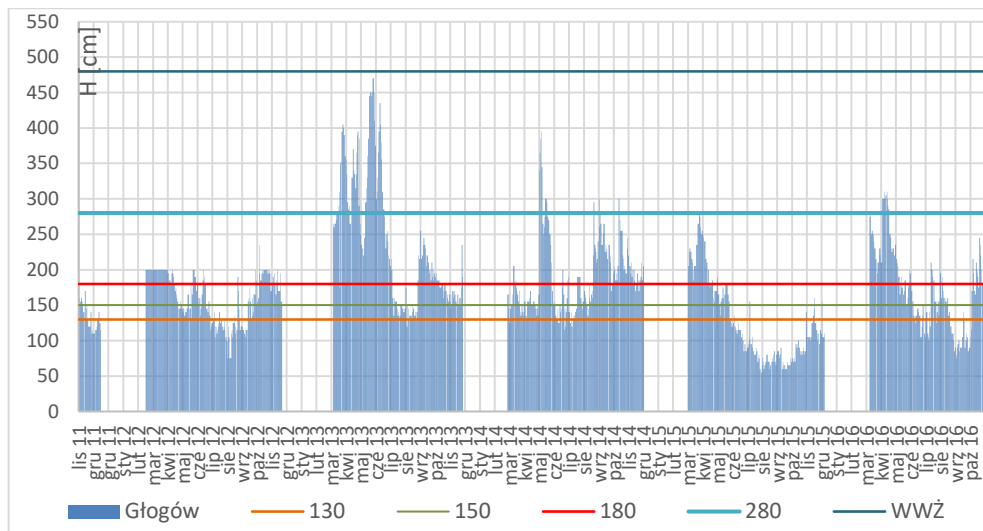
Rys. 3. Głębokości tranzytowe w wieloleciu 2012-2016 w przekroju Brzeg Dolny

Źródło: opracowanie własne



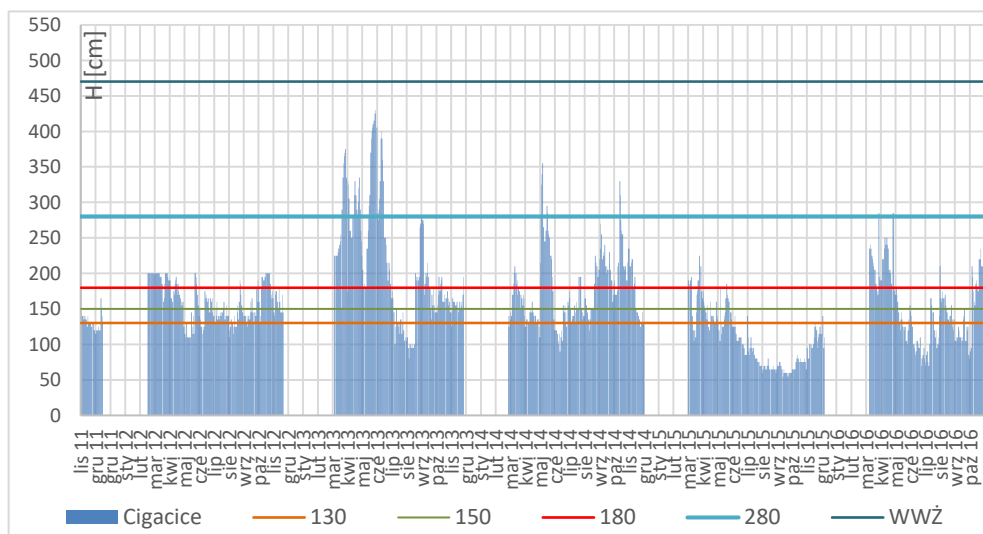
Rys. 4. Głębokości tranzytowe w wieloleciu 2012-2016 w przekroju Malczyce

Źródło: opracowanie własne



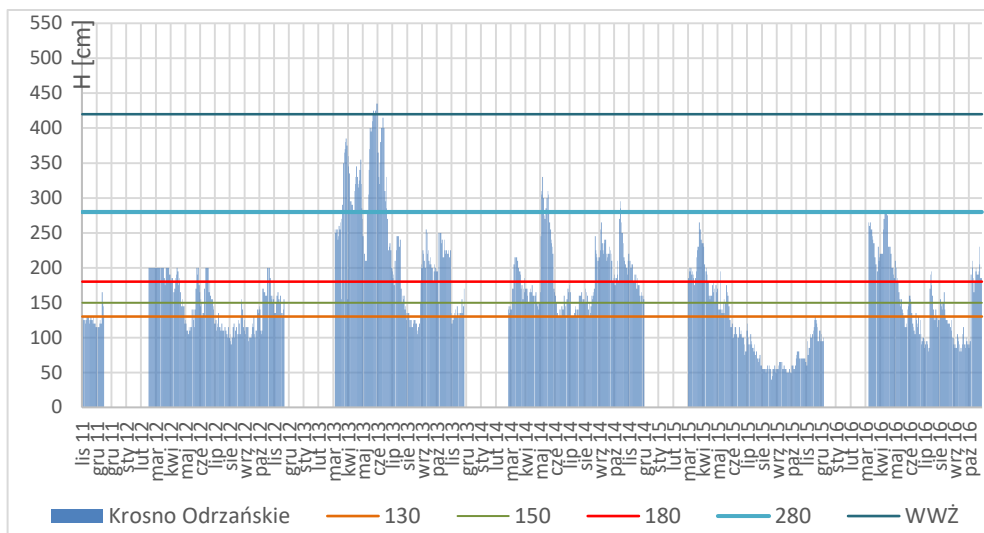
Rys. 5. Głębokości tranzytowe w wieloleciu 2012-2016 w przekroju Głogów

Źródło: opracowanie własne



Rys. 6. Głębokości tranzytowe w wieloleciu 2012-2016 w przekroju Cigacice

Źródło: opracowanie własne



Rys. 7. Głębokości tranzytowe w wieloleciu 2012-2016 w przekroju Krosno Odrzańskie

Źródło: opracowanie własne

Tabela 3. Średnie liczby dni z głębokościami powyżej poziomów 130cm, 150cm, 180cm, 280cm, WWŻ

Lp	Przekrój	Średnia liczba dni w roku z głębokością tranzytową powyżej:				
		130 cm	150 cm	180 cm	280 cm	WWŻ
1.	Brzeg	75	52	<u>34</u>	14	8 (380 cm)
2.	Brzeg Dolny	73	41	<u>27</u>	11	4 (380cm)
3.	Malczyce	78	50	<u>34</u>	14	4 (480cm)
4.	Głógów	137	137	<u>92</u>	21	0 (480cm)
5.	Cigacice	180	106	<u>70</u>	15	0 (470cm)
6.	Krosno Odrzańskie	175	123	<u>86</u>	18	1 (420cm)

Źródło: opracowanie własne

Warunki klasy II oraz III z głębokością tranzytową powyżej 180 cm spełnione były w latach 2012-2016 na odcinku Odry Środkowej średnio od 27 do 92 dni w roku. Nieco lepiej przedstawia się sytuacja dla mniejszych jednostek o głębokości tranzytowej powyżej 150 cm – w roku średnio jest od 41 do 137 takich dni oraz o głębokości tranzytowej powyżej 130 cm – w roku średnio od 73 do 180 dni. Mówiąc o warunkach żeglugowych nie sposób nie zwrócić uwagi na maksymalne przepływy, przy jakich możliwa jest żegluga. Wielka woda żeglowna jest ustalona dla każdego przekroju indywidualnie. Jej wartość podyktowana jest z jednej strony bezpieczeństwem jednostek podczas przepływów wód wielkich, ale z drugiej świa-

tłami przekrojów mostowych. W latach 2012-2016 poziom WWŻ w przekrojach Głogów i Cigacice nie był osiągany ani razu, natomiast w przypadku pozostałych przekrojów zdarzał się średnio od 1 do 8 dni w roku.

Tendencja uzyskana w poszczególnych przekrojach jest zgodna z wcześniejszymi badaniami. Najgorsza sytuacja jest w okolicach przekroju Brzeg Dolny. Odcinek poniżej Brzegu Dolnego jest najbardziej dynamiczny korytotwórczo. Od roku 1959 do 2008 dno koryta rzeki w Brzegu Dolnym obniżyło się o 280 cm, w Malczycach o około 200 cm, natomiast w Głogowie o 42 cm [1]. Jak podkreślają specjaliści odcinek ten wymaga szczególnego monitorowania w procesie zasilania rzeki dla potrzeb żeglugi.

Oprócz przestrzennej zmienności niezwykle widoczna jest także zmienność czasowa przepływów. Zmienność ta charakteryzuje się większymi przepływami zazwyczaj w okresie wiosennym i ich stopniowym spadkiem w okresie letnim do stanów minimalnych w okresie jesiennym. W badanym pięcioleciu zdecydowanie najniższe głębokości tranzytowe obserwowane były w roku 2015 – pod względem meteorologicznym roku suchym. W roku tym też było najmniej dni z głębokością tranzytową powyżej 180 cm – średnio zaledwie 18. Najwyższe średnie głębokości tranzytowe były w roku 2013. W roku tym również najdłużej istniała możliwość żeglugi – średnio 132 dni. Lata 2012, 2014 oraz 2016 uznać można jako przeciętne z średnią liczbą dni powyżej 180 cm na poziomie kolejno 49 dni, 65 dni oraz 47 dni.

Jeżeli chodzi o okresy niżówkowe, w których głębokości tranzytowe powyżej 180 cm nie były osiągnięte to zdecydowanie najdłuższe były one w roku 2015. W przypadku przekroju Brzeg Dolny w roku 2015 nie osiągnięto ani razu głębokości 180 cm. W przypadku pozostałych przekrojów okresy również były bardzo długie i wynosiły od 187 do 247 dni. W pozostałych latach okresy poniżej głębokości 180 cm osiągały często wartości powyżej 120 dni.

Obecnie coraz więcej mówi się o modernizacji odrzańskiej drogi wodnej i dostosowaniu jej do wymogów 4 klasy żeglownej. Poza przebudową infrastruktury (śluzy, mosty, łuki rzek) wiąże się to z zapewnieniem głębokości tranzytowej na poziomie 280 cm. W pięcioleciu 2012-2016 średnia liczba dni w roku z głębokością tranzytową powyżej 280 cm stanowiła od 11 do 21 dni, z czego większość z nich przypada na rok 2013. Od połowy 2014 roku głębokości tranzytowe 280 cm zdarzały się wyłącznie incydentalnie.

Podsumowanie

Jak przedstawiono w pracy sytuacja hydrologiczna na Odrze nie pozwala na pełne wykorzystanie rzeki w celach transportowych. W wieloleciu 2012 – 2016 pogłębiły i wydłużyły się jeszcze bardziej okresy poniżej głębokości tranzytowych przedstawiane w literaturze dla lat wcześniejszych [1, 5, 6]. Potwierdzono, że naj-

bardziej newralgiczny jest obecnie odcinek szlaku poniżej Brzegu Dolnego. Zauważono również, że najbardziej newralgiczne okresy w roku to lato oraz jesień od czerwca do października. Co podkreśla się w literaturze taki rozkład przepływów w roku umożliwia łagodzenie skutków deficytów w okresie letnio-jesiennym poprzez retencjonowanie wody w okresie wiosennym i skuteczną jej alimentację w okresach suchych. Stosowanie dobrych praktyk poprzez pełne wykorzystanie pojemności użytkowych zbiorników retencyjnych umożliwić może zwiększenie okresów z wymaganą głębokością tranzytową. W obecnej sytuacji hydrologicznej, bez zapewnienia dodatkowych możliwości retencyjnych w zlewni i zasilania rzeki w okresach suchych oraz bez gruntownej regulacji Odry, nie ma możliwości zapewnienia warunków dla IV klasy żeglugi.

Literatura:

- [1] Dubicki A., Kosierb E., Działo I., Wilk-Stawarz B., Głowicki B., Chodzik B., Bogucki J., Bogusz A., Tokarczyk T., *Uwarunkowania hydrologiczno – meteorologiczne i hydrotechniczne Odrzańskiej drogi wodnej w: Odrzańska droga wodna. Stan obecny i perspektywy.* pod red. Kulczyk J., Dubicki A., Olearczyk D., Dolnośląskie Wydawnictwo Edukacyjne, Wrocław 2013.
- [2] Kulczyk J., *Nowe technologie transportu w europejskim systemie dróg wodnych w: Odrzańska droga wodna. Stan obecny i perspektywy.* pod red. Kulczyk J., Dubicki A., Olearczyk D., Dolnośląskie Wydawnictwo Edukacyjne, Wrocław 2013.
- [3] Kreft A., *Zakres zadań inwestycyjnych i szacunkowe koszty ich realizacji na Odrzańskiej Drodze Wodnej oraz połączeniu wodnym Koźle-Ostrawa i Kanale Śląskim*, Konferencja w Ministerstwie Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej 09.02.2016, [online] dostęp zdalny https://www.mgm.gov.pl/images/aktualnosci/Odrzanska_Droga_Wodna_polaczenie_Kozle-Ostrawa_i_Kanal_Slaski.pdf [data wejścia: 17.02.2017].
- [4] Najwyższa Izba Kontroli, *Funkcjonowanie żeglugi śródlądowej. Informacja o wynikach kontroli*, Warszawa 2014.
- [4] Trojanowski J., Woś K., Galor A., Wiśnicki B., Breitsprecher M., *Analiza potrzeb inwestycyjnych w zakresie żeglugi śródlądowej na rzece Odrze w latach 2007-2013*, Akademia Morska w Szczecinie, Instytut Inżynierii Transportu, Szczecin 2006.
- [5] WWF, *Analiza uwarunkowań i efektywności ekonomicznej rozwoju odrzańskiej drogi wodnej. Synteza*. Warszawa 2010.
- [6] White Paper. European transport policy for 2010: time to decide, COM(2001)370, Brussels 2001.
- [7] Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 7 maja 2002 r. w sprawie klasyfikacji śródlądowych dróg wodnych (Dz.U. 2002 nr 77 poz. 695).

inż. Paweł Tomczyk¹⁾, mgr inż. Karina Kózka²⁾, dr hab. inż. Mirosław Wiatkowski, prof. nadzw.³⁾

Uniwersytet Przyrodniczy, Wydział Inżynierii Kształtowania Środowiska i Geodezji, Zakład Hydrologii i Gospodarki Wodnej

¹⁾ p.tomczyk@poczta.onet.pl, ²⁾ karina.kozka@upwr.edu.pl,

³⁾ miroslaw.wiatkowski@upwr.edu.pl

PRZEPŁAWKA KOMOROWA I KANAŁ OBIEGOWY JAKO METODY ZAPEWNIENIA EKOLOGICZNEJ DROŻNOŚCI RZEK

Lariner type and bypass fishway as a methods
of ensuring the ecological patency of rivers

Słowa kluczowe: przepławki, rzeki, korytarze ekologiczne, hydrotechnika, elektrownie wodne

Keywords: fish passes, rivers, ecological corridors, hydro-engineering, hydro power

Streszczenie:

W artykule przedstawiono przepławki jako rozwiązanie problemu braku drożności cieków w przypadku ich przegrodzenia budowlami poprzecznymi. Przepławki spełniają funkcję korytarza ekologicznego dla organizmów wodnych poruszających się zarówno w dół, jak i w górę rzeki. Budowa przepławek jest zgodna z założeniami Ramowej Dyrektywy Wodnej, która zakłada stosowanie rozwiązań przyjaznych środowisku, podnoszących stan ekologiczny wydzielonych jednolitych części wód. Przepławki mogą mieć charakter techniczny lub naturopodobny. Najczęściej w Polsce spotyka się pierwszy rodzaj przepławek. Ocenę funkcjonowania takiego

obiektu przedstawiono na przykładzie przepławki komorowej przy stopniu wodnym Głucholazy na rzece Biała Głuchowska przebadanej przez Autorów. Drugi rodzaj przepławek jest szczególnie polecany przy przedsięwzięciach związanych z przywracaniem cieków do stanu zbliżonego do naturalnego – najczęściej stosuje się w tym przypadku kanały obiegowe. Przedstawiono zasady projektowania przepławek naturopodobnych – w formie kanałów obiegowych oraz zaprezentowano przykłady zagraniczne i krajowe takich rozwiązań. Przepławki naturopodobne oprócz zapewnienia drożności cieków stwarzają warunki do życia dla organizmów wodnych oraz wkomponowują się w istniejący krajobraz. Są one wykorzystywane w projektach renaturyzacji.

Wprowadzenie

Przepławki są urządzeniami wodnymi, których funkcją jest stworzenie drożnego połączenia dla organizmów poruszających się zarówno w dół, jak i w górę rzeki – głównie ryb. Urządzenia te pozwalają na ominięcie przeszkody poprzecznej przez organizmy wodne (funkcję tę spełniają również przelewy migracyjne) [25].

Można wyróżnić dwa typy przepławek: techniczne i naturopodobne. Pierwszy z nich buduje się na terenach zurbanizowanych, gdzie jest mało miejsca – są to budowle hydrotechniczne betonowe, które dzielą się na kategorie: przepławki komorowe, przepławki szczelinowe, przepławki systemu Denila, przepławki węgorzowe, windy dla ryb czy też śluzy dla ryb. Przepławki te mają charakter sztuczny, są to najczęściej imitacje naturalnego koryta cieku – organizmy wodne mniej chętnie wchodzi do tego rodzaju budowli. Przepławek technicznych jest w Polsce niewiele, ten rodzaj przepławek, z uwagi na małą przestrzeń jaką zajmują, łatwo wkomponować w istniejący teren [12, 26].

Przeciwieństwem przepławek o charakterze technicznym są przepławki naturopodobne. Należą do nich: rampy denne i pochylnie denne, kanały obiegowe (obejścia), rampy dla ryb przy stopniach. Ten rodzaj przepławek wybiera się na terenach objętych projektami renaturyzacji, ale też na obszarach cennych przyrodniczo, gdzie takie rozwiązania w mniejszy sposób ingerują w środowisko naturalne, dodatkowo zapewniając dość wierne odwzorowanie naturalnych cieków, bystrzy – dzięki zastosowaniu materiałów naturalnych, miejscowych (np. kamienie, piaski), różnych głębokości i prędkości czy też zastosowaniu szaty roślinnej. Dzięki temu stwarzany jest ekosystem rzeczny zbliżony do naturalnego i zapewniona jest kompensacja przyrodnicza w przypadku przedsięwzięć znacznie oddziałujących na poszczególne elementy środowiska. Ten rodzaj przepławek jest rzadziej stosowany w naszym kraju, jednakże obwarowania związane z racjonalnym korzystaniem z zasobów wodnych i przyrodniczych – na przykład Ramowa Dyrektywa Wodna, Dyrektywa Ptasia i Siedliskowa – wpływają na kierunek w trendach dotyczących wyboru rodzaju przepławki [9, 26, 28].

Warto wspomnieć, że przy budowie przepławek najistotniejsze jest określenie maksymalnych prędkości przepływu, do których można dopuścić - jest to niezbędny warunek dla umożliwienia wędrówek ryb. Dla łososiowatych są to 2 m/s, karpiovatych - 1,5 m/s, zaś dla pozostałych gatunków - 1 m/s [30]. Poza tym należy wyraźnie zaznaczyć, że wędruje wiele gatunków ryb, nie tylko łososiowate - jest to chociażby powszechnie występująca płoć czy leszcz, ale też drobniejsze gatunki - jak na przykład głowacz białopłetwy [5]. Ich wędrówki nie są tylko uwarunkowane szukaniem miejsca do rozmnażania czy też zimowania, często nie da się wyraźnie stwierdzić powodu pojawienia się danych ryb w otoczeniu - jak jeszcze nie mogących rozmnażać się młodych ryb czy też obecności na żerowiskach osobników o pustych żołądkach [18]. Wędrówki ryb, niekiedy nawet na setki kilometrów, ale też te lokalne traktuje się, według stanu obecnej wiedzy, jako będące naturalnym elementem ich egzystencji - również jako mechanizm chroniący przed wyginieniem (np. masowe wrybienia z miejsc silnie zanieczyszczonych w czystsze czy też przenosiny do miejsc korzystniejszych do życia ze względu na zbyt małe zasoby siedliskowe możliwe do bytowania) [25]. Dodatkowo liczą się takie parametry jak: lokalizacja przepławki, głębokość i kąt ujścia wody z przepławki, powiązanie z dnem rzeki, rozmiary komór. Dobrze zaprojektowana przepławka ma więc zapewniać swobodną migrację organizmów, ale też być współistniejącym elementem najbliższego otoczenia oraz spełniać niezbędne funkcje hydrotechniczne - jak na przykład minimalizacja erozji bocznej czy dennej w korycie [1, 26, 28].

W celu umożliwienia rybom dotarcia do przepławki, można zastosować dodatkowe urządzenia wabiące, tj. fizyczne lub behawioralne bariery ochronne. Pierwszy typ, tj. bariery fizyczne są częściej stosowane niż behawioralne i mają formę różnego rodzaju stalowych krat, ustawiane są blisko wlotów wody na elektrownie, prostopadle do kierunku wody, pod kątem większym niż 30 stopni, w strefie silnego prądu. Modyfikacją barier fizycznych są ekrany ochronne (wertykalne - w formie ścian częściowo przysłaniających wloty wody na budowlę hydrotechniczną - lub horyzontalne - w formie wypełnionych siatką paneli, całkowicie przysłaniających wloty wody), które pozwalają na ominięcie przez organizmy wodne przeszkody [1, 17, 26].

Ciekawym rozwiązaniem są różnego rodzaju bariery behawioralne, które wpływają na zachowanie ryb i kierunkują ich ruch w wodzie do określonego miejsca. Wśród nich najbardziej znane na terenie naszego kraju są bariery elektryczne, wyposażone w elektrody generujące stopniowo narastające pole elektryczne - przy czym są to bariery bardziej odstraszające niż kierujące, w przeciwieństwie do kurtyn sprężonego powietrza (szczególnie polecana wobec młodych ryb i narybku ryb reofilnych kierujących się w dół rzeki). Wyróżnia się również bariery świetlne (montowane przed barierami fizycznymi od strony wody górnej, wykorzystują światło stroboskopowe; skuteczność tych barier jest największa w połączeniu z wykorzystaniem kurtyn powietrznych), akustyczne (montowane podobnie jak

bariery świetlne, za barierami fizycznymi od wody górnej; generują ultra i infra-dźwięki oraz dźwięki słyszalne). Zastosowanie takich zabezpieczeń może zminimalizować efekt letalny lub subletalny przy przejściu przez turbiny (kierowanie na urządzenia ochronne), ale też może pomóc w kompensacji przyrodniczej i minimalizacji oddziaływań na środowisko, zwłaszcza świat ożywiony [11, 16, 20].

W artykule przedstawiono ocenę funkcjonowania istniejącej przepławki technicznej komorowej przy stopniu wodnym Głuchołazy na rzece Biała Głuchołaska. Ponadto przedstawiono zasady projektowania przepławek naturopodobnych – w formie kanałów obiegowych (obejść) oraz zaprezentowano przykłady takich rozwiązań.

Ocena funkcjonowania przepławki przy stopniu wodnym Głuchołazy na rzece Biała Głuchołaska

Analizowana przepławka przy stopniu wodnym jest zlokalizowana w km 19,973 biegu rzeki Biała Głuchołaska, w województwie opolskim, w gminie Głuchołazy.

Na jazie stałym betonowym zlokalizowano dziesięciokomorową przepławkę o charakterze technicznym (tj. przepływ wody przez kaskadowo ułożone komory łączące wodę górną i dolną). Komory podzielone są przegrodami o wysokości 0,7 m. W przepławce wykonano przelewy o kształcie prostokątnym dla migracji ryb. o wymiarach 0,42 x 0,35 m. Spadek przepławki jest rzędu 10% a różnica położenia zwierciadła wody między górnym i dolnym stanowiskiem przepławki 2,65 m. Dla przepławki nie sporządzono instrukcji gospodarowania wodą. Przepławka jest integralną częścią stopnia wodnego, długość stopnia to 14,0 m, światło przepławki 1,50 m, szerokość przepławki 2 x 0,15 m. Stan techniczny jazu jest dobry [13].

Na rysunku nr 1 przedstawiono wylot z przepławki przy opisywanym stopniu wodnym.



Rys. 1. Wylot z przepławki przy stopniu wodnym Głuchołazy na rzece Biała Głuchołaska

Źródło: Karina Kózka

W celu doboru parametrów przepławki należy znać gatunki występujące na danym obszarze. Na rzece Biała Głuchołaska stwierdzono występowanie: pstrąga potokowego, lipieni, w niektórych miejscach pstrąga tęczowego (odcinki najwyższe, przy granicy polsko-czeskiej), śliza i strzebli potokowej, występuje także kiełb, kleń, płoć i okoń pospolity na całym odcinku rzeki (odcinki niższe).

Na podstawie wyżej podanych parametrów i kwalifikacji przepławki do krainy ryb łososiowatych, można wywnioskować, że [27, 28]:

- Maksymalna różnica poziomów wody między rzędnymi poziomu wody w komorach przepławki = 20 cm;
- Maksymalna prędkość wody dla ryb łososiowatych = 2 m/s, dla ryb karpiowatych = 1,5 m/s, natomiast dla pozostałych gatunków, a także ryb młodych = 1 m/s;
- Minimalna prędkość = 0,2 m/s, jej zróżnicowanie jak w rzece;
- Rozproszenie objętościowe energii maksymalne $E = 200 \text{ W/m}^2$;
- Wymiary komór dla ryb łososiowatych: długość 2,5 – 3 m, szerokość 1,6 – 2 m, głębokość wody 1,5 – 2 m;
- Minimalny dyspozycyjny przepływ wody przez urządzenie służące do migracji ryb wynosi 80-140 dm^3/s ;
- Maksymalny spadek = 5%.

Z pomiarów długości komór przepławki Głucholazy, przeprowadzonych przez Autorów wynika, że największe jej wartości to 5,7 i 2,4 m, natomiast dla pozostałych komór – od 1,3 do 1,8 m. Szerokość wszystkich komór wyniosła 1,5 m, natomiast wysokość komory – od 0,50 (wylot z komory X) do 1,33 m (komora VII). Różnica zwierciadła wody między komorami wahała się w przedziale od 0,29 (komora VII) do 0,44 m (komora V i VIII). Wymiary otworów wynoszą 0,42 x m 0,35 dla dziewięciu komór oraz 0,55 x 0,24 m dla jednej, ostatniej komory. Głębokości przepławek wyniosły od 0,14 (wylot) do 0,94 m (komora IX), natomiast prędkość przepływu zmieniała się w granicach od 0,09 do 0,72 m/s. Spadek przepławki wyniósł natomiast 14% [28].

Pomiary objętości przepływu wykonane w czerwcu 2015 r. za pomocą młynka elektromagnetycznego wykazały, że natężenie przepływu wody kierowanego na przepławkę podczas badań wyniosło 170 dm³/s [28].

W wyniku obliczeń ze wzoru na rozproszenie objętościowe energii E ze wzoru $E = (\rho \cdot g \cdot H \cdot Q) / (A \cdot t)$ [11], przy założeniu, że:

- Gęstość wody $\rho = 999,97 \text{ kg/m}^3$;
- Przyspieszenie ziemskie $g = 9,81 \text{ m/s}^2$;
- Różnica poziomów wody w przepławce $H = 3 \text{ m}$;
- Przepływ wody przez przepławkę $Q = 0,17 \text{ m}^3/\text{s}$;
- Powierzchnia przepławki $A = 21,0 \text{ m} \times 1,50 \text{ m} = 31,5 \text{ m}^2$;
- Napęlnienie w przepławce $t = 0,55 \text{ m}$

otrzymano wartość parametru $E = 317 \text{ W/m}^3$.

Przy powyższych założeniach wywnioskowano, że: prędkości średnie są zachowane – mieszczą się w wymaganych granicach, przy uwzględnieniu wartości skrajnych prędkości w przepławce bywają zbyt małe; rozproszenie objętościowe energii jest zbyt duże; spadek dna przepławki przekroczył dopuszczalną wartość 5%; ilość wody przepływająca przez przepławkę równa 0,170 m³/s i jest to wartość zbyt duża w odniesieniu do stawianych wymagań; długość komór najbardziej odpowiednia dla lipieni, kleni, leszczów i innych ryb karpiowatych – 1,4 – 2,0 m (8 z 10 komór spełnia ten wymóg); dla ryb łososiowatych (łosoś, troć wędrowna, głowacica) optymalna jest długość tylko 1 komory (zalecana wartość 2,5 – 3,0 m; omawiana komora ma 2,4 m) i komora o długości 5,7 metra jest odpowiednia dla ryb długich – jesiotrów (zalecane 5 – 6 m); dla ryb z górnej krainy pstrąga wszystkie komory mają odpowiednią długość, powyżej 1 metra; szerokość komór jest dostosowana do ryb takich jak: łosoś, troć wędrowna, głowacica, klen, lipień, leszcz oraz ryby z górnej krainy pstrąga, niedostosowana jest zaś dla jesiotrów, które wymagają szerokości 2,5 – 3,0 (nie występują one jednak na tym obszarze, więc można uznać, że szerokość została dobrana poprawnie do istniejącej ichtiofauny); różnica zwierciadła wody między komorami jest zbyt duża – przy wymaganej wartości 0,20 m jest to przedział od 0,29 do 0,44 m; natężenie przepływu odpowiada wymogom ryb karpiowatych, jest nie co za niskie dla łososiowatych.

Kolejnym elementem ważnym z punktu widzenia projektowania przepławek jest spełnianie wymagań względem jakości wód. W tabeli nr 1 zaprezentowano wyniki badań jakości wód rzeki Białej Głuchołaskiej zasilającej przepławkę Głuchołazy (badania przeprowadzone przez Autorów w czerwcu 2015 roku). Wynika z niej, że temperatura wahała się w granicach 20,7 stopnia w komorze XI do 21 stopni na wlocie i w komorze I, wlot I. Odczyn zawierał się w granicach 7,91 – 8,02 pH, zawartość tlenu to 7,4 – 8,4 mg/l, nasycenie tlenem od 84 do 100%, natomiast przewodność elektrolityczna – od 162 do 190 $\mu\text{S/cm}$. Wszystkie komory były naświetlone.

Tabela 1. Jakość wody w przepławce komorowej Głuchołazy na rzece Biała Głuchołaska, czerwiec 2015 r.

Numer komory (od wody górnej)	T (°C)	pH	Tlen (mg/l)	Nasycenie (%)	Przewodność elektrolityczna ($\mu\text{S/cm}$)
Wlot	21,0	7,92	8,4	99	186
I górna	21,0	7,91	8,4	98	190
XI	20,7	8,0	7,4	84	162
X dolna	20,8	7,97	7,4	100	170
Wylot	20,8	8,02	8,2	86	173

Źródło: Kózka K., Wiatkowski M. 2015

Z wyników uzyskanych z okresu styczeń – sierpień 2013 na rzece Biała Głuchołaska w km 21,132 (badania wykonywane przez Stację Uzdatniania Wody w Głuchołazach), wynika, że wskaźniki jakości wód występowały w szerokim zakresie wartości [24]: azotanów od 0,161 do 12,64 mg NO_3^-/l ; azotynów od 0,017 do 7,647 mg NO_2^-/l ; amoniaku od 0,055 do 7,76 mg NH_4^+/l ; fosforanów – 0,21 mg PO_4^{3-} (jeden pomiar w I 2013); BZT₅ od 2,98 do 7,85 mg O_2/l ; przewodności elektrolitycznej od 135,6 do 254 $\mu\text{S/cm}$; odczynu wody od 7,40 do 8,09 pH.

Badania wody rzeki Biała Głuchołaska pod kątem wymagań dla wód śródlądowych będących środowiskiem bytowania ryb łososiowatych i karpowatych w warunkach naturalnych [22] wykazały, że wskaźniki takie jak: temperatura wody, tlen rozpuszczony, odczyn wody (dla ryb łososiowatych i karpowatych) spełniają te wymagania. Najbardziej niekorzystne warunki do bytowania ryb stwarzają azoty, które przekraczają wymaganą w Rozporządzeniu (2002) wartość 0,01 mg/l dla ryb łososiowatych i 0,03 mg/l dla ryb karpowatych; azot amonowy, który przekracza wartość 0,78 mg/l dla ryb łososiowatych i karpowatych oraz zawartość BZT₅, które przekraczają wymaganą wartość 3 mg/l dla ryb łososiowatych i 6 mg/l dla karpowatych.

Jak wykazały badania terenowe, stan przepławki odbiega od normy – w komorach przepławki zalegają odpady, gałęzie, gałęzie i drewno, powodujące niedrożność przepławki i otworów przesmykowych, co w konsekwencji utrudnia migrację organizmów wodnych. Od przegrody piątej do trzeciej zalega kłoda drewna blokująca światło przepustu dla ryb, zaś w komorze trzeciej światło jest zasypane przez odsyp piasku i rumoszu. Stwierdzono również występowanie małych ryb, które gromadziły się od strony wlotu do przepławki [23].

Zaletą przepławek komorowych, za Błachutą i in. (2010), jest to, że mogą sprawnie działać nawet w warunkach niskich stanów wód. Najkorzystniej układają się w nich linie prądu pomagające rybom w orientacji, kiedy woda nie przelewa się głównymi wcięciami, w przegrodach. Przy wyższych stanach występują zbędne turbulencje w komorach dezorientujące rybę. Zwiększa się również wtedy możliwość zablokowania koryta przepławki. Każda przepławka winna być czynna przez cały rok, zapewniając przez to ciągłość hydrauliczną przepływu wody pomiędzy górnym i dolnym stanowiskiem przegrody piętrzącej [3].

Warto dodać, że o prawidłowym funkcjonowaniu przepławek mówi się wtedy, gdy są spełnione podstawowe zasady ich konstruowania, opierające się na wieloletnich pomiarach na modelach fizycznych i numerycznych [10].

Zasady projektowania przepławek w formie kanałów obiegowych wraz z przykładami

W rozdziale przedstawiono zasady projektowania przepławek naturopodobnych – w formie kanałów obiegowych (obejść), a także przytoczono przykłady takich rozwiązań. Budowa przepławek naturopodobnych jest zgodna z założeniami Ramowej Dyrektywy Wodnej, która zakłada stosowanie rozwiązań przyjaznych środowisku, skutecznie podnoszących stan ekologiczny wydzielonych jednolitych części wód (w sensie ilościowym i jakościowym; kontekst przyrodniczy, gospodarczy i społeczny) [7].

Przy projektowaniu przepławek „bliskich naturze” – kanałów obiegowych, bierze się pod uwagę następujące parametry [1, 8, 11, 19, 26, 27, 28, 29]:

- nachylenie dna w granicach 1:20 – 1:100;
- szerokość dna większa niż 0,80 m;
- średnia głębokość wody większa niż 0,2 m;
- średnia prędkość przepływu w granicach 0,4 – 0,6 m/s;
- maksymalna prędkość przepływu: 1,6 – 2,0 m/s (prędkości zróżnicowane – strefy spokojnego i szybszego przepływu);
- współczynnik rozproszenia energii: 150-200 W/m³;
- dno ciągle, o dużej szorstkości, zapewniające połączenie między ziarnami substratu dennego, najlepiej materiał rodzimy;

- przekrój poprzeczny zróżnicowany, z zastosowaniem umocnień biotechnicznych i wykorzystaniem kamieni, głazów itp.;
- głazy o nieregularnym kształcie, zwiększające szorstkość;
- otwarta przestrzeń między głazami: 0,3 – 0,4 m;
- zagłębienie głazów w podłożu: $\frac{1}{3}$ lub $\frac{1}{2}$ wysokości;
- odpowiednie zaprojektowanie wejścia i wyjścia przepławki - zapewnienie prądu wabiącego, umocnienia w celu ograniczenia zjawisk erozyjnych;
- kąt wejścia i wyjścia wody z przepławki ostry w stosunku do nurtu rzeki i ma miarę mniejszą niż 30 stopni;
- możliwość zastosowania dodatkowych urządzeń wabiących - fizyczne lub behawioralne bariery ochronne;
- charakter przepławki zbliżony do naturalnych warunków w ciekach

Rozwiązania są dostosowane do zastanych warunków geologicznych i geomorfologicznych oraz uwzględniają występujące gatunki ryb, które mają różne wymagania siedliskowe (prędkość wody, charakter dna, spadki itp.) [20].

Pierwszy przykład kanału obiegowego stanowi obejście na potoku Varrel Bäke w Niemczech, wybudowane w roku 1992. Przepławka ta przechwytyje część przepływu wód do zasilania stawów rybnych, kiedy osiągnąony jest poziom przepływu SNQ. Długość przepławki wynosi 130 m, jej szerokość to 2,5 m, nachylenie jest niewielkie – 1:45, mimo to wprowadzono progi kamienne z głazów, które różnicują prędkość wody. Przepływ waha się w granicach 0,25 – 0,50 m³/s, zaś maksymalna prędkość to 1,4 m/s. Brzegi ubezpieczono narzutem kamiennym oraz obsiano trawą. Istnienie przepławki na niewykorzystywanym do produkcji energii jazie młyńskim wynika z faktu, że stabilizuje ona dno i utrzymuje poziom wód podziemnych i kształtuje warunki hydrauliczne nawet podczas wysokich przepływów. W tym samym roku wybudowano kanał obiegowy na rzece Lech, w miejscowości Kinsau w Niemczech. Długość obejścia jest równa 800 m, przepływ równy 0,8 m³/s, szerokość zmienia się w granicach 2,5 – 4,0 m. Nachylenie średnie jest równe 1:100, maksymalne – 1:30. Kanał prowadzi wody o minimalnym przepływie 20 m³/s. Jest zlokalizowany na obszarze cennym bogatym przyrodniczo – w pobliżu znajdują się m.in. siedliska nietoperzy [26].

Inne przykłady krajowe i zagraniczne kanałów obiegowych to: kanał na rzece Kwacza w Dolinie Słupi w km 2+090 – 2+200 – jego funkcjonowanie stanowi jeden z elementów projektu renaturyzacji dla tej rzeki (przywracania jej do stanu naturalnego, pozostającego w równowadze biologicznej) [16]; miejscowość Colleshill, rzeka Cole w Wielkiej Brytanii - podawany jako przykład racjonalnego kształtowania rzek i potoków [8]; Hadfield, rzeka Don w Wielkiej Brytanii – autorka artykułu obejście dla ryb uznaje za rozwiązanie, które w największym stopniu odtwarza naturalny charakter rzeki, zapewniając strefy płytszej i głębszej wody, a jednocześnie będąc siedliskiem wszystkich organizmów wodnych [14].

Jak wynika z powyższych rozważań, odpowiednio zaprojektowane przepławki o charakterze naturopodobnym nie tylko zapewniają poprawę drożności cieków i odtwarzanie naturalnych siedlisk przyrodniczych, ale również przyczyniają się do regulacji warunków hydraulicznych cieków, stabilizacji dna i utrzymania poziomu wód podziemnych. Kanały obiegowe mają również estetyczny wygląd, odpowiednio wpasowują się w istniejący krajobraz.

Podsumowanie

Przepławki zarówno techniczne, jak również naturopodobne spełniają swoją funkcję, tj. zapewniają drożność rzek i spełniają funkcje korytarza ekologicznego dla organizmów wodnych.

Stosowanie przepławek jest zgodne z obowiązującymi przepisami z zakresu ochrony środowiska i gospodarki wodnej (Ramowa Dyrektywa Wodna, Dyrektywa Ptasia i Siedliskowa, akty prawne krajowe i akty prawa miejscowego).

Współczesne tendencje w konstruowaniu przepławek zmierzają w kierunku rozwiązań naturopodobnych.

Przepławki naturopodobne są zalecane w przypadku stwierdzenia konieczności wykonania działań renaturyzacyjnych przy jednoczesnym dysponowaniu wystarczającą przestrzenią do ich budowy – przepławki te lepiej dopasowują się do istniejącej topografii terenu oraz krajobrazu niż przepławki techniczne.

Natomiast przepławki techniczne stosuje się na terenach o ograniczonej powierzchni do wykorzystania – na przykład w miastach, które są w dużej części zagospodarowane i nie ma możliwości budowy przepławki naturopodobnej (czego przykładem jest Wrocławski Węzeł Wodny i przepławki przy Jazie Opatowice czy poniżej elektrowni wodnej Wrocław I).

Dla przepławek należy opracowywać instrukcje gospodarowania wodą, które określają zasady racjonalnego korzystania z zasobów wodnych w oparciu o ochronę środowiska [6].

W najbliższych latach, pod warunkiem spełnienia warunków lokalizacyjnych, a także posiadania środków finansowych na realizację przedsięwzięcia związanego z utworzeniem budowli hydrotechnicznej poprzecznej, powinno się dążyć do budowy przepławek, zwłaszcza naturopodobnych. W przypadku elektrowni wodnych warto stosować turbiny niskoobrotowe, które powodują obniżoną śmiertelność ryb po przejściu przez nie – na przykład śrubę Archimedes, turbina Vortex, VLH – w ten sposób nie musi zająć konieczność budowy przepławki, ponieważ organizmy wodne będą mogły swobodnie przepłynąć przez budowlę poprzeczną (śmiertelność do 5%). Są to turbiny niskospadowe [1, 2].

Z przeprowadzonej analizy wynika, że w przypadku przepławki komorowej w Głuchołazach na rzece Biała Głuchołaska zalecane prędkości wody nie przekroczą dopuszczalnych wartości, szerokości i długości komór zostały dobrane odpowiadają

wiednio. Natomiast ilość wody przepływająca przez przepławkę oraz spadek są zbyt duże. Jakość wody spełnia normy, wyłączając azot amonowy, azotyny i BZT₅, które są niekorzystne dla bytowania ryb. Przepławki naturopodobne oprócz zapewnienia drożności cieków stwarzają warunki do życia dla organizmów wodnych oraz wkomponowują się w istniejący krajobraz. Są wykorzystywane w projektach renowacji.

O prawidłowym funkcjonowaniu przepławek mówi się wtedy, gdy są spełnione podstawowe zasady ich konstruowania, opierające się na wieloletnich pomiarach na modelach fizycznych i numerycznych.

Literatura

- [1] Babiasz R., Engel J. i inni, *Wytyczne do uwarunkowań rozwoju hydroenergetyki w obszarze działania RZGW w Krakowie*, RZGW Kraków, RDOŚ Kraków, IOP – PAN, Kraków 2010.
- [2] Bartel R., Bieniarz K., Epler P., *Fish passing through the turbines of Pomeranian river hydroelectric plants*. Archives of Polish Fisheries. Instytut Rybactwa Śródlądowego, Olsztyn 2002, s. 275 – 280.
- [3] Błachuta J., *Wpływ zabudowy hydrotechnicznej na ryby, Jak skutecznie chronić przyrodę dolin rzecznych?, materiały szkoleniowe dla uczestników warsztatów zorganizowanych w dniach 29-30 maja 2007*.
- [4] Błachuta J., Rosa J., Wiśniewolski W., Zgrabczyński J.(red.), *Ocena potrzeb i priorytetów udroźnienia ciągłości morfologicznej rzek w kontekście osiągnięcia dobrego stanu i potencjału części wód w Polsce*. KZGW, Warszawa 2010.
- [5] Brylińska M., Bryliński E. 1970, *Wędrówki leszcza w kompleksie jeziorowym Wdzydze*. Rocznik Nauk Rolniczych, H, 92 (2): 7-33.
- [6] Chylarecki P., Engel J. i inni (red.), *Zasady gospodarowania na obszarach NATURA 2000 w dolinach rzek*, WWF Polska, GWP Polska, Warszawa, wrzesień 2005.
- [7] *Dyrektywa 2000: Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej (Ramowa Dyrektywa Wodna)*.
- [8] Hesse T., Puchalski W., *Bliskie naturze kształtowanie dolin rzecznych*, Wydawnictwo Uniwersyteckie Politechniki Koszalińskiej, Koszalin 2004.
- [9] Jędryka E., *Renaturyzacja małych cieków nizinnych*, IMUZ, Falenty 2003.
- [10] Kasperек R., Wiatkowski M., *Terenowe badania funkcjonowania przepławki dla ryb na zbiorniku Michalice*, Rocznik Ochrony Środowiska, tom 10, Koszalin 2008, s. 613 – 622.
- [11] Larinier M., Travade F., Porcher J. P., *Fishways: biological basis, design criteria and monitoring*. Bull. Fr. Pêche Piscic 364 suppl., 2002.
- [12] Lubieniecki B., *Przepławki i drożność rzek*. Wydawnictwo IRS Olsztyn 2002, s. 83.
- [13] *Materiały RZGW dotyczące zabudowy hydrotechnicznej rzeki Biała Głucholaska*, Maszynopis.
- [14] Mazurkiewicz-Boroń G., Starmach J., *Konsekwencje przegradzania rzek. Chrońmy Przyrodę Ojczystą*, tom 65, zeszyt 2, Kraków 2009, s. 83 – 92.
- [15] Mokwa M., *Przepławki dla ryb na stopniach regulacyjnych potoków górskich*. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich/Infrastructure and Ecology of Rural Areas, 4/2, Kraków 2007, s. 279 – 287.

- [16] Obolewski K., Osadowski Z., Miller M., *Sposoby renaturyzacji małych cieków na przykładzie rzeki Kwaczy (dolina Szupia)*. Nauka Przyr. Technol. 3 (3), #95, Poznań 2009.
- [17] Odeh, M. & Orvis, C., *Downstream Fish Passage Facilities Design Considerations and Development at Hydroelectric Projects in the North-east USA*, Jungwirth, M., Schmutz, S. & Weiss, S. (eds.), Fish migration and fish bypasses, Fishing News Books, Oxford, UK: Blackwell Science Ltd Publisher USA 1998.
- [18] Pliszka F., *Wyniki badań nad wędrówkami ryb w Wiśle*. Rocznik Nauk Rolniczych 57, 1951, s. 273-283.
- [19] Polska Zielona Sieć: *Przyjazne naturze kształtowanie rzek i potoków – praktyczny podręcznik*. Wrocław-Kraków 2008.
- [20] Pullin A.S., *Biologiczne podstawy ochrony przyrody*, PWN, Warszawa 2004.
- [21] Robson, A., Cowx, I. and Harvey, J., *Impact of run of the river hydro schemes on fish populations*, Scotland and Northern Ireland Forum for Environmental Research, 2011.
- [22] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 4 października 2002 r. w sprawie wymagań, jakim powinny odpowiadać wody śródlądowe będące środowiskiem życia ryb w warunkach naturalnych (Dz. U. nr 176, poz. 1455, 2002).
- [23] Wiatkowski M., Kózka K., *Badania funkcjonowania przepławki komorowej dla ryb przy stopniu wodnym Głucholazy na rzece Biała Głucholańska*, Kałuża T., Hämmerling M. (red.) *Problemy projektowania i eksploatacji przepławek dla ryb*, Poznań 2015, s. 43 – 56.
- [24] Wiatkowski M., Kózka K., *Wstępna analiza jakości wody rzeki Biała Głucholańska na odcinku przygranicznym*, Mazurkiewicz-Boroń G., Marczevska B. (red.), *Zagrożenia jakości wód powierzchniowych i metody działań ochronnych*. Wyd. KUL, Lublin 2014, s. 39-47.
- [25] Wiśniewolski W., *Odtwarzanie ekologicznej ciągłości rzek i szlaków migracji ryb*, Środowiskowe aspekty gospodarki wodnej, Komitet Ochrony Przyrody Pan, Wydział Inżynierii Kształtowania Środowiska i Geodezji AR we Wrocławiu, Wrocław 2005, s. 295-319.
- [26] WWF, *Przepławki dla ryb – projektowanie, wymiary i monitoring*, Warszawa 2016.
- [27] Zgrabczyński J., *Identyfikacja i ocena sprawności przepławek dla ryb w regionie wodnym Warty*. Nauka, Przyroda, Technologie, Melioracje i Inżynieria Środowiska 1: 2, #35, 2007.
- [28] Żelazo J., *Analiza potrzeb i możliwości realizacji inwestycji wodnych w aspekcie wymagań ochrony środowiska*, Środowiskowe aspekty gospodarki wodnej, Komitet Ochrony Przyrody Pan, Wydział Inżynierii Kształtowania Środowiska i Geodezji AR we Wrocławiu, Wrocław 2005, s. 275-295.

- [29] Żelazo J., Popek Z., *Podstawy renaturyzacji rzek*. Wydawnictwo SGGW, Warszawa 2014.

Tomasz Tomkowicz¹⁾, dr hab. inż. Mariusz Dudziak, prof. nzw. w Pol. Śl.²⁾,
dr inż. Edyta Kudlek³⁾

Politechnika Śląska, Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki
Instytut Inżynierii Wody i Ścieków

¹⁾t.tomkowicztt@gmail.com, ²⁾mariusz.dudziak@polsl.pl, ³⁾edyta.kudlek@polsl.pl

MEMBRANOWE OCZYSZCZANIE WÓD KOPALNIANYCH – STUDIUM PRZYPADKU

Membrane treatment of mine water – case study

Słowa kluczowe: wody kopalniane, oczyszczanie, technologie, projektowanie

Keywords: mine water, treatments, technologies, design

Streszczenie:

W pracy omówiono zagrożenia i problemy wywoływane przez wody dołowe oraz możliwości ich wykorzystania wraz z metodami oczyszczania. Przedstawiono typowe oraz istniejące układy technologiczne oraz zasady ich projektowania. Dokonano próby doboru układu oczyszczania rzeczywistego strumienia wody kopalnianej w oparciu o program komputerowy IMSDesign. Wody kopalniane po odpowiednim uzdatnieniu to potencjalne źródło wody do wykorzystania przez przemysł, bądź do zasilania systemów zaopatrywania w wodę pitną. W celu ograniczenia zasolenia i zwiększenia zasobów wodnych przez wody dołowe stosowane są techniki membranowe pozwalające otrzymać z wody słonawej zasób o odpowiednio małym stopniu zmineralizowania, dzięki czemu woda ta może spełnić wymagania stawiane wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Dobór odpowiedniego układu membranowego oczyszczania wody kopalnianej powinien uwzględniać wiele czynników takich jak np. właściwości fizykochemiczne wody surowej, wymagane parametry oczyszczonej wody w zależności od przeznaczenia, ilość wody, koszty inwestycyj-

ne oraz eksploatacyjne. Istnieją różne metody separacji membranowej możliwe do zastosowania w tym aspekcie m.in. odwrócona osmoza, ultra/nano/mikrofiltracja, elektrodializa, wymiana jonowa, destylacja membranowa, wymuszona osmoza i inne. Obecnie w procesie projektowania układów przeznaczonych do oczyszczania wód kopalnianych pomocne są programy komputerowe do doboru modułów membranowych udostępnianych przez ich producentów. W oparciu o program IMSDesign firmy Hydranautics przedstawiono proces doboru odpowiedniego systemu separacji wykorzystującego proces odwróconej osmozy.

Wody pokopalniane i zagrożenia związane z ich wprowadzaniem do środowiska

Wody pokopalniane powstające w wyniku wydobycia surowców naturalnych są silnie zmineralizowane i zwykle brak w nich zanieczyszczeń biologicznych oraz organicznych, jednakże wody dołowe mogą być zanieczyszczone również radionuklidami ze względu na możliwość ich występowania w podłożu [1]. Tym samym głównymi zagrożeniami związanymi z wprowadzaniem wód dołowych do środowiska są [2]:

- skażenie wód radionuklidami,
- zasolenie naturalnych odbiorników wodnych np. rzek.

Zarówno w pierwszym przypadku, jak i drugim ograniczone zostają przez dane zanieczyszczenia zasoby wód słodkich lub też zwiększa się koszt ich wykorzystania. Ponadto zrzut wód kopalnianych do naturalnych odbiorników wodnych powoduje ich zasolenie, zaburza równowagę środowiska wodnego i przyczynia się do degradacji populacji organizmów żywych umożliwiających samooczyszczanie się tych wód. Z uwagi na malejące zasoby wód słodkich oraz rosnące zapotrzebowanie na wodę przeznaczoną do spożycia przez ludzi oraz wodę na potrzeby zakładów przemysłowych, celowe jest oczyszczanie wód dołowych dla zmniejszenia negatywnego wpływu odprowadzania znacznych ilości zasolonych wód kopalnianych lub dla wykorzystania do zasilania systemów zaopatrywania w wodę przeznaczoną do spożycia przez ludzi, lub w przemyśle, w szczególności w rejonach cierpiących na deficyt wody [1-5].

W Polsce problem wprowadzania wód dołowych, związanych z eksploatacją kopalń do rzek jest poważny ze względu na gospodarkę energetyczną, opartą w głównej mierze na górnictwie węgla kamiennego i brunatnego. Intensywne wydobycie tych surowców wymaga odprowadzenia dużych ilości zasolonych wód dołowych z drenowanych górotworów. Istniejące wymagania dotyczące wprowadzania ścieków, takie jak Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 18 listopada 2014 w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowi-

ska wodnego (Dz. U. 2014 poz. 1800), wymuszają ograniczenie we wprowadzanych do wód śródlądowych i morskich wodach stężenia chlorków i siarczanów [1-4].

Możliwości wykorzystania wód pokopalnianych

Wody dołowe mogą stanowić źródło energii dzięki odzyskowi energii geotermalnej, która może zostać zastosowana do ogrzewania obiektów lub zapewnienia ciepłej wody użytkowej zastępując np. kotłownię węglową zmniejszając emisję pyłów i gazów oraz ograniczając koszty ciepłej wody użytkowej i ogrzewania [6].

Po usunięciu zanieczyszczeń mineralnych stosując metody membranowej separacji, woda pokopalniana może być wykorzystana do zasilenia systemów dystrybucji wody przeznaczonej do spożycia, pod warunkiem spełnienia wymagań stawianych przez Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 13 listopada 2015 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz. U. 2015 poz. 1989), bądź zapewnienia wody do celów przemysłowych takich jak np. wytwarzanie ciepła czy energii elektrycznej, gdzie woda o niskim stopniu zmineralizowania zmniejsza ryzyko wystąpienia problemów eksploatacyjnych w tych obiektach [4, 5].

Powstający w procesie oczyszczania membranowego zatężony strumień odpadowy (retentat) wymaga odpowiedniego zagospodarowania. Istnieje możliwość odzysku surowców chemicznych ze zatężonego roztworu przy użyciu odpowiednich metod takich jak np. termiczne zatężanie solanki i krystalizacja chlorku sodu w krystalizatorach. Takie działanie generuje dodatkowe źródło zysku i zmniejsza strumień wymagającego zagospodarowania retentatu [1, 4].

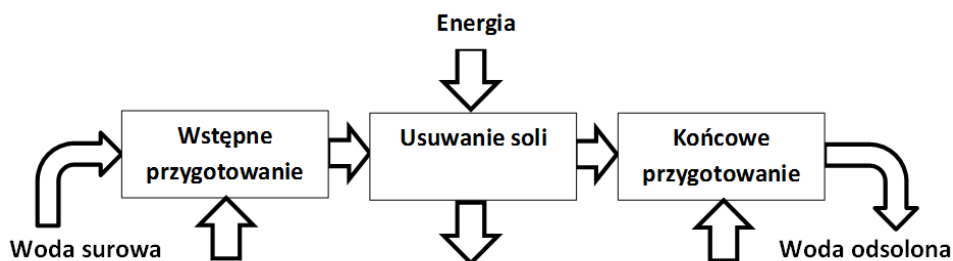
Ciekawostkę stanowi wykorzystanie wód kopalnianych do fertygacji farmy trawy darniowej przy wykorzystaniu procesu odwróconej osmozy i nanofiltracji stosowanych do separacji zanieczyszczeń mineralnych i wzbogacenia w substancje odżywcze wspomagające wzrost w pilotowych badaniach przy kopalni węgla Newstan w Australii w stanie Nowa Południowa Walia [7].

Metody membranowego oczyszczania wód dołowych

Istnieje wiele technik membranowego oczyszczania strumieni wodnych, które mogą zostać wykorzystane dla wód pokopalnianych, jednak ogólnie proces odsalania najczęściej składa się z trzech etapów (rys. 1):

- wstępnego przygotowania wody (np. koagulacja, wstępna filtracja, biologiczne oczyszczanie, korekta pH lub inne),
- usuwanie soli przy użyciu modułów membranowych,

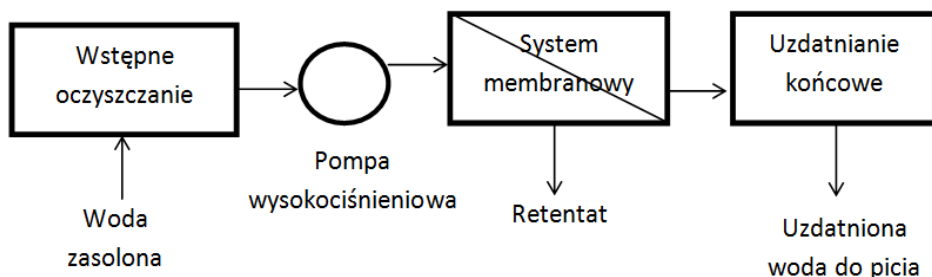
- końcowe przygotowanie wody w zależności od późniejszego sposobu wykorzystania oczyszczonej wody.



Rys. 1. Ogólny schemat procesu membranowego odsalania

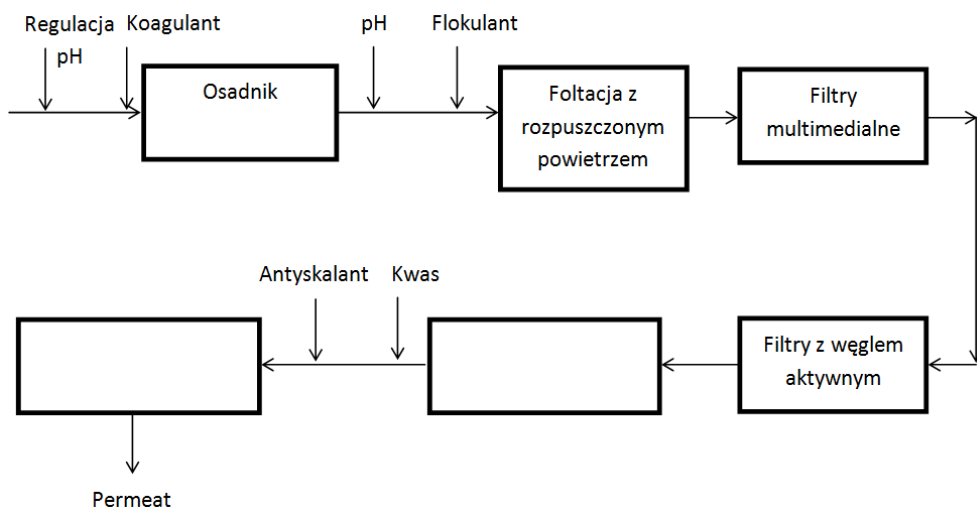
Źródło: Bodzek M., Konieczny K., *Usuwanie zanieczyszczeń nieorganicznych ze środowiska wodnego metodami membranowymi*, Wydawnictwo Seidel-Przywecki, 2011

Odwrócona osmoza należy do procesów membranowych, których siłą napędową jest różnica ciśnień po obu stronach membrany (tak samo jest w przypadku mikrofiltracji MF, ultrafiltracji UF i nanofiltracji NF, jednak ciśnienia transmembranowe w odwróconej osmozie RO jest od 1,5 do 8 MPa i znacznie przekraczają stosowane w MF, UF i NF). Dzięki przyłożonemu ciśnieniu (zwanym ciśnieniem osmotycznym, które pozwala na przepływ rozpuszczalnika w kierunku odwrotnym do naturalnej osmozy) rozpuszczalnik oraz rozpuszczone substancje małocząsteczkowe są transportowane przez membranę w kierunku roztworu o mniejszym stężeniu, a większe cząsteczki, koloidy i drobne zawiesiny są zatrzymywane. Membrana używana w RO jest asymetryczna lub kompozytowa, jej grubość to ok. 150 μm , a wielkość porów poniżej 2 nm, jest ona wykonana z polimerów hydrofilowych takich jak octan celulozy, bądź poliamidy aromatyczne i inne polimery, jako warstwa aktywna membran kompozytowych. Najczęściej membrany do RO mają cienki film separujący i warstwy podtrzymujące o coraz gorszej zdolności separacji, zwykle konfiguracja z włókien kanalikowych lub moduły spiralne. Typowa instalacja RO do odsalania (rys. 2) składa się z systemu wstępnego oczyszczania wody surowej, systemu odsalania membranowego z pompą wysokociśnieniową i końcowego uzdatniania. W instalacjach membranowych powstaje permeat, który jest produktem separacji na membranie oraz retentat będący koncentratem soli. Głównym celem instalacji membranowej do odwróconej osmozy jest zatężanie i/lub oczyszczanie rozcieńczonych roztworów wodnych. Tym samym znalazła ona zastosowanie w odzysku wody z odcieków ze składowisk, ścieków przemysłowych, bądź otrzymywaniu wody do picia z wód słonawych (rys.3). Odwróconą osmozę stosuje się również w ramach przygotowania wody do celów przemysłowych takich jak wytwarzanie ciepła czy energii elektrycznej [4, 5, 8].



Rys. 2. Schemat odświeżania metodą RO

Źródło: Bodzek M., Konieczny K., *Usuwanie zanieczyszczeń nieorganicznych ze środowiska wodnego metodami membranowymi*, Wydawnictwo Seidel-Przywecki, 2011

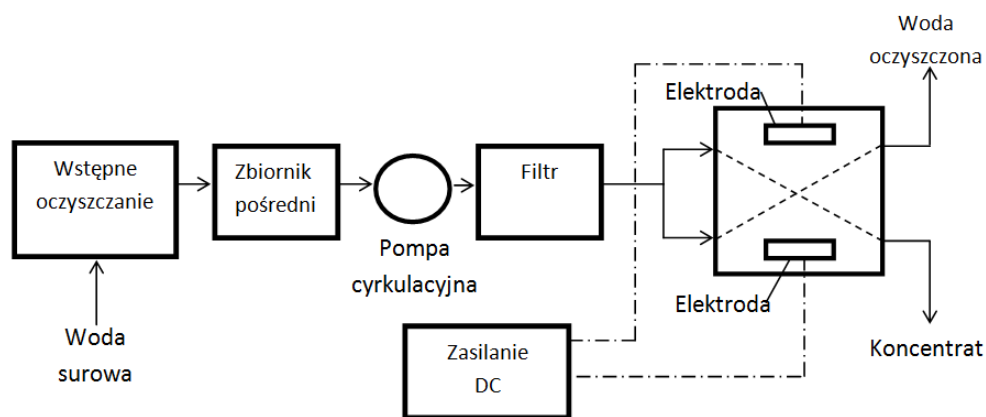


Rys. 3. Instalacja odświeżania przy kopalni miedzi w Chile

Źródło: Bobik M., Labus K., *Metody odświeżania wód kopalnianych w praktyce przemysłowej – stan obecny technologii i nowe wyzwania*, Przegląd Górniczy, 4, 2014

Inną techniką membranową odświeżania jest elektrodializa. Metoda kosztowniejsza ze względu na większe zużycie energii, ponadto instalacja oparta na elektrodializie pracuje ze zmniejszoną wydajnością podczas pracy ze stężonymi roztworami. W tym procesie ogranicza się transport jonów dzięki membranom kationowymiennym i anionowymiennym będącym w polu elektrycznym (rys.4). Membrany kationowymiennie mają wbudowane ujemnie naładowane grupy w sieć polimerową, a anionowymiennie dodatnio naładowane, ponadto membrany jonowymiennie powinny cechować się małą opornością elektryczną, dużą zdolnością wymienną, odpornością mechaniczną i chemiczną oraz wysoką selektywnością w stosunku do jednego rodzaju jonów. Membrany kationo- i anionowymiennie ustawione równole-

gle i oddzielone przekładkami dystansującymi spięte ramami napinającymi tworzą stos elektrodialityczny stosowany do realizacji ukierunkowanego transportu jonów pod wpływem stałego pola elektrycznego. Pole elektryczne jest zapewnione przez elektrody znajdujące się w zewnętrznych komorach stosu membranowego. Na-przemienne ułożenie membran aniono- i kationowymiennych dzieli elektrodializer na komory odsalania i zateżniania roztworu, dzięki oddzielnemu łączeniu strumieni stężonych i rozcieńczonych odbiera się roztwór odsolony i koncentrat. Instalacje wykorzystujące elektrodializę można stosować do otrzymywania wody do picia i wody technologicznej z wód słonawych i gruntowych, zateżniania wody morskiej w celu uzyskania soli, uzdatniania popłuczyn z galwanizacji, oczyszczania ścieków przemysłu chemicznego, a również w przemyśle spożywczym np. do odkwaszania soków owocowych [4, 5, 8].



Rys. 4. Schemat odsalania metodą ED

Źródło: Bodzek M., Konieczny K., *Usuwanie zanieczyszczeń nieorganicznych ze środowiska wodnego metodami membranowymi*, Wydawnictwo Seidel-Przywecki, 2011

Inną metodą odsalania jest destylacja membranowa (MD), proces ten jednak nie osiągnął stopnia rozwoju komercyjnego z uwagi na koszty, jednak z uwagi na wiele możliwości aplikacji, również w wypadkach gdzie inne metody zawodzą, powstało kilka dużych instalacji do odsalania w skali pilotowej. Sam proces polega na odparowaniu przez porowatą, liofobową nieselektywną membranę – jest to jedynie bariera fizyczna. Dzięki różnicy temperatur wodnego roztworu po obydwu stronach membrany zachodzi transport maszyn kierunku strumienia chłodniejszego, warunkiem zachodzenia procesu jest utrzymanie fazy gazowej w porach membrany, gdyż zwilżenie membrany powoduje ustanie procesowi przepływ objętościowy bez separacji. Selektowność rozdziału zależy od ciśnienia cząstkowego prężności pary danego składnika – wyższe ciśnienie cząstkowe to szybszy transport przez mem-

branę. W przypadku roztworów soli w fazie gazowej w równowadze z roztworem występuje tylko para wodna, co oznacza, że proces dla roztworów substancji nietlotnych jest selektywny i osiąga się destylat wysokiej czystości, gdyż dzięki membranie nie zachodzi porywanie kropel. Znacznym ograniczeniem możliwości stosowania tej techniki jest możliwość zwilżenia membrany nawet przy niewielkich ilościach środków powierzchniowo czynnych lub substancji organicznych. Dodatkowo powstawanie osadów na powierzchni membran przyspiesza zwilżanie membran, zaś fouling ma mniejsze znaczenie niż w innych technikach [1, 4, 5].

Wodę odsoloną lub zdemineralizowaną do przemysłu energetycznego do zasilania kotłów wysokoprężnych, do zakładów farmaceutycznych, chemicznych i produkcji żywności można otrzymać stosując technologię wymiany jonowej, w tym celu stosuje się jonity (żywice jonowymienne). Jonity to nierozpuszczalny szkielet z osadzonymi zdolnymi do wymiany dysocjującymi w wodzie grupami funkcyjnymi. Podobnie jak w elektrodializie ważny jest ładunek jonów, dlatego anionity wiążą aniony, a kationity – kationy, dlatego przy przepływie przez anionit i kationit można otrzymać wodę dejonizowaną, a jonity zatrzymują jony, dlatego przy zablokowaniu możliwości dalszej wymiany trzeba zregenerować złożę przepuszczając silny kwas (kationity) lub zasadę (anionity). W wypadku tych złożów trzeba wziąć pod uwagę obciążenie hydrauliczne i prędkość przepływu przez złożę poza takimi czynnikami jak odczyn, skład, ilość, temperatura, a oprócz tego częstotliwość regeneracji zużycie czynnika regenerującego [1, 4, 5].

Dodatkowo można stosować hybrydowy proces odsalania, który polega na łączeniu różnych technik membranowych, najczęstszymi połączeniami są:

- odwrócona osmoza z procesami termicznymi z wytwarzaniem energii,
- wstępne oczyszczanie przez ultrafiltrację lub mikrofiltrację z zasadniczym sposobem odsalania RO/ED lub innym,
- zastosowanie nanofiltracji do zmiękczenia wody surowej do destylacji lub RO.

Łączenie różnych technik pozwala zwiększyć wydajność i zmniejszyć koszty odsalania wody. Dodatkowo pozwala to ograniczyć problemy eksploatacyjne i żywotność membran. Ponadto w celu zmniejszenia kosztów w niektórych wypadkach można wykorzystać ciepło odpadowe lub geotermalne (MD), bądź odzyskać część energii wykorzystując turbinę (RO) lub odzyskać część energii cieplnej [4, 5].

Dobór odpowiedniej membrany powinien opierać się na badaniach parametrów wody surowej i wymaganych parametrów permeatu w zależności od przeznaczenia, ważna jest zawartość rozpuszczonych substancji oraz pH, ponadto membrana do RO powinna cechować się wysokim powinowactwem do wody, małym do substancji rozpuszczonej. Trzeba też wziąć pod uwagę możliwe problemy eksploatacyjne takie jak skaling i fouling. Skaling jest to zjawisko tworzenia się kamienia membranowego np. CaCO_3 , CaSO_4 , BaSO_4 , można ograniczyć to zjawisko przez ograniczenie odzysku wody odsolonej do 50% i zastosowanie antyskalantów, czyli substancji kompleksujących dwuwartościowe jony. Fouling zaś to trwała, często

nieodwracalna zmiana przepuszczalności membrany wywołana przez odkładanie się cząstek zawieszonych, koloidów soli lub rozpuszczalnych związków wielkocząsteczkowych na powierzchni bądź w porach membrany, w celu zabezpieczenia układu membrany przed foulingiem stosuje się wstępne oczyszczanie mające na celu usunięcie grożących foulingiem substancji [4, 5, 8, 9].

Doboru modułu membrany do RO można dokonać korzystając z programów doboru udostępnianych przez producentów tychże, jak np. program IMSDesign firmy Hydranautics. Do programu wprowadza się takie parametry jak: pH nadawy, obecne kationy i aniony, w następnym kroku zakłada się odzysk permeatu, przepływ, ilość stopni układu, zaś program proponuje rodzaj membrany dla danego typu wody zasolonej. Otrzymujemy schemat z parametrami wody w poszczególnych częściach układu (przed, za, permeat, retentat), wymagane ciśnienie osmotyczne, otrzymuje się informację czy jest wymagany antyskalant itp. Dzięki temu w sposób szybki i nieskomplikowany można uniknąć skomplikowanych obliczeń instalacji membranowej [10].

Procedura projektowania systemu oczyszczania wybranej wody pokopalnianej w oparciu o program komputerowy IMSDesign firmy Hydranautics

Dokonano próby zaprojektowania instalacji membranowej odwróconej osmozy do odsalania wody pokopalnianej w celu wykorzystania jej do zaopatrywania ludzi w wodę przeznaczoną do picia spełniającą warunki z Rozporządzenia Ministra Zdrowia z dnia 13 listopada 2015 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz. U. 2015 poz. 1989).

Podstawę opracowania stanowią parametry próbki wody pokopalnianej A z kopalni miedzi w Zachodniej Australii (tabela 1) z publikacji z czasopisma „Membranes” [11], oraz założony przepływ wody zasilającej w ilości 10 m³/h. Doboru modułu membranowego dokonano przy użyciu programu IMSDesign firmy Hydranautics.

Tabela 1. Skład fizykochemiczny wody pokopalnianej

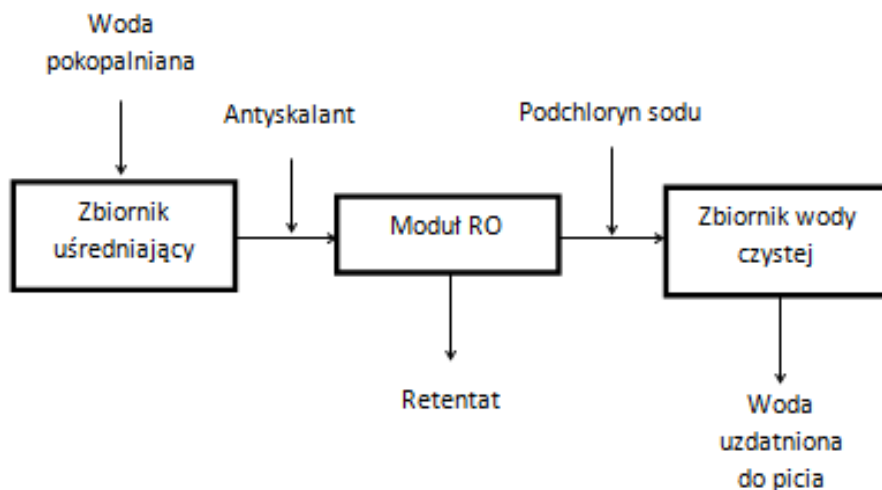
Parametr	Jednostka	Wartość
pH	-	4,56
Aluminium Al ³⁺	mg/dm ³	14
Chlorki Cl ⁻	mg/dm ³	2300
Magnez Mg ²⁺	mg/dm ³	770
Mangan Mn ³⁺	mg/dm ³	440
Miedź Cu ²⁺	mg/dm ³	410
Potas K ⁺	mg/dm ³	310
Siarczany SO ₄ ²⁻	mg/dm ³	6900

Sód Na^+	mg/dm^3	2000
Wapń Ca^{2+}	mg/dm^3	480
Żelazo Fe^{3+}	mg/dm^3	0,14

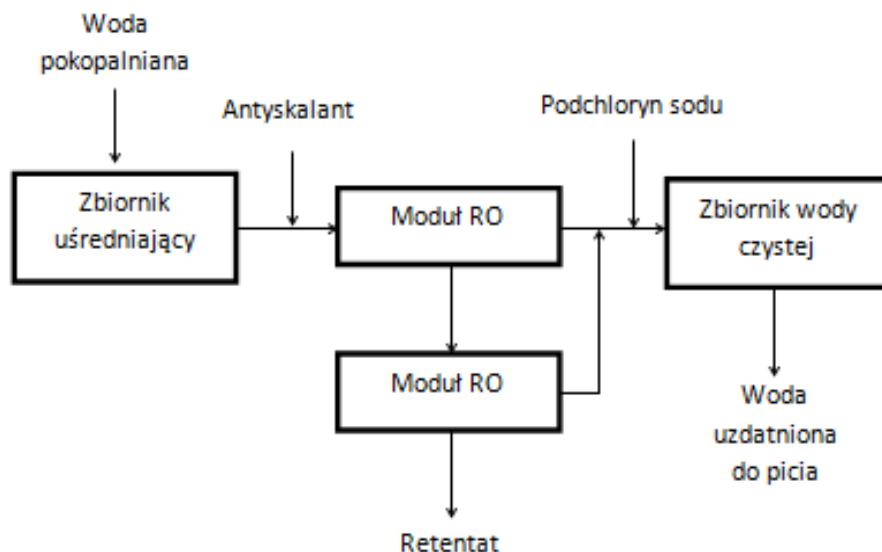
Źródło: Mark Mullett, Roberta Fornarelli, David Ralph; 2014, Nanofiltration of mine Water: Impact of Feed pH and Membrane Charge on Resource Recovery and Water Discharge, Membranes, 4, 2014, 163-180

Zaproponowano rozwiązanie w postaci układu zbiornika uśredniającego zasilanego wodą pokopalnianą, modułu membranowego zasilanego pompą oraz zbiornika wody czystej stanowiącego zasilanie systemu zaopatrywania w wodę do picia. Założono również dezynfekcję wody przy użyciu podchlorynu sodu w celu wykluczenia możliwości wtórnego zanieczyszczenia wody drobnoustrojami oraz zastosowanie antyskalanta w celu ograniczenia skalingu. Przy użyciu programu IMSDesign sprawdzono wydajność separacji przy użyciu procesu odwróconej osmozy z jednym, bądź dwoma stopniami uzdatniania (rys. 5).

I-stopniowe uzdatnianie



II-stopniowe uzdatnianie



Rys. 5. Rozpatrywane konfiguracje technologiczne

Źródło: Opracowanie własne

Wykorzystując program doboru IMSDesign w pierwszym kroku wprowadzono parametry wody surowej takie jak: zawartości poszczególnych kationów i anionów (domyślnie 15 jonów, jednakże można dodać dodatkowe przez opcję „Niestandar-

dowe jony” i wyszukanie potrzebnych jonów w rozwijanej liście), temperaturę oraz pH w oknie dialogowym „Analiza” (rys. 6).

The screenshot shows the 'Analiza' (Analysis) window of the IMSDesign software. The interface includes a menu bar (About, Online Help, Design Guidelines), a toolbar (New, Open, Save, Custom Ions, Multiple Analysis, Open, Save As, Reset, Print, Standard Calculator), and a status bar (Project file, Options, Analysis Save). The main area displays various water analysis parameters:

Project: 1		Calculated by: Tom		Temperature: 25.0 °C	Water Type: RO Permeate
pH	4.56	CO3	0.000 mg/l	CO2	3.085 mg/l
				E Conductivity	19806.8 µs/cm

Cations			Anions		
	mg/l	mg/l CaCO3		mg/l	mg/l CaCO3
Ca	480.00	1200.00	HCO3	0.10	0.08
Mg	770.00	3155.74	SO4	6900.00	7187.50
Na	2000.00	4347.83	Cl	2300.00	3244.01
K	310.00	396.44	F	0.00	0.00
NH4	0.00	0.00	NO3	0.00	0.00
Ba	0.000	0.00	PO4	0.00	0.00
Sr	0.000	0.00	SiO2	0.00	
Mn	440.000	800.87	B	0.00	
Cu	410.000	645.26		0.000	0.00
Al	14.000	77.78		0.000	0.00
Total, meq/l		212.48	Total, meq/l		208.63

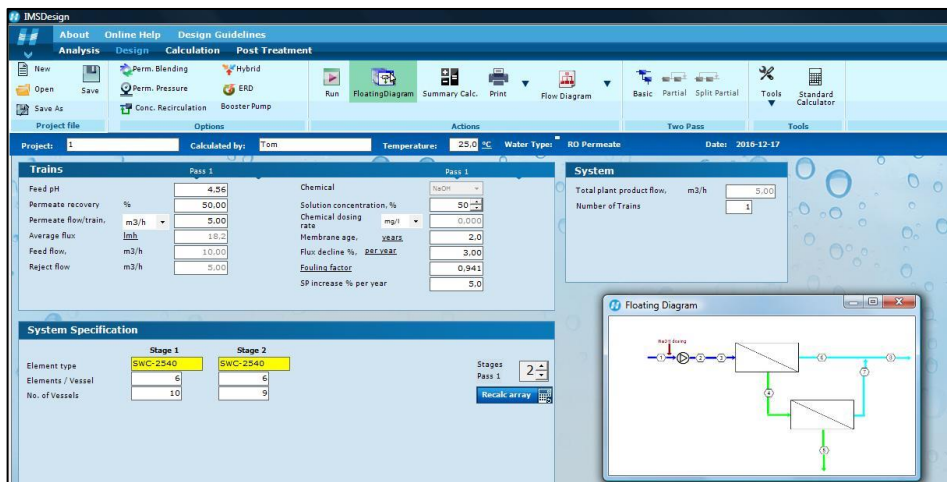
Saturations	
Calculated TDS	13624 mg/l
Osmotic pressure	6.0 bar
Ca3(PO4)2 SI	0.00
CCPP	-101.92 mg/l
CaSO4	106.8 %
BaSO4	0.0 %
SrSO4	0.0 %
CaF2	0.0 %
Silica	0.0 %

Rys. 6. Wprowadzenie parametrów wody pokopalnianej - okno "Analiza"

Źródło: Opracowanie własne

Następnie założono w oknie „Projekt” wielkość odzysku permeatu, ilość otrzymywanego permeatu oraz wybrano rozpatrywane moduły. Przy tym wyborze program oblicza wartość TDS (sumaryczne stężenie rozpuszczonych substancji) przy zastosowaniu danego elementu.

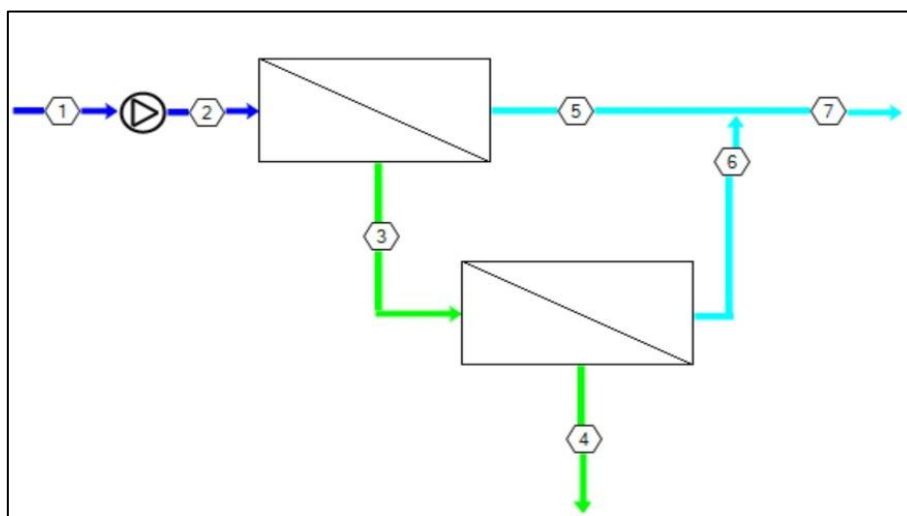
Ponadto wybrano liczbę stopni oczyszczania oraz założono liczbę danych elementów. W projektowanej instalacji założono odzysk na poziomie 50%, ilość otrzymywanego permeatu na poziomie 5 m³/h oraz wybrano moduł membranowy SWC – 2540. Poglądowo przedstawiono widok okna „Projekt” (rys. 7).



Rys. 7. Dobór liczby i typu elementów i zbiorników ciśnieniowych - okno "Projekt"

Źródło: Opracowanie własne

Dzięki opcji „Ruchomy diagram” można zaobserwować schemat zaproponowanego rozwiązania w otwartym oknie (rys. 8).



Rys. 8. Schemat dwustopniowego układu separacji

Źródło: Opracowanie własne

Po wprowadzeniu powyższych założeń program umożliwia wykonanie obliczeń stężeń w permeacie na podstawie parametrów wody surowej i wybranego rozwiązania instalacji membranowej. Wyniki obliczeń programu przedstawione są

w nim w postaci tabeli stężeń poszczególnych substancji wraz z tabelą przepływów na jeden element, wymaganą wysokością ciśnienia nadawy oraz ewentualne ostrzeżenia (np. o wymaganym zastosowaniu antyskalanta) tak jak na rysunku (rys. 9).

Trains

Parameter	Value
Feed pH	4.56
Permeate recovery %	50.00
Permeate flow/train, m ³ /h	5.00
Average flux, lm/h	18.2
Feed flow, m ³ /h	10.00
Reject flow, m ³ /h	5.00

Chemical

Parameter	Value
Solution concentration, %	1.00
Chemical dosing rate, mg/l	0.000
Membrane age, years	2.0
Flux decline %, per year	3.00
Fouling factor	0.941
SP increase % per year	5.0

System

Parameter	Value
Total plant product flow, m ³ /h	5.00
Number of Trains	1

Calculation Results (Flows are per vessel)

Array	Vessels	Feed (bar)	Conc (bar)	Feed (m ³ /h)	Conc (m ³ /h)	Flux (lm/h)	Highest flux (lm/h)	Highest beta
1-1	10	21.8	19.2	1	0.67	22.9	27.7	1.02
1-2	9	19	17.1	0.74	0.56	12.9	16.6	1.02

Permeate Concentration

Species	Concentration
Ca	2.010
Mg	3.225
Na	40.060
Mn	1.843
K	7.753
NH4	0.000
Ba	0.000
Cu	1.717
Sr	0.000
CO3	0.004
SO4	41.677
Al	0.029
Cl	55.336
F	0.000
P04	0.000
SiO2	0.000
B	0.000
CO2	3.085
CO3	0.000
pH	3.3
TDS	154.21 mg/l

Concentrate saturations and parameters

Parameter	Value
CaSO4, %	25.5
BaSO4, %	0
Ca3(PO4)2, %	0.00
SrSO4, %	0
SiO2, %	0
CaF2, %	0
Osmotic pressure	11.0 bar
CCRP	-39.90 mg/l
pH	4.8
TDS	27104.7 mg/l

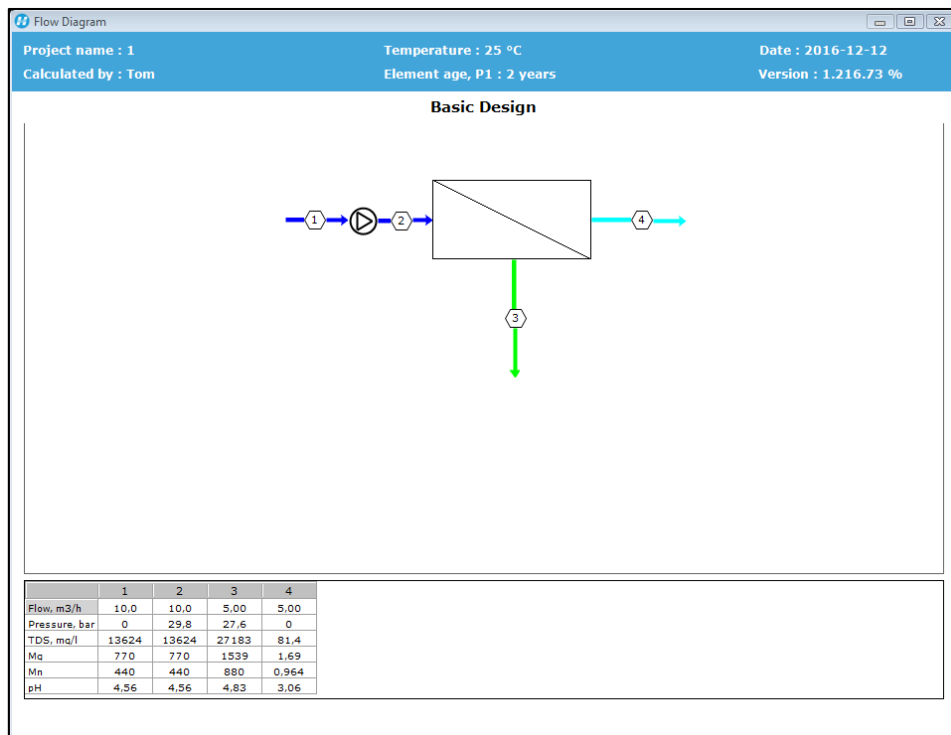
Warning:

- Anti Scalant required.

Rys. 9. Wynik doboru - okno "Projekt"

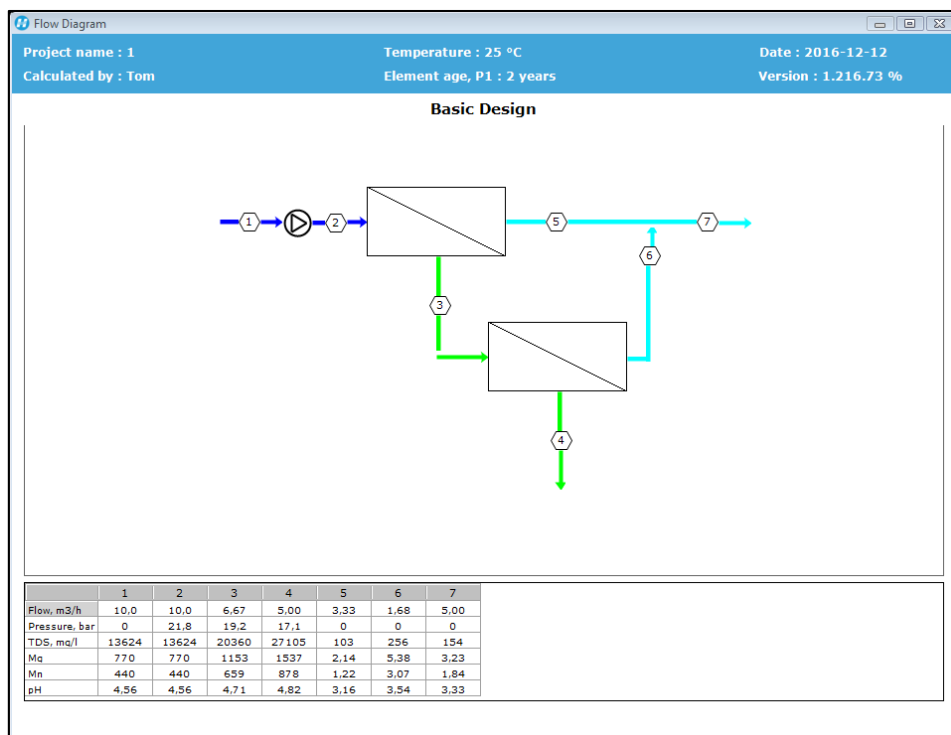
Źródło: Opracowanie własne

Ponadto można wygenerować schemat z tabelą przepływów, wymaganą wysokością ciśnienia oraz stężeniami poszczególnych substancji w charakterystycznych punktach instalacji zarówno dla jednego stopnia oczyszczania (rys. 10), jak i dwóch stopni separacji (rys. 11).



Rys.10. Schemat dla jednostopniowego oczyszczania

Źródło: Opracowanie własne



Rys. 11. Schemat dla dwustopniowego oczyszczania

Źródło: Opracowanie własne

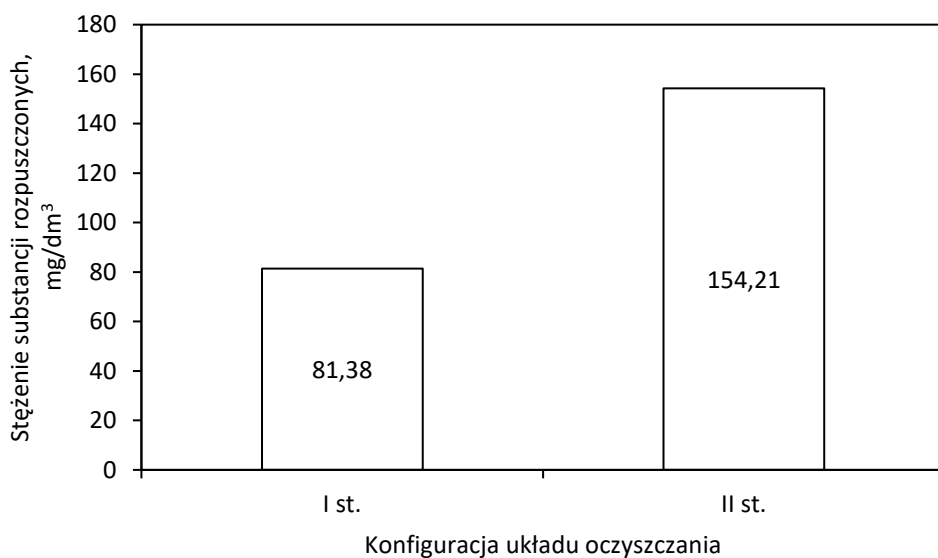
Stosując program dobrano dla jednostopniowego uzdatniania 6 modułów membranowych SWC-2540, zaś dla dwustopniowego 6 elementów dla pierwszego i 6 elementów dla drugiego stopnia. Obydwa przypadki wymagają zastosowania antyskalanta. IMSDesign umożliwia wygenerowanie raportu dla doboru. Raport zawiera wprowadzone dane, schemat przepływów oraz obliczone przez program wartości.

W celu porównania efektywności rozpatrywanych układów zestawiono w tabeli 2 stężenia poszczególnych substancji w permeacie po jednostopniowym, bądź dwustopniowym procesie separacji. W celu oceny zdatności otrzymanej wody do spożycia przez ludzi porównano te stężenia z dopuszczalnymi w Rozporządzeniu Ministra Zdrowia z dnia 13 listopada 2015 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz. U. 2015 poz. 1989). Zestawienie pozwala zauważyć, że rozwiązanie jednostopniowe jest korzystniejsze. Na podstawie tabeli sporządzono rysunek 12.

Tabela 2. Skład fizykochemiczny permeatu po jedno- i dwustopniowym oczyszczaniu

Parametr	Jednostka	Wartość dla I stopnia	Wartość dla II stopni	Wymagana wartość zgodna z Dz. U. 2015 1989
pH	-	3,1	3,3	6,5-9,5
Aluminium Al^{3+}	mg/dm ³	0,02	0,03	Poniżej 0,2
Chlorki Cl^{-}	mg/dm ³	29,02	55,34	Poniżej 250
Magnez Mg^{2+}	mg/dm ³	1,69	3,23	30-125
Mangan Mn^{3+}	mg/dm ³	0,96	1,84	Poniżej 0,05
Miedź Cu^{2+}	mg/dm ³	0,90	1,72	Poniżej 2,0
Siarczany SO_4^{2-}	mg/dm ³	21,81	41,68	Poniżej 250
Sód Na^{+}	mg/dm ³	21,00	40,06	Poniżej 200
TDS	mg/dm ³	81,38	154,21	-

Źródło: Opracowanie własne



Rys. 12. Stężenie substancji rozpuszczonych w permeacie dla jedno- i dwustopniowego systemu oczyszczania

Źródło: Opracowanie własne

Wnioski

W oczyszczaniu wód kopalnianych obecnie największe znaczenie mają procesy membranowe, w tym głównie wysokociśnieniowe takie jak odwrócona osmoza.

Przeprowadzone komputerowe projektowanie oczyszczania wybranej wody kopalniane pozwoliło na sformułowanie następujących wniosków szczegółowych:

Na podstawie sporządzonego rysunku 12 przedstawiającego sumaryczne stężenie rozpuszczonych substancji (TDS) określono, że proces oczyszczania wód kopalnianych jest znacznie korzystniejszy z wykorzystaniem jednego stopnia separacji niż dwustopniowego, gdyż przy wykorzystaniu jednostopniowego systemu uzyskano prawie dwukrotnie lepsze parametry permeatu (wartość TDS dla jednostopniowego układu – $81,38 \text{ mg/dm}^3$, a dla dwustopniowego – $154,21 \text{ mg/dm}^3$).

Porównując otrzymane stężenia permeatu z wymaganiami z Rozporządzenia Ministra Zdrowia z dnia 13. listopada 2015r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (tabela 2) można stwierdzić, że przekroczone jest stężenie manganu, a pH i stężenie magnezu są za niskie zarówno dla uzdatniania jednostopniowego, jak i dwustopniowego. Oznacza to, że przy danych parametrach wody surowej niemożliwe jest otrzymanie wody spełniającej wymagania wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi poprzez zastosowanie instalacji opartej wyłącznie na separacji na module membranowym. Jednakże można wymagany efekt uzdatniania osiągnąć dodając wstępne oczyszczanie wody np. stosując filtrację na złożu katalitycznym, bądź wpracowanym do usuwania manganu, a pH można podwyższyć stosując wodorotlenek sodu, jednakże wymagana jest kontrola stężenia sodu, nie może przekroczyć 200 mg/dm^3 . Za niskie stężenie magnezu w permeacie ($1,69 \text{ mg/dm}^3$ przy jednym stopniu separacji, bądź $3,23 \text{ mg/dm}^3$ przy dwóch stopniach) można podnieść do wymaganej wartości (tj. $30 - 125 \text{ mg/dm}^3$) przez zastosowanie dodatkowej operacji tj. mineralizacji np. poprzez zastosowanie by-passu tj. przekierowanie części wody surowejz pominięciem separacji na module membranowym, jednak w tym wypadku konieczne jest zwrócenie uwagi na zawartości również innych jonów w wodzie po zmieszaniu. Ponadto wymagane jest odprowadzenie, bądź zagospodarowanie powstałego retentatulu lub uwzględnienie pogarszania jakości wody przez zawracanie tegoż do zbiornika uśredniającego.

Literatura

- [1] Bobik M., Labus K., *Metody odsalania wód kopalnianych w praktyce przemysłowej – stan obecny technologii i nowe wyzwania*, Przeglądu Górniczego 2014, 4, s. 99-105.
- [2] Kołtuniewicz A.B., *Rola membran w zrównoważonym rozwoju*, Membrany i Procesy Membranowe w Ochronie Środowiska, Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN 2012, 95, s. 11-21.
- [3] Gryta A., *Potencjał innowacyjny membranowych technik rozdziału*, art. Membrany i Procesy Membranowe w Ochronie Środowiska, Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN 2012, 95, s. 33-41.
- [4] Bodzek M., Konieczny K., *Usuwanie zanieczyszczeń nieorganicznych ze środowiska wodnego metodami membranowymi*, Seidel-Przywecki, 2011.
- [5] Bodzek M., Konieczny K., *Wykorzystanie procesów membranowych w uzdatnianiu wody*, Projprzem-EKO, 2005.
- [6] Solik-Heliasz E., *Ocena możliwości odzysku ciepła z wód pompowanych z kopalń węgla kamiennego*, Prace naukowe GIG Górnictwo i środowisko 2002, 2.
- [7] Phuntsho S., Kim J.E., Johir M.A.H., Hong S., Li Z., Ghaffour N., Leiknes T.O., Shon H.K., *Fertiliser drawn forward osmosis process: Pilot-scale desalination of mine impaired water for fertigation*, Journal of Membrane Science 2016, 508, s. 22-31.
- [8] Rautenbach R., *Procesy Membranowe*, Naukowo-Techniczne Warszawa, 1996.
- [9] Piątkiewicz W., *Wybrane aspekty projektowania membranowych instalacji filtracyjnych o przepływie krzyżowym*, Naukowe Instytutu Technologii Eksploatacji – PIB, 2012.
- [10] Majewska-Nowak K., 2007, *Komputerowe projektowanie procesów membranowych na przykładzie odwróconej osmozy*, Ochrony Środowiska 2007, 2, s. 21-26.
- [11] Mullett M., Fornarelli R., Ralph D., *Nanofiltration of mine Water: Impact of Feed pH and Membrane Charge on Resource Recovery and Water Discharge*, Membranes 2014, 4, s. 163-180.

inż. Anna Wilińska ¹⁾, Emilia Bączkowska ²⁾ dr Katarzyna Jankowska,
dr inż. Aleksandra Sokołowska
Politechnika Gdańska, Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska
Katedra Technologii Wody i Ścieków
¹⁾ aniwill93@gmail.com, ²⁾ baczkowska.emilia@gmail.com

WPŁYW TECHNOLOGII UZDATNIANIA WODY NA STABILNOŚĆ BIOLOGICZNĄ WODY PRZEZNACZONEJ DO SPOŻYCIA

The influence of water purification technology
on biological stability of drinking water

Słowa kluczowe: stacja uzdatniania wody, analiza mikroskopowa, stabilność biologiczna, jakość wody, ogólna liczba bakterii, wzrost bakterii, biomasa,

Keywords: water purification plant, microscopic analysis, biological stability, quality of water, total bacteria number, bacterial regrowth, biomass

Streszczenie:

W pracy zaprezentowano wyniki badań laboratoryjnych stabilności biologicznej wody przeznaczonej do spożycia, z pominięciem wpływu sieci wodociągowej. Próbkę wody surowej oraz wody po procesach uzdatniania wykorzystane w badaniach pobierano na jednej z Trójmiejskich stacji uzdatniania wody eksploatującej podziemne wody kredowe, trzecio- i czwartorzędowe, charakteryzujące się dobrą jakością mikrobiologiczną oraz podwyższonym stężeniem żelaza i manganu. W celu prześledzenia zmian biologicznych, zachodzących w wodzie, w czasie przebywania w sieciach wodociągowych pobrane próbki poddano inkubacji w temperaturze 10°C i 18°C.

Do analizy mikrobiologicznej wykorzystano metodę bezpośredniego zliczania komórek. Na jej podstawie określono wartości trzech parametrów: ogólnej liczby bakterii, średniej objętości komórki oraz wielkości biomasy. Dodatkowo określono również strukturę morfologiczną bakterii. Stwierdzono, że procesy technologiczne zastosowane na badanej SUW skutecznie obniżają stężenie związków żelaza i manganu do wartości normatywnych, oraz przyczyniają się do obniżenia całkowitej liczby bakterii o około 30%.

Analiza próbek wody podanych inkubacji w temperaturze 10°C i 18°C pokazała że woda pobrana na stacji uzdatniania wykazuje zdolność do potencjalnego rozwijania się bakterii. Stwierdzono, że woda po procesie uzdatniania, pomimo zapewniania wszystkich parametrów jakości wody na poziomie poniżej maksymalnych wartości, wykazuje brak stabilności biologicznej.

Wprowadzenie

Eksploatowane w Polsce do celów pitnych wody kredowe, trzecio- i czwartorzędowe charakteryzują się, w większości przypadków, dobrą jakością mikrobiologiczną. Pomimo tego, często obserwowanym zjawiskiem jest wtórne zanieczyszczenie mikrobiologiczne, do którego przeważnie dochodzi w sieci wodociągowej. W celu uniknięcia tego procesu wodę należy pozbawić przede wszystkim substancji umożliwiających rozwój mikroorganizmów oraz ich namnażanie. Obecne w uzdatnionej wodzie biodegradowalne związki organiczne (BRWO - biodegradowalny rozpuszczony węgiel organiczny, ang. BDOC), a przede wszystkim przyswajalne substancje organiczne (PWO – przyswajalny węgiel organiczny, ang. AOC) stwarzają warunki idealne do rozwoju mikroorganizmów heterotroficznych, wśród których znajdować się mogą również organizmy patogenne. Zawartość PWO w wodzie, zależy przede wszystkim od rodzaju i stężenia środka dezynfekującego, temperatury oraz rodzaju mikroorganizmów obecnych w tej wodzie. O zawartości PWO w wodzie wprowadzanej do sieci decyduje jej końcowa dezynfekcja, która niestety może zwiększyć tę wartość nawet o 20% [1]. Dlatego ważne jest obniżenie zawartości biologicznie rozkładalnego węgla organicznego i przyswajalnego węgla organicznego we wcześniejszych etapach uzdatniania. Można w tym celu zastosować dawkowanie do wody utleniaczy (np. ozon, wolny chlor lub monochloroamina), a następnie filtrację przez węgiel aktywny zasiedlony mikroorganizmami. Eliminację substancji organicznych z wody zapewniają również procesy membranowe, których skuteczność uwarunkowana jest wartością parametru cut off poszczególnych membran [1]. W polskich przepisach brakuje jednoznacznie stwierdzonych wymagań, które powinna spełniać woda stabilna biologicznie. Wiele badań prowadzonych w dziedzinie technologii uzdatniania wody wykazało, że w przypadku wody poddawanej dezynfekcji, dopuszczalne ilości BRWO i PWO oraz nieorganicznych związków azotu i jonów fosforanowych wynoszą odpowiednio 0,2 gC/m³,

0,05 gC/m³, 0,2 gN/m³, i 0,01 gP/m³ [2]. Obecnie, nawet stosując wysokosprawne procesy oczyszczania, nie jest możliwe usunięcie z wody substancji biogennych do tych ilości, zatem uzdatnianie wody nie eliminuje całkowicie problemu wtórnego rozwoju mikroorganizmów w systemie dystrybucji wody.

Znaczący wpływ na procesy i zjawiska jakie zachodzą w sieci wodociągowej ma technologia ich uzdatniania, a także stan sieci wodociągowej [3, 4, 5]. Uzdatnianie wody jest zagadnieniem bardzo trudnym i niezwykle kosztownym, zwłaszcza jeśli chce się oczyszczać wodę do poziomu stabilności biologicznej, jednak wprowadzając do systemu dystrybucji wodę, która posiada tę cechę, znacznie zmniejsza się ryzyko wtórnego rozwoju mikroorganizmów, co pozwala na zmniejszenie dawki stosowanych środków dezynfekcyjnych oraz poprawia organoleptyczną jakość wody. Brak stabilności biologicznej w wodzie warunkuje rozwój bakterii, co sprzyja powstawaniu biofilmu na ściankach rurociągów. Z kolei kontakt wody z biofilmem pogarsza jej smak, zapach, powoduje wzrost mętności i barwy oraz zanieczyszczenie substancjami organicznymi, często do poziomu wartości przekraczających dopuszczalne. Ponadto, wprowadzanie wody stabilnej biologicznie do systemu dystrybucji, w którym zdążył rozwinąć się biofilm nie eliminuje problemu biologicznego skażenia wody. Często potrzeba wielu miesięcy, aby oczyścić rurociąg i zapewnić odbiorcom wodę dobrej jakości [1].

W pracy przedstawiono wyniki badań bakteriologicznych wody podziemnej (przed i po procesach uzdatniania) ujmowanej w rejonie Trójmiasta. Prześledzono również zmiany bakteriologiczne zachodzące w wodzie w poddanej inkubacji w temperaturze 10°C oraz 18°C. Dokonano oceny wpływu technologii uzdatniania wody na jej stabilność mikrobiologiczną.

Obszar i metoda badań

Analizowana w pracy stacja uzdatniania wody położona jest w północno zachodniej części Trójmiasta. Ujęcie składa się z dziewięciu studni głębinowych, w tym trzech studni czwartorzędowych, czterech studni trzeciorzędowych oraz dwóch studni kredowych.

Nieuzdatnione wody podziemne charakteryzują się podwyższoną zawartością żelaza (śr. 0,905 mg/dm³) i manganu (śr. 0,075 mg/dm³) oraz dobrą jakością mikrobiologiczną. Układ technologiczny uzdatniania wody oparty jest na procesach napowietrzania i jednostopniowej filtracji pospiesznej na filtrach typu Culligan, uaktywnianych podchlorynem sodu. Po procesach filtracji woda jest dodatkowo dezynfekowana poprzez naświetlanie promieniami UV.

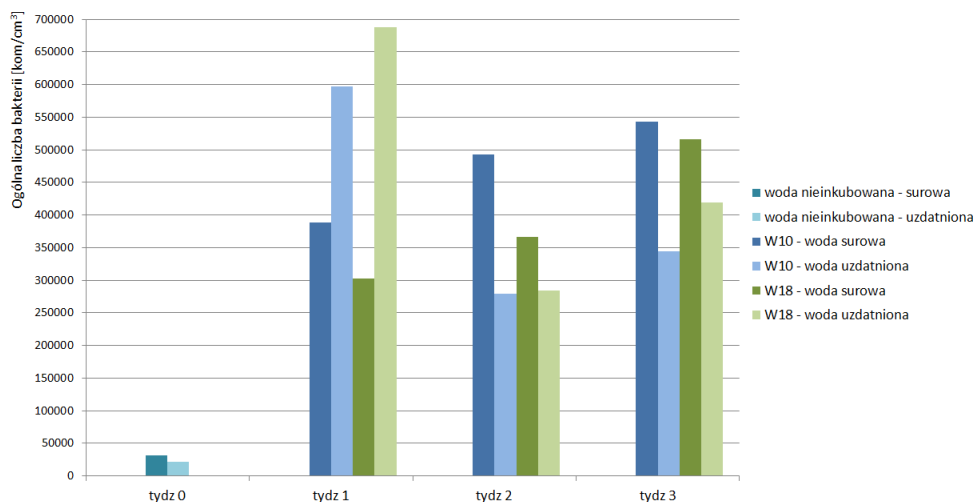
Próbki wody do badań mikrobiologicznych pobrano w czerwcu 2016 roku. Wykonano cztery serie badań. Pobierano wodę surową oraz po procesach uzdatniania, a następnie inkubowano ją w dwóch temperaturach 10°C i 18°C, w celu określenia jej podatności na wtórny wzrost mikroorganizmów. Całkowity czas ekspe-

rymentu od momentu pobrania próbki wynosił 3 tygodnie. Całkowitą liczbę bakterii w badanych próbach określano w odstępach tygodniowych. Próbki przeznaczone do badań mikrobiologicznych utrwalano roztworem formaldehydu do końcowego stężenia 5%. Określano ogólną liczbę bakterii (OLB [kom/cm^3]), średnią objętość komórki (SOK [μm^3]) oraz biomasę komórek (BIOM [$\mu\text{gC}/\text{dm}^3$]) przy użyciu metody bezpośredniego zliczania komórek, z zastosowaniem mikroskopu epifluorescencyjnego. Próbki wody o objętości 6 cm^3 barwiono barwinkiem 60 μl fluorchromu DAPI (4,6-diamidino-2-phenyl-indol) przez około 10 minut w ciemności, następnie filtrowano na filtrach poliwęglanowych o średnicy porów $0,20 \mu\text{m}$ [6]. Analizę mikroskopową przeprowadzono przy użyciu mikroskopu epifluorescencyjnego Nikon 80i, o powiększeniu użytecznym 1200x, kolorowej kamery oraz komputera wraz z komercyjnymi programami do analizy obrazu (NIS-Elements oraz Multiscan). Całkowitą liczbę bakterii oraz średnią objętość komórek wyliczono na podstawie 20 kolejnych pól widzenia [7].

Wyniki badań

Technologia uzdatniania wody zastosowana na badanej SUW skutkuje obniżeniem stężenia żelaza i manganu do wartości dopuszczalnych określonych w Rozporządzeniu Ministra Zdrowia [8] (odpowiednio z $0,905 \text{ mg Fe}/\text{dm}^3$ do $0,082 \text{ mg Fe}/\text{dm}^3$ oraz z $0,075 \text{ mg Mn}/\text{dm}^3$ do $0,034 \text{ mg Mn}/\text{dm}^3$). Średnia wartość całkowitej liczby bakterii w wodzie surowej wynosiła $3,1 \times 10^4 \text{ kom}/\text{cm}^3$, a w wodzie po procesach uzdatniania $2,1 \times 10^4 \text{ kom}/\text{cm}^3$. Zaobserwowano wzrost średniej wartości OLB w wodzie surowej w kolejnych tygodniach inkubacji zarówno w 10°C jak i w 18°C , przy czym wyższe wartości OLB notowano w wodzie surowej inkubowanej w temperaturze 10°C (śr. od $3,9 \times 10^5 \text{ kom}/\text{cm}^3$ do $5,4 \times 10^5 \text{ kom}/\text{cm}^3$), niż w wodzie inkubowanej w 18°C (śr. od $3,0 \times 10^5 \text{ kom}/\text{cm}^3$ do $5,1 \times 10^5 \text{ kom}/\text{cm}^3$) (rys. 1).

W przypadku wody uzdatnionej zaobserwowano podobne tendencje zmian liczby bakterii w obu temperaturach, jednakże ogólna liczba bakterii (wartości średnie) była wyższa w próbach inkubowanych w 18°C (śr. od $2,9 \times 10^5 \text{ kom}/\text{cm}^3$ do $6,9 \times 10^5 \text{ kom}/\text{cm}^3$) (rys. 1). W drugim tygodniu inkubacji odnotowano spadek średniej wartości OLB (z $6,9 \times 10^5 \text{ kom}/\text{cm}^3$ do $2,9 \times 10^5 \text{ kom}/\text{cm}^3$), a w trzecim nieznaczny jej wzrost w stosunku do drugiego (z $2,9 \times 10^5 \text{ kom}/\text{cm}^3$ do $4,1 \times 10^5 \text{ kom}/\text{cm}^3$) (rys.1).



Rys. 1. Wykres ogólnej liczby bakterii dla wartości średnich ze wszystkich czterech serii

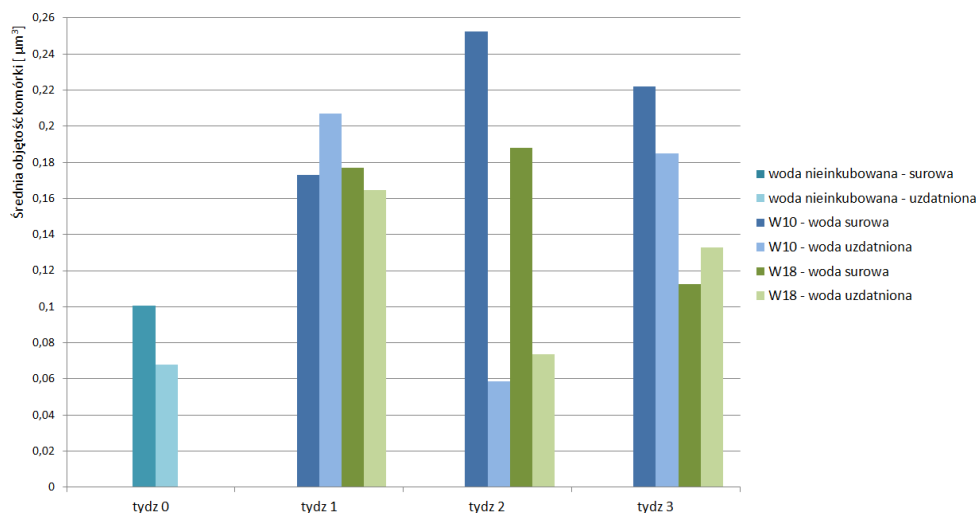
Źródło: własne

W wyniku procesów technologicznych zastosowanych na badanej SUW średnia objętość komórek w wodzie uzdatnionej zmniejszyła się o około 30% w stosunku do wody surowej. Zaobserwowano również znaczące różnice średniej objętości komórek bakteryjnych w wodzie surowej oraz uzdatnionej inkubowanej w 10°C i 18°C (rys. 2).

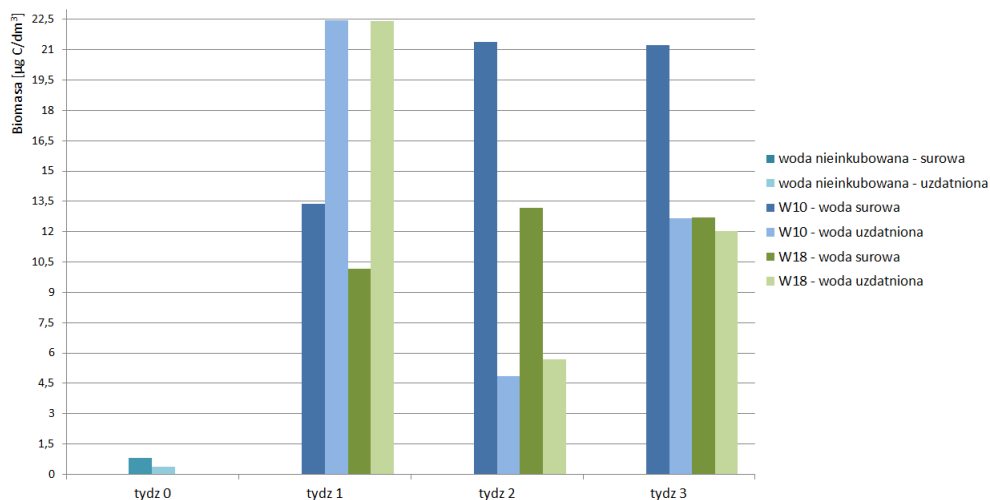
W przypadku wody surowej początkowo obserwowano wzrost średniej objętości komórek (I i II tydzień). Po dwutygodniowej inkubacji zarówno w temperaturze 10°C, jak i w 18°C wartość SOK była zbliżona. Po trzecim tygodniu inkubacji w 18°C średnia objętość komórek w wodzie surowej zmniejszyła się o prawie połowę w porównaniu z drugim tygodniem (z 0,19 μm^3 do 0,11 μm^3), natomiast w temperaturze 10°C tylko o około 12% (z 0,25 μm^3 do 0,22 μm^3).

W przeciwieństwie do zmian jakie zachodziły w wodzie surowej, w wodzie uzdatnionej po początkowym wzroście SOK, w drugim tygodniu inkubacji następował spadek średniej objętości komórek (odpowiednio z 0,21 μm^3 do 0,06 μm^3 w 10°C oraz z 0,165 μm^3 do 0,075 μm^3 w 18°C), który był proporcjonalny do spadku ogólnej liczby bakterii (rys. 1, rys. 2).

Zmiany biomasy komórek bakteryjnych wykazywały podobne tendencje jak zmiany SOK (rys. 1 i rys. 2). Największy wzrost średniej biomasy komórek notowano w pierwszym i drugim tygodniu inkubacji wody surowej w 10°C (rys. 3). W przypadku wody uzdatnionej gwałtowny wzrost średniej biomasy komórek obserwowano jedynie w pierwszym tygodniu obserwacji zarówno w temperaturze 10°C jak i w 18°C (rys. 3).



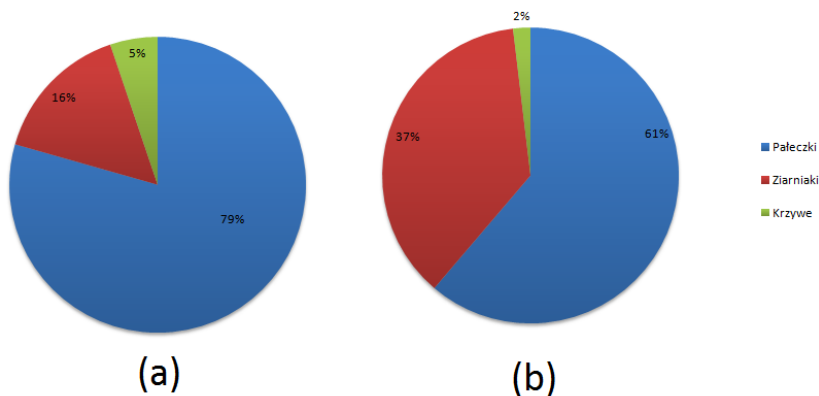
Rys. 2. Wykres średniej objętości komórki dla wartości średnich ze wszystkich czterech serii
Źródło: własne



Rys. 3. Wykres biomasy dla wartości średnich ze wszystkich czterech serii
Źródło: własne

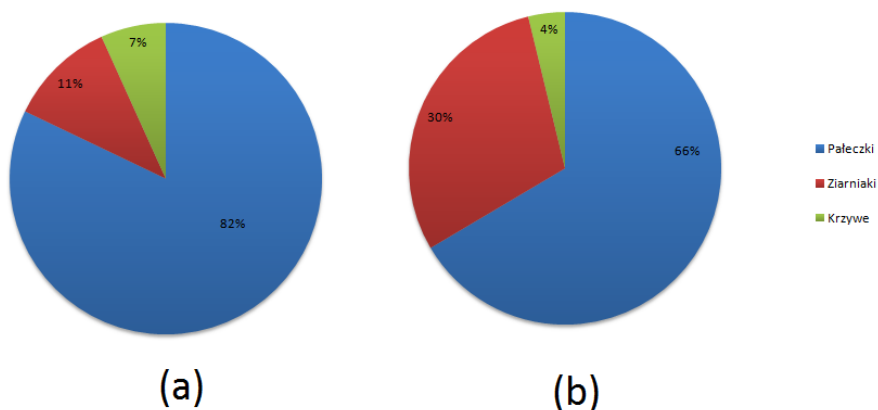
Dominującą grupę bakterii zarówno w wodzie surowej jak i uzdatnionej stanowiły pałeczki (odpowiednio 79% i 61%) (rys. 4). Dalsza inkubacja próbek wody skutkowała zauważalnymi zmianami zwłaszcza w temperaturze 10°C w strukturze morfologicznej konsorcjum bakterii. W przypadku wody surowej ich średni udział procentowy w całym konsorcjum bakterii wzrastał do 82%, natomiast w wodzie

po procesach uzdatniania wynosił średnio 66,5%. Wzrost udziału procentowego pałeczek w próbkach wody surowej inkubowanej w 10°C następował kosztem zmniejszenia się udziału ziarniaków (średnio z 16% do 11%), które stanowiły drugą co do liczebności grupę bakterii zarówno w wodzie surowej jak i w wodzie po procesach uzdatniania (rys. 5). W przypadku inkubacji próbek w 18°C zauważa się podobne zmiany jak w przypadku 10°C (rys. 6)



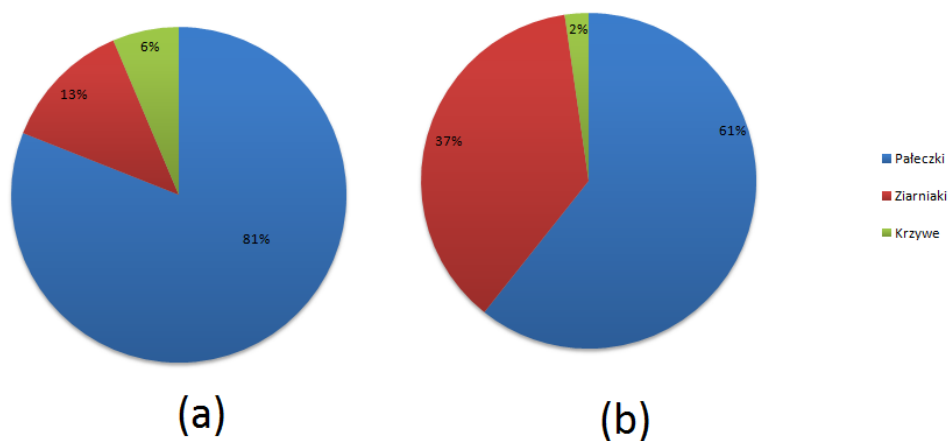
Rys. 4. Wykres średniej struktury morfologicznej komórek występujących w wodzie surowej (a) i wodzie uzdatnionej (b) przed inkubacją

Źródło: własne



Rys. 5. Wykres średniej struktury morfologicznej komórek występujących w wodzie surowej (a) i wodzie uzdatnionej (b) inkubowanej w 10 °C

Źródło: własne



Rys. 6. Wykres średniej struktury morfologicznej komórek występujących w wodzie surowej (a) i wodzie uzdatnionej (b) inkubowanej w 18 °C

Źródło: własne

Podsumowanie i wnioski

Pomimo że, średnie temperatury wód podziemnych mogą wahać się w szerokim zakresie od 6°C do 17°C (z pominięciem źródeł termalnych), większość źródeł wykorzystywanych w celach pitnych osiąga temperaturę około 10-11°C [9, 10, 11, 12]. W sieci wodociągowej bardzo często, szczególnie w okresie letnim, woda osiąga temperaturę około 16-19°C [13]. Mikroorganizmy wód podziemnych, trafiając ze stosunkowo ubogich w substancje odżywcze miejsc do sieci wodociągowej, w której zdeponowane są często wieloletnie osady będące źródłem zarówno pokarmu jak i ochrony przed czynnikami zewnętrznymi w tym także przed środkami dezynfekcyjnymi zarówno dla aktywnych mikroorganizmów jak i ich form przetrwanych, znajdują korzystne warunki do rozwoju i namnażania [14].

Technologia uzdatniania wody zastosowana na badanej stacji skutecznie obniża stężenie żelaza i manganu do wartości wymaganych w Rozporządzeniu Ministra Zdrowia [8] (odpowiednio 0,082 mg Fe/dm³ i 0,034 mg Mn/dm³), a także ogólną liczbę bakterii o około 30% (z 3,1x10⁴ kom/cm³ do 2,1x10⁴ kom/cm³).

W przypadku próbek wody inkubowanych w temperaturze 10°C, a więc zbliżonej do warunków panujących w warstwie wodonośnej, obserwowano ciągły wzrost ogólnej liczby bakterii w całym okresie trwania eksperymentu zarówno w wodzie surowej jak i uzdatnionej. Natomiast w przypadku próbek inkubowanych w temperaturze 18°C (woda surowa i po procesach uzdatniania) zaobserwowano

gwałtowny wzrost ogólnej liczby bakterii po pierwszym tygodniu inkubacji, a następnie spadek ich liczby w drugim tygodniu i ponowny wzrost w trzecim tygodniu eksperymentu.

Obniżenie ogólnej liczby bakterii w drugim tygodniu inkubacji w temperaturze 18°C mógł być związany z wyczerpaniem się składników pokarmowych, po gwałtownym wzroście ogólnej liczby bakterii w pierwszym tygodniu inkubacji. W wyniku rozkładu mogły wytworzyć się nowe substraty, które ponownie posłużyły mikroorganizmom jako pożywka do wzrostu, skutkując ponownym wzrostem liczby bakterii w trzecim tygodniu inkubacji. W celu dokładnego wyjaśnienia tego zjawiska należałoby wykonać dalsze badania pod kątem właściwości fizykochemicznych wody.

Już niewielkie ilości azotu, fosforu i węgla organicznego wystarczą, aby w wodzie, która trafia do sieci mogły rozwijać się mikroorganizmy, w tym również patogenne, zwłaszcza na odcinkach sieci wodociągowej o stosunkowo długim czasie zatrzymania wody [14]. Do stagnacji dochodzi w miejscach, gdzie nie ma warunków do stałej cyrkulacji wody.

Zaprezentowane w pracy wyniki badań wskazują na możliwość rozwoju mikroorganizmów w sieci wodociągowej, a zwłaszcza w jej końcówkach, nawet przy zapewnieniu odpowiedniej temperatury wody (poniżej 15°C), która powinna sprzyjać ograniczeniu wzrostu mikroorganizmów. Należy jednak pamiętać, iż bakterie zasiedlające środowisko wód podziemnych są bardziej odporne na działanie niekorzystnych warunków środowiskowych [15, 16, 17]. Dodatkowo, niskie temperatury wody rozprowadzanej w sieci wodociągowej, sprzyjają dłuższemu przeżyciu mikroorganizmów. Uszkodzone bądź „zestresowane” mikroorganizmy mają czas odbudować swoje komórki i uaktywnić się [18]. Eksperyment badawczy obrazujący wzrost mikroorganizmów w różnych temperaturach przeprowadzono z pominięciem wpływu sieci wodociągowej na jakość wody. Należy pamiętać, że rozległa struktura sieci wodociągowej może sprzyjać rozwojowi mikroorganizmów. Szczególnie newralgicznymi punktami są końcówki sieci, gdzie często obserwuje się stagnację wody, ale również strefy mieszania się wód pochodzących z różnych ujęć. W obrębie takiej strefy w wyniku wymieszania się wód nawet stabilnych pod względem biologicznym i chemicznym może dojść do zaburzenia równowagi fizykochemicznej, skutkującej wytracaniem się osadów, oraz wytworzeniem odpowiednich warunków do rozwoju biofilmu.

Literatura

- [1] Świdarska-Bróż M., *Skutki braku stabilności biologicznej wody wodociągowej*, Ochrona Środowiska 2003, rok 25, nr 4, s. 7–12.
- [2] Świdarska-Bróż M., Wolska M., *Ocena zmian stabilności biologicznej w układzie technologicznym oczyszczania wody infiltracyjnej*, Ochrona Środowiska 2012, vol. 34, nr 4, s. 63-68.
- [3] Sozański M. *Technologia Uzdatniania Wody. Znaczenie, metodologia, perspektywy*, Instytut Inżynierii Środowiska Politechniki Poznańskiej.
- [4] Borczyk D., *Podstawowe parametry mające wpływ na jakość wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi*, sekcja Higieny Środowiska, Powiatowa Stacja Sanitarno – Epidemiologicznej w Wieluniu.
- [5] Nawrocki J., Biłozor S. (red.), *Uzdatnianie wody. Procesy chemiczne i biologiczne*, Wydawnictwo Naukowe PWN.
- [6] Porter, K. G. Feig Y. S., *The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora*, Limnol. Oceanogr., 25(5), 1980, s. 943-948.
- [7] Świątecki A., *Zastosowanie komputerowej analizy obrazu w badaniach bakteriologicznych wody*, zeszyty Naukowe Wyższej Szkoły Pedagogicznej w Olsztynie, 1997 r. s. 105 – 112.
- [8] Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 13 listopada 2015 roku w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz. U. poz. 1989).
- [9] Olańczuk – Nejman K., *Mikroorganizmy w kształtowaniu jakości i uzdatnianiu wód podziemnych*, Wydawnictwo Politechniki Gdańskiej, Gdańsk 2001.
- [10] Buczyński S., Staśko S., *Temperatura płytkich wód podziemnych na terenie Wrocławia*, Biuletyn Państwowego Instytutu Geologicznego; 456; 2013, s. 51-56.
- [11] Jin-Yong L., 2006 — *Characteristics of ground and groundwater temperatures in a metropolitan city*, Korea: considerations for geothermal heat pumps. Geosc. J., 10, 2: 165–175.
- [12] Senate Department for Urban Development and the Environment, 2010 — Berlin Digital Environmental Atlas. http://www.stadtentwicklung.berlin.de/geoinformation/fis-broker/index_en.shtm.
- [13] Bray R., Sokołowska A., Jankowska K., Olańczuk-Neyman K., *Wpływ mieszania wody podziemnej z różnych pięter wodonośnych na jej stabilność chemiczną i biologiczną w sieci wodociągowej*, Ochrona Środowiska 2011, vol. 33 nr 3, s. 19 – 23.
- [14] Grabińska-Łoniewska A., Siński E., *Mikroorganizmy chorobotwórcze i potencjalnie chorobotwórcze w ekosystemach wodnych i sieciach wodociągowych*, Wyd. „Seidel-Przywecki”, 2010.
- [15] LeChevallier M. W., Cawthon C. D., and Lee R. G., *Inactivation of biofilm bacteria*, Appl. Environ. Microbiol. 1988, 54, s.2492-2499.

-
- [16] Volk C. J. i LeChevallier M. W., 1999, Impacts of the Reduction of Nutrient Levels on Bacterial Water Quality in Distribution System. *App. Environ. Microbiol.*, vol. 65, No 11.
 - [17] Ollos P. J., Slawson R. M., Huck P. M., 1998, *Bench scale investigations of bacterial regrowth in drinking water distribution systems*. *Wat. Sci. Tech.*, vol. 38, p. 275-282.
 - [18] Parsek MR¹, Singh PK. *Bacterial biofilms: an emerging link to disease pathogenesis*. *Annu Rev Microbiol.* 2003;57:677-701.

inż. Magdalena Wolny¹⁾, dr inż. Edyta Kudlek²⁾,
dr hab. inż. Mariusz Dudziak, prof. nzw. w Pol. Śl.³⁾

Politechnika Śląska, Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki
Instytut Inżynierii Wody i Ścieków

¹⁾ mawo94@wp.pl, ²⁾ edyta.kudlek@polsl.pl, ³⁾ mariusz.dudziak@polsl.pl

ROLA FILTRACJI W UZDATNIANIU WODY

The role of filtration in water purification

Słowa kluczowe: uzdatnianie wody, filtracja, ciśnieniowe techniki membranowe
Keywords: water purification, filtration, pressure membrane techniques

Streszczenie:

Proces technologiczny uzdatniania wody powinien zapewnić uzyskanie wody o wymaganej jakości oraz ilości uwzględniając również aspekty ekonomiczne. Jednym z istotnych procesów, stosowanych powszechnie w uzdatnianiu wody jest szeroko rozumiana filtracja. Klasyczna filtracja stosowana już od dawna i pozwala na usunięcie cząstek zawieszonych o średnicy większej niż 0,1 μm . Polega na mechanicznym usunięciu zanieczyszczeń po przez przepuszczenie wody przez materiał porowaty – złożo filtracyjne. Może być przeprowadzona jako filtracja powolna lub pośpieszna, w zbiornikach otwartych lub ciśnieniowych, ze złożem jednowarstwowym jak i wielowarstwowym. Proces filtracji może być realizowany jako pojedyncza metoda oczyszczania wody lub w układzie sekwencyjnym bądź hybrydowym łączącym kilka procesów. Na szczególną uwagę zasługuje ciśnieniowa filtracja membranowa. Filtracja wody zachodzi przy udziale odpowiednio dobranej porowatej przegrody tj. membrany biorącej pasywny lub aktywny udział w transporcie masy pomiędzy fazami, które rozdziela. Dzięki specjalnym właściwościom membran można usuwać z wody zdecydowanie mniejsze cząsteczki np. pojedyncze jony, niż w przypadku tradycyjnej filtracji.

W pracy omówiono poszczególne metody filtracji wody oraz udokumentowano jak ważną rolę spełnia ten proces w całym cyklu technologicznym uzdatniania wody. Wykazano, że przy doborze odpowiedniej metody filtracyjnej, należy wziąć pod uwagę skład wody oraz zamierzony efekt, w tym ilość jak i jakość filtratu.

Wstęp

Chemiczne oraz mikrobiologiczne zanieczyszczenie środowiska, dotyczące również wód powierzchniowych i podziemnych, zaczyna być problemem na skale światową. Do środowiska wprowadzane są większe ilości substancji pochodzących z przemysłu i rolnictwa, jak również z terenów zurbanizowanych pozbawionych dostępu do kanalizacji. Następstwem tych niekorzystnych zjawisk jest zmniejszenie dostępu do czystej wody. Również postępujące zmiany klimatyczne objawiające się na różnych, niezależnych obszarach kuli ziemskiej, negatywnie wpływają na zasoby wodne w środowisku. Nie dotyczy to tylko ilości wody, ale także jej jakości, która w wyniku działalności antropogenicznej, jest coraz gorsza [1,2,3].

Współcześnie obserwuje się znaczny wzrost zapotrzebowania na wodę, co dodatkowo powiększa skalę problemu. Choć woda jest surowcem odnawialnym, jej zasoby są ograniczone [4]. Woda stanowi nieodłączny czynnik gwarantujący rozwój społeczeństwa. Obserwowana tendencja wzrostowa w przypadku zapotrzebowania wody kierowanej do zakładów produkcyjnych, technologicznych, elektrowni oraz elektrociepłowni przyczynia się to do generowania znacznych ilości ścieków, trafiających do środowiska naturalnego, nie poddanych odpowiednim procesom ich oczyszczania [1,2]. W konsekwencji jakość wody zarówno powierzchniowej, jak i głębinowej stopniowo się pogarsza, przez co wzrastają wymagania stawiane wodzie pitnej.

Zarówno do celów konsumpcyjnych, gospodarczo-bytowych, a także przemysłowych, wykorzystuje się wodę powierzchniową oraz podziemną. Jednak by woda w pełni nadawała się do zastosowania musi przejść przez poszczególne etapy uzdatniania, które mają nadać jej odpowiednich cech [4]. Głównym celem i zadaniem zakładów uzdatniania wody jest przygotowanie jej w odpowiedniej ilości i jakości, uwzględniając możliwie najkorzystniejszy wariant ekonomiczny [5].

Jednym z etapów uzdatniania wody, niezależnie od jej pochodzenia i składu, jest filtracja. Obecnie definicja filtracji jest szeroko rozumianym pojęciem w technologii wody. Dotyczy ono zarówno filtracji mechanicznej, gdzie zanieczyszczenia w postaci zawiesiny są zatrzymywane na powierzchni porowatego materiału filtracyjnego, sorpcji z wykorzystaniem uaktywnionych źródeł filtracyjnych, źródeł połączonych z bioreaktorami, zwanych biofiltracją, jak i ciśnieniowych technik membranowych, gdzie wykorzystywana jest membrana jako bierna lub aktywna przegroda, mająca na celu separację wielko- i małocząsteczkowych związków [5].

Dlatego tak istotny w ostatnich latach stał się fakt udoskonalania technik uzdatniania wody oraz wymuszenia na eksploatatorach stacji uzdatniania wody inwestowania w nowoczesne układy oczyszczania spełniające kryterium ilościowe, jak i jakościowe wody [4]. Procesy filtracyjne we współczesnej technologii wody stały się bardzo istotnymi procesami i pełnią wiele ważnych ról. Stanowią dobrą alternatywę dla procesów wymagających reaktorów i ściśle kontrolowanych warunków reakcji chemicznych, zachowując tym samym wysoki efekt oczyszczania. Technologia pozwala na zmniejszenie wielkości stacji uzdatniania, przy zachowaniu wymaganego aspektu ekonomicznego, w tym minimalizacji kosztów inwestycyjnych i eksploatacyjnych [6]. Zarówno filtracja wykorzystywana w procesach jednostkowych, jak i coraz częściej stosowana w układach sekwencyjnych i hybrydowych, z sukcesem wdrażana jest do nowoczesnych systemów uzdatniania wody, jako podstawowa składowa procesu uzdatniania [4].

Mechaniczne metody filtracji

Filtracja to proces fizyczny (mechaniczny), służący do oddzielenia substancji koloidalnych i zawiesin większych od $0,1\ \mu\text{m}$ z wody [7]. Najczęściej jest ostatnim etapem w uzdatnianiu wody poprzedzającym dezynfekcję. Jej rolą jest zatrzymanie cząstek zanieczyszczeń z wody, które nie zostały usunięte na wcześniejszym etapie uzdatniania. Dzięki takiemu układowi uzyskuje się lepsze rezultaty przy procesie dezynfekcji, ograniczając przedostawanie się substancji, mogących zakłócić prawidłowy jej przebieg [8]. Filtrację można wykorzystać do różnych celów: usuwania żelaza i manganu, klarowania wody, sorpcji, filtracji kontaktowej, a nawet do oczyszczania biologicznego [7].

Filtracja powolna

Pierwszym procesem filtracyjnym w technologii wody, który wykorzystano na skalę techniczną, była filtracja powolna, która znalazła swoje zastosowanie w latach dwudziestych XIX wieku, do oczyszczania wody z rzeki Tamizy (Anglia) [3,4]. Rozwój nauki w tamtym okresie przyczynił się do wzmożonych badań nad polepszeniem efektywności tego procesu.

Obecnie filtry powolne wyposażone są w złoża filtracyjne, które stanowi najczęściej piasek kwarcowy, podtrzymującą warstwę żwiru, system drenażowy odpowiadający za odbiór filtratu oraz regulatory do kontroli szybkości przepływu wody. Proces filtracji nie wymaga zastosowania dodatkowych środków chemicznych ułatwiający filtrację, co jest dodatkową zaletą tej technologii [3].

Filtracja powolna polega na wolnym przepływie wody przez porowaty materiał filtracyjny o różnym uziarnieniu z prędkością mieszczącą się w zakresie od

0,1 do 0,5 m/h. Proces ten jest bardzo zbliżony do naturalnego oczyszczania wód, jaki zachodzi w środowisku. Dzięki wolnemu sączeniu się wody, oprócz procesów fizycznych i chemicznych, zachodzą też procesy biologiczne, ponieważ w złożu osadzają się mikroorganizmy, pokrywając złożo biofilmem. Z tego też względu filtrów powolnych nie czyści się hydraulicznie, przez tak zwane płukanie wsteczne, ponieważ skutkowałoby to wypłukaniem zawiesiny pożądanych mikroorganizmów. Eksploratorzy jedynie zbierają wierzchnią warstwę złoża i uzupełniają je świeżą warstwą materiału filtracyjnego [7,8].

Filtracja powolna stosowana jest do usuwania mętności i barwy z wody. Dzięki procesom mechanicznym skutecznie zatrzymywane są drobne zawiesiny, natomiast obecność mikroorganizmów pozwala na usunięcia związków organicznych na drodze biochemicznej mineralizacji. Dlatego jest prostym i niezawodnym sposobem na usuwanie zanieczyszczeń z wód o niskiej mętności ale podwyższonej ilości związków organicznych w formie rozpuszczonej. Powolny proces filtracji sprzyja zatrzymywaniu się bakterii, cyst a nawet wirusów. Po tym procesie ilość mikroorganizmów w wodzie zostaje zmniejszona nawet o 99%. Skuteczność filtracji powolnej uzależniona jest od temperatury wody i może ulec obniżeniu w trakcie filtracji zimnej wody. W przypadku usuwania metali ciężkich lub prekursorów THM stosowanie filtrów powolnych może okazać się niewystarczające i należy wówczas zastosować inne metody, wykazujące wyższą skuteczność [3].

Na stacjach uzdatniania wody filtry powolne często pełnią rolę wspomagającą a nie podstawową, ponieważ długi czas filtracji oraz duże powierzchnie filtracyjne nie sprawdzają się w każdym przypadku. Obecnie zastępowane są filtrami pośpiesznymi lub metodami zintegrowanymi.

Filtracja pośpieszna

Filtracja pośpieszna jest najczęstszym typem filtracji powszechnie stosowanej w uzdatnianiu wody. Jako proces pojedynczy stosowana jest po koagulacji i sedymentacji dla wód powierzchniowych, w celu usunięcia resztek zawiesiny pozostałej po tych procesach. W przypadku wody podziemnej filtry pośpieszne stosowane są po procesie napowietrzania wody. Ich głównym zadaniem jest usuwanie żelaza i manganu, które w formie nierozpuszczalnej, zatrzymywane są na złożu filtracyjnym [7,9,10]. Filtracja pośpieszna charakteryzuje się znacznie większymi prędkościami przepływu wody, nawet 100-krotnie wyższymi, niż w przypadku filtracji powolnej, dlatego też, jeśli jest to technologicznie możliwe, zastępuje filtry powolne. Proces filtracji odbywa się po przez przepuszczenie wody przez porowate złożo zatrzymujące zanieczyszczenia w formie zawiesiny lub kłaczków. W zależności od dobranej technologii oraz złoża zatrzymywane są cząstki o średnicach większej niż 0,1 μm [4,11].

W filtrach otwartych woda przepływa przez złożę pod wpływem grawitacji, natomiast w ciśnieniowych przepływ wody odbywa się w zamkniętych zbiornikach pod ciśnieniem. Układy wykorzystujące filtry ciśnieniowe stosowane są najczęściej w małych lub średnich zakładach uzdatniania wody. W przypadku większych wydajności stacji stosuje się filtry pośpieszne otwarte, często poprzedzone osadnikami, w których zachodzi proces sedymentacji zanieczyszczeń. Jednakże wydajność SUW nie jest jedynym kryterium decyzyjnym i w praktyce można spotkać małe stacje, o wydajności do 30 m³/h, z wykorzystaniem filtracji otwartej lub SUW, o wydajności ponad 1000 m³/h, pracujące w oparciu o filtrację ciśnieniową [11,12].

Filtracja otwarta pozwala na swobodną kontrolę przez eksploratora procesu płukania złoża od góry. Ten typ filtracji cechuje się konstrukcjami filtrów wyposażonych w mniejszą ilość zasuw i urządzeń pomiarowych, w porównaniu z filtrami ciśnieniowymi. Filtry otwarte zajmują dużą powierzchnię, dlatego tam, gdzie miejsce jest ograniczone lub zakłady uzdatniania wody są niewielkie, stosuje się filtrację zamkniętą. Należy pamiętać, że filtry otwarte pracują dzięki sile grawitacji, dlatego prędkość filtracji jest zwykle mniejsza, niż w przypadku konstrukcji ciśnieniowych, co wpływa również na skrócenie cyklu filtracyjnego [12].

Niezależnie od rodzaju filtracji pośpiesznej należy określić parametry jej pracy. W zależności od założonych efektów, które należy osiągnąć, bierze się pod uwagę prędkość przepływu wody i długość efektywnej pracy filtrów, czyli długość cyklu filtracyjnego. Kluczową rolę odgrywa również dobór odpowiedniego złoża filtracyjnego oraz określenie warunków płukania filtra [7,12]. Cykl filtracyjny obejmuje czas pracy danego filtra od momentu jego uruchomienia po zakończeniu płukania do następnego procesu czyszczenia. Ciągła praca filtrów zależy od czasu efektywnej pracy filtra i strat ciśnienia na filtrze. Przedział prędkości przy filtrach pośpiesznych, zarówno otwartych jak i zamkniętych, wynosi od 5 do 15 m/h, w zależności od ilości warstw i rodzaju dobranego złoża filtracyjnego [4,11]. Materiał przeznaczony do filtrowania wody w filtrach pośpiesznych powinien mieć określone parametry. Nie może zawierać szkodliwych substancji, które mogą pogorszyć jakość filtratu oraz powinien być odporny na kruszenie i ścieranie. Ważnym parametrem charakteryzującym materiał filtracyjny jest jego porowatość, która wpływa na zatrzymywanie zanieczyszczeń [9]. Celem płukania materiału filtracyjnego jest usunięcie związków osadzonych na złożu podczas uzdatniania wody oraz zapobieganie powstawania martwych stref przy filtracji. Najkorzystniejszą metodą płukania złoża jest płukanie powietrzem i wodą. Przede wszystkim pozwala na obniżenie zużycia wody i energii oraz kosztów eksploatacji. Dzięki zastosowaniu takiego systemu można skuteczniej wypłukać złożę filtracyjne w krótszym czasie oraz zwiększyć efektywność pracy złoża, czyli wydłużyć cykle filtracyjne [8,11,13]. Przy omawianiu filtracji pośpiesznej należy wspomnieć o drenażu filtracyjnym, którego zadaniem jest odprowadzenie wody przefiltrowanej oraz doprowadzenie wody i powietrza do czyszczenia filtrów. Najczęściej spotykanymi są drena-

że blokowe, grzybkowe, belkowe, lateralne oraz drenaże z dyszami wielkogabarytowymi [13,14].

Klarowanie wody

Proces klarowania wody odbywa się po przez oddzielenie cząstek stałych, w postaci zawieszonej zawiesiny, od wody i najczęściej występuje po procesie koagulacji, flokulacji i sedymentacji. Zadaniem złoża filtracyjnego na tym etapie jest zatrzymanie cząsteczek, które nie opadły w procesie sedymentacyjnym. Powszechnie stosowanym materiałem do tego celu jest piasek kwarcowy, antracyt lub chalcedonit [11,12]. Nowoczesne rozwiązania wykorzystują wysokie złoża jednowarstwowe o odpowiednim uziarnieniu stosowane, jeżeli skład filtrowanej wody jest ustabilizowany. Natomiast dwuwarstwowe złoża, w kombinacji antracyt-kwarc lub w połączeniu warstwy kwarcowej i warstwy granulowanego węgla aktywnego, oraz trójwarstwowe, występujące najczęściej w formie wymieszanego antracytu, kwarcu i warstwy granatu lub ilmenitu, bardzo skutecznie sprawdzają się w procesie klarowania wody ze zmiennym składem [9]. Filtry do klarowania wody są bardzo popularne i często stosowane na stacjach uzdatniania wody [5].

Filtracja kontaktowa

Sprawdzonym rozwiązaniem stosowanym przy wodach o stosunkowo stałym i małym poziomie zanieczyszczeń stała się filtracja kontaktowa, polegająca na połączeniu procesu filtracji pośpiesznej z koagulacją i flokulacją. Koagulant dozowany jest przed filtrem, po wcześniejszym wymieszaniu go z wodą, a powstałe wodotlenki osadzają się na powierzchni i wypełniają pory materiału filtracyjnego. Zastosowanie tej metody pozwala na zmniejszenie dawki koagulantu oraz wyeliminowanie stosowania komór reakcji. Dodatkowym atutem jest fakt, że procesy koagulacji i flokulacji zachodzą tu szybciej niż w komorach szybkiego i wolnego mieszania, a nawet szybciej niż w zbiornikach z zawieszonym osadem. Przepływ wody w takim filtrze odbywa się inaczej niż w tradycyjnych filtrach pośpiesznych - od dołu do góry. Najczęściej stosowanym złożem filtracyjnym jest piasek kwarcowy o różnym uziarnieniu, a filtracja zaczyna się od grubszej frakcji materiału filtracyjnego, kończąc na drobniejszych ziarnach. Takie rozwiązanie umożliwia lepsze wykorzystanie pojemności złoża oraz zwiększenie jego wydajności i sprawności w zatrzymywaniu zanieczyszczeń. Filtrat odbierany jest od góry i przepływa do następnego etapu. Filtracja kontaktowa najlepiej sprawdza się przy uzdatnianiu wód charakteryzujących się niską mętnością, ale podwyższoną barwą, a także przy filtracji wód podziemnych, gdzie występują kompleksy żelaza ze związkami humusowymi [5,9].

Odkwaszanie wody

Filtry pośpieszne mają bardzo szerokie możliwości stosowania, dlatego mogą być używane do odkwaszania wody. Jeżeli dokona się odpowiedniego doboru złoża oraz parametrów ich pracy mogą służyć do usuwania agresywnego dwutlenku węgla, który odpowiedzialny jest za korozyjne właściwości wody. Najlepiej do tego celu sprawdza się grys marmurowy lub prażony dolomit. Zadaniem filtrów odkwaszających jest związanie wolnego agresywnego CO₂, gdzie w czasie filtracji agresywny dwutlenek węgla wchodzi w reakcję ze złożem – węglanem wapnia i tlenkiem magnezu, które są podstawową składową złóż marmurowych i dolomitów. Podczas przepływu wody złoże jest zużywane, natomiast filtrat nabiera nowych właściwości - woda posiada większy odczyn, zasadowość i twardość, a także jest pozbawiona agresywnego CO₂. W praktyce tego typu filtry stosowane są do filtracji wód podziemnych, gdzie agresywny CO₂ występuje w formie naturalnej lub po procesie koagulacji wód powierzchniowych, gdzie CO₂ może być produktem reakcji [9].

Usuwanie żelaza i manganu

Problem z nadmierną ilością żelaza oraz manganu spotykany jest głównie w przypadku uzdatniania wody podziemnej. Pierwiastki te w naturze występują na drugim stopniu utlenienia w formie rozpuszczonej, dlatego proces ich usuwania rozpoczyna się od ich utlenienia do form nierozpuszczalnych. Zapewnia to możliwość ich zatrzymania w procesie filtracji. Niestety reakcje te dla obu pierwiastków przebiegają w innych warunkach. Wymusza to konieczność dokładnego określenia etapów i mechanizmów usuwania żelaza i manganu [4, 10].

Odżelazianie i odmanganianie może odbywać się w jednostopniowej filtracji na złożach wielowarstwowych lub w procesie dwustopniowej filtracji. Po wstępnym procesie napowietrzenia wody, jedynie związki żelaza mogą ulec utlenieniu do formy Fe³⁺ i wytrącać się w postaci kłaczków, które zostaną zatrzymane na filtrach [14]. Skuteczne usunięcie manganu jest możliwe tylko, jeśli zastosuje się odpowiednie złoże – katalityczne, czyli uaktywniane chemicznie lub odpowiednio wypracowane [5,12]. Ważne jest to, aby przy usuwaniu manganu nie przeszkadzało żelazo, które będzie przenikać do złoża katalitycznego. Dlatego warunkiem koniecznym do efektywnego odmanganiania jest najpierw zatrzymanie żelaza – w górnej części złoża filtracyjnego w przypadku jednostopniowej filtracji lub w pierwszym etapie filtracji, jeżeli zdecydowano się na proces dwustopniowy. Bardzo ważnym i kluczowym aspektem przy usuwaniu tych związków jest wyznaczenie odpowiednich wysokości stref odżelaziania i odmanganiania, zarówno w filtracji jednostopniowej, jak i w dwustopniowej [14]. Duże znaczenie ma ponadto dobór

złoża w każdej strefie filtracji. Do usuwania żelaza w formie Fe^{3+} najczęściej stosowane są złoża kwarcowe, antracytowe, oraz chalcedonitowe [12]. W trakcie usuwania manganu powinno się dobrać taki materiał filtracyjny, aby istniała możliwość jego wypracowania w naturalny sposób lub fabrycznie przygotowany materiał niewymagający wstępnych etapów jego aktywacji. Wyróżnia się zatem złoża kwarcowe uaktywnione bezpośrednio w zakładach uzdatniania wody, naturalne złoża oksydacyjne oraz złoża uaktywniane fabrycznie, najczęściej przy użyciu reagentów chemicznych. Jako katalizator procesu odmanganiania zastosowanie znajduje dwutlenek manganu tzw. braunsztyn. Złoża oksydacyjne – czyli braunsztynowe, posiadają w swoim składzie różne tlenki manganowe MnO_x . Występują naturalnie w środowisku i nie wymagają dodatkowego uaktywniania, dlatego efekty oddzielania i odmanganiania można uzyskać od początku pracy filtra. Uaktywnianie fabryczne złoża odbywa się przez zaszczipianie aktywnych powłok, głównie Fe_2O_3 oraz MnO_2 , co skutkuje oblepianiem się ziaren materiału filtracyjnego i nadaniem im właściwości katalitycznych. Nie tylko naturalne złoża uaktywnia się fabrycznie, ale też złoża syntetyczne, wytwarzane na bazie zeolitów lub polimerów organicznych [5,9]. Na rynku znajduje się wiele złożów fabrycznie uaktywnionych. Najbardziej znanymi jest manganowy zeolit firmy Greensand oraz amorficzny piasek kwarcowy aktywowany MnO_2 firmy Birm [6,12].

Do odpowiedniego wypracowania, stosuje się materiał filtracyjny nieaktywny chemicznie - piasek kwarcowy, chalcedonit i antracyt. O ile kwarc i antracyt od dawna są stosowane w technologii uzdatniania wody, to chalcedonit jest nowym i coraz chętniej stosowanym złożem do filtracji. Jest odmianą krzemionki, która w porównaniu z klasycznym piaskiem kwarcowym i antracytowym, ulega dużo szybszemu uaktywnieniu, dlatego jego popularność wzrasta nie tylko przy procesie odmanganiania. Tak przygotowane lub wypracowane złoża katalityczne potrafią w czasie filtracji utlenić mangan z formy rozpuszczalnej Mn^{2+} do nierozpuszczalnej Mn^{4+} i zatrzymać wytrącone związki [9,12,15].

Obecnie dostępnych jest wiele materiałów filtracyjnych wykorzystywanych z sukcesem w filtracji pośpiesznej. W zależności od rodzaju i składu wody oraz efektu końcowego, który chce się osiągnąć, dobierany jest odpowiedni skład złoża. Kluczowym aspektem jest wykonywanie badań pilotażowych, które pokażą w praktyce, jaki efekt jest możliwy do uzyskania przy zastosowaniu danej technologii uzdatniania wody [8,9,12]. Dzięki takim badaniom możliwe jest osiągnięcie jak najlepszego rezultatu filtracji, przy odpowiednio określonych parametrach technologicznych.

Sorpcja jako proces filtracji

Proces sorpcji podczas filtracji wody jest jedną z najskuteczniejszych metod usuwania związków organicznych [16]. Literatura przedmiotu bardzo szeroko opi-

suje zastosowanie filtracji przez aktywne złoża, a najbardziej rozpowszechnionym materiałem filtracyjnym jest węgiel aktywny. Do filtracji stosowany jest w formie granulowanej [5]. Jest to materiał półsyntetyczny, otrzymany na drodze karbonizacji i aktywacji węgla kamiennego, brunatnego, torfu lub koksu. Taki zabieg przyczynia się do jego zmian fizykochemicznych i zwiększa powierzchnię właściwą poprzez wytworzenie się dodatkowych porów w strukturze węgla. W porach dochodzi do adsorbowania się związków, wchodzących w skład filtrowanej wody [9,16].

Głównym zadaniem filtracji z wykorzystaniem sorpcji na węglu aktywnym jest polepszenie właściwości organoleptycznych wody, czyli jej smaku i zapachu. Rozwiązania te stosowane są także do usunięcia prekursorów THM-ów, które powinny ulec zatrzymaniu przed ostatnim etapem uzdatniania, którym jest proces dezynfekcji. Sorpcja pozwala również na zatrzymaniu innych mikrozanieczyszczeń organicznych, w tym zanieczyszczeń antropogenicznych, do których zalicza się między innymi wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), pestycydy, detergenty i związki powierzchniowo czynne [5]. Proces sorpcji wykorzystywany jest również do dechloracji wody [5,9]. Wykazana została również efektywnością procesu sorpcji w usuwaniu fenoli i chlorofenoli, ropopochodnych oraz związków nieorganicznych, takich jak jony metali, cyjanków czy azotanów [16]. Należy jednak pamiętać, że tak jak ważnym procesem w filtracji pośpiesznej był etap czyszczenia złoża, tak tutaj istotne jest poddawanie złoża do regeneracji [9,16].

Jednym z ciekawszych procesów związanych z sorpcją jest bezpośrednie utlenianie substancji organicznych z wykorzystaniem AOP – zaawansowanych metod pogłębionego utleniania, w obecności węgla aktywnych. W tym czasie jednocześnie zachodzą aż trzy procesy, którymi są sorpcja, utlenianie i regeneracja węgla aktywnego. Aktywne złożo pełni rolę sorbentu oraz katalizatora, dzięki któremu następuje rozkład nadtlenu wodoru z wytworzeniem rodników hydroksylowych $\text{OH}^\bullet$. Zastosowanie metody hybrydowej jest procesem skuteczniejszym w usuwaniu związków organicznych, w szczególności tych pochodzenia antropogenicznego, niż oddzielne realizowanie procesu utleniania i sorpcji [16].

Biologicznie aktywne złoża do filtracji wody

Usuwanie azotu amonowego

Biologiczne złoża aktywne są stosunkowo nową technologią, ale obecnie bardzo dobrze przebadaną i powszechnie stosowaną. Ten typ złoża w szczególności wykorzystywany jest do usuwania jonów amonowych z wody podziemnej i niejednokrotnie wody powierzchniowej. Biologiczna nityfikacja zachodzi efektywnie, jeżeli azot amonowy występuje w formie jonowej NH_4^+ . Taki przypadek ma miej-

sce w wodach podziemnych, lub w wodach o odczynie zbliżonym do obojętnego. Metoda ta często stosowana jest w układach hybrydowych, gdzie podczas procesu filtracji usuwane są związki żelaza, manganu oraz azotu amonowego [17,18]. Przy usuwaniu jonów amonowych należy zwrócić szczególną uwagę na porowatość złoża. Etap wypracowania złoża przed filtracją polega na zasiedleniu powierzchni i porów złoża filtracyjnego przez bakterie nityfikacyjne. Odpowiednia porowatość złoża pozwala na skuteczne przyczepienie się mikroorganizmów w postaci biofilmu. Bakterie nityfikacyjne utleniają związki amonowe do azotanów III i V w czasie przepływu wody przez złożo [12,18]. Jednym z materiałów o odpowiedniej porowatości jest granulowany węgiel aktywny [9,16]. Możliwe jest również wykorzystanie naturalnych materiałów filtracyjnych, takich jak klinoptylolity lub diatomity [17]. Swoje zastosowanie w tym procesie znalazło też złożo chalcedonitowe [18].

Usuwanie żelaza, manganu i azotu amonowego w procesie hybrydowym

Hybrydowe metody pozwalają na usunięcie w trakcie procesu filtracji równocześnie żelaza, manganu, azotu amonowego, a nawet siarkowodoru. Najlepsze rezultaty otrzymuje się stosując filtrację dwustopniową. W pierwszym stopniu usuwane są związki żelaza i manganu. Do tego celu stosuje się złoża wielowarstwowe złożone ze złoża kwarcowego oraz katalitycznego, na które kierowana jest woda po wstępnym procesie jej napowietrzania lub dozowania do niej utleniaczy. W drugim stopniu filtracji przeprowadzany jest proces nityfikacji z wykorzystaniem uprzednio wpracowanych (zasiedlonych przez bakterie nityfikacyjne) złożów z węgla aktywnego, klinoptylolitu lub diatomitem. Przy odpowiedniej prędkości przepływu mikroorganizmy potrafią utlenić jony amonowe do azotanów III i V [17].

Jeżeli proces hybrydowy przebiega w jednostopniowej filtracji, wypełnienie filtra podzielone jest na odrębne strefy, tj. odżelaziania – w górnej części złoża, odmanganiania – w dolnej części filtra i nityfikacji, która znajduje się pomiędzy jedną, a drugą strefą. Konieczne jest również uwzględnienie wysokości efektywnej poszczególnych partii złoża filtracyjnego oraz zastosowanie w nich odpowiednich materiałów filtracyjnych [12]. Wysokoefektywnym materiałem filtracyjnym, który może być wykorzystywany w układach hybrydowych przy usuwaniu żelaza, manganu oraz jonów amonowych, jest złożo chalcedonitowe, które cechuje się stosunkowo szybkim wpracowaniem w porównaniu z tradycyjnymi złożami kwarcowymi. Możliwe jest to dzięki wysokiej porowatości wewnętrznej ziaren chalcedonitowych, co dodatkowo zapewnia wysoką efektywność procesu nityfikacji [15].

Usuwanie związków organicznych

Wody naturalne bogate w naturalną materię organiczną (NOM), w tym substancje humusowe i fulwowe, białka, aminokwasy, lipidy, polisacharydy i biopolimery poprzez swój zróżnicowany skład zaliczane są do jednych z trudniejszych matryc podlegających procesom uzdatniania. Wśród konwencjonalnych metod usuwania związków organicznych wymienia się koagulację, adsorpcję i/lub utlenianie chemiczne oraz klasyczną filtrację. Procesy te nie gwarantują jednak uzyskania wymaganego usunięcia materii organicznej o tak złożonych właściwościach fizykochemicznych. Jedną z metod pozwalających na kompletne usunięcie zanieczyszczeń organicznych jest biofiltracja prowadzona na węglu aktywnym. Sam proces adsorpcji związków organicznych powoduje szybkie wyczerpywanie się pojemności sorpcyjnej węgla aktywnego [19]. Dlatego stosowanie go w połączeniu z metodami biologicznymi daje zdecydowanie lepsze rezultaty. Mikroorganizmy sprawdzają się przy rozkładzie substancji, które mogą sprawiać problem z usunięciem ich przy zastosowaniu metod konwencjonalnych, w tym metod chemicznych prowadzących do generowania znacznej liczby ubocznych produktów rozkładu związków.

Filtracja na biologicznie aktywnych złożach usuwa związki organiczne przez ich częściowe adsorbowanie na powierzchni złoża oraz mineralizację w strefach zasiedlanych przez biofilm [20]. Znaczna liczba naturalnych substancji organicznych zaliczana jest do substancji trudnoodegradowalnych, dlatego proces ich usunięcia wymaga wdrażania rozwiązań wieloetapowych. Jednym z przykładów tego typu technologii jest filtracja na biologicznie aktywnym złożu poprzedzona napowietrzaniem i/lub ozonowaniem wody. Związki ulegają całkowitemu lub częściowemu utlenieniu, przez co stają się bardziej podatne na rozkład, w wyniku procesów metabolicznych bakterii zasiedlających biofilm złoża filtracyjnego [5, 21, 22].

Ciśnieniowe techniki membranowe

Wprowadzenie procesów membranowych do uzdatniania wody na cele konsumpcyjne oraz przemysłowe jest realną szansą na uzyskanie i usprawnienie dotychczasowych technik stosowanych w tej dziedzinie. Jest to o tyle istotne, iż metody konwencjonalne nie zawsze sprawdzają się przy usuwaniu wszystkich zanieczyszczeń, szczególnie mikrozanieczyszczeń pochodzenia antropogenicznego [5]. Dlatego metody wykorzystujące separację substancji przy zastosowaniu membran będą coraz częściej brane pod uwagę przy projektowaniu nowych lub modernizacji obecnych stacji i zakładów uzdatniania wody.

Ciśnieniowe techniki membranowe, choć znane były już wcześniej, ich praktyczne zastosowanie w uzdatnianiu wody przypada na lata 80. - 90. XX wieku [1,

23]. Obecnie metody te uważane są za tzw. najlepsze dostępne technologie – BAT (best available technology). W Polsce coraz więcej zakładów uzdatniania wody (ZUW) i stacji uzdatniania wody (SUW) decyduje się na procesy membranowe lub ma w planach ich realizację [1, 2]. Membrany stosuje się do usuwania zanieczyszczeń organicznych, jonów metali, w tym ciężkich, i innych jonów. Skutecznie sprawdzają się przy usuwaniu bakterii a nawet wirusów, a także rozdrobnionego materiału organicznego [3].

W przypadku procesów membranowych dobór odpowiedniej metody musi być uzasadniony technicznie i ekonomicznie [5]. Niejednokrotnie należy stosować metody hybrydowe, czyli przebiegających kilka procesów równocześnie lub zintegrowanie kilku procesów, działających spójnie jeden po drugim, aby w pełni osiągnąć dany cel – odpowiednią jakość i ilość wody. Sekwencyjne procesy charakteryzują się większą skutecznością i efektywnością, a odpowiednia eksploatacja pozwala na obniżenie kosztów, w stosunku do stosowanych pojedynczych procesów o tej samej skuteczności [1,24].

Ciśnieniowe procesy membranowe

Wśród zaawansowanych technik uzdatniania i oczyszczania strumieni wodnych wymienia się filtrację ciśnieniową przy użyciu technik membranowych. Proces filtracji w tym przypadku odbywa się na zasadzie transportu masy przez membranę, pod wpływem różnicy ciśnienia po obu jej stronach. Membraną nazywamy aktywną lub pasywną przegrodę, która rozdziela filtrowany roztwór, nazywany nadawą, na dwa strumienie – permeat, czyli tą część roztworu, który przejdzie przez membranę oraz retentat, który pozostaje po stronie membrany. Z tego względu można wyznaczyć trzy główne cele technologii membranowych, którymi są: oczyszczenie, zatężanie oraz rozdzielanie, czyli frakcjonowanie składników strumieni wodnych [1, 2, 10]. Stosowane membrany mają różną strukturę i charakterystykę. Można wyróżnić membrany symetryczne i asymetryczne, wykonane z jednego rodzaju polimeru lub kompozytowe posiadające strukturę porowatą lub nieporowatą [23].

Wprowadzenie metod membranowych pozwala na zwiększenie efektywności w technologii uzdatniania i oczyszczania wody, możliwe jest skuteczniejsze oddzielanie zawartych w niej zanieczyszczeń oraz obniżenie kosztów inwestycyjnych, czy eksploatacyjnych [25]. Filtracja wody z wykorzystaniem procesów ciśnieniowych może być stosowana jako procesy jednostkowe lub układy zintegrowane pracujące w połączeniu z konwencjonalnymi metodami uzdatniania strumieni wodnych.

Podział ciśnieniowych procesów membranowych dokonywany jest na podstawie wielkości cząstek zatrzymywanych na powierzchni i w porach membrany. Rozróżniamy niskociśnieniową mikro- i ultrafiltrację, pozywającą odpowiednio dla mikrofiltracji na separację wiązków o średnicach nie mniejszych niż 0,05 μm

oraz średnicach z przedziału od 50 do 1 nm w procesie ultrafiltracji [1, 2, 3]. Wśród wysokociśnieniowych procesów membranowych pracujących przy ciśnieniach transmembranowych przekraczających 0,5 MPa wymieniamy nanofiltrację oraz odwróconą osmozę. Przegląd wybranych substancji, które można zatrzymać, stosując poszczególne techniki membranowe przedstawiony został w tabeli 1.

Tabela 1. Efektywność zastosowania procesów membranowych w uzdatnianiu wody

Substancja	Wielkość (mm, kDa)	MF	UF	NF	RO
Pierwotniaki	> 10	++	++	++	+
Bakterie coli	> 1	++	++	++	+
Mętność	1-0,1	++	++	++	+
Cysty	ok. 0,1	+	++	++	++
Wirusy	0,01-0,1	+	+	++	++
THMp*	< 10 kDa	+	+	++	++
Barwa	< 10 kDa	-	+	++	++
Związki organiczne	< 1 kDa	-	-	+	++
Związki jonowe	< 0,1 kDa	-	-	+	++

(++) praktycznie całkowite usunięcie, (+) usunięcie możliwe, (-) usunięcie niemożliwe

*THMp – związki tworzące trichlorowometany w trakcie chlorowania wody

Źródło: Konieczny K., Oczyszczenie środowiska wodnego - procesy membranowe, Wodociągi - Kanalizacja, 2010, 1, s. 28-31

Mikrofiltracja

Proces mikrofiltracji zajmuje w ciągu technologicznym uzdatniania wody pitnej miejsce procesu odpowiadającego za higienizację wody uzdatnionej [1, 2]. Symetryczne membrany mikrofiltracyjne zatrzymują zanieczyszczenia rzędu 0,1 μm , dzięki czemu woda cechuje się zmniejszoną zawartością zawiesiny ogólnej, mętności oraz zdecydowanie mniejszą ilością bakterii. Proces ten pozwala na obniżenie zawartość węgla organicznego, w wyniku czego obniżają się również wartość ChZT i utlenialności. Dlatego proces ten jest używany do usuwania mętności z wody, pierwotniaków wraz z niektórymi bakteriami, wielkocząsteczkowych związków organicznych oraz przygotowywania wody przed innymi procesami membranowymi [3, 25].

Szczególnym rodzajem procesu mikrofiltracji jest przeprowadzenie jej przy użyciu kapilarnych modułów zanurzeniowych. Moduły takie całkowicie są zanurzone w filtrowanej wodzie, a membrana znajduje się po zewnętrznej stronie kapilar, dzięki czemu retentat pozostaje przed membraną, a permeat przepływa przez nią i odbierany jest z wnętrza kapilar do zbiornika wody przefiltrowanej. Filtracja wody może być prowadzona w odrębnym specjalnym zbiorniku wyposażonym w układ napowietrzający odpowiadający za wytworzenie turbulencji w wodzie

i oczyszczania powierzchni membran lub w systemie hybrydowym (czego przykładem jest bioreaktor membranowy), w którym sam moduł membranowy wyposażony jest w układ napowietrzający wydłużający prawidłowy przebieg pracy membrany. Dodatkowo napowietrzanie wody może spowodować utlenienie się niektórych substancji zawartych w niej zawartych, m. in. żelaza czy manganu oraz związków organicznych, co wpływa na wzrost jakości uzyskiwanego filtratu. Zastosowanie kapilarnych modułów mikrofiltracyjnych pozwala na usunięcie cząstek o średnicach większych od 0,200 μm , w tym także pasożytów i ich form przetrwalnikowych. Dodatkową zaletą tego rozwiązania jest praca przy stosunkowo niewielkim podciśnieniu, co zmniejsza koszty inwestycyjne i eksploatacyjne w porównaniu z innymi dostępnymi metodami filtracji membranowej [24, 25].

Ultrafiltracja

Ultrafiltracja jest skuteczną barierą dla substancji organicznych wielkocząsteczkowych rozpuszczonych, związków koloidalnych oraz pierwotniaków, bakterii wirusów, a także form przetrwalnikowych [1, 2, 3, 25]. Swoje szerokie zastosowanie znalazła w procesach zintegrowanych oraz hybrydowych. Najczęściej występuje w połączeniu z procesem mikrofiltracji (MF/UF) i wykorzystywana jest do przygotowywania strumieni wodnych przed innymi procesami membranowymi. W tego typu układach stosowana jest najczęściej jako wstępny proces podczyszczania wody [2, 23, 24]. Modyfikacja powierzchni membran przez dodatek do niej sorbentów takich jak węgiel aktywny pozwala na poszerzenie możliwości zastosowania tego procesu również o separację szerokiej gamy mikrozanieczyszczeń organicznych [27].

Nanofiltracja

Nanofiltracja jest procesem, w którym zatrzymywane są koloidy, związki organiczne średnicząsteczkowe i niektóre małocząsteczkowe, szczególnie związki odpowiedzialne za barwę wody oraz związki humusowe, które są prekursorami THM. Dodatkowo ma zdolność do separacji jonów wielowartościowych, w tym dwuwartościowych, od jednowartościowych [1, 2, 5, 25]. Dlatego zastosowanie tego typu membran umożliwia zmiękczenie wód bez użycia jakichkolwiek środków chemicznych, co jest szczególnie pożądane w wielu gałęziach przemysłu stosujących wodę pozbawioną twardości odpowiedzialnej za wytrącanie się niepożądanych osadów mogących obniżać sprawność wielu urządzeń i rozwiązań technologicznych. Przy zastosowaniu chemicznych metod zmiękczenia generowana jest znaczna ilość osadów, które następnie wymagają usunięcia z wody w procesach filtracji pośpiesznej. Ograniczenie powstawiania osadów chemicznych pozwala

na zmniejszenie kosztów utylizacji tych osadów, dlatego metoda nanofiltracji jest coraz częściej wdrażana jako alternatywny proces przygotowania wody technologicznej [3,23].

W wodach powierzchniowych zauważono wzrost stężenia azotanów, wynikający przede wszystkim z nawożenia pól w rolnictwie. Przy zastosowaniu nanofiltracji możliwe jest usunięcie w ponad 70% tego rodzaju zanieczyszczeń, co znacznie wpływa na poprawę jakości wody [2, 24]. Proces nanofiltracji z powodzeniem stosowany jest również w przypadku usuwania antropogenicznych zanieczyszczeń wykazujących aktywność biologiczną, takich jak związki endokrynnie czynne [28], farmaceutyki [29] lub fenolowe domieszki przemysłowe [30].

Odwrócona osmoza

Głównym zadaniem membran do odwróconej osmozy jest zatrzymywanie soli oraz substancji małocząsteczkowych. Dlatego bardzo dobrze sprawdzają się one w trakcie odsalania wód słonych i słonawych, w tym wód kopalnianych i morskich. Często do tego celu wykorzystywane są metody dwustopniowej filtracji łączące proces nanofiltracji z procesem odwróconej osmozy (NF/RO). Rozwiązanie to cechuje się również znaczną efektywnością w usuwaniu metali ciężkich, które coraz częściej występują w wodach naturalnych [1,2,25]. Ponadto odwrócona osmoza realizowany jako proces pojedynczy lub w połączeniu z innymi zaawansowanymi technikami oczyszczania wody pozwala na zatrzymywanie takich substancji, jak fenole, chlorowcopochodne, aldehydy, a nawet farmaceutyki i środki hormonalne, które w ostatnich latach stanowią bardzo duży problem w technologii oczyszczania wody [3, 5]. Również do całkowitego usunięcia z wody związków azotanowych stosuje się odwróconą osmozę, która pozwala na całkowite ich zatrzymanie bez konieczności wdrażania metod oczyszczania opartych o osad czynny [23].

Warto jednak pamiętać o odpowiednich warunkach pracy membran, ponieważ w trakcie ich eksploatacji może nastąpić stopniowy spadek wydajności procesu w wyniku polaryzacji stężeniowej czy foulingu. Polaryzacja stężeniowa tworzy się w bezpośrednim sąsiedztwie membrany, w postaci warstwy granicznej roztworu, o stężeniu przewyższającym średnie stężenie tego roztworu. Natomiast foulingiem nazywamy proces odkładania się na powierzchni membrany i w jej porach składników oczyszczanych roztworów. Można wyróżnić trzy typy foulingu: scaling, gdzie odkładają się związki nieorganiczne; fouling, w przypadku którego odkładającymi się związkami są substancje organiczne oraz biofouling, w wyniku którego tworzy się biofilm. Skutkiem wystąpienia każdego z tych niepożądanych zjawisk jest zmniejszenie wydajności procesu i przepływu wody, ograniczenie powierzchni czynnej membrany oraz obniżenie jej żywotności [2, 23]. Dodatkowo membrany polimerowe mogą mieć ograniczoną wytrzymałość chemiczną i termiczną. Problemem może być również niska selektywność membran podczas procesu separacji

zanieczyszczeń. Dlatego przy doborze odpowiedniej techniki membranowej należy uwzględnić materiał, z którego wykonana zostanie membrana, temperaturę i odczyn filtrowanej wody jak i odpowiednie parametry jej przepływu, dzięki którym ograniczy się powstawanie opisanych zjawisk w okolicach warstwy separującej. Konieczne jest również określenie metody czyszczenia lub płukania membran, a także uwzględnić, w jakich warunkach proces będzie prowadzony, tj. temperatura oraz odczyn wody [1, 10].

Zintegrowane metody uzdatniania wody z wykorzystaniem technik membranowych

Ze względu stale wzrastające wymagania dotyczące jakości wody do picia eksploataторы zakładów i stacji uzdatniania wody często decydują się na wdrażanie zintegrowanych procesów membranowych w połączeniu z innymi zaawansowanymi technikami oczyszczania [23]. W przypadku uzdatniania wód naturalnych układy oczyszczania przyjmują dwie formy. Pierwszą nich jest układ sekwencyjnego uzdatniania złożony z następujących po sobie kolejno procesów membranowych i fizyko-chemicznych metod uzupełnianych o procesy biologiczne. Drugą formę stanowią układy hybrydowe, gdzie wszystkie jednostkowe procesy przebiegają jednocześnie w jednym zbiorniku reakcyjnym [1, 23].

Bardzo ważnym aspektem w trakcie realizacji zintegrowanych metod oczyszczania jest ochrona membran przed wcześniej opisanym zjawiskiem foulingu. Dzięki odpowiednio przygotowanej nadawie proces może być efektywniejszy, a membrana będzie dłużej prawidłowo pracować. Do tego celu powszechnie stosowane są metody konwencjonalne, najczęściej w połączeniu z procesami mikro- i/lub ultrafiltracji [2].

Mikrofiltracja i ultrafiltracja

Proces mikro- i ultrafiltracji znalazł zastosowanie w różnych połączeniach, wśród których wymieniamy: koagulację – MF/UF, adsorpcję na pylistym węglu aktywnym – MF/UF, filtrację biologiczną – MF/UF, utlenienie (ozonowanie i inne) – MF/UF oraz bioreaktory membranowe [2]. Połączenie procesu mikro- i ultrafiltracji pozwala na całkowite usunięcie wszystkich mikroorganizmów z wody, zastępując proces dezynfekcji [25]. Jeżeli oczyszczona woda będzie stosowana do celów sanitarnych lub konsumpcyjnych zaimplementowanie technik membranowych pozwoli na zmniejszenie dawki chloru użytecznego lub usprawni przebieg dezynfekcji wody przy zastosowaniu lamp UV [5].

W przypadku wód podziemnych alternatywną metodą do usuwania żelaza oraz manganu jest proces zintegrowany, składający się z utleniania chemicznego i filtra-

cji membranowej (MF/UF). W pierwszym etapie uzdatniania wprowadzany utleniacz, najczęściej w postaci ozonu, utlenienia oba pierwiastki do Fe^{3+} i Mn^{4+} . Kolejny etap realizowany przy udziale membran zanurzeniowych pozwala na całkowite zatrzymanie utlenionych form żelaza i manganu. W przypadku, w którym woda zawiera bardzo duże stężenia Fe^{2+} można zastosować wstępne napowietrzanie i sedymentację, w celu ochrony membran przed zjawiskiem foulingu [23].

Mikro- i ultrafiltracja z powodzeniem stosowana jest również w trakcie usuwania naturalnych substancji organicznych będących składnikami wód powierzchniowych. Substancje te mają bardzo zróżnicowane właściwości fizykochemiczne mogące zaburzać prawidłowy przebieg poszczególnych etapów uzdatniania wody. Wśród nich wymieniamy aminokwasy, fenole, cukry, węglowodory i naturalne polimery, w tym polipeptydy, tłuszcze, wielocukry oraz substancje humusowe [3, 23]. Obecność związków humusowych jest szczególnie niewskazana w przypadku chlorowania wody gdyż stanowią one prekursory chlorowcopochodnych substancji organicznych (THM). Dlatego ważne jest ich usunięcie we wcześniejszych stopniach uzdatniania wody.

Zastosowanie metod zintegrowanych w postaci bioreaktorów membranowych wykazuje znaczną skuteczność przy usuwaniu związków azotanowych. Metoda ta łączy biologiczną denitryfikację z hybrydowymi procesami membranowymi (MF/UF) [23]. Związki azotowe przedostają się do wody z nawozów naturalnych i chemicznych stosowanych w rolnictwie, wprowadzenia nieoczyszczonych ścieków do rzek, zarówno komunalnych jak i z procesów produkcyjnych oraz ze źródeł antropogenicznych. Proces oczyszczania polega na redukcji azotanów przy udziale wyspecjalizowanych mikroorganizmów w niedotlenionym zbiorniku. Moduł membranowy pozwala na odseparowanie oczyszczanej wody od mikroorganizmów zatrzymywanych w zbiorniku reakcyjnym [3].

Koagulacja oraz sorpcja na węglu aktywnym w połączeniu z technikami membranowymi

Liczne badania prowadzone nad podwyższeniem efektywności uzdatniania strumienie wodnych o zróżnicowanym składzie fizykochemicznym wskazują na wysoką skuteczność metod łączących mikrofiltrację z koagulacją objętościową [25]. Proces koagulacji przeprowadza się w formie tzw. koagulacji szybkiej, w trakcie której przez zbiornik przepływa woda z dodatkiem koagulantu, najczęściej żelazowego lub glinowego, a następnie trafia do modułu mikrofiltracyjnego [25]. Rezultatem tego rozwiązania są lepsze parametry filtratu pod względem redukcji związków organicznych w formie zawiesiny.

Mikrofiltracja w połączeniu z wcześniejszą koagulacją lub późniejszą filtracją na pylastym węglu aktywnym pozwala na skuteczne zatrzymanie fitoplanktonu

z wody powierzchniowej. Dlatego technikę tą stosuje się przy uzdatnianiu wody do celów konsumpcyjnych, gdzie w wodzie powierzchniowej występuje problem z obecnością drobnej roślinności i glonów. Metoda ta znalazły również zastosowanie w trakcie przygotowywania wody wykorzystywanej na kąpieliskach odkrytych [23, 25]. Niskociśnieniowe techniki membranowe w połączeniu z procesem sorpcji na pylistym węglu aktywnym pozwalają ponadto na efektywne usuwanie środków ochrony roślin trafiających do wód powierzchniowych z terenów rolniczych [23]. Natomiast połączenie technik membranowych z koagulacją i/lub sorpcją na węglu aktywnym umożliwia zatrzymanie znacznej liczby hormonów płciowych i środków powierzchniowo czynnych. W trakcie procesu koagulacji dochodzi do destabilizacji koloidów i ich flokulacji, w wyniku czego możliwe jest przyłączenie mikrozanieczyszczeń do powierzchni kłaczków usuwanych w trakcie filtracji membranowej [5, 23].

W tabeli 2 zestawiono skuteczność usuwania wybranych zanieczyszczeń znajdujących się w wodzie w trakcie sekwencyjnych układów oczyszczania łączących procesy chemiczne i sorpcję na węglu aktywnym z niskociśnieniowymi technikami membranowymi. Porównując efektywność układów zintegrowanych z poszczególnymi technikami membranowymi prowadzonymi jako proces pojedynczy (tabela 1) można zauważyć, że metody łączące kilka procesów w jeden układ oczyszczania pozwalają na uzyskanie wyższej skuteczności oczyszczania strumieni wodnych.

Tabela 2. Efektywność zastosowania zintegrowanych procesów membranowych

Substancja	Wielkość (mm, kDa)	Procesy chemiczne + MF/UF	Węgiel aktywny + MF/UF
Pierwotniaki	> 10	++	++
Bakterie coli	> 1	++	++
Mętność	1-0,1	++	++
Cysty	ok. 0,1	++	++
Wirusy	0,01-0,1	++	++
THMp*	< 10 kDa	++	++
Barwa	< 10 kDa	+	+
Związki organiczne	< 1 kDa	+	+
Związki jonowe	< 0,1 kDa	-	-

(++) praktycznie całkowite usunięcie, (+) usunięcie możliwe, (-) usunięcie niemożliwe

*THMp – związki tworzące trichlorowometany w trakcie chlorowania wody

Źródło: Konieczny K., Oczyszczenie środowiska wodnego - procesy membranowe, Wodociągi - Kanalizacja, 2010, 1, s. 28-31

Zintegrowane procesy filtracji stosowane w celu uzyskania wody demineralizowanej

Wzrost wymagań dotyczących jakości wody technologicznej w wielu sektorach gospodarczych jest dużym wyzwaniem w dziedzinie związanej z technologią wody. Dotychczas znane rozwiązania oparte głównie o proces klasycznej filtracji wody przy użyciu różnych kombinacji filtracji pośpiesznej nie pozwalają na uzyskanie wymaganej czystości wody [5]. Problem ten jest szczególnie spotykany w sektorze energetyki zawodowej, w którym woda powinna być pozbawiona wszelkich zanieczyszczeń mogących wytrącać się w postaci kamienia kotłowego lub doprowadzać do korozji przewodów chłodniczych w konsekwencji zaburzając prawidłowy przebieg pracy elektrowni. W tym celu konieczne staje się przygotowanie wody demineralizowanej lub ultra czystej, pozbawionej soli i jonów mineralnych [2, 24, 26].

Wśród alternatywnych rozwiązań pozwalających na uzyskiwanie wody o najwyższej jakości czystości wymieniane są membranowe techniki separacji, często w połączeniu hybrydowym i zintegrowanym z metodami elektrodializy, wymiany jonowej, a nawet koagulacji czy sorpcji na węglu aktywnym [2, 5, 24, 26].

Odwrócona osmoza – metody jonitowe

Jednym z ciekawych rozwiązań poprawiających sprawność i efektywność pracy stacji demineralizacji wody jest połączenie wysokociśnieniowych procesów membranowych – odwróconej osmozy z klasyczną wymianą jonową na jonitach. Woda przed podaniem na moduły membranowe podlega konwencjonalnym metodom oczyszczania tj. koagulacji, sedymentacji oraz filtracji, a w niektórych przypadkach również dekarbonizację czy nawet zmiękczeniu wody przy użyciu jonitów. Popularność zyskują również układy oparte głównie o procesy membranowe integrujące mikrofiltrację/ultrafiltrację z odwróconą osmozą. Zastępowanie konwencjonalnych metod demineralizacji wody technikami membranowymi pozwala na zmniejszenie zużycia odczynników chemicznych, jonitów oraz kosztów przeznaczonych na ich regenerację złóż jonitów, ponadto pozwala również na ograniczenie przestrzeni zajmowanej przez klasyczne układy oczyszczania wody [24, 26].

Odwrócona osmoza - elektrodjonizacja

Elektrodjonizacja (EDI) wykorzystuje elektrodializę i w połączeniu z procesem odwróconej osmozy jest efektywniejszym procesem w demineralizacji wody od klasycznej wymiany jonowej na jonitach. Metoda ta polega na wykorzystaniu

prądu elektrycznego, wymiany jonowej (jonowymiennych żywic) oraz specjalnych membran (odwróconej osmozy), przyciągających odpowiednie jony w zależności od ich ładunku elektrycznego. Elektrodializa pozwala na transport i segregację naładowanych jonów zawartych w roztworze wodnym w komorze z żywicą jonowymienną. Dodatkowo przyłożone napięcie powoduje dysocjację wody na jony H^+ i OH^- , które przyczepiają się do żywic powodując ich regenerację. Dzięki tej technice proces dejonizacji jest procesem ciągłym i można wyeliminować konieczność chemicznej regeneracji jonitów. Efektem pracy układu jest woda zdemineralizowana o wysokiej klasie czystości [26, 31].

Kilkustopniowy proces odwróconej osmozy

Proces kilkustopniowej filtracji membranowej znajduje szerokie zastosowanie w przypadku przygotowywania wody technologicznej, w tym wody zdemineralizowanej, w różnych gałęziach przemysłu. Dwustopniowy układ odwróconej osmozy często zastępuje powszechnie stosowaną wymianę jonową realizowaną w kolumnach jonitowych. Poszczególne stopnie filtracji mogą wyglądać tak samo bądź różnić się od siebie ciśnieniem pracy lub polimerem, z którego została wykonana membrana. Woda zasilająca układ musi być odpowiednio przygotowana, pozbawiona wszelkich zanieczyszczeń, które mogą się osadzać na membranie lub zaburzać prawidłowy proces filtracji. Ponadto poddawana procesowi odwróconej osmozy powinna być wolna od mikroorganizmów, które mogą się rozwijać na powierzchni membrany, tworząc biofouling. Dlatego moduły membranowe powinny być oprócz standardowego czyszczenia hydraulicznego okresowo czyszczone chemicznie [24, 26].

Ciśnieniowe techniki membranowe wciąż są badane i doskonalone w warunkach laboratoryjnych, by sprawnie mogły być wdrażane na skalę techniczną, z jednoczesnym uwzględnieniem jakości permeatu oraz aspektu ekonomicznego ich zastosowania [1].

Wnioski

Dobór poszczególnych etapów ciągu technologicznego uzdatniania wody, w tym metody filtracji, powinien uwzględniać skład oczyszczanej wody, jej przeznaczenie, a także koszt inwestycyjny i eksploatacyjny proponowanych rozwiązań. Ważną rolę odgrywa ponadto niezawodność oraz stopień skomplikowania technicznego danego procesu. Istotnym aspektem zarówno w trakcie procesów uzdatniania wody pitnej jak i przygotowywania wody technologicznej jest uzyskanie wysokich wymagań, zarówno pod kątem ilościowym jak i jakościowym. Często

wymagania te są rygorystyczne, a przygotowanie wody wymaga wielostopniowego procesu jej uzdatniania. Dlatego też procesy filtracyjne we współczesnej technologii wody stały się bardzo ważnym procesem znajdującym coraz szersze zastosowanie.

Filtracja powolna jest skuteczną metodą do usuwania związków organicznych łatwo biodegradowalnych, pozwala na usunięcie mętności, barwy i nieprzyjemnego zapachu wody. Dodatkowo w bardzo dużym stopniu potrafi zatrzymać bakterie i wirusy. Stosowanie filtrów pośpiesznych pozwala na skrócenie czasu filtracji, a tym samym całego procesu uzdatniania wody. Procesy hybrydowe i zintegrowane dają lepsze rezultaty, niż jednostkowe procesy uzdatniania, dlatego są sukcesywnie wprowadzane do nowo projektowanych stacji uzdatniania wody. Dzięki filtracji otwartej i ciśnieniowej możliwe jest przeprowadzenie takich procesów jak klarowanie i odkwaszanie wody oraz usuwanie związków żelaza i manganu. Sorpcja z wykorzystaniem węgla aktywnych jest powszechnie stosowana do usuwania smaku i zapachu, prekursorów THM-ów, mikrozanieczyszczeń organicznych, w tym zanieczyszczeń pochodzenia antropogenicznego. Natomiast biologicznie aktywne złoża bardzo dobrze sprawdzają się przy usuwaniu azotu amonowego, z wykorzystaniem procesu denitryfikacji, oraz naturalnych związków organicznych w procesach zintegrowanych oraz hybrydowych.

Ciśnieniowe techniki membranowe znajdują zastosowanie zarówno jako układy jednostkowe oraz w połączeniu z konwencjonalnymi metodami uzdatniania wody. Gwarantują obniżenie mętności wody, usunięcie zarówno cząstek koloidalnych, grubej zawiesiny, fitoplanktonu, mikroorganizmów chorobotwórczych, bakterii, wirusów oraz ich formy przetrwalnikowych, naturalnych substancji organicznych jak również twardości wody oraz szerokiej gamy mikrozanieczyszczeń organicznych i nieorganicznych. Dlatego ciśnieniowe procesy membranowe mogą stanowić uzupełnienie lub niejednokrotnie alternatywę dla powszechnie stosowanych metod w technologii wody.

Postępujący rozwój techniczny i technologiczny pozwala na ciągłe udoskonalanie procesów filtracyjnych, w tym metod sekwencyjnych i hybrydowych, jako podstawowych elementów procesu uzdatniania, które okazują się kluczowym rozwiązaniem problemów występujących obecnie w technologii wody. Jednocześnie ich wdrażanie pozwoli na sprośnięcie wzrastającym wymaganiom dotyczącym jakości wody przy uwzględnieniu aspektu ekonomicznego.

Literatura

- [1] Bodzek M., Konieczny K., *Techniki membranowe w inżynierii środowiska*, Wodociągi - Kanalizacja, 2007, 3, s. 15-16.
- [2] Konieczny K., *Oczyszczenie środowiska wodnego - procesy membranowe*, Wodociągi - Kanalizacja, 2010, 1, s. 28-31.
- [3] Kajitvichyanukul P., Shammas N. K., Hung Y., Wang L. K., Ananpattarachai J., *Membrane and Desalination Technologies*, Potable Water Biotechnology, Membrane Filtration and Biofiltration, Humana Press, 2011, s. 477-523.
- [4] Kowal A., Świdzka-Bróż M., *Oczyszczanie wody. Podstawy teoretyczne i technologiczne, procesy i urządzenia*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 2007.
- [5] Gumińska J., Barbusiński K., *Kierunek rozwoju innowacyjnych technologii oczyszczania wody i ścieków w perspektywie 2015-2020*, Aktualne zagadnienia w inżynierii środowiska, Wydawnictwo Politechniki Śląskiej, Gliwice, 2015, s. 119-130.
- [6] Skoczko I., Piekutin J., Roszczenko A., *Usuwanie z wody związków żelaza i manganu*, Rocznik Ochrona Środowiska, 2015, 17, s. 1587-1608.
- [7] Spellman F. R., *Handbook of Water and Wastewater Treatment Plant Operations*, Second Edition, Taylor & Francis Group, 2009.
- [8] Crittenden J., Rhodes Trussell R., Hand D.W., Howe K.J., Tchobanoglous G., *Water Treatment: Principles and Design*, Second Edition, John Wiley and Sons, Inc., 2005.
- [9] Jeż-Walkowiak J., *Złoża filtracyjne w uzdatnianiu wody*, Wodociągi - kanalizacja, 2006, 11, s. 50-52.
- [10] Anielak A. M., *Wysokoefektywne metody oczyszczania wody*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 2015.
- [11] Majcherek H., *Podstawy hydromechaniki w inżynierii oczyszczania wody*, Wyd. 1, Wydawnictwo Politechniki Poznańskiej, Poznań, 2006.
- [12] Weber Ł., *Technologia usuwania z wody żelaza, manganu oraz jonu amonowego*, Wodociągi - Kanalizacja, 2012, 3, s. 43-47.
- [13] Hirol M., Hirol A., Kowalski D., Jakimchuk J., Trach J., *Badania doświadczalne przebiegu płukania fluidalnego złoża filtru pośpiesznego do oczyszczania wody*, Ochrona Środowiska, 2009, 31(4) s. 35-38.
- [14] Weber Ł., *Określanie wysokości strefy usuwania żelaza w złożu filtracyjnym - cz. I*, 2010. źródło: <http://www.technologia-wody.pl/index.php?req=praktyka&id=947>
- [15] Papciak D., Kaleta J., Puskarewicz A., *Usuwanie azotu amonowego z wód podziemnych*, Rocznik Ochrona Środowiska, 2013, 15, s. 1352-1366.

-
- [16] Dąbek L., *Zastosowanie sorpcji i zaawansowanego utleniania do usuwania fenoli i ich pochodnych z roztworów wodnych*, Rocznik Ochrona Środowiska, 2015, 17, s. 616–645.
- [17] Puskarewicz A., Papciak D., Kaleta J., *Uzdatnianie wody wgłębnej na złożach katalitycznych i biosorpcyjnych*, Ekologia i Technika, 2008, 4, s. 134–140.
- [18] Jeż - Walkowiak J., Weber Ł., *Usuwanie jonu amonowego z wody podziemnej*, 2008. źródło: <http://www.technologia-wody.pl/index.php?req=praktyka&id=113>
- [19] Holc D., Pruss A., Michałkiewicz M., Cybulski Z., *Efektywność usuwania związków organicznych*, Rocznik Ochrona Środowiska, 2016, 18, s. 235–246.
- [20] Smolin S. K., Shvidenko O. G., Zabneva O. V., Sinel'nikova A. V., Nevin-naya L. V. *Removal of Aromatic Compounds from Water on Biologically*, Journal of Water Chemistry and Technology, 2009, 6, s. 367–372.
- [21] Kozyatnik I. P., Klimenko N. A, and Savchina L. A., *The Effect of Water Ozonation on the Efficiency of Extracting*, Journal of Water Chemistry and Technology, 2010, 3, s. 263–273.
- [22] Seredyńska-Sobecka, B. Markowska, A. Tomaszewska, M. U., *Uzdatnianie wody powierzchniowej metodą ozonowania i filtracji przez biologicznie aktywne węgle*, Przemysł Chemiczny, 2008, 87(5), s. 573–576.
- [23] Kabsch-Korbutowicz M., *Ciśnieniowe procesy separacji membranowej*, Wodociągi - Kanalizacja, 2007, 5, s. 40–44
- [24] Konieczny K., *Woda dla energetyki - techniki separacji*, Wodociągi - Kanalizacja, 2007, 5, s. 50–53.
- [25] Jastrzębski M., Ilnicki J., *Technologie membranowe a wody powierzchniowe*, Wodociągi - Kanalizacja, 2011, 4. s. 30–31.
- [26] Drioli E., Giorno L., *Water Demineralization*, Encyclopedia of Membranes, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2016, s. 1983–1985.
- [27] Burdzik E., Dudziak M., *Ultrafiltracja z membranami modyfikowanymi i klasyczna nanofiltracja w separacji mikrozanieczyszczeń*, Proceedings of ECOpole, 2016, 10(2), s. 607–615.
- [28] Dudziak M., *Separacja mikrozanieczyszczeń estrogenicznych wysokociśnieniowymi technikami membranowymi*, Wydawnictwo Politechniki Śląskiej, 2013.
- [29] Kudlek E., Dudziak M., Bohdziewicz J., *Wpływ matrycy wodnej na retencję związków farmaceutycznych w procesie nanofiltracji*, Proceedings of ECOpole, 2016, 10(2), s. 677–684.
- [30] Kamińska G., Dudziak M., Bohdziewicz, Kudlek E., *Effectiveness of removal of selected biologically active micropollutants in nanofiltration*, Ecological Chemistry and Engineering. A, 2016, 23(2), s. 185–198.
- [31] Wiśniewski J. A., *Prądowe techniki membranowej separacji*, Wodociągi - Kanalizacja, 2007, 4. s. 26–28.

mgr inż. Marta Madej, mgr inż. Daniel Matras,
dr hab. inż. Mariusz Dudziak, prof. nzw. w Pol. Śl.¹⁾
Politechnika Śląska, Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki
Instytut Inżynierii Wody i Ścieków
¹⁾ mariusz.dudziak@polsl.pl

INSTALACJE WODY BASENOWEJ - REGULACJE PRAWNE, TECHNOLOGIE I PROJEKTOWANIE

*Installations water pool – regulations,
technologies and design*

Słowa kluczowe: jakość wody basenowej, oczyszczanie, technologie, instalacje, projektowanie

Keywords: quality of pool waters, treatments, technologies, installations, design

Streszczenie:

Omówiono regulacje prawne dotyczące jakości wody basenowej. Przedstawiono typowe układy technologiczne jak i zasady ich projektowania. Jakość wody basenowej określana jest przez ocenę bakteriologiczną i fizykochemiczną stopnia jej zanieczyszczenia. W Niemczech wymagane parametry wody jak i rozwiązania techniczne dla basenów publicznych, urządzeń basenowych i sposobów uzdatniania tego typu wody określa głównie norma DIN 19643. W Polsce w 2004 roku został opracowany projekt rozporządzenia Rady Ministrów w sprawie warunków higieniczno-sanitarnych obiektów sportowych i rekreacyjnych oraz zasad sprawowania nadzoru nad ich przestrzeganiem jednak nie wprowadzono go w życie. Opracowanie odpowiedniego systemu uzdatniania wody basenowej zależy od wielu czynników, np. właściwości fizykochemicznych wody, obciążenia powierzchni lustra

wody osobami kąpiącymi się, kosztów inwestycyjnych oraz późniejszych kosztów eksploatacyjnych. Obecnie wykorzystuje się również komputerowe programy do projektowania systemu oczyszczania wody basenowej. W pracy w oparciu o program IMSDesign firmy Hydranautics przeprowadzono procedurę projektowania takiego systemu opartego na filtracji membranowej.

Wstęp - jakość wody basenowej

Jakość wody basenowej rozumiemy przez ocenę bakteriologicznego i fizykochemicznego stopnia jej zanieczyszczenia. Wśród korzystających z rekreacji w tego typu obiektach znajdują się często ludzie, którzy nawet nie zdają sobie sprawy, że mogą być nosicielami różnych chorób zakaźnych. Ocenia się, że przy pierwszym zanurzeniu osoba korzystająca z kąpieli w basenie może wprowadzić do wody od 50 do 600 milionów bakterii. Ponadto zanieczyszczenia wprowadzone do obiegu powodują szybkie namnażanie się mikroorganizmów, w tym chorobotwórczych, które znajdują tu dogodne warunki do rozwoju, ze względu na dostępność substancji pokarmowych oraz odpowiednią temperaturę [1].

Ostatnimi czasy przybyło obiektów rekreacyjnych wzbogaconych w swojej ofercie o różnego rodzaju atrakcje wodne takie jak zjeżdżalnie, gejzery, bicz wodne czy wanny z hydromasażem i sauny. Temperatura wody w tego typu obiektach jest wyższa, niż w basenach rekreacyjnych i pływackich, co dodatkowo sprzyja rozwojowi życia biologicznego. Woda jest idealnym środowiskiem do mnożenia i rozprzestrzeniania się drobnoustrojów, bakterii i wirusów. Powszechnie występującymi osobnikami są m.in. bakterie z rodziny *Shigella*, *Salmonella*, *Escherichia coli*, *Legionella pneumococcus*, a także wirusy np. żółtaczk zakaźnej. Ze sprzyjających warunków korzystają również grzyby, pierwotniaki a także pasożyty jelitowe [2].

Przenoszenie chorób może odbywać się drogą kropelkową np. z klimatyzacji, poprzez wdychanie lub picie zanieczyszczonej wody, oraz przez bezpośredni kontakt w pływalniach. Dlatego bardzo ważnym jest, aby woda basenowa nie stanowiła zagrożenia zdrowia dla kąpiących się. W tym celu stosuje się dezynfekcję. Nie należy jednak wprowadzać zbyt dużych ilości dezynfekantów, ponieważ mogłoby to spowodować liczne schorzenia, np. alergie, astmę czy zapalenia skórne. Istotnym jest więc uzyskanie stanu równowagi między wymaganiami mikrobiologicznymi a komfortem kąpiących się [3].

Środki dezynfekujące stosowane w obiektach basenowych zazwyczaj są związkami żrącymi lub drażniącymi, dlatego należy stosować je według obowiązujących przepisów, mając na uwadze również powstające w procesie dezynfekcji produkty uboczne takie jak chloroaminy lub chloropochodne organiczne [2].

Chloraminy (chlor związany) są związkami chemicznymi powstającymi podczas chlorowania wody zawierającej amoniak (NH_3), azot amonowy (NH_4^+)

lub organiczne związki azotu. Jedna osoba pływająca w basenie przez około 2 godziny może wprowadzić do wody od 20 do 80 cm³ moczu i od 0,1 do 1,0 dm³ potu [4]. Związki tego typu wykazują działanie drażniące na ludzki organizm.

O wiele bardziej niebezpieczna jest zawartość w wodzie związków chloroorganicznych z grupy chloroalkanów, chlorokwasów karboksylowych, chloro fenoli i chloroalkoholi. Wiele z połączeń chloroorganicznych wykazuje działanie rakotwórcze i mutagenne. Obecność w wodzie tych związków możemy stwierdzić poprzez oznaczenie zawartości trójhalemtanów (THM), których sumaryczne stężenie nie powinno przekraczać 30 mg/m³ [5,6].

Normatywy prawne dotyczące jakości wody basenowej

W przeważającej części państw Europy zdefiniowane są podstawy prawne, które regulują wymagania dotyczące jakości wody basenowej pod względem fizykochemicznym i bakteriologicznym.

W Niemczech obligatoryjna jest norma DIN 19643 [7] i normy pochodne. Określa ona parametry wody i w sposób szczegółowy określa rozwiązania techniczne dla basenów publicznych, urządzeń basenowych i sposobów uzdatniania wody. W oparciu o niemiecką normę DIN nr 19643 [7], w 1998 roku w Polsce zostały opracowane wymagania sanitarno-higieniczne dla krytych pływalni [8]. Wymagania te zostały zaakceptowane i określone jako materiał pomocniczy dla projektantów, inwestorów, wykonawców oraz eksploataatorów basenów i pływalni przez Departament Zdrowia Publicznego Ministerstwa Zdrowia i Opieki Społecznej.

Do niedawna w Polsce jedynym przepisem prawnym formułującym wymagania jakościowe, jakim powinna odpowiadać woda do zasilania basenów, była ustawa z 7 czerwca 2001 r. o zbiorowym zaopatrzeniu w wodę i zbiorowym odprowadzaniu ścieków (Dz. U. nr 72, poz. 747, z późn. zmianami) [9]. Stwierdza się w niej, że jakość wody na potrzeby zasilania basenów kąpielowych i pływalni powinna odpowiadać jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi, dlatego pośrednio jako wytyczne można było traktować rozporządzenie Ministra Zdrowia z 29 marca 2007 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi [10].

Z dniem 16 października 2010 roku weszła w życie ustawa o sporcie (Dz. U. z 2010 r. nr 127, poz. 857) [11], która określa obowiązki ciążące na osobach prawnych lub fizycznych prowadzących działalność w sferze kultury fizycznej. Zmusza do zapewnienia uczestnikom bezpiecznych i higienicznych warunków uprawiania sportu, rekreacji ruchowej i zajęć rehabilitacyjnych. Zarządzający obiektami basenowymi w ramach kontroli wewnętrznej powinni dokonywać cyklicznej oceny jakości wody w basenach zlecając badania w tym zakresie laboratoriom Inspekcji Sanitarnej lub innym o udokumentowanym systemie jakości prowadzonych badań.

Z dniem 2 grudnia 2015 roku weszło w życie Rozporządzenie Ministra Zdrowia (Dz. U. z 2015 r. poz. 2016) [12] w sprawie wymagań, jakim powinna odpowiadać woda na pływalniach. Rozporządzenie jednoznacznie określa wymagania jakim powinna odpowiadać woda na pływalniach, częstotliwość pobierania próbek wody, metodyki referencyjne analiz i sposoby oceny, czy woda w pływalniach odpowiada wymaganym warunkom oraz sposób informowania ludności o jakości wody na pływalniach.

Projektanci, zarządcy obiektów basenowych oraz osoby kontrolujące jakość wody w obiegu basenowym powinni się odnosić do wymagań normy DIN 19643 [7] i opracowanych na jej podstawie wymagań sanitarno-higienicznych dla krytych pływalni wydanych przez Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych oraz powinni wypełniać postanowienia zawarte w Rozporządzeniu Ministra Zdrowia w sprawie wymagań, jakim powinna odpowiadać woda na pływalniach.

Fizyczne i chemiczne właściwości wód basenowych

Woda basenowa zawierająca zanieczyszczenia mikrobiologiczne i fizykochemiczne w ilości przekraczającej wartości normatywne zagraża zdrowiu użytkowników oraz może prowadzić do licznych zachorowań. Najbardziej narażoną grupą użytkowników są dzieci i osoby uczące się pływać. Najczęstszymi dolegliwościami pojawiającymi się u osób kąpiących się w obiektach basenowych w których niewłaściwie prowadzi się proces oczyszczania wody są zapalenie spojówek, ucha, gardła, dolegliwości żołądkowo-jelitowe, choroby skórne czy alergie i objawy astmatyczne układu oddechowego [13].

Zgodnie z rozporządzeniem w sprawie wymagań, jakim powinna odpowiadać woda na pływalniach [12] jako wskaźniki jakości mikrobiologicznej są bakterie z grupy coli, w tym *Escherichia coli* oraz ogólna liczba mikroorganizmów wyhodowana w temperaturze $36 \pm 2^\circ\text{C}$ po 48 h ekspozycji. Ponad to określa również wskaźniki jakości mikrobiologicznej poprzez inne drobnoustroje tj. bakterie *Pseudomonas aeruginosa*, gronkowce koagulazododatnie oraz *Legionella* sp.

W rozporządzeniu [12] określono również wymagania fizykochemiczne jakie powinna spełniać woda na pływalniach. Na jakość i skład wód basenowych mają wpływ takie czynniki jak odczyn pH, potencjał redox i chlor wolny. Określono również dodatkowe wymagania fizykochemiczne tj. mętność, chlor związany, trihalometany (THM) czy też ozon. Wszystkie te parametry należy stale kontrolować, a częstotliwość pobierania próbek również definiuje ww. rozporządzenie. Od tych czynników zależy między innymi skuteczność dezynfekcji. Na bezpieczeństwo mikrobiologiczne basenów oraz sprawność oczyszczania wody basenowej ma również wpływ wybrana technologia oczyszczania, zastosowane urządzenia i system cyrkulacji.

Problematicznymi miejscami w pływalniach pod względem bakteriologicznym są miejsca przestoju wody narażone na tworzenie biofilmu i wszelkiego rodzaju atrakcje basenowe o wzmożonym przepływie wody np. fontanny, dysze masujące, zjeżdżalnie, jacuzzi czy gorące wiry. Są to miejsca tworzenia się aerozoli wodno-powietrznych, sprzyjające kontaktowi z bakteriami z rodzaju *Legionella* [2].

Układy i zasady projektowania systemów oczyszczania wody basenowej

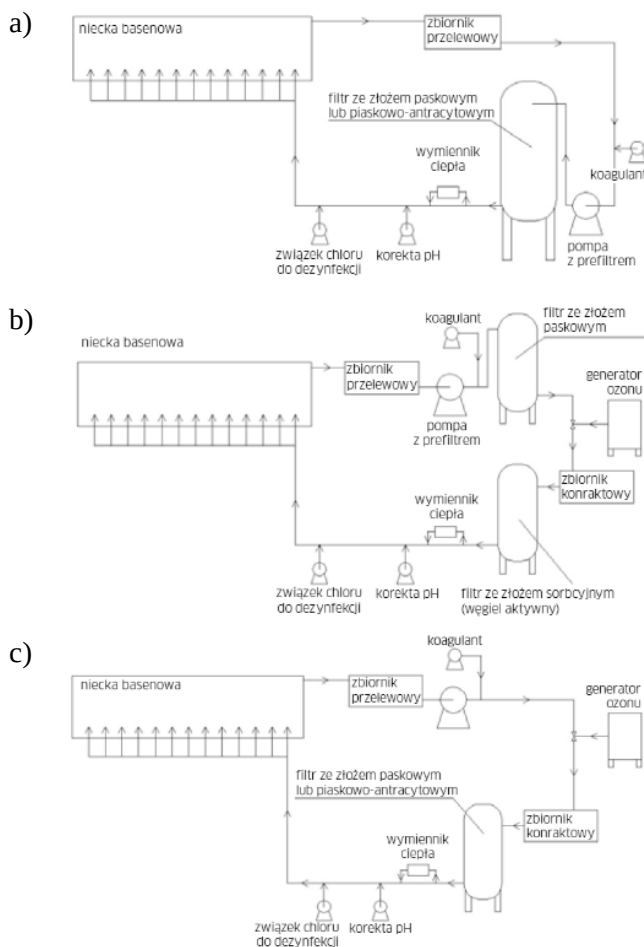
Technologie i urządzenia do oczyszczania wody basenowej

Odpowiednio zaprojektowana pływalnia powinna spełniać wymagane standardy i posiadać atrakcje, które spełnią oczekiwania użytkowników i zapewnią im odpowiednie warunki do miło spędzonego czasu.

Stworzenie odpowiedniego systemu uzdatniania wody basenowej zależy od wielu czynników [14-17]: właściwości fizykochemicznych wody, obciążenia powierzchni lustra wody osobami kąpiącymi się, kosztów inwestycyjnych oraz późniejszych kosztów eksploatacyjnych. Na podstawie procesów stosowanych w technologii uzdatniania wody stworzono kilak układów uzdatniania wody basenowej.

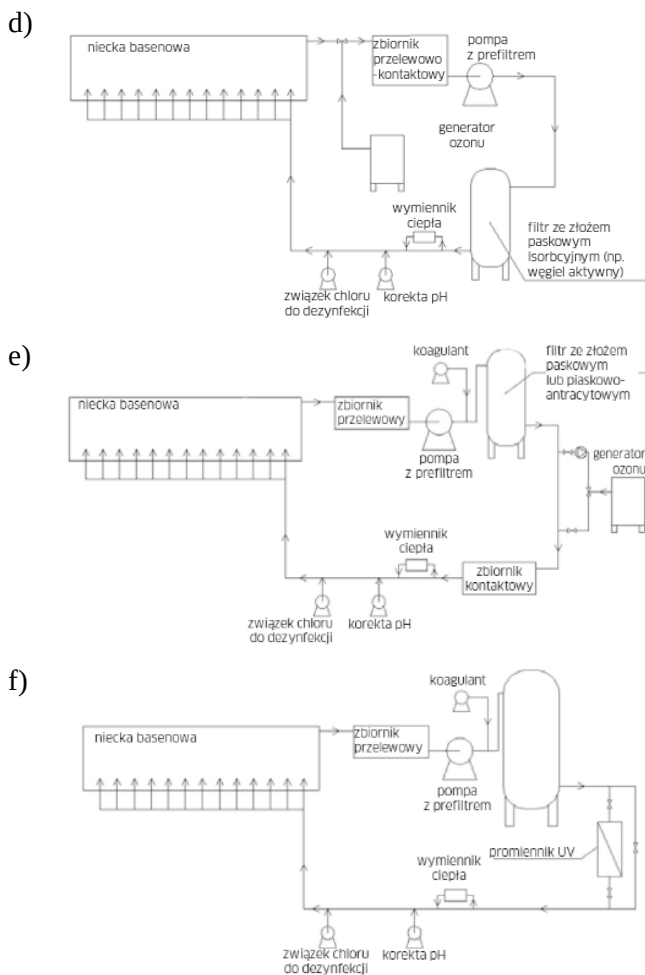
Na podstawie wymagań sanitarno-higienicznych dla krytych pływalni MZiOS z 1998r. oraz norm Niemieckiego Instytutu Normalizacyjnego DIN 19643 z 1997 r. wyróżnia się następujące układy technologiczne uzdatniania wody basenowej [14-17]:

- koagulacja + filtracja przez złożo piaskowe, wielowarstwowe lub warstwą antracytu + korekta pH + dezynfekcja chlorem (rys. 1.a),
- koagulacja + filtracja + ozonowanie z wydłużonym czasem kontaktu ozonu z wodą + filtracja przez złożo sorpcyjne + korekta pH + chlorowanie (rys. 1. b),
- koagulacja + ozonowanie ze skróconym czasem kontaktu ozonu z wodą + filtracja przez złożo wielowarstwowe + korekta pH + chlorowanie (rys. 1. c),
- ozonowanie + filtracja przez złożo sorpcyjne + korekta pH + chlorowanie (rys. 1. d),
- koagulacja + filtracja przez złożo wielowarstwowe + ozonowanie części strumienia wody obiegowej + korekta pH + chlorowanie (rys. 1. e),
- koagulacja + filtracja przez złożo wielowarstwowe + UV + korekta pH + chlorowanie (rys. 1. f).



Rys. 1. Schematy uzdatniania wody basenowej

Źródło: Piechurski F.G., Metody oczyszczania wody w krytych basenach publicznych, Rynek Instalacyjny 2006, 1/2, s. 70-76.; Piechurski F.G., Metody oczyszczania wody w krytych basenach publicznych, Rynek Instalacyjny 2006, 3, s. 97-100.; Piechurski F.G., Metody oczyszczania wody w krytych basenach publicznych, Rynek Instalacyjny 2006, 4, s. 116-118.; Piechurski F.G., Metody oczyszczania wody w krytych basenach publicznych, Rynek Instalacyjny 2006, 6, s. 88-90.



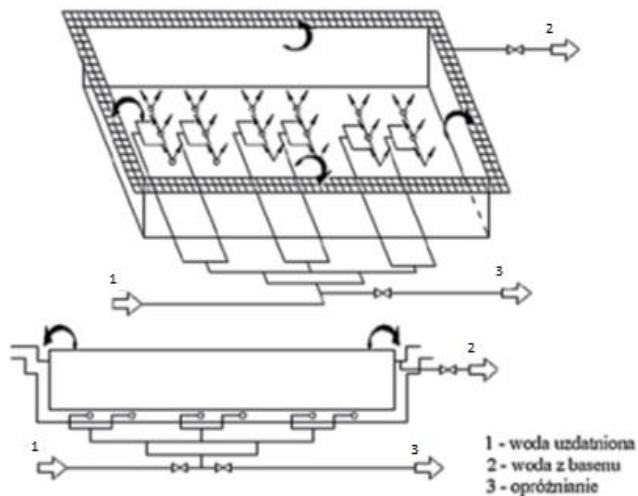
Rys. 1. Schematy uzdatniania wody basenowej – c.d.

Źródło: Piechurski F.G., Metody oczyszczania wody w krytych basenach publicznych, Rynek Instalacyjny 2006, 1/2, s. 70-76.; Piechurski F.G., Metody oczyszczania wody w krytych basenach publicznych, Rynek Instalacyjny 2006, 3, s. 97-100.; Piechurski F.G., Metody oczyszczania wody w krytych basenach publicznych, Rynek Instalacyjny 2006, 4, s. 116-118.; Piechurski F.G., Metody oczyszczania wody w krytych basenach publicznych, Rynek Instalacyjny 2006, 6, s. 88-90.

Systemy przepływowe wody basenowej - hydraulika niecki

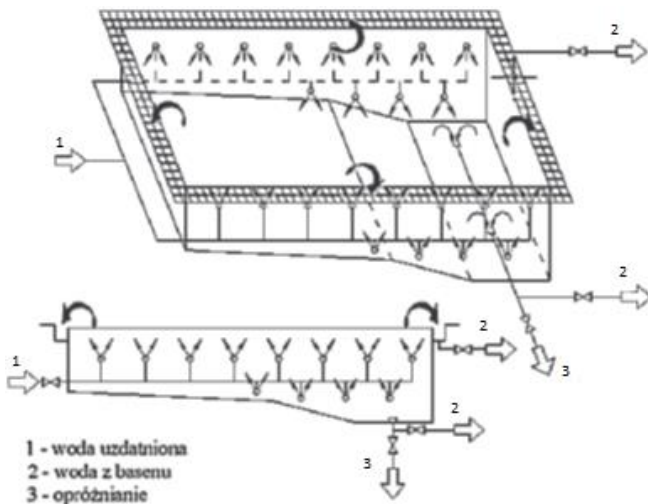
Istotną kwestią w procesie uzdatniania wody basenowej jest doprowadzenie i odprowadzenie wody. Dopływy i odpływy należy tak rozmieścić, aby przygotowana i zawierająca środki dezynfekcyjne woda dopłynęła do wszystkich miejsc niecki basenowej równomiernie i w krótkim czasie. Najczęściej stosowanymi systemami doprowadzania wody jest dopływ poziomy i pionowy [16, 18-20]:

- Przepływ pionowy polega na doprowadzeniu wody do basenu przez system rozdzielaczy z zabudowanymi otworami w dnie basenu. Zanieczyszczona woda basenowa zostaje przetransportowana w górę w kierunku rynny przelewowej zgodnie z zasadą przeważającego wyparcia najkrótszą drogą, przy minimalnym zużyciu energii. Podczas dopływu, podnosząca się czysta woda tworzy lejowaty strumień i w ten sposób powoduje wymianę wody na dużej powierzchni przy równoczesnym rozprowadzeniu środka dezynfekującego blisko dna basenu, nie powodując przy tym rozwarstwienia temperatury. Przy tym przepływie cała objętość wody basenowej jest przelewana przez rynny przelewowe w sposób ciągły.
- Przepływ poziomy - polega na wprowadzeniu wody przez otwory zabudowane w przeciwległych, dłuższych ścianach niecki basenowej. Zanieczyszczona woda basenowa zostaje przetransportowana przez rynny przelewowe. Dla możliwie równomiernego rozprowadzenia wody potrzebne są odpowiednie dysze lub zawory regulujące. Stosuje się też zasadę podziału instalacji z równymi drogami przepływu w rurach o równej długości, wymaga to jednak dużo miejsca dla dodatkowych rur i kształtek, co zwiększa koszty inwestycyjne. Ze względu na brak możliwości zamontowania przy otworach doprowadzających wodę basenową zaworów regulujących instalacji tej raczej nie stosuje się przy nieckach basenowych posadowionych bezpośrednio na gruncie. W praktyce próbuje się znaleźć odpowiednie rozwiązanie przez zainstalowanie przy rurze zasilającej o zwiększonej średnicy, wstawek w postaci kryz.
- Przepływ mieszany (pionowo - poziomy) - rzadko stosowany, ze względu na zwiększone koszty na etapie inwestycyjnym (więcej rur, kształtek, armatury i dysz), ale na etapie eksploatacji okazuje się bardzo efektywny jeżeli chodzi o jakość wody w najbardziej obciążonych strefach basenu. Najczęściej stosowany przy nieckach basenowych z ruchomym dnem lub z wypłyceniem miejscowym. Rozwiązanie to polega na doprowadzeniu wody przez dysze zabudowane w dnie oraz w dłuższych ścianach niecki basenu. Pozwala na uzyskanie zwiększonego przepływu w płytkiej części niecki bez zwiększania liczby dysz (w zasadzie niestosowane w znanych rozwiązaniach projektowych) co jest zgodne z normą DIN 19643 [7].



Rys. 2. Schemat doprowadzenia wody – przepływ pionowy

Źródło: Piechurski F.G., Wyczarska-Kokot J., Jakość wody basenowej a systemy cyrkulacji, Rynek Instalacyjny 2011, 10, s. 82-87.



Rys. 3. Schemat doprowadzenia wody – przepływ poziomy

Źródło: Piechurski F.G., Wyczarska-Kokot J., Jakość wody basenowej a systemy cyrkulacji, Rynek Instalacyjny 2011, 10, s. 82-87.

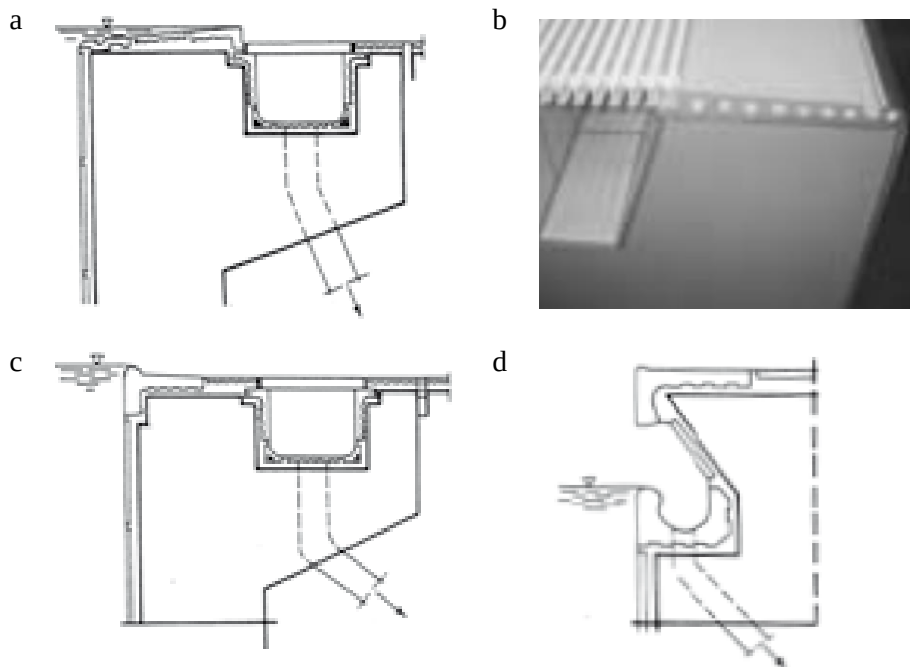
Rynny przelewowe

Rynny przelewowe są podstawowym elementem odbioru wody basenowej w systemie cyrkulacji. Mają przekrój przepływowy i otwory odpływowe powinny być tak dobrane, aby w możliwie jak największym stopniu uniknąć przelewania się wody na obejście basenu itd. [20]. Należy pamiętać, że im mniejszy basen, tym większy jest stosunek długości rynny przelewowej do jego powierzchni, co ma wpływ na zwiększenie wynoszonej przez fale objętości wody i związane z tym duże straty wody basenowej, która zamiast spływać do zbiornika przelewowego spływa do kanalizacji obejścia basenu.

Istotnym kryterium do doboru rynien przelewowych dla optymalnego odprowadzenia całej objętości przepływającej i przelewanej wody jest ukształtowanie krawędzi basenu przy rynnie przelewowej. Pełni ona funkcję przelewu podłużnego i powinna odprowadzać wodę w sposób równomierny i ciągły. Wpływa też na kołysanie się wody, odbicia oraz refleksy fal. Prostopadła krawędź ucina fale i słabo je odbija. Obciążenie rynny przelewowej jest przez to wyższe niż przy zanurzonej krawędzi basenu z wybiegiem fal. W basenach publicznych jest to bardzo ważne, ponieważ możliwe są tu duże straty wody basenowej [20].

Przykładowe rodzaje rynien przelewowych [20]:

- Rynna Zurych - woda basenowa płynie bezpośrednio z krawędzi przelewowej lub z około 30 cm szerokiego pasa przepływowego do kanału odpływowego. Oprócz odbierania wody basenowej służy także jako uchwyt do rąk (rys. 4. a).
- Rynna berlińska – poprzez odpowiednio wyprofilowany skos w rynnie tej zmniejsza się szum i napowietrzenie wody, została opracowana w połączeniu z pionowym przepływem wody w basenie oraz z systemem dopływowym w dnie basenu (rys. 4. b).
- Rynna płaska - krawędź przelewowa składa się z ceramicznego przelewu z otwartą, płaską rynną z płyt szczelinowych. Ze względu na jej niewielką pojemność należy przewidzieć odpowiednio dużą ilość otworów przelewowych.
- Rynna fińska - charakteryzuje się tym, że pomiędzy niecką basenową a samą rynną znajduje się ściana żelbetowa. W zależności od grubości ściany stosuje się tutaj od 1 do nawet 3-4 płytek lub wielkogabarytowe kształtki minimalizujące ilość elementów, a tym samym fug, podnosząc poziom higieny oraz trwałość rozwiązania (rys. 4. c).
- Rynna przelewowa z zanurzonym brzegiem basenu - wysoko położone lustro wody z zanurzonym brzegiem basenu. Zalety rozwiązania: przez tzw. wypływ plażowy istnieje optymalne odprowadzenie wody. Podczas obniżania się poziomu lustra wody, zależnie od opuszczających basen ludzi, następuje nieprzerwane odprowadzanie zanieczyszczeń przez fale (wyniesienie fal) (rys. 4. d).



Rys. 4. Przekrój rynny a) przelewowej z kanałem ze stali powlekanej, b) przelewowej z kanałem z płytek ceramicznych i rusztem z tworzywa, c) przelewowej z blachy powlekanej krawędzią z ceramiki i rusztem z tworzywa i d) głębokiej z płytek ceramicznych

Źródło: Piechurski F.G., Wyczarska-Kokot J., Jakość wody basenowej a systemy cyrkulacji, Rynek Instalacyjny 2011, 10, s. 82-87.

Procesy uzdatniania wody basenowej

Koagulacja

Koagulacja jest jednym z istotnych elementów w procesie uzdatniania wody basenowej, stosowanym głównie w celu zwiększenia efektywności filtracji [20]. Polega ona na usunięciu z wody zanieczyszczeń rozpuszczonych, koloidalnych, a także bardzo drobnej zawiesiny, których rozmiary są zbyt małe, by można je było zatrzymać w procesie filtracji [14-17].

Zgodnie z normą Niemieckiego Instytutu Normalizacyjnego DIN 19643 [7] do procesu koagulacji wody basenowej można stosować: siarczan glinu, heksahydrat chlorku glinu, siarczan sodu, chlorek wodorotlenku glinu lub siarczan chlorku wo-

dorotlenku glinu, heksahydrat chlorku żelaza, roztwór siarczanu chlorku żelaza, siarczan żelaza.

W procesie uzdatniania wody basenowej koagulant dozuje się do wody obiegowej przed filtrem piaskowym w sposób ciągły [14-17]. Na wytworzonych kłaczkach następuje sorpcja bardzo drobnych zanieczyszczeń, które następnie zatrzymywane są na złożu filtracyjnym.

Istotnym czynnikiem w procesie koagulacji jest sposób dozowania koagulantu oraz szybkość wymieszania koagulantu z wodą basenową. Zazwyczaj koagulant dozowany jest na rurociągu tłocznym tuż za pompą obiegową lub stosowane są statyczne mieszalniki rurowe [14-17]. Proces koagulacji zależy od [14-17]:

- temperatury wody,
- składu chemicznego wody,
- odczynu wody,
- warunków prowadzenia procesu,
- rodzaju i dawki koagulantu.

Prawidłowo prowadzony proces koagulacji wody basenowej przyczynia się do [16]:

- usunięcia bakterii i wirusów zaadsorbowanych na cząstkach koloidalnych,
- zmniejszenia zużycia środków do dezynfekcji wody dzięki usunięciu związków organicznych, oraz zmniejszenia stężeń związanego chloru i THM.

Filtracja

Filtracja jest podstawowym procesem oczyszczania wody basenowej, podczas którego zatrzymywane są zanieczyszczenia znajdujące się w wodzie. Pozwala na usunięcie z wody zanieczyszczeń o wielkości cząstek większych od $0,1\ \mu\text{m}$ [14-17]. Ze względu na ciśnienie pracy dzielimy je na [14-17]:

- nadciśnieniowe (ciśnieniowe),
- podciśnieniowe (z ziemią okrzemkową).

Ze względu na rodzaj złoża filtracyjnych oraz warunki pracy, filtry można podzielić na [21]:

- grawitacyjne i ciśnieniowe,
- jedno- i wielowarstwowe,
- otwarte i zamknięte,
- powolne i pospieszne,
- ze złożem niskim i wysokim.

Filtracja ciśnieniowa to najczęściej stosowana metoda w celu uzdatniania wody basenowej [14-17]. Na podstawie zapisów DIN 19643 [7] jak i „Wymagań sanitarno-higienicznych dla krytych pływalni” Czesława Sokołowskiego [14] przyjmuje się prędkość filtracji wody 30 m/h. Zaleca się również częstsze płukanie filtrów (1 raz na dobę, maks. 1 raz na 2 doby) [6]. Wytwarzane jako zbiorniki ciśnieniowe stalowe lub z tworzyw sztucznych (żywica poliestrowa, włókno szklane) z dwoma dennicami i płaszczem oraz z wyposażeniem wewnętrznym i zewnętrznym, orurowaniem i armaturą. Średnice filtrów mieszczą się w granicach od 600 mm do 3000 mm [19]. W zależności od rodzaju wypełnienia złoża wyróżnia się [14-17]:

- filtrację jednowarstwową,
- filtrację wielowarstwową.

Jednowarstwowy ciśnieniowy filtr piaskowy.

Złoże filtracyjne wykonane na całej wysokości z piasku kwarcowego o średnicy ziaren $0,6 \div 1,2$ mm lub $0,4 \div 0,8$ mm. Wysokość złoża filtracyjnego od 1,0 m do 1,2 m jest umieszczone na warstwie podtrzymującej, złożonej z trzech warstw żwirowych o wysokości 10 cm każda. Całość spoczywa na płycie dennej, wyposażonej w dysze drenażowe. Woda w czasie przepływu przez złożo filtracyjne stopniowo zatrzymuje w nim coraz drobniejsze zanieczyszczenia [14-17].

W przypadku filtrów wielowarstwowych złożo składa się z wielu warstw piasku o różnej granulacji oraz może występować dodatkowa warstwa z żarnistego węgla granulowanego lub antracytu odpowiednio ułożonych według frakcji. Dolna warstwa posiada najmniejszą frakcję, co pozwala na zatrzymywanie coraz mniejszych zanieczyszczeń. Warstwa filtracyjna spoczywa na warstwie podtrzymującej, a ta z kolei na płycie drenażowej. Wysokość złoża filtracyjnego od 1,2 m do 1,5 m [7].

W tym zakresie stosowane są urządzenia produkowane jako zbiorniki filtracyjne otwarte posiadające elementy podciśnieniowe z pomocniczą warstwą filtracyjną, którą stanowi ziemia okrzemkowa. Wymagana jest w nich obecność zbiornika przelewowego.

W przypadku filtrów okrzemkowych bardzo ważna jest automatyka, która pozwala na zapewnienie stabilnego poziomu lustra wody w zbiorniku. Stosuje się do tego celu czujnik ultradźwiękowy współpracujący z falownikiem pompy, w celu ochrony elementów filtracyjnych przed nadmiernym podciśnieniem, które mogłoby uszkodzić tkaninę filtracyjną. Niezależnie od stopnia zanieczyszczenia utrzymywana jest stała wydajność [22].

Dezynfekcja

Według obowiązujących przepisów woda w basenach publicznych powinna posiadać takie właściwości, które nie będą stanowić zagrożenia dla zdrowia użytkowników [23-30]. Proces dezynfekcji polega na dezaktywacji mikroorganizmów chorobotwórczych dzięki dodaniu do wody chemicznych środków dezynfekcyjnych i utleniających, bądź naświetlanie promieniami UV. Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Zdrowia z dnia 16 października 2002 r. w sprawie wymagań jakim powinna odpowiadać woda w kąpieliskach (Dz.U. 2002 nr 183 poz. 1530) [19] do dezynfekcji wody basenowej zostały dopuszczone następujące środki: chlor gazowy, podchloryn sodowy, podchloryn wapniowy, dwutlenek chloru i ozon, przy czym nie wolno dopuścić do tego, by ozon, z uwagi na jego sporą toksyczność, znajdował się w stężeniu powyżej $0,05 \text{ mgO}_3/\text{dm}^3$ w wodzie basenowej [23]. Wybór metody dezynfekcji zależy od [21]:

- wielkości i obciążenia obiektu basenowego,
- programu i funkcji obiektu basenowego,
- kosztów inwestycyjnych i eksploatacyjnych.

Do typowych czynników dezynfekcyjnych, należą [21]:

- środki chlorowe,
- ozon,
- preparaty bromowe,
- tzw. aktywny tlen (preparaty na bazie H_2O_2),
- promieniowanie UV (lampy UV).

Procedura projektowania systemu oczyszczania wybranej wody basenowej w oparciu o program komputerowy IMSDesign firmy Hydranautics

Próbę komputerowego projektowania systemu oczyszczania wody basenowej wykonano dla wybranego basenu rekreacyjnego wewnętrznego. Podzielony jest on na dwie części tj. część do pływania po dedykowanych torach oraz część relaksacyjną posiadającą urządzenia hydroterapeutyczne tj. ławki i leżaki masujące, masaże pionowe i gejzer oraz 2 zjeżdżalnie typu kamikadze.

Informacje podstawowe obiektu:

- Powierzchnia: 290 m².
- Przepływ wody obiegowej: 135 m³/h.
- Odczyn pH: 7,57.
- Głębokość: 1,3 m.
- Temperatura wody: 30 – 31°C.
- Temperatura wody przed filtrami: $\approx$ 25 °C.
- Wymiary: 16,5 x 16,5 m.
- Zasolenie: 0,5%.
- Typ wody: woda słonawa.

Wypożazenie obiektu:

- Tory do pływania o długości 16,5 m.
- Ławki do masażu wodno – powietrznego.
- Leżanki do masażu wodno-powietrznego.
- Gejzer powietrzny.
- Masaże wodne na różnej wysokości.
- Poręcze do ćwiczeń w wodzie.
- Siatka do piłki siatkowej w wodzie.
- Dwie zjeżdżalnie o długości 15,5 m.

W tabeli 1 przedstawiono parametrów jakości wody basenowej przed filtrami, które wykorzystano w procedurze projektowania systemu oczyszczania wody basenowej w oparciu o program komputerowy IMSDesign firmy Hydranautics. Procedura projektowania składała się głównie z doboru układu oczyszczania oraz doboru i jednoczesnej oceny różnych modułów membranowych. Poszczególne etapy prac przedstawiono w kolejnym rozdziale pracy.

Tabela 1. Średnie wartości parametrów jakości wody basenowej przed filtrami

Parametr, jednostka	Wartość
pH, -	7,57
Temperatura, °C	25
Barwa, gPt/m ³	1
Mętność, g/m ³	5
Azotyny, gN/m ³	0,026
Azotany, gN/m ³	3,95
Azot amonowy, gN/m ³	0,021
Utlenialność, gO ₂ /m ³	3,36
Tlen rozpuszczony, gO ₂ /m ³	6,98
Chlor wolny, gCl ₂ /m ³	0,30
Chlor związany, gCl ₂ /m ³	0,45
Chlorki, gCl ⁻ /m ³	182,8
Twardość ogólna, gCaCO ₃ /m ³	433
Glin, gAl/m ³	0,34
Zawiesiny ogólne, g/m ³	20
Mineralizacja ogólna, mg/dm ³	5099
Skład wody bromkowo-jodkowej typu chlorkowo-sodowego	Wartość, mg/dm ³
Kationy ogółem:	1912
Sód	1612
Potas	24,07
Wapń	204,5
Magnez	71,58
Aniony ogółem	3187
Chlorki	2794
Bromki	12,20
Jodki	6,54
Siarczany	327,9
Wodorowęglany	46,5

Źródło: Wyczarska-Kokot J., Piechurski F.G., Ocena skuteczności filtracji wody i jakości wód popłucznych w instalacjach basenowych, Ochrona Środowiska 2002, 84 (1), s. 33-36.

Charakterystyka poszczególnych etapów projektowania

Prace projektowe podzielono na kilka zasadniczych etapów tj.:

- Etap 1 obejmujący wprowadzenie danych wejściowych, w tym składu fizykochemicznego wody tj. odczyn i stężenie jonów (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , J^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- i in.). Z kolei program automatycznie przeprowadza m.in. bilans jonowy roztworu. Na początku tego etapu wybiera się rodzaj projektowanego procesu membranowego (np. odwrócona osmoza).
- Etap 2 to wybór konfiguracji układu i typu modułu membranowego. Przyjmowana jest również charakterystyka poszczególnych ciśnieniowych jednostek membranowych (wydajność oraz czasu użytkowania). Na zakończenie tego etapu program przeprowadza obliczenia wstępne, a w przypadku przekroczeń projektowych parametrów procesowych podaje komunikaty ostrzegawcze. Dla przykładu informuje, że skład oczyszczanej wody będzie powodował odkładanie na powierzchni membrany osadów z tego względu niezbędne będzie dodanie do wody dodatkowych substancji chemicznych.
- Etap 3 to dokonanie obliczeń związanych zarówno z jakością oczyszczonej wody (permeat) jak i koncentratu (tzw. retentat) stanowiący strumień odpadowy. Można także obliczyć energochłonność zaprojektowanej instalacji oraz stopień zużycia w procesie oczyszczania wody chemikaliów.

Komputerowe projektowanie systemu oczyszczania wody basenowej

Pierwszym oknem dialogowym do którego wprowadzono dane wejściowe to okno „Analiza” (rys. 5).

pH	7,57	CO3	0,216	mg/l	CO2	1,579	mg/l	E Conductivity	8965,7	µs/cm
----	------	-----	-------	------	-----	-------	------	----------------	--------	-------

Cations			Anions			select analysis	
	mg/l	mg/l CaCO3		mg/l	mg/l CaCO3		
Ca	204,50	511,25	HCO3	46,50	38,11	Pass 1	
Mg	71,58	293,36	SO4	347,90	362,40	☒ Raw	
Na	1612,00	3504,35	Cl	2794,00	3940,76	☐ Feed	
K	24,07	30,78	F	0,00	0,00	☐ Permeate	
NH4	0,00	0,00	NO3	0,00	0,00	☐ Concentrate 1	
Ba	0,000	0,00	PO4	0,00	0,00		
Sr	0,000	0,00	SiO2	0,00			
			B	0,00			
Total, meq/l			Total, meq/l				
86,79			86,83				

Rys. 5. Wprowadzenie do programu danych dotyczących jakości wody basenowej – okno dialogowe „Analiza”

Źródło: Opracowanie własne

Po wprowadzeniu danych przeprowadzany jest dokładny bilans jonowy roztworu. Następnie program automatycznie oblicza sumaryczne stężenie substancji rozpuszczonych (TDS – *Total dissolved solids*), indeksy nasycenia oraz ciśnienie osmotyczne roztworu (rys. 6).

Saturations					
Calculated TDS	5101	mg/l	CaSO4	5,8	%
Ionic strength	0,098		BaSO4	0,0	%
Osmotic pressure	3,7	bar	SrSO4	0,0	%
Ca3(PO4)2 SI	0,00		CaF2	0,0	%
Saturation index	-1,5	Langelier	Silica	0,0	%

Rys. 6. Obliczenia wstępne

Źródło: Opracowanie własne

Kolejnym oknem dialogowym wymagającym wprowadzenia danych wejściowych jest okno „Projekt” (rys. 7). Po wprowadzeniu m.in. wartości natężenia przepływu permeatu (wydajność układu) i całkowitego stopnia odzysku permeatu, należy dobrać odpowiedni typ modułu (rys. 8).

W ramach niniejszej pracy próbę komputerowego projektowania systemu oczyszczania wody basenowej przeprowadzono obierając proces odwróconej osmozy pracujący w systemie jednostopniowym (rys. 9) przy następujących parametrach:

- przepływ permeatu: 135 m³/h,
- odzysk permeatu: 80%,
- wiek membrany: 2 lata.

Przy założonych parametrach program daje możliwość wyboru pięciu typów membran do wybranego rodzaju procesu membranowego (rys. 8. a). Do każdej membrany dobiera się korzystną liczbę elementów (modułów) i naczyń ciśnieniowych tak, aby przy najniższym zużyciu energii uzyskać jak najlepszą skuteczność pracy układu (rys. 8. b).

Trains		Pass 1	Pass 1
Feed pH		7,53	Chemical
Permeate recovery	%	80,00	HCl
Permeate flow,	m ³ /h	135,00	Solution concentration, %
Average flux	lmh	33,2	100
Feed flow,	m ³ /h	168,75	Chemical dosing rate
Reject flow	m ³ /h	33,75	mg/l
			0,000
			Membrane age, years
			2,0
			Flux decline %, per year
			3,00
			Fouling factor
			0,941
			SP increase % per year
			5,0

Rys. 7. Okno dialogowe „Projekt”

Źródło: Opracowanie własne

a)

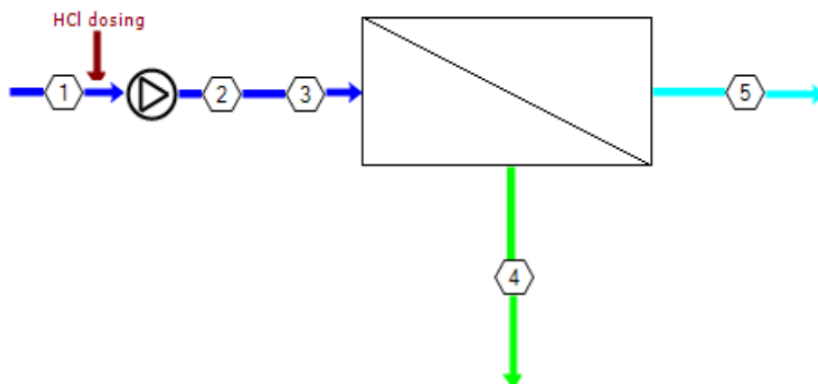
Element Selection										
Recommended Membranes										
	Model	Nominal production (gpd)	Salt rejection, %	Element type	Size (IN X IN)	Area (sq.ft)	Spacer (mil)	Test Pressure (psi)	Feed Pressure (bar)	Permeate TDS
C	☒ CPA2	10000	99,7	BWRO High Rejection	8 X 40	365	31	225		
C	☐ CPA5 MAX	12000	99,7	BWRO High Rejection	8 X 40	440	28	225		
C	☐ CPA5-LD	11000	99,7	BWRO High Rejection Bios...	8 X 40	400	34	225		
C	☐ CPA6 MAX	8800	99,8	BWRO High Rejection	8 X 40	440	28	225		
C	☐ CPA6-LD	8000	99,8	BWRO High Rejection Bios...	8 X 40	400	34	225		

b)

System Specification	
Element type	CPA2
Elements / Vessel	6
No. of Vessels	20
Stages	1
Pass 1	
Recalc array	

Rys. 8. Lista typów membran oraz dobór liczby elementów (modułów) i naczyń ciśnieniowych - membrana CPA2

Źródło: Opracowanie własne



Rys. 9. Schemat blokowy jednostopniowego układu oczyszczania

Źródło: Opracowanie własne

Po prawidłowym zaprojektowaniu urządzeń można ocenić skuteczność pracy instalacji na podstawie stężeń substancji rozpuszczonych w poszczególnych strumieniach tj. permeat(z ang. *permeate*) i retentat (z ang. *concentrate*) (rys. 10) oraz obliczyć zapotrzebowanie na energię (rys. 11) i zużycie chemikaliów (rys. 12).

Calculation Results (All flows are per vessels)

Array	Vessels	Feed (bar)	Conc (bar)	Feed (m3/h)	Conc (m3/h)	Flux (lmh)	Highest flux (lmh)	Highest beta
1-1	20	21,6	20,9	8,44	1,69	33,1	51,8	1,34

Permeate Concentration

Ca	1,019	K	0,710	Sr	0,000	Cl	58,896	P04	0,000	CO2	3,451
Mg	0,357	NH4	0,000	HC03	3,482	N03	0,000	Si02	0,000	CO3	0,000
Na	38,150	Ba	0,000	S04	1,850	F	0,000	B	0,000	pH	6,2
										TDS	104,47 mg/l

Concentrate saturations and parameters

CaSO4, %	43	SrSO4, %	0	Ionic strength	0,49	pH	8,1
BaSO4, %	0	SiO2, %	0	Osmotic pressure	18,4 bar	TDS	25240,5 mg/l
Ca3(P04)2 SI	0,00	CaF2, %	0	Langelier	2,05		

Rys. 10. Ocena skuteczności pracy instalacji - membrana CPA2

Źródło: Opracowanie własne

Power Calculation		
Pass 1		
Pump / Boost pressure	<u>bar</u>	21,6
Product flow	<u>m3/h</u> ▼	135,0
Pump flow	m3/h	168,8
Pump efficiency	%	83,0
Motor efficiency	%	93,0
VFD Efficiency	%	97,0
Power/Stage/Pass	kw	132,7
	BHP	177,9
Total pumping power	kw	132,7
Pumping specific energy	<u>kwh/m3</u>	0,98

Rys. 11. Zapotrzebowanie na energię - membrana CPA2

Źródło: Opracowanie własne

SMBS Dosing Feed		
Solution conc.	%	10,0
Specific gravity		1,10
Solution cost	PLZ/l of 10% sol.	0,0
Dose, mg/l	100% basis	0,0
Consumption	kg/h	0,0

Antiscalant Dosing Feed		
Solution conc.	%	40,0
Specific gravity		1,00
Solution cost	PLZ/l of 10% sol.	0,0
Dose, mg/l	100% basis	0,0
Consumption	kg/h	0,0

NaOCl Dosing Feed		
Solution conc.	%	10,0
Specific gravity		1,30
Solution cost	PLZ/l of 10% sol.	0,0
Dose, mg/l	100% basis	0,0
Consumption	kg/h	0,0

Rys. 12. Zużycie chemikaliów - membrana CPA2

Źródło: Opracowanie własne

Porównanie efektywności układów dla różnych typów membran

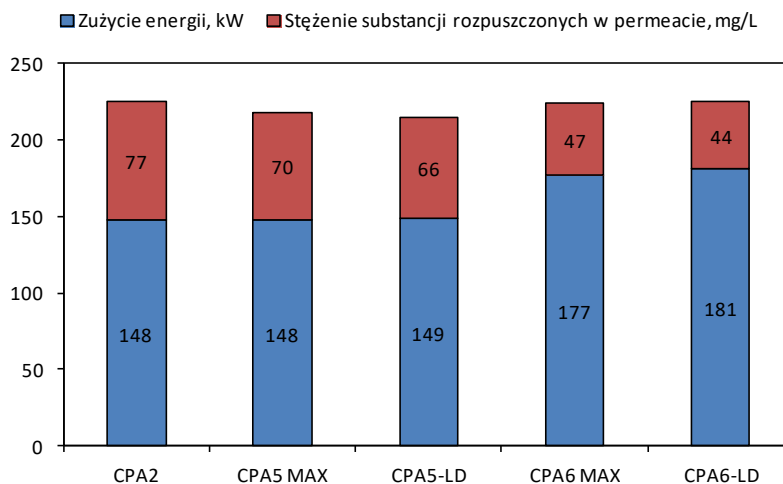
W tabeli 4 przedstawiono porównanie efektywności pracy zaprojektowanych układów oczyszczania wody w zależności od typu membrany. Najbardziej korzystnym wariantem zarówno pod względem jakości oczyszczonej wody (określono na podstawie stężenia substancji rozpuszczonych) jak i energochłonności produkcji wody jest wariant z modułem CPA5-LD (rys. 13), który charakteryzuje się wartościami pośrednimi pomiędzy dostępnymi modułami. Pozwala on na obniżenie stężenia substancji rozpuszczonych do wartości 66,47 mg/dm³ (przy początkowej obliczeniowej wartości tego wskaźnika na poziomie 5101 mg/dm³). Energochłonność

produkcji wody dla tego modułu 1,10 kWh/m³ (przy najniższym zużyciu 1,09 kWh/m³ dla modułu CPA2).

Tabela 2. Porównanie efektywności pracy zaprojektowanych układów oczyszczania wody w zależności od typu membrany

	Membrana				
	CPA2	CPA5 MAX	CPA5- LD	CPA6 MAX	CPA6- LD
Konfiguracja jednostki membranowej					
Liczba modułów	5	5	5	5	5
Liczba naczyń	19	16	17	16	17
Jakość permeatu					
pH	6,1	6,1	6,1	5,9	5,9
Składnik	Stężenie, mg/dm ³				
Ca	0,753	0,678	0,646	0,454	0,43
Mg	0,264	0,237	0,226	0,159	0,15
Na	28,201	25,396	24,213	17,052	16,144
K	0525	0,473	0,451	0,318	0,301
HCO ₃	1,308	2,754	2,628	1,856	1,758
SO ₄	1,390	1,223	1,165	0,819	0,775
Cl	44,255	38,958	37,141	26,152	24,759
Stężenie substancji rozpuszczonych	76,70	69,72	66,47	46,81	44,32
Jakość retentatu					
pH	8,1	8,1	8,1	8,1	8,1
Składnik	Stężenie, mg/dm ³				
Stężenie substancji rozpuszczonych	25118,9	25373,2	25388,3	25472,5	25470,1
Energochłonność					
Energia na pompowanie, kW	147,9	147,7	148,6	177,4	181,1
Energochłonność produkcji wody, kWh/m ³	1,10	1,09	1,10	1,31	1,34
Zużycie chemikaliów					
antyskalant, %	40	40	40	40	40
NaOCl, %	10	10	10	10	10

Źródło: Opracowanie własne



Rys. 13. Całkowite zużycie energii oraz stężenie substancji rozpuszczonych w permeacie a typ membrany

Źródło: Opracowanie własne

Wnioski

1. W przeważającej części państw Europy zdefiniowane są podstawy prawne, które regulują wymagania dotyczące jakości wody basenowej pod względem fizykochemicznym i bakteriologicznym. W Polsce tego typu przepisy weszły w życie dopiero w 2015 roku.
2. Opracowanie odpowiedniego systemu uzdatniania wody basenowej zależy od wielu czynników, np. właściwości fizykochemicznych wody, obciążenia powierzchni lustra wody osobami kąpiącymi się, kosztów inwestycyjnych oraz późniejszych kosztów eksploatacyjnych.
3. Układy oczyszczania wody basenowej opierają się na trzech zasadniczych procesach tj. koagulacja, filtracja i dezynfekcja wody. Alternatywę w tym zakresie może stanowić wykorzystanie ciśnieniowych procesów membranowych w tym odwróconej osmozy.
4. Dużym ułatwieniem w projektowaniu układów oczyszczania wody, w tym wód basenowych są programy komputerowe. Po wprowadzeniu podstawowych danych określających parametry fizyko-chemiczne wody w krótkim czasie otrzymujemy komplet informacji dotyczących efektywności układu oczyszczania wraz z energochłonnością instalacji. Wadą tego typu postępowania jest możliwość wykorzystania tylko i wyłącznie produktów danego producenta udostępniającego program.

Literatura

- [1] Biń A.K., *Technologiczne i sanitarne aspekty uzdatniania wody basenowej*. [w:] VII Sympozjum Naukowo-Techniczne Instalacje basenowe. Zakopane 2009, s. 88-133.
- [2] Szczygłowska R., Chyc M., Burzała B., Kołwzan B., *Ocena jakości bakteriologicznej i fizyczno-chemicznej wody basenowej w wybranym krytym obiekcie rekreacyjnym*, Ochrona Środowiska 2012, 4, s. 51-56.
- [3] Fayer R., Morgan U., Upton S.J., *Epidemiology of Cryptosporidium: transmission, detection and identification*, International Journal for Parasitology 2000, 12-13, s. 1315-1322.
- [4] Wolfe R.I., Ward N.R., Olson B.H., *Inorganic chloramines as drinking water disinfectants: A review*, Journal American Water Works Association 1984, 5, s. 74-88.
- [5] Lee J., Ha K.T., Zoh K.D., *Characteristics of trihalomethane (THM) production and associated health risk assessment in swimming pool waters treated with different disinfection methods*, Science of the Total Environment 2009, 6, s. 1990-1997.
- [6] Schoeny R.: *Disinfection by-products: a question of balance*, Environmental Health Perspectives 2010, 11, s. A466-A447.
- [7] DIN 19643: Aufbereitung von Schwimm- und Badebeckenwasser, Düsseldorf 1997.
- [8] Wyczarska-Kokot J., *Ewolucja normy DIN 19643 (Uzdatnianie wody dla basenów kąpielowych) na przestrzeni lat 1984-2000 wraz z trendami rozwoju wymagań pod kątem bezpieczeństwa zdrowotnego kąpiących się*, Instal 2012, 10, s. 50-52.
- [9] Ustawa z 7 czerwca 2001 r. o zbiorowym zaopatrzeniu w wodę i zbiorowym odprowadzaniu ścieków (Dz. U. Nr 72, poz. 747, z późn. zmianami).
- [10] Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 29 marca 2007 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz. U. Nr 61, poz. 417).
- [11] Ustawa o sporcie z dnia 25 czerwca 2010 roku (Dz. U. z 2010r. nr 127, poz. 857).
- [12] Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia z dnia 9 listopada 2015 r. w sprawie wymagań, jakim powinna odpowiadać woda na pływalniach (Dz. U. z 2015r. poz. 2016).
- [13] Wyczarska-Kokot J., Juszczak M., *Ocena ryzyka zdrowotnego na podstawie monitoringu jakości wody basenowej* [w:] X Sympozjum naukowo-techniczne Instalacje basenowe. Zakopane, 2015, s. 203-220.

- [14] Sokołowski C., *Wymagania sanitarno-higieniczne dla krytych pływalni*. MZiOS, Departament Zdrowia Publicznego, PZITS, Warszawa 1998, nr arch. 760.
- [15] Piechurski F.G., *Metody oczyszczania wody w krytych basenach publicznych (cz. 2): Filtracja*, Rynek Instalacyjny 2006, 3, s. 97-100.
- [16] Piechurski F.G., *Metody oczyszczania wody w krytych basenach publicznych (cz. 3): Dezynfekcja*, Rynek Instalacyjny 2006, 4, s. 116-118.
- [17] Piechurski F.G. Piechurska A.: *Instalacja po lifingu. Część II*, Sport Plus 2008, 1, s. 82-86.
- [18] Piechurski F.G., Wyczarska-Kokot J., *Możliwość poprawy efektów działania systemów oczyszczania wody basenowej*, [w:] V Sympozjum naukowo-techniczne *Naukowo-Techniczne Instalacje basenowe*, Ustroń, 2005, s. 67-79.
- [19] Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 16 października 2002 r. w sprawie wymagań jakim powinna odpowiadać woda w kąpieliskach. (Dz.U. 2002 nr 183 poz. 1530).
- [20] Piechurski F.G., *Metody oczyszczania wody w krytych basenach publicznych (cz. 4): Ozonowanie*, Rynek Instalacyjny 2006, 6, s. 88-90.
- [21] Piechurski F.G., Wyczarska-Kokot J., *Jakość wody basenowej a systemy cyrkulacji*, Rynek Instalacyjny 2011, 10, s. 82-87.
- [22] Mielczarek M., *Systemy dezynfekcji wody basenowej* [w:] II Sympozjum Naukowo-Techniczne *Instalacje basenowe*, Ustroń, 1999.
- [23] Sobiech W., *Filtry z ziemią okrzemkową w uzdatnianiu wody basenowej*, [w:] V Sympozjum Naukowo-Techniczne *Instalacje basenowe*, Ustroń, 2005.
- [24] Rolnik J., Mazur P., *System Anti Bio – urządzenie do wspomagania dezynfekcji wody wykorzystujące ultradźwięki*, [w:] IV Sympozjum Naukowo-Techniczne *Instalacje basenowe*, Ustroń, 2003.
- [25] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 r. w sprawie wymagań jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz.U. 2006 nr 137 poz. 984).
- [26] Piechurski F.G., *Metody oczyszczania wody w krytych basenach publicznych (cz. 1)*, Rynek Instalacyjny 2006, 1/2, s. 70-76.
- [27] Piechurski F.G., *Jaki system się opłaca. Warunki projektowania instalacji cyrkulacji wody basenowej (cz.1)*, Pływalnie i Baseny 2011, 7, s. 88-95.
- [28] Piechurski F.G., *Jaki system się opłaca. Warunki projektowania instalacji cyrkulacji wody basenowej (cz.2)*, Pływalnie i Baseny 2011, 8, s. 112-119.
- [29] Piechurski F.G., *Technologie i urządzenia do oczyszczania wody basenowej*, Pływalnie i Baseny 2008, 1, s. 90-100.