



ISSN 0867-7816
ISBN 978-83-66847-92-7

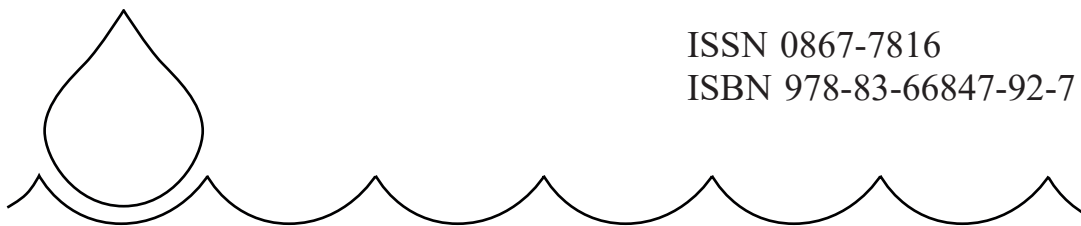
MONOGRAFIE
KOMITETU
GOSPODARKI
WODNEJ
POLSKIEJ
AKADEMII
N A U K

Zeszyt 46
2024

GOSPODARKA WODNA W POLSCE

pod redakcją
Artura MAGNUSZEWSKIEGO

WARSZAWA 2024



ISSN 0867-7816
ISBN 978-83-66847-92-7

Monografie
Komitetu
Gospodarki
Wodnej
Polskiej
Akademii
Nauk

Zeszyt 46

2024

GOSPODARKA WODNA W POLSCE

pod redakcją

Artura MAGNUSZEWSKIEGO

WARSZAWA 2024

RADA REDAKCYJNA

Artur Stanisław MAGNUSZEWSKI – Uniwersytet Warszawski – przewodniczący
Kazimierz BANASIK - SGGW, Warszawa – wiceprzewodniczący
Kaz ADAMOWSKI – University of Ottawa, Kanada
Jean CUNGE – SOGREAH Grenoble, Francja
Małgorzata GUTRY-KORYCKA - Uniwersytet Warszawski
Roman KRZYSZTOFOWICZ – University of Virginia, USA
Zbigniew KUNDZEWICZ – Instytut Środowiska Rolniczego i Leśnego PAN, Poznań
Maciej MACIEJEWSKI – IMGW-PIB, Warszawa
Jarosław NAPIÓRKOWSKI – Instytut Geofizyki PAN
Romuald SZYMKIEWICZ – Politechnika Gdańska
Stanislas WICHEREK – Université Paris IV Sorbonne

Ewa Sawicka-Madejska - Sekretarz Rady Redakcyjnej
01-673 Warszawa, ul. Podleśna 61
e-mail: kgw@imgw.pl

RECENZENCI

Kazimierz Banasik, Piotr Banaszuk, Monika Butryn-Niemiec,
Katarzyna Izydorzyc, Monika Kalinowska, Zbigniew Kledyński, Rafał Miłaszewski,
Małgorzata Robakiewicz, Paweł Rowiński, Michał Szydłowski, Jan Żelazo

© Komitet Nauk o Wodzie i Gospodarki Wodnej Polskiej Akademii Nauk

Utwór w całości ani we fragmentach nie może być powielany ani rozpowszechniany za pomocą urządzeń elektronicznych, mechanicznych, kopiujących, nagrywających i innych, bez pisemnej zgody posiadacza praw autorskich

Skład i łamanie: LogoScript Sp. z o.o.
ul. Dembowskiego 4/54, 02-784 Warszawa
www.logoscript.pl

Druk i oprawa: Agencja Wydawniczo-Poligraficzna GIMPO
ul. Transportowców 11, 02-858 Warszawa
tel. +48 501 076 031, e-mail: gimpo@poligrafia.waw.pl

SPIS TREŚCI

1. GOSPODARKA WODNA - DEFINICJA I UWARUNKOWANIA PRAWNE Tomasz Walczykiewicz, Dorota Pusłowska-Tyszewska	7
2. ZMIANA KLIMATU I ZASOBY WODNE Mikołaj Piniewski, Paweł Marcinkowski	29
3. ZASOBY WODNE POLSKI – WODY POWIERZCHNIOWE Mirosław Żelazny, Anna Bojarczuk, Agnieszka Rajwa-Kuligiewicz	53
4. ZASOBY WÓD PODZIEMNYCH Ewa Krogulec	81
5. NIŻÓWKI, SUSZE I ICH SKUTKI W HYDROMORFOLOGII RZEK POLSKI Tamara Tokarczyk, Mariusz Adynkiewicz-Piragas, Wojciech Krasowski, Irena Otop, Wiwiana Szalińska	101
6. POTENCJAŁ POWODZIOWY RZEK POLSKI Tomasz Lewicki, Artur Magnuszewski	147
7. RETENCJA ZBIORNIKOWA I JEJ ZMIANY Damian Absalon, Michał Habel, Magdalena Matysik, Łukasz Pieron	163
8. RETENCJA POLDEROWA Weronika Warachowska	181
9. WODA DLA ROLNICTWA Tomasz Okruszko	193
10. USŁUGI WODOCIĄGOWO-KANALIZACYJNE W MIEŚCIE Klara Ramm	201
11. ŻEGLUGA ŚRÓDLĄDOWA Artur Magnuszewski	219
12. ANALIZA EKONOMICZNA I WYCENA KORZYŚCI ŚRODOWISKOWYCH W GOSPODARCE WODNEJ Anna Dubel	241

WSTĘP

Gospodarka wodna jest jednym z najważniejszych działów gospodarki państwa, który zapewnia zrównoważone wykorzystanie zasobów wodnych w celu zaspokojenia potrzeb wodnych takich użytkowników jak przemysł, zaopatrzenie ludności, rolnictwo, żegluga wodna, energetyka. Jest także obszarem badań naukowych, rozwiązań technicznych i działem administracji państwowej. Jej celem jest także ochrona przed powodzią i suszą, a także dbałość o osiągnięcie dobrego stanu ekologicznego wód śródlądowych. W Polsce termin gospodarka wodna pojawił się po raz pierwszy podczas I Polskiego Zjazdu Hydrotechnicznego w 1929 r. Na przestrzeni lat zmieniły się poglądy na temat sposobu gospodarowania wodami, priorytetów dla zaopatrzenia w wodę i metod ochrony przed zjawiskami ekstremalnymi. Gospodarowanie wodą jest trudnym wyzwaniem ze względu na naturalną zmienność odpływu rzeczno, nieprzewidywalne występowanie powodzi i dotkliwych susz. Trudne jest także pogodzenie potrzeb różnych użytkowników zasobów wodnych, przy zachowaniu zasad zrównoważonego rozwoju i zachowania dobrego stanu ekologicznego wód powierzchniowych. Gospodarka wodna podobnie jak cała gospodarka państwa ulega ewolucji, zmieniają się priorytety, paradygmaty i forma organizacyjna. Na przestrzeni ostatnich 20 lat zmieniło się Prawo Wodne, zmianom uległa organizacja administracji państwowej odpowiedzialnej za gospodarowanie wodami. W dyskursie publicznym pojawia się także wiele wypowiedzi i padają pytania. Jaki jest stan zasobów wodnych? Czy to prawda, że Polska ma najniższe zasoby wodne w Europie. Najnowsza publikacja w serii Monografie Komitetu Gospodarki Wodnej PAN została poświęcona omówieniu obecnego stanu zasobów wodnych, ocenie zapotrzebowania na wodę i organizacji administracji wodnej. Jest to dawno oczekiwane opracowanie, w którym udało się zebrać rozdziały napisane przez wybitnych naukowców z zakresu nauk przyrodniczych i technicznych, zajmujących się zarówno zasobami wodnymi jak i ich zagospodarowaniem. Druk monografii zbiegł się z katastrofalną powodzią na Nysie Kłodzkiej i górskich dopływach Odry we wrześniu 2024 r. To wydarzenie spowodowało rozległe zniszczenia, a także przywołało dyskusję nad zmianami klimatu i metodami ograniczenia strat powodziowych. W sierpniu 2024 r. na znacznym obszarze kraju obserwowana była zaś głęboka susza, z wystąpieniem najniższych przepływów w rzekach. Wyzwaniem dla gospodarki wodnej stają się zatem coraz bardziej ekstremalne zjawiska, których natężenie i częstość będą wzrastać wraz ze zmianą klimatu.

Gospodarka wodna w swoich założeniach uwzględniać musi dobry stan ekosystemów wodnych, a także zapewnienie potrzeb społeczeństwa. Są to cele zgodne z zasadą zrównoważonego rozwoju, w których ważnym elementem stają się nie tylko rozwiązania czysto techniczne ale również bliskie naturze. W ocenie przydatności wielu projektów bierze się więc pod uwagę ich wpływ na środowisko, wykorzystanie usług ekosystemów, a także minimalizację ryzyka powodziowego.

W monografii znajdziemy także ważne zagadnienie wielkości zasobów wód podziemnych, które powinny być widziane jako nieodłączny składnik zasobów wód powierzchniowych. Zmiana klimatu oznacza bowiem, coraz większą presję na eks-

ploatację wód podziemnych, których zasoby powinny być chronione i wykorzystywane w sposób zrównoważony.

Przedstawiono także aktualny stan żeglugi śródlądowej, która jest jednym z użytkowników wód śródlądowych. Powstaje pytanie jakie jest gospodarcze uzasadnienie budowy dróg wodnych IV klasy, czy mamy odpowiednie warunki hydrologiczne dla realizacji takich przedsięwzięć.

Monografia zainteresuje specjalistów z zakresu hydrologii i gospodarki wodnej, a także przedstawicieli administracji i organizacji pozarządowych zajmujących się szeroko rozumianą ochroną przyrody i zasobów wodnych. Jest to opracowanie wykorzystujące najnowsze dane i wyniki prac naukowych autorów.

Publikacja Monografii KGW PAN zbiegła się z powołaniem do życia Komitetu Nauk o Wodzie i Gospodarki Wodnej przy Prezydium PAN, który został ustanowiony jako wsparcie eksperckie dla organów państwa. W dniu 14 XI 2024 odbyło się pierwsze posiedzenie Komitetu, podczas jego trwania zaprezentowana została publikacja, którą przekazujemy teraz w ręce czytelników.

Artur Magnuszewski

**Tomasz WALCZYKIEWICZ¹,
Dorota PUSŁOWSKA-TYSZEWSKA²**

¹Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej
Państwowy Instytut Badawczy

²Katedra Ochrony i Kształtowania Środowiska Politechnika Warszawska

1. GOSPODARKA WODNA – DEFINICJA I UWARUNKOWANIA PRAWNE

1. DEFINITION AND LEGAL REGULATIONS OF WATER MANAGEMENT

Abstract

This chapter outlines the key elements of water management. It discusses the changes that have occurred in the organization of water management in Poland. The concepts that contributed to the definition of integrated water resources management are described. Additionally, the current legal framework in Poland is presented, along with the objectives of the European Union's water policy.

Key words: Water Framework Directive, Water Law, Integrated water resources management, EU water policy

1.1. GOSPODARKA WODNA – POCZĄTKI KSZTAŁTOWANIA SIĘ POJĘCIA

Początki gospodarki wodnej sięgają czasów powstawania pierwszych cywilizacji (Lambor 1965). Woda, niezbędna do życia człowieka, była zawsze siłą napędową rozwoju. Zdolność starożytnych społeczeństw do wykorzystywania wody ułatwiła rozwój rolnictwa i pierwszych ośrodków miejskich. Historycy nazywają te pierwsze społeczeństwa „cywilizacjami doliny rzeki”. Pierwsze działania z zakresu gospodarki wodnej, zgodnie ze współczesnym rozumieniem tego pojęcia, miały miejsce w Mezopotamii. Sumerowie podbili i zajęli obszar w dorzeczu Tygrysu i Eufratu. To właśnie na tym terenie około 4000 lat p.n.e. powstały pierwsze udane projekty nawodnień. Były one dalej rozbudowywane wraz z rozwojem cywilizacji.

Gospodarowanie wodą w systemie nawadniającym, dbałość o ten system i o niewyrządzenie szkód w efekcie nadmiaru lub marnotrawstwa wody były tak ważne, że w Kodeksie Hammurabiego (XVIII w. p.n.e.) zostały zawarte stosowne regulacje

(§53-56). Duże znaczenie miał też transport wodny, bezpieczeństwo barek i transportowanych towarów (§236-240). Tak w Mezopotamii, jak i w innych starożytnych cywilizacjach systemy gospodarki wodnej obejmowały, oprócz prowadzenia nawodnień, także magazynowanie w zbiornikach retencyjnych nadwyżki wody w czasie wzmożonych opadów i wykorzystywanie jej w okresach suchych, ułatwianie bądź umożliwianie żeglugi poprzez budowanie kanałów, ochronę przed powodzią dzięki zbiornikom i kanałom, które odprowadzały nadmiary wody poza obszary zagospodarowane. Konstruowano obiekty doprowadzające wodę do miast (akwedukty) i urządzenia udostępniające wodę mieszkańcom, wykorzystywano wodę w celach leczniczych i rekreacyjnych, a także do ochrony przed napastnikami.

W czasach nowożytnych rozwój gospodarki wodnej na obszarach polskich przebiegał podobnie, jak w krajach sąsiednich – napędzał rozwój gospodarczy, a to z kolei umożliwiało postępy w gospodarowaniu wodą. Wraz z rozwojem miast wprowadzano i następnie rozbudowywano wodociągi. W Gdańsku i Krakowie ich historia sięga XIV w. (Kaczor 2009; Kołodziej, Kopryś 2022). W młynach wykorzystywano energię wody. Już w XII w. użytkowano młyny w klasztorach w Trzemesznie i Lubiążu (Adamczewski 2005). W miastach, woda była doprowadzana do młynów kanałami (młynówkami), co stanowiło dodatkowe, obok studni, źródło zaopatrzenia mieszkańców. Służyła też do napełniania fos (Kołodziej, Kopryś 2022). Zakładano stawy rybne. W dolinie Baryczy, gdzie znajdują się najstarsze stawy w Polsce, taką działalność prowadzono od XII w. (Bohdanowicz 2015).

Transport wodny w znaczący sposób wpłynął na kierunki gospodarczego rozwoju Polski. Handel, bazujący na transporcie wodnym, śródlądowym i morskim, wspierał rozwój miast i majątności ziemskich położonych nad rzekami, szczególnie portów leżących w ujściach rzek do Bałtyku. Z obszarów Polski i Ukrainy eksportowano przede wszystkim zboża, z Litwy – drewno, miód i inne produkty leśne (Morawski 2021). Wykorzystywano wszystkie duże rzeki Polski, Wisłę, Odrę, Dźwinę. Sieć szlaków żeglownych była bardziej rozgałęziona niż obecnie, z uwagi na niewielki rozmiar jednostek pływających. Istotne znaczenie pełnił Bug, łączący wschodnie regiony Rzeczypospolitej z portem w Gdańsku. W obszarach górskich w celu poprawy warunków spławu drewna wykorzystywano systemy niewielkich zbiorników retencyjnych, z których wypuszczano wodę w zsynchronizowany sposób już w XVIII w. (Morawski 2021; Sowiński 2013). Od XVI powstawały organizacje (cechy) zrzeszające szkutników i ludzi trudniących się żeglugą (Kus 2008).

Już w XIV w. Wisła stanowiła istotny szlak wodny i do końca XVII w. jej znaczenie rosło. Liczbę przewozów, jaką notowano na Wiśle na przełomie XVI i XVII w., Ren osiągnął dopiero dwa wieki później. Od końca XVI w. Wisła stanowiła główną drogę transportu w kraju. W XVI – XVII w., na które przypadał szczyt obrotów handlowych w Gdańsku, przez ten port przechodziło około 80% polskiego eksportu (Morawski 2021). W drugiej połowie XVIII w. do portu gdańskiego wpływało ok. 1000 statków wiślanych rocznie.

Udokumentowane początki żeglugi transportowej na Odrze przypadają na XIII w., chociaż, podobnie jak inne duże rzeki europejskie, stanowiła drogę wodną znacznie wcześniej (Czaja 2019). Dorzecze Odry już od XVII w. było połączone z Hawelą i Szprewą – pierwszy kanał Odra-Hawela zbudowano w 1620 r., a Odra-Sprewa w 1668 r. Jednak z powodu wojen kanały te nie funkcjonowały do połowy XVIII w. Dodatkowo, położenie rzeki, która w okresie od XV w. do połowy XVII w. przepływała przez trzy państwa, a każde wspierało tylko własne porty, nie pozwoliło na osiągnięcie tak dużego znaczenia, jakie miała Wisła.

Aż do połowy XIX w. drogi wodne były najważniejszymi naturalnymi szlakami transportowymi, nie wymagającymi wówczas praktycznie żadnych nakładów na ich utrzymanie. Jednak w Polsce po 1795 r., kiedy dokonał się III rozbiór jej terytorium, dotychczasowa główna droga komunikacyjna – Wisła – została podzielona między trzech zaborców. Był to początek upadku tej drogi wodnej, jako integralnej arterii na ziemiach polskich. W zaborze pruskim nadal prowadzono żeglugę na dolnym odcinku Wisły i rozbudowano drogi wodne Warty, Kanału Bydgoskiego, Noteci i Nogatu (Rybczyński 1927). W drugiej połowie XIX w. żegluga śródlądowa zaczęła tracić znaczenie na rzecz kolei.

Rozwój osadnictwa pociągnął za sobą wzrost zagrożenia powodziowego, co spowodowało intensyfikację działań o charakterze technicznym na rzecz ochrony przed powodzią miast położonych nad większymi rzekami. Już od połowy XIV w. budowano pierwsze wały przeciwpowodziowe na Dolnej Wiśle. Słabość wykonania obwałowań i wzrost zaludnienia na terenach za wałami, wynikający z fałszywego poczucia bezpieczeństwa, przyczyniały się do zwiększenia szkód powodziowych (Morawski 2021). Od XVI w. przybywali na polskie tereny osadnicy ołędzcy, oferując wiedzę i praktykę w zakresie odwodnień, regulacji rzek i budowy obwałowań (mennoniciwpolsce.pl).

Z czasem zmieniały się zadania infrastruktury wodnej, którą budowano w celu realizacji wielu zadań równocześnie. Zadania obejmowały zapewnianie wody dla gospodarki komunalnej, przemysłu i rolnictwa, produkcję energii elektrycznej, ochronę przed powodzią i wyrównywanie przepływów w rzekach. Wraz z rozwojem gospodarczym coraz więcej zanieczyszczeń przemysłowych, komunalnych i rolniczych trafiało do środowiska wodnego. Wzrost zanieczyszczenia wód i braki wody o odpowiedniej jakości doprowadziły do włączenia problematyki ochrony wód w obszar gospodarki wodnej. Kończącym etapem tej ewolucji jest uwzględnienie w procesach gospodarki wodnej potrzeb ekosystemów wodnych i zależnych od wody oraz zintegrowane podejście do gospodarowania zasobami wody. W podejściu tym różne problemy i potrzeby związane z wykorzystywaniem wody są analizowane łącznie, a analizy obejmują obszary jednostek hydrograficznych – zlewni rzecznych, dorzeczy lub ich części – i wszystkie występujące w nich wody – śródlądowe wody powierzchniowe i podziemne oraz wody morskie, które przyjmują wody z terenów lądowych.

Gospodarka wodna to obecnie kluczowa gałąź gospodarki w każdym kraju, a zapewnienie dostępu do wody o odpowiedniej ilości i jakości w określonym czasie stanowi nadal podstawę rozwoju. Nie mniej istotnym zagadnieniem jest ograniczanie strat wywoływanych przez powódzie. Jednocześnie woda jest ograniczonym i wrażliwym zasobem, a zrównoważone zarządzanie zasobami wodnymi wymaga podejścia łączącego społeczny i ekonomiczny rozwój z ochroną naturalnych ekosystemów. Gospodarka wodna to przede wszystkim dziedzina gospodarki o podstawowym znaczeniu dla zrównoważonego rozwoju kraju, ale też działalność naukowo-badawcza poświęcona zagadnieniom związanym z wykorzystywaniem zasobów wodnych i z ochroną przed ekstremalnymi zdarzeniami, jak powódzie, susze czy też zanieczyszczenie wód.

Pojęcie „gospodarka wodna” pojawiło się w Polsce w 1918 r. Został wówczas zaproponowany zakres spraw, jakimi ten dział nauki powinien się zajmować i wg Rybczyńskiego (1918) było to:

- opracowanie hydrografii, zagadnienia hydrometrii;
- projektowanie i budowa melioracji, zarówno realizowanych lub dofinansowanych z funduszy państwowych, jak i z funduszy prywatnych;

- projektowanie, budowa i utrzymanie sztucznych zbiorników wodnych, gromadzących wodę dla różnych celów i nadzór nad przedsiębiorstwami zarządzającymi zbiornikami;
- projektowanie, budowa i utrzymanie zabudowy potoków górskich, a także innych wód, budowli regulacyjnych i wałów;
- eksploatacja torfów;
- gospodarka rybacka tak w rzekach, jak i w stawach rybnych;
- elektrownie wodne – budowa obiektów państwowych i wydawanie pozwoleń dla obiektów prywatnych oraz prowadzenie ewidencji użytkowników wód;
- prawo związane z gospodarką wodną, kontrola i dane o użytkowaniu wód;
- kształcenie (niższych) kadr.

W podobnym czasie zaczął też funkcjonować termin gospodarka wodna (ang. *water management*) w krajach anglosaskich. Ale w USA, w stanie Kolorado, Biuro Inżyniera Stanowego utworzono już w 1881 r. Był to pierwszy stan posiadający wydzielone biuro do spraw gospodarki wodnej i było to pierwsze biuro, w którym urzędnicy publiczni zarządzali prywatnym zużyciem wody.

Znaczenie gospodarki wodnej jako nieodłącznego elementu rozwoju społeczno-gospodarczego Polski było szeroko podkreślane podczas I Polskiego Zjazdu Hydrotechnicznego w 1929 r. (Komitet Wykonawczy Zjazdu 1929). W Czasopiśmie Technicznym nr 2 z 1930 r. omówiono Pamiętnik Zjazdu, zawierający zarówno sprawozdanie z przebiegu obrad, jak i treść wygłoszonych referatów (Pareński 1930). Podkreślono tam, że na opóźnienie w organizacji Zjazdu, po odzyskaniu niepodległości Państwa, wpłynął w znacznym stopniu brak zrozumienia znaczenia gospodarki wodnej w opinii publicznej. Stwierdzono, że gospodarka wodna, będąca niewątpliwie jednym z ogniw systemu gospodarczego, jest postrzegana jako gałąź techniki, a technika i dyskusja o jej rozwoju jest mało popularna, z uwagi na brak przygotowania merytorycznego uczestników dyskusji. Tematyką obrad Zjazdu były: wcześniejsze zaniedbania gospodarki wodnej w Polsce, projekty hydrotechniczne i melioracyjne oraz badania hydrologiczne, stanowiące wspólną podstawę dla tych projektów. Potwierdzono, że finanse są jednym z czynników, które mogą doprowadzić gospodarkę wodną do dobrego stanu, ale głównym czynnikiem jest głębokie uświadomienie całego społeczeństwa co do konieczności zajęcia się tą dziedziną gospodarki. Z chwilą bowiem „gdy społeczeństwo zrozumie, że chodzi o byt całego Państwa, pieniądze się wówczas znajdą i znaleźć się muszą”. W trakcie Zjazdu podjęto szereg uchwał, których efekty miały prowadzić do podniesienia rangi gospodarki wodnej oraz wspierania funkcjonowania i rozwoju tej dziedziny. Jednym z nich było powołanie Stowarzyszenia Członków Kongresów Gospodarki Wodnej, które od stycznia 1935 r. rozpoczęło wydawanie branżowego czasopisma „Gospodarka Wodna” (Grochulski 2000).

Ujednolicenie przepisów dotyczących wody w odrodzonym państwie polskim nastąpiło w Ustawie wodnej z dnia 19 września 1922 r. (Dz. U. 1922 nr 102 poz. 936). Zarządzanie wodami przekazano różnym podmiotom. Państwo za pośrednictwem Ministerstwa Robót Publicznych odpowiadało za problemy strategiczne, w tym utrzymanie dróg wodnych i rzek granicznych. Pozostałe zadania przydzielono urzędom wojewódzkim i starostwom. Uregulowano sprawy własności wód, ich użytkowania, obowiązki w zakresie utrzymania wód, spółki wodne, władze i ich kompetencje oraz postępowanie w sprawach wodnych. Zmiany dokonane w 1932 r., po rozwiązaniu Ministerstwa Robót Publicznych, polegające na rozdzieleniu władztwa wodnego pomiędzy różne instytucje, spowodowały brak koordynacji działań (Szymczak 2009).

Dwudziestolecie międzywojenne przyniosło regres w transporcie wodnym śródlądowym. Jednocześnie zbudowano wiele zbiorników retencyjnych i elektrowni wodnych w południowej Polsce, planowano kolejne inwestycje wodne.

Ustawa wodna z 1922 r. obowiązywała 40 lat. Po II wojnie światowej w granicach Polski znalazły się prawie całe dorzecza Wisły i Odry. Polska stała się jednolitym hydrograficznie i hydrologicznie krajem.

Po II wojnie światowej problematykę gospodarki wodnej powierzono w 1951 r. Ministerstwu Komunikacji, w 1957 r. – Ministerstwu Żeglugi, a następnie Ministerstwu Żeglugi i Gospodarki Wodnej. Centralny Urząd Gospodarki Wodnej (CUGW) powołano ustawą z 1960 r. (Dz.U. 1960 nr 29 poz. 163), jednocześnie przekształcając Ministerstwo Żeglugi i Gospodarki Wodnej w Ministerstwo Żeglugi. CUGW odpowiadał za strategiczne problemy gospodarki wodnej w Polsce. Okres funkcjonowania tego urzędu uznaje się za najlepszy czas w historii gospodarki wodnej z uwagi na zintegrowany charakter jego zadań. Wśród nich wymienić należy:

- wykonywanie uprawnień wynikających z Prawa wodnego jako naczelnego organu administracji państwowej,
- prowadzenie ewidencji i bilansowanie zasobów wodnych,
- działalność normatywną polegającą na opracowywaniu wytycznych do projektowania, budowy, utrzymania i eksploatacji zakładów, budowli i urządzeń wodnych,
- nadzór i kontrolę w zakresie ochrony wód przed zanieczyszczeniem,
- planowanie i programowanie w gospodarce wodnej,
- realizację istotnych z punktu widzenia kraju inwestycji gospodarki wodnej,
- współpracę na wodach granicznych i utrzymanie osłony hydrologiczno-meteorologicznej kraju.

CUGW zniesiono ustawą z 1972 r. (Dz.U. 1972 nr 11 poz. 79) i sprawy gospodarki wodnej przeszły do Ministerstwa Gospodarki Terenowej i Ochrony Środowiska, Ministerstwa Rolnictwa oraz Ministerstwa Żeglugi. Od 1 stycznia 1975 r. zaczęła obowiązywać ustawa Prawo wodne z 24 października 1974. Lata 1974-1985 charakteryzowały się częstymi zmianami urzędów centralnych nadzorujących gospodarkę wodną. Zagadnienia gospodarki wodnej rozdzielono pomiędzy okręgowe dyrekcje gospodarki wodnej (ODGW) i wojewódzkie, początkowo również powiatowe, zarządy budownictwa wodnego i melioracji, którym powierzono zadania zaopatrzenia rolnictwa w wodę, melioracji i budownictwa wodnego na terenach rolniczych (MP 19073.1.1). Zadania ODGW obejmowały inwestycje w zakresie budownictwa wodnego (planowane na poziomie kraju), administrowanie i utrzymanie obiektów hydrotechnicznych, w tym zbiorników retencyjnych, rzek i kanałów żeglownych i spławnych, gospodarowanie wodami powierzchniowymi, zabezpieczenie przeciwpowodziowe i przeciwlodowe. Gospodarka wodna była więc znów rozdzielona pomiędzy różne resorty i instytucje. Staraniem Sekcji Głównej Inżynierii i Gospodarki Wodnej Stowarzyszenia Inżynierów i Techników Wodnych i Melioracyjnych w 1976 r. nadano dyrekcji w Warszawie status Dyrekcji Prowadzącej i powołano Zespół ds. Koordynacji. Jej działania, do czasu likwidacji w 1982 r., zaowocowały ujednocnieniem struktury różnych ODGW, utworzeniem brygad pogotowia technicznego dla obiektów hydrotechnicznych, powołaniem ośrodków dyspozycyjno-informacyjnych wspierających działania w czasie powodzi, opracowaniem wykazów rzek i obiektów hydrotechnicznych (Ambrożewski 2010). Po utworzeniu Urzędu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej, a następnie ministerstwa Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa temu właśnie ministerstwu podlegały zagadnienia gospodarki wodnej.

Istotne zmiany w zarządzaniu zasobami wodnymi rozpoczęły się w Polsce w 1991 r., kiedy to na podstawie aktu wykonawczego (MP 1991.6.38) do znowelizowanej ustawy Prawo wodne z 1974 r., powołano regionalne zarządy gospodarki wodnej (RZGW). Rozważano wówczas docelowe rozwiązanie systemowe gospodarowania zasobami wodnymi przy uwzględnieniu wszystkich poziomów funkcjonalnych – od zarządzających do pojedynczego interesariusza i od przedsięwzięć w skali makro po przedsięwzięcia w skali mikro. System gospodarowania zasobami wodnymi miał być tak zbudowany, aby stymulować udział społeczeństwa w procesie planowania i podejmowania decyzji. Takie gospodarowanie wymaga współpracy w mniejszej skali – w zlewni. Narzędziami wdrożenia polityki wodnej miały być: wyposażenie RZGW w instrumenty finansowe w postaci opłat za korzystanie z wód (pobór wód i odprowadzenie ścieków), poprzez przejęcie ich od istniejących funduszy ochrony środowiska i gospodarki wodnej, i redystrybucję opłat w formie dotacji i pożyczek finansowych oraz edukacja i wiarygodna informacja. Był to tzw. wzór francuski systemu gospodarowania wodami. Do zakresu działania RZGW należało w szczególności: bilansowanie zasobów wód powierzchniowych i podziemnych; opracowywanie programów i planów gospodarowania zasobami wodnymi i ochrony wód; opracowywanie warunków korzystania z wód dorzeczy; opiniowanie projektów i lokalizacji inwestycji istotnych dla gospodarki wodnej; prowadzenie systemu informacyjnego gospodarki wodnej; inicjowanie studiów i badań w zakresie zagospodarowania, ochrony i eksploatacji wód powierzchniowych i podziemnych; inicjowanie i współdziałanie we wdrażaniu zasad racjonalnej gospodarki wodnej; wydawanie pozwoleń wodnoprawnych na przesyły wody oraz na wykonywanie urządzeń zabezpieczających przed powodzią. Równolegle do RZGW funkcjonowały nadal Okręgowe Dyrekcje Gospodarki Wodnej (ODGW), utrzymujące w imieniu Skarbu Państwa ważniejsze obiekty hydrotechniczne i wykonujące w imieniu Skarbu Państwa obowiązki inwestora. W granicach województw funkcjonowały również zarządy melioracji i urządzeń wodnych (WZMiUW), gospodarujące na tzw. wodach ważnych dla rolnictwa, utrzymujące rolnicze obiekty melioracyjne i obwałowania rzek. Przedłużające się oczekiwania na rozstrzygnięcia dotyczące nowego prawa wodnego, uwarunkowania polityczne i brak przekonania decydentów o konieczności wprowadzenia zmian doprowadziły do pierwszej istotnej zmiany organizacyjnej polegającej włączeniu ODGW do RZGW dopiero w 1999 r. Połączono tym samym kompetencje planistyczne z kompetencjami związanymi z utrzymaniem majątku Skarbu Państwa i prowadzeniem działań w zakresie inwestycji hydrotechnicznych. W 2000 r. utworzono Ministerstwo Środowiska, a w 2001 r. przyjęto długo oczekiwaną nową ustawę prawo wodne (Dz.U. 2001 nr 115 poz. 1229). W ustawie tej zaimplementowano podstawowe definicje wynikające z Ramowej Dyrektywy Wodnej (2000/60/WE; Dz.U. L 327 z 22.12.2000), utworzono dodatkowo urząd prezesa krajowego zarządu gospodarki wodnej jako centralnego organu administracji rządowej, usankcjonowano istnienie rad regionów wodnych składających się z 30 członków zgłoszonych między innymi przez organy samorządu terytorialnego, organizacje gospodarcze, rolnicze, rybackie oraz społeczne związane z gospodarką wodną, a także przez zakłady korzystające z wód. Ustanowiono również funkcjonowanie Krajowej Rady Gospodarki Wodnej o analogicznej reprezentacji, jak rady regionów. Krajowa Rada i rady regionów miały być w myśl ustawy organami doradczymi odpowiednio prezesa i dyrektorów regionalnych zarządów. Nie wprowadzono jednak zmian w funduszach ochrony środowiska i gospodarki wodnej. Ustawa z 2001 r. była wielokrotnie nowelizowana w związku z koniecznością jej dostosowania do dyrektyw unijnych, w tym tzw. dyrektywy

powodziowej (2007/60/WE; Dz.U. L 288 z 6.11.2007). Zmiany, które wprowadziła nowa ustawa Prawo wodne w 2017 r. (Dz.U. 2017 poz. 1566) są najbardziej rewolucyjne od 30 lat. RZGW, funkcjonujące od 1999 z nowymi zadaniami, dodatkowo przejęły działające w granicach województw zarządy melioracji (WZMiUW), w których gestii znajdowało się utrzymywanie rolniczych obiektów melioracyjnych i obwałowań rzek. W ten sposób powstało Państwowe Gospodarstwo Wodne „Wody Polskie” (PGW WP), które obejmuje 392 jednostki organizacyjne, z jednostką centralną czyli Krajowym Zarządem Gospodarki Wodnej, 11 regionalnymi zarządami gospodarki wodnej, zarządami zlewni i nadzorami wodnymi. Obecnie (2024 r.) gospodarka wodna nadzorowana jest przez Ministerstwo Infrastruktury.

Gospodarka wodna ma interdyscyplinarny charakter. W analizach i podejmowanych działaniach uwzględniane są zagadnienia gospodarki komunalnej, przemysłu, rolnictwa, środowiska naturalnego, zdrowia, transportu i innych działów gospodarki. Znaczna liczba decyzji podejmowanych w tych dziedzinach ma bezpośredni lub pośredni wpływ na gospodarkę wodną i problemy ilości i jakości wód. Jednocześnie, decyzje i działania w gospodarce wodnej wpływają na dostępność wody i bezpieczeństwo działalności w innych obszarach gospodarki. Dobrym przykładem tego rozległego wpływu i jego ważności dla gospodarki jest przyjęcie w systemie prawnym Unii Europejskiej około trzydziestu dyrektyw określających politykę wodną. Najważniejszą z nich jest Ramowa Dyrektywa Wodna, RDW (2000/60/WE; Dz.U. L 327 z 22.12.2000), zgodnie z którą gospodarowanie zasobami wodnymi należy w znaczącym stopniu podporządkować dbałości o dobry stan wód (powierzchniowych i podziemnych), w tym ekosystemów wodnych lub związanych z wodami. Zmiana perspektywy – z użytkowania i kształtowania zasobów na rzecz osiągnięcia ich dobrego stanu – stanowi zachętę dla społeczeństw do troski o to wrażliwe dobro, do przewidywania i do zapobiegania niekorzystnym wpływom rozwoju gospodarczego na stan zasobów wodnych. Podkreśla konieczność rozpowszechniania wiedzy o gospodarce wodnej i jej problemach.

W dalszej części rozdziału przedstawiono rys historyczny światowych i europejskich koncepcji gospodarowania wodami, w tym zasad wprowadzonych przez przyjęcie RDW. Następnie na tym tle omówiono uwarunkowania prawne obowiązujące w Polsce wskazując również podstawowe problemy w obecnym systemie gospodarki wodnej.

1.2. KONCEPCJE ZINTEGROWANEGO I ADAPTACYJNEGO ZARZĄDZANIA ZASOBAMI WODNYMI

W 1992 r. podczas Szczytu Ziemi w Rio de Janeiro przyjęto Agendę 21 (UNCED 1992), w której, w rozdziale 18, podkreślono, że zarządzanie zasobami wodnymi, obejmujące łącznie wody i ląd, z którego pochodzą, winno być realizowane w dorzeczeniach lub zlewniach, przy czym należy dążyć do:

- Promowania dynamicznego, iteracyjnego i wielosektorowego podejścia do zarządzania zasobami wodnymi, uwzględniającego identyfikację i ochronę potencjalnych zasobów służących zaopatrzeniu w wodę, integrującego rozwiązania technologiczne, zagadnienia społeczno-ekonomiczne, środowiskowe i zdrowia ludzkiego;
- Wdrożenia planowania w celu zrównoważonego, racjonalnego wykorzystania, ochrony, zabezpieczenia i zarządzania zasobami wodnymi, bazującego na

potrzebach i priorytetach społeczności w ramach narodowych polityk rozwoju gospodarczego;

- Projektowania, wdrażania i oceny projektów i programów, które są zarówno efektywne ekonomicznie, jak i społecznie akceptowalne w ramach jasno zdefiniowanych strategii, bazujących na pełnym udziale społeczeństwa, w tym kobiet, młodzieży, społeczności autochtonicznych i lokalnych w procesie zarządzania zasobami wodnymi i przy podejmowaniu decyzji;
- Identyfikacji, wzmocnienia lub rozwoju, w zależności od potrzeb, zwłaszcza w krajach rozwijających się, właściwych prawnych, instytucjonalnych i finansowych mechanizmów w celu zapewnienia, że polityka wodna i jej wdrażanie stymulują zrównoważony postęp społeczny i rozwój ekonomiczny.

U podstaw zintegrowanego zarządzania zasobami wodnymi (ZZZW; Integrated Water Resources Management – IWRM) leżą przyjęte wcześniej, podczas konferencji w Dublinie (Solanes, Gonzalez-Villarreal 1999), cztery podstawowe stwierdzenia (zasady) dotyczące gospodarowania wodami.

- **Woda jest ograniczonym i wrażliwym zasobem, istotnym dla utrzymania życia, rozwoju i środowiska**

Woda utrzymuje życie, a efektywne zarządzanie zasobami wodnymi wymaga podejścia łączącego społeczny i ekonomiczny rozwój z ochroną naturalnych ekosystemów. Efektywne zarządzanie łączy zagospodarowanie przestrzenne z użytkowaniem wód w całej zlewni, w tym wód podziemnych.

- **Rozwój zasobów wodnych i zarządzanie nimi powinny bazować na współudziale użytkowników, planistów i zarządzających wszystkich szczebli**

Współdziałanie w zarządzaniu podnosi świadomość znaczenia zasobów wodnych wśród zarządzających i społeczności. Decyzje są podejmowane na możliwie najniższym właściwym poziomie z konsultacjami publicznymi i udziałem użytkowników w planowaniu i wdrażaniu projektów wodnych.

- **Kobiety odgrywają kluczową rolę w zapewnieniu dostępu do wody**

Decydująca rola kobiet jako osób zabezpieczających dostęp do wody w życiu codziennym i „opiekunek” środowiska naturalnego rzadko znajduje odbicie w rozwiązaniach organizacyjnych dotyczących rozwoju i zarządzania zasobami wodnymi. Akceptacja i implementacja tej zasady wymaga wzmocnienia udziału kobiet na wszystkich poziomach tworzenia programów dotyczących zasobów wodnych, w tym w procesie podejmowania decyzji i ich wdrażania.

- **Woda ma wartość we wszystkich konkurujących rodzajach użytkowania**

W myśl tej zasady istotne jest uwzględnianie w pierwszej kolejności potrzeb ludności związanych z dostępem do czystej wody i infrastruktury sanitarnej po przystępnej cenie. Wcześniejsze nieprawidłowości doprowadziły do marnotrawstwa wody i szkód w środowisku wodnym. Traktowanie wody jako dobra ekonomicznego to właściwy sposób na osiągnięcie efektywnego i sprawiedliwego użytkowania oraz zachęcania do ochrony zasobów wodnych.

Zgodnie z powszechnie akceptowaną definicją (UNDESA) zintegrowane zarządzanie zasobami wodnymi (Agarwal i in. 2000) jest procesem skoordynowanego zarządzania obszarami lądowymi i wodami oraz związanymi z nimi zasobami środowiska, prowadzącym do osiągnięcia w sprawiedliwy sposób możliwie najwyższego poziomu ekonomicznego i społecznego dobrobytu, przy zachowaniu trwałości kluczowych ekosystemów. Konsekwencją przyjęcia koncepcji ZZZW jest **zintegrowane zarządzanie zlewnią** (ZZZ; Integrated River Basin Management – IRBM). ZZZ

należy traktować jako aplikację zasad ZZZW na poziomie zlewni hydrograficznej. Realizacja ZZZ jest niewątpliwie ambitnym zadaniem, które wykracza poza zakres zadań gospodarki wodnej, bowiem przedmiotem zarządzania są tutaj nie tylko wody, ale również obszar łądu (zlewnia), w którym wody powstają i występują. A to oznacza, że każde działanie podejmowane w obszarze zlewni należy rozpatrywać w kontekście wpływu na zasoby wodne oraz środowisko i ekosystemy, które te zasoby kształtują bądź od nich zależą. Jednocześnie, co wynika z wymogu osiągnięcia celów ZZZW w sprawiedliwy sposób, należy uwzględniać wpływ podejmowanych działań na społeczności położone niżej wzdłuż biegu rzeki, jak również na możliwości korzystania z wody przyszłych pokoleń, a także dostępność wody dla najuboższej części społeczeństwa.

Adaptacyjne zarządzanie zasobami wodnymi (AZZW; Adaptive Water Resources Management – AWRM; NeWater, 2009) oznacza systematyczny proces ciągłego doskonalenia stosowanych zasad i praktyk w zależności od zmieniającego się otoczenia oraz potrzeb i związanego z tym ryzyka. To udoskonalenie procesu ZZZW. AZZW wpisuje się w gospodarowanie wodami w czasie zmiany klimatu. Adaptacyjne zarządzanie ma na celu zwiększenie odporności systemu wodnego na niekorzystne efekty zjawisk zachodzących w atmosferze i hydrosferze. Badania nad ryzykiem powinny uwzględniać niepewności związane ze zmianą klimatu, finansowaniem zadań, dynamiką zmian w populacji i zmiennością potrzeb wodnych. W AZZW uwzględnia się złożoność zarządzanych systemów oraz ograniczeń w ich przewidywaniu i kontrolowaniu. Zakłada się kompleksowe podejście do wszystkich problemów i relacji między nimi. Kluczowym narzędziem rozwijania AZZW jest *social learning* (społeczne uczenie się), który powinien obejmować współpracę i wymianę wiedzy laików i ekspertów lub naukowców, a także rozwój zrozumienia kluczowych kwestii związanych z zarządzaniem zasobami wodnymi. W AZZW dąży się do podnoszenia zdolności do zarządzania zasobami wodnymi poprzez szkolenia i dostarczanie informacji na każdym etapie procesu zarządzania oraz kształtowanie świadomych postaw interesariuszy. Odpowiednio budowana świadomość społeczeństwa ma za zadanie wspierać poszerzanie wiedzy o systemie oraz zmniejszanie niepewności. W tym ujęciu AZZW zapewnia większą odporność na nieoczekiwane i niekontrolowane warunki w systemie, prowadzi do zmniejszenia negatywnego wpływu podejmowanych działań na środowisko, umożliwia kształtowanie i umacnianie dialogu między interesariuszami a zarządzającymi danym obszarem, w tym budowanie pozytywnych relacji w komunikacji. Zważając na barierę rozwoju odpowiedniego zarządzania zasobami wodnymi, jaką jest niski poziom wiedzy oraz niepewność pomiarowa, koncepcja AZZW prawdopodobnie jest obecnie najlepszą drogą do uzyskania równowagi, rozwiązywania konfliktów i radzenia sobie z niską rozdzielczością przestrzenną sieci pomiarowych i niepewnością projekcji klimatycznych.

1.3. ZARZĄDZANIE ZASOBAMI WODNYMI Z PERSPEKTYWY RAMOWEJ DYREKTYWY WODNEJ

1.3.1. Polityka wodna Unii Europejskiej

W Unii Europejskiej obowiązuje ogólna zasada supremacji prawa wspólnotowego nad wewnętrznym prawem Krajów Członkowskich. W prawie wspólnotowym nadrzędnym jest tzw. „prawo pierwotne”, obejmujące postanowienia traktatów założycielskich (Traktat Paryski z 1951 r.; Traktaty Rzymskie z 25.03.1957 r., Traktat o Unii Europejskiej z 7 lutego 1992 r.; OJ C 191, 29.7.1992) wraz z protokołami i aneksami oraz zasady prawa nadzorowane przez Trybunał Sprawiedliwości. Trybunał Sprawiedliwości Unii Europejskiej zapewnia jednolitą wykładnię prawa UE, w tym dyrektyw środowiskowych, we wszystkich krajach członkowskich oraz jego przestrzeganie przez kraje i instytucje UE. „Prawo wtórne” to dyrektywy, rozporządzenia, decyzje, zalecenia i opinie.

Dyrektywa to akt normatywny wydawany przez Radę UE lub wspólnie przez Parlament Europejski i Radę UE. Dyrektywa zobowiązuje Państwa Członkowskie jedynie w zakresie rezultatów, celów i terminów ich osiągnięcia. Organom wewnętrznym państwa pozostawia natomiast swobodę w zakresie wyboru formy i metod realizacji swych postanowień. **Rozporządzenie** jest aktem o charakterze generalnym i abstrakcyjnym, przyrównywanym do ustawy w porządkach prawnych krajów UE. Rozporządzenie musi obowiązywać w całości w każdym kraju członkowskim UE, ma bezpośrednią moc wiążącą, co oznacza, że nie wymaga żadnej transformacji na akty właściwe dla danego państwa (np. ustawy). Rozporządzenie jednoznacznie określa skutek, jaki ma zostać dzięki niemu osiągnięty, jak i kroki prowadzące do jego realizacji. Rozporządzenia bezpośrednio dotyczą obywateli UE, nadając im prawa i nakładając na nich obowiązki. **Decyzja** to akt, który w odróżnieniu od rozporządzenia jest aktem indywidualnym. Adresat decyzji jest ściśle określony i tylko ten adresat jest decyzją związany. Decyzja jest aktem administracyjnym i służy do wprowadzania w życie traktatów założycielskich WE. Decyzje obowiązują automatycznie, nie wymagają aktów wykonawczych i są wiążące. Często decyzje wydaje Komisja Europejska wobec podmiotów gospodarczych w zakresie prawa kartelowego. Decyzje może wydawać również Rada UE. **Zalecenia i opinie** nie posiadają charakteru wiążącego i w doktrynie (nauce prawa) zalicza się je do tzw. ang. *soft-law*. W rzeczywistości ich znaczenie jest jednak duże i Państwa Członkowskie starają się do nich dostosować. Zalecenia wyrażają stanowisko lub ocenę w danej sprawie. Mogą zawierać pewne propozycje podjęcia działań w konkretnych przypadkach przez Państwo Członkowskie.

Podstawą unijnych przepisów jest zrównoważony rozwój, który w Polsce ujęty jest w Konstytucji, a w Unii – w Europejskiej Polityce Ekologicznej. Polityka środowiskowa, w tym polityka wodna UE, ulegała na przestrzeni dziesiątek lat sukcesywnej ewolucji. Obecnie obowiązuje 8 Program działań w zakresie środowiska do 2030 r. (8. Environment Action Programme – EAP; OJ L 114, 12.4.2022). Ale już 1 EAP (OJ C 112, 20.12.1973) obejmujący lata 1973–1976 stanowił przejaw tego, co można uznać za integrację środowiska z innymi obszarami polityki gospodarczej.

W latach 1991-1996 prawodawstwo UE dotyczące wody zaczęło koncentrować się na zanieczyszczeniach pochodzących ze ścieków miejskich i spływów rolniczych. Prawodawstwo opracowane w tym okresie to dyrektywa dotycząca oczyszczania ścieków komunalnych (91/271/EWG; Dz.U. L 135 z 30.5.1991) i dyrektywa azota-

nowa (91/676/EWG; Dz.U. L 375 z 31.12.1991); w obu zastosowano dopuszczalne wartości emisji (ELV), ograniczając ładunki zanieczyszczeń uwalnianych do środowiska wodnego.

Polityka wodna Unii Europejskiej uwzględnia ideę zrównoważonego rozwoju, określoną w Traktacie Amsterdamskim (Dz.U. C 340 z 10.11.1997), integrującą działania polityczne, gospodarcze i społeczne z zachowaniem równowagi przyrodniczej, w celu zagwarantowania możliwości zaspokajania podstawowych potrzeb poszczególnych społeczności lub obywateli. W podpisanym w Maastricht Traktacie o Unii Europejskiej, (OJ C 191, 29.7.1992) znajduje się zapis zobowiązujący Wspólnotę Europejską do wspierania „działań dotyczących regionalnych lub światowych problemów środowiska naturalnego”. Tym samym problem ochrony środowiska stał się priorytetem Unii Europejskiej, co potwierdzone zostało w komunikacie Komisji Europejskiej z 1998 r. o włączeniu do polityki europejskiej spraw środowiska. Wszystkie instytucje w granicach Wspólnoty zobligowane są do uwzględniania w swoich politykach kwestii środowiskowych, a głównymi narzędziami wspomagającymi egzekwowanie postanowień unijnych są m.in. podatki, normy oceny jakości środowiska, normy emisji zanieczyszczeń oraz normy imisyjne.

Wejście w życie Ramowej Dyrektywy Wodnej (2000/60/WE; Dz.U. L 327 z 22.12.2000) jako aktu prawnego w Unii Europejskiej spowodowało rewolucję w podejściu do działań związanych z ochroną wód. Właśnie dzięki tej dyrektywie zmieniono prawodawstwo wodne rozwijane przez ponad trzydzieści lat z udziałem szerokiego spektrum ekspertów, użytkowników wód, decydentów oraz pozostałych interesariuszy. Rozwój prac nad RDW rozpoczął się w 1995 r., kiedy Komisja Środowiska Unii Europejskiej (WE), Komisja Środowiska Parlamentu Europejskiego (EP) i Rada Ministrów Środowiska Unii Europejskiej (CM) zgodziły się przyjąć bardziej globalne podejście do polityki wodnej. Po konsultacjach Komisja przygotowała formalną propozycję RDW, która została przyjęta w lutym 1997 r. Decyzja o radykalnej reformie prawodawstwa wodnego Unii Europejskiej nie zapadła jednak niespodziewanie; była odpowiedzią na szybko zmieniające się ramy polityczne, gospodarcze i społeczne oraz zmiany w tym, co stanowi „kapitał społeczny” na poziomie lokalnym, regionalnym, krajowym i europejskim. Historia opracowania RDW wskazuje, że spojrzenie na gospodarkę wodną przez pryzmat środowiska ma coraz większy wpływ na kształtowanie europejskiej polityki wodnej. Rzeczywiste wdrażanie dyrektywy musi się odbywać w poszczególnych państwach, z zachowaniem ich specyfiki i tradycji w gospodarce wodnej, zasad planowania oraz stosowanego prawa. Przy zachowaniu odrębności i specyfiki państw, dyrektywa jednak pośrednio sankcjonuje podstawowe zasady w zarządzaniu gospodarką wodną w UE. Są to następujące zasady:

- zlewniowa – przyjmująca, że zarządzanie gospodarką wodną powinno odbywać się w obszarach dorzeczy;
- uspołecznienia – włączająca ogół obywateli do sprawowania kontroli nad wykorzystaniem i kształtowaniem zasobów wodnych;
- administracyjna – polegająca na ustawowej kontroli i nadzorze Państwa nad ogółem zasobów wodnych;
- centralistyczna – pozostawiająca decyzje strategiczne i podstawowe środki finansowe w gestii władz centralnych;
- rynkowa – zmierzająca do ekonomizacji gospodarki wodnej.

W Polsce w omawianym okresie podejmowano intensywne działania organizacyjne, techniczne i planistyczne w zakresie reformy gospodarki wodnej. W 1990 r.

uruchomiono projekt Strategia Zarządzania Środowiskiem finansowany z pożyczki Banku Światowego, a w nim komponent 4 – Planowanie i Zarządzanie Gospodarką Wodną. Podpisano również umowę o współpracy w zakresie gospodarki wodnej pomiędzy Polską i Francją. W 1991 r. odbyły się pierwsze staże dla pracowników gospodarki wodnej we Francji i powołano Regionalne Zarządy Gospodarki Wodnej (RZGW) z zadaniem opracowywania warunków korzystania z wód dorzecza. W latach 1993-1999 nastąpiła intensyfikacja współpracy pomiędzy francuskimi Agencjami Wodnymi a RZGW na podstawie porozumień bliźniaczych i w ramach Międzynarodowego Związku Organizacji Zlewniowych (International Network of Basin Organisations – INBO). Transfer wiedzy dotyczył również informacji o projektowanej Dyrektywie Wodnej. W Polsce, jeszcze przed akcesją do Unii Europejskiej, rozpoczęto realizację projektu PL2002/IB/EN/01 „Wdrażanie Ramowej Dyrektywy Wodnej”. Projekt był finansowany ze środków PHARE i składał się z Polsko-Niemieckiego Projektu Bliźniaczego, Projektu Inwestycyjnego oraz Projektu „Pomoc techniczna w zakresie wdrażania RDW”. Kolejny projekt to PL2003/IB/EN/02 „Kontynuacja wdrażania Ramowej Dyrektywy Wodnej” zrealizowany z partnerami francuskimi. Akcesja Polski do Unii Europejskiej nie przewidywała okresu przejściowego dla wdrożenia postanowień RDW. Uruchomiono pierwsze projekty dotyczące RDW, a wśród nich projekt „Typologia wód powierzchniowych i wyznaczenie części wód powierzchniowych i podziemnych zgodnie z wymogami RDW 2000/60/WE” oraz projekt „Ustalenie warunków referencyjnych odpowiednich dla typów wód powierzchniowych, zgodnie z wymaganiami załącznika II do Ramowej Dyrektywy Wodnej 2000/60/WE”. Doświadczenia z tych prac wskazywały na brak wielu danych, w tym lokalizacji przestrzennej presji istotnych dla stanu wód. Znaczną część czasu przeznaczanego na realizację projektów poświęcono na zgromadzenie danych i ich digitalizację. Braki kompletnych danych do analiz ekonomicznych kosztów usług wodnych są problemem zauważalnym do dziś, z uwagi na brak postulowanej jednolitej bazy wskaźników ekonomicznych.

Podsumowanie ważniejszych działań organizacyjnych i wydarzeń w gospodarce wodnej przygotowujących akcesję do Unii Europejskiej zamieszczono w tablicy 1.1.

Zgodnie z Ramową Dyrektywą Wodną system planowania w obszarach dorzeczy pozostaje w gestii Państw Członkowskich Unii. Daje to możliwość Państwom Członkowskim zastosowania własnych rozwiązań organizacyjnych w zakresie planowania w obszarach dorzeczy tak długo, jak wyniki podjętych działań pozostają w zgodzie z celami Ramowej Dyrektywy Wodnej. Analogiczne rozwiązania przyjęto w Dyrektywie Powodziowej (2007/60/WE; Dz.U. L 288 z 6.11.2007). Wymaganiem, jakie zostało nałożone na Państwa Członkowskie, jest zobowiązanie do współpracy krajów, które współdzielą wody i dorzecza, do koordynacji prac planistycznych i następnie realizacji programów działań.

W grudniu 2020 r. minęło 20 lat od opublikowania w Dzienniku Urzędowym Wspólnot Europejskich i jednocześnie wejścia w życie Dyrektywy 2000/60/WE. Obecnie trwa trzeci cykl planistyczny wynikający z harmonogramu wdrażania Dyrektywy. W grudniu 2019 r. Komisja Europejska opublikowała dokument roboczy, tzw. „*Fitness Check*” (SWD(2019) 439 final), w którym dokonano oceny skuteczności RDW i dyrektyw z nią powiązanych. W podsumowaniu „*Fitness Check*” stwierdzono, że RDW z powodzeniem ustanowiła ramy zarządzania dla zintegrowanej gospodarki wodnej dla ponad 110 000 jednolitych części wód w UE, spowalniając pogarszanie się stanu wód i redukując zanieczyszczenie chemiczne, głównie ze źródeł punktowych. Podkreślono również, że między pierwszym a drugim cyklem gospoda-

Tablica 1.1.

Działania i wydarzenia gospodarcze wodnej w Polsce, przygotowujące do akcesji do UE
(lata 1990-2004)

Table 1.1.

Steps and events in water management in Poland in preparation to UE accession (years 1990-2004)

Lata	Działanie bądź wydarzenie
1990	Rozpoczęcie realizacji projektu Strategia Zarządzania Środowiskiem, a w nim komponentu 4: Planowanie i Zarządzanie Gospodarką Wodną
1990	Umowa o współpracy w zakresie gospodarki wodnej pomiędzy Polską i Francją
1991	Pierwsze staże dla pracowników gospodarki wodnej we Francji
1991	Powołanie Regionalnych Zarządów Gospodarki Wodnej (RZGW) z zadaniem opracowywania warunków korzystania z wód dorzecza
1993-1999	Intensyfikacja współpracy pomiędzy francuskimi Agencjami Wodnymi a RZGW na podstawie porozumień bliźniaczych i w ramach Międzynarodowego Związku Organizacji Zlewniowych (International Network of Basin Organisations – INBO): współpraca partnerska, transfer wiedzy
1997	Kredyt Banku Światowego, projekt „Likwidacja Skutków Powodzi”
1999	Połączenie RZGW z ODGW (Okręgowa Dyrekcja Gospodarki Wodnej)
2000-2001	Przygotowanie założeń i pełnych wymagań kontraktowych (Terms of Reference) dla realizacji projektu bliźniaczego PHARE PL/IB/2002/EN/01 „Wdrażanie Ramowej Dyrektywy Wodnej w Polsce”
2000-2001	Nowelizacja Prawa wodnego, powołanie Biura Gospodarki Wodnej
2002	Projekt PL2002/IB/EN/01 „Wdrażanie Ramowej Dyrektywy Wodnej”- Projekt ogólny finansowany ze środków PHARE. Składał się z Polsko-Niemieckiego Projektu Bliźniaczego, Projektu Inwestycyjnego oraz Projektu „Pomoc techniczna w zakresie wdrażania RDW”, realizowanego przez Konsorcjum trzech firm – Arcadis Euroconsult BV z Holandii, BCEOM z Francji i PROEKO z Polski; Projekt PL2003/IB/EN/02 „Kontynuacja wdrażania Ramowej Dyrektywy Wodnej”
2004	Akcesja do UE, brak okresu przejściowego dla wdrożenia postanowień RDW w Polsce

rowania wodami w obszarach dorzeczy nie osiągnięto żadnego znaczącego postępu w zakresie ogólnego stanu jednolitych części wód. Wdrożenie Dyrektywy uległo znacznemu opóźnieniu i tylko mniej niż połowa jednolitych części wód w UE jest w dobrym stanie, mimo że termin osiągnięcia tego celu upłynął w 2015 r., z wyjątkiem uzasadnionych przypadków. Jednym z głównych czynników opóźnień jest brak środków finansowych, utrudniający osiągnięcie lepszych wyników. Ponadto dobry stan wód zależy nie tylko od działań ograniczających negatywny wpływ obecnych presji na jakość wód, ale także od działań służących eliminacji skutków presji, które zaistniały w przeszłości, jak zmiany hydromorfologiczne i zanieczyszczenia chemiczne wód. Wreszcie, dobry stan jednolitych części wód zależy również w dużym stopniu od pełnego wdrożenia innych elementów prawodawstwa Unii Europejskiej, jak dyrektywa azotanowa i dyrektywa dotycząca oczyszczania ścieków komunalnych,

W oświadczeniu skierowanym do POLITICO ówczesny unijny Komisarz ds. Środowiska, Oceanów i Rybołówstwa, Virginijus Sinkevičius, potwierdził potrzebę skoncentrowania się na wspieraniu wdrażania i egzekwowania postanowień „bez zmiany Dyrektywy”. Oświadczenie opublikowano 22 czerwca 2020 r. Decyzja ta zapadła sześć miesięcy po uznaniu Dyrektywy za „sprawną”, po przeprowadzeniu

wnikliwej dwuletniej oceny. W trakcie tego procesu ponad 375 tys. obywateli UE domagało się utrzymania prawa w obecnym kształcie i lepszego wdrażania przez rządy krajów członkowskich.

1.3.2. Cele Ramowej Dyrektywy Wodnej

Ramowa Dyrektywa Wodna przewiduje (Art. 4) następujące główne cele środowiskowe w programach działań określonych w planach gospodarowania wodami w obszarach dorzeczy dla wód powierzchniowych i podziemnych:

- zapobieganie pogorszeniu się stanu wód,
- przywracanie dobrego stanu wód powierzchniowych (lub w przypadku sztucznych albo silnie zmienionych części wód – dobrego potencjału ekologicznego) do 2015 r.,
- wdrażanie niezbędnych działań w celu stopniowego redukcjonowania zanieczyszczenia wód priorytetowymi substancjami niebezpiecznymi,
- zapobieganie lub ograniczanie dopływu zanieczyszczeń do wód podziemnych i zapobieganie pogarszaniu się ich stanu,
- zapewnienie równowagi między poborami a zasilaniem wód podziemnych, w celu osiągnięcia ich dobrego stanu.

Przyjęto jednocześnie, że przedłużenie założonego w dyrektywie terminu osiągnięcia celów środowiskowych w 2015 r. oraz jego przyczyny zostaną szczegółowo określone i wyjaśnione w planie gospodarowania wodami. Przedłużenie powinno być ograniczone do co najwyżej dwóch kolejnych uaktualnień planu gospodarowania wodami w obszarze dorzecza, z wyjątkiem przypadków, gdy warunki naturalne uniemożliwiają osiągnięcie celów w tym okresie. Oznacza to, że 2027 r. jest terminem ostatecznym dla wypełnienia zobowiązań, jakie RDW nakłada na Państwa Członkowskie.

Harmonogram wdrażania dyrektywy opiera się na sześcioletnich cyklach planowania, z ustaloną logiczną sekwencją poszczególnych działań. Terminowe zrealizowanie każdego z działań pozwala przejść do kolejnego punktu harmonogramu. Do osiągnięcia celów dyrektywy konieczne jest skoordynowanie prac i współdziałanie wszystkich instytucji zaangażowanych w całym procesie. Jedynie mobilizacja i integracja środowisk związanych z gospodarką wodną umożliwi opracowanie najlepszych rozwiązań, które pozwolą na wdrożenie postanowień dyrektywy. Planowanie działań na rzecz osiągnięcia celów RDW opiera się o przyjęty schemat analityczny DPSIR (ang. *Driver, Pressure, State, Impact, Response*):

- Driver – **czynnik sprawczy** - antropogeniczna działalność, która może wywołać skutek w środowisku (np. rolnictwo, przemysł, żegluga); to cel antropogeniczny, funkcja użytkowania wód;
- Pressure – **presja (znaczące oddziaływanie)** - to konkretne działanie wynikające z czynnika sprawczego (bezpośredni skutek czynnika sprawczego);
- State – **stan** - kondycja jednolitej części wód wynikająca z działania zarówno czynników naturalnych, jak i antropogenicznych (tj. charakterystyki fizyczne, chemiczne i biologiczne wód);
- Impact – **wpływ** - skutek presji w środowisku (np. śnięcie ryb, przekształcenie ekosystemu); to skutek występującej presji, czyli np. likwidacja ekosystemów dennych wskutek pogłębiania w celach usprawnienia żeglugi etc.;
- Response – **reakcja/odpowiedź** - działania podjęte w celu uzyskania poprawy stanu jednolitej części wód (np. ograniczenie poboru, ograniczanie zrzutów ze

źródeł punktowych, opracowanie zaleceń i wdrożenie najlepszych praktyk dla rolnictwa).

1.3.3. Interesariusze w gospodarowaniu wodami

Zaangażowanie interesariuszy jest kluczową kwestią w gospodarowaniu wodami i powinno być oparte o współpracę różnych podmiotów – przedstawicieli administracji państwowej, przedsiębiorców, mieszkańców, stowarzyszeń zajmujących się ochroną przyrody oraz innych grup społecznych, które chcą się angażować w proces gospodarowania wodami. Współpraca ta to wieloetapowy proces, począwszy od konsultacji społecznych i spotkań, wdrażania ustalonych planów w życie aż po ich ewaluację.

Zapewnienie efektywności w zarządzaniu gospodarką wodną wymaga przygotowania kompetencyjnego organów odpowiadających, w różnych formach i na różnych szczeblach, za zarządzanie oraz interesariuszy, którzy zgodnie z jedną z zasad zintegrowanego zarządzania zasobami wodnymi (ZZZW) winni aktywnie uczestniczyć w tym procesie. A więc potencjał wiedzy, umiejętności, zdolności argumentacji dotyczy zarówno zarządzających, jak i interesariuszy – tylko wówczas perspektywa sukcesu w ZZZW będzie realna. Udział interesariuszy w systemie zarządzania zasobami wodnymi odnosi się do aktywnego zaangażowania różnych grup społecznych, instytucji, organizacji i jednostek w procesie podejmowania decyzji. Interesariusze to osoby lub grupy, które mają bezpośredni lub pośredni wpływ na zasoby wodne oraz są dotknięte decyzjami i działaniami związanymi z gospodarką wodną. Udział interesariuszy ma na celu zapewnienie bardziej efektywnego, zrównoważonego systemu zarządzania i legitymacji procesu zarządzania wodami. Poniżej wymieniono kluczowe aspekty związane z udziałem interesariuszy w zintegrowanym zarządzaniu zasobami wodnymi.

- Różnorodność Interesariuszy: interesariusze mogą obejmować różnorodne grupy, takie jak lokalną społeczność, przedsiębiorstwa, rolników, organizacje pozarządowe, instytucje rządowe, naukowców i inne. Wszystkie te grupy mają różne perspektywy i potrzeby związane z zasobami wodnymi.
- Konsultacje i Dialog: istotą udziału interesariuszy jest otwarty dialog i konsultacje pomiędzy różnymi grupami. To umożliwia wymianę informacji, zrozumienie różnych punktów widzenia i wspólne poszukiwanie rozwiązań.
- Partycypacyjne Procesy Decyzyjne: interesariusze mogą być zaangażowani we wszystkie etapy procesu zarządzania wodą, od identyfikacji problemów, przez planowanie, aż po ocenę skutków działań. Partycypacja ta może być zorganizowana w formie spotkań publicznych, konsultacji online, warsztatów czy paneli dyskusyjnych.
- Zintegrowane Podejście: udział interesariuszy promuje zintegrowane podejście do zarządzania zasobami wodnymi, uwzględniające różne perspektywy i cele. To ważne w kontekście osiągnięcia zrównoważonego zarządzania wodą, uwzględniającego aspekty społeczne, ekonomiczne i środowiskowe.
- Rola Społeczeństwa Obywatelskiego: organizacje pozarządowe i obywatele często odgrywają kluczową rolę w monitorowaniu i ocenie działań związanych z wodą. Ich zaangażowanie może być szczególnie ważne w kontekście egzekwowania przestrzegania prawa i zapewnienia przejrzystości procesów decyzyjnych.

- Edukacja i Informowanie: udział interesariuszy to również proces edukacji i informowania społeczeństwa na temat kwestii związanych z gospodarką wodną. To pomaga zwiększyć świadomość i zrozumienie, co z kolei wpływa na aktywność społeczną w tym obszarze.

Udział interesariuszy w zarządzaniu zasobami wodnymi jest istotnym elementem praktyk zrównoważonego rozwoju, który umożliwia uwzględnienie różnorodnych perspektyw i potrzeb społeczności związanych z wodą. Wprowadzenie tego podejścia może przyczynić się do lepszych i bardziej akceptowalnych decyzji dotyczących gospodarki wodnej.

1.4. GOSPODARKA WODNA W PRAWIE POLSKIM

1.4.1. Gospodarka wodna jako dział administracji rządowej

Zakres działań administracji rządowej oraz właściwość ministra kierującego danym działem określa Ustawa o działach administracji rządowej (Dz. U. 1997 Nr 141 poz. 943). Zgodnie z tą ustawą dział gospodarka wodna obejmuje sprawy (Art. 11.1):

- 1) kształtowania, ochrony i racjonalnego wykorzystywania zasobów wodnych;
- 2) utrzymania śródlądowych wód powierzchniowych stanowiących własność Skarbu Państwa wraz z infrastrukturą techniczną związaną z tymi wodami, obejmującą budowle oraz urządzenia wodne;
- 3) utrzymania śródlądowych dróg wodnych;
- 4) ochrony przeciwpowodziowej, w tym budowy, modernizacji oraz utrzymania urządzeń wodnych zabezpieczających przed powodzią oraz koordynacji przedsięwzięć służących osłonie i ochronie przeciwpowodziowej państwa;
- 5) funkcjonowania państwowej służby hydrologiczno-meteorologicznej;
- 6) współpracy międzynarodowej na wodach granicznych w zakresie zadań należących do działu;
- 7) określenia zasad i warunków zbiorowego zaopatrzenia w wodę przeznaczoną do spożycia przez ludzi oraz zbiorowego odprowadzania ścieków;
- 8) melioracji.

Minister właściwy do spraw gospodarki wodnej, oprócz realizacji wymienionych spraw, sprawuje nadzór nad działalnością Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej.

Zapis o utrzymaniu śródlądowych dróg wodnych, jako zadania działu gospodarka wodna, wymaga przywołania definicji działu żegluga śródlądowa. Zgodnie z ustawą dział ten obejmuje sprawy (Art. 10a.1):

- 1) funkcjonowania oraz rozwoju śródlądowych dróg wodnych w zakresie żeglugi śródlądowej;
- 2) ruchu wodnego w zakresie żeglugi śródlądowej;
- 3) przewozu osób i rzeczy środkami żeglugi śródlądowej;
- 4) budowy, przebudowy oraz modernizacji śródlądowych dróg wodnych o szczególnym znaczeniu transportowym;
- 5) współpracy międzynarodowej na wodach granicznych oraz ujętych w systemie międzynarodowych dróg wodnych w zakresie zadań należących do działu;

- 6) dotyczące gospodarowania mieniem Skarbu Państwa w odniesieniu do przedsiębiorstw państwowych i spółek z udziałem Skarbu Państwa funkcjonujących w obszarze żeglugi śródlądowej, w tym ochrony interesów Skarbu Państwa.

Zgodnie z zapisami Ustawy o żegludze śródlądowej (Dz. U. 2001 r. nr 5 poz. 43) drogi wodne należy utrzymywać w sposób zapewniający bezpieczną żeglugę poprzez (Art. 43.1):

- 1) należyty stan techniczny budowli i urządzeń hydrotechnicznych służących żegludze oraz ich właściwą obsługę;
- 2) systematyczną poprawę warunków eksploatacyjnych odpowiednich do klasy drogi wodnej;
- 3) oznakowanie nawigacyjne szlaku żeglownego, budowli i urządzeń hydrotechnicznych, przeszkód nawigacyjnych oraz budowli i linii przesyłowych krzyżujących się z drogą wodną.

Nadzór nad bezpieczeństwem żeglugi należy do dyrektorów urzędów żeglugi śródlądowej (Art. 9.2) - zob. rozdz. 11.

Zgodnie z przywołanymi zapisami, zadania związane ze śródlądowymi drogami wodnymi są przypisane do dwóch działów gospodarki: w zakresie utrzymania należą do gospodarki wodnej, w zakresie bezpieczeństwa, rozwoju i funkcjonowania – do działu żeglugi śródlądowej. Taki podział kompetencji wskazuje więc, że gospodarce wodnej przypada rola wykonawcza, służebna wobec koncepcji przygotowanych w dziale żegluga śródlądowa. Podobnie jest z innymi zadaniami gospodarki wodnej – jej rola polega na zapewnianiu, że wymagania czy to w zakresie ilości lub jakości wody, czy w zakresie bezpieczeństwa związanego z wodą, zostaną spełnione. W systemie prawnym przewidziano wprawdzie uzgodnienia działań planowanych w innych resortach gospodarki w zakresie wody, jednak postulowane w koncepcji ZZZW skoordynowane zarządzanie obszarami lądowymi i wodami nie zostało uwzględnione. Podobnie, wymaganie rozpatrywania działalności gospodarczej przez pryzmat jej wpływu na ekosystemy wodne i zależne od wód, bądź też zarządzanie ryzykiem powodziowym nie znajdują odzwierciedlenia.

1.4.2. Gospodarka wodna a gospodarowanie wodami w ujęciu obowiązującego prawa wodnego

Ustawą, która reguluje gospodarowanie wodami, w tym w szczególności kształtowanie i ochronę zasobów wodnych, korzystanie z wód oraz zarządzanie zasobami wodnymi, jest ustawa Prawo wodne (Dz. U. 2017 poz. 1566). Ustawa ta, co warto podkreślić, nie definiuje, czym jest gospodarka wodna ani też gospodarowanie wodami.

Ustawa reguluje gospodarowanie wodami zgodnie z zasadą zrównoważonego rozwoju. Gospodarowanie wodami prowadzi się z zachowaniem zasady racjonalnego i całościowego traktowania zasobów wód powierzchniowych i podziemnych, z uwzględnieniem ich ilości i jakości. W gospodarowaniu wodami uwzględnia się zasadę wspólnych interesów społeczeństwa i wymaga się współdziałania administracji publicznej, użytkowników wód i przedstawicieli lokalnych społeczności w zakresie pozwalającym uzyskać maksymalne korzyści społeczne. Gospodarowanie wodami opiera się na zasadzie zwrotu kosztów usług wodnych, uwzględniających koszty środowiskowe i koszty zasobowe. Gospodarowanie wodami prowadzi się w zgodzie

z interesem publicznym, nie dopuszczając do wystąpienia możliwego do uniknięcia pogorszenia ekologicznych funkcji wód oraz pogorszenia stanu ekosystemów lądowych zależnych od wód.

W gospodarowaniu wodami wyróżnia się sterowanie i zarządzanie (Słota 1997). Do instrumentów zarządzania zasobami wodnymi według prawa wodnego należą (Art. 11):

- 1) planowanie w gospodarowaniu wodami;
- 2) zgody wodnoprawne;
- 3) opłaty za usługi wodne oraz inne należności;
- 4) kontrola gospodarowania wodami;
- 5) system informacyjny gospodarowania wodami.

Zarządzanie jest procesem długookresowym. Planowanie umożliwia analizę efektów i wpływów działalności i działań na możliwości osiągnięcia określonych celów gospodarowania wodami. Plany i pozostałe instrumenty stymulują działania użytkowników wód i władz lokalnych tak, by przyjęte cele zostały osiągnięte. Zarządzanie jest więc pośrednim oddziaływaniem na zasoby wodne. Niniejszy rozdział poświęcony jest głównie zarządzaniu. Sterowanie to oddziaływanie bezpośrednie, realizowane w czasie rzeczywistym, w praktycznie ciągły sposób. Skuteczność sterowania jest oceniana w krótkich horyzontach czasowych. Sterowanie to między innymi gospodarowanie wodą w zbiornikach retencyjnych, regulacja poboru wody czy decyzje dyspozytorskie związane z pracą oczyszczalni i odprowadzaniem ścieków.

1.4.3. Polskie uwarunkowania prawne a polityka wodna UE

Analizując zadania działu gospodarka wodna oraz działów z nią powiązanych nasuwają się pewne spostrzeżenia. Zadania gospodarki wodnej należy zdefiniować w konfrontacji z zadaniami określonymi dla działów klimat, środowisko i żegluga śródlądowa. Uwzględniając wymagania polityki wodnej Unii Europejskiej należy rozważyć zmianę ustawy o działach administracji i zredefiniowanie działu „gospodarka wodna” i wydzielenie z niego nowego działu odpowiadającego wyłącznie za zasoby wód powierzchniowych i podziemnych oraz środowisko zależne od wody, mającego za zadanie ochronę, monitoring i racjonalne wykorzystywanie zasobów wodnych z uwzględnieniem potrzeby zrównoważonego rozwoju oraz zarządzanie ryzykiem powodziowymi i ryzykiem suszy. Aspekty techniczne, związane z całą infrastrukturą służącą ochronie przed powodzią, utrzymaniu wód i żegludze, powinny być w odrębnym dziale. Wówczas konkretne rozwiązania techniczne byłyby propozycjami wynikającymi ze współpracy odrębnych struktur administracji rządowej. Odpowiednie określenie zadań jest istotne z punktu widzenia podziału kompetencji ministrów i przyporządkowania działów w procesie tworzenia struktury Rady Ministrów. Dla zapewnienia spójności i przejrzystości korespondujących ze sobą aktów prawnych warto ponadto rozważyć określenie zadań gospodarki wodnej w ustawie Prawo wodne. Obecna struktura organizacyjna oraz zgromadzenie kompetencji w jednej organizacji nie jest rozwiązaniem, które gwarantuje przejrzystość zarządzania. Tak rozumiana integracja ma raczej większą szansę na potęgowanie złożoności problemów, zamiast ich rozwiązywania (Biswas 2004). W obecnym systemie w Polsce rozstrzygnięcia dotyczące często konkurujących, a czasem wykluczających się aktywności, jak na przykład inwestycje z zakresu żeglugi śródlądowej i ochrona ekosystemów wodnych, zapadają w ramach jednej struktury orga-

nizacyjnej. Woda wpływa na działalność wielu sektorów gospodarki i niemożliwe jest zgromadzenie wszystkich, często odległych od siebie sektorów w jednej strukturze organizacyjnej.

1.5. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Gospodarka wodna w Polsce jako dziedzina działalności gospodarczej na przestrzeni wieków ewoluowała, włączając sukcesywnie problematykę ochrony wód, a także problematykę ochrony środowiska zależnego od wód. Początkowa faza jej rozwoju to wykorzystanie rzek jako szlaków transportowych i rozwój osadnictwa nad rzekami. Aż do III rozbioru Polski ważną arterią komunikacyjną stanowiła Wisła. Rozwój osadnictwa nad rzekami wywołał potrzebę budowy obiektów służących ochronie przed powodzią. Wzrost zapotrzebowania na wodę i energię nasilił potrzeby realizacji obiektów hydrotechnicznych. Rozwój gospodarczy powodował stopniowe pogarszanie się jakości wód w wyniku zanieczyszczeń przemysłowych, komunalnych i rolniczych. Zanieczyszczenia ograniczały możliwości wykorzystania wody i negatywnie oddziaływały na ekosystemy i zdrowie ludzi. Poszczególne problemy i potrzeby sektorowe były analizowane i rozwiązywane osobno, nie dostrzegano znaczenia zależności funkcjonujących w granicach zlewni.

Gospodarka wodna jako zadanie administracji rządowej funkcjonowała w Polsce w często zmieniających się strukturach organizacyjnych, szczególnie w latach 70-tych i 80-tych ubiegłego wieku.

Mimo znaczącego postępu w rozwoju technologicznym związanym z gospodarką wodną, jak i technik w zakresie diagnozy stanu zasobów wodnych w dalszym ciągu istnieją bariery w osiągnięciu celów, jakie stawia się przed gospodarką wodną. Bariery identyfikują między innymi raporty z wdrażania RDW (COM(2021) 970 final) po akcesji Polski do Unii Europejskiej w 2004 r.

Pierwszą z barier jest słabe powiązanie celów polityki wodnej z innymi obszarami polityki, takimi jak wspólna polityka rolna, Fundusz Spójności i fundusze strukturalne oraz z politykami dotyczącymi energii odnawialnej, transportu i zintegrowanego zarządzania klęskami żywiołowymi, w tym w szczególności zarządzania ryzykiem powodziowym. Silniejsze powiązanie można by osiągnąć m.in. dzięki wykorzystaniu opracowanych przez Komisję Europejską szczegółowych rekomendacji zawartych w już opracowanych wytycznych i zaleceniach:

- *WFD and Hydro-morphological pressures. First phase: resulting from hydropower, navigation and flood defence Recommendations for better policy integration* (CIS WFD 2007).
- *Technical Report. Good practice in managing the ecological impacts of hydropower schemes; flood protection works; and works designed to facilitate navigation under the Water Framework Directive* (Technical Report 2006).
- *Case Studies – demonstrating the improvement of ecological status/potential by restoration/mitigation measures. Annex of Good practice in managing the ecological impacts of hydropower schemes; flood protection works; and works designed to facilitate navigation under the Water Framework Directive* (Technical Report. Case Studies 2006).

Wraz z przyjęciem Ramowej Dyrektywy Wodnej Państwa Członkowskie miały włączyć do planów gospodarowania wodami w obszarach dorzeczy działania dotyczące wszystkich sposobów użytkowania wód i zapewnić spójność planów gospoda-

rowania wodami i planowania przestrzennego. Realizacja postulatu spójności będzie wymagała uwzględnienia w planach zagospodarowania przestrzennego występowania różnych sposobów wykorzystania zasobów wodnych, regulacji czasu zatrzymania wody w środowisku i wdrażania sprawdzonych mechanizmów kompensacyjnych, m.in. w zakresie regulowania zdolności zatrzymywania bądź odprowadzania wody na terenach zurbanizowanych. W użytkowaniu wody przez przemysł podstawowym rozwiązaniem powinien być obowiązek doczyszczania ścieków, recyklingu i odzysku wody.

W celu wdrożenia wynikającej z Ramowej Dyrektywy Wodnej zasady gospodarowania wodami w skali obszarów dorzeczy istotna jest współpraca transgraniczna i koordynacja procesów wykonania RDW w poszczególnych krajach. W Polsce, ze względu na uwarunkowania geograficzne, zagadnienia te nie mają zasadniczego znaczenia, tym niemniej występują.

Głównymi przeszkodami w osiągnięciu dobrego stanu wód pozostają oddziaływania hydromorfologiczne, zanieczyszczenie i nadmierne pobory wód. Cele środowiskowe Ramowej Dyrektywy Wodnej nie są traktowane jako cele polityczne, a jako cele dodatkowe, stąd wynika ich słaba pozycja w działaniach poszczególnych Państw Członkowskich. W obliczu rosnącego zapotrzebowania na wodę ze strony konkurujących ze sobą użytkowników droga do zrównoważonego użytkowania wody i jej zasobów wiedzie przez efektywność, innowacyjność, zapobieganie powstawaniu odpadów, ponowne wykorzystanie, recykling – wszystkie kluczowe elementy gospodarki o obiegu zamkniętym. W rzeczywistości, oszczędzanie jednego zasobu – wody – prowadzi też do oszczędzania innych zasobów. Konieczne jest również doskonalenie współpracy z interesariuszami nie tylko na poziomie krajowym, czy obszarów dorzeczy ale również na poziomie lokalnym, gdzie bliska współpraca może wspierać rozwiązywanie problemów gospodarki wodnej.

BIBLIOGRAFIA

- Adamczewski J., 2005: *Młynarstwo Magiczne*. Polskie Towarzystwo Ludoznawcze
- Agarwal A., Angeles M. S., Bhatia R., Chéret I., Davila-Poblete S., Falkenmark M., Villarreal F. G., Jönch-Clausen T., Ait Kadi M., Kindler J., Rees J., Roberts P., Rogers P., Solanes M. i Wright A., 2000. *Integrated Water Resources Management*. TAC Background Papers No. 4. Global Water Partnership Technical Advisory Committee (TAC), Stockholm, Sweden.
- Agenda 21. 1992. United Nations Conference on Environment & Development (UNCED) Rio de Janeiro, Brazil, 3 to 14 June 1992. UN Department of Economic and Social Affairs Sustainable Development. Pozyskane z: <https://sdgs.un.org/publications/agenda21>
- Ambrożewski J., 2010: *Organizacja gospodarki wodnej w Polsce w latach 1976-1982. Rola koordynująca Okręgowej Dyrekcji Gospodarki Wodnej w Warszawie*. Gospodarka Wodna nr 5: s. 196-199
- Biswas A. K. 2004. *Integrated Water Resources Management: A Reassessment*. Water International 29(2): 248-256. DOI: 10.1080/02508060408691775
- Bohdanowicz J. 2015: *Gospodarka stawowa w dolinie Baryczy*. Pozyskane z : <https://www.ryby.stawymilickie.pl/pl,historia,i,tradycja,132.html>
- CIS WFD – Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive, 2007. WFD and Hydro-morphological pressures. Policy Paper. Focus on hydropower, navigation and flood defence activities. Recommendations for better policy integration. Pozyskane z: <https://circabc.europa.eu/sd/a/3dac5b10-1a16-4a31-a178-2f5401f30c50/pdf>
- COM(2021) 970 final, 2021. Report from the Commission to the Council and the European Parliament on the implementation of the Water Framework Directive (2000/60/EC), the Environmental Quality Standards Directive (2008/105/EC amended by Directive 2013/39/EU) and the Floods

- Directive (2007/60/EC). Pozyskane z: https://environment.ec.europa.eu/publications/6th-water-framework-directive-and-floods-directive-implementation-report_en
- Czaja S., 2019: *Dunaj – Odra – Łaba. Spojrzenie w przeszłość*. Zarząd Morskich Portów Szczecin i Świnoujście SA. Szczecin.
- Dz.U. 1922 nr 102 poz. 936: Ustawa wodna z dnia 19 września 1922 roku. Pozyskane z: isap.sejm.gov.pl
- Dz.U. 1997 Nr 141 poz. 943: Ustawa z dnia 4 września 1997 r. o działach administracji rządowej. Pozyskane z: isap.sejm.gov.pl
- Dz.U. 2001 r. nr 5 poz. 43: Ustawa z dnia 21 grudnia 2000 r. o żegludze śródlądowej. Tekst jednolity Dz.U. 2024 poz. 395 z póź. zm. Pozyskane z: isap.sejm.gov.pl
- Dz.U. 1960 nr 29 poz. 163: Ustawa z dnia 14 czerwca 1960 r. o utworzeniu Centralnego Urzędu Gospodarki Wodnej i przekształceniu urzędu Ministra Żegluga i Gospodarki Wodnej w urząd Ministra Żegluga. Pozyskane z: isap.sejm.gov.pl
- Dz.U. 1972 nr 11 poz. 79: Ustawa z dnia 29 marca 1972 r. o zniesieniu Centralnego Urzędu Gospodarki Wodnej. Pozyskane z: isap.sejm.gov.pl
- Dz.U. 2001 nr 115 poz. 1229: Ustawa z dnia 18 lipca 2001 r. Prawo wodne. Pozyskane z: isap.sejm.gov.pl
- Dz.U. 2017 poz. 1566: Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. - Prawo wodne. Pozyskane z: isap.sejm.gov.pl
- Dz.U. C 340 z 10.11.1997: Traktat z Amsterdamu. Pozyskane z: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/?uri=CELEX%3A11997D%2FTXT>
- Dz.U. L 135 z 30.5.1991: Dyrektywa 91/271/EWG dotycząca oczyszczania ścieków komunalnych. p. 40-52. Pozyskane z: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/?uri=celex%3A31991L0271>
- Dz.U. L 288 z 6.11.2007: Dyrektywa 2007/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2007 r. w sprawie oceny ryzyka powodziowego i zarządzania nim. Pozyskane z: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/?uri=CELEX%3A32007L0060>
- Dz.U. L 327 z 22.12.2000: Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej. Pozyskane z: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/?uri=celex%3A32000L0060>
- Dz.U. L 375 z 31.12.1991. Dyrektywa 91/676/EWG dotycząca ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego. p. 1-8. Pozyskane z: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/pl/ALL/?uri=CELEX%3A31991L0676>
- Grochulski J. 2000. *Historia czasopisma „Gospodarka Wodna”: sukcesy i niepowodzenia*, *Gospodarka Wodna* 624 (12): s. 450-453.
- Kaczor D., 2009: *Nowożytny gdański wodociąg*. Pozyskane z: https://www.wilanow-palac.pl/nowozytny_gdanski_wodociag.html
- Kodeks Hammurabiego. Przekład: Stępień M. 2003. Pozyskane z: <http://biblioteka.kijowski.pl/antyk%20azjatycki/01.%20hammurabi%20-%20kodeks.pdf>
- Kołodziej A. i Kopryś M., 2022: *Z historii techniki. Zaopatrzenie w wodę a rozwój cywilizacji*. *Prace Naukowe ICh PAN*, 26, s. 93-105.
- Komitet Wykonawczy Zjazdu, 1929. *Pamiętnik I-go Polskiego Zjazdu Hydrotechnicznego w Warszawie, 3-5 stycznia 1929 r.*, Warszawa.
- Kus J., 2008: *Artificium naviumstructorum, czyli o cechu skutniczym w Kazimierzu nad Wisłą w XVII i XVIII w.* Pozyskane z: https://www.wilanow-palac.pl/artificium_naviumstructorum_czyli_o_cechu_szkutniczym_w_kazimierzu_nad_wisla_w_xvii_i_xviii_w.html
- Lambor J., 1965. *Podstawy i zasady gospodarki wodnej*. Wydawnictwa Komunikacji i Łączności. Warszawa.
- mennoniciwpolsce.pl
- Morawski W., 2021. *Woda w gospodarce dawnej Rzeczypospolitej*. Pozyskane z: https://www.wilanow-palac.pl/woda_w_gospodarce_dawnej_rzeczypospolitej.html
- MP 19073.1.1: Uchwała Nr 328 Rady Ministrów z dnia 22 grudnia 1972 r. w sprawie organizacji gospodarki wodnej i melioracyjnej, utworzenia zjednoczeń budownictwa wodnego i melioracji oraz Centralnego Zarządu Budownictwa Wodnego i Melioracji. Pozyskane z: <https://www.prawo.pl/akty/m-p-1973-1-1,16818234.html>
- MP 1991.6.38: Zarządzenie Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 1 lutego 1991 r. w sprawie utworzenia regionalnych zarządów gospodarki wodnej. Pozyskane z: <https://www.prawo.pl/akty/m-p-1991-6-38,16823124.html>

- NeWater, 2009: New Approaches to Adaptive Water Management under Uncertainty, Summary Activity Report. Pozyskane z: <https://cordis.europa.eu/docs/results/511/511179/newwater-summary-activity-report.pdf>
- OJ C 112, 20.12.1973: Declaration of the Council of the European Communities and of the representatives of the Governments of the Member States meeting in the Council of 22 November 1973 on the programme of action of the European Communities on the environment. p. 1-53. Pozyskane z: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/?uri=CELEX:41973X1220>
- OJ C 191, 29.7.1992: Treaty on European Union. Pozyskane z: <https://eur-lex.europa.eu/eli/treaty/teu/sign>
- OJ L 114, 12.4.2022: Decision (EU) 2022/591 of the European Parliament and of the Council of 6 April 2022 on a General Union Environment Action Programme to 2030. PE/83/2021/REV/1, p. 22-36. Pozyskane z: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A32022D0591>
- Pareński A. 1930: Recenzje i krytyki. Warszawa 1929. „Pamiętnik I-go Polskiego Zjazdu Hydrotechnicznego”. Czasopismo Techniczne nr 2 z 1930 roku. s. 30-32. Pozyskane z: <https://bcpw.bg.pw.edu.pl/dlibra/publication/4603/edition/4498/content>
- Rybczyński M., 1927. *Drogi wodne w Polsce*. Przegląd Techniczny, 1927, T. LXV, nr 27-28, s. 639-643. Pozyskane z: https://bcpw.bg.pw.edu.pl/Content/4442/przeglad_techiczny_1927_t65_nr27_28_s639.pdf
- Słota H. 1997. *Zarządzanie Systemami Gospodarki Wodnej*. Monografie IMGW. Warszawa.
- Solanes M. i Gonzalez-Villarreal F. 1999. *The Dublin Principles for Water as Reflected in a Comparative Assessment of Institutional and Legal Arrangements for IWRM*. TAC Background Papers No. 3. Global Water Partnership Technical Advisory Committee (TAC), Stockholm, Sweden.
- Sowiński M., 2013: *Wykorzystanie górskich rzek Karpat Wschodnich do transportu drewna w bylej monarchii Austro-Węgier*. Geography and Tourism, Vol. 1, No. 1, 77-83.
- SWD(2019) 439 final, 2019. Commission Staff Working Document Fitness Check of the Water Framework Directive, Groundwater Directive, Environmental Quality Standards Directive and Floods Directive. Pozyskane z: https://commission.europa.eu/system/files/2020-04/swd_2019_0439_en.pdf
- Szymczak A. 2009: O kształtowaniu się administracji wodnej w II Rzeczypospolitej. Czasopismo Prawno-Historyczne, t. LXI, z. 1. s 261-272.
- Technical Report. Case Studies. 2006. WFD and Hydromorphological Pressures Technical Report. Case Studies - Potentially relevant to the improvement of ecological status/ potential by restoration/ mitigation measures. Separate Document of the Technical Report. Pozyskane z: https://circabc.europa.eu/sd/a/eeb9e273-8749-4a6e-a990-8dedc15c4b9e/HyMo_Technical_Report_-_Case_Studies.pdf
- Technical Report. Good practice in managing the ecological impacts of hydropower schemes; flood protection works; and works designed to facilitate navigation under the Water Framework Directive. 2006. Pozyskane z: https://circabc.europa.eu/sd/a/68065c2b-1b08-462d-9f07-413ae896ba67/hymo_technical_report.pdf
- Traktat Paryski 1951: Traktat ustanawiający Europejską Wspólnotę Węgla i Stali. Pozyskane z: <http://data.europa.eu/eli/treaty/ceca/sign>
- Traktaty Rzymskie 1957: Document 11957E/TXT, Traktat ustanawiający Europejską Wspólnotę Gospodarczą; Pozyskane z: <https://eur-lex.europa.eu/eli/treaty/teec/sign>; Document 11957A/TXT, Traktat ustanawiający Europejską Wspólnotę Energii Atomowej. Pozyskane z: <http://data.europa.eu/eli/treaty/euratom/sign>
- UNDESA: *Integrated Water Resources Management (IWRM)*. Pozyskane z: <https://www.un.org/waterforlifedecade/iwrm.shtml>
- Wyrobisz A., 1984. *Transport rzeczny na Bugu w XVI i XVII wieku*. Kwartalnik Historii Kultury Materialnej 1984/4. Pozyskane z: https://www.wilanow-palac.pl/transport_rzeczny_na_bugu_w_xvi_i_xvii_wieku.html
- Żukow-Karczewski M. 2016: Młyny wodne. Antyczna technika w swojski klimat wpisana. Pozyskane z: <https://www.ekologia.pl/wiadomosci/mlyny-wodne-antyczna-technika-w-swojski-klimat-wpisana/>

Mikołaj PINIEWSKI, Paweł MARCINKOWSKI

Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie
Katedra Hydrologii, Meteorologii i Gospodarki Wodnej

2. ZMIANA KLIMATU I ZASOBY WODNE

2. CLIMATE CHANGE AND WATER RESOURCES

Abstract

This chapter aims to synthetically present the current knowledge on the consequences of anthropogenic climate change on Poland's water resources. The chapter begins with a brief description of climate change in global and national terms. The main element of the work is a description of the impacts of historical and future climate change on selected elements characterising water resources (annual and seasonal runoff, high and low flows, water temperature, and water quality). The chapter concludes with a discussion of the positioning of climate change in existing water management planning documents and the challenges of adapting the sector to climate risks.

Key words: climate change, global warming, climate projections, hydrological modelling, trend detection

2.1. ZMIANA KLIMATU W UJĘCIU GLOBALNYM

Aktualny stan wiedzy na temat zmiany klimatu, jej powszechnych skutków i zagrożeń oraz mitygacji i adaptacji zawiera najnowszy, Szósty Raport Podsumowujący (AR6) Międzyrządowego Zespołu ds. Zmiany Klimatu (IPCC 2023). Wśród głównych tez niniejszego raportu, dla których poziom ufności określono jako „wysoki” lub „bardzo wysoki”, wymienić należy następujące:

1. Działalność człowieka, głównie poprzez emisje gazów cieplarnianych, jednoznacznie spowodowała globalne ocieplenie, a w latach 2011-2020 temperatura powierzchni Ziemi osiągnęła 1,1°C powyżej poziomu z lat 1850-1900. Globalne emisje gazów cieplarnianych stale rosną, a ich nierównomierny udział w przeszłości i obecnie wynika z niezrównoważonego zużycia energii, użytkowania gruntów i zmian użytkowania gruntów, stylu życia oraz wzorców konsumpcji i produkcji w różnych regionach, między krajami i w ich obrębie, a także wśród poszczególnych osób.

2. Nastąpiły powszechne i szybkie zmiany w atmosferze, oceanach, kriosferze i biosferze. Spowodowane przez człowieka zmiany klimatu już teraz wpływają na wiele ekstremalnych zjawisk pogodowych i klimatycznych w każdym regionie na całym świecie. Doprowadziło to do rozległych negatywnych skutków i związanych z nimi strat i szkód dla przyrody i ludzi. Wrażliwe społeczności, które w przeszłości w najmniejszym stopniu przyczyniły się do obecnych zmian klimatu, są nieproporcjonalnie dotknięte.
3. Kontynuacja emisji gazów cieplarnianych doprowadzi do wzrostu globalnego ocieplenia, przy czym według najlepszych szacunków osiągnie ono 1,5°C w najbliższym czasie w rozważanych scenariuszach i modelowanych ścieżkach. Każdy przyrost globalnego ocieplenia spowoduje nasilenie wielu współistniejących zagrożeń. Głęboka, szybka i trwała redukcja emisji gazów cieplarnianych doprowadziłaby do zauważalnego spowolnienia globalnego ocieplenia w ciągu około dwóch dekad, a także do zauważalnych zmian w składzie atmosfery w ciągu kilku lat.
4. Dla każdego przyszłego poziomu ocieplenia wiele zagrożeń związanych z klimatem jest wyższych niż oceniono w Piątym Raporcie Podsumowującym, a przewidywane długoterminowe skutki są nawet wielokrotnie wyższe niż obecnie obserwowane. Zagrożenia i przewidywane negatywne skutki oraz związane z nimi straty i szkody wynikające ze zmian klimatu nasilają się z każdym wzrostem globalnego ocieplenia. Zagrożenia klimatyczne i nieklimatyczne będą w coraz większym stopniu oddziaływać na siebie, tworząc złożone i kaskadowe zagrożenia, które są bardziej złożone i trudniejsze do zarządzania.

2.2. ZMIANA KLIMATU W POLSCE

Zgodnie z treścią Komunikatu 03/2024 Komitetu Problemowego ds. Kryzysu Klimatycznego przy Prezydium PAN na temat przyspieszenia globalnego ocieplenia, „dla Polski globalne zmiany klimatu oznaczają fale upałów, gwałtowne zjawiska pogodowe oraz susze w kluczowym dla bezpieczeństwa żywnościowego i przetrwania ekosystemów naturalnych okresie wegetacyjnym.” Choć ekstrema klimatyczne zdarzały się zawsze, w zmieniającym się klimacie są one częstsze i bardziej ekstremalne. Mówi się potocznie, że dawne ekstrema stają się nową normą. Skoro w cieplejszej atmosferze mieści się więcej pary wodnej, rośnie potencjał opadów intensywnych.

W tablicy 2.1 zestawiono trendy spodziewanych zmian wybranych wskaźników klimatycznych dla obszaru Polski według tzw. scenariusza RCP8.5 stanowiącego jedną z możliwych trajektorii atmosferycznych stężeń dwutlenku węgla (wynikających ze zmian emisji gazów cieplarnianych). Scenariusz RCP8.5 odpowiada ścieżce, którą ludzkość obecnie podąża – nieprzerwanego wzrostu emisji do końca XXI w.

Dane przytoczono na podstawie interaktywnego atlasu IPCC¹ będącego składową Szóstego Raportu Podsumowującego oraz interaktywnego portalu Scenariusze zmian klimatu² opracowanego przez IOS-PIB w ramach projektu Klimada2.0 Baza Wiedzy o Zmianach Klimatu. Przytoczone projekcje zmian są na ogół zbieżne z wnioskami na podstawie analizy danych obserwacyjnych.

¹ <https://interactive-atlas.ipcc.ch/>

² <https://klimada2.ios.gov.pl/klimat-scenariusze/>

Tablica 2.1.

Trendy w wybranych wskaźnikach zmiany klimatu wg atlasu IPCC oraz portalu Klimada2.0 w horyzoncie czasowym 2040 r. wg scenariusza emisji RCP8.5 (wielkości trendów wyrażone jako średnia zmiana danej wielkości na 10 lat). Opracowanie na podstawie Dembek i in. (2022).

Table 2.1.

Trends in selected climate change indicators according to the IPCC Atlas and Klimada2.0 portal for the 2040 time horizon, based on the RCP8.5 emission scenario (trend magnitudes expressed as the average change in the given value per decade). Based on the work of Dembek et al. (2022).

Wskaźnik	Jednostka	Zmiana wg IPCC*	Zmiana wg Klimada2.0**
Średnia temperatura	°C	0,49	0,44
Średnia temperatura maksymalna	°C	0,51	0,51
Średnia temperatura minimalna	°C	0,46	0,74
Liczba dni wegetacyjnych z temperaturą > 5°C	liczba dni		5,4
Liczba dni upalnych ($T_{\max} > 35^{\circ}\text{C}$)	liczba dni	0,60	
Liczba dni mroźnych ($T_{\max} < 0^{\circ}\text{C}$)	liczba dni		-3,0
Suma opadu - rok	%	0,6%	0,8%
Suma opadu - zima	%	1,4%	3,1%
Suma opadu - wiosna	%	1,6%	0,4%
Suma opadu - lato	%	-0,9%	-1,0%
Suma opadu - jesień	%	0,2%	2,1%
Liczba dni w roku z opadem dziennym ≥ 1 mm	liczba dni		0,64
Liczba dni w roku z opadem dziennym ≥ 10 mm	liczba dni		0,22
Maksymalny opad dobowy	%	1,5%	
Maksymalna liczba kolejnych dni bez opadu	liczba dni	0,29	
Wskaźnik suszy meteorologicznej SPI6	%	3,7%	
Liczba dni z pokrywą śnieżną	liczba dni		-7,9
Grubość pokrywy śnieżnej	cm		-16,8%

* Zmiana między 2021-2040 a 1981-2010 dla regionu Europy Zachodniej i Środkowej

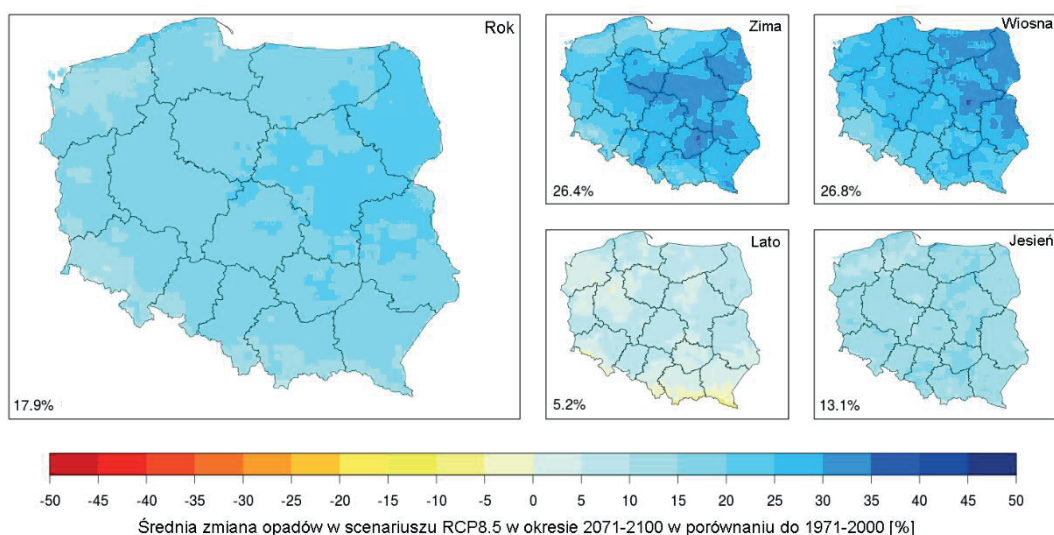
** Zmiana między 2031-2040 a 2017-2026 dla obszaru Polski

Wszystkie analizowane wskaźniki termiczne wskazują jednoznacznie na ocieplenie klimatu Polski (tablica 2.1). Tempo wzrostu temperatury w wieloleciu 1991-2020 było wyraźnie wyższe niż w całym okresie od 1951-2020 (Marosz i in. 2023). Według przytoczonych źródeł, w perspektywie 2040 r. należy liczyć się ze wzrostem średniej temperatury powietrza o około 0,5°C na dekadę. Przekłada się to na dodatkowe 5 dni okresu wegetacyjnego ($T > 5^{\circ}\text{C}$) co 10 lat. Wydłużenie okresu wegetacyjnego w połączeniu ze wzrostem sum temperatur wiąże się z możliwością zmian w strukturze upraw, a w związku z tym potrzeb wodnych. Zmiana klimatu wiąże się również ze wzrostem liczby dni gorących ($T_{\max} > 25^{\circ}\text{C}$) oraz spadkiem liczby dni przymrozkowych.

Prognozowane zmiany wskaźników opadowych są bardziej zróżnicowane od zmian wskaźników termicznych (tablica 2.1). Roczna suma opadów wykazuje bardzo niewielki wzrost (0,7°C na 10 lat przekłada się na dodatkowe 4 mm opadu co dekadę). Zmiany są jednak silnie zróżnicowane sezonowo, choć ich zakres różni się między analizowanymi źródłami danych. Dane IPCC i Klimada2.0 są zgodne jeśli chodzi o umiarkowany spadek opadów latem (o ok. 1% na 10 lat), zgadzają się też co

do dodatniego kierunku zmian w opadach w pozostałych porach roku, jednak różnice co do tempa zmian są wyraźne. Badania nad historycznymi trendami w różnych wskaźnikach sezonowych opadów w Polsce wskazują na zmiany zróżnicowane przestrzennie, na ogół niewielkie i statystycznie nieistotne (Tomczyk, Szyga-Pluta 2019; Szwed 2019). Najsilniejszy trend (rosnący) wykryto w miesiącu marcu, głównie w środkowej i północnej Polsce.

W tabelicy 2.1 zestawione zostały wartości średnie, ale każda z analizowanych cech klimatu wykazuje zmienność przestrzenną. Przewiduje się dużo silniejsze zróżnicowanie przestrzenne zmian opadów niż temperatury powietrza, co zilustrowano dla scenariusza RCP8.5 na rys. 2.1. Najsilniejsze wzrosty opadów, przekraczające 30% zimą i wiosną, spodziewane są w Polsce środkowej i północno-wschodniej. Jednocześnie na Dolnym Śląsku i Pomorzu istnieją spore obszary, dla których średnia zmiana w tych porach roku nie przekracza 20%. Nieco inna sytuacja ma miejsce w okresie letnim, kiedy średnia zmiana opadu obliczona z wiązki modeli jest ujemna dla obszarów górskich na południu kraju. W pozostałej części Polski przeważają niewielkie wzrosty.



Rys. 2.1. Projekcje średnich rocznych i sezonowych zmian opadów na obszarze Polski w scenariuszu RCP8.5 (źródło: Mezghani i in. 2017).

Fig. 2.1. Projections of annual and seasonal precipitation changes in Poland under the RCP8.5 scenario (source: Mezghani et al. 2017).

Rosnący trend wykazują również wskaźniki opisujące wielkość i częstość występowania opadów maksymalnych, gdyż w cieplejszym klimacie, także w skali globalnej, przybędzie zwłaszcza opadów intensywnych. Chociaż analiza danych historycznych nie potwierdza rosnącego trendu we wskaźnikach opadów maksymalnych, wyraźnie widać, że ich występowanie jest coraz częściej powiązane z wysokimi temperaturami powietrza (Pińskwar 2022). Opady intensywne łatwo wpływają z pól i w niewielkim stopniu przechodzą w wodę dostępną dla wzrostu roślin, w związku z czym ich ewentualny rosnący udział w strukturze opadów należy postrzegać jako zagrożenie dla produkcji rolnej.

Oczekuje się, że zarówno liczba dni z pokrywą śnieżną jak i średnia jej grubość będzie spadać (tablica 2.1). Można stwierdzić, że jest to kontynuacja już obserwowanych trendów, opisanych dla obszaru Polski m.in. w pracy Wibig i Jędruszkiewicz (2023). Badanie to pokazało również zróżnicowanie przestrzenne zachodzących zmian (skrócenie

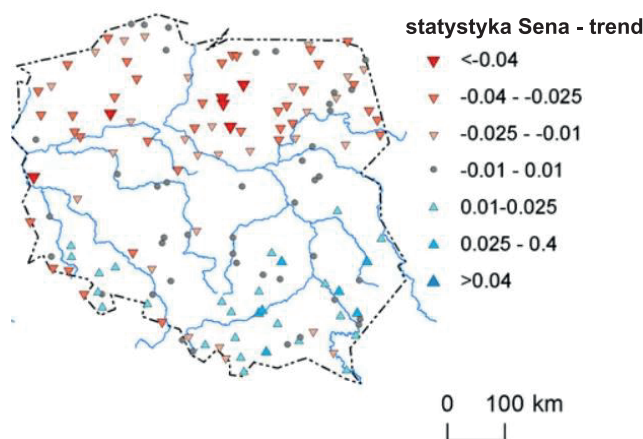
sezonu z pokrywą śnieżną bardziej intensywne w zachodniej i środkowej Polsce) oraz przyspieszenie zmian, które pod koniec XX w. nie były jeszcze na ogół dostrzegalne.

Dodatni kierunek zmian charakteryzuje także wskaźniki związane z występowaniem dni bezopadowych, co teoretycznie mogłoby wskazywać na większy potencjał do występowania suszy. Problem zmian w charakterystykach suszowych jest jednak złożony ze względu na występowanie różnych typów susz. Wg danych IPCC standaryzowany wskaźnik opadu SPI-6 będący jedną z miar suszy meteorologicznej ma nieznacznie wzrosnąć (tablica 2.1), co by oznaczało spadek zagrożenia suszą meteorologiczną rozumianą jako występowanie długich okresów pozbawionych opadów. Jednak badania z wykorzystaniem wskaźnika SPEI uwzględniającego nie tylko zmiany opadów, ale również parowania, pokazują już inny kierunek zmian (Somorowska 2022). Wieloletnie zmiany wskaźników suszy glebowej opartych o dane satelitarne wskazują na silny i statystycznie istotny wzrost dotkliwości tego typu suszy w Polsce (Somorowska 2022).

2.3. WPŁYW ZMIANY KLIMATU NA ZASOBY WODNE POLSKI

2.3.1. Odpływ roczny i sezonowy

W badaniu dotyczącym detekcji trendów w przepływach rzecznych na obszarze Polski, Piniewski i in. (2018a) stwierdzili przewagę trendów malejących w przypadku średniego rocznego przepływu w wieloleciu 1981-2016. Badaniem objęto 144 postęrnki wodowskazowe zamykające zlewnie o niskiej lub umiarkowanej antropopresji, co pozwala przypuszczać, że dominującym czynnikiem kształtującym odpływ z tych zlewni jest klimat i jego zmienność, zaś obecność trendów w przepływach można przypisać zmianie klimatu. Zmiany średniego przepływu rocznego wyrażone za pomocą nieparametrycznej statystyki Sena charakteryzują się silną regularnością przestrzenną: w Polsce północnej wyraźnie dominują trendy malejące (szczególnie w jej centralnej części). W części środkowej, trendy są na ogół bardzo słabe. W części południowej zaś dominują wzrosty przepływu średniego, choć ich wielkość jest względnie niższa od wielkości spadków w Polsce północnej (rys. 2.2).



Rys. 2.2. Trendy w przepływach średnich rocznych rzek na obszarze Polski w latach 1981-2016 (źródło: Piniewski i in. 2018a).

Fig. 2.2. Trends in annual average river flows in Poland from 1981 to 2016 (source: Piniewski et al. 2018a).

Dominujące trendy spadkowe przepływu średniego rocznego dla rzek położonych na Niżu Polskim znajdują potwierdzenie w publikacjach innych autorów (Banasik i in. 2013; Ilnicki i in. 2014; Somorowska 2017). Trendy wzrostowe średnich przepływów w sezonie zimowym zostały również stwierdzone przez Kędrę (2017) oraz Mostowik i in. (2019) dla górskich rzek położonych w polskiej części Karpat.

Ocena wpływu przyszłej zmiany klimatu na zasoby wodne wymaga odmiennego podejścia niż detekcja trendów – powszechnie stosowaną metodą jest modelowanie hydrologiczne. Ocena wpływu zmiany klimatu na bilans wodny dorzeczy Wisły i Odry została przeprowadzona z wykorzystaniem modelu SWAT w pracy Piniewskiego i in. (2018b). Wyniki podano w tabeli 2.2 w postaci porównania wielkości głównych elementów bilansu wodnego dla wieloletnich okresów 1971-2000 i 2021-2050. Przewidywany wzrost opadu o 7,9% przekłada się na proporcjonalnie większy wzrost odpływu (25%), co wynika po części z tego, że wzrosty te występują głównie zimą i wczesną wiosną, gdy parowanie jest stosunkowo niskie. Wzrostowi parowania co prawda sprzyja ocieplenie, jednak ogranicza go dostępność wody w miesiącach letnich. Przedstawione wyniki dotyczą mediany z wiązki modeli klimatycznych, podczas gdy różne modele klimatyczne dają różną odpowiedź, co wpływa na dużą niepewność przedstawionych projekcji (rys. 2.3).

Tablica 2.2.

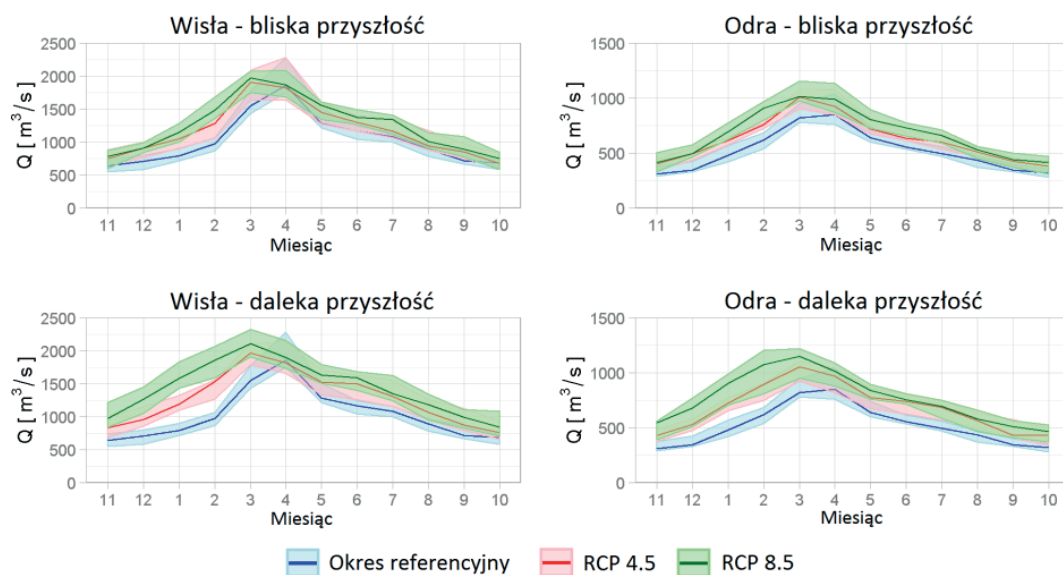
Zmiany bilansu wodnego dorzeczy Wisły i Odry wg scenariusza RCP8.5 na podstawie publikacji Piniewskiego i in. (2018).

Table 2.2.

Changes in the water balance of the Vistula and Oder river basins under the RCP8.5 scenario based on the publication by Piniewski et al. (2018).

Zmienna	1971-2000	2021-2050	Zmiana
Temperatura [°C]	8	10	+2°C
Opad [km ³]	189	204	+7,9%
Ewapotranspiracja [km ³]	143	148	+3,2%
Odpływ [km ³]	44	55	+25%
Współczynnik odpływu [-]	23%	27%	+15%

Zmiany odpływu na obszarze dorzeczy obu rzek znalazły odzwierciedlenie w zmienionych hydrogramach przepływu w ich ujściach: stwierdzono przyspieszenie występowania maksymalnych przepływów (od kwietnia w okresie historycznym do marca lub nawet lutego w RCP8.5 w dalekiej przyszłości), a także znaczny wzrost przepływu w miesiącach zimowych, szczególnie – styczniu i lutym (rys. 2.3). Wyniki modelowania sugerują, że głównym mechanizmem prowadzącym do wzrostu odpływu i przepływu rzeczno-ziemnego będzie zwiększenie infiltracji oraz odpływu podziemnego i podpowierzchniowego, podczas gdy wzrost spływu powierzchniowego będzie na ogół niski. Znaczny spadek wielkości topnienia śniegu w marcu i kwietniu uznano za przyczynę zmniejszenia spadku wartości spływu powierzchniowego w miesiącach wiosennych.



Rys. 2.3. Średnie miesięczne przepływy Wisły w Tezewie i Odry w Gozdowicach, pochodzące z symulacji modelu SWAT wykorzystującego wyniki symulacji wiązki modeli klimatycznych (źródło: Piniewski i in. 2018b). Linie ciągłe ilustrują medianę z wiązki dziewięciu modeli RCM, natomiast zacieniony obszar (w postaci wstęgi) przedstawia zakresy od 10 do 90 percentyla.

Fig. 2.3. Average monthly flows of the Vistula River at Tezew and the Odra River at Gozdowice, based on SWAT model simulations using the results of a climate model ensemble (source: Piniewski et al. 2018b). The solid lines represent the median from the ensemble of nine RCM models, while the shaded area (in the form of a ribbon) illustrates the range from the 10th to the 90th percentile.

2.3.2. Wody podziemne

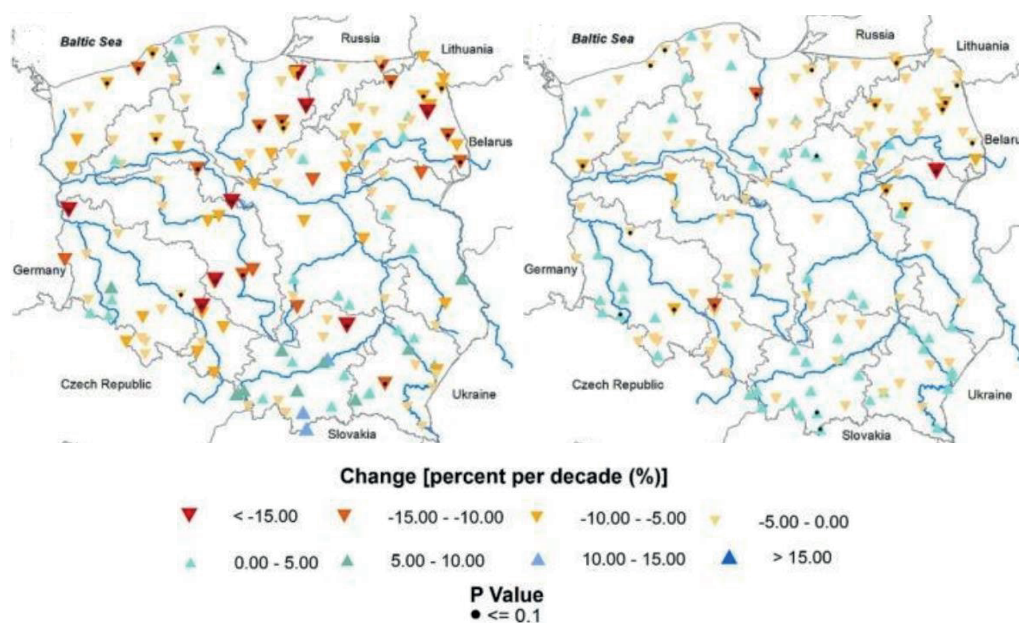
W Polsce zasoby wód podziemnych zmieniały się na przestrzeni lat pod wpływem zarówno naturalnych, jak i antropogenicznych czynników. Na zasoby te znacząco wpływały okresy suszy i powodzi, które występowały w różnych latach. W szczególności lata 2010-2015 przyniosły wyraźne skrajności w stanach zwierciadła wód podziemnych. W 2010 r. po obfitych opadach, które doprowadziły do powodzi, poziom wód gruntowych osiągnął wysokie wartości, natomiast w 2015 r. po długotrwałej suszy, stany wód były wyjątkowo niskie. Analiza danych z monitoringu hydrogeologicznego wykazała, że zmiany poziomów wód gruntowych w tym okresie miały wyjątkowo dużą amplitudę, co oznacza, że zasoby te były bardzo podatne na wahania klimatyczne i hydrologiczne (Kowalczyk i in. 2016).

Zasoby dyspozycyjne wód podziemnych, czyli te dostępne do zagospodarowania, na koniec 2015 r. wynosiły około 21,4 mln m³ na dzień, a zasoby perspektywiczne, czyli prognozowane do dalszego rozwoju, szacowano na 15 mln m³ na dzień. Suma dostępnych zasobów wynosiła wówczas 36,4 mln m³ na dzień. W tym samym okresie rozwój infrastruktury hydrologicznej oraz działalność gospodarcza, szczególnie rolnictwo i przemysł, miały istotny wpływ na eksploatację tych zasobów. W 2010 r. stan wód podziemnych był bliski maksimum w wyniku obfitych opadów, jednak w kolejnych latach zasoby te były systematycznie wykorzystywane, co spowodowało znaczne ich wyczerpanie. Susza w 2015 r. była szczególnie dotkliwa, wpływając negatywnie na zasoby wodne, zwłaszcza w południowej i centralnej części kraju (Sadurski, Przytuła 2016).

Prognoza zmian dyspozycyjnych zasobów wód podziemnych do 2050 r. opracowana na podstawie ekstrapolacji trendów w przepływach niskich z 21 zlewni w Polsce, wskazuje na zróżnicowane wyniki dla różnych regionów, co dowodzi, że zmiany zasobów wód podziemnych nie są jednolite na terenie całego kraju (Herbich 2022). Analiza wykazała, że średnio w skali kraju zasoby mogą wzrosnąć o około 5% do 2030 r. i o 10% do 2050 r. Jednakże, na poziomie poszczególnych zlewni różnice są znaczne – zmiany te wahają się od 15% spadku do 61% wzrostu. Skrajne wyniki prognozy pokazują, że w niektórych zlewniach zasoby mogą spaść nawet o 15%, podczas gdy w innych mogą wzrosnąć o 61%. Zróżnicowanie to wynika z lokalnych czynników hydrogeologicznych oraz oddziaływania antropogenicznego. Zlewnie zlokalizowane w tych samych regionach mogą wykazywać różne kierunki zmian zasobów. Przykładowo, systemy wodonośne w zlewniach górskich, takich jak Wisłok czy Kwisa, charakteryzują się nieciągłymi systemami wodonośnymi, co prowadzi do większych wahań w zasobach. Z kolei w zlewniach nizinnych, takich jak Wieprza czy Wierzyca, zasoby są bardziej stabilne, choć również podlegają pewnym cyklicznym zmianom (Herbich 2022).

2.3.3. Przepływy wysokie

W badaniach nad wpływem dotychczasowej zmiany klimatu na hydrologiczne zjawiska ekstremalne, takie jak powódzie czy susze, wykorzystuje się na ogół techniki detekcji i atrybucji trendów we wskaźnikach hydrologicznych i klimatycznych. Tego typu badania dla przepływów maksymalnych rocznych (QMAX) oraz maksimów wyznaczonych tzw. metodą przewyższeń (ang. POT – *peak over threshold*) przeprowadzili Venegas-Cordero i in. 2022, 2023). W pierwszej części badań wykryto trend spadkowy wielkości QMAX w okresie 1981-2019 w przeważającej części Polski, zwłaszcza w jej północnej części (rys. 2.4). Podobna analiza dla wskaźnika



Rys. 2.4. Trendy w przepływach maksymalnych rocznych (A) oraz tzw. maksimach POT (*peak over threshold*) rzek na obszarze Polski w latach 1981-2019 (źródło: Venegas-Cordero i in. 2022).

Fig. 2.4. Trends in annual maximum flows (A) and peak over threshold (POT) flows of rivers in Poland from 1981 to 2019 (source: Venegas-Cordero et al. 2022).

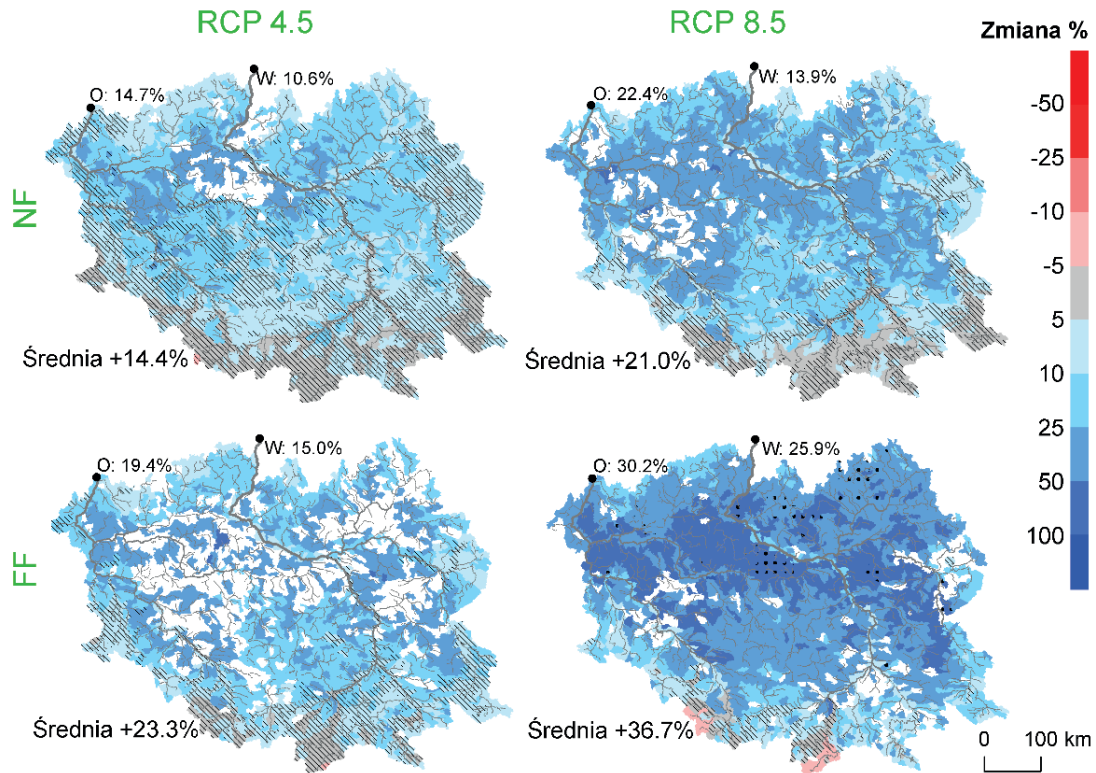
POT wykazała mniejszą skalę spadków ograniczonych głównie do północno-wschodniej części kraju. Jedynym większym jednolitym obszarem, gdzie stwierdzono wzrosty wskaźników wezbraniowych jest obszar Karpat i Pogórza w południowej Polsce, jednak zmiany te nie były w większości postępków istotne statystycznie. Zbliżony rozkład przestrzenny trendów w charakterystykach powodziowych stwierdzili Blösch i in. (2017) w dużym Europejskim badaniu oraz Raczyński i Dyer (2024) dla obszaru Polski.

W kolejnym badaniu Venegasa-Cordero i in. (2023) przeanalizowano zmiany czynników powodziotwórczych takich jak opady maksymalne, topnienie śniegu oraz tzw. wskaźnik nadmiaru wilgoci glebowej (*soil moisture excess*) i ich związek ze zmianami wielkości i czasu wystąpienia przepływów QMAX. Czynniki powodziotwórcze wyznaczono na podstawie wyników modelowania SWAT dla obszaru Polski (Marcinkowski i in. 2023), a względną istotność czynników powodziotwórczych oceniono za pomocą metody Berghuijsa i in. (2019). Wyniki wskazały na wzrost względnej istotności wskaźnika opadów maksymalnych w regionach górskich pomiędzy wieloleciami 1952-1985 oraz 1986-2020. Na północnym zachodzie i wschodzie kraju występują tendencje wzrostowe we względnej istotności nadmiaru wilgoci w glebie, podczas gdy istotność topnienia śniegu wykazuje tendencję spadkową w znacznej części kraju, co jest zgodne z wynikami europejskiego badania Kemter i in. (2020).

Projekcje zmian przepływów wysokich wykonane zostały w pracach Piniewskiego i in. (2017) dla obszaru dorzecza Wisły i Odry z wykorzystaniem modelu SWAT oraz Osuch i in. (2016) dla dziewięciu średniej wielkości zlewni położonych w różnych częściach Polski z wykorzystaniem modelu HBV. W obu badaniach wykorzystano wiązki regionalnych modeli klimatycznych EURO-CORDEX z korektą błędu systematycznego, dla scenariuszy RCP4.5 i 8.5. Spodziewany jest wzrost wskaźnika przepływów wysokich Q90 (90-ty percentyl) w obu scenariuszach i horyzontach czasowych (2021-2050 oraz 2071-2100), zwłaszcza na obszarze Niżu (Piniewski i in. 2017). W południowej części kraju występuje brak zgodności projekcji modeli klimatycznych nawet co do kierunku zmian wysokich przepływów (rys. 2.5). Badanie Osuch i in. (2016) objęło bardziej ekstremalne wskaźniki takie jak przepływy QMAX oraz przepływy prawdopodobne (10-, 20-, 50- i 100-letnie). Podobnie jak w przypadku wskaźnika Q90, stwierdzono głównie wzrosty przepływów powodziowych w przyszłości. Należy się spodziewać, że zagrożenie powodziowe będzie przybierać na sile w miarę upływu czasu, oraz że będzie wyższe w scenariuszu RCP8.5 w porównaniu do RCP4.5. Wyniki badań polskich są w znacznej mierze zgodne z badaniami w skali europejskiej wykorzystujących inne modele hydrologiczne (Alfieri i in. 2015; Roudier i in. 2016).

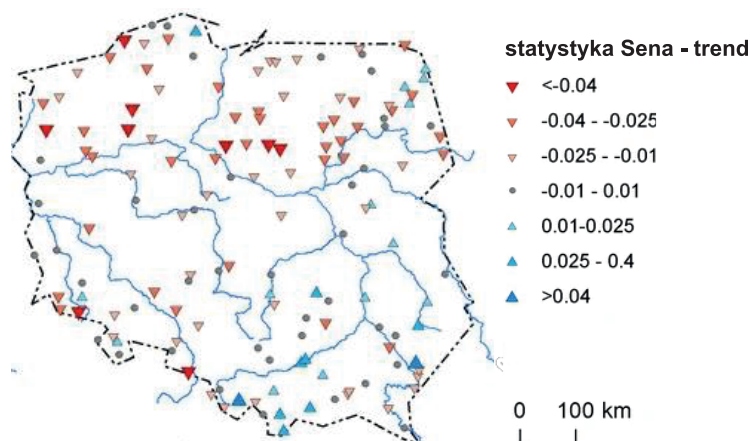
2.3.4. Przepływy niskie

Detekcja trendów we wskaźniku przepływów niskich SNQ7 (roczne minima z uśrednionych 7-dniowych przepływów) w rzekach o niskiej i umiarkowanej antropresji na obszarze Polski wykonana przez Piniewskiego i in. (2018a) (rys. 2.6) wykazała bardzo podobny układ przestrzenny zmian jak w przypadku przepływów średnich rocznych (rys. 2.2). Trendy malejące stwierdzono w przeważającej części Polski północnej i południowo-zachodniej. Trendy rosnące dominowały w Polsce południowo-wschodniej, zwłaszcza w Karpatach i na Pogórzu.



Rys. 2.5. Zmiany wskaźnika wysokiego przepływu Q_{90} według średniej z wiązki modeli klimatycznych w dorzeczach Wisły i Odry, dla bliskiej (NF) i dalekiej (FF) przyszłości według scenariuszy RCP 4.5 i 8.5 (źródło: Piniewski i in. 2017). Wartości podane obok dużych czarnych kropek oznaczają przewidywane zmiany na ujściach Wisły (W) i Odry (O) do Morza Bałtyckiego.

Fig. 2.5. Changes in the high flow index Q_{90} based on the average from a climate model ensemble in the Vistula and Oder river basins for the near future (NF) and far future (FF) under the RCP 4.5 and 8.5 scenarios (source: Piniewski et al. 2017). The values next to the large black dots represent the projected changes at the outlets of the Vistula (W) and Odra (O) to the Baltic Sea.

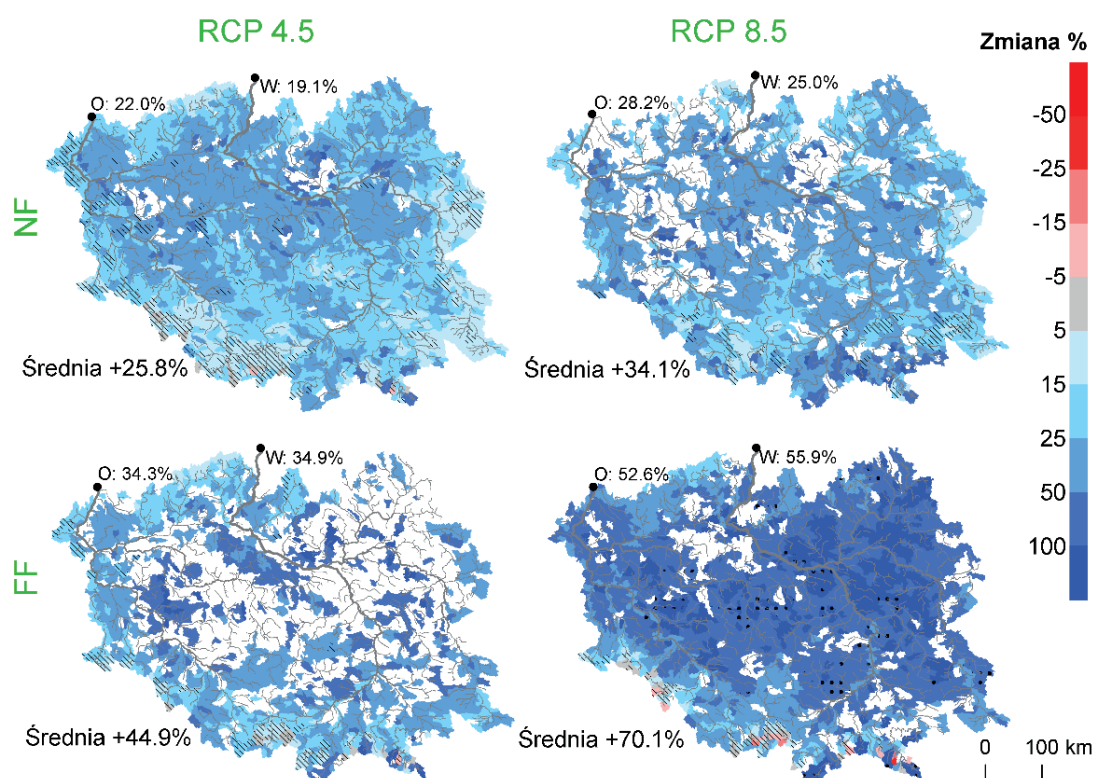


Rys. 2.6. Trendy w 7-dniowych przepływach średnich niskich (SNQ7) rzek na obszarze Polski w latach 1981-2016 (źródło: Piniewski i in., 2018a).

Fig. 2.6. Trends in 7-day average low flows (SNQ7) of rivers in Poland from 1981 to 2016 (source: Piniewski et al., 2018a).

Badania Raczyńskiego i Dyera (2024) objęły z kolei szerszy zestaw wskaźników suszy hydrologicznej takich jak: częstotliwość, czas trwania i objętość epizodów niżówkowych dla dłuższego wielolecia 1965-2020 oraz większej liczby posterunków (250) niż w pracy Piniewskiego i in. (2018a). Wyniki były mniej jednoznaczne: trendy we wskaźnikach suszy hydrologicznej okazały się na ogół słabe. Najsilniejsze zmiany dotyczyły wskaźnika czasu trwania suszy hydrologicznej, który rósł zwłaszcza w Polsce południowo-wschodniej. Zmiany w przeciwnym kierunku (krótsze susze oraz mniej zdarzeń suszowych) zostały stwierdzone jedynie w Karpatach i na Pogórzu, a zatem podobnie jak w przypadku SNQ (rys. 2.6).

Podobnie jak w przypadku odpływu rocznego i sezonowego (rys. 2.3) oraz przepływów wysokich (rys. 2.5), wskaźnik przepływów niskich Q10 (10-ty percentyl przepływu) będzie rósł w przyszłości wg projekcji opartych na modelu SWAT i wymuszeniu EURO-CORDEX w scenariuszach RCP4.5 i 8.5 (rys. 2.7). Wzrosty są wysokie i przekraczają 50% na ujściu Wisły i Odry w horyzoncie czasowym 2071-2100 w scenariuszu RCP8.5.



Rys. 2.7. Zmiany wskaźnika niskiego przepływu Q_{10} według średniej z wiązki modeli klimatycznych w dorzeczach Wisły i Odry, dla bliskiej (NF) i dalekiej (FF) przyszłości według scenariuszy RCP 4.5 i 8.5 (źródło: Piniewski i in. 2017).

Fig. 2.7. Changes in the low flow index Q_{10} based on the average from a climate model ensemble in the Vistula and Odra river basins for the near future (NF) and far future (FF) under the RCP 4.5 and 8.5 scenarios (source: Piniewski et al. 2017).

Szerszy zestaw wskaźników suszy hydrologicznej został objęty badaniami wpływu zmiany klimatu na niskie przepływy z wykorzystaniem modelu HBV w ośmiu średniej wielkości polskich zlewniach (Osuch i in. 2018). Kierunki prognozowanych zmian były jednak podobne jak w pracy Piniewskiego i in. (2018a): rosnące wartości wskaźnika przepływów SNQ7 oraz malejąca liczba, czas trwania i objętość

epizodów niżówkowych. Przykładowo, projekcje zmian czasu trwania epizodów niżówkowych wykazały spadki w przedziale od 10 do 25% dla rzek górskich oraz od 25 do 50% dla rzek nizinnych.

Widoczny rozdźwięk między dominującymi spadkami przepływów minimalnych w badaniach bazujących na obserwacjach, a dominującymi wzrostami tych przepływów (lub spadkami wskaźników kwantyfikujących zagrożenie suszą hydrologiczną) w badaniach modelowych dotyczących przyszłości może budzić uzasadnione zdziwienie. Według wyników przeglądu systematycznego Piniewskiego i in. (2022) polskie badania nie są w tym sensie odosobnione, problem ten dotyczy całej Europy Środkowej. Niezaprzeczalnie niepewność projekcji jest znacznie wyższa od niepewności badań bazujących na statystycznej analizie trendów w obserwacjach. Zaskakujące przyszłe kierunki zmian w przepływach niskich w Polsce i Europie Środkowej wynikają przede wszystkim z tego, że w obecnie dominującej w literaturze generacji modeli klimatycznych CMIP5 prognozowane są silne wzrosty opadów, zwłaszcza w okresie zimowo-wiosennym, i zwłaszcza w „ciepłym” scenariuszu RCP8.5. Większość spotykanych w literaturze modeli hydrologicznych przy tego typu wymuszeniu daje odpowiedź pozytywną: wzrosty przepływów nie tylko średnich, ale również wysokich i niskich. Można się spodziewać, że wyniki modelowania hydrologicznego wyraźnie się zmienią po przejściu z modeli klimatycznych generacji CMIP5 na generację CMIP6, w której prognozowane zimowe wzrosty opadów dla Polski są mniej wyraźne, a spadki opadów latem zdecydowanie głębsze (Ghazi i in. 2023).

2.3.5. Temperatura wód

Zmiany klimatyczne obserwowane w Polsce, charakteryzujące się wzrostem temperatury powietrza mają bezpośredni wpływ na wzrost temperatury wód powierzchniowych, w tym rzek i jezior. Najnowsze badania w tym zakresie przeprowadzone dla obszaru Polski są zgodne co do tego kierunku zmian, natomiast różnią się nieznacznie co do wielkości wzrostu w ujęciu dekadowym. Jest to spowodowane różnicami w długości analizowanego okresu i liczbie punktów pomiarowych uwzględnionych w analizie. W pracy Graf i Wrzeńskiego (2020) przeprowadzonej dla 53 rzek w Polsce w okresie 1971-2015 wykazano, że średnia roczna temperatura wód w rzekach wykazuje statystycznie istotne trendy wzrostu (na poziomie istotności $\alpha=0,05$). Największe wzrosty temperatury odnotowano w sezonach wiosennym, letnim i jesiennym, gdzie dodatkowo tendencje temperatury stwierdzono w 70-90% badanych punktów pomiarowo-kontrolnych. W 82% analizowanych rzek czynnik klimatyczny uznano za decydujący dla zmian termicznych charakterystyk wód w Polsce. W kolejnej pracy Marszelewskiego i Piusa (2016) analizowano zmiany temperatury wód rzek w Polsce w okresie 1961-2010. Wzrosty temperatury wód wynosiły od 0,10 do 0,54°C na dekadę. Stwierdzono silne korelacje między temperaturą wód a temperaturą powietrza, co potwierdza, że zmiany klimatyczne mają kluczowy wpływ na wzrost temperatury wód powierzchniowych. Badania Gizińskiej i Sojki (2023) w dorzeczu Warty w okresie 1984-2020 wykazały, że średni roczny wzrost temperatury wód wyniósł 0,51°C na dekadę, z zakresami od 0,43 do 0,61°C. Największe wzrosty temperatury wody podobnie jak w poprzednich pracach odnotowano w miesiącach wiosennych i letnich.

Trendy zmian temperatury wody w jeziorach były przedmiotem badań w północnej części Polski w okresie od 1972 do 2021 r. (Olwoyeye i in. 2023). Wyniki analizy wykazały znaczące wzrosty minimalnych i maksymalnych temperatur wody

w jeziorach w Polsce. Największe wzrosty miały miejsce wiosną (kwiecień, maj) oraz latem (czerwiec). Zauważono, że różne jeziora wykazują różne wzorce zmian, co wskazuje na ich odmienną podatność na zmiany klimatyczne. Minimalne temperatury wody wzrosły najbardziej w maju, ze średnią wartością wzrostu od 0,6°C do 1,2°C na dekadę w zależności od okresu. Maksymalne temperatury wody wzrosły najbardziej w kwietniu i czerwcu, z wartością wzrostu do 1°C na dekadę. Zmiany te wskazują na rosnącą podatność jezior na ocieplenie klimatu, co może prowadzić do istotnych zmian w ekosystemach wodnych. Wzrost temperatur może wpływać na cykle biogeochemiczne, produktywność pierwotną oraz dystrybucję i zachowanie organizmów wodnych.

Prognozy dotyczące przyszłych zmian temperatury wód powierzchniowych w Polsce wskazują na kontynuację obecnych trendów wzrostowych. W pracy Piotrowskiego i in. (2021) analizowano wpływ zmian klimatycznych na temperaturę wód w wybranych rzekach w Polsce (Supraśl i Biała Tarnowska), wykorzystując różne modele prognostyczne, takie jak air2stream i modele regresji logistycznej. Wyniki wskazują, że w Polsce spodziewany jest wzrost temperatury wód rzek o 1-2°C do 2050 r. oraz o 2-3°C do końca XXI w. Największe ocieplenie prognozowane jest na wiosnę i jesienią, co wiąże się ze wzrostem temperatury powietrza w tych porach roku. W podobnym zakresie zmiany klimatu wpływają na temperaturę wody w jeziorach, co potwierdzono w badaniach Piccolroaza i in. (2021). W pracy analizowano 25 jezior nizinnych na północy Polski, stosując model air2water w dla dwóch scenariuszy emisyjnych (RCP4.5 i 8.5) do 2100 r., stwierdzono, że wzrost temperatury powietrza bezpośrednio przekłada się na wzrost temperatury powierzchni wody w jeziorach. Wyniki wskazują, że dla scenariusza RCP4.5, średnia temperatura wody w jeziorach może wzrosnąć o 1,5°C do 2050 r. i o około 2,5°C do końca XXI w. Natomiast w bardziej pesymistycznym scenariuszu RCP8.5, prognozuje się wzrost temperatury o około 2,5°C do 2050 r. i nawet o 4,5°C do 2100 r.

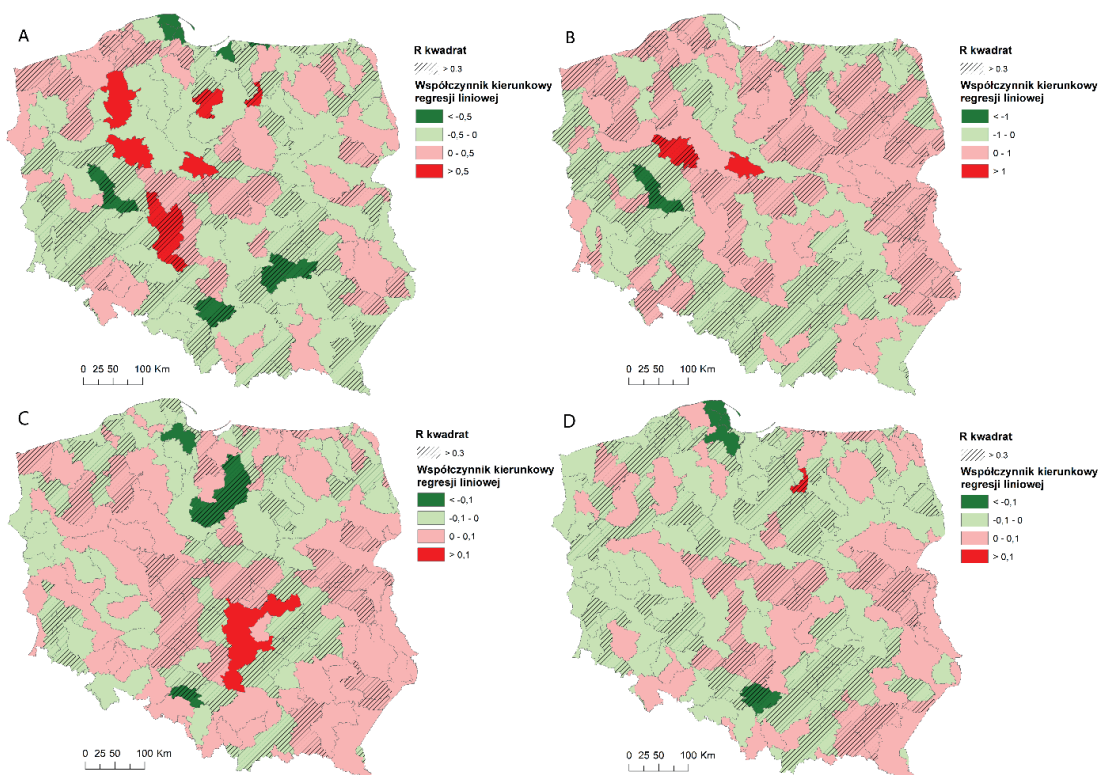
Prognozowany wzrost temperatury wód może prowadzić do szeregu negatywnych konsekwencji dla ekosystemów wodnych, w tym: (i) zmniejszenie populacji gatunków zimnolubnych i wzrost populacji gatunków ciepłolubnych, co może zaburzyć równowagę ekosystemów, (ii) zwiększenie częstości występowania chorób ryb i innych organizmów wodnych, oraz (iii) pogorszenie jakości wody w wyniku wzrostu aktywności biologicznej i procesów rozkładu. W kontekście zarządzania zasobami wodnymi, kluczowe jest wdrożenie strategii adaptacyjnych, które uwzględniają te zmiany.

2.3.6. Jakość wód

Jakość wód w Polsce, analizowana na podstawie parametrów fizyczno-chemicznych, wykazuje wyraźne problemy związane z przekroczeniem dopuszczalnych norm dla substancji biogennych, takich jak azot i fosfor. Zgodnie z danymi z państwowego monitoringu środowiska za lata 2011-2017, aż 36% badanych jednolitych części wód powierzchniowych (JCWP) rzecznych oraz 29% JCWP jeziornych przekraczało normy dla fosforu ogólnego, co wskazuje na istotny problem eutrofizacji tych wód. Stężenia azotu ogólnego również utrzymywały się na podwyższonym poziomie, z przekroczeniami norm w 22% badanych JCWP rzecznych oraz 25% JCWP jeziornych. Wysokie wartości przewodności elektrolitycznej, będące wskaźnikiem zasolenia, stanowiły problem głównie w rzekach, gdzie 29% badanych JCWP wykazywało przekroczenia norm, podczas gdy w jeziorach zjawisko to odnotowano

jedynie w 1% przypadków. Warunki tlenowe, m.in. stężenie tlenu rozpuszczonego, przekraczały dopuszczalne normy w 8% JCWP rzecznych, co jest stosunkowo niskim wskaźnikiem w porównaniu do innych analizowanych parametrów. Ogólnie rzecz biorąc, stan fizyczno-chemicznych elementów oceny ekologicznej wskazuje, że 73% badanych JCWP rzecznych oraz 54% JCWP jeziornych nie osiągnęło dobrego stanu ekologicznego (Ciećko, Panek 2019).

Analiza historycznych zmian jakości wód została wykonana na podstawie danych pomiarowych z GIOŚ dla azotu ogólnego oraz fosforu ogólnego obejmujących lata 2007-2022. Zbiór danych parametrów jakościowych został przeanalizowany osobno dla pomiarów wykonanych w półroczu letnim (maj-październik) oraz zimowym (listopad-kwiecień) i zagregowany w obrębie zlewni elementarnych (podział własny). Tendencje zmian jakości wód w Polsce na przestrzeni analizowanych lat są wyraźnie zróżnicowane pod względem regionalnym (rys. 2.8). Analizując przestrzenne zróżnicowanie zmian stężeń azotu ogólnego i fosforu ogólnego można zauważyć dużą nieregularność i brak wyraźnej regionalizacji. Obserwuje się zarówno zlewnie, w których tendencja zmian jest umiarkowanie malejąca, jak również umiarkowanie rosnąca. Nie obserwuje się też wyraźnych różnic pomiędzy sezonami, w których pomiary stężeń były prowadzone. Ta nieregularność sugeruje, że lokalne czynniki, takie jak intensywność działalności rolniczej, struktura użytkowania terenu czy specyficzne warunki hydrologiczne, mogą odgrywać kluczową rolę w kształtowaniu trendów zmian jakości wód w różnych częściach Polski.



Rys. 2.8. Trendy zmian średnich stężeń azotu ogólnego w okresie letnim (A), azotu ogólnego w okresie zimowym (B), fosforu ogólnego w okresie letnim (C) oraz fosforu ogólnego w okresie zimowym (D) na przestrzeni lat 2007-2022.

Fig. 2.8. Trends in changes of average total nitrogen concentrations in the summer (A), total nitrogen in the winter (B), total phosphorus in the summer (C), and total phosphorus in the winter (D) over the period from 2007 to 2022.

Badania naukowe wskazują, że w ostatnich dekadach jakość wód w Polsce podlegała istotnym zmianom, szczególnie w odniesieniu do stężeń związków biogenych, takich jak azot i fosfor. Analizy długoterminowe dla dorzeczy Wisły i Odry w okresie 1995-2015 wykazały znaczące zmniejszenie emisji tych związków (Pastuszek i in. 2018). W dorzeczu Wisły emisja azotu ogólnego zmniejszyła się z 170 tys. ton rocznie do 140 tys. ton, podczas gdy emisja fosforu spadła z 14,2 tys. ton do 10,6 tys. ton. Podobne zmiany zaobserwowano w dorzeczu Odry, gdzie emisja azotu spadła z 108 tys. ton rocznie do 94,5 tys. ton, a emisja fosforu zmniejszyła się z 7,1 tys. ton do 5 tys. ton rocznie. Te trendy są wynikiem modernizacji infrastruktury wodno-ściekowej, zmniejszenia emisji z punktowych źródeł zanieczyszczeń, a także wdrożenia bardziej zrównoważonych praktyk rolniczych (Pastuszek i in. 2018). W rzekach strefy nadmorskiej, takich jak Łeba, Słupia i Parsęta, zaobserwowano wyraźny spadek stężeń azotu ogólnego z poziomu 3,6-3,8 mg N·dm⁻³ w latach 80. XX w. do 2,2 mg N·dm⁻³ w ostatniej dekadzie (Jarosiewicz i in. 2015). Analogicznie, stężenia fosforu ogólnego zmniejszyły się z poziomu 0,5 mg P·dm⁻³ w 1990 r. do 0,12 mg P·dm⁻³ w latach 2010-2013, co wskazuje na znaczną poprawę jakości wód w wyniku redukcji emisji z rolnictwa oraz modernizacji oczyszczalni ścieków. Długoterminowe badania jakości wód w dorzeczu Warty również potwierdzają te trendy. W latach 60. i 70. XX w., intensyfikacja stosowania nawozów doprowadziła do wzrostu stężeń azotanów, jednak od początku lat 90. obserwowano ich spadek, co było wynikiem lepszej gospodarki wodno-ściekowej oraz bardziej racjonalnego stosowania nawozów, zgodnie z założeniami Dyrektywy Azotanowej UE (Górski i in. 2019).

Z analizy danych dotyczących jakości wód w Polsce na przestrzeni ostatnich dekad wynika, że choć zmiany klimatyczne mogą wpływać na procesy hydrologiczne oraz obieg i retencję biogenów, to główne czynniki odpowiedzialne za zmiany stężeń azotu i fosforu są związane przede wszystkim z działalnością antropogeniczną. Modernizacja infrastruktury wodno-ściekowej, zmniejszenie emisji punktowych zanieczyszczeń oraz zmiana praktyk rolniczych, w tym ograniczenie stosowania nawozów, miały kluczowe znaczenie w poprawie jakości wód. Wychwycenie roli czynnika klimatycznego w historycznych zmianach charakterystyk jakości wód jest niezwykle trudne przy tak dużym znaczeniu czynników pozaklimatycznych.

Paradoksalnie, łatwiej jest ocenić wpływ przyszłej zmiany klimatu na jakość wód, gdyż wykorzystując modelowanie hydrologiczne łatwo jest wyizolować ten jedyny czynnik. Projekcje wpływu zmiany klimatu na jakość wód w Polsce wskazują na istotne zmiany w przyszłości, jednak dotyczą one głównie wzrostu przepływów rzecznych przekładającego się na wzrost ładunków, a wpływ na stężenia związków biogenych, takich jak azot i fosfor, jest bardziej zróżnicowany. W badaniu poświęconego zlewisku Zalewu Wiślanego, przeprowadzonym z wykorzystaniem hydrologicznego modelu SWIM (Soil and Water Integrated Model), uwzględniono 15 scenariuszy klimatycznych opracowanych w ramach projektu ENSEMBLES (Hesse i in., 2015). Prognozy do końca XXI w. wskazują na wzrost opadów oraz temperatury, co prowadzi do wzrostu przepływów, szczególnie w okresach zimowych, o ponad 20%. W kontekście jakości wód, przewidywane są spadki stężeń azotu ogólnego (NO₃-N) o 2-6% oraz azotu amonowego (NH₄-N) nawet o 17-38%, co sugeruje potencjalną poprawę w zakresie ładunków azotu. Natomiast w przypadku fosforu (PO₄-P) prognozowany jest niewielki wzrost ładunków w przedziale 2-9%, co może zwiększyć ryzyko eutrofizacji.

Inne badanie, koncentrujące się na zlewni rzeki Wełny, przeprowadzone z wykorzystaniem modelu SWAT (Soil and Water Assessment Tool), prognozuje znaczą-

ce wzrosty ładunków biogenów w wyniku zmian klimatycznych: ładunki azotu mogą wzrosnąć o 34% a fosforu nawet o 85% w najbardziej ekstremalnym scenariuszu (Bojanowski i in., 2024). Warto zauważyć, że wzrosty te są szczególnie wysokie na obszarach rolniczych, gdzie intensywne użytkowanie gleby, zwłaszcza w okresach wzmożonych opadów, przyczynia się do większego spływu powierzchniowego oraz erozji gleby, co przekłada się na zwiększone obciążenie rzek biogenami. Badania nad dorzeczami górnej Narwi i Baryczy, przeprowadzone również przy użyciu modelu SWAT, prognozują wzrosty przepływów, szczególnie zimą i wiosną, co ma bezpośredni wpływ na wzrost ładunków zanieczyszczeń. Modele przewidują, że do 2100 r. nastąpi istotny wzrost wymywania azotu ogólnego i fosforu ogólnego, przy czym szczególnie wysokie wzrosty są prognozowane dla azotu. W zlewni Baryczy, charakteryzującej się intensywnym użytkowaniem rolniczym, emisja azotu może wzrosnąć o około 25-50%, podczas gdy dla fosforu prognozuje się wzrost o około 10-20%. Różnice te wynikają z odmiennego wpływu intensywności opadów i przepływów na procesy hydrologiczne oraz różnej reaktywności azotu i fosforu w glebie (Marcinkowski i in. 2017). Kolejne badanie, dotyczące zlewni Redy, prognozuje wzrost ładunków N-NO₃ o 20-60% i P-PO₄ o 24-31% w zależności od scenariusza intensyfikacji rolnictwa. W najbardziej intensywnym scenariuszu wzorowanym na modelu intensywnego rolnictwa duńskiego, przy wzroście intensywności rolnictwa, przewiduje się drastyczne pogorszenie jakości wód. Nawet najlepsze środki adaptacyjne, takie jak stosowanie okrywy roślinnej zimą (międzyplony ozime), stref buforowych wzdłuż cieków oraz ograniczenie nawożenia mogą nie być wystarczające, aby zapobiec wzrostowi ładunków azotu, mimo że mogą skutecznie ograniczyć przyszłe ładunki fosforu (Piniewski i in. 2014).

2.4. GOSPODARKA WODNA WOBEC ZMIANY KLIMATU

2.4.1. Zmiana klimatu w dokumentach planistycznych

Zmiany klimatyczne stanowią jedno z najważniejszych wyzwań współczesnego zarządzania zasobami wodnymi. W Polsce kluczowe dokumenty planistyczne, takie jak Ramowa Dyrektywa Wodna (RDW), Plany gospodarowania wodami na obszarze dorzeczy (PGW), Plan przeciwdziałania skutkom suszy (PPSS) oraz ocena ryzyka powodziowego, starają się uwzględniać te zmiany i przeciwdziałać ich negatywnym skutkom.

Ramowa Dyrektywa Wodna (2000/60/WE) jest podstawowym aktem prawnym Unii Europejskiej, regulującym zarządzanie zasobami wodnymi. Jej głównym celem jest osiągnięcie dobrego stanu ekologicznego i chemicznego wszystkich wód powierzchniowych i podziemnych do 2027 r. Chociaż RDW w swojej pierwotnej treści nie odnosi się bezpośrednio do zmian klimatycznych, nakłada obowiązek monitorowania i oceny stanu zasobów wodnych, co pośrednio pozwala na uwzględnianie skutków zmian klimatu. RDW wymaga od państw członkowskich opracowania planów gospodarowania wodami w dorzeczach, które są aktualizowane co sześć lat.

Plany Gospodarowania Wodami (PGW) są kluczowym narzędziem w zarządzaniu zasobami wodnymi w Polsce. PGW określają cele środowiskowe, działania naprawcze oraz monitoring wód w ramach poszczególnych dorzeczy. Jednak zmiany klimatyczne nie są integralną częścią tych planów, a projekcje klimatyczne nie są uwzględniane w analizach ryzyka i planowaniu działań. Aktualne PGW opierają się

głównie na danych historycznych dotyczących hydrologii i jakości wód, co ogranicza ich zdolność do przewidywania i przeciwdziałania przyszłym skutkom zmian klimatycznych, takim jak wzrost częstotliwości ekstremalnych zjawisk pogodowych czy zmiany w opadach.

Plan Przeciwdziałania Skutkom Suszy (PPSS) jest strategicznym dokumentem, którego celem jest zapobieganie oraz minimalizowanie skutków suszy w Polsce. PPSS nie uwzględnia projekcji zmian klimatycznych, a jego główne analizy oparte są głównie na danych historycznych i bieżących obserwacjach. Dokument koncentruje się przede wszystkim na działaniach zwiększających retencję wodną, takich jak budowa zbiorników retencyjnych, modernizacja systemów melioracyjnych oraz ochrona i zwiększanie naturalnej retencji, np. poprzez renaturyzację rzek. Choć w PPSS wspomina się o konieczności przygotowania na przyszłe zmiany klimatyczne, główny nacisk położono na działania, które mają ograniczyć skutki suszy w oparciu o istniejące dane. Wśród tych działań znajdują się m.in. poprawa efektywności gospodarowania wodą, edukacja społeczeństwa w zakresie oszczędzania wody oraz zrównoważonego zarządzania zasobami wodnymi. Działania te są zbieżne z potrzebą poprawy retencji wodnej, zarówno w środowisku rolniczym, jak i miejskim, lecz pełna integracja z prognozami klimatycznymi wymaga dalszych aktualizacji i prac w przyszłości.

Ocena ryzyka powodziowego, na którą składają się Mapy Zagrożenia Powodziowego (MZP), Mapy Ryzyka Powodziowego (MRP) oraz Plan Zarządzania Ryzykiem Powodziowym (PZRP), jest kluczowym elementem zarządzania ryzykiem związanym z powodzią w Polsce. Obecnie jednak te dokumenty nie uwzględniają projekcji przyszłych zmian klimatycznych, które mogą mieć istotny wpływ na częstotliwość i intensywność powodzi. Brak integracji prognoz klimatycznych z oceną ryzyka powodziowego rodzi poważne konsekwencje, takie jak niedoszacowanie przyszłego zagrożenia powodziowego, szczególnie w kontekście przewidywanego wzrostu intensywności opadów i ekstremalnych zjawisk pogodowych. W efekcie, środki zaradcze, takie jak budowa i modernizacja wałów przeciwpowodziowych, zwiększenie retencji wód opadowych, renaturyzacja rzek oraz systemy wczesnego ostrzegania, mogą być niewystarczające w obliczu dynamicznie zmieniających się warunków klimatycznych. Konieczne jest wprowadzenie do tych dokumentów aktualizacji uwzględniających przyszłe scenariusze klimatyczne, aby lepiej przygotować infrastrukturę i systemy zarządzania ryzykiem na nadchodzące wyzwania.

Najnowsze wytyczne Komisji Europejskiej (KE 2024) wskazują na konieczność uwzględnienia prognoz klimatycznych w planowaniu gospodarowania wodami w obliczu rosnących zagrożeń związanych z ekstremalnymi zjawiskami pogodowymi, takimi jak susze, powódzie i deszcze nawalne. W ramach Wytycznych Technicznych nr 24, które zostały opracowane jako element Wspólnej Strategii Wdrażania Ramowej Dyrektywy Wodnej i Dyrektywy Powodziowej, wyraźnie zaznacza się, że państwa członkowskie muszą włączyć adaptację do zmian klimatycznych do swoich strategii zarządzania wodami na obszarach dorzeczy. Działania te mają na celu zmniejszenie skutków związanych z niedoborem wody oraz zarządzanie ryzykiem powodzi. Podkreśla się, że dotychczasowa działalność człowieka, w połączeniu z nasilającymi się zmianami klimatycznymi, wpływa na jakość i dostępność wód, co stanowi zagrożenie dla osiągnięcia dobrego stanu ekologicznego i chemicznego wód. Zgodnie z wytycznymi, europejskie prawo klimatyczne z 2021 r. nakłada na kraje członkowskie obowiązek opracowania i wdrożenia krajowych i regionalnych strategii adaptacji do zmian klimatycznych. Dokumenty te muszą uwzględniać w szczególności wrażliwe

sektory, takie jak gospodarka wodna, gleby i produkcja żywności, a ich aktualizacja powinna następować co pięć lat. Dodatkowo, w marcu 2024 r., Europejska Agencja Środowiska opublikowała pierwszą europejską ocenę ryzyka klimatycznego, która wskazała, że zagrożenia klimatyczne osiągnęły poziom krytyczny. Jeżeli nie zostaną podjęte pilne działania adaptacyjne, konsekwencje mogą okazać się katastrofalne dla obywateli i ekosystemów w całej Europie. Komisja Europejska zaleca budowanie większej odporności na zmiany klimatyczne, wskazując na konkretne kroki potrzebne do ochrony obywateli i zapewnienia stabilności dobrobytu społecznego.

2.4.2. Adaptacja do zmiany klimatu

Rosnąca świadomość o postępującej zmianie klimatu i jej konsekwencjach rodzi z jednej strony konieczność podjęcia działań mitygacyjnych (zmierzających do redukcji emisji gazów cieplarnianych), a z drugiej, adaptacyjnych (zmierzających do dostosowania różnych sektorów do nowych warunków i wyzwań). Nawet przy natychmiastowym przerwaniu emisji gazów cieplarnianych, co jest oczywiście nie-realne, temperatura powietrza na Ziemi będzie jeszcze prawdopodobnie rosła przez kilkanaście lat (Dvorak i in. 2022). Z tego też powodu, a także ze względu na to że gospodarka wodna jest jednym z najbardziej wrażliwych na zmianę klimatu sektorów, jej adaptacja jest nieodzowna i powinna się stać priorytetem polityk publicznych na poziomie krajowym, regionalnym i lokalnym. Do niedawna jednak efektywne wdrażanie polityk adaptacyjnych w Polsce napotykało na liczne bariery związane m. in. z: (1) niepewnością projekcji ekstremów hydrologicznych; (2) brakiem informacji na temat kosztów działań adaptacyjnych oraz ich dodatkowych korzyści; (3) mnogością polityk unijnych, częściowo wewnętrznie sprzecznych, bezpośrednio lub pośrednio oddziaływających na gospodarkę wodną; (4) nakładające się kompetencje instytucji i instrumentów prawnych związanych z wdrażaniem działań adaptacyjnych (Linne-rooth-Bayer i in. 2015).

Adaptacja do zmiany klimatu jest kluczowym elementem długoterminowej strategii Unii Europejskiej, zarówno w kontekście jakości, jak i ilości zasobów wodnych. Obserwując nasilające się zjawiska ekstremalne, Komisja Europejska zaktualizowała swoje wytyczne, uwzględniając zmiany hydrologiczne związane ze wzrastającą nieregularnością opadów (KE 2024). Nowe wytyczne mają na celu wspieranie zarządzających zasobami wodnymi w podejmowaniu działań na rzecz zwiększenia odporności na zmiany klimatu, dostosowując planowanie w dorzeczach do założeń RDW i Dyrektywy Powodziowej. Rekomendowane działania obejmują m. in. zwiększenie retencji wodnej, renaturyzację rzek, poprawę infrastruktury wodnej oraz wdrożenie systemów wczesnego ostrzegania. Działania te mają służyć nie tylko poprawie gospodarowania zasobami wodnymi, ale również ochronie przed skutkami takich zjawisk, jak powódzie i susze. Ponadto, wytyczne KE wskazują na silne powiązanie zarządzania wodami z politykami klimatycznymi i środowiskowymi, takimi jak Europejski Zielony Ład i Strategia różnorodności biologicznej 2030. W tych dokumentach podkreślono konieczność przywracania przerwanoego cyklu wodnego, a także ochrony zasobów gleb i lasów w celu przeciwdziałania negatywnym skutkom zmian klimatycznych. Strategia różnorodności biologicznej podkreśla znaczenie ochrony ekosystemów wodnych, które są kluczowe w zapewnieniu zrównoważonego dostępu do wody, zwłaszcza w okresach suszy.

Adaptacja do zmiany klimatu obejmuje kilka kluczowych etapów, które zostały przedstawione w wytycznych KE. Pierwszym krokiem jest zrozumienie zagrożeń

klimatycznych oraz gromadzenie danych i opracowanie dostosowanych strategii. Należy również ustanowić mechanizmy finansowe i wspierać współpracę międzysektorową w celu wzmocnienia zdolności adaptacyjnych. Kolejnym etapem jest przeprowadzenie oceny ryzyka i podatności na zmiany klimatu, uwzględniającej obecne i przyszłe zagrożenia dla zasobów wodnych oraz ekosystemów. Wytyczne rekomendują także uwzględnienie opcji adaptacyjnych w programach działania w ramach RDW, z naciskiem na takie środki, jak ponowne wykorzystanie wody, zmiana użytkowania gruntów oraz działania edukacyjne zwiększające świadomość społeczną na temat oszczędzania wody. Ostatecznie, kluczowym elementem jest wdrożenie monitoringu oraz ocena skuteczności przyjętych opcji adaptacyjnych.

Zmiany klimatyczne stanowią fundamentalne wyzwanie dla europejskich strategii zarządzania wodami. Wytyczne KE z 2024 r. dostarczają narzędzi i wskazówek, które pozwalają skutecznie dostosować krajowe plany gospodarowania wodami, plany zarządzania ryzykiem powodziowym i strategię zarządzania suszami do zmieniających się warunków klimatycznych. Adaptacja i wdrożenie działań łagodzących skutki zmian klimatu są kluczowe dla zrównoważonego zarządzania zasobami wodnymi i ochrony obywateli przed rosnącymi zagrożeniami.

Występujące naprzemiennie w ostatnich dziesięcioleciach susze i powodzie pokazały, że istniejąca infrastruktura nie jest w stanie w pełni zabezpieczyć ludności i mienia przed ich skutkami. W pewnym uproszczeniu, możliwe do realizacji działania adaptacyjne można podzielić na „szare” (m. in. obiekty hydrotechniczne), „zielone” (m. in. działania oparte na naturze – NbS, czy też działania wspomagające naturalną retencję wody w krajobrazie) oraz hybrydowe (będące na ogół kombinacją elementów „zielonych” i „szarych”). Działania oparte na naturze zaczęły zyskiwać na znaczeniu i popularności w Europie i poza nią dopiero w ostatnich latach (Collentine, Futter 2016; Magnier i in. 2024). Natomiast w Polsce od wielu lat funkcjonuje termin „mała retencja”, utożsamiany głównie z budową małych zbiorników, oczek wodnych czy zwiększaniem retencji korytowej za pomocą jazów i zastawek (Mioduszewski 2014). Stosując nową nomenklaturę, działania te można w większości potraktować jako hybrydowe.

Najbardziej obiecującą filozofią odnośnie priorytetyzacji określonych typów działań wydaje się być: „Green where we can, grey where we must” (SpongeScapes, 2024). Rozwiązania „szare” i „zielone” nie powinny być traktowane jako wzajemnie sprzeczne, lecz uzupełniające się. Przykładowo, poldery zalewowe czy suche zbiorniki, będące rozwiązaniami technicznymi o umiarkowanym wpływie na środowisko, okazują się bardzo skutecznymi rozwiązaniami w redukcji fali powodziowej, co wykazano w badaniach modelowych w dorzeczu Górnej Odry (Stodolak 2010; Połomski 2022), jak i w skali Europy (Dottori i in. 2023). Zalesienia, choć w świetle obecnego stanu wiedzy nie są równie skuteczne dla dużych powodzi, mogą pomóc w redukcji małych i średnich wezbrań, a poza tym przynoszą wiele dodatkowych korzyści (Stratford i in. 2017). Z kolei restytucja zdegradowanych mokradeł może pozwolić na zgromadzenie znacznych objętości wody w krajobrazie, co powinno pomóc w zmniejszeniu zagrożenia suszą hydrologiczną (Stachowicz i in. 2022). W kontekście suszy, istotne są również działania w obszarze rolnictwa, zmierzające do zwiększenia retencji glebowej tj. odpowiedni płodozmian, głęboszowanie czy nawożenie organiczne (Łabędzki 2016). Kluczowa jest identyfikacja synergii między różnymi typami działań w zakresie adaptacji do susz i powodzi oraz optymalizacja ich lokalizacji w zlewni pod kątem zwiększenia skuteczności, co można osiągnąć przez zastosowanie odpowiednich narzędzi GIS (Mubeen i in. 2021) lub technik modelowania (Paez-Trujillo i in. 2024).

BIBLIOGRAFIA

- Alfieri, L., Burek, P., Feyen, L., Forzieri, G., 2015. Global warming increases the frequency of river floods in Europe. *Hydrology and Earth System Sciences* 19, 2247-2260. <https://doi.org/10.5194/hess-19-2247-2015>
- Banasik, K., Hejduk, L., Hejduk, A., Kaznowska, E., Banasik, J., Byczkowski, A., 2013. Wieloletnia zmienność odpływu z małej zlewni rzecznej w regionie Puszczy Kozienickiej. *Sylwan* 157, 578-586.
- Berghuijs, W.R., Harrigan, S., Molnar, P., Slater, L.J., Kirchner, J.W., 2019. The Relative Importance of Different Flood-Generating Mechanisms Across Europe. *Water Resources Research* 55, 4582-4593. <https://doi.org/10.1029/2019WR024841>
- Blöschl, G., Hall, J., Viglione, A., Perdigão, R.A.P., Parajka, J., Merz, B., Lun, D., Arheimer, B., Aronica, G.T., Bilbashi, A., Boháč, M., Bonacci, O., Borga, M., Čanjevac, I., Castellarin, A., Chirico, G.B., Claps, P., Frolova, N., Ganora, D., Gorbachova, L., Gül, A., Hannaford, J., Harrigan, S., Kireeva, M., Kiss, A., Kjeldsen, T.R., Kohnová, S., Koskela, J.J., Ledvinka, O., Macdonald, N., Mavrova-Guirguinova, M., Mediero, L., Merz, R., Molnar, P., Montanari, A., Murphy, C., Osuch, M., Ovcharuk, V., Radevski, I., Salinas, J.L., Sauquet, E., Šraj, M., Szolgay, J., Volpi, E., Wilson, D., Zaimi, K., Živković, N., 2019. Changing climate both increases and decreases European river floods. *Nature* 573, 108-111. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1495-6>
- Bojanowski, D., Orlińska-Woźniak, P., Wilk, P., Jakusik, E., & Szalińska, E. 2024. Spatial and temporal changes in nutrient source contribution in a lowland catchment within the Baltic Sea region under climate change scenarios. *Water Resources Research*, 60, e2023WR034979. <https://doi.org/10.1029/2023WR034979>
- Ciećko P., Panek P. 2019. Zanieczyszczenia wód w Polsce – stan śródlądowych wód powierzchniowych i podziemnych, [w:] M. Gromiec, L. Pawłowski (red.), *Zanieczyszczenia wód w Polsce. Stan, przyczyny, skutki. Raport, „Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN”*, 164, s. 59-82.
- Collentine, D., Futter, M. 2018. Realising the potential of natural water retention measures in catchment flood management: trade-offs and matching interests. *Journal of Flood Risk Management* 11, 76-84. <https://doi.org/10.1111/jfr3.12269>
- Dottori, F., Mentaschi, L., Bianchi, A., Alfieri, L., Feyen, L., 2023. Cost-effective adaptation strategies to rising river flood risk in Europe. *Nat. Clim. Chang.* 13, 196-202. <https://doi.org/10.1038/s41558-022-01540-0>
- Dvorak, M.T., Armour, K.C., Frierson, D.M.W., Proistosescu, C., Baker, M.B., Smith, C.J., 2022. Estimating the timing of geophysical commitment to 1.5 and 2.0 °C of global warming. *Nat. Clim. Chang.* 12, 547-552. <https://doi.org/10.1038/s41558-022-01372-y>
- Ghazi, B., Przybylak, R., Pospieszńska, A. 2023 Projection of climate change impacts on extreme temperature and precipitation in Central Poland. *Sci Rep* 13, 18772 <https://doi.org/10.1038/s41598-023-46199-5>
- Gizińska, J., Sojka, M. 2023. How Climate Change Affects River and Lake Water Temperature in Central-West Poland—A Case Study of the Warta River Catchment. *Atmosphere*, 14, 330. <https://doi.org/10.3390/atmos14020330>
- Graf, R., Wrzesiński, D. 2020 Detecting Patterns of Changes in River Water Temperature in Poland. *Water* 12, 1327. <https://doi.org/10.3390/w12051327>
- Górski, J., Dragon, K., Kaczmarek, P.M.J. 2019. Nitrate pollution in the Warta River (Poland) between 1958 and 2016: trends and causes. *Environ Sci Pollut Res* 26, 2038-2046. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9798-3>
- Herbich, P. 2022. Prognoza zmian dyspozycyjnych zasobów wód podziemnych do 2050 r. 3 Forum PSH. PIG-PIB
- Hesse, C., Krysanova, V., Stefanova, A., Bielecka, M., Domnin, D.A. 2015 Assessment of climate change impacts on water quantity and quality of the multi-river Vistula Lagoon catchment, *Hydrological Sciences Journal*, 60:5, 890-911, <https://doi.org/10.1080/02626667.2014.967247>
- Ilnicki, P., Farat, R., Górecki, K., Lewandowski, P., 2014. Impact of climatic change on river discharge in the driest region of Poland. *Hydrological Sciences Journal* 59, 1117-1134. <https://doi.org/10.1080/02626667.2013.831979>

- Jarosiewicz, A., Obolewski, K., Ożgo, M. 2015. Long-term trends in nutrient concentrations in Polish coastal rivers. *Ocean. Coast. Manag.*, 118, 37-46.
- Kemter, M., Merz, B., Marwan, N., Vorogushyn, S., Blöschl, G., 2020. Joint Trends in Flood Magnitudes and Spatial Extents Across Europe. *Geophysical Research Letters* 47, e2020GL087464. <https://doi.org/10.1029/2020GL087464>
- KE, 2024: Directorate-General for Environment, River basin management in a changing climate – Common implementation strategy for the Water Framework Directive and the Floods Directive, Publications Office of the European Union. <https://data.europa.eu/doi/10.2779/126657>
- Kowalczyk, A., Wesołowski, P., Woźnicka M. 2016. Od powodzi do suszy – analiza zmian sytuacji hydro- geologicznej w Polsce w latach 2010–2015. *Biul. Państw. Inst. Geolog.*, 466, 123-136
- Linnerooth-Bayer, J., Dubel, A., Sendzimir, J., Hochrainer-Stigler, S., 2015. Challenges for mainstreaming climate change into EU flood and drought policy: Water retention measures in the Warta River Basin, Poland. *Reg Environ Change* 15, 1011-1023. <https://doi.org/10.1007/s10113-014-0643-7>
- Łabędzki, L., 2016. Actions and measures for mitigation drought and water scarcity in agriculture. *Journal of Water and Land Development* 29, 3-10. DOI: 10.1515/jwld-2016-0007
- Magnier, J., Fribourg-Blanc, B., Lemann, T., Witing, F., Critchley, W., Volk, M., 2024. Natural/Small Water Retention Measures: Their Contribution to Ecosystem-Based Concepts. *Sustainability* 16, 1308. <https://doi.org/10.3390/su16031308>
- Marosz, M., Miętus, M., Biernacik, D., 2023. Features of Multiannual Air Temperature Variability in Poland (1951–2021). *Atmosphere* 14, 282. <https://doi.org/10.3390/atmos14020282>
- Marcinkowski, P., Piniewski, M., Kardel, I., Szcześniak, M., Benestad, R., Srinivasan, R., Ignar, S., Okruszko, T. 2017. Effect of Climate Change on Hydrology, Sediment and Nutrient Losses in Two Lowland Catchments in Poland. *Water*, 9, 156. <https://doi.org/10.3390/w9030156>
- Marszelewski, W., Pius, B. 2016. Long-term changes in temperature of river waters in the transitional zone of the temperate climate: a case study of Polish rivers. *Hydrological Sciences Journal*, 61:8, 1430-1442, <https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1040800>
- Mioduszewski, W., 2014. Small (natural) water retention in rural areas. *Journal of Water and Land Development* 20, 19-29.
- Mostowik, K., Siwek, J., Kisiel, M., Kowalik, K., Krzysik, M., Plenzler, J., Rzońca, B., 2019. Runoff trends in a changing climate in the Eastern Carpathians (Bieszczady Mountains, Poland). *CATENA* 182, 104174. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104174>
- Mubeen, A., Ruangpan, L., Vojinovic, Z., Sanchez Torrez, A., Plavšić, J., 2021. Planning and Suitability Assessment of Large-scale Nature-based Solutions for Flood-risk Reduction. *Water Resour Manage* 35, 3063-3081. <https://doi.org/10.1007/s11269-021-02848-w>
- Olowoyeye, T., Ptak, M., Sojka, M. 2023. How Do Extreme Lake Water Temperatures in Poland Respond to Climate Change? *Resources*, 12, 107. <https://doi.org/10.3390/resources12090107>
- Osuch, M., Lawrence, D., Meresa, H.K., Napiorkowski, J.J., Romanowicz, R.J., 2017a. Projected changes in flood indices in selected catchments in Poland in the 21st century. *Stoch Environ Res Risk Assess* 31, 2435-2457. <https://doi.org/10.1007/s00477-016-1296-5>
- Osuch, M., Romanowicz, R., Wong, W.K., 2017b. Analysis of low flow indices under varying climatic conditions in Poland. *Hydrology Research* 49, 373-389. <https://doi.org/10.2166/nh.2017.021>
- Paez-Trujillo, A.M., Hernandez-Suarez, J. S., Alfonso, L., Hernandez, B., Maskey, S., Solomatine, D., 2024. An optimisation approach for planning preventive drought management measures. *Science of The Total Environment* 948, 174842. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174842>
- Pastuszek, M., Kowalkowski, T., Kopiński, J., Doroszewski, A., Jurga, B., Buszewski, B. 2018. Long-term changes in nitrogen and phosphorus emission into the Vistula and Oder catchments (Poland)—modeling (MONERIS) studies. *Environ Sci Pollut Res* 25, 29734-29751. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2945-7>
- Piccolroaz, S., Zhu, S., Ptak, M., Sojka, M., Du, X. 2021. Warming of Lowland Polish Lakes under Future Climate Change Scenarios and Consequences for Ice Cover and Mixing Dynamics. *J. Hydrol. Reg. Stud.*, 34, 100780. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2021.100780>
- Piniewski, M., Eini, M.R., Chattopadhyay, S., Okruszko, T., Kundzewicz, Z.W., 2022. Is there a coherence in observed and projected changes in riverine low flow indices across Central Europe? *Earth-Science Reviews* 233, 104187. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2022.104187>

- Piniewski, M., Kardel, I., Giełczewski, M., Marcinkowski, P., Okruszko, T. 2014. Climate Change and Agricultural Development: Adapting Polish Agriculture to Reduce Future Nutrient Loads in a Coastal Watershed. *AMBIO*, 43, 644-660. <https://doi.org/10.1007/s13280-013-0461-z>
- Piniewski, M., Marcinkowski, P., O'Keeffe, J., Szcześniak, M., Nieróbca, A., Kozyra, J., Kundzewicz, Z.W., Okruszko, T., 2020a. Model-based reconstruction and projections of soil moisture anomalies and crop losses in Poland. *Theor Appl Climatol* 140, 691-708. <https://doi.org/10.1007/s00704-020-03106-6>
- Piniewski, M., Okruszko, T., Kundzewicz, Z.W., 2020b. Wpływ zmiany klimatu na zasoby wodne Polski. *Gospodarka Wodna* Nr 3, 19-25.
- Piniewski, M., Marcinkowski, P., Kundzewicz, Z.W. 2018a Trend detection in river flow indices in Poland. *Acta Geophys.* 66, 347-360. <https://doi.org/10.1007/s11600-018-0116-3>
- Piniewski, M., Szcześniak, M., Huang, S., Kundzewicz, Z.W., 2018b. Projections of runoff in the Vistula and the Odra river basins with the help of the SWAT model. *Hydrology Research* 49, 303-317. <https://doi.org/10.2166/nh.2017.280>
- Piniewski, M., Szcześniak, M., Kundzewicz, Z.W., Mezghani, A., Hov, Ø., 2017. Changes in low and high flows in the Vistula and the Odra basins: Model projections in the European-scale context. *Hydrological Processes* 31, 2210-2225. <https://doi.org/10.1002/hyp.11176>
- Pińskwar, I., 2022. Complex changes of extreme precipitation in the warming climate of Poland. *International Journal of Climatology* 42, 817-833. <https://doi.org/10.1002/joc.7274>
- Piotrowski, A.P., Osuch, M., Napiorkowski, J.J. 2021. Influence of the Choice of Stream Temperature Model on the Projections of Water Temperature in Rivers. *J. Hydrol.*, 601, 126629.
- Połomski, M. 2022 Rola suchego zbiornika przeciwpowodziowego Szalejów Górny na rzece Bystrzyca Dusznicka ze szczególnym uwzględnieniem jego zdolności do redukcji fali wezbraniowej. *Gospodarka Wodna* 6, 24, DOI: 10.15199/22.2022.6.4.
- Raczyński, K., Dyer, J., 2024. Changes in streamflow drought and flood distribution over Poland using trend decomposition. *Acta Geophys.* 72, 2773-2794. <https://doi.org/10.1007/s11600-023-01188-0>
- Roudier, P., Andersson, J.C.M., Donnelly, C., Feyen, L., Greuell, W., Ludwig, F., 2016. Projections of future floods and hydrological droughts in Europe under a +2°C global warming. *Climatic Change* 135, 341-355. <https://doi.org/10.1007/s10584-015-1570-4>
- Sadurski, A., Przytuła, E. 2016. Zasoby dyspozycyjne wód podziemnych dorzeczy w Polsce w świetle zrównoważonego gospodarowania wodami. *Biuletyn Państwowego Instytutu Geologicznego*, 466, pp. 261–270
- Somorowska, U., 2022. Amplified signals of soil moisture and evaporative stresses across Poland in the twenty-first century. *Science of The Total Environment* 812, 151465. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151465>
- Somorowska, U., 2017. Climate-drive changes to streamflow patterns in a groundwater-dominated catchment. *Acta Geophys.* 65, 789-798. <https://doi.org/10.1007/s11600-017-0054-5>
- SpongeScapes, 2024. From Drainage to Water Retention Advancing a Paradigm Shift Towards Sponge Landscapes for Enhanced Climate Resilience. Policy Brief. https://www.spongescapes.eu/sites/default/files/ss_files/SpongeScapes_Policy%20Brief%20No.%201_From%20Drainage%20to%20Water%20Retention.pdf
- Stachowicz, M., Manton, M., Abramchuk, M., Banaszuk, P., Jarašius, L., Kamocki, A., Povilaitis, A., Samerkhanova, A., Schäfer, A., Sendžikaitė, J., Wichtmann, W., Zableckis, N., Grygoruk, M., 2022. To store or to drain — To lose or to gain? Rewetting drained peatlands as a measure for increasing water storage in the transboundary Neman River Basin. *Science of The Total Environment* 829, 154560. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154560>
- Stodolak, R., 2010 *Gospodarka wodna projektowanego zbiornika Racibórz w aspekcie ochrony środowiska w dolinie Górnej Odry. Rozprawa doktorska. Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu.*
- Stratford, C., Miller, J., House, A., Old, G., Acreman, M., Dueñas-Lopez, M. A., Nisbet, T., Newman, J., Burgess-Gamble, L., Chappell, N., Clarke, S., Leeson, L., Monbiot, G., Paterson, J., Robinson, M., Rogers, M., Tickner, D. 2017. Do trees in UK-relevant river catchments influence fluvial flood peaks? Wallingford, UK, NERC/Centre for Ecology & Hydrology (CEH Project no. NEC06063)
- Szwed, M., 2019. Variability of precipitation in Poland under climate change. *Theor Appl Climatol* 135, 1003-1015. <https://doi.org/10.1007/s00704-018-2408-6>

-
- Tomczyk, A.M., Szyga-Pluta, K. 2019. Variability of thermal and precipitation conditions in the growing season in Poland in the years 1966–2015. *Theor Appl Climatol* 135, 1517-1530. <https://doi.org/10.1007/s00704-018-2450-4>
- Venegas-Cordero, N., Cherrat, C., Kundzewicz, Z.W., Singh, J., Piniewski, M., 2023. Model-based assessment of flood generation mechanisms over Poland: The roles of precipitation, snowmelt, and soil moisture excess. *Science of The Total Environment* 891, 164626. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164626>
- Venegas-Cordero, N., Kundzewicz, Z.W., Jamro, S., Piniewski, M., 2022. Detection of trends in observed river floods in Poland. *Journal of Hydrology: Regional Studies* 41, 101098. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2022.101098>
- Wibig, J., Jędruszkiewicz, J., 2023. Recent changes in the snow cover characteristics in Poland. *International Journal of Climatology* 43, 6925-6938. <https://doi.org/10.1002/joc.8178>

Adres do korespondencji – Corresponding autor: dr hab. Mikołaj Piniewski, prof. SGGW, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego, Katedra Hydrologii, Meteorologii i Gospodarki Wodnej, ul. Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa, e-mail: mikolaj_piniewski@sggw.edu.pl

**Mirosław ŻELAZNY, Anna BOJARCZUK,
Agnieszka RAJWA-KULIGIEWICZ**

Zakład Hydrologii, Instytut Geografii i Gospodarki Przestrzennej
Uniwersytet Jagielloński

3. ZASOBY WODNE POLSKI – WODY POWIERZCHNIOWE

3. SURFACE WATER RESOURCES OF POLAND

Abstract

The average total renewable water resources in Poland between 1901 and 2022 amounted to 60 km³, exhibiting significant variability (ranging from 37.3 km³ to 89.1 km³) with no discernible long-term trends. In the most water abundant decade (1974–1983), the average annual runoff was 73.3 km³, while in the least water abundant decade (2013–2022), it dropped to approximately 50.4 km³. A notable advantage of Poland's water resources is that 87% originate from autochthonous sources, reflecting a high degree of independence from transboundary inflows.

Surface water resources, expressed as unit runoff, exhibit greater variability along the south–north direction (from the Carpathians and Sudetes, through uplands, lowlands, to the lakelands and coastal areas) than along the west–east axis. Compared to other EU countries, Poland's water resources are moderate but sufficient, exceeding economic demands severalfold. Nevertheless, the spatial and temporal distribution of water resources does not align with critical needs, especially in agriculture.

Poland is one of the most water-efficient countries in the EU in terms of domestic water use, with an average daily consumption of only 92 dm³ *per capita*. Sustainable water management in Poland requires balancing local water resources with demand, necessitating investments in retention and distribution infrastructure, including the development of multi-functional water hubs.

Currently, only about 7.5% of the average runoff is stored in reservoirs. However, in northern Poland, the storage capacity of lakes amounts to approximately 19.7 km³, representing a retention rate of 30.9%. When accounting for this contribution, Poland's total retention index rises to 38.4%, which is relatively high compared to other EU countries.

Effective water resource management in Poland must integrate both technical (e.g., controlled and uncontrolled retention measures) and natural solutions (e.g., landscape retention). In the context of climate change, addressing seasonal and regional water shortages poses a critical challenge. Priority should be given to optimising water distribution systems to better align water resources with changing demands.

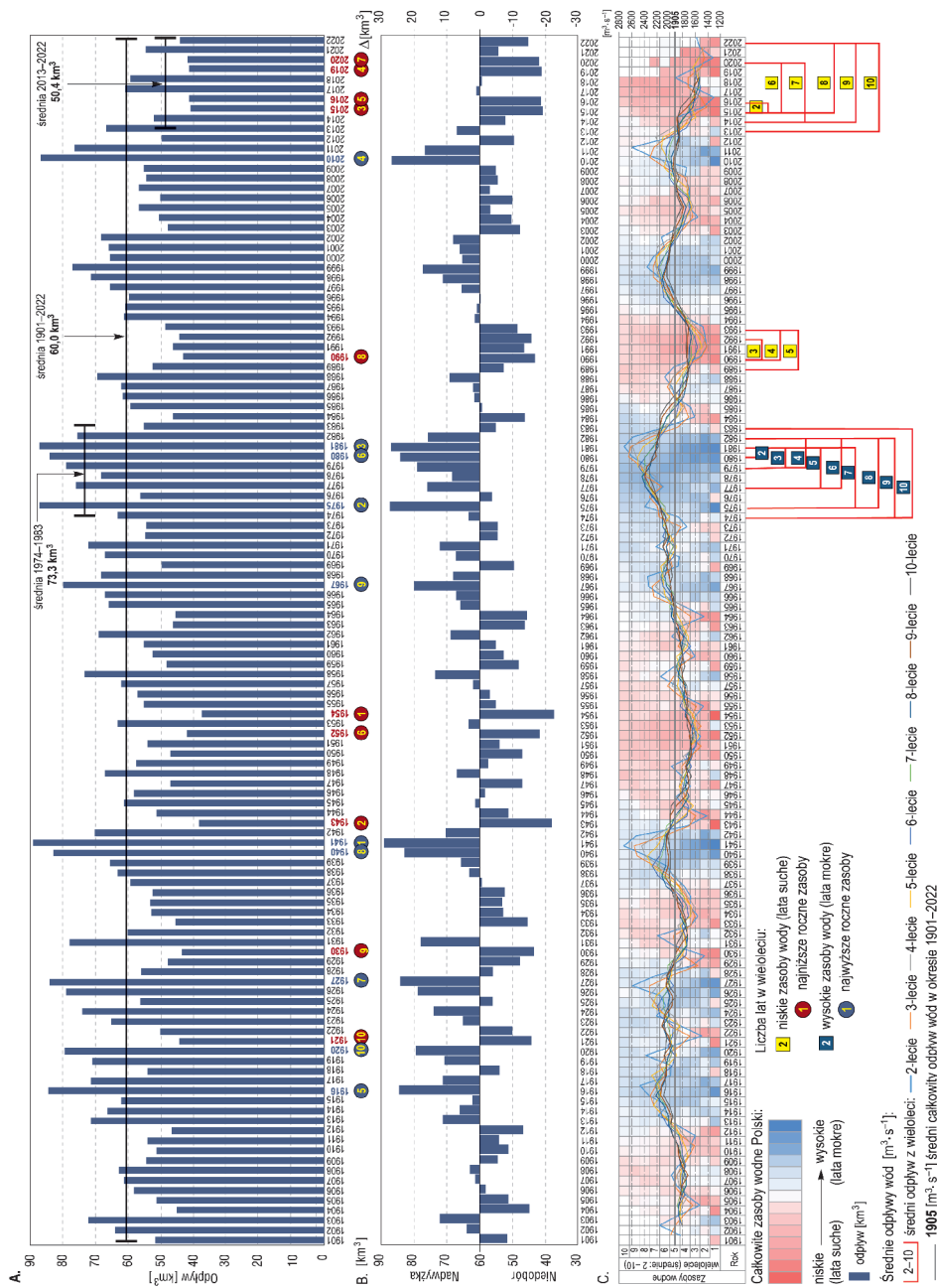
3.1. WSTĘP

W latach 80. XX w. pojawiły się na świecie badania akcentujące zmiany klimatyczne wynikające z globalnego ocieplenia, które wpływają na ilość wody oraz jej rozkład czasowo-przestrzenny. Organizacje międzynarodowe (m. in. ONZ i UE), a także władze poszczególnych krajów wdrożyły i wciąż wdrażają rozwiązania mające na celu wydajniejsze wykorzystywanie zasobów wodnych i zwiększenie świadomości przyrodniczej społeczeństwa. Obserwowane zmiany klimatu skutkują konsekwencjami zarówno przyrodniczymi jak i społeczno-gospodarczymi. Wszystkie scenariusze klimatyczne prognozują wzrost temperatury powietrza, zaś dla Polski nie przewidują znaczących zmian opadów atmosferycznych, raczej niewielkie wzrosty. Prognozowane zmiany będą niekorzystne dla zasobów wodnych, bowiem prawdopodobnie doprowadzą do zmniejszenia się średnich i niskich przepływów, szczególnie w pasie nizin polskich, ze względu na wzrost parowania. Obserwowany wzrost temperatury powietrza wpływa również na sezonowe zmiany przepływu rzek. W zlewniach górskich Karpat i Sudetów częściej występują intensywne zimowe odwilże. Powiedzenie: „Idzie luty, podkuj buty” staje się abstrakcyjne dla młodego pokolenia, które miększe pokrywy śnieżnej może obserwować tylko w wysokich partiach gór.

Klimat w Polsce kształtowany jest przede wszystkim przez położenie geograficzne (tj. długość i szerokość geograficzną), odległość od mórz i oceanów, która determinuje jego przejściowy charakter między klimatem morskim a kontynentalnym, oraz rozmieszczenie układów ciśnienia atmosferycznego, takich jak Niż Islandzki i Wyż Azorski, które wpływają na ruch mas powietrza i napędzają cyrkulację północnoatlantycką (NAO). Kozuchowski (2017) zauważa, że duża zmienność opadów atmosferycznych, wyrażona względną różnicą średnich opadów, w najbardziej suchych i mokrych latach wynosi 53%, natomiast różnica wartości odpływów całkowitych – 89% wartości średnich. Duża zmienność opadów atmosferycznych przekłada się więc na większą zmienność zasobów wodnych. Losowość i nieprzewidywalność zjawisk meteorologicznych, szczególnie opadów, w różnych skalach czasowych (dób, miesięcy, lat, wieloleci) sprawiają, że odnawialne zasoby wodne są zmienne w czasie oraz zróżnicowane w przestrzeni. Opad atmosferyczny na terytorium kraju, spływający rzekami, strumieniami, potokami i niewielkimi ciekami tworzy odnawialne zasoby autochtoniczne (własne, wewnętrzne), natomiast wody dopływające z obszarów sąsiednich (krajów), to zasoby allochtoniczne (obce, zewnętrzne). Zasoby wodne szacowane są za pomocą różnych miar i wskaźników, np. średnich miar bezwzględnych (km^3) lub względnych odniesionych do kilometra kwadratowego obszaru (q : odpływ jednostkowy $\text{dm}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$) lub powierzchni zlewni (H : warstwa odpływu wody mm). Przyjęto, że średni odpływ rzek (V ; km^3) z terytorium Polski reprezentuje całkowite odnawialne zasoby wód powierzchniowych; są one sumą zasobów autochtonicznych, powiększoną o zasoby allochtoniczne.

3.2. CAŁKOWITE ODNAWIALNE ZASOBY WODNE POLSKI

Rzeki odwadniające obszar Polski niemal w całości znajdują się w zlewisku Morza Bałtyckiego (99,7%), natomiast pozostała część odpływa do Morza Czarnego i Północnego (GUS 2023). Na rys. 3.1 zestawiono: A. całkowite odnawialne zasoby wodne Polski w wieloleciu 1901–2022, B. wielkość niedoborów (różnicę) zasobów



Rys. 3.1. Całkowite odnawialne zasoby wodne Polski w latach 1901–2022.
 Źródło: opracowanie własne na podstawie: Fal (1993), Biuletyn IMGW (2022).
 Fig. 3.1. Total renewable freshwater resources of Poland in the 1901–2022 period.
 Source: own elaboration based on: Fal (1993), Biuletyn IMGW (2022).

całkowitych na tle średniej ze 122-lecia oraz 10 lat suchych i mokrych uporządkowanych od wartości ekstremalnych, C. średnie wieloletnie serie (od 2- do 10-lecia) najzasobniejszych (lata mokre) i najuboższych w wodę (lata suche, posuszne), wyrażone średnimi przepływami ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$); dane te przedstawiono w skali barw: bardziej czerwony kolor oznacza mniejsze zasoby, zaś intensywniejszy kolor niebieski większe.

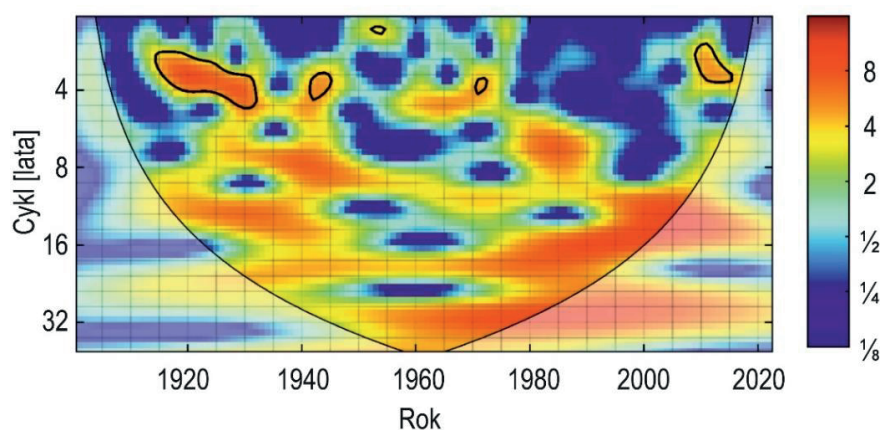
Średni roczny odpływ całkowity z terytorium Polski w wieloleciu 1901–2022 wyniósł $60,0 \text{ km}^3$ (rys. 3.1a). Odpowiada to średniemu przepływowi $1905 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, odpływowi jednostkowemu wynoszącemu $6,1 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$ oraz warstwie odpływu równej $191,9 \text{ mm}$. Dla porównania w suchym 5-leciu (2017–2021) całkowite zasoby wód płynących Polski wyniosły $51,5 \text{ km}^3$, z czego $45,0 \text{ km}^3$ stanowiły zasoby własne. W tym okresie dopływy wód zewnętrznych z sąsiednich państw, takich jak Niemcy, Czechy, Słowacja i Ukraina, wyniosły $6,5 \text{ km}^3$. Zasoby własne Polski stanowią zatem $87,4\%$ całkowitych, a pozostałe $12,6\%$ to zasoby zewnętrzne. Praktycznie identyczny udział zasobów własnych dla wielolecia 1946–2011 wykazała Gutry-Korycka i in. (2014). Wówczas jednak średnie zasoby całkowite były wyższe, wynosiły $61,6 \text{ km}^3$, a własne $53,9 \text{ km}^3$. Pomimo że ostatnie lata należą do bardzo suchych, relacja zasobów wodnych autochtonicznych do allochtonicznych nie uległa zmianie.

Ekstremalne roczne zasoby wodne wystąpiły w XX w., najniższy odpływ ($37,3 \text{ km}^3$) w 1954 r., zaś najwyższy $89,1 \text{ km}^3$ w 1941 r. (rys. 3.1a, b). W literaturze przedmiotu za najbardziej zasobny rok uznaje się zwykle 1981 r., z odpływem około $90,0 \text{ km}^3$ (Fal 1993, Michalczyk 2017, Gutry-Korycka 2018). Z kolei według zestawienia Biuletynu IMGW (2021) za lata 1951–2019, najzasobniejszym rokiem był 1975, kiedy odpływ wynosił $87,4$, a zatem był niższy niż w 1. połowie XX w. Współczynnik nieregularności odpływu ($V_{\text{max}}:V_{\text{min}}$) wynosił $2,39$ i był wysoki w porównaniu z krajami europejskimi, co sprawia, że gospodarowanie zasobami wód jest zadaniem trudnym. Pomimo dużej wieloletniej zmienności zasoby wodne Polski nie wykazują istotnego trendu długookresowego ($p > 0.1$). W 122-leciu występujące na tle wartości średniej nadwyżki zasobów (lata mokre) i niedobory (lata suche) niekiedy grupowały się lub występowały w kilkuletnich seriach lub wieloletnich tendencjach. Lat z zasobami większymi od średniej było 66, zaś z mniejszymi 56. Najdłuższa 7-letnia seria z zasobami mniejszymi od średniej wystąpiła w okresie 2003–2009, druga (6-letnia) w okresie 1932–1938, zaś 5-letnia w okresie 1989–1993. Najdłuższe 6-letnie serie powyżej średnich zasobów wystąpiły w latach 1977–1982 oraz 1997–2022, zaś 5-letnia w latach 1938–1941.

Można odnotować, że w ostatnim dziesięcioleciu wystąpiły (rok po roku) aż cztery z 10 lat o ekstremalnie niskich zasobach wodnych (rys. 3.1c): 2015 (pozycja 3) i 2016 (pozycja 5) oraz 2019 r. (pozycja 4) i 2020 r. (pozycja 7). Najzasobniejsze sąsiednie lata wystąpiły w 1. połowie XX w., tj. 1941 i 1940 r. (pozycje 1 i 8), oraz 1981 r. i 1980 r. (pozycje 3 i 6). W perspektywie 122-letniej, pierwsze 70 lat XX w. cechuje brak ekstremalnych wieloleci (od 2- do 10-lecia), które można przyporządkować jako lata suche lub lata mokre. Niskie wieloletnie zasoby wodne występowały od końca lat 20. do końca lat 30., wyższe – w połowie lat 40. Pod koniec lat 40., w latach 50., aż do połowy lat 60. wystąpiła kilkunastoletnia tendencja lat posusznych. Od połowy lat 50., w latach 60. i 70., aż do początku lat 80. XX w. zasoby wodne Polski systematycznie rosły, aż do pojawienia się atypowej serii niezwykle zasobnych wieloleci w latach 70. i na początku lat 80. XX w. W najzasobniejszym dziesięcioleciu (1974–1983) odpłynęło z Polski średnio $73,3 \text{ km}^3 \cdot \text{rok}^{-1}$. Wszystkie wielolecia z niskimi zasobami wystąpiły od końca lat 80. XX w., w dwóch przedziałach czasowych: w latach 90. wystąpiły 3-, 4-, 5-letnie serie, natomiast pozostałe

wielolecia grupują się w ostatnim dziesięcioleciu, począwszy od 2013 r. W czasie najuboższego wielolecia (2013–2022) średnio odpłynęło $\sim 50,4 \text{ km}^3$ wody.

Rys. 3.2 ilustruje znaczącą moc falkową dla cyklu o długości około 4 lat, szczególnie w latach 1915–1932, 1942–1945 oraz ponownie w latach 2009–2016. Oznacza to, że w tych latach odpływ rzeczny w Polsce wykazywał wyraźną około 4-letnią cykliczność. Moc i częstość tego cyklu zmieniały się w czasie, co odzwierciedla zmienność wzorców odpływu rzecznego, wynikającą z czynników klimatycznych, przede wszystkim ze zmienności opadów. Michalczyk i Paszczyk (2011) w analizie fourierowskiej przepływów rzecznych Odry i Wisły wykazali, że najważniejszymi cyklami wahań – wygenerowanymi przez swoisty (losowy) system przyrodniczy dorzecza Odry są cykle 3–6 letnie, zaś dla dorzecza Wisły krótsze o długości 2–4 lata.

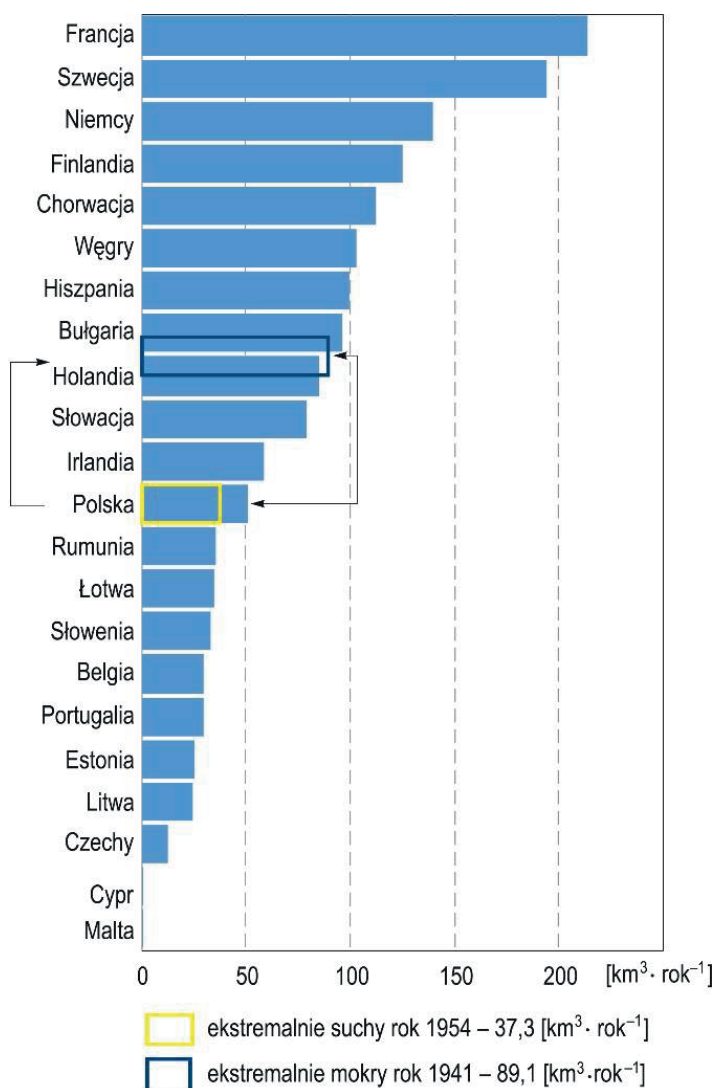


Rys. 3.2. Falkowe widmo mocy całkowitego odpływu rzecznego z terytorium Polski w okresie 1901–2022, obliczone za pomocą ciągłej transformaty falkowej. Źródło: opracowanie własne.

Fig. 3.2. Wavelet power spectrum of river outflow from the territory of Poland in the 1901–2022 period, calculated based on the continuous wavelet transform. Source: own elaboration.

Polska jest krajem o średnich zasobach wodnych wyrażonych w wartościach bezwzględnych ($V: \text{km}^3$), zajmującym 12. miejsce wśród krajów Unii Europejskiej pod względem wielkości tych zasobów. Przyporządkowanie ekstremalnych zasobów odnawialnych Polski (lata mokre lub suche) z lat 1901–2022 powodowałby jedynie przesunięcie pozycji Polski w górę rankingu krajów UE (rys. 3.3). Ekstremalnie suchy 1954 r. nie zmieniłby pozycji Polski, ponieważ ówczesny odpływ ($37,3 \text{ km}^3$) nadal przewyższałby odpływ średni w Rumuni ($35,4 \text{ km}^3$). Z kolei najwyższy odpływ z 1941 r. ($89,1 \text{ km}^3$) przesunąłby Polskę w rankingu o tylko trzy pozycje w górę – przed Holandię ($85,5 \text{ km}^3$), na pozycję 9. Powyższy ekstremalny zakres zmian odzwierciedla naturalne zasoby wodne Polski. Do krajów o niskich odnawialnych zasobach wód powierzchniowych należą Malta i Cypr, natomiast Francja i Szwecja charakteryzują się wysokimi zasobami.

Udział zasobów własnych Polski w zasobach całkowitych na tle krajów UE jest wysoki, co stanowi cenny walor przyrodniczy wynikający z położenia geograficznego. Zmiany klimatu przyczyniają się jednak do przyspieszenia obiegu wody w cyklu hydrologicznym, zwiększonego parowania wody i narastających niedoborów wody na świecie. W UE największe odnawialne zasoby autochtoniczne mają kraje wyspiarskie (Malta, Cypr), a także Dania i Hiszpania, zaś w pozostałych krajach udział wód zewnętrznych wzrasta, a rola wód własnych maleje (rys. 3.4). Wysoki udział wód



Rys. 3.3. Całkowite odnawialne zasoby wodne Polski w dekadzie 2012–2021 na tle krajów UE.

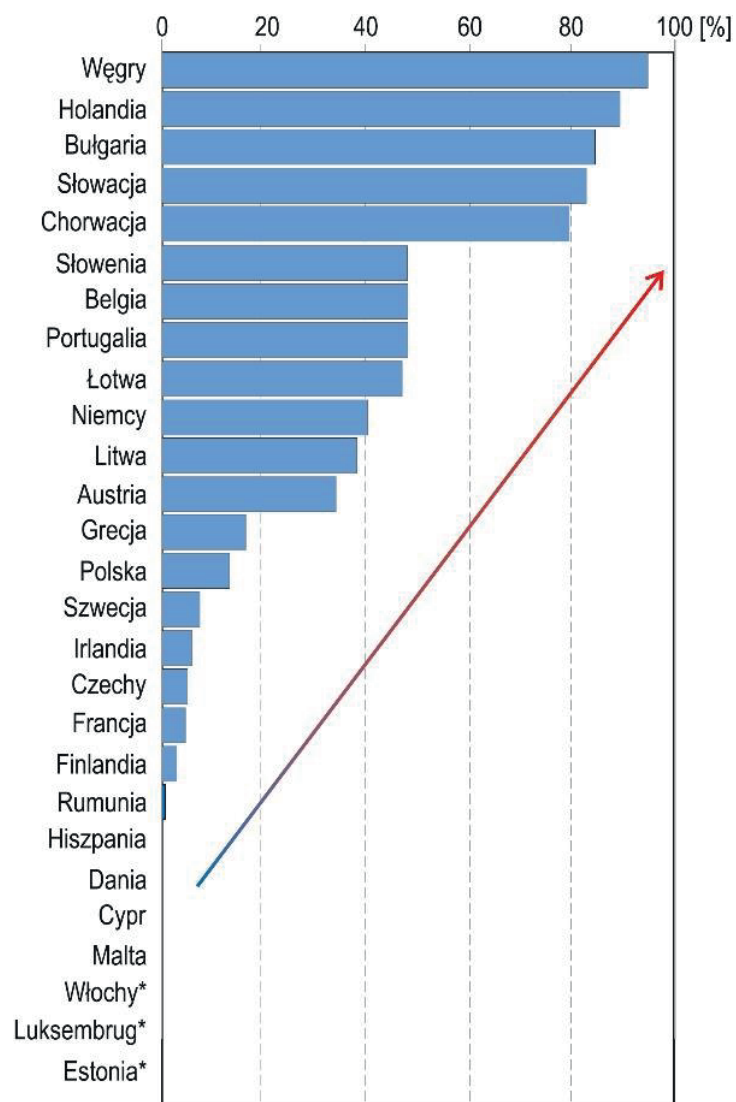
Źródło: opracowanie własne na podstawie danych EUROSTAT.

Fig. 3.3. Total renewable freshwater resources of Poland in the decade 2012–2022, in comparison with other EU countries.

Source: own elaboration based on EUROSTAT database.

obcych (>75%) mają: Chorwacja, Słowacja, Bułgaria, Holandia, a na Węgrzech jest on najwyższy (94,3%). W UE w największym dorzeczu Dunaju (805 tys. km²) leży 10 krajów: Niemcy, Austria, Słowacja, Węgry, Chorwacja, Serbia, Rumunia, Bułgaria, Mołdawia i Ukraina, natomiast w dorzeczu Renu 6 krajów: Szwajcaria, Liechtenstein, Austria, Niemcy, Francja i Holandia. W przypadku ekstremalnych niedoborów wody w tych państwach może dochodzić do silnej konkurencji w pozyskiwaniu, zatrzymywaniu wody na własnym terytorium, co sprawia, że woda może stać się potencjalnie bardzo poważnym czynnikiem konfliktogennym.

W bilansie wodnym Polski w 5-leciu (2017–2021) największą część (78,1%) sum opadów stanowią straty wody związane z ewapotranspiracją, która obejmuje biofizyczną transpirację roślin oraz fizyczną ewaporację z powierzchni roślinności, gleby i wody (rys. 3.5). Pozostałą część wody stanowi odpływ (~21,9%). Dorzeczem Wisły odpływa 64,8% wody, Odry – 30,2%, a pozostałe 5,0% – z Zalewu Szczecińskiego i Wiślanego oraz z rzek Przymorza (bezpośrednio do Morza Bałtyckiego).



* brak danych

Rys. 3.4. Udział własnych zasobów odnawialnych Polski na tle UE.

Strzałka oznacza wzrost czynnika konfliktogenego.

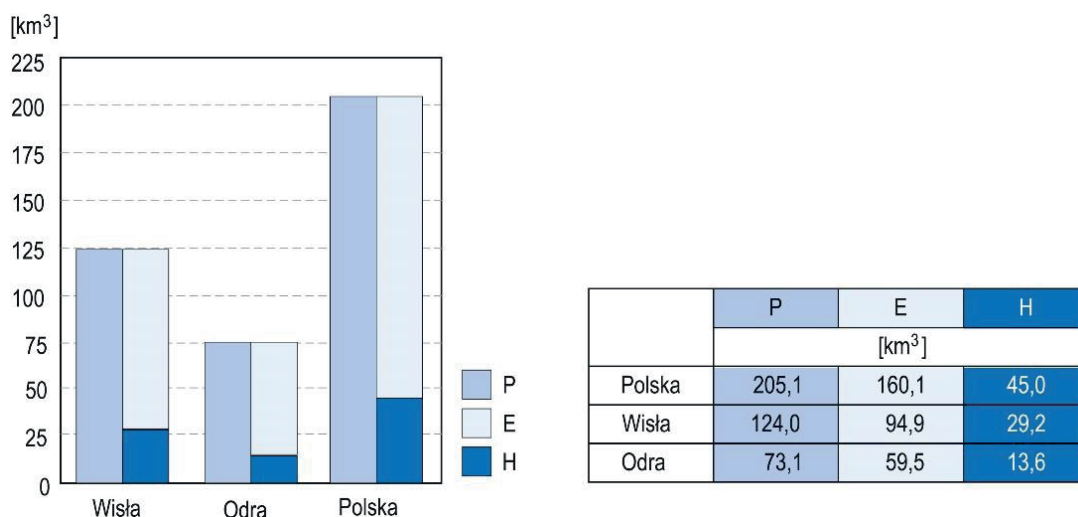
Źródło: opracowanie własne na podstawie bazy danych EUROSTAT.

Fig. 3.4. The share of Poland's own renewable resources (autochthonic) in comparison to the EU.

The arrow indicates an increase in the conflict-inducing factor

Source: own elaboration based on EUROSTAT database.

Marszelewski (2017) szacuje, że ok. 70% wody z opadów jest zużywane przez roślinność w obrębie gruntów ornych, użytków zielonych i lasów – jest to tzw. woda zielona, zaś pozostałą część stanowi woda niebieska, obejmująca ciek i wody podziemne. Proporcje w/w składowych w ilości odparowanej wody są determinowane klimatem, gdzie warunki meteorologiczne wpływają na deficyt pary wodnej w atmosferze, natomiast pokrycie terenu, zwłaszcza roślinność, kształtuje bilans energetyczny powierzchni łądu oraz ilość zatrzymywanej wody. Araźny i in. (2023) oraz Somorowska (2022 a, b) wykazali, że w ciągu ostatnich czterech dekad (1980–2020) na znacznej części obszaru Polski wystąpił znaczny wzrost parowania. Twardosz, Walanus, Guzik (2021), Ustrnul, Wypych, Czekierda (2021) wskazują, że wzrost ewapotranspiracji był wynikiem podniesienia się średniej temperatury powietrza. Matusz-



Rys. 3.5. Całkowite odnawialne zasoby wodne Polski w latach 2017–2021

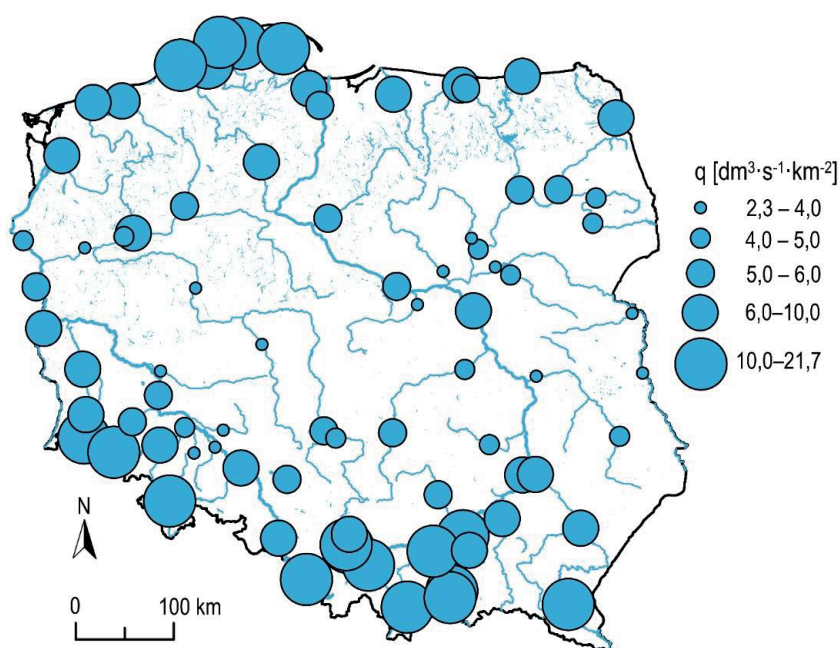
Objaśnienia: P – opad, E – ewapotranspiracja, H – odpływ
 Źródło: opracowanie własne na podstawie danych EUROSTAT

Fig. 3.5. Total renewable freshwater resources in Poland in the years 2017–2021

Explanations: P – rainfall, E – evapotranspiration, H – runoff.
 Source: own elaboration based on EUROSTAT database.

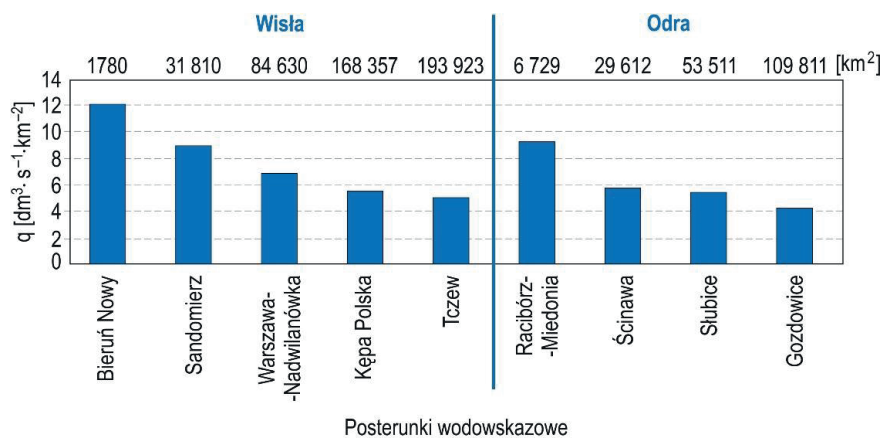
ko i in. (2021) wykazują również zwiększenie nasłonecznienia, zaś Araźny i in. (2023) obniżenie wilgotności względnej, szczególnie w sezonie wegetacyjnym. Somorowska (2022 a, b) wykazała, że w latach 1980–2020 coraz wyższe temperatury powietrza i niewielki wzrost opadów skutkują silniejszym rozwojem roślinności, zatem wzrosła istotnie transpiracja ($0,87 \text{ mm} \cdot \text{rok}^{-1}$) i straty w procesie intercepcji ($0,68 \text{ mm} \cdot \text{rok}^{-1}$), które nie zostały skompensowane przez spadek parowania i sublimacji z powierzchni gleby. W tym czasie wystąpił istotny wzrost parowania ($1,36 \text{ mm} \cdot \text{rok}^{-1}$), szczególnie w miesiącach letnich. Wykazała także, że w wieloletniu 2007–2020 parowanie było wyższe o 7% niż w latach 1980–2006. Obserwowany wzrost temperatury powietrza i niewielki przyrost opadu będą mieć znaczący wpływ na składowe bilansu wodnego, w tym na całkowite zasoby odnawialne. Wody dyspozycyjnej w perspektywie długookresowej będzie mniej.

W ostatnim 30-leciu (1991–2020) średni odpływ jednostkowy w dorzeczu Wisły (wodowskaz Tczew) wynosił $5,13 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$ i był wyższy o $\sim 17,7\%$ niż w dorzeczu Odry (wodowskaz Gozdowice) $4,36 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$ (baza danych IMGW). Dla porównania Fal, Bogdanowicz (2002) oszacowały zasoby wodne Polski dla 2. połowy XX w. (1951–2000). Wówczas średni odpływ jednostkowy w dorzeczu Wisły wynosił $5,56 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$ i był wyższy o $\sim 15,1\%$ niż w dorzeczu Odry ($4,83 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$). Zasoby wód powierzchniowych w Polsce są słabiej zróżnicowane w kierunku od zachodu (dorzecze Odry) do wschodu (dorzecze Wisły), niż w układzie południe – północ (Karpaty, Sudety, wyżyny, niziny, pojezierza i pobrzeże) (rys. 3.6 i 3.7). W tej relacji przestrzennej można dostrzec zdecydowanie większy wpływ wysokości terenu na sumę opadu niż napływu mas powietrza z kierunku zachód–wschód.



Rys. 3.6. Zróżnicowanie przestrzenne średniego odpływu jednostkowego z wielolecia 1991–2020
Źródło: opracowanie własne na podstawie bazy danych IMGW.

Fig. 3.6. Spatial variation of the average specific runoff for the 1991–2020 period
Source: own elaboration based on IMGW database.



Rys. 3.7. Odpływ jednostkowy w profilu podłużnym dla Wisły i Odry wraz z powierzchnią zlewni.
Źródło: opracowanie własne na podstawie bazy danych IMGW.

Fig. 3.7. Specific runoff in the longitudinal profile of the Vistula and Oder rivers,
along with the catchment area.
Source: own elaboration based on IMGW database.

3.3. ZAPISKI HISTORYCZNE – ZJAWISKA EKSTREMALNE W POLSCE

Pomijając zmiany klimatyczno-hydrologiczne w skali geologicznej, warto przytoczyć informacje zawarte w źródłach historycznych (*Rocznikach, czyli kronikach sławnego Królestwa Polskiego* Jana Długosza) na temat zasobów wodnych. Szczególnie dramatyczne opisy dotyczą niedoborów i nadmiarów wody.

Rok 1473: *Susza nadzwyczajna wielkie w Polsce zrzędza szkody. Rok ten był pamiętny dla całej Europy i dla królestwa polskiego nadzwyczajnymi słońca upały i suszą nieprzerwaną; pojawienie się bowiem poprzednie komety zrzędziło niesłychane skwary i brak wody, tak iż źródła wszystkie powysychały i największe rzeki w Polsce można było w bród przebywać. Nie tylko pod Krakowem, Sandomierzem, Warszawą, Płockiem, ale i pod Toruniem Wisła tak była płytka. Palily się we wszystkich stronach Polski lasy, bory, krzaki i zarośla ogniem niewstrzymanym, który nie dał się ugasić, póki wszystkiej drzewiny z korzeniem nie strawił. Słychać było wszędy trzask i łomot upadających drzew. Pasięki także i barcie w lasach pogorzały, zasiewy wiosenne zbyt nia susza powypalała. Bydłęta, które trawę razem z piaskiem głodały, pozamulały w sobie trzewia, skąd wielki nastąpił pomorek* (Wyrozumski 2004).

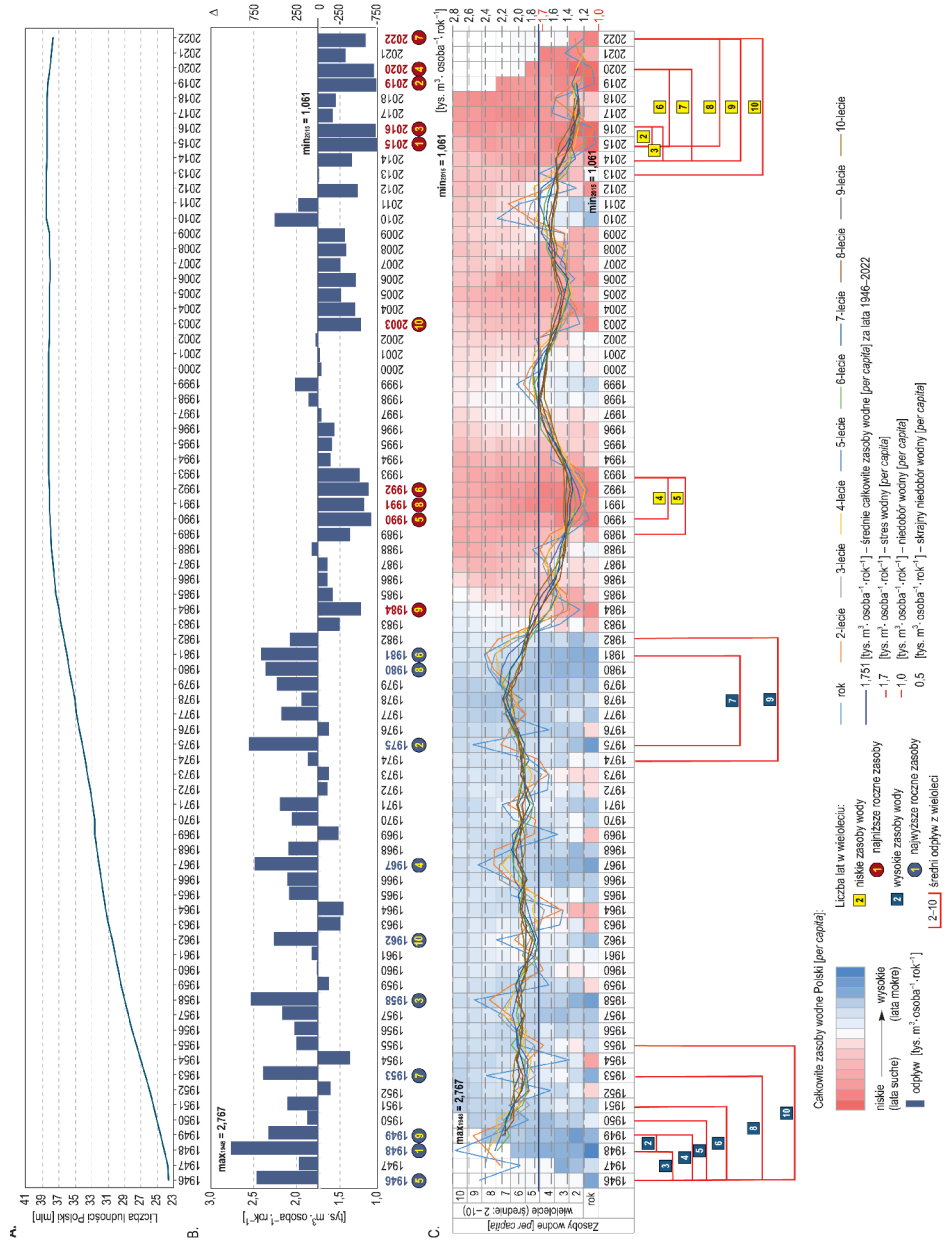
Sto kilkadziesiąt lat wcześniej nadmiar wody skutkował głodem.

Rok 1315: *Głód straszny w Polsce. Po ucieszeniu się wojen zewnętrznych i zamieszek domowych w Polsce sroższy nad wszystkie wojny głód nawiedził ją nową klęską. Gdy bowiem przy długim nadzwyczaj trwaniu śniegów nadeszła chwila wiosny, zasiewy polne zakryte zimową odzieżą przed działaniem słońca wymokły i niszczały. Z tej przyczyny wynikły głód powszechny wielu wieśniaków utrapił i niemalą liczbę ludzi swoją srogością wytępił* (Skowronek, 2009).

W innej części kronikarz przytoczył niezwykle wstrząsający opis.

Rok 1319. *Głód ciężki w Polsce zmusza mieszkańców do żywienia się ludzkimi ciałami. Głód, który przez dwa lata poprzednie królestwu polskiemu srodze dojmował, przedłużając się jeszcze na rok trzeci i z większą niż wprzódy wzmagając wszędy srogością, do takiej ludzi przywiódł ostateczności, że (strach powiedzieć!) rodzice dzieci, a dzieci rodziców z głodu zabijały i jadły. Niektórzy ciała wisielców z szubienicy odrywali i zjadali. Inni przy wymorzonych i słabych żołądkach dorwawszy się zbyt chciwie jadła padali i umierali* (Skowronek, 2009).

Przytoczone zapisy historyczne są cennym źródłem wiedzy i powinny skłonić do refleksji nad przyrodą. Fragmenty te dokumentują różne zjawiska: bardzo niski przepływ wody (susza hydrologiczna), nadmiar wody, zasięg przestrzenny (Europa), skutki środowiskowe (pożary lasów) oraz klęski humanitarne (głód). To opis dramatyczny, traumatyczny w wymiarze rodzinnym i społecznym (Żelazny 2024). Jan Długosz odnotował nie tylko pojedynczą suszę, ale – co budzi szczególny niepokój – serie lat suchych. Skoro zjawisko to wystąpiło z taką siłą w XIV i XV w., to dlaczego miałyby się nie powtórzyć?



Rys. 3.8. Calkowite odnawialne zasoby wodne Polski *per capita* w latach 1946-2022

Źródło: opracowanie własne na podstawie: Fal 1993, Biuletyn IMGW 2022.

Fig. 3.8. Total renewable freshwater resources per capita in Poland in the years 1946-2022

Source: own elaboration based on: Fal 1993, Biuletyn IMGW 2022.

3.4. ODNAWIALNE CAŁKOWITE ZASOBY WODNE *PER CAPITA*

Wielkość zasobów wód można ocenić, wykorzystując wskaźnik dostępności wody, który określa jednostkowe, całkowite zasoby odnawialne przypadające na mieszkańca (*per capita*) na rok. Jest to wskaźnik często interpretowany w gospodarce i wykorzystywany przy ocenie zasobów wodnych. Według raportu Organizacji Narodów Zjednoczonych (Falkenmark i in. 1989), kraj doświadcza tzw. stresu wodnego (*water stress*), gdy roczna wielkość zasobów wodnych spada poniżej 1,7 tys. m³ *per capita*. Przy zasobach wodnych poniżej 1,0 tys. m³ *per capita*, występuje niedobór wody (*scarcity*), natomiast wartości poniżej 0,5 tys. m³ *per capita* świadczą o skrajnym niedoborze wody (*absolute scarcity*) w danym kraju.

Na rys. 3.8 zestawiono jednostkowe zasoby wodne *per capita* od 1946 r. na tle: A. liczby ludności Polski, B. średniej z wielolecia, C. wielolecia od 2 do 10. W skali barw zilustrowano zaś najzasobniejsze i najuboższe lata.

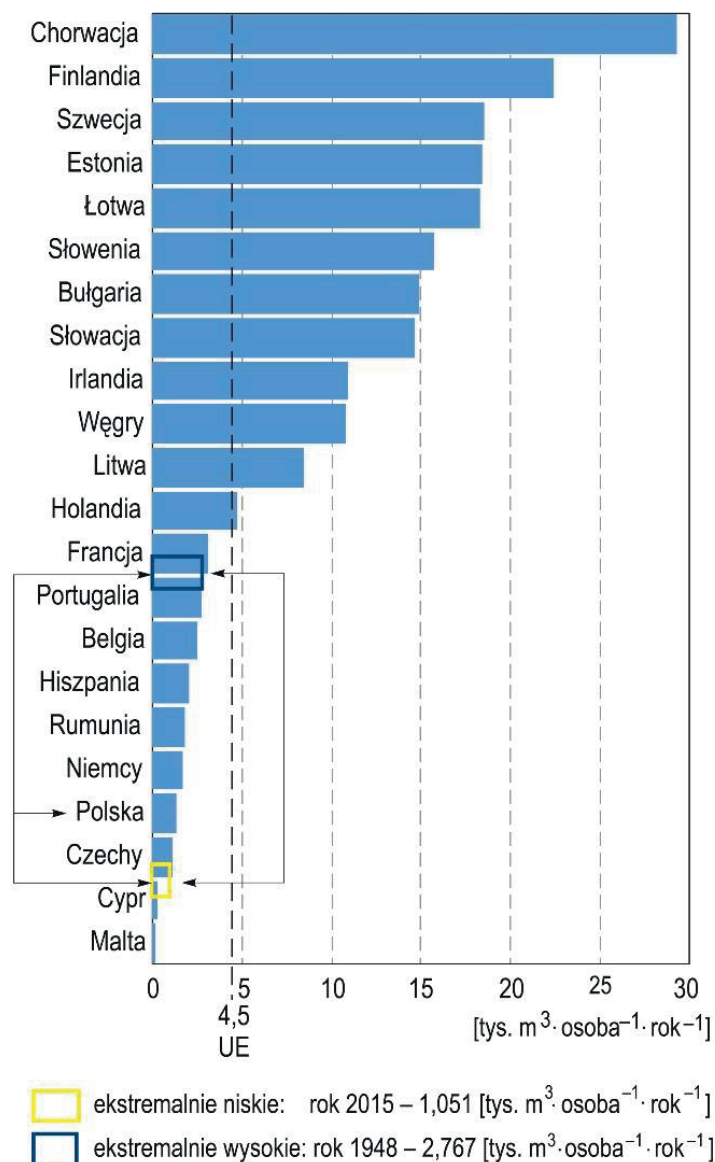
W ostatnim 77-leciu średnie całkowite zasoby wody *per capita* wynosiły 1,751 tys. m³·osobę⁻¹·rok⁻¹ i zmieniały się od najwyższych (2,767 tys. m³·osobę⁻¹·rok⁻¹) w 1948 r. do najniższych (1,061 tys. m³·osobę⁻¹·rok⁻¹) w 2015 r. W tym czasie liczba ludności Polski zmieniała się: od 25 mln w 1946 r. do 38 mln w 2022 r. (GUS). Dla porównania średnie zasoby wodne dostępne dla Europejczyka wynoszą 4,560 tys. m³·osobę⁻¹·rok⁻¹, czyli 2,6 razy więcej.

W czasie powojennym występują dwa odmienne przedziały czasowe: do początku lat 80. występowały wysokie, zaś po nich niskie zasoby wodne *per capita*. Wszystkie zasobne pojedyncze lata wystąpiły do 1981 r., natomiast wielolecia: 2, 3, 4, 5, 6, 8 i 10 – do 1955 r. Jest to konsekwencja niskiej liczby ludności Polski po II wojnie światowej. Szybki przyrost ludności w okresie powojennym w latach 1946–1974 (10,2 mln ludności) oraz wzrost (2,2 mln ludności) do 1982 r. nałożył się w czasie na najwyższe zasoby wodne Polski. To wówczas wystąpiły najzasobniejsze 7- i 9-lecie. Od początku lat 80. XX w. zasoby *per capita* były zwykle niższe od średniej; wyższe odnotowano jedynie w 2010 r. (V–VI). Wówczas wystąpiła katastrofalna powódź w Polsce i w Europie Środkowej. Również w 2011 r. zasoby te były wyższe. Nieco wyższe zasoby *per capita* wystąpiły także w latach 1988, 1998, 1999, 2002, zaś w pozostałych okresach były niższe od średnich.

W ostatnim dziesięcioleciu XXI w. wystąpiło aż pięć z 10 lat o niskich zasobach wodnych *per capita*: 2015 r. (pozycja 1), 2019 r. (pozycja 2), 2016 r. (pozycja 3), 2020 r. (pozycja 4) i 2022 r. (pozycja 7). Druga seria wystąpiła w latach: 1984, 1990–1992, 2003 r. W tym okresie zanotowano też większość najuboższych wielolecia (tj. 10, 9, 8, 7, 6, 3 i 2), natomiast w latach 90. XX w. jedynie 4- i 5-lecie, wówczas jedyny raz wystąpiły trzy kolejne (1990–1991–1992) niezwykle suche lata.

Na tle krajów UE średni wskaźnik dostępności wody *per capita* pozycjonuje Polskę na 4. miejscu od końca (rys. 3.9). Niższe wartości wskaźnika dostępności wody mają tylko Czechy oraz położone w klimacie śródziemnomorskim Cypr i Malta.

Gdyby przyjąć, że w Polsce zasoby *per capita* byłyby równe średniej dla UE (4,560 tys. m³·osobę⁻¹·rok⁻¹), to w takim odniesieniu całkowite roczne zasoby wody w Polsce wynosiłyby około 156,2 km³ (porównaj z rys. 3.3) wówczas wody byłoby o 213% więcej niż w najbardziej zasobnym powojennym 1981 r. i o 226% więcej niż w najbardziej zasobnej w wodę dekadzie 1974–1983. Dla porównania w czasie katastrofalnej powodzi w 1997 r. objętość pierwszej i drugiej fali na Nysie Kłodzkiej (do zbiornika Otmuchów) określono na ~0,741 km³ (Dubicki 1999), co oznacza, że



Rys. 3.9. Całkowite odnawialne zasoby wodne Polski *per capita* w dekadzie 2012–2021 na tle krajów UE

Źródło: opracowanie własne na podstawie: bazy danych EUROSTAT, Fal 1993, Biuletyn IMGW 2022.

Fig. 3.9. Total renewable freshwater resources of Poland *per capita* in the 2012–2021 decade compared to EU countries

Source: own elaboration based on EUROSTAT database, Fal 1993, Biuletyn IMGW 2022.

aby osiągnąć wartość średnich zasobów wody *per capita* w UE, w Polsce musiałyby wystąpić w ciągu jednego roku aż 129 fal powodziowych o wspomnianej objętości. Według szacunków Jokiela i Bartnika (2017) objętość wody w trakcie wezbrań w dużych rzekach górskich i nizinnych Polski przekracza często 1 km³. Natomiast największa powódź roztopowa w Polsce w 1979 r. miała objętość 18,2 km³. Zatem byłyby to nawodnienia tak wysokie, że nie znajdują analogicznej sytuacji hydrologicznej w ostatnim 122-leciu.

Wartość interpretacyjna wskaźnika *per capita* w proponowanych wartościach granicznych jest wątpliwa, nie uwzględnia naturalnych uwarunkowań przyrodniczych, znaczenia chociażby relacji zasobów własnych do obcych czy faktycznego

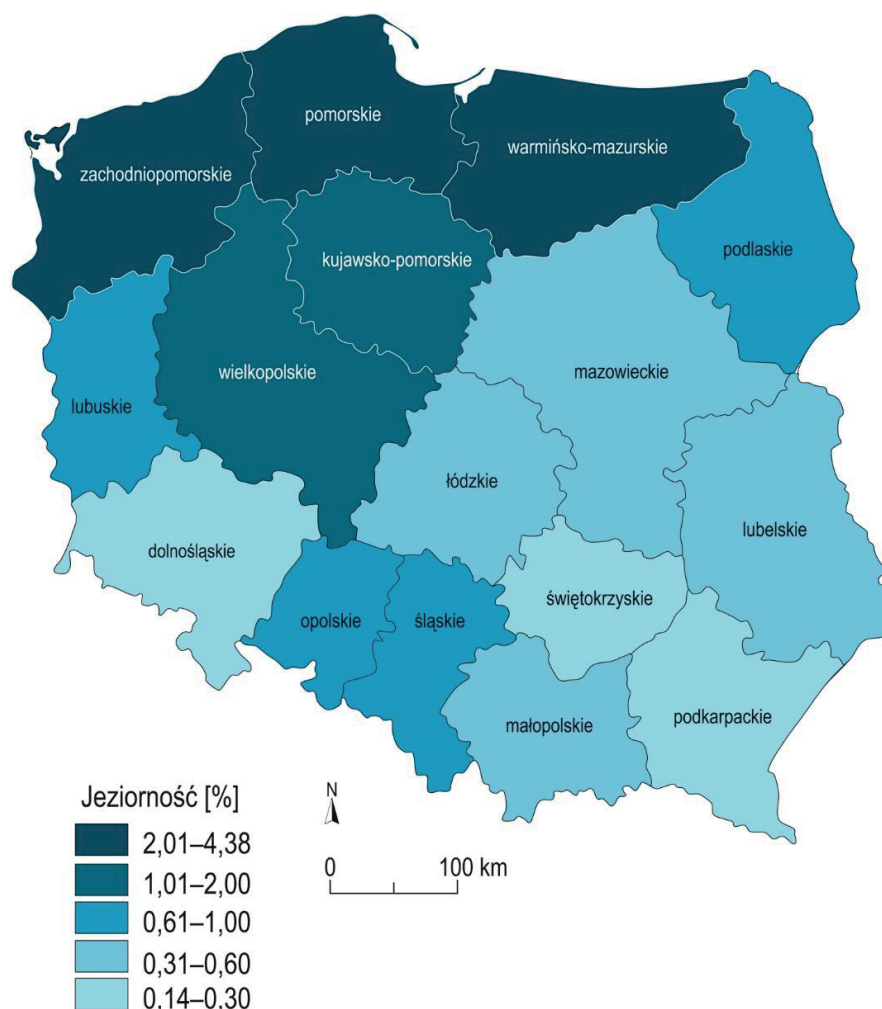
zapotrzebowania na wodę. Interpretowanie zasobów wodnych wskaźnikiem *per capita* w odniesieniu do zmian klimatu nie jest właściwym podejściem, albowiem ważniejsze są rzeczywiste potrzeby wodne w odniesieniu do zróżnicowania przestrzennego i zmienności czasowej.

Przyporządkowanie ekstremalnych zasobów odnawialnych *per capita* z lat 1946–2022 do średnich wartości skutkuje znacznym przesunięciem pozycji Polski w rankingu dostępności wody na tle krajów UE. Ekstremalnie niskie zasoby w 2015 r. ($1,051 \text{ tys. m}^3 \cdot \text{osobę}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$) skutkowały spadkiem o jedną pozycję, czyli przed Czechy. Natomiast najwyższe zasoby *per capita* w 1948 r. ($2,767 \text{ tys. m}^3 \cdot \text{osobę}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$) przesunęłyby Polskę w rankingu o 5 pozycji w górę, przed Portugalię ($2,762 \text{ tys. m}^3 \cdot \text{osobę}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$), na pozycję 14. Podobnie jak w przypadku zasobów wyrażonych w liczbach bezwzględnych, do krajów o najmniejszych odnawialnych zasobach wód powierzchniowych *per capita* należy Malta, nieco większe zasoby mają mieszkańcy Cypru, zaś największe Chorwacji.

Warto na ten wskaźnik popatrzeć z nieco innej perspektywy. Wartość graniczną niedoboru wodnego ($<1,0 \text{ tys. m}^3 \cdot \text{osobę}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$) należy zestawić ze zużyciem wody w polskiej gospodarce komunalnej *per capita*, które w ostatnich latach wynosi $\sim 33,5 \text{ m}^3 \cdot \text{osobę}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. W tym kontekście nadwyżka zasobów wodnych do wartości granicznej niedoboru wody jest bardzo wysoka (\sim trzydziestokrotna). Na tle UE mieszkaniec Polski zużywa jedynie $92 \text{ dm}^3 \cdot \text{osobę}^{-1} \cdot \text{dobę}^{-1}$, Europejczyk $120 \text{ dm}^3 \cdot \text{osobę}^{-1} \cdot \text{dobę}^{-1}$, natomiast najwięcej Włosi ($243 \text{ dm}^3 \cdot \text{osobę}^{-1} \cdot \text{dobę}^{-1}$), dalej Bułgarzy ($191 \text{ dm}^3 \cdot \text{osobę}^{-1} \cdot \text{dobę}^{-1}$) i Chorwaci ($182 \text{ dm}^3 \cdot \text{osobę}^{-1} \cdot \text{dobę}^{-1}$), zdecydowanie mniej: Estończycy $70 \text{ dm}^3 \cdot \text{osobę}^{-1} \cdot \text{dobę}^{-1}$, Litwini $61 \text{ dm}^3 \cdot \text{osobę}^{-1} \cdot \text{dobę}^{-1}$, a najmniej Maltańczyki ($50 \text{ dm}^3 \cdot \text{osobę}^{-1} \cdot \text{dobę}^{-1}$). Spośród wybranych krajów europejskich poza UE najwięcej wody zużywa się w Norwegii ($176 \text{ dm}^3 \cdot \text{osobę}^{-1} \cdot \text{dobę}^{-1}$) i Szwajcarii ($170 \text{ dm}^3 \cdot \text{osobę}^{-1} \cdot \text{dobę}^{-1}$). Mieszkaniec UE zużywa o $\sim 30\%$ więcej wody, a Norwedzy o $\sim 91\%$ więcej niż mieszkaniec Polski. W odniesieniu do powyższego wskaźnika można przeprowadzić prosty eksperyment myślowy i hipotetycznie założyć, że mieszkańcy Polski mieszkają tylko w jednej aglomeracji i dodatkowo w dorzeczu jednej rzeki. W takim scenariuszu 38 mln osób zużywałoby w gospodarstwie domowym ($92 \text{ dm}^3 \cdot \text{osobę}^{-1} \cdot \text{dobę}^{-1}$) łącznie $3\,496\,000 \text{ m}^3 \cdot \text{dobę}^{-1}$, co odpowiada średniemu przepływowi rzeki wynoszącemu około $40,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. W tym ujęciu zlewnia rzeki Pilicy (wodowskaz Białobrzegi) o powierzchni $8\,665 \text{ km}^2$ ($2,7\%$ powierzchni Polski) i średnim przepływie $41,6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ w latach 1951–2000, mogłaby teoretycznie zaspokoić potrzeby wszystkich mieszkańców Polski, zaś mniejsza zlewnia rzeki Dunajec w Nowym Sączu ($4\,338 \text{ km}^2$), odwadniająca Karpaty, gdzie zasoby są zdecydowanie wyższe ($67,9 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), zaspokoiłaby o połowę większą populację. Te przykłady ilustrują, że zasoby wodne tylko w tej jednej kategorii (gospodarka komunalna) są wystarczające i generowane już w średnich powierzchniowo zlewniach Polski. Należy pamiętać, że woda użyta w gospodarstwie domowym jest zwracana do zlewni (ok. 80%) jako składowa antropogeniczna i w procesach naturalnych ulega samooczyszczeniu, a po zastosowaniu odpowiedniej technologii jest ponownie wykorzystywana w gospodarce; pełni inne funkcje w ekosystemie lub ponownie służy zaopatrzeniu ludności.

3.5. JEZIORA I SZTUCZNE ZBIORNIKI WODNE

W Europie jest ok. 1,5 miliona jezior o powierzchni większej niż 0,001 km². Około ~500 000 z nich ma powierzchnię >0,01 km² (Kristensen, Hansen 1994). Większość europejskich jezior występuje w Północnej Europie, gdzie zajmują 5-10% powierzchni terenu (na 100 km²). Całkowita powierzchnia europejskich jezior i sztucznych zbiorników wodnych jest nieco mniejsza niż powierzchnia Polski, (~300 000 km²), z czego ok. 1/3 stanowią sztuczne zbiorniki wodne. Objętość jezior wynosi 3 300 km³, a zbiorników sztucznych – 800 km³ (poza Morzem Kaspijskim) (Heinonen i in. 2000). Według Chońskiego (2007, 1991a, b, 1992, 2017) w Polsce jest 7 081 jezior o powierzchni >1 ha, a ich całkowita powierzchnia wynosi 2 813,77 km². Jeziorność Polski wynosi 0,90%, co stanowi 1,4% liczby oraz 0,94% powierzchni europejskich jezior. Zróżnicowanie jeziorności w Polsce jest znaczne, co ilustruje mapa jeziorności na tle podziału administracyjnego Polski (rys. 3.10).



Rys. 3.10. Zróżnicowanie wskaźnika jeziorności [%] w Polsce w podziale na województwa

Źródło: opracowanie własne na podstawie bazy danych GUS

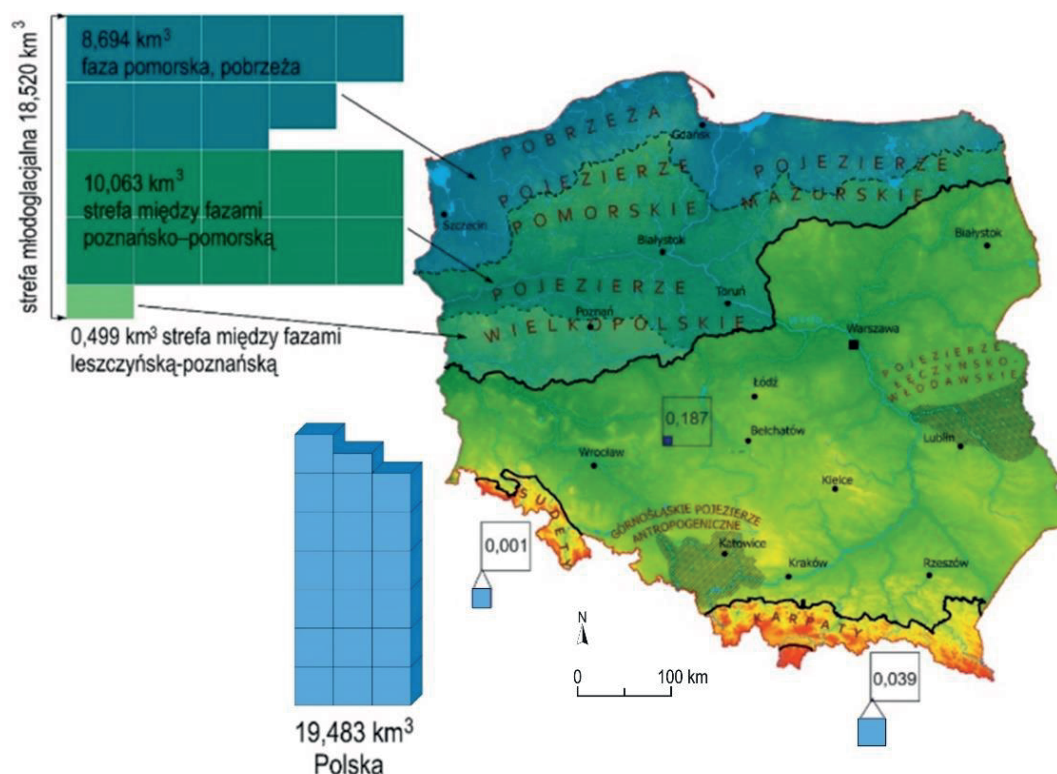
Fig. 3.10. Variation in the lake index [%] in Poland by voivodeship.

Source: own elaboration based on GUS database.

Wysoki udział powierzchni jezior w odniesieniu do granic administracyjnych występuje w Północnej Polsce: maksymalna jeziorność występuje w województwie

warmińsko-mazurskim, gdzie lokalnie przekracza ona 15%/100 km² (Grudziak 1996), zaś minimalna – w podkarpackim i świętokrzyskim. Choiński (2007), Choiński i Skowron (2021) oszacowali zasoby wód jeziornych w Polsce na 19,7 km³, co odpowiada warstwie wody równej 63 mm.

Geneza 90% polskich jezior jest związana z ostatnim plejstoceniowym zlodowaczeniem Wisły, wynika z procesów klimatycznych, hydrologicznych i geomorfologicznych. Jeziora te znajdują się w utworach plejstoceniowych i mają charakterystyczne misy typu rynnowego, moreny dennej i wytopiskowego, zaś pozostałe 10% jezior pochodzi z holocenu, np. jeziora powstałe na Pobrzeżu Morza Bałtyckiego. Najwięcej jezior występuje pomiędzy zasięgiem fazy poznańskiej a pomorskiej, gdzie 3 998 z nich ma największą sumaryczną powierzchnię (1 447 km²) i największe zasoby wodne (10,0 km³; rys. 3.11). Na północ od fazy pomorskiej występuje 2 443 jezior o powierzchni 1 216 km² i zasobach wodnych 8,69 km³, najmniej jezior (352 o powierzchni 121,2 km² i zasobach 0,499 km³) występuje między fazą leszczyńską i poznańską. Na Pojezierzu Mazurskim 2 061 jezior zajmuje powierzchnię 1308,8 km². Więcej jezior (3 381) występuje na Pojezierzu Pomorskim, jednak ich powierzchnia jest mniejsza i wynosi 1041,97 km² (Choiński 2017).



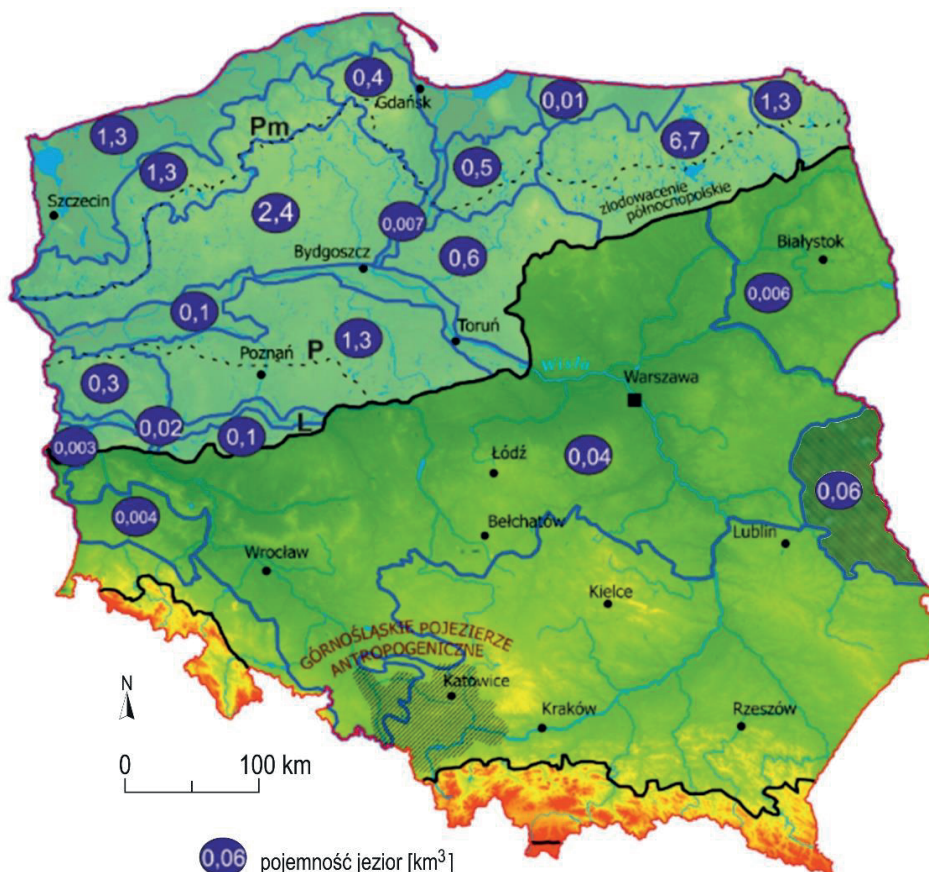
Rys. 3.11. Zasoby wodne jezior na tle faz zlodowaczenia północnopolskiego.

Źródło: opracowanie własne na podstawie: Choiński 2017, Borowiak 2017, Rzętała 2008, 2017.

Fig. 3.11. Lake water resources in the context of the phases of the north polish glaciation.

Source: own elaboration based on: Choiński 2017, Borowiak 2017, Rzętała 2008, 2017.

Sobolewski i in. (2014) zestawili pojemność jezior większych niż 50 ha w podziale na regiony fizycznogeograficzne (podprowincje i makroregiony). Sumaryczna objętość jezior wyniosła 16,5 km³ (Rys. 3.12), a najzasobniejsze było Pojezierze Wschodniobałtyckie (8,0 km³), w tym Pojezierze Mazurskie (6,7 km³) i Pojezierze Litewskie (1,3 km³).



Rys. 3.12. Zasoby wodne (zapas) jezior na tle regionów fizycznogeograficznych Polski.

Źródło: opracowanie własne na podstawie Sobolewski i in., 2014.

Fig. 3.12. Water resources (reserve) of lakes in the context of the physical-geographical regions of Poland.

Source: own elaboration based on Sobolewski i in., 2014.

W tabelicy 3.1 zestawiono 10 największych jezior pod względem powierzchni, głębokości i pojemności. Śniardwy mają największą powierzchnię wśród jezior w Polsce (113,4 km²), co stanowi ok. 4% wszystkich jezior, zaś najgłębszym jeziorem jest Hańcza (108,5 m), z kolei największą pojemność ma Jezioro Mamry (1003,4 mln m³), co stanowi ~5% zasobów wód jeziornych.

Liczba jezior, ich powierzchnia i pojemność zmniejszają się na skutek obniżania się poziomu wody w jeziorach oraz gromadzenia osadów w misach jeziornych. Wśród kluczowych przyczyn podaje się m.in. wylesianie obszarów w sąsiedztwie jezior, włączanie jezior do systemów odpływu powierzchniowego, różne prace hydrotechniczne i melioracyjne, które obniżyły poziom wód gruntowych w regionie, oraz zmiany klimatu (Choiński 1991b; Skowron, Jaworski 2017). Choiński (2017a) wykazał, że sumaryczna powierzchnia jezior na Pojezierzu Pomorskim zmniejszyła się o 9,6% w przeciągu 40–50 lat. Skowron i Jaworski (2017) stwierdzają, że naturalna sukcesja roślin na pojezierzach skutkuje zmniejszeniem ich powierzchni o 1,9% w przeciągu 60 lat, zaś Choiński i in. (2016) oszacowali, że w Północno-Zachodniej Polsce jeziorność zmniejsza się w tempie 7,7% na 50 lat.

Sztuczne zbiorniki wodne budowane od kilku wieków mają różną genezę i w większości są wielofunkcyjne (Choiński 2007; Rzętała 2008). Rzętała (2017) zauważa, że wśród sztucznych zbiorników, ze względu na genezę, wyróżnia się naj-

Tablica 3.1.

Jeziora o największej powierzchni, maksymalnej głębokości i pojemności w Polsce

Table 3.1.

Lakes with the largest surface area, maximum depth, and volume in Poland

Cecha	Lp.	Jezioro	Województwo	Powierzchnia [km ²]	Głębokość maks. [m]
Jeziora o największej powierzchni	1	Śniardwy	warmińsko-mazurskie	113,4	23,4
	2	Mamry	warmińsko-mazurskie	102,8	43,8
	3	Łebsko	pomorskie	71,4	6,3
	4	Dąbie	zachodniopomorskie	56,0	4,2
	5	Miedwie	zachodniopomorskie	35,3	43,8
	6	Jeziorak	warmińsko-mazurskie	32,2	12,0
	7	Niegocin	warmińsko-mazurskie	26,0	39,7
	8	Gardno	pomorskie	24,7	2,6
	9	Jamno	zachodniopomorskie	22,4	3,9
	10	Gopło	kujawsko-pomorskie	21,5	16,6
Jeziora najgłębsze	1	Hańcza	podlaskie	3,1	108,5
	2	Drawsko	zachodniopomorskie	17,8	79,7
	3	Wielki Staw	małopolskie	0,3	79,3
	4	Czarny Staw	małopolskie	0,2	76,4
	5	Wigry	podlaskie	21,2	73,0
	6	Wdzydze	pomorskie	14,6	68,7
	7	Wuksniki	warmińsko-mazurskie	1,2	68,0
	8	Babięty Wlk.	warmińsko-mazurskie	2,5	65,0
	9	Morzycko	zachodniopomorskie	3,4	60,0
	10	Ciecz (Trześniowskie)	lubuskie	1,9	58,8
Jeziora o największej pojemności	1	Mamry	warmińsko-mazurskie	102,8	1003,4
	2	Miedwie	zachodniopomorskie	35,3	681,7
	3	Śniardwy	warmińsko-mazurskie	113,4	660,2
	4	Wigry	podlaskie	21,2	336,7
	5	Drawsko	zachodniopomorskie	17,8	333,4
	6	Niegocin	warmińsko-mazurskie	26,0	258,5
	7	Tały-Ryńskie	warmińsko-mazurskie	18,3	248,4
	8	Wdzydze	pomorskie	14,6	220,8
	9	Lubie	zachodniopomorskie	14,4	169,9
	10	Łańskie	warmińsko-mazurskie	10,4	168,0

Źródło: opracowanie własne na podstawie: Rozkrut, 2024, IRŚ, za: Choiński 2007.

Source: own elaboration based on: Rozkrut, 2024, IRŚ, after Choiński 2007.

część zbiorniki: zaporowe, poeksploatacyjne, groblowe w nieckach z osiadania i zapadliskach, a także sadzawki i baseny o misach betonowych. Spośród wymienionych sztucznych zbiorników wodnych zbiorniki zaporowe mają precyzyjnie określone zadania już na etapie planowania. Retencję zbiornikową wykorzystuje się do

zaspokojenia potrzeb komunalnych, przemysłowych i rolniczych. Sztuczne zbiorniki zwykle pełnią kilka funkcji, np. przeciwpowodziową, zaopatrzeniową, energetyczną, turystyczną i rekreacyjną, poprawy żeglowności, gospodarki rybackiej i inne. Większości sztucznych zbiorników przypisuje się funkcje przeciwpowodziowe, których celem jest ograniczenie nieregularności odpływu i stabilizację przepływu, zapewniając przepływy minimalne w okresach suszy oraz redukując przepływy maksymalne podczas wezbrań. Polska nie ma sprzyjających warunków przyrodniczych do budowy dużych zbiorników wodnych. Wojciechowska (2023) stwierdza, że sztucznych zbiorników wodnych o pojemności >1 mln m^3 jest 116. W tablicy 3.2 zawarto podstawową charakterystykę 20 największych pod względem pojemności sztucznych zbiorników wodnych w Polsce.

Największą pojemność ma zbiornik Solina. Stanowi ona około połowy zasobów wodnych w jeziorze Mamry. Zbiornik Włocławek jest największym pod względem powierzchni ($70,4$ km^2) i ma powierzchnię podobną do jeziora Łebsko. Wojciechowska (2023) oszacowała, że w Polsce jest aż 32130 sztucznych zbiorników wodnych. Sumaryczna objętość zretencjonowanej wody w polskich zbiornikach wynosi około $4,6$ km^3 (*Retencja. Zatrzymaj wodę 2021*), z czego jedynie $0,86$ km^3 dotyczy zbiorników małej retencji (Wojciechowska 2023). Warto zauważyć, że istnieją możliwości zwiększania zasobów wodnych w zlewniach poprzez budowę niewielkich obiektów wodnych w ramach tzw. retencji rozproszonej. W tym kontekście należy odnotować, że np. Lasy Państwowe w ramach tzw. małej retencji od lat 90. XX w. wybudowały 17 tys. obiektów wodnych o pojemności około 57 mln m^3 . Są to działania sprzyjające wzrostowi lokalnych zasobów wodnych, bioróżnorodności siedlisk przyrodniczych oraz wzbogaceniu walorów krajobrazu, nie mniej jednak ich znaczenie w czasie gwałtownych powodzi np. błyskawicznych jest niewielkie.

Tylko 13 sztucznych zbiorników ma pojemność przekraczającą 100 mln m^3 , a zgromadzona w nich woda stanowi 60% wszystkich zasobów wodnych w zbiornikach retencyjnych. W dorzeczu Wisły objętość zretencjonowanej wody w sztucznych zbiornikach wynosi ok. $2,69$ km^3 , natomiast w dorzeczu Odry – $1,90$ km^3 . Istotną rolę w kształtowaniu lokalnych zasobów wodnych odgrywają również stawy rybne, które lokalnie stabilizują poziom wód gruntowych i zwiększają wilgotność gleby. Szacowana pojemność ziemnych stawów rybnych wynosi $635,2$ mln m^3 i najwyższa jest w województwach dolnośląskim ($105,5$ mln m^3) i lubelskim (91 mln m^3) (RMS 2021). Czaja (1999) na przykładzie konurbacji katowickiej wykazał silne przekształcenie stosunków wodnych, gdzie zwiększone zostały lokalne zasoby wodne wskutek powstania zbiorników w nieckach z osiadania oraz w zapadliskach. Jankowski i in. (2001) zauważają, że tego typu zbiorniki bezodpływowe licznie występują na Wyżynie Śląskiej, szczególnie w obszarach związanych z eksploatacją węgla i rud. Ich głębokość waha się od kilku do kilkunastu, a nawet ponad 30 m, a liczba i powierzchnia tych zbiorników szybko ulegają zmianie. Rzętała (2008, 2017) przedstawił charakterystykę górnośląskiego pojezierza antropogenicznego: obszar 6766 km^2 , liczba zbiorników wodnych $4\ 773$, powierzchnia ogółem $185,4$ km^2 , co odpowiada jeziorności na poziomie $2,74\%$ lub 71 zbiornikom na 100 km^2 . W literaturze brakuje jednak informacji o pojemności wodnej antropogenicznego pojezierza.

Powyższy przykład rozproszonej i niekontrolowanej zmiany rzeźby terenu na skutek osiadania w GZW, prowadzącej do powstawania zagłębień bezodpływowych wypełnionych wodą, jest dowodem na silne przekształcenia stosunków wodnych. Obecnie woda w tych zbiornikach stanowi istotny walor krajobrazowy, pełni ważną funkcję ekosystemową i jest cennym lokalnym zasobem wodnym. Wyrobiska poeks-

Tablica 3.2.

Sztuczne zbiorniki wodne o największej pojemności w Polsce

Table 3.2.

The largest artificial water reservoirs in Poland by capacity

Lp.	Nazwa	Rzeka	Rok uruchomienia	Wysokość piętrzenia [m]	Pojemność całkowita [mln m ³]	Powierzchnia przy maksymalnym piętrzeniu [km ²]	Funkcje			
							Zaopatrzenie wodę	Ochrona przeciwpowodziowa	Energetyczna	Rekreacyjna
1	Solina	San	1968	60,0	474,0	21,1		x	x	x
2	Włocławek	Wisła	1970	12,7	408,0	70,4		x	x	x
3	Czorsztyn-Niedzica	Dunajec	1997	54,5	231,9	12,3		x	x	x
4	Rożnów	Dunajec	1941	31,5	228,0	16,0		x	x	x
5	Jezioro	Warta	1986	11,5	202,8	42,3		x	x	x
6	Goczałkowice	Wisła	1956	14,0	168,4	30,5		x	x	
7	Świnna Poręba	Skawa	2017	40,5	160,8	10,5		x	x	x
8	Otmuchów	Nysa Kłodzka	1933	18,4	143,0	19,8		x	x	x
9	Dobczyce	Raba	1988	31,0	125,0	10,7		x	x	x
10	Nysa	Nysa Kłodzka	1971	13,3	111,0	20,4		x	x	x
11	Sulejów	Pilica	1973	11,3	109,0	19,8		x	x	x
12	Turawa	Mała Panew	1938	13,6	106,0	10,7		x	x	x
13	Tresna	Sola	1967	25,4	100,0	10,0		x	x	x
14	Dębe	Narew	1963	7,0	94,3	30,5		x	x	x
15	Dzierżno Duże	Kłodnica	1964	9,5	94,0	6,2		x	x	
16	Pakość	Noteć	1974	4,8	86,5	13,0		x	x	
17	Koronowo	Brdą	1960	20,0	80,6	15,6			x	x
18	Siemianówka	Narew	1991	9,2	79,5	32,5			x	x
19	Mietków	Bystrzyca	1986	15,3	70,8	9,2			x	x
20	Dzieńkowice	woda z Soły	1976	8,0	52,5	7,1		x		x

Źródło: opracowanie własne na podstawie Rozkruit, 2023.

Source: own elaboration based on Rozkruit, 2023.

ploatacyjne o różnej genezie (np. żwirownie, glinianki, kamieniołomy lub wyrobiska złożowe: siarka, węgiel brunatny) po zakończeniu użytkowania wypełniają się wodą. Niekiedy ich pojemność wynosi kilkadziesiąt mln m³. Warto odnotować, że obecnie realizowany projekt Bełchatów zakłada powstanie zbiornika o powierzchni ok. 40 km², o maksymalnej głębokości ok. 170 m i objętości wody od 2,8 do 3,2 km³. Będzie to prawdopodobnie co najmniej połowa dotychczasowych zasobów wodnych zgromadzona w 40 największych zbiornikach retencyjnych Polski. Największy sztuczny zbiornik wodny w Polsce, Soliński na Sanie, ma pojemność 0,474 km³, zaś pojemność największego naturalnego jeziora Mamry wynosi ok. 1 km³. Po raz pierwszy na terytorium Polski powstaje więc obiekt hydrotechniczny, który będzie większy niż największe naturalne jezioro. Jego dodatkową zaletę stanowi położenie geograficzne, albowiem znajduje się w Środkowej Polsce, gdzie zasoby wodne są niskie.

W wielu dokumentach wskazuje się, że obecny poziom retencji wody w zbiornikach w Polsce wynosi ok. 7,5%, co jest wartością niską. W planach gospodarki wodnej zakłada się podwojenie (do 15%) do 2030 r. zasobów wody zgromadzonej w różnych rodzajach retencji, a także dodatkowe zretencjonowanie ~5 km³ wody, co stanowi blisko 8,3% średniego odpływu wody z terytorium Polski. Warto odnotować, że zasoby wodne Polski to także wody jezior (ok. 19,7 km³), które stanowią 30,9% objętości średniego odpływu (60,0 km³) wody z terytorium Polski. Dodając objętości jezior i zbiorników sztucznych uzyskamy wskaźnik retencji ok. 38%, wówczas wskaźnik retencji wyniósłby 38,4%. Tak obliczony wskaźnik retencji jest wysoki na tle państw UE. W tym kontekście należy dodać, że aby rozwiązać problem niedoborów wody, należy zadbać przede wszystkim o jej dystrybucję. Choć zasoby wodne są wystarczające, to często znajdują się w innym miejscu i czasie w stosunku do głównych potrzeb.

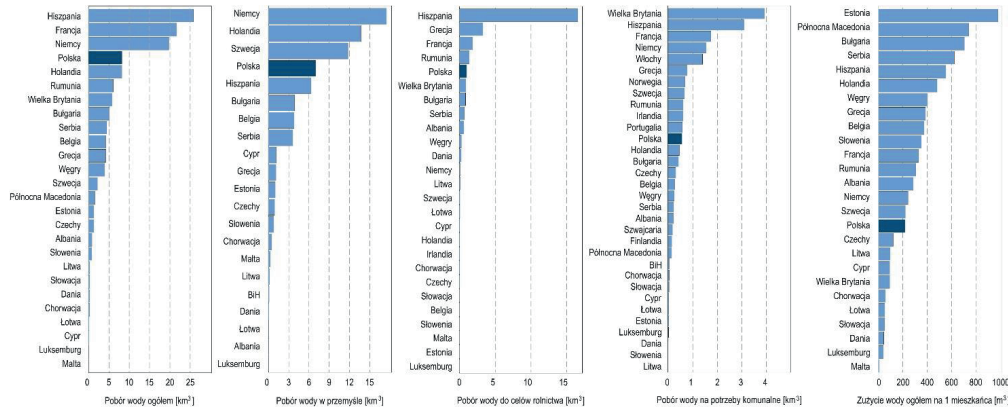
3.6. POBÓR I ZUŻYCIE WODY

Polska jest jednym z większych państw UE, zajmując piąte miejsce pod względem ludności oraz szóste pod względem powierzchni. W związku z tym także pobór wody ogółem, w tym w przemyśle i rolnictwie, jest relatywnie wysoki (rys. 3.13). Potrzeby komunalne są na niskim poziomie, co stawia Polskę na 10. miejscu wśród krajów UE.

Zużycie wody na jednego mieszkańca pokazuje, że Polska cechuje się niskim wykorzystywaniem wody (rys. 3.14). Średnie roczne zużycie wody ogółem w Polsce wynosi 10,1 km³, z czego 74% pobierane jest na potrzeby przemysłu, 10% do nawadniania upraw i napełniania stawów rybnych, a 16% – na potrzeby komunalne. W podziale administracyjnym najwięcej wody ogółem zużywa się w województwie mazowieckim (26%), najmniej – w podlaskim (0,8%).

Analogiczna relacja występuje w odniesieniu do zużycia wody w przemyśle: najwyższe jest w województwie mazowieckim (30,8%), zaś najniższe w lubuskim i podlaskim (0,2%). Na tle państw Unii Europejskiej Hiszpania tylko w rolnictwie zużywa około 17 km³ wody rocznie, czyli prawie dwa razy więcej niż średnioroczne ogólne zużycie wody w Polsce oraz około siedemnaście razy więcej niż zużywa rolnictwo w Polsce (rys. 3.13).

Największe zużycie wody w rolnictwie, leśnictwie i do napełniania stawów rybnych występuje w województwie dolnośląskim, najmniejsze – w pomorskim. Należy podkreślić, że większość wody w rolnictwie zużywana jest na potrzeby funk-

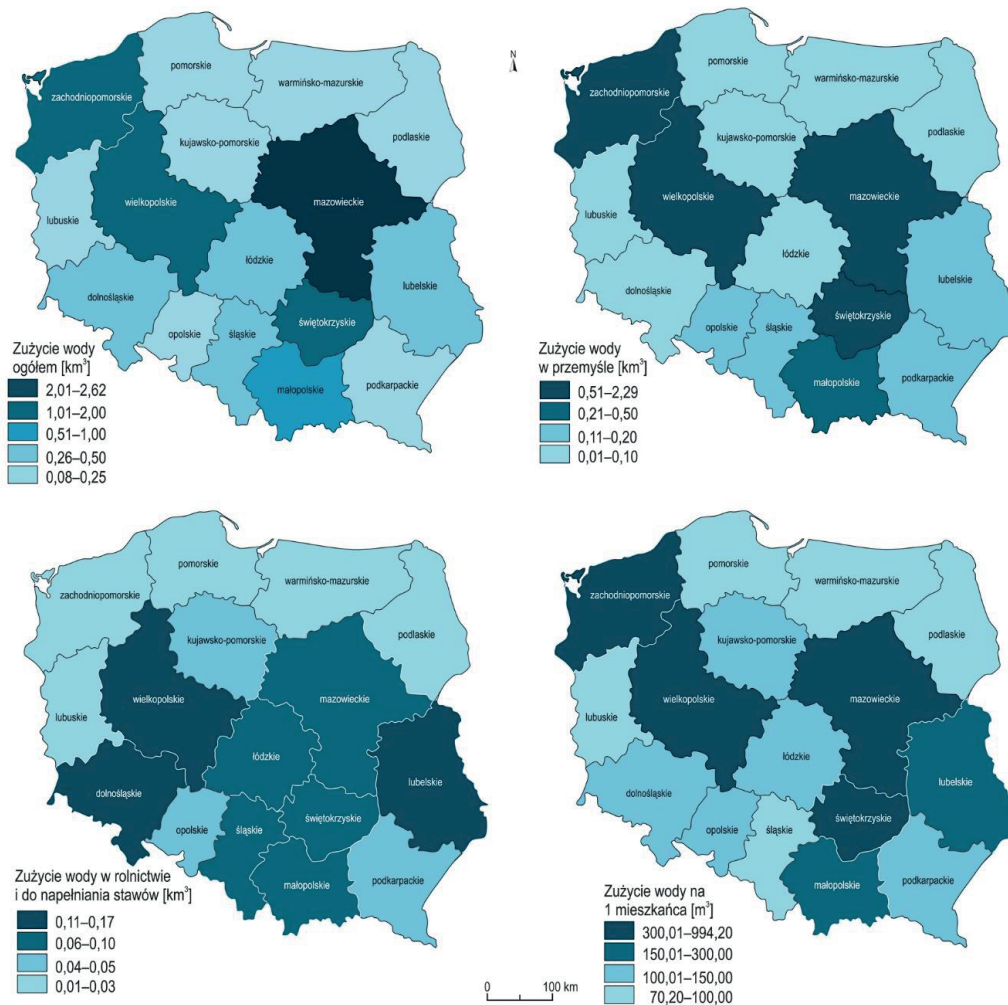


Rys. 3.13. Pobór wody w Polsce: ogółem, w przemyśle, w rolnictwie oraz zużycie na potrzeby komunalne na 1 mieszkańca (*per capita*).

Źródło: opracowanie własne na podstawie bazy danych EUROSTAT.

Fig. 3.13. Water abstraction in Poland: total, in industry, in agriculture, and consumption for municipal need *per capita*.

Source: own elaboration based on EUROSTAT database.



Rys. 3.14. Zróżnicowanie zużycia wody w Polsce w podziale na województwa.

ródło: opracowanie własne na podstawie bazy danych GUS.

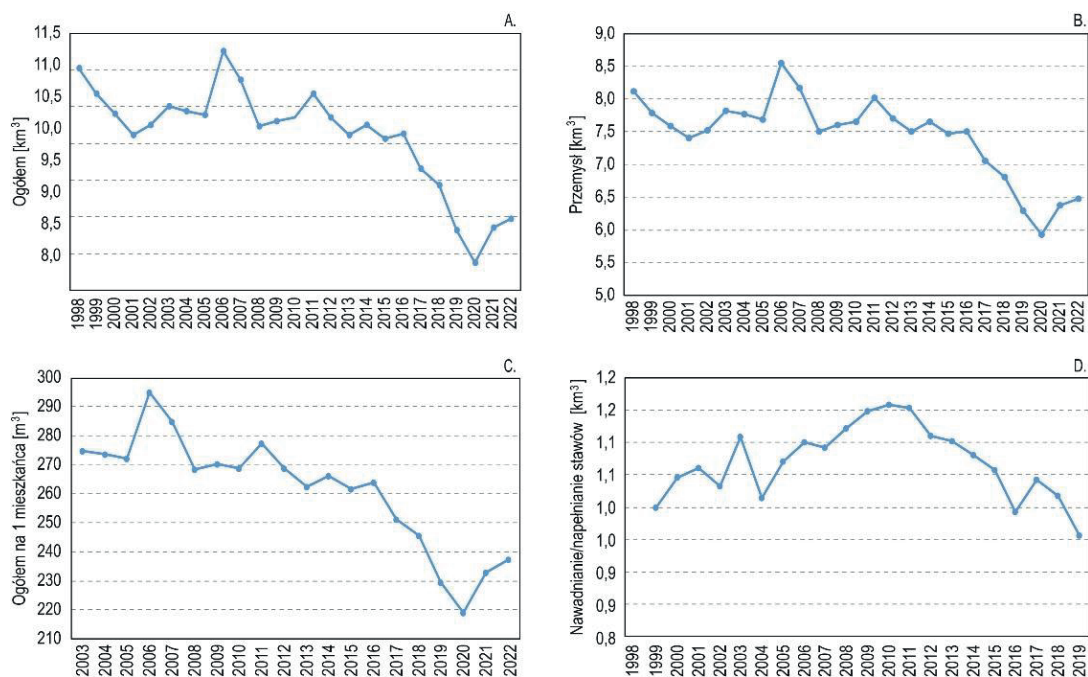
Fig. 3.14. Variation in water consumption in Poland by voivodeships.

Source: own elaboration based on GUS database.

cjonowania stawów rybnych, których Polska ma największą powierzchnię spośród krajów UE. W Polsce nawadnia się 271 tys. ha upraw, co stanowi jedynie 1,9% wszystkich użytków rolnych (Rozkrut, 2024b). Warto podkreślić, że dokumentowana w statystykach objętość wody użytej do nawadniania jest wysoce niedoszacowana, ponieważ obecny monitoring poboru wody w rolnictwie wymaga znaczącego udoskonalenia (zob. rozdz. 9). W przyszłości głębsze susze hydrologiczne i agrometeorologiczne będą prawdopodobnie pojawiać się już na początku okresu wegetacyjnego, negatywnie wpływając na produkcję żywności, zwłaszcza na uprawę roślin, należy zatem oczekiwać wyraźnego wzrostu poboru wody na potrzeby rolnictwa. Należy zintensyfikować działania administracji wodnej w celu efektywnej koordynacji dystrybucji wody w rolnictwie. W związku z obserwowanymi od około 30 lat zmianami klimatu, zwłaszcza podnoszeniem temperatury powietrza, wzrostem parowania i przyspieszeniem tempa obiegu wody następuje zmiana struktury bilansu wodnego i przyspieszenie cyklu hydrologicznego. Zużycie wody w rolnictwie do nawadniania pomimo kilkuletniej tendencji spadkowej (rys. 3.15d) prawdopodobnie ulegnie zmianie i zacznie się zwiększać. Wydłużające się okresy bez opadów, wyższe temperatury powietrza oraz zwiększone parowanie będą wymuszać adaptację rolnictwa w kierunku nawadniania pól. Dobre praktyki gospodarki wodnej będą wymagać minimalizacji zużycia wody przy jednoczesnym maksymalizowaniu plonów. Zatem niezbędna będzie dodatkowa infrastruktura techniczna, w tym techniczne systemy retencjonowania wody oraz, co ważniejsze, systemy dystrybucji wody, takie jak huby wodne. Zużycie wody w Polsce od 2. połowy XX w. podlegało dużym zmianom, do połowy lat 80. XX w. obserwowano wzrost zużycia wody w związku z zachodzącymi procesami industrializacji i urbanizacji. Maksymalne zużycie wody połowie lat 80. XX w. wynosiło ponad $14 \text{ km}^3 \cdot \text{rok}^{-1}$. Od lat 90. XX w., w związku ze zmianami politycznymi (przejściem z gospodarki centralnie sterowanej na gospodarkę wolnorynkową) i związaną z nimi restrukturyzacją przemysłu, nastąpiło zmniejszenie ilości pobieranej wody (Michalczyk, Sposób 2021). Zużycie wody ogółem, w przemyśle, rolnictwie (od 2010 r.) oraz na jednego mieszkańca, wykazuje tendencję spadkową w wieloleciu 1998–2022 (rys. 3.15).

Tendencje te wynikają z wprowadzania do przemysłu technologii ograniczających zużycie wody, takich jak systemy obiegu zamkniętego w produkcji oraz oszczędniejszego korzystania z wody w gospodarstwach domowych. Wyraźny spadek zużycia wody w latach 2019–2022 wiąże się z pandemią COVID-19, wówczas administracyjnie ograniczono działalność wielu firm. Gdy porównamy pobór wody na potrzeby gospodarki narodowej i ludności z 2022 r., który wynosił $9,385 \text{ km}^3$ (Rozkrut, 2024a), do najsuchszego 1954 r., jaki wystąpił w 122-leciu, ($V=37,3 \text{ km}^3$), to potrzeby wodne gospodarki stanowiły $\frac{1}{4}$ całkowitych zasobów odnawialnych (25,2%).

Warto nadmienić, że ścieki przemysłowe są ponownie odprowadzane do wód lub ziemi, w tym wody chłodnicze, które stanowią aż $5,694 \text{ km}^3$ (podgrzewają wody w rzekach). Siecią kanalizacyjną odprowadza się $1,364 \text{ km}^3$ podczyszczonych ścieków, a więc w sumie 75,2% wód wraca do rzek. Jakość zrzucanych wód jest odrębnym zagadnieniem, które stanowi poważne współczesne wyzwanie. Gutry-Korycka (2018) szacuje, że 80% wód przeznaczonych dla przemysłu, to tzw. wody zwrotne, które odprowadzane są do wód powierzchniowych. Elektrownie ciepłne, będące największymi użytkownikami wód rzecznych lub jeziornych wykorzystywanych do celów chłodniczych, zwracają aż 95–97% pobranej wody do rzek, zaś reszta w postaci pary wodnej wraca do atmosfery.



Rys. 3.15. Zużycie wody: A. ogółem, B. w przemyśle, C. ogółem na 1 mieszkańca, D. do nawadniania użytków rolnych i napełniania stawów.

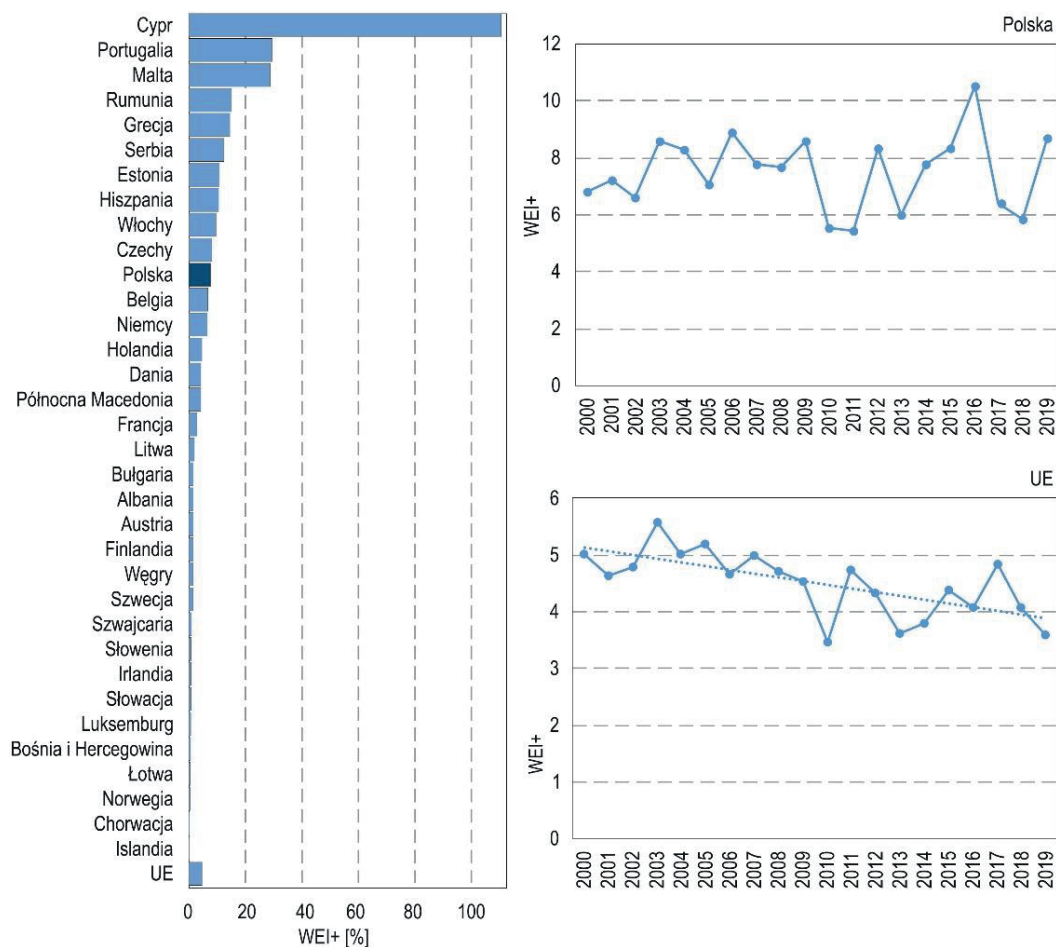
Źródło: opracowanie własne na podstawie bazy danych GUS.

Fig. 3.15. Water consumption: A. total, B. in industry, C. total *per capita*, D. for irrigation of agricultural land and pond filling.

Source: own elaboration based on GUS database.

Dynowska (1993) stwierdza, że postępująca w Polsce antropopresja po II wojnie światowej aż do lat 90. XX w. przyczyniła się do znacznych zmian bezpośrednich i pośrednich – o charakterze zarówno pozytywnym, jak i negatywnym – które zaburzyły cykl hydrologiczny, będący gwarantem odnawialności zasobów wodnych. Od czasu tej publikacji w Polsce zaszło wiele zmian, w tym znacząco zmniejszono pobór i zużycie wody oraz skanalizowano 92% miast i wsi (Rozkrut 2023). Pomimo tych środowiskowych zmian, pozostaje jeszcze wiele problemów związanych zarówno z ilością, jak i jakością wody (eutrofizacja, zasolenie itd.).

Do oceny zasobów wodnych w kraju może posłużyć indeks wykorzystania wody *ang. Water Exploitation Index plus WEI+*. Jest to stosunek całkowitego poboru wody do odnawialnych zasobów słodkiej wody. Wyższy WEI+ oznacza większy stres wodny. Wartości WEI+ powyżej 20% wskazują, że zasoby wodne są niskie i występuje niedobór wody; powyżej 40% wskazują, że stres jest poważny, a korzystanie ze słodkiej wody niezrównoważone. Średnia wartość WEI+ w krajach Unii Europejskiej wynosi 4,5, a w Polsce jest nieco wyższa – 7,5 (rys. 3.16), jednak wartości poniżej 10% świadczą o niskim stresie wodnym. Do krajów o wysokim stresie wodnym (WEI+>40%) należy Cypr. Wieloletni przebieg wskaźnika WEI+ dla UE wykazuje tendencję spadkową, co oznacza zmniejszenie zagrożenia niedoborem wody, natomiast w Polsce nie obserwuje się wyraźnych prawidłowości w tym zakresie.



Rys. 3.16. Wskaźnik wykorzystania wody WEI+ w Polsce i w wybranych krajach europejskich
Źródło: opracowanie własne na podstawie bazy danych Eurostat.

Fig. 3.16. Water Exploitation Index plus WEI+ in Poland and in selected European countries.
Source: own elaboration based on Eurostat database.

3.7. UWAGI KOŃCOWE

W wyniku zmian klimatu, wzrost temperatury powietrza skutkuje zwiększonym parowaniem oraz przyspieszeniem tempa obiegu wody, co sprawia, że spowolnienie i zatrzymanie wody w zlewni staje się zadaniem priorytetowym. Odtwarzanie siedlisk hydrogenicznych oraz wdrażanie różnych form retencji rozproszonej powinno być intensywne w obszarach górskich i leśnych. Powierzchnia lasów w Polsce w ostatnim 70-leciu wzrosła z 21 do 29,6% (GUS 2022), zaś ich funkcja wodochronna jest cenna, ponieważ lasy spowalniają tempo obiegu wody w zlewniach, zwiększając retencję, zwłaszcza podczas niewielkich i średnich wezbrań. W aglomeracjach miejskich, gdzie tereny są silnie uszczelnione (tzw. „betonoza”), występuje szybki spływ powierzchniowy. W ostatnich latach coraz większy nacisk kładzie się na działania mające na celu spowolnienie odpływu wody, takie jak inwestycje w błękitno-zieloną infrastrukturę, a koncepcja „miasta gąbki” zyskuje coraz większe uznanie w świadomości lokalnych społeczności.

W związku z ostatnimi wieloletnimi seriami lat suchych, w dyskursie naukowym coraz częściej pojawia się kwestia regionalnych i sezonowych niedoborów (deficytów) wody. W tym kontekście można wyodrębnić dwa nurty proponowanych

działań: naturalistyczny i techniczny (retencja sterowalna i niesterowalna), których celem jest zwiększenie zasobów wodnych i racjonalizacja gospodarowania wodą.

Nurt naturalistyczny opiera się na przekonaniu, że wystarczy odtworzyć składowe środowiska przyrodniczego, m.in. zadbać o ekosystemy wodne, siedliska hydrogeniczne (np. mokradła, starorzecza), zwiększyć powierzchnię lasów, czy renaturyzować rzeki, aby zwiększyć zasoby wodne i zmniejszyć ryzyko niedoborów wody. Wszelkie tego typu działania są cenne, służą bowiem podnoszeniu walorów krajobrazowych, wzrostowi bioróżnorodności i wspierają zasady zrównoważonego rozwoju. Za tym nurtem podąża też prawodawstwo Unii Europejskiej, a w ślad za nim także krajowe. Powstają fundusze ekologiczne dofinansowujące innowacyjne rozwiązania proprzyrodnicze i realizowane są zadania priorytetowe związane z wodą. Kluczowym wyzwaniem jest tu czas potrzebny na osiągnięcie celów środowiskowych oraz koszty związane z działaniami odtworzeniowymi i wieloletnimi zabiegami pielęgnacyjnymi. W tym nurcie można uzyskać szybkie efekty środowiskowe poprzez proste rozwiązania techniczne, takie jak likwidacja barier dla ryb dwuśrodowiskowych (budowa przepławek). W dłuższej perspektywie czasu można zainicjować procesy przyrodnicze, choć zazwyczaj na skalę co najwyżej lokalną, np. renaturyzację rzek poprzez przyłączenie odciętych od rzeki głównej starorzeczy lub usunięcie technicznej obudowy koryt. W tym nurcie pojawiają się również konflikty między ochroną środowiska a gospodarką, np. w zakresie żeglugi czy inwestycji np. deweloperzy. Ekolodzy i inwestorzy mają odmienne spojrzenie na środowisko przyrodnicze. Zrozumienie roli renaturyzacji teras zalewowych i siedlisk hydrogenicznych (takich jak łęgi, mokradła, torfowiska), oraz wzrostu lesistości w kontekście zwiększenia zasobów wodnych wymaga dogłębnej analizy przyrodniczej, gdyż pojedyncze lokalne działania mogą mieć marginalne znaczenie w zaspokojeniu potrzeb wodnych w skali całego kraju. Warto zauważyć, że powyżej przytoczone historyczne przykłady suszy i głodu były w czasach, gdy terytorium Polski było w większości pokryte lasem, liczba jezior zdecydowanie większa, a mokradła i bagna funkcjonowały w sposób naturalny (brak melioracji). Działania na rzecz poprawy bezpieczeństwa wodnego Polski, skoncentrowane wyłącznie na nurcie naturalistycznym, zakładające, że środowisko przyrodnicze samoistnie zwiększy zasoby wody i zagwarantuje dostęp do wody, jest niezwykle ryzykowne. Również działania oparte wyłącznie na podejściu technicznym, choć przyczyniają się do zwiększenia zasobów wodnych i zmniejszenia ryzyka wysokich strat gospodarczych spowodowanych powodzią, nie rozwiązują problemu dystrybucji wody, szczególnie w rejonach kluczowych dla produkcji żywności (płodów rolnych). Brakuje regionalnych i lokalnych hubów wodnych, które mogłyby w razie potrzeby zapewnić dostawy wody do obszarów dotkniętych suszą rolniczą.

Całkowite zasoby odnawialne Polski są średnie w porównaniu z krajami UE, jednak wielokrotnie przewyższają potrzeby gospodarcze. Największym atutem zasobów wodnych Polski jest fakt, że około 87% wody stanowią zasoby autochtoniczne (własne). Kluczowe jest zatem racjonalne gospodarowanie wodą, tak aby potrzeby, pobory, straty bezzwrotne oraz zrzuty zwrotne wody były lokalnie zbilansowane. Warto również podkreślić, że pod względem zużycia wody w gospodarce komunalnej *per capita* jesteśmy jednym z najbardziej oszczędnych narodów w UE. Zasadniczym wyzwaniem w kontekście adaptacji i łagodzenia zmian klimatu jest opracowanie dobrych praktyk w zakresie dystrybucji wody (regionalne i lokalne huby wodne). Łatwiej będzie zapewnić wodę konsumpcyjną dla mieszkańców miast i wsi, niż dostarczyć wodę rolnikom w czasie głębokiej suszy do produkcji płodów rolnych. Woda jest kluczowym czynnikiem rozwoju społeczno-gospodarczego, dlatego racjo-

nalne gospodarowanie wodą, ze szczególnym naciskiem na efektywną dystrybucję, powinno być priorytetem. Działania techniczne (sterowalne, niesterowalne) i przyrodnicze (naturalistyczne, np. retencja krajobrazowa) należy potraktować holistycznie. Dostęp do wody jest fundamentem rozwoju społeczno-gospodarczego, a jej deficyt stanowi bezwzględną barierę środowiskową.

BIBLIOGRAFIA

- Arażny A., Kępińska-Kasprzak, M., Łaszycza E. Z., Chmist-Sikorska J., Bartczak A., 2023, Reference evapotranspiration during the growing season in Poland (central Europe) in response to ongoing climate changes (1966–2020). *International Journal of Climatology*, 43 (14), 6505–6522.
- Biuletyn Państwowej Służby Hydrologiczno-Meteorologicznej Rok 2021, 13 (241), IMGW-PIB, Warszawa.
- Biuletyn Państwowej Służby Hydrologiczno-Meteorologicznej Rok 2022, 13 (254), IMGW-PIB, Warszawa.
- Choiński A., 1991a, Katalog jezior Polski. Część pierwsza: Pojezierze Pomorskie, Wyd. Naukowe UAM, Poznań.
- Choiński A., 1991b, Katalog jezior Polski. Część druga: Pojezierze Mazurskie, Wyd. Nauk. UAM, Poznań.
- Choiński A., 1992, Katalog jezior Polski. Część trzecia: Pojezierze Wielkopolsko-Kujawskie, Fundacja „Warta”, Poznań.
- Choiński A., Ptak M., Ławniczak A., 2016, Changes in water resources in Polish lakes as influenced by natural and anthropogenic factors. *Polish Journal of Environmental Studies*, 25, (5), 1883–1890.
- Choiński A., 2006, Katalog jezior Polski. Wyd. Naukowe UAM, Poznań.
- Choiński A., 2007, *Limnologia Fizyczna Polski*. Wyd. Naukowe UAM, Poznań.
- Choiński A., 2017, Jeziora i zbiorniki wodne w Polsce. [w:] Jokieli P., Marszelewski W., Pociask-Karteczka J. (red.), *Hydrologia Polski*. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa, 223–229.
- Choiński A., Skowron R., 2021, Water resources of stagnant waters. [w:] Zelenakova, M., Kubiak-Wójcicka, K., Negm, A.M. (red.), *Management of Water Resources in Poland*, Springer, Cham, 63–85.
- Czaja S., 1999, Zmiany stosunków wodnych w warunkach silnej antropopresji (na przykładzie konurbacji katowickiej). Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice, 189.
- Dubicki A., 1999, Analiza maksymalnych stanów i przepływów wody. [w:] Dubicki A., Słota H., Zieliński J. (red.) *Dorzecze Odry monografia powodzi lipiec 1997*. IMGW. s. 89–114.
- Dynowska I. 1993, Przemiany stosunków wodnych w Polsce w wyniku procesów naturalnych i antropogenicznych. Wyd. UJ, Kraków, 463.
- Fal B., 1993, Zmienność odpływu z obszaru Polski w bieżącym stuleciu. *Wiadomości IMGW*, 16 (3), 3–20.
- Fal B., Bogdanowicz E., 2002, Zasoby wód powierzchniowych Polski. *Wiadomości IMGW*, 25 (2), 3–38.
- Falkenmark M., Lundquist J., Widstrand C., 1989, Macro-scale water scarcity requires micro-scale approaches: Aspects of vulnerability in semi-arid development. *Natural Resources Forum*, 13 (43), 258–267.
- Grudziak M., 1996, *Jeziorność i gęstość występowania jezior na obszarze zlodowacenia bałtyckiego*. IGF UAM, Poznań.
- Gutry-Korycka M., 2018, *Zasoby wód płynących Polski. Uwarunkowania, wykorzystanie, zmiany*. IMGW-PIB, Warszawa, 116.
- Gutry-Korycka M., Sadurski A., Kundzewicz Z.W., Pociask-Karteczka J., Skrzypczyk L., 2014, *Zasoby wodne a ich wykorzystanie*. Nauka, 1, 77–98.
- Heinonen P., Ziglio G., Van der Beken A., 2008, *Hydrological and limnological aspects of lake monitoring*. John Wiley & Sons, Chichester, NY, Weinheim, Brisbane, Singapore, Toronto.
- Jankowski A.T., Molenda T., Rzętała M., 2001, Reservoirs in subsidence basins and depression hollows in the Silesian Upland – selected hydrological matters. *Limnological Review* 1, 143–150.
- Jokieli P., Bartnik A., 2017, *Wezbrania i powodzie*. [w:] P. Jokieli, W. Marszelewski, J. Pociask-Karteczka, (red.), *Hydrologia Polski*. PWN, Warszawa, 167–174.

- Kożuchowski K.M., 2017, Warunki klimatyczne. [w:] P. Jokiel, W. Marszelewski, J. Pociask-Karteczka, (red.), *Hydrologia Polski*, PWN, Warszawa, 36–44.
- Kristensen P., Hansen H.O., 1994, European rivers and lakes: assessment of their environmental state. (Vol. 1). European Environment Agency, Copenhagen.
- Marszelewski W., 2017, Woda na obszarach rolniczych. [w:] P. Jokiel, W. Marszelewski, J. Pociask-Karteczka, (red.), *Hydrologia Polski*. PWN, Warszawa, 60–65.
- Matuszko D., Węglarczyk S., Bartoszek K., Soroka J. Bogdańska B., 2021, Change of sunshine. [w:] M. Falarz (red.), *Climate change in Poland: past, present and future*. Springer, Cham, Switzerland, 189–215.
- Michalczyk Z., 2017, Odpływ średni, zmienność w czasie i zróżnicowanie przestrzenne. [w:] P. Jokiel, W. Marszelewski, J. Pociask-Karteczka, (red.), *Hydrologia Polski*. PWN, Warszawa, 153–160.
- Michalczyk Z., Paszczyk J., 2011, Changes in components to the water balance in the basins of the Vistula and Odra, 1901-2000. *Czasopismo Geograficzne*, 82 (1-2), 49–68.
- Michalczyk Z., Sposób J., 2021, Water resources in Poland and their use, [w:] Zelenakova, M., Kubiak-Wójcicka, K., Negm, A.M. (red.), *Management of Water Resources in Poland*. Springer, Cham, 43–62.
- Retencja. Zatrzymaj wodę. Program przeciwdziałania niedoborowi wody, 2021, Ministerstwo Infrastruktury, Warszawa.
- RMS, 2021, Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 15 lipca 2021 r. w sprawie przyjęcia Planu przeciwdziałania skutkom suszy, 2021, *Dziennik Ustaw RP*, poz. 1615.
- Rozkrut, D. (red.), 2023, *Rocznik Statystyczny Rzeczypospolitej Polskiej 2022*, GUS, Warszawa.
- Rozkrut, D. (red.), 2024a, *Rocznik Statystyczny Rzeczypospolitej Polskiej 2023*. GUS, Warszawa.
- Rozkrut, D. (red.), 2024b, *Rocznik Statystyczny Rolnictwa 2023*, GUS, Warszawa.
- Rzetała M., 2008, Funkcjonowanie zbiorników wodnych oraz przebieg procesów limnicznych w warunkach zróżnicowanej antropopresji na przykładzie regionu górnośląskiego. *Wyd. Uniwersytetu Śląskiego*, Katowice.
- Rzetała M. 2017, Sztuczne zbiorniki wodne i ich funkcje. [w:] P. Jokiel, W. Marszelewski W., J. Pociask-Karteczka (red.), *Hydrologia Polski*. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa, 240–246.
- Skowron R., Jaworski T., 2017, Changes in lake area as a consequence of plant overgrowth in the South Baltic Lakelands (Northern Poland). *Bulletin of Geography Physical Geography Sereries*, 12, 19–30.
- Skowronek M. (red.), 2009, *Jana Długosza Roczniki czyli Kroniki sławnego Królestwa Polskiego*. Ks. 9, 1300-1370. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa.
- Sobolewski W., Borowiak D., Borowiak M., Skowron R., 2014, *Baza danych jezior Polski i jej wykorzystanie w badaniach limnologicznych*. Wyd. UMCS, Lublin.
- Somorowska U., 2022a, Amplified signals of soil moisture and evaporative stresses across Poland in the twenty-first century. *Science of the Total Environment*, 812, 151465.
- Somorowska U., 2022b, Changes in Terrestrial Evaporation across Poland over the Past Four Decades Dominated by Increases in Summer Months. *Resources*, 11 (1), 6.
- Twardosz R., Walanus A., Guzik I., 2021, Warming in Europe: recent trends in annual and seasonal temperatures. *Pure and Applied Geophysics*, 178, 4021–4032.
- Ustrnul, Z., Wypych, A. Czekierda, D., 2021, Air temperature change. [w:] M. Falarz (red.) *Climate change in Poland: past, present, future*. Springer, Cham, Switzerland, 275–330.
- Wojciechowska M. (red.), 2024, *Ochrona środowiska 2023*, GUS, Warszawa.
- Wyrozumski J. (red.), 2004, *Jana Długosza Roczniki czyli Kroniki sławnego Królestwa Polskiego*. Ks. 12, 1445-1461. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa.
- Żelazny M., 2024, Patrząc na wodę pod różnymi kątami – cz. II. *Gospodarka Wodna*, 4.

Źródła internetowe:

- Baza danych EUROSTAT: <https://ec.europa.eu/eurostat/en/web/main/data/database> dostęp:15.06.2024
- Baza danych GUS: <https://bdl.stat.gov.pl/bdl/start> dostęp:15.06.2024
- Baza danych IMGW: <https://danepubliczne.imgw.pl/> dostęp:15.06.2024

Adres do korespondencji – Corresponding autor: prof. dr hab. Mirosław Żelazny, Zakład Hydrologii, Instytut Geografii i Gospodarki Przestrzennej, Uniwersytet Jagielloński, 30-387 Kraków, ul. Gronostajowa 7. e-mail: miroslaw.zelazny@uj.edu.pl

Ewa KROGULEC

Uniwersytet Warszawski, Wydział Geologii

4. ZASOBY WÓD PODZIEMNYCH

4. GROUNDWATER RESOURCES

Abstract

Effective management of groundwater resources requires consideration of hydrogeological, environmental, economic, and legal factors. A key element is implementing an integrated management system that includes demand control, resource availability assessment, and groundwater quality monitoring. This system should ensure sustainable use and protection of groundwater resources, tailored to the specific characteristics of various resource types: static, dynamic, renewable, and exploitable. For comprehensive quantitative assessment and the development of effective management strategies, precise classification of groundwater resource types is essential, based on realistic data, analysis of their changes, and simulations of resource availability—especially in the context of climate change. It is crucial to consider the impact of natural and anthropogenic processes on resource availability, renewability, and quality, including their cyclical or permanent renewability and potential for deficits. The development of groundwater assessment methods and analysis of their temporal and spatial variability is significant. This approach enables rational protection, optimized exploitation, and mitigation of the impacts of over-extraction. Sustainable water management requires continuous monitoring of changes in groundwater resources and adjusting their use to the current needs of various economic sectors.

Key words: groundwater, groundwater resources, groundwater protection

4.1. WSTĘP

Dyrektywa 2006/118/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 12 grudnia 2006 r. „w sprawie ochrony wód podziemnych przed zanieczyszczeniem i pogorszeniem ich stanu” wskazuje, że wody podziemne stanowią najbardziej wrażliwe i największe zasoby słodkiej wody, a przede wszystkim główne źródło publicznego zaopatrzenia w wodę pitną w wielu regionach. Dyrektywa akcentuje kluczową rolę, jaką pełnią wody podziemne w kontekście ochrony środowiska oraz zapewnienia zrównoważonego zaopatrzenia w wodę pitną, co podkreśla konieczność odpowiedniego zarządzania zasobami oraz ochrony przed zanieczyszczeniami. Celem dyrektywy jest,

między innymi, ustalenie ram dla ochrony wód podziemnych, promujących zrównoważone korzystanie z wód oparte na długoterminowej ochronie dostępnych zasobów wodnych. Podkreślone jest wspólne działanie krajów, regionów, obszarów na rzecz ochrony zasobów, jako dobra wspólnego.

Wody słodkie stanowią zaledwie 2,5% ogólnych zasobów wodnych, a tylko 0,6% to wody słodkie będące źródłem wody pitnej. Szacuje się, że woda występująca w lodowcach oraz pokrywach śnieżnych stanowi największy zasób wód słodkich. Zasoby wód podziemnych, które stanowią drugą co do wielkości część słodkich zasobów wodnych, wynoszą około 22 600 000 km³. Dla porównania, ilość słodkiej wody zawartej w rzekach to około 1 900 km³ (<https://www.usgs.gov...>). W systemach krążenia wód, udział wód słodkich jest także zróżnicowany. Szacowana wielkość zasilanie wód podziemnych wynosi od 12 000 do 25 000 km³/rok, przy wysokości opadu od 419 000 do 580 km³/rok, natomiast pobór wód dla celów zaopatrzenia w wodę 380 to 680 km³/rok (Abbotti in. 2019).

Wielkość zasobów wodnych i ich wykorzystanie są nierównomierne i zróżnicowane. W skali globalnej rocznie pobieranych jest około 17% odnawialnych zasobów słodkiej wody, co pozornie wskazuje na brak globalnego stresu wodnego. Jednakże, na poziomie regionalnym istnieją ogromne różnice pod tym względem (<https://raportsdg.stat.gov.pl/2020/cel6.html>). W niektórych regionach sytuacja jest krytyczna, podczas gdy w innych nie odnotowuje się stresu wodnego. Wody podziemne dostarczają 65% wody pitnej i 25% wody do nawadniania rolnictwa w 27 państwach członkowskich Unii Europejskiej. W latach 2010–2019, wielkość poboru wód podziemnych przekroczyła 38 miliardów m³, co odpowiada 65% całkowitego poboru wody na potrzeby publicznych wodociągów (EEA 2021; Cantor i in. 2018). Polsce około 70% wody przeznaczonej do spożycia pochodzi z ujęć wód podziemnych.

W większości krajów europejskich eksploatuje się głównie wodę powierzchniową dla celów zaopatrzenia w wodę i celów przemysłowych. Jedynie w kilkunastu krajach europejskich wielkość poboru wód podziemnych w całkowitej ilości wód, jest wyższa niż w Polsce. Jest to związane z warunkami hydrogeologicznymi, dostępnością wód powierzchniowych, jakością wód, wielkością zapotrzebowania. Przykładowo w Grecji i na Cyprze niemalże 100 proc pobieranych wód to wody podziemne. W Turcji, Belgii, Danii i Holandii ponad 50% eksploatowanych wód to wody podziemne (<https://ec.europa.eu/eurostat/documents>)

Przyjęta przez Radę Europy 6 maja 1968 r. Europejska Karta Wodna wskazuje, że zasoby „dobrej” wody są ograniczone (Psomas i in. 2021). Dlatego muszą być one utrzymywane, kontrolowane i jeżeli to możliwe – powiększane.

Analizując ochronę zasobów wodnych, w tym wód podziemnych, niezbędne są szczegółowe badania uwzględniające specyfikę lokalnych zasobów oraz ich komplementarność względem różnych rodzajów zasobów wód. Tego typu analizy pozwalają na zrozumienie dynamiki zasobów wodnych w różnych regionach i na odpowiednie dostosowanie strategii zarządzania wodą, aby zapewnić jej zrównoważone wykorzystanie oraz ochronę przed nadmierną eksploatacją. W skali regionalnej konieczne jest monitorowanie, ocena i analiza zmian zasobów wodnych w kontekście warunków klimatycznych, gospodarczych i społecznych. Tylko w ten sposób można skutecznie przeciwdziałać problemom związanym z niedoborem wody i zapewnić dostęp do czystej wody dla wszystkich użytkowników, zarówno w obszarach w których występują niedobory wody, ale także z nadmiarem zasobów wodnych.

Gospodarka wodna jako działalność zmierzająca do ustalania form gospodarowania wodą w celu racjonalnego wykorzystania i ochrony jej zasobów, najczęściej

odnosi się do wykorzystania wód do celów pitnych, ale także zaspokojenia potrzeb wodnych ludności, rolnictwa, przemysłu i energetyki oraz ochrony przed powodzią i zanieczyszczeniem wód. Dostęp do „bezpiecznej”, czyli niezanieczyszczonej wody pitnej na świecie jest bardzo zróżnicowany w ujęciu przestrzennym i urbanizacyjnym. Wyraźnie lepsza jest sytuacja w miastach, gdzie taki dostęp posiada 85% mieszkańców niż na terenach wiejskich w których dostęp jest szacowany na 53% (<https://raportsdg.stat.gov.pl/2020/cel6.html>). Spośród regionów świata najwyższym odsetkiem ludności korzystającej z bezpiecznie zarządzanej dystrybucji wody pitnej charakteryzuje się Ameryka Północna oraz Europa (odpowiednio 99% i 93%), natomiast w najtrudniejszej sytuacji pozostają mieszkańcy Afryki Subsaharyjskiej, gdzie odsetek ludności z zagwarantowanym dostępem do wody zdatnej do picia nadal jest bardzo niski (27%) (<https://raportsdg.stat.gov.pl>).

W Polsce głównym źródłem zaopatrzenia ludności i dla celów gospodarczych są wody powierzchniowe. Ich pobór w 2019 r. wyniósł 7,4 km³ i pokrył 80% potrzeb (głównie produkcyjnych w przemyśle), podczas gdy pobór wód podziemnych wyniósł 1,8 km³ (<https://raportsdg.stat.gov.pl>). Woda podziemna wykorzystywana jest głównie do zaopatrzenia ludzi w wodę.

4.2. CZYM SĄ ZASOBY WÓD PODZIEMNYCH

Termin zasoby wód podziemnych został wprowadzony do hydrogeologii ponad 100 lat temu przez analogię do stosowanego w geologii złóż terminu zasobów kopalni stałych (Pazdro 1983; Pazdro, Kozerski, 1990; Sadurski, Przytuła 2016; Sadurski, Śmietański 2015). Cechą charakterystyczną zasobów wodnych jest ich dynamiczna zmienność, spowodowana losowością warunkujących je zjawisk atmosferycznych, środowiskowych oraz gospodarczych. Ta zmienność prowadzi do nieprzewidywalnych zmian w wielkości zasobów wody, co wymaga elastycznych i zrównoważonych strategii zarządzania zasobami wodnymi. Takie strategie muszą sprostać zarówno okresom nadmiaru, jak i niedoboru wody, uwzględniać zróżnicowanie ilościowe wód podziemnych w różnych obszarach oraz zapewniać właściwe ich wykorzystanie.

Warto zauważyć, że pojęcie "zasoby wodne" nie posiada jednoznacznie zdefiniowanego znaczenia, co wynika z potrzeb i specyfiki różnych obszarów działalności gospodarki wodnej. W rolnictwie, zasoby wodne mogą być definiowane jako ilość wody dostępnej do nawadniania upraw, natomiast w przemyśle mogą odnosić się do ilości wody potrzebnej do procesów produkcyjnych. W sektorze komunalnym zasoby wodne dotyczą wody dostępnej do spożycia i codziennego użytkowania. Natomiast, w ochronie środowiska zasoby wodne są rozpatrywane w kontekście utrzymania równowagi ekosystemów wodnych i zachowania bioróżnorodności. Każda z tych dziedzin może mieć własne kryteria i metody oceny zasobów ilościowych i jakościowych wód podziemnych, co sprawia, że pojęcie to jest wielowymiarowe i zależne od kontekstu, w którym jest używane.

Zasoby wód mogą odnosić się do całkowitej ilości wody we wszystkich systemach lub czasowej np. corocznie odnawialnej ilości wody. Odniesienie wielkości zasobów do konkretnego obszaru lub parametru, ujęte w wartościach wskaźnikowych, powoduje wiele niejednoznaczności, błędów interpretacyjnych. W *Międzynarodowym słowniku hydrologicznym* (2001), zasoby wodne rozumie się jako „całość aktualnie i potencjalnie dostępnych wód, o odpowiednich charakterystykach ilościowych i jakościowych, przeznaczona do zaspokojenia określonego zapotrzebowania”.

W najnowszych definicjach zasobów wodnych uwzględnia się wodę w różnorodnych systemach, w zależności od stopnia dostępności, wykorzystana do utrzymania zrównoważonego poziomu życia człowieka oraz zachowania prawidłowego życia organicznego.

W powszechnie stosowanym określeniu, zasoby wód podziemnych dostępnych do zagospodarowania, definiuje się jako ilość wód wpływających do systemu wodonośnego, pomniejszoną o odpływ niezbędny do osiągnięcia celów ekologicznych. Najczęściej określa się wielkość tych zasobów dla konkretnego okresu i obszaru, dla którego można wyznaczyć wartości średnie.

Zasoby wód podziemnych to ilość wód podziemnych traktowanych jako surowiec, wyrażana najczęściej w jednostkach objętościowych na jednostkę czasu, zawarta w zbiorniku wód podziemnych, zlewni wód podziemnych lub innej jednostce hydrogeologicznej (Słownik hydrogeologiczny 2002). Wody podziemne – stanowią uzupełnienie zasobów wód powierzchniowych i traktowane są na ogół jako zasoby strategiczne.

4.3. PODZIAŁ ZASOBÓW WÓD PODZIEMNYCH

Podział zasobów wód podziemnych wynika z hydrogeologicznych podstaw merytorycznych, które uwzględniają różnorodne aspekty takie jak budowę geologiczną, warunki geomorfologiczne, podziały strukturalne, analizę systemową wód, zasady gospodarki wodnej, ocenę ryzyka i podejmowanie decyzji dotyczących wykorzystania wód oraz obowiązujące akty prawne. Ważne jest także jednoznaczne określenie rodzajów zasobów wynikające z międzynarodowe raportowania i prezentacji danych o zasobach wodnych. Wielkość zasobów jest najczęściej określana dla konkretnych okresów czasowych, co umożliwia monitorowanie zmian i trendów w dostępności wód. Okresy te mogą obejmować sezony, lata hydrologiczne czy dekady. Dane o zasobach wód są niezbędne do podejmowania decyzji w zakresie planowania przestrzennego, inwestycji oraz polityki wodnej, a szczególnie ich świadomej ochrony. Zrozumienie i odpowiednie zarządzanie zasobami wód podziemnych wymaga uwzględnienia szerokiego zakresu czynników merytorycznych, prawnych oraz praktycznych, które razem składają się na kompleksowy system gospodarowania zasobami.

W klasycznym podziale zasobów (Pazdro 1983), zasoby wód podziemnych dzieli się na: statyczne, dynamiczne i eksploatacyjne. Taki podział zasobów odnosi zarówno lokalizacji zasobów, ich dynamiki jak i sposobu wykorzystania. Podział zasobów ze względu na ich pochodzenie to podział na:

- zasoby naturalne, powstające pod wpływem czynników przyrodniczych np. pochodzenia atmosferycznego (infiltracja opadów atmosferycznych czy kondensacja pary wodnej) bądź endogenicznego (wody reliktove lub juvenilne);
- zasoby sztuczne, powstające wskutek działalności człowieka: infiltracji sztucznej, wtlaczania wody, irygacji itp.

Wg kryterium hydrodynamicznego zasoby dzielą się na (Podstawy hydrogeologii stosowanej 2006):

- statyczne,
- dynamiczne (odnawialne).

Zasoby statyczne to całkowita objętość wody wolnej, zawartej w porach i innych próżniach zbiornika wód podziemnych, określona dla danej chwili niezależnie od ruchu wody (Słownik hydrogeologiczny, 2002). Ich wielkość zależy od budowy geologicznej,

warunków hydrogeologicznych, a szczególnie parametrów warstw wodonośnych, takich jak przepuszczalność i porowatość skał. Zatem zasoby statyczne można uważać za całokształt zasobów, które następnie są podzielone ze względu na różne kryteria.

Zasoby dynamiczne to ilość wody, która przepływa przez przekrój poziomu wodonośnego zbiornika wód podziemnych, wyrażona w jednostkach objętości na jednostkę czasu (Słownik hydrogeologiczny 2002). Ich wielkość zależy od stopnia odnawialności, tj. dopływu z obszarów zasilania do strefy saturacji, a z drugiej strony od ubytku na skutek naturalnego drenażu rzek, jezior i mórz oraz drenażu sztucznego (ujęcia wód podziemnych, odwadnianie kopalń itp.). Z punktu widzenia gospodarki wodnej zasoby dynamiczne są częścią zasobów dyspozycyjnych lub perspektywicznych. Zasoby dynamiczne utożsamiane są z odnawialnymi, przy czym na ich odnawialność największy wpływ ma wielkość infiltracji efektywnej, a w przypadku poziomów głębszych – przesiąkanie przez utwory rozdzielające poszczególne warstwy wodonośne (Podstawy hydrogeologii stosowanej 2006).

Pazdro (1983) wprowadził również podział zasobów wód podziemnych ze względu na sposób zagospodarowania:

- dyspozycyjne (obliczane dla określonego obszaru);
- eksploatacyjne (obliczane dla ujęcia);
- sprężyste

Przedstawiony podział zasobów wodnych nie wyczerpuje szerokiego spektrum aspektów związanych z różnorodnymi czynnikami, które wpływają na sposób i metody ich klasyfikacji. W celu kompleksowego raportowania i monitorowania zasobów wód podziemnych, poniżej przedstawiono merytoryczny i ilościowy opis wybranych rodzajów zasobów.

Zasoby odnawialne wód podziemnych (Szymanko, 1980), utożsamiane z zasobami dynamicznymi (Pazdro 1983; Pazdro, Kozerski 1994; Podstawy hydrogeologii stosowanej, 2006) określane są także jako całkowity wydatek strumieni wód dopływających do systemu wodonośnego z jego otoczenia. W słowniku hydrogeologicznym zasoby odnawialne wód podziemnych (Słownik hydrogeologiczny 2002) określa się jako ilość wody, jaka przepływa przez przekrój poziomu wodonośnego zbiornika wód podziemnych, wyrażona w jednostkach objętości na jednostkę czasu. Wielkość zasobów odnawialnych zależy od stopnia odnawialności, tj. dopływu z obszarów zasilania do strefy saturacji, a z drugiej strony – od ubytku na skutek naturalnego drenażu do rzek, jezior i mórz oraz drenażu sztucznego (ujęcia wód podziemnych, odwadnianie kopalń itp.).

Wielkość zasobów odnawialnych wód podziemnych w przybliżeniu odpowiada zasilaniu wód podziemnych pochodzące z infiltracji efektywnej opadów atmosferycznych.

Definicja zasobów dyspozycyjnych jest skomplikowana, szczególnie w zapisach legislacyjnych (Dz. U. 2017, poz. 1566 z późn. zm.; Dz.U. 2016 poz. 2033). Zasoby dyspozycyjne ustala się w obszarach bilansowych z dokładnością podziału na regiony wodne oraz na mniejsze jednostki – rejony wodnogospodarcze (PIG, 2007). Wielkość zasobów dyspozycyjnych zwykłych wód podziemnych dla obszarów bilansowych podlega zatwierdzenia przez ministra właściwego do spraw gospodarki wodnej. Obszar Polski jest aktualnie (stan na 31.12.2023 r.) podzielony na 109 obszarów bilansowych wód podziemnych, obejmujących łącznie 694 jednostki bilansowe niższego rzędu, tj. rejony wodno-gospodarcze (<https://www.pgi.gov.pl/psh...>).

Definicja zasobów dyspozycyjnych zwykłych wód podziemnych zgodnie Rozporządzeniem w sprawie dokumentacji hydrogeologicznej i dokumentacji geologicz-

no-inżynierskiej, to „...zasoby wód podziemnych dostępne do zagospodarowania w obszarze bilansowym, stanowiące średnią z wielolecia wielkość całkowitego zasilania wód podziemnych, pomniejszone o średnią z wielolecia wielkość przepływu wód, tak aby nie dopuścić do znacznego pogorszenia stanu wód powierzchniowych związanych z wodami podziemnymi i do powstania znaczących szkód w ekosystemach lądowych zależnych od wód podziemnych, a także określone z zachowaniem warunku nie pogarszania stanu chemicznego wód podziemnych, ustalone z uwzględnieniem istniejącego w obszarze przestrzennego zróżnicowania warunków zasilania, występowania, parametrów hydrogeologicznych i kontaktów hydraulicznych poziomów wodonośnych, przestrzennego rozkładu środowiskowych i hydrogeologicznych ograniczeń dla stopnia zagospodarowania zasobów oraz przestrzennego rozkładu istniejącego użytkowania wód podziemnych, wyznaczonymi bez wskazywania szczególnej lokalizacji i warunków techniczno-ekonomicznych ujmowania wód”.

Upraszczając legislacyjną definicję (Dz.U. 2016 poz. 2033), za zasoby dyspozycyjne wód podziemnych, uznaje się zatem zasoby wód podziemnych dostępne do zagospodarowania, stanowiące średnią z wielolecia wielkość całkowitego zasilania, pomniejszone o średnią z wielolecia wielkość przepływu wód, tak aby nie dopuścić do znacznego pogorszenia stanu wód powierzchniowych związanych z wodami podziemnymi i do powstania znaczących szkód w ekosystemach lądowych zależnych od wód podziemnych. Zasoby dyspozycyjne wód podziemnych są ustalane na podstawie szerokiego zakresu badań hydrogeologicznych, wymagających realizacji prac terenowych, laboratoryjnych oraz obliczeń hydrogeologicznych i modelowych. To właśnie numeryczne badania modelowe, pozwalające na wielowariantowe i wielokryterialne symulacje, służące ustaleniu wielkości zasobów dyspozycyjnych wód podziemnych, stanowią kluczowy element każdej z dokumentacji. Umożliwiają one bowiem ilościowe, precyzyjne symulacje, a w przypadku dokładniejszego rozpoznania czyli rozszerzenia baz danych w kolejnych latach, mogą być uzupełniane, a modele uszczegóławiane. Współczesne możliwości obliczeniowe pozwalają na szczegółowe obliczenia, identyfikację modelu ze wskazaniem przyjętych kryteriów identyfikacji, ocenę jego wiarygodności i analizę numeryczną biorącą pod uwagę przyjęte strategie gospodarowania wodami w obszarze bilansowym, w tym np. możliwe zmiany klimatu.

Zasoby perspektywiczne wód podziemnych (Herbich i in. 2013) są to szacunkowo ustalone zasoby użytkowych piętér/poziomów wodonośnych w określonych obszarach/jednostkach bilansowych, możliwe do zagospodarowania, z uwzględnieniem potrzeby zachowania określonego stanu ekosystemów od nich zależnych.

Są one obliczane dla zbiornika lub jego części, rzadziej dla konkretnego poziomu wodonośnego w obrębie zbiornika. Ich wartość oblicza się odejmując od zasobów dyspozycyjnych aktualne zużycie wody w danym zbiorniku, bądź wielkość wynikającą z pozwoleń wodnoprawnych. Ustalanie wielkości zasobów perspektywicznych ma charakter szacunkowy, często wielkość zasobów perspektywicznych jest ustalana jako pierwszy etap prac hydrogeologicznych dla ustalania zasobów dyspozycyjnych lub w obszarach dla których z różnych względów nie można ustalić zasobów dyspozycyjnych. Sposób ustalania zasobów perspektywicznych opiera się najczęściej o zakres prac, badań oraz obliczeń hydrogeologicznych, w którym stosowane są metody przybliżone oparte o dostępne bazy danych, bez prowadzenia dodatkowych obserwacji terenowych oraz bez modelowego odwzorowania warunków hydrogeologicznych obszaru.

Zasoby eksploatacyjne wód podziemnych to ilość wód podziemnych możliwych do pobrania z ujęcia w danych warunkach hydrogeologicznych i techniczno – ekonomicznych, z uwzględnieniem zapotrzebowania na wodę i przy zachowaniu wymogów ochrony środowiska (Dz.U. 2016 poz. 2033; Słownik hydrogeologiczny, 2002). Definicja zasobów eksploatacyjnych oraz sposób ich oceny wskazuje jednoznacznie, że pomimo odnawialnego charakteru wód, nie mogą być wykorzystywane w niekontrolowany sposób z uwagi na ograniczoną ich ilość, zmienną jakość oraz wpływ na środowisko, jakie może przynieść nadmierna eksploatacja. Zasoby eksploatacyjne zwykłych wód podziemnych są ustalane w dokumentacjach hydrogeologicznych zatwierdzonych przez organy administracji. W Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 18 listopada 2016 r. w sprawie dokumentacji hydrogeologicznej i dokumentacji geologiczno-inżynierskiej (Dz.U. 2016 poz. 2033) wyznaczony został zakres dokumentacji, aby w przypadku poboru wód w wysokości zatwierdzonych zasobów eksploatacyjnych, nie powodował pogarszania kryteriów środowiskowych, ale także w nawiązaniu do innych eksploatowanych zasobów przestrzegana była zasada zrównoważonego rozwoju. W ustalaniu zasobów eksploatacyjnych niezbędne są obliczenia analityczne lub modelowe przeprowadzane na podstawie wyników pompowania, wyznaczanie obszaru spływu wód do ujęcia, analiza zasobów jako pochodna zapotrzebowania przyszłego użytkownika, charakterystyka ochrony ujęcia. Dokumentacje wykonuje się wykorzystując dostępne bazy danych, badania hydrogeologiczne, badania modelowe.

Zasoby eksploatacyjne ujęcia wód podziemnych jest to dopuszczalna ilość (pobór) wód podziemnych w ujęciu przy określonym sposobie eksploatacji, uwzględniająca ograniczenia związane z wymaganiami ochrony środowiska i warunkami techniczno – ekonomicznymi poboru wody (Słownik hydrogeologiczny 2002). Ustala się je z jednoczesnym wyznaczeniem obszaru zasobowego oraz z uwzględnieniem zasobów dyspozycyjnych zbiornika wód podziemnych, w obrębie którego znajduje się ujęcie.

W zestawieniach statystycznych oraz raportach wykonywanych dla różnych potrzeb (np. w Rocznikach Statystycznych Rzeczypospolitej Polskiej), zasoby eksploatacyjne to część zasobów wód podziemnych, które z uwzględnieniem zasad ich ochrony i warunków technicznych mogą być pobierane z określonego poziomu wodonośnego bez naruszania równowagi hydrogeologicznej.

Podsumowując, zarówno uwarunkowania legislacyjne, jak i tradycyjne podejścia do ustalania zasobów eksploatacyjnych wód podziemnych wskazują, że ich wielkość oznacza potencjalną maksymalną możliwość poboru wód, z uwzględnieniem określonych ograniczeń technicznych i środowiskowych. Warto jednak zauważyć, że w przypadku niewielkiej eksploatacji wód na potrzeby własne oraz gospodarstw rolnych, często nie wykonuje się dokumentacji, ponieważ nie wymaga to pozwolenia wodnoprawnego, ani tzw. „zgłoszenia” poboru wód. Zgodnie z zapisami prawnymi każdemu właścicielowi gruntu przysługuje prawo do zwykłego korzystania z wód stanowiących jego własność oraz z wody podziemnej znajdującej się w jego gruncie. Prawo to nie obejmuje prawa do wykonywania urządzeń wodnych, jeżeli dla ich budowy i/lub eksploatacji wymagane jest uzyskanie pozwolenia wodnoprawnego. Czyli zwykłe korzystanie z wód podziemnych, które służy zaspokojeniu potrzeb własnego gospodarstwa domowego oraz gospodarstwa rolnego, nie wymaga raportowania wielkości poboru. W konsekwencji, brak obowiązku dokumentowania i raportowania wielkości poboru prowadzi do niedoszacowania wielkości zasobów eksploatacyjnych wód podziemnych w Polsce.

4.4. WIELKOŚCI I WYKORZYSTANIE ZASOBÓW WÓD PODZIEMNYCH W POLSCE

Zasoby wód podziemnych stanowią podstawowy rezerwuar wód słodkich. Ich wykorzystanie, ochrona i monitoring podlegają w wielu krajach ścisłym rygorom, uwarunkowanym prawnie. Wody podziemne odgrywają kluczową rolę w zaopatrzeniu w wodę pitną, rolnictwie, przemyśle oraz utrzymaniu ekosystemów od nich zależnych. Ze względu na ich znaczenie, zarządzanie zasobami wód podziemnych wymaga zintegrowanego podejścia dla zapewnienia ich ochrony oraz zrównoważonego wykorzystania dla obecnych i przyszłych pokoleń.

Dla kompleksowej ilościowej oceny dostępności i wykorzystania zasobów wód podziemnych oraz opracowania skutecznych strategii zarządzania, kluczowe jest identyfikowanie poszczególnych rodzajów zasobów. Planowanie i zarządzanie zasobami powinno być oparte na realistycznych danych, analizie zmian i symulacji ich dostępności szczególnie w związku ze zmianami klimatu. Analiza ilościowa zasobów pozwala na efektywne zarządzanie tymi zasobami, minimalizując ryzyko nadmiernej eksploatacji i degradacji środowiska. Dzięki temu, że rzeczywista ocena ilościowa dotyczy zasobów możliwych do wykorzystania, planowanie i zarządzanie zasobami wód podziemnych staje się bardziej efektywne i zrównoważone. Pozwala to na maksymalne wykorzystanie dostępnych rezerw, minimalizując jednocześnie ryzyko negatywnego wpływu na środowisko.

Zgodnie Prawem wodnym (Dz. U. 2017, poz. 1566 z późn. zm.) wykorzystanie wód jest warunkowane oceną ich stanu w nawiązaniu do ustalonych celów środowiskowych. Warunki korzystania z wód w regionie wodnym są kluczowym narzędziem wspierającym zarządzanie zasobami wodnymi w sposób zgodny z zasadami zrównoważonego rozwoju. Uwzględniają one potrzeby wynikające z uzasadnionego interesu publicznego i obejmują wszystkie możliwe działania mające na celu złagodzenie negatywnego wpływu użytkowania wód na ich stan ilościowy.

Stopień wykorzystania zasobów zwykłych wód podziemnych dostępnych do zagospodarowania dla Polski wynosi niespełna 22%. W obszarze dorzecza Wisły wartość tego wskaźnika wynosi 20,9%, natomiast w obszarze dorzecza Odry 23,7%. Wartości te oznaczają, że stan rezerw zasobów wód podziemnych dostępnych do zagospodarowania w skali roku wynosi odpowiednio: 79,1% w obszarze dorzecza Wisły oraz 76,3% w dorzeczu Odry (Informacja o skutkach stosowania ustawy... 2023). Regionami wodnymi o najintensywniejszej eksploatacji zwykłych wód podziemnych są region Małej Wisły w obszarze dorzecza Wisły oraz region Warty w obszarze dorzecza Odry. Wysokie wartości rocznego wykorzystania zasobów w tych regionach wynikają głównie z lokalizacji w ich granicach odwadnianych obszarów górniczych. Woda z odwodnień górniczych jest zaliczana do poboru wód podziemnych, choć należy podkreślić fakt, że około 90% z ilości wód pobieranych przez systemy odwadniania kopalń jest zrzucane do wód powierzchniowych, a więc wraca do obiegu wody w środowisku.

W 2022 r. pobór wody (wód podziemnych i powierzchniowych) na potrzeby gospodarki narodowej i ludności w Polsce, zgodnie z danymi GUS, wyniósł 9,4 km³ (Roczniki Statystyczne 2011-2022). Roczny pobór wód podziemnych w obszarze kraju (według stanu rozpoznania na koniec 2021 r.) wyniósł około 2,7 km³/rok. Na tą wartość składały się:

- a) pobór rejestrowany zwykłych wód podziemnych z prawie 19 tysięcy ujęć wód podziemnych działających na potrzeby zaopatrzenie ludności, przemysłu, rolnictwa w wodę,

- b) pobór wód w ramach odwodnień
- c) pobór wód w ramach odwodnień zakładów górniczych.

Wskaźnik poboru wody w przeliczeniu na jednego mieszkańca lokuje Polskę z poborem wody 248 m³/mieszkańca w 2022 r., w środku stawki krajów Unii Europejskiej (Ochrona Środowiska 2023). W Polsce ponad 70% poboru realizowane jest z zasobów wód podziemnych, co daje pobór wód podziemnych wynoszący ponad 170 m³/mieszkańca.

Pobór wód podziemnych nie odnosi się do rzeczywistego wykorzystania wód podziemnych, choć z pewnością przedstawia szacunkową wielkość. Niedoszacowana wielkość poboru wynika z nieuwzględniania małych ujęć wód podziemnych oraz poboru dla potrzeb rolniczych. Pobór wód w ramach odwodnień górniczych jest bardzo zmienny, trudny do raportowania, uzależniony od aktualnie prowadzonej eksploatacji. Jej wielkość wynika z aktualnych pozwoleń wodno-prawnych. Pobór rejestrowany dotyczy szczególnego korzystania z wód podziemnych (Dz. U. 2017, poz. 1566 z późn. zm.). Zestawiane dane dotyczące poboru rejestrowanego w ramach prac służby geologicznej przez PIG-PIB (Dz. U. 2017, poz. 1566 z późn. zm.) są aktualizowane na podstawie informacji o opłatach z opłat, udostępnianych corocznie przez urzędy marszałkowskie, a następnie weryfikowane i kontrolowane. Nie uwzględnia się zwykłego poboru wód podziemnych czyli na własne potrzeb i na potrzeby gospodarstw rolnych lub innej eksploatacji wody, który nie jest formalnie udokumentowany.

Głównym źródłem wody w sieci wodociągowej są wody podziemne ze względu na ich znacznie lepszą jakość i skuteczniejszą możliwość ochrony zasobów przed zanieczyszczeniem. W 2020 r. w eksploatacji sieci wodociągowej wody podziemne w związku z zaopatrzeniem ludności w wodę przeznaczoną do spożycia stanowiły 77% (1,510 km³) (<https://wodociagowiec.pl/.....>). Pobór wód w 2022 r. na cele eksploatacji sieci wodociągowych wyniósł w Polsce 2,1 km³ i stanowił 23% poboru ogółem (Roczniki Statystyczne 2011-2022) W 2022 r. wielkość poboru wód podziemnych wynosiła ok. 1,8 km³. W 2023 r. pobór wody na potrzeby gospodarki narodowej i ludności wynosił 8,332 km³, w tym wielkość poboru wód podziemnych wynosiła 2,13 km³. Zarejestrowane pobory od 2011 r. do 2022 r. wskazują na stały, systematyczny wzrost, który wynika ze udokumentowania poboru, a tylko częściowo wzrostu zapotrzebowania.

Pobór wód podziemnych w Polsce na potrzeby produkcyjne przemysłu stanowił jedynie ok. 4% (0,209 km³). Natomiast pobór wód na cele nawodnienia w rolnictwie i leśnictwie oraz napełnianie i uzupełnianie stawów rybnych wynosi około 0,8 km³. Wielkość poboru wód dla celów rolniczych jest zdecydowanie niedoszacowana, co wynika z faktu wykorzystywania wód bez zgłaszania lub dokumentowania.

Ocena całkowitego i rzeczywistego poboru wód podziemnych oraz identyfikacja struktury poboru są zagadnieniami złożonymi. Wynika to zarówno z powodu odmiennego korzystania z wód na obszarach miejskich i wiejskich, jak również z uwagi na ograniczony i mało precyzyjny rynek szczegółowych informacji o poborze i jego użytkownikach. Z pewnością należy oczekiwać, że ocena poboru rzeczywistego może i powinna być bardziej precyzyjna z minimalizacją marginesu niepewności. Stopień dokładności oceny jest akceptowany w wymogach Dyrektywy Wodnej (2000/60/WE), nie jest traktowany jako błąd oceny. Kluczowe jest, aby zakres tej niepewności był stale redukowany, a sposób raportowania danych był spójny i jednoznaczny.

Spośród wszystkich województw, mazowieckie zużywa najwięcej wody. W latach 2015-2022 udział województwa mazowieckiego w zużyciu wody zawierał się

w granicach od 26% do 32% całkowitego krajowego zużycia. W 2022 r. mazowieckie zużyło 0,2853 km³ wody i od 2015 r. zużycie wzrosło o 2,4% (<https://obserwujmazowsze.stat.gov.pl.....>). W województwie mazowieckim zużycie wody z sieci wodociągowej przez gospodarstwa domowe wynosiło 0,2147 km³ wody. Na przestrzeni ostatnich lat obserwuje się systematyczny wzrost zużycia wody z wodociągów, co wynika przede wszystkim ze zwiększającej się liczby ludności korzystającej z przyłączy do sieci wodociągowej. Dla potrzeb ludności pobierana jest w województwie mazowieckim przede wszystkim woda podziemna, dla mieszkańców Warszawy i Płocka także woda powierzchniowa.

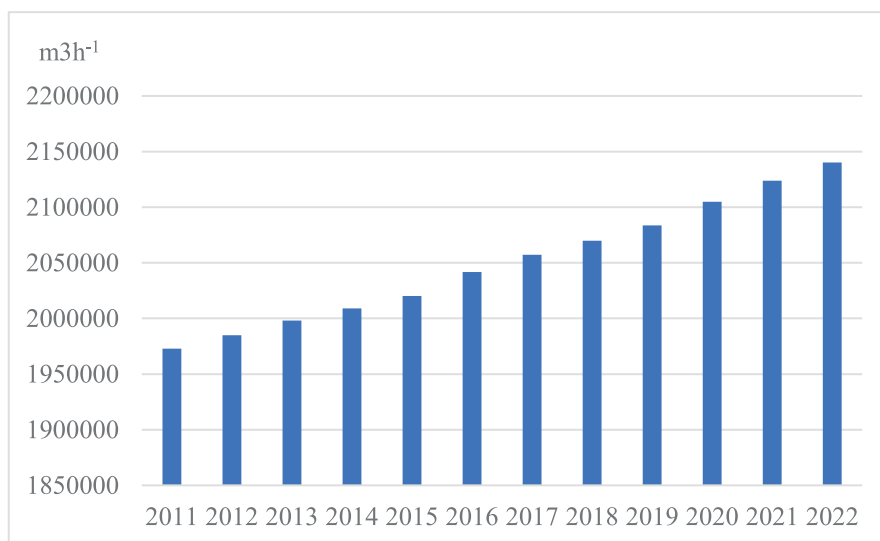
Zasoby eksploatacyjne

Systematyczny wzrost zasobów eksploatacyjnych wód podziemnych w Polsce wynika z ich udokumentowania (rys. 4.1), nie odnosi się do rzeczywistego poboru lub zapotrzebowania na wody podziemne. Wielkość zasobów eksploatacyjnych wód podziemnych w 2022 r. wynosiła ponad 2,14 mln m³/h, a średnia wartość roczna z okresu 2011-2022 wynosi ponad 2 mln m³/h (tablica 4.1).

Notowany jest także wzrost modułu zasobów eksploatacyjnych, czyli wielkość udokumentowanych zasobów eksploatacyjnych przeliczona na kilometr kwadratowy. Moduł odnoszący się do wielkości zasobów, umożliwia porównanie wyników z różnych obszarów (tablica 4.2).

Zasoby wód podziemnych eksploatowane są głównie z czwartorzędowego piętra wodonośnego, udokumentowana wartość zasobów eksploatacyjnych z tego piętra wodonośnego wynosi ponad 1,4 mln m³h⁻¹. Zasoby eksploatacyjne wód podziemnych z pięter: palegeńsko-neogeńskiego, kredowego i starszych są podobne, wynoszą odpowiednio ponad 200 tys m³h⁻¹, prawie 200 tys m³h⁻¹ i poniżej 200 tys m³h⁻¹ (tablica 4.1).

Całkowita wielkość zasobów eksploatacyjnych w poszczególnych województwach jest bardzo zróżnicowana. W prawie wszystkich województwach notowany jest wzrost zasobów eksploatacyjnych wód podziemnych w ostatnich latach. Noto-



Rys. 4.1. Wielkość zasobów eksploatacyjnych wód podziemnych w Polsce w latach 2011-2022 (na podstawie danych z Roczników statystycznych 2011-2022 oraz Bilansów zasobów eksploatacyjnych w Polsce, 2022)

Fig. 4.1. Volume of exploitable groundwater resources in Poland from 2011 to 2022 (based on data from Statistical Yearbooks 2011-2022 and Exploitable Resource Balances in Poland, 2022)

Tablica 4.1.

Wielkość zasobów eksploatacyjnych wód podziemnych w podziale na piętra wodonośne w latach 2011-2022 (na podstawie danych z Roczników statystycznych 2011-2022 oraz Bilansów zasobów eksploatacyjnych w Polsce, 2022; 2024)

Table 4.1.

Volume of exploitable groundwater resources by aquifer levels from 2011 to 2022 (based on data from Statistical Yearbooks 2011-2022 and Exploitable Resource Balances in Poland, 2022, 2024)

Rok	Zasoby eksploatacyjne [m^3h^{-1}]				
	Ogółem [m^3h^{-1}]	Czwartorzęd	Paleogenu	Kreda	Starsze osady
2011	1972757,51	1305710,21	205710,98	269550,29	191786,03
2012	1984974,00	1311677,05	207368,46	272456,64	193471,85
2013	1998052,38	1320128,78	208892,46	274644,82	194386,32
2014	2008986,46	1326482,37	210363,27	276888,62	195252,20
2015	2020220,13	1333048,09	211980,74	278331,15	196860,15
2016	2041642,65	1345860,86	215271,38	281543,84	198966,57
2017	2057206,22	1354374,51	217987,01	284711,94	200132,76
2018	2070010,24	1362589,95	219754,60	286671,21	200994,48
2019	2083677,85	1370378,84	221904,51	289305,33	202089,17
2020	2104966,13	1383700,99	225230,40	293170,32	202864,42
2021	2123820,90	1395271,45	228910,15	295489,20	204150,10
2022	2140225,24	1405356,16	232178,17	297870,64	204820,27
Średnia 2011-2022	2050544,98	1351215	217129,3	283386,2	198814,5

Tablica 4.2.

Moduł udokumentowanych zasobów eksploatacyjnych w Polsce w latach 2011-2022 (na podstawie danych z Roczników statystycznych 2011-2022 oraz Bilansów zasobów eksploatacyjnych w Polsce, 2022)

Table 4.2.

Module of documented exploitable resources in Poland from 2011 to 2022 (based on data from Statistical Yearbooks 2011-2022 and the Exploitable Resource Balances in Poland, 2022)

Rok	Moduł $m^3h^{-1}km^{-2}$
2011	6,31
2012	6,35
2013	6,39
2014	6,42
2015	6,46
2016	6,53
2017	6,58
2018	6,62
2019	6,66
2020	6,73
2021	6,79
2022	6,84

wany jest tylko okresowy ubytek zasobów eksploatacyjnych, np. w 2022 r. w stosunku do 2021 r. w województwie świętokrzyskim ($-73,89 \text{ m}^3\text{h}^{-1}$) (Bilans zasobów... 2022).

Największa wartość zasobów eksploatacyjnych wód podziemnych występuje najczęściej w województwie mazowieckim oraz w województwie wielkopolskim (tablica 4.3). W 2022 r. wielkość zasobów eksploatacyjnych w województwie mazowieckim, o powierzchni 35.6 tys. km^2 zamieszkałym przez około 5,1 mln mieszkańców, była zarejestrowana w wysokości $269\,259 \text{ m}^3\text{h}^{-1}$, przy średniej wartości w latach 2011-2022 wynoszącej $257\,818 \text{ m}^3\text{h}^{-1}$. W województwie wielkopolskim, o powierz-

Tablica 4.3.
Porównanie wielkości zasobów eksploatacyjnych wód podziemnych w latach 2011-2022
z województw: mazowieckiego i wielkopolskiego
(na podstawie Bilansów zasobów eksploatacyjnych w Polsce, 2022)

Table 4.3.
Comparison of exploitable groundwater resources in the Mazowieckie and Wielkopolskie
voivodeships from 2011 to 2022 (based on the Exploitable Resource Balances in Poland, 2022)

Rok	Województwo	Zasoby eksploatacyjne m^3h^{-1}				
		Ogółem	Czwartorzęd	Paleogen	Kreda	Starsze osady
2011	mazowieckie	243602,44	190868,95	17622,07	25081,67	10029,75
	wielkopolskie	185324,40	112674,77	45381,84	24364,80	2902,99
2012	mazowieckie	245521,95	193001,46	17377,27	25107,27	10035,95
	wielkopolskie	186252,23	113017,58	45750,13	24550,53	2933,99
2013	mazowieckie	248023,96	195408,31	17422,27	25142,43	10050,95
	wielkopolskie	187287,19	113497,42	46072,15	24770,63	2946,99
2014	mazowieckie	251076,65	198031,00	17448,27	25431,43	10165,95
	wielkopolskie	188238,77	113778,91	46316,14	25131,93	3011,79
2015	mazowieckie	253637,30	200213,85	17500,87	25751,43	10171,15
	wielkopolskie	189423,64	114469,62	46636,30	25281,93	3035,79
2016	mazowieckie	258114,53	204291,58	17668,97	25885,43	10268,55
	wielkopolskie	191175,45	115202,86	47135,26	25643,54	3193,79
2017	mazowieckie	261638,90	207781,05	17502,37	26063,23	10292,25
	wielkopolskie	192954,11	116018,74	47562,59	26125,19	3247,59
2018	mazowieckie	263700,86	209761,11	17491,87	26146,63	10301,25
	wielkopolskie	193885,32	116438,19	47941,34	26238,30	3267,49
2019	mazowieckie	265614,36	211252,41	17538,37	26467,33	10356,25
	wielkopolskie	195258,79	116792,38	48470,84	26673,38	3322,19
2020	mazowieckie	266047,06	211625,61	17472,37	26592,83	10356,25
	wielkopolskie	196911,33	117728,20	48957,10	26874,19	3351,84
2021	mazowieckie	267579,26	212756,31	17518,47	26807,03	10497,45
	wielkopolskie	198792,91	118480,62	49824,48	27102,87	3384,94
2022	mazowieckie	269258,56	214201,21	17593,47	26892,43	10571,45
	wielkopolskie	200778,61	119467,63	50668,14	27228,90	3413,94

chni 29 826 km² liczącym 3,5 mln mieszkańców, wynosiła w 2022 r. 200 779 m³h⁻¹, przy średniej z wielolecia 2011-2022 wynoszącej 192190 m³h⁻¹. Analiza wartości w kolejnych latach w różnych województwach, pozwala na określenie pewnej tendencji i charakterystyki zmian oraz wskazanie głównych poziomów wodonośnych, z których dokumentowana i eksploatowana jest woda podziemna.

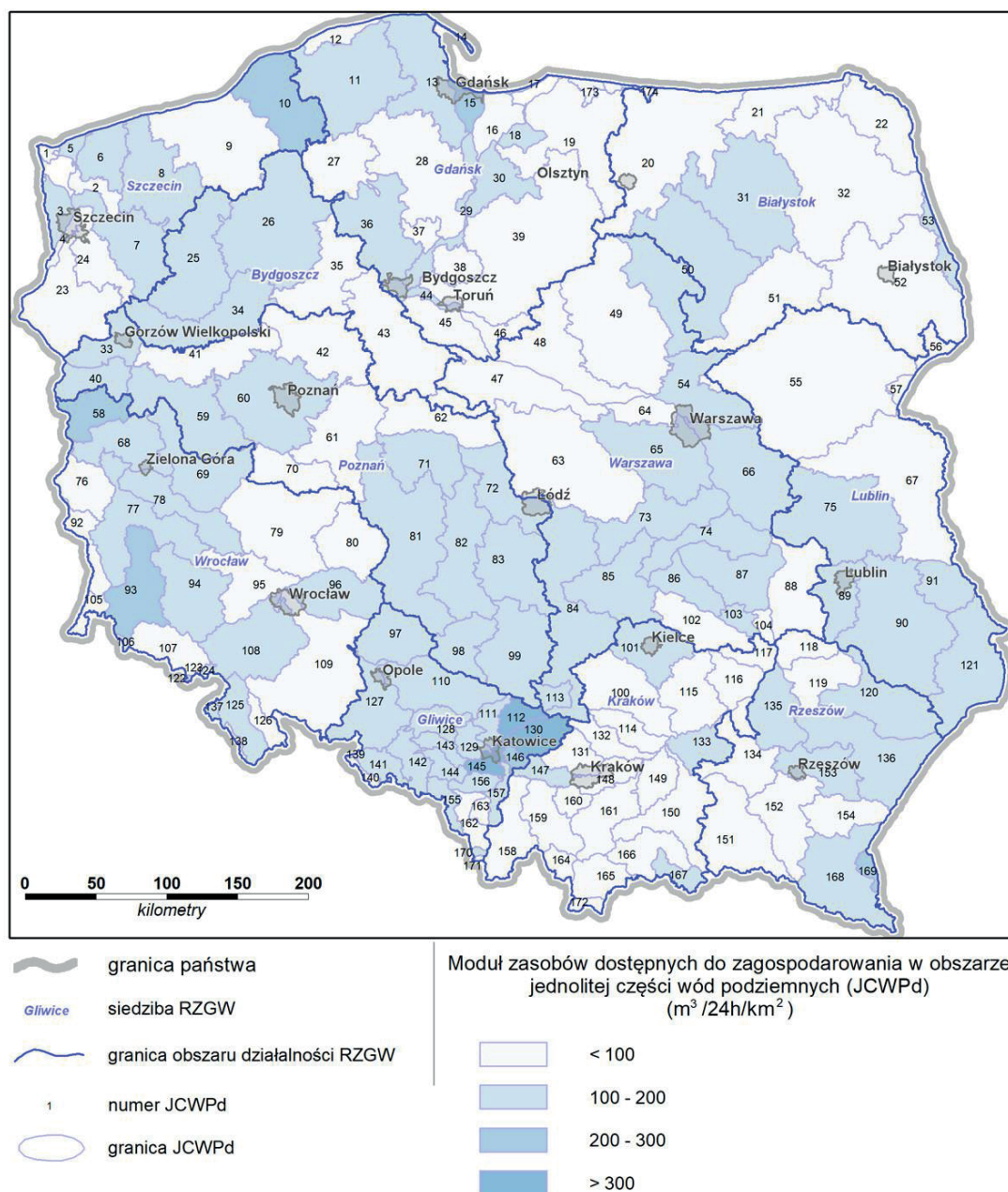
Zasoby dyspozycyjne

Wielkość ustalonych zasobów dyspozycyjnych wód podziemnych wynosi w Polsce blisko 12,41 km³rok⁻¹ (34 mln m³24h⁻¹) według stanu rozpoznania na dzień 31.12.2023 r. (www.pgi.gov.pl/psh/dane-hydrogeologiczne-psh). W tej wielkości zasoby perspektywiczne to około 50 tys. m³24h⁻¹ (<https://www.pgi.gov.pl/psh/psh-2/najnowsze-publicacje/9839-synteza-psh-2022/file.html>). Dla dwóch największych dorzeczy, wielkość zasobów wód podziemnych wynosi: dla obszaru dorzecza Wisły ok. 6,75 km³rok⁻¹ (ok. 18,49 mln m³24h⁻¹), a dla obszaru dorzecza Odry zasoby wód podziemnych wynoszą ok. 5,2 km³rok⁻¹ (ok. 14,27 mln m³24h⁻¹). Uwzględniając powierzchnię dorzeczy, średnia wartość modułu zasobów dyspozycyjnych zwykłych wód podziemnych przeliczona na km² dla dorzecza Wisły wynosi 101,0 m³24h⁻¹km², a dla dorzecza Odry około 120,9 m³24h⁻¹km². Przestrzenny rozkład wielkości zasobów dyspozycyjnych obszarach bilansowych prezentowany w podziale na 4 klasy wskazuje duże zróżnicowanie modułu w obszarach bilansowych (rys. 4.2).

„Dostępne zasoby wód podziemnych” według Dyrektywy Wodnej 2006/118/WE oznaczają długoterminową średnią roczną wielkość całkowitego zasilania określonej części wód podziemnych, pomniejszoną o długoterminową roczną wielkość przepływu wymaganą do osiągnięcia wyszczególnionych celów jakości ekologicznej, tak aby uniknąć jakiegokolwiek znacznego obniżenia stanu ekologicznego wód oraz aby uniknąć wszelkich szkód w ekosystemach związanych z wodami podziemnymi.

Dostępne zasoby wód podziemnych mogą być traktowane jako wielkość zasobów dyspozycyjnych, powiększonych o zasoby perspektywiczne w przypadku nieustalonej wielkości zasobów dyspozycyjnych (około 1% powierzchnia kraju). Stopień wykorzystania wód podziemnych w Polsce jest bardzo zróżnicowany i zależy od stopnia udokumentowania, warunków hydrogeologicznych oraz intensywności poboru wód podziemnych w danym obszarze. Dla obszaru całego kraju stopień wykorzystania zasobów zwykłych wód podziemnych wynosi około 22%. Warto zaznaczyć, że zagrożenie wyczerpania wód podziemnych występuje tylko na kilku procentach powierzchni kraju. W niektórych regionach, takich jak zlewnie Warty, Widawki, Przemszy i Kłodnicy, odnotowano wysoki stopień wykorzystania zasobów. W innych rejonach istnieje potencjalne ryzyko wyczerpania, jednak na przeważającej części Polski, bo aż na 90% powierzchni, ryzyko to jest niskie lub bardzo niskie (Sadurski, Przytuła 2016; Przytuła 2022; Woźnicka i in. 2021).

Stopień wykorzystania zasobów zwykłych wód podziemnych dostępnych do zagospodarowania w Polsce jest stosunkowo niewielki. Przy analizie danych należy, podobnie jak w przypadku innych elementów analizy zasobów wód podziemnych, uwzględnić warunki hydrogeologiczne, nierównomierność poboru wód, zagospodarowanie terenu, zapotrzebowanie na wodę, możliwość i wielkość odnawiania zasobów, problemy z ochroną jakościową wód i wiele innych elementów. Wysokie wskaźniki dla Polski, w zakresie wykorzystania zasobów wód podziemnych i dostępności zasobów mogą być mylące, przedstawiać pozytywny obraz, podczas gdy w wielu obszarach notuje się znaczne deficyty wody, o charakterze stałym lub okresowym.



Rys. 4.2. Rozkład przestrzennych dostępnych zasobów wód podziemnych w JCWPd, stan na 31.12.2023 r.

(<https://www.pgi.gov.pl/psh/zadania-psh/8886-zadania-psh-zasoby-wod-podziemnych.html>)

Fig. 2. Distribution of spatially available groundwater resources in JCWPd, as of 31.12.2023
(<https://www.pgi.gov.pl/psh/zadania-psh/8886-zadania-psh-zasoby-wod-podziemnych.html>)

Zasoby odnawialne

Zasoby odnawialne wód podziemnych tworzone są przez infiltrację opadów atmosferycznych do poziomów wodonośnych. Na obszarze Polski, o przeciętnej sumie opadu pomierzonego, wyrażonej wskaźnikiem opadu w wysokości 620 mm/rok, do poziomów wodonośnych infiltruje ok. 34 km^3 wody w ciągu roku (Herbich 2008). Zasoby odnawialne są ustalane na podstawie oceny średniej wieloletniej odnawialności wód podziemnych, uwzględniającej zróżnicowane zasilanie na obszarze

kraju, co praktycznie sprowadza się do reprezentatywnych zasobów dla wielolecia średniego. Czynniki klimatyczne, głównie wysokość opadu atmosferycznego oraz szereg czynników warunkujących wielkość infiltracji (Pazdro 1983; Podstawy hydrogeologii stosowanej 2003) mają decydujący wpływ na odnawialność zasobów wód podziemnych. Ustalane zasoby średnie nie uwzględniają zmienności sezonowej, ograniczenia zasobów odnawialnych w okresie niskich opadów atmosferycznych, czasowych zmian czynników warunkujących zasilenie czy zmian klimatycznych.

Zasoby wód podziemnych zaliczane do kopalin

Szczególne walory niektórych wód podziemnych, wynikające z ich mineralizacji i właściwości fizyko-chemicznych, których wydobywanie może przynieść korzyść gospodarczą, zgodnie z Ustawą (Dz. U. 2023 poz. 2029, t.j.) sprawiają, że zaliczane są do kopalin w odróżnieniu od zwykłych wód podziemnych. Wody te wykorzystywane są dla potrzeb uzdrowisk, mają charakter surowca leczniczego, stanowią nośnik energii cieplnej lub mogą być surowcem do produkcji soli i pierwiastków chemicznych. Wody zaliczane do kopalin traktowane są jak inne kopaliny, wyznaczane są dla nich obszary i tereny górnicze. Eksploatacja wód zaliczanych do kopalin może być prowadzona jedynie na podstawie koncesji na ich wydobywanie, wydanej przez właściwego miejscowo marszałka województwa, w obrębie wyznaczonego obszaru górniczego, a złoża kopalin są objęte własnością górnictwem. Niekiedy, jeśli poszukiwanie wód zaliczanych do kopalin może znacząco wpłynąć na stan środowiska naturalnego, a studnia ma głębokość powyżej 1000 m, niezbędna jest decyzja o uwarunkowaniach środowiskowych (Dz. U. z 2024 r. poz. 1112, t.j.). Dokumentowanie wód podziemnych zaliczanych do kopalin odbywa się zgodnie z Rozporządzeniem (Dz.U. 2016 poz. 2033), ma podobny charakter jak w przypadku wód zwykłych, choć wymagane jest zdefiniowanie granic proponowanego obszaru górniczego. W trakcie eksploatacji użytkownik złoża uiszcza opłatę eksploatacyjną i ma obowiązek raportowania ilości wydobytej kopaliny w okresie rozliczeniowym.

Wody podziemne zaliczane do kopalin są określone i zdefiniowane w Prawie geologicznym i górnictwem (Dz. U. 2023 poz. 2029, t.j.). Wody lecznicze określane są jako wody podziemne niezanieczyszczone pod względem chemicznym i mikrobiologicznym, o naturalnej zmienności cech fizycznych i chemicznych, spełniające jeden ze wskazanych w ustawie warunków dotyczących zawartości rozpuszczonych składników mineralnych stałych, jonów i innych składników. Wody mineralne to wody lecznicze zawierające co najmniej 1 000 mg dm⁻³ rozpuszczonych składników stałych. Do wód termalnych zalicza się wody podziemne osiagające na wypływie z ujęcia temperaturę co najmniej 20 °C. Solanką jest woda podziemna o zawartości rozpuszczonych składników mineralnych stałych nie mniejszej niż 35 g dm⁻³. Warto zaznaczyć, że do kopalin nie są zaliczane wody pochodzące z odwadniania wyrobisk górniczych, choć ich mineralizacja i właściwości fizyko-chemiczne mogą spełniać kryteria wskazane w Ustawie.

Zasoby eksploatacyjne wód leczniczych i solanek, udokumentowano dotychczas dla 477 ujęć na terenie Polski (wg stanu na 31.12.2023 r.) (Sokołowski, Skrzypczyk, 2023). W Polsce, w 2022 r. liczba złóż wód podziemnych zaliczonych do kopalin wynosiła 147, w tym: 111 złóż wód leczniczych, 35 złóż wód termalnych i 1 złożo solanek (Ochrona środowiska, 2023; Bilans kopalin w Polsce, 2022). W 2022 r. zasoby eksploatacyjne kopalin udokumentowano w ilości ponad 7,6 tys. m³h⁻¹. W 2022 r. wydobywanie prowadzono z 83 złóż wód podziemnych, w tym z 63 złóż wód leczniczych,

19 wód termalnych oraz 1 złoża solanek. Ogólna wielkość wydobycia solanek, wód leczniczych i wód termalnych wyniosła nieco ponad 15,5 mln m³rok⁻¹. W 2023 r. wydobycie prowadzono z 82 złóż. Wielkość wydobycia solanek, wód leczniczych i wód termalnych w 2023 r. wynosiła 15 292 443,24 m³ (tablica 4.4), w tym ilość wód termalnych wynosiła 13 067 419,37 m³. W porównaniu z rokiem poprzednim wydobycie wód podziemnych zaliczonych do kopalin uległo zmniejszeniu o 247 796,48 m³ (Ochrona środowiska 2023; Bilans kopalin w Polsce 2023).

Tablica 4.4.

Wielkość zasobów eksploatacyjnych oraz wielkość poboru wód podziemnych zaliczanych do kopalin (na podstawie Bilansów kopalin w Polsce w latach 2021-2023)

Table 4.4.

The volume of exploitable groundwater resources and the volume of groundwater extraction classified as mineral resources (based on the Mineral Resources Balance in Poland for 2021–2023)

Rok	Zasoby eksploatacyjne w m ³ h ⁻¹	Pobór wód w m ³ rok ⁻¹	
		m ³ rok ⁻¹	m ³ h ⁻¹
2020	7 222,52	12 971 535,70	1480,769
2021	7 209,22	13 539 961,41	1545,658
2022	7 577,05	15 540 239,72	1774,000
2023	7 924,86	15 292 443,24	1745,713

Nie określono dotychczas perspektywicznych zasobów wód termalnych, a jedynie zasoby zmagazynowanej w nich energii, które dla obszaru Polski wynoszą szacunkowo około 9,01-9,10 x 10¹⁸ J rok⁻¹ (Socha, Skrzypczyk 2020).

Zasoby eksploatacyjne wód podziemnych zaliczanych do kopalin, wzrastają w kolejnych latach, odzwierciedlając wzrost liczby udokumentowanych złóż. Pobór wód systematycznie zwiększa się, choć wzrost w latach 2020-2022 wynosił zaledwie kilka procent rocznie. W 2023 r. pobór wód zmniejszył się w porównaniu do roku poprzedniego przy wzroście udokumentowanych zasobów eksploatacyjnych.

4.5. PODSUMOWANIE, ZASOBY WÓD PODZIEMNYCH WOBEC ZMIAN KLIMATU

Zasoby wód podziemnych kształtują się zarówno pod wpływem czynników naturalnych, jak i działalności człowieka. Do najważniejszych z nich należą warunki hydrogeologiczne i klimatyczne, topografia terenu, sposób zagospodarowania przestrzennego, zapotrzebowanie na wodę i jej gospodarcze wykorzystanie. Wody podziemne, jako podstawowe i strategiczne dobro wspólne, ale także surowiec, wymagają szczególnej ochrony i dbałości zarówno pod względem ilości, jak i jakości. Zmiany klimatyczne mają znaczący wpływ na stan wód podziemnych oraz zapotrzebowania na wodę. Mogą one prowadzić do zmian w zasilaniu warstw wodonośnych, odnawialności zasobów wód co powoduje zmniejszenie dostępnych zasobów, ograniczenia kontaktów hydraulicznych między systemami wodonośnymi, intruzji wód słonych do zasobów wód podziemnych i wielu innych procesów pogarszających dostępność zasobów. Zjawiskiem związanym ze zmianami klimatycznymi jest rów-

niez susza hydrogeologiczna, ostatnia fazy rozwoju suszy, charakteryzująca się długotrwałym deficytem wód podziemnych. Mimo faktu, że zasoby wodne są kształtowane przez warunki geogeniczne i antropogeniczne, głównym elementem warunkującym deficyt wody jest jej wykorzystanie i zagospodarowanie. Jeśli deficyt wody jest rozumiany jako ograniczenie zasobów wody uniemożliwiający jej wykorzystanie i planowanie właściwej gospodarki wodnej, to praktycznie przyczyny suszy hydrogeologicznej związane są przede wszystkim z czynnikami antropogenicznymi (Krogulec 2024). Odpowiednie zarządzanie zasobami wodnymi oraz działania mające na celu minimalizację skutków niedoborów wody muszą być planowane i realizowane z uwzględnieniem zarówno skali czasowej, jak i przestrzennej. Susza hydrogeologiczna dotyczy systemu hydrogeologicznego, powoduje ograniczenie zasobów wód, a jej skutki powinny być analizowane w szerszym kontekście, bez ograniczania się do jednostek administracyjnych czy obszarów bilansowych.

Niezbędne są interdyscyplinarne badania oraz analizy przyczynowo skutkowe dotyczące niedoborów lub zmniejszenia zasobów wód podziemnych. Tylko w ten sposób można w pełni zrozumieć i zarządzać zasobami wodnymi. W obliczu tych wyzwań kluczowe jest wdrożenie zintegrowanego zarządzania zasobami wodnymi, które obejmuje kontrolę zapotrzebowania na wodę, ochronę oraz monitorowanie zasobów wód podziemnych.

Aby ograniczyć negatywne skutki zmian klimatycznych na zasoby wód podziemnych, konieczny jest rozwój badań naukowych oraz współpraca międzysektorowa i międzyregionalna. Inwestycje w nowoczesne technologie w zakresie oczyszczania wód, zwiększanie retencji wód podziemnych, monitorowanie poboru, minimalizacja strat wody w sieciach wodociągowych oraz niekontrolowanych poborów i zrzutów wody, dokumentowanie i nadzorowanie wykorzystania wód podziemnych są kluczowe dla adaptacji do nowych warunków i zapewnienia długoterminowego bezpieczeństwa zasobów wodnych.

BIBLIOGRAFIA

- Abbott B.W., Bishop K., Zarnetske J.P., 2019, Human domination of the global water cycle absent from depictions and perceptions. *Nature Geoscience* 12: s. 533-540.
- Bilans zasobów eksploatacyjnych wód podziemnych w Polsce, wg stanu na dzień 31 grudnia 2023 r. PIG-PIB. Warszawa, 2024. Dostępny: <https://www.pgi.gov.pl/psh/materialy-informacyjne-psh/bilans-zasobow-eksploatacyjnych-podziemnych-polski.html>.
- Bilans zasobów eksploatacyjnych wód podziemnych w Polsce, wg stanu na dzień 31 grudnia 2022 r. PIG-PIB. Warszawa, 2023. Dostępny: <https://www.pgi.gov.pl/psh/materialy-informacyjne-psh/bilans-zasobow-eksploatacyjnych-podziemnych-polski/9992-bilans-zasobow-eksploatacyjnych-wod-podziemnych-polski-wg-stanu-na-dzien-31-grudnia-2022-r.html>.
- Bilans zasobów złóż kopalin w Polsce wg stanu na 31 XII 2021 r. PIG-PIB. Warszawa, pp. 520. Dostępny: https://www.pgi.gov.pl/images/surowce/2023/bilans_2021.pdf.
- Bilans zasobów złóż kopalin w Polsce wg stanu na 31 XII 2022 r. PIG-PIB. Warszawa, pp. 517. Dostępny: https://www.pgi.gov.pl/images/surowce/2023/bilans_2022.pdf.
- Bilans zasobów złóż kopalin w Polsce wg stanu na 31 XII 2023 r. PIG-PIB. Warszawa, pp. 520. Dostępny: https://www.pgi.gov.pl/images/surowce/2023/bilans_2023.pdf.
- Cantor A., Owen D., Harter D., Nysten G., Kiparsky M., 2018, Navigating Groundwater-Surface Water Interactions under the Sustainable Groundwater Management Act. *Groundwater Management Act. Center for Law, Energy & the Environment, UC Berkeley School of Law, Berkeley, CA*. Dostępny: <https://doi.org/10.15779/J23P87>.
- Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej.

- Dyrektywa 2006/118/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 12 grudnia 2006 r. w sprawie ochrony wód podziemnych przed zanieczyszczeniem i pogorszeniem ich stanu.
- EEA, 2021, Zasoby wodne w Europie W obliczu stresu wodnego: zaktualizowana ocena, Raport EEA, 12/2021, Europejska Agencja Środowiska. Dostępny: <https://www.eea.europa.eu/publications>.
- Herbich P., 2008, Zasoby wód podziemnych — aktualny stan rozpoznania. *Przegląd Geologiczny*, vol. 56, nr 4, 2008: s. 281-281.
- Herbich P., Kapuściński J., Nowicki K., Rodzoch A., 2013, Metodyka określania zasobów dyspozycyjnych wód podziemnych w obszarach bilansowych z uwzględnieniem potrzeb jednolitych bilansów wodnogospodarczych. *Poradnik metodyczny*. HYDROEKO, Warszawa.
- Informacja o skutkach stosowania ustawy z dnia 20 lipca 2017 r. – Prawo wodne. Informacja Ministra właściwego do spraw Gospodarki Wodnej. Ministerstwo Infrastruktury 2023. Dostępny: <https://orka.sejm.gov.pl/Druki10ka.nsf/0/EF209B5FA887B339C1258A7D00356E33/%24File/86.pdf>.
- Krogulec E., 2024, Susza hydrogeologiczna. W: *Susza: zjawisko, konteksty, ramy prawne*. Red. Krogulec E., Dziewulska A. Wydawnictwa UW.
- Międzynarodowy Słownik Hydrologiczny. 2001. WMO, UNESCO, Wyd. Nauk. PWN, Warszawa
- Ochrona środowiska. 2023. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa. Pp. 190. Dostępny: file:///C:/Users/Ewa.Krogulec/Documents/KDH/Lecznicze/ochrona_srodowiska_2023.pdf.
- Pazdro Z., 1983, *Hydrogeologia ogólna*. Wyd. Geol., Warszawa.
- Pazdro Z., Kozerski B., 1990, *Hydrogeologia ogólna*. Wyd. Geol., Warszawa.
- Podstawy hydrogeologii stosowanej. 2006. Macioszczyk A., (red). PWN, Warszawa.
- Prawo geologiczne i górnicze. Dz. U. 2023 poz. 2029, t.j.
- Prawo wodne. Dz. U. 2017, poz. 1566 z późn. zm.
- Przytuła E., 2022, Zasoby dyspozycyjne wód podziemnych - uwarunkowania prawne, stan rozpoznania i wykorzystania. *Gospodarka Wodna*. Tom Nr 5: s. 17-23. Wydawca Wydawnictwo SIGMA-NOT. DOI 10.15199/22.2022.5.3.
- Psomas A., Bariamis G., Rouillard J., Stein U., Ro S., 2021, Study of the Impacts of Pressures on groundwater in Europe. Comparative study on quantitative and chemical status of groundwater bodies. Sub-study 1 - Final report 2021. Dostępny: <https://groundwater-quality.org/reference/study-impacts-pressures-groundwater-europe>.
- Raport 2020. Polska na drodze zrównoważonego rozwoju. GUS. Dostępny: <https://raportsdg.stat.gov.pl/2020/cel6.html>.
- Rocznik Statystyczny Rzeczypospolitej Polskiej, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 217, 2018, 2019, 2010, 2021, 2022. GUS. Dostępny: <https://stat.gov.pl/>.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 18 listopada 2016 r. w sprawie dokumentacji hydrogeologicznej i dokumentacji geologiczno-inżynierskiej. Dz.U. 2016 poz. 2033.
- Sadurski A., Przytuła E. 2016. Zasoby dyspozycyjne wód podziemnych dorzeczy w Polsce w świetle zrównoważonego gospodarowania wodami. *Biuletyn PIG-PIB*. Vol. 466 No. 466, Tom 466: 261-270.
- Sadurski A., Śmiateński L., 2015 Problem zasobów wód podziemnych. *Prz. Geol.*, 63: s. 1047–1052
- Słownik hydrogeologiczny. 2002. Praca zbiorowa pod red. J. Dowgiałło, A. Kleczkowski, A. Macioszczyk, A. Rózkowski. Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa. ISBN 83-86986-57-3.
- Socha M., Skrzypczyk L., 2020, Wody termalne. W: „Bilans perspektywicznych zasobów kopalin Polski wg stanu na 31.12.2018 r.”: s. 405-409. PIG-PIB, Warszawa. Dostępne: https://geoportal.pgi.gov.pl/css/surowce/images/2020/bilans_2020.pdf.
- Sokołowski J., Skrzypczyk L., 2023, Solanki, wody lecznicze i termalne. W: *Bilans zasobów złóż kopalin w Polsce wg stanu na 31.12.2022 r.* (red. M. Szuflicki i in.). PIG-PIB, Warszawa.
- Szymanko J., 1980, *Koncepcje systemu wodonośnego i metod jego modelowania*. Wyd. Geol., Warszawa.
- Ustawa z dnia 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko. Dz. U. z 2024 r. poz. 1112 t.j.
- Woźnicka M., Przytuła E., Palak-Mazur D., 2021, Funkcjonowanie Systemu Ochrony Wód Podziemnych W Polsce W Świetle Przepisów Ustawy Prawo Wodne. Dostępne: <https://doi.org/10.18778/8220-655-5.10>.

Strony internetowe, dostęp 30.07.2024

<https://ec.europa.eu/eurostat>

<https://obserwujmazowsze.stat.gov.pl/cele-zrownowazonego-rozwoju/czysta-woda-i-warunki-sanitarne.php>)

<https://raportsdg.stat.gov.pl/2020/cel6.html>

<https://wodociagowiec.pl/szczegoly-artykulu/niepokojace-dla-branzy-wodociagowej-trend-poboru-wody/>

<https://www.eea.europa.eu/publications/europes-groundwater/europes-groundwater/download.pdf.static>

<https://www.pgi.gov.pl/psh/dane-hydrogeologiczne-psh/947-bazy-danych-hydrogeologiczne/8971-baza-danych-gis-zasobow-dyspozycyjnych-i-perspektywicznych-wod-podziemnych-dla-obszaru-polski.html>

<https://www.pgi.gov.pl/psh/psh-2/najnowsze-publicacje/9839-synteza-psh-2022/file.html>

<https://www.pgi.gov.pl/psh/zadania-psh/8886-zadania-psh-zasoby-wod-podziemnych.html>

<https://www.usgs.gov/special-topics/water-science-school/science/water-pools-and-fluxes-data-tables>
www.pgi.gov.pl/psh/dane-hydrogeologiczne-psh

Adres do korespondencji – Corresponding autor: prof. dr hab. Ewa Krogulec, Uniwersytet Warszawski, Wydział Geologii, Katedra Hydrogeologii i Geofizyki, ul. Żwirki i Wigury 93, 02-089 Warszawa, e-mail: ewa.krogulec@uw.edu.pl

**Tamara TOKARCZYK, Mariusz ADYNKIEWICZ-PIRAGAS,
Wojciech KRASOWSKI, Irena OTOP, Wiwiana SZALIŃSKA**

Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej
Państwowy Instytut Badawczy

5. NIŻÓWKI, SUSZE I ICH SKUTKI W HYDROMORFOLOGII RZEK POLSKI

5. LOW FLOWS, DROUGHTS, AND THEIR EFFECTS ON THE HYDROMORPHOLOGY OF POLISH RIVERS

Abstract

The need for managing water resources in a way that considers both human needs and the requirements of the natural environment, while striving to maintain ecological balance, stems from the necessity of adhering to the principles of sustainable development. It refers to the challenges related to the impact of climate change on the availability and quality of water resources.

In the context of climate change, we observe increased variability in weather conditions, such as changes in annual and seasonal rainfall patterns, prolonged periods of drought, and intensification of extreme weather events (e.g., heatwaves, droughts, floods). Climate change may lead to water shortages in some regions, while others may struggle with excess water due to heavy rainfall. Such conditions require the adjustment of water management strategies in line with sustainable development principles. Therefore, water management should be conducted in such a way as to ensure a balance between meeting human needs (e.g., drinking water, agriculture, industry) and protecting the environment (e.g., preserving aquatic ecosystems, protecting biodiversity). These actions should be implemented with long-term consequences in mind, taking into account climate change. This means implementing measures that will minimize the negative effects of climate change on water availability and aquatic ecosystems, as well as on people's ability to adapt to new conditions. In practice, this requires flexible and responsible water management in the context of changing climate, ensuring long-term water availability for people, while also protecting natural water resources.

From the perspective of water scarcity, the key aspects are: (i) low flows, i.e., periods when river flows are significantly lower than usual; (ii) heatwaves, during which prolonged periods of exceptionally hot weather impact water resources, agriculture, and human health; (iii) hydrological drought, characterized by a significant drop in river flows and groundwater levels; and (iv) river hydromorphology, which refers to an important aspect, namely how water flow, sedimentation, erosion, changes in river channels, and human interventions affect the forms and structure of rivers, as well as how these changes impact river ecosystems and water quality.

Key words: low flows, heatwaves, hydrological drought, hydromorphology of rivers

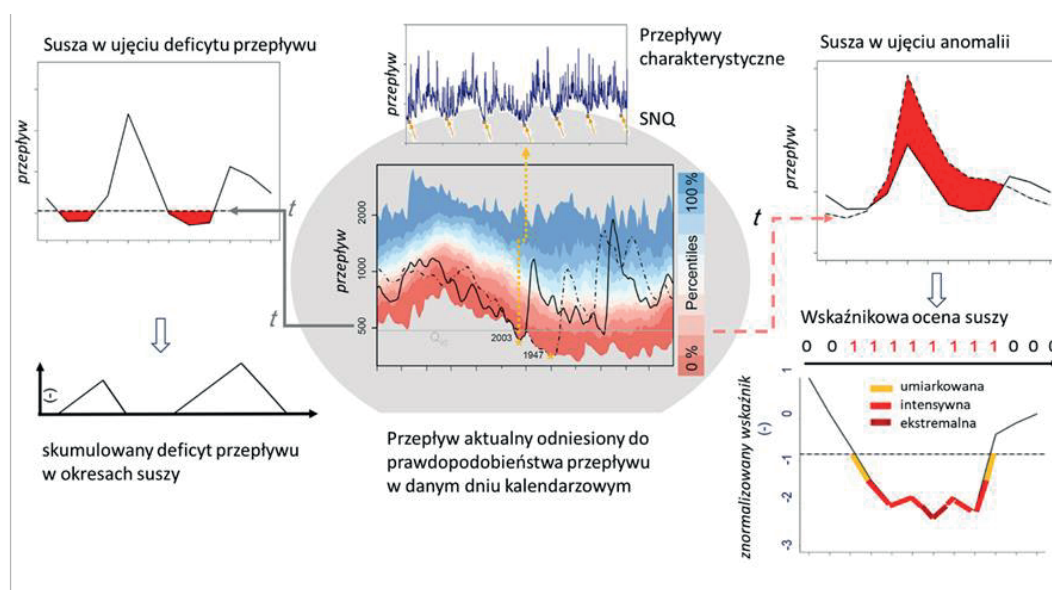
5.1. WPROWADZENIE

Współczesna zmiana klimatu znacząco wpływa na środowisko wodne, wywołując zjawiska takie jak długotrwałe fale upałów, niżówki i susze a w konsekwencji wpływając na hydromorfologię rzek. Zrozumienie tych zjawisk oraz ich wzajemnych powiązań jest kluczowe dla opracowania skutecznych strategii zarządzania zasobami wodnymi i ochrony ekosystemów rzecznych na potrzeby zapewnienia długoterminowej dostępności i jakości wody. Potrzebne jest przygotowanie obecnych i przyszłych pokoleń zarówno na okresy suszy, jak i na nadejście powodzi, przy jednoczesnej dbałości o jakość wód, uwzględniając potrzeby ludzi i gospodarki oraz środowiska przyrodniczego.

Konieczność gospodarowania wodami w aspekcie potrzeb człowieka i środowiska przyrodniczego z zachowaniem zasad zrównoważonego rozwoju wynika z Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW). W praktyce wiąże się to z osiągnięciem przynajmniej dobrego stanu ekologicznego rzek w zróżnicowanych warunkach reżimu hydrologicznego, w tym w okresie niskich przepływów wód (Directive 2000/60/EC). Oznacza to stan charakterystyczny dla danego typu wód, o warunkach fizyczno-chemicznych i hydromorfologicznych zakłóconych w niewielkim stopniu. Złożoność tego problemu wymaga od decydentów zarządzających gospodarką wodną znajomości zmienności czasowej i przestrzennej zasobów wodnych, szczególnie w warunkach ekstremalnych, zagrożeń oraz skutków jakie mogą wystąpić w systemach społeczno-ekologicznych. Prowadzenie gospodarki wodnej w warunkach ograniczonych zasobów wodnych, wiąże się z koniecznością efektywnego zarządzania ryzykiem suszy. Nadmierna eksploatacja zasobów wodnych, szczególnie w warunkach postępujących zmian klimatu, może prowadzić do pogarszania ich stanu ilościowego i jakościowego, a także sprzyjać zaostrzeniu przebiegu zjawiska suszy, utrudniając realizację koncepcji zrównoważonego rozwoju w gospodarce wodnej.

Niniejszy rozdział poświęcony jest zagadnieniom, związanym z okresowymi niedoborami wody w Polsce w kontekście ich wpływu na gospodarowanie wodami i zarządzanie zasobami wodnymi. W szczególności poruszono problem występowania niżówek w rzekach oraz susz hydrologicznych i ich konsekwencji w hydromorfologii rzek. W pracy przedstawiono dwa alternatywne podejścia do określania niedoborów wody stosowanych w praktyce operacyjnej: w ujęciu przepływów niżówkowych oraz w ujęciu anomalii warunków wilgotnościowych, rys. 5.1. Pierwsze podejście bazuje na ocenie metodą odcięcia deficytu wielkości przepływu w stosunku do przyjętego przepływu referencyjnego (granicznego), wyznaczonego na podstawie krzywej sum czasów trwania przepływu o określonym prawdopodobieństwie nieosiągnięcia (np. Q70, Q95) lub krzywych sum czasów trwania dla poszczególnych miesięcy jak również progów wyznaczonych na podstawie prawdopodobieństwa przepływu w danym dniu kalendarzowym (np. ang. *Flow Index*). Drugie podejście stosowane w ocenie suszy bazuje na wyznaczeniu znormalizowanej i zestandaryzowanej wielkości odchylenia (anomalii) od warunków normalnych, charakteryzujących dany obszar i okres czasu np. Wskaźnik Standaryzowanego Odpływu (ang. *Standardized Runoff Index*, SRI) (Sutanto i in. 2020).

Zastosowanie obu podejść pozwala na uzyskanie kompleksowej informacji w ocenie okresów z niedoborami zasobów wodnych z jednej strony na podstawie analizy niżówek, z drugiej zaś pozwala na wydzielenie fazy suszy hydrologicznej z procesu formowania się suszy.



Rys. 5.1 Zróżnicowanie podejść do wyznaczania przepływów niżówkowych i analizy suszy hydrologicznej. Źródło: na podstawie Stahl i in. 2020.

Fig. 5.1. Variability in approaches to determining low flows and analyzing hydrological drought. Source: based on Stahl et al. 2020.

W szczególności w rozdziale omówiono następujące zagadnienia:

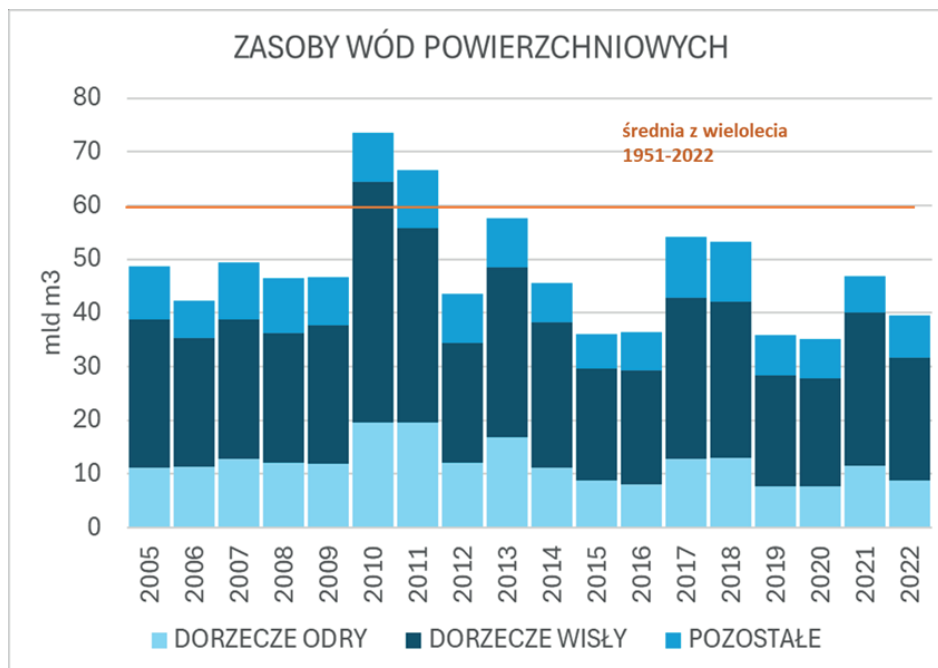
- aktualne trendy kształtowania się wybranych warunków hydroklimatycznych w Polsce wpływających na poziom zasobów wodnych ze szczególnym uwzględnieniem fal upałów,
- wybrane metody oceny przepływów niżówkowych wraz z analizą wpływu antropopresji na niedobory odpływu,
- wybrane zagadnienia oceny suszy hydrologicznej w odniesieniu do potrzeb zarządzania ryzykiem suszy,
- wpływ warunków hydromorfologicznych rzek na stopień odporności na warunki niskich wód i susz hydrologicznych.

5.2. TRENDY KSZTAŁTOWANIA SIĘ WARUNKÓW HYDROKLIMATYCZNYCH

Przebieg zmienności zasobów wodnych Polski od lat 50-tych XX w. do początku XXI w. nie wykazuje trendu (Tomaszewski 2017). Niemniej w ostatnich 23 latach aż 17 lat z charakteryzowało się odpływem mniejszym od średniego wieloletniego, rys. 5.2.

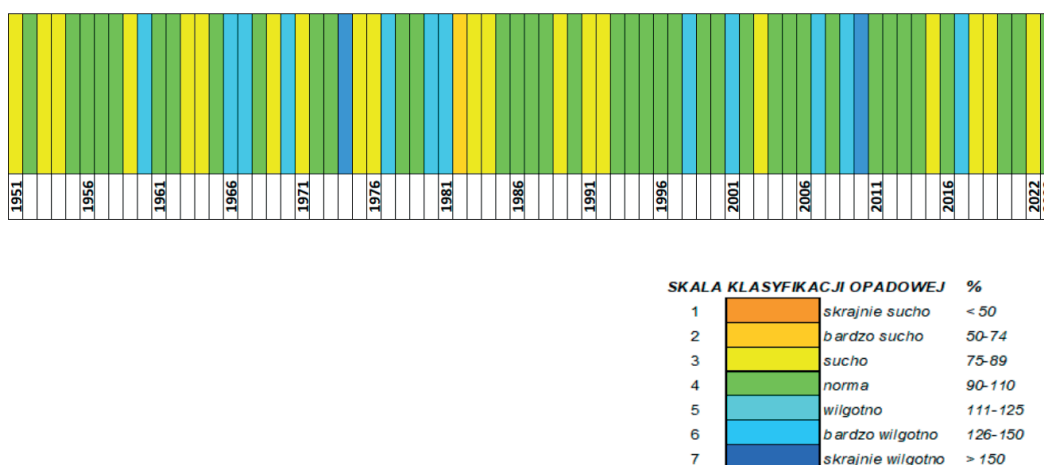
O zasobach wodnych Polski decydują głównie warunki pluwialne i termiczne, ich zmienność czasowa i przestrzenna. Kształtowane są one przez czynniki cyrkulacyjne i radiacyjne oraz czynniki geograficzne jak: wysokość nad poziomem morza, odległość od Atlantyku i Morza Bałtyckiego, rzeźba terenu, pokrycie terenu.

Warunki opadowe cechują się silną zmiennością czasową i przestrzenną. Średnia obszarowa roczna suma opadów w Polsce z wielolecia 1951-2018 wynosi 640 mm (Łupikasza, Małarzewski 2021). Opady roczne w wieloleciu 1951-2023 w świetle klasyfikacji opisowej warunków pluwialnych wg Kaczorowskiej, czyli na podstawie odniesienia opadów do wartości z okresu referencyjnego 1991-2020 (norma), charakteryzowały się przewagą lat z opadem w normie (rys. 5.3). Najzasobniejszy w opady



Rys.5.2. Zasoby wód powierzchniowych (mld m³) w wieloleciu 2005-2022 w Polsce.
Źródło: opracowanie IMGW PIB

Fig. 5.2. Surface water resources (billion m³) in Poland over the period 2005-2022.
Source: study by IMWM NRI



Rys. 5.3. Zmienność opadów w Polsce w poszczególnych latach w okresie 1951-2023 na podstawie klasyfikacji warunków pluwialnych w odniesieniu do okresu normalnego 1991-2020. Źródło: https://www.imgw.pl/sites/default/files/inline-files/imgw-pib_klimat_polski_2023_raport.pdf.

Fig. 5.3. Variability of precipitation in Poland in individual years during the period 1951-2023 based on the classification of pluvial conditions relative to the normal period 1991-2020. Source: https://www.imgw.pl/sites/default/files/inline-files/imgw-pib_klimat_polski_2023_raport.pdf.

był 2010 r. ze średnią obszarową sumą roczną 804,1 mm, co stanowiło 132% normy (rok bardzo wilgotny), a najuboższy był 1982 r. z sumą zaledwie 422,6 mm, 69% normy (rok bardzo suchy).

Na poszczególnych stacjach zmienność wysokości opadów rocznych jest większa niż w przypadku serii obszarowej, może kształtować się w zakresie od około 150 do około 60% średnich sum wieloletnich (Kozuchowski 2011). Najwyższe sumy

opadów w skali rocznej, sezonowej oraz miesięcznej pokrywają się z wezbraniem lub powodzią, jak miało to miejsce na przykład w latach 1970, 1977, 1997, 2001, 2010 czy 2017 (Kundzewicz i in. 2012).

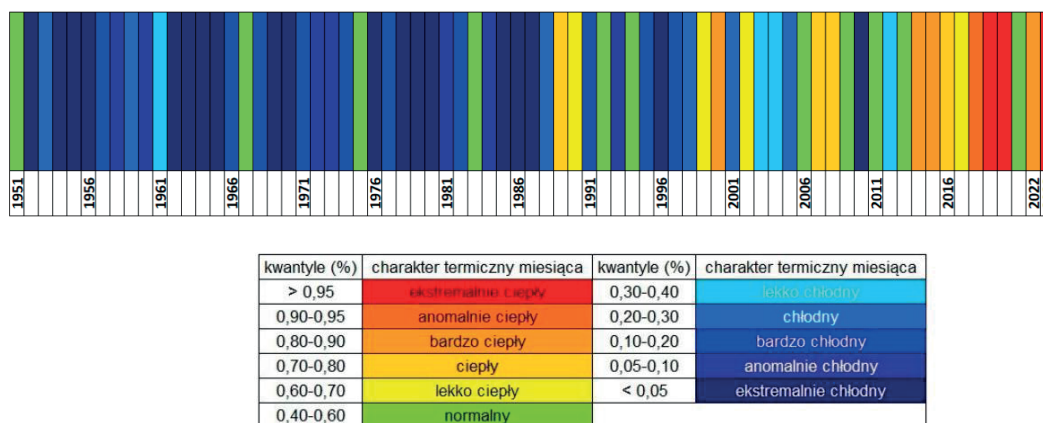
W Polsce średnie roczne opady są silnie zróżnicowane i charakteryzują się układem równoleżnikowym. Najniższe opady występują na obszarze nizin Polski środkowej, gdzie lokalnie kształtują się poniżej 500 mm (Kalisz 494 mm), a wzrastają w kierunku południowym i północnym. Na przeważającej powierzchni Polski, obejmującej obszary nizinne i wyżynne średnie roczne opady wahają się w granicach od około 500 do 700 mm. Natomiast najwyższe opady roczne występują w Tatrach (Kasprowy Wierch 1760 mm, Dolina Pięciu Stawów 1838 mm, wielolecie 1951-2020).

W Polsce występuje wyraźna sezonowość w rozkładzie opadów. W sumie rocznej największy udział stanowią opady sezonu letniego (czerwiec-sierpień) ok. 38%, a najmniejszy jest udział opadów zimowych (grudzień-luty) ok. 17%. Natomiast opady sezonu wiosennego (marzec-maj) stanowią ok. 22% sumy rocznej, nieco większy udział stanowią opady jesienne (wrzesień-listopad) tj. 23%. Ponadto opady w okresie jesieni charakteryzują się większą niż w innych sezonach zmiennością z roku na rok, świadczą o tym wyższe wartości współczynnika zmienności, które na przeważającym obszarze wahają się od 35 do 40%, podczas gdy w pozostałych porach roku są podobne i mieszczą się w zakresie od 30 do 35% (Czarnecka, Nidzgorska-Lencewicz 2012). W przebiegu rocznym najwyższymi sumami opadów charakteryzuje się lipiec, a najniższymi luty.

Wyniki analizy trendów w zakresie sum i częstotliwości opadów w wieloleciu 1951-2018 nie wykazują istotnych statystycznie zmian zarówno w skali rocznej, jak i sezonowej (Łupikasa, Małarzewski 2021). Podobnie wcześniejsze badania nie wykazały istotnych statystycznie zmian w opadach (np. Kożuchowski 1984; Żmudzka 2002; Kożuchowski, Żmudzka 2003; Czarnecka, Nidzgorska-Lencewicz 2012). Na podstawie danych z wielolecia 1951-2018 stwierdzono w skali roku oraz w sezonie letnim i wiosennym, że sumy opadów charakteryzują się nieistotną statystycznie tendencją malejącą w południowo-zachodniej Polsce, podczas gdy w pozostałych regionach występuje tendencja wzrostowa lub nie stwierdzono żadnych zmian. Jesienią przeważają tendencje wzrostowe, natomiast zimą zaobserwowano tendencje przeciwnie, w Polsce północnej tendencję rosnącą, a w południowej malejącą. Ponadto w zimie przede wszystkim na stacjach w północnej części Polski stwierdzono najwięcej istotnych statystycznie trendów, które wynoszą od +3,4 mm do +6,3 mm na dekadę (Łupikasa, Małarzewski 2021).

Warunki termiczne są charakteryzowane przede wszystkim na podstawie średnich oraz skrajnych wartości temperatury powietrza. Średnia obszarowa temperatura powietrza w Polsce w wieloleciu 1951-2021 wynosiła 8,1°C, a w ostatnim klimatologicznym okresie normalnym 1991-2020 osiąga 8,7°C. Zmienność warunków termicznych w Polsce od 1951 r. według klasyfikacji opisowej, która określa odchylenie temperatury powietrza danego roku (sezonu, miesiąca) od warunków typowych z wykorzystaniem wartości progowych klas termicznych, wyznaczonych na podstawie dystrybuanty empirycznej średnich wartości temperatury w okresie normalnym 1991-2020, przedstawia rys. 5.4.

Do połowy lat 80. ubiegłego wieku warunki termiczne w poszczególnych latach były klasyfikowane przeważnie jako zimne lub chłodne, rysunek 5.4. Od drugiej połowy lat 80. coraz częściej występowały warunki normalne lub ciepłe. W tym okresie wyraźnie odznaczają się dwa lata: 1996 (ekstremalnie chłodny) i 2010 (bardzo



Rys. 5.4. Zmienność warunków termicznych w Polsce w poszczególnych latach w okresie 1951-2023 na podstawie norm okresu normalnego 1991-2020.

Źródło: https://www.imgw.pl/sites/default/files/inline-files/imgw-pib_klimat_polski_2023_raport.pdf.

Fig. 5.4. Variability of thermal conditions in Poland in individual years during the period 1951-2023 based on the norms of the normal period 1991-2020.

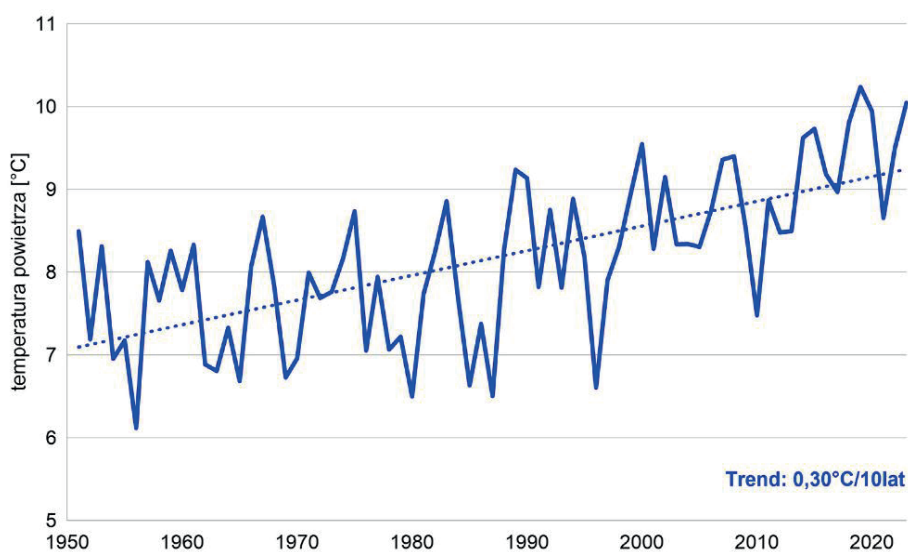
Source: https://www.imgw.pl/sites/default/files/inline-files/imgw-pib_klimat_polski_2023_raport.pdf.

chłodny). W ostatniej dekadzie (2014-2023) przeważały lata bardzo ciepłe (2014, 2015, 2022) i ekstremalnie ciepłe (2019, 2020, 2023), a jako normalny termicznie został sklasyfikowany jedynie 2021 r. (Klimat Polski 2023). W okresie 2001-2021 wystąpiło 9 lat, które znajdują się w pierwszej dziesiątce najcieplejszych lat notowanych po 1951 r. (Marosz i in. 2023).

Rozkład przestrzenny temperatury rocznej charakteryzuje się najwyższymi jej wartościami na obszarze Polski południowo-zachodniej i zachodniej (Wrocław 9,7°C, Legnica 9,6°C, Słubice 9,6°C), które zmniejszają się w kierunku północno-wschodnim (Suwałki 7,2°C). Natomiast na obszarach górskich temperatura powietrza obniża się wraz wysokością nad poziomem morza do 1,4°C na Śnieżce oraz 0,1°C na Kasprowym Wierchu (1991-2020).

Średnia obszarowa sezonowa temperatura powietrza (1991-2020) wynosi zimą (grudzień-luty) -0,4°C, a latem (czerwiec-sierpień) 18,0°C. Natomiast jesień (wrzesień-listopad) ze średnią temperaturą 8,9°C jest cieplejsza od wiosny (marzec-maj), dla której średnia obszarowa temperatura wynosi 8,4°C (Marosz i in. 2023). Najchłodniejsze sezony letnie wystąpiły w latach 1962 i 1978, a najcieplejsze były w latach 1992 i 2018 (Ustrnul i in. 2021) oraz w 2019 r. (Klimat Polski 2023). W przypadku sezonu zimowego najbardziej surowa była zima 1962/1963, a najbardziej łagodne zimy to 2006/2007 (Ustrnul i in. 2021) oraz 2019/2020 (Klimat Polski 2023). Największym zróżnicowaniem warunków termicznych odznacza się sezon zimowy, zakres notowanych zmian pomiędzy najcieplejszą a najchłodniejszą zimą wynosi ponad 10°C. W pozostałych sezonach roku zakres obserwowanych zmian kształtuje się od 5,3°C dla wiosny do 4,6°C latem i jesienią (Marosz i in. 2023).

Wieloletnie trendy zmian temperatury w Polsce są zgodne z trendami obserwowanymi w Europie (Twardosz i in. 2021). W Polsce w wieloleciu 1951-2023 wzrost temperatury rocznej wynosi 0,30/10 lat (Klimat Polski, 2023), rys. 5.5. W przypadku sezonów, największe ocieplenie jest obserwowane w sezonie zimowym (0,36°C/10 lat), niewiele mniejsze wiosną (0,35°C/10 lat), a latem wynosi 0,29°C/10 lat. Najwolniej wzrasta temperatura jesienią 0,18°C/10 lat (Marosz i in. 2023).



Rys. 5.5. Przebieg średniej rocznej obszarowej temperatury powietrza w Polsce w latach 1951-2023.

Źródło: Klimat Polski 2023. Serwis IMGW-PIB.

Źródło: https://www.imgw.pl/sites/default/files/inline-files/imgw-pib_klimat_polski_2023_raport.pdf.

Fig. 5.5. Trend of the average annual area-wide air temperature in Poland from 1951 to 2023.

Source: Climate of Poland 2023, IMGW-PIB Service.

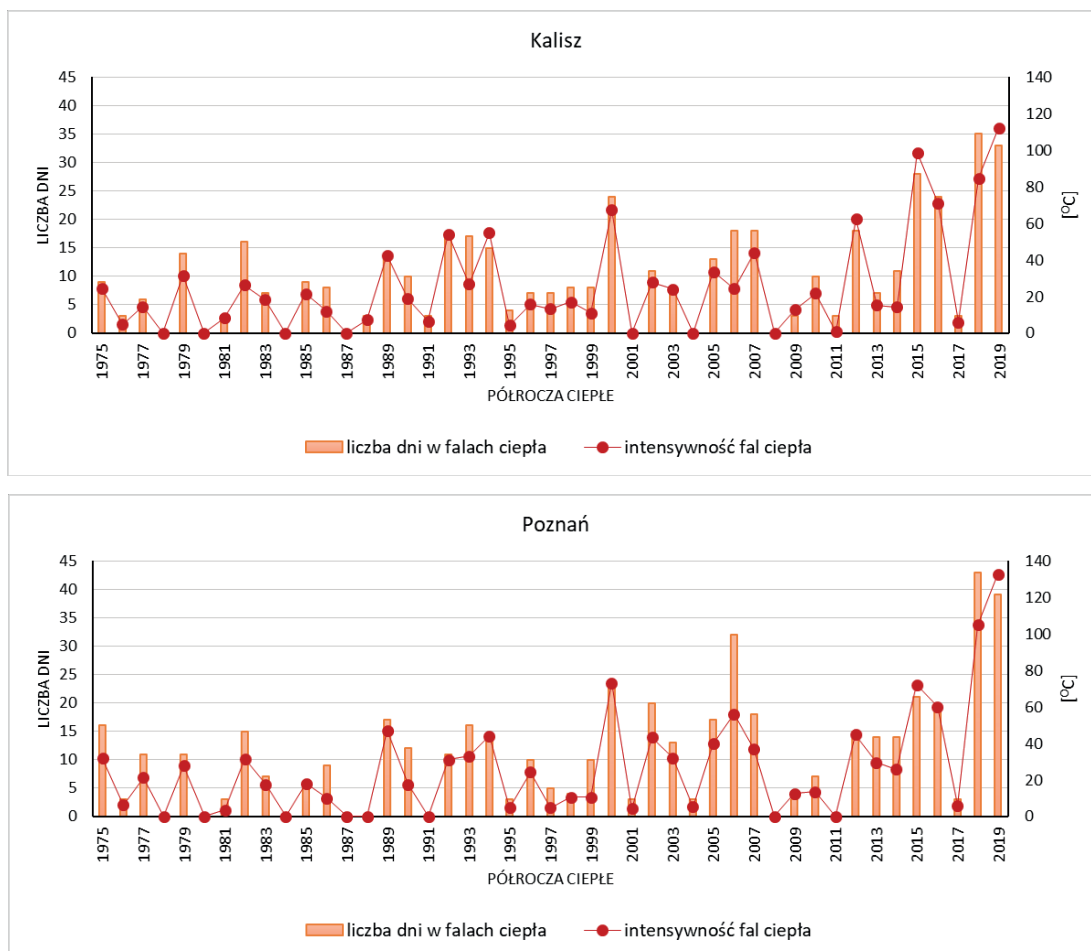
Source: https://www.imgw.pl/sites/default/files/inline-files/imgw-pib_klimat_polski_2023_raport.pdf

Z punktu widzenia kształtowania się zasobów wodnych istotna jest informacja o temperaturach ekstremalnych. Wzrost rocznej maksymalnej temperatury powietrza na przeważającym obszarze Polski wynosi $0,2-0,3^{\circ}\text{C}/10$ lat. W ujęciu sezonowym największym wzrostem charakteryzuje się wiosna $0,4-0,5^{\circ}\text{C}/10$ lat. Nieznacznie mniejsze jest tempo wzrostu latem, które w południowej części Polski wynosi $0,4^{\circ}\text{C}/10$ lat. W sezonie zimowym na przeważającym obszarze Polski wzrost temperatury maksymalnej przekracza $0,2^{\circ}\text{C}/10$ lat (Ustrnul i in. 2021). Podobnie kształtuje się trend zmian średniej rocznej minimalnej temperatury powietrza, który na znacznym obszarze Polski wynosi $0,2-0,3^{\circ}\text{C}/10$ lat. Największy wzrost jest wiosną i zimą, kiedy na obszarze Polski północnej i wschodniej przekracza $0,4^{\circ}\text{C}/10$ lat (Ustrnul i in. 2021).

Wraz ze wzrostem temperatury powietrza obserwowany jest wzrost częstości występowania, intensywności oraz czasu trwania fal upałów i fal ciepła, zarówno w skali globalnej (Perkins i in. 2012), jak i w skali regionalnej w Europie Środkowej (Wibig i in. 2009; Tomczyk, Bednorz 2019; Wibig 2021).

Fale upałów są zagrożeniem dla środowiska przyrodniczego, a ich negatywne konsekwencje są wzmacniane w czasie suszy, gdy obserwowane jest zmniejszenie dostępności wody oraz pogarsza się jej jakość (Mukherjee, Mishra 2021).

Falę ciepła (ang. *heat wave*) definiuje się jako wyraźny kilkudniowy lub kilkutgodniowy wzrost temperatury, wywołany adwekcją bardzo ciepłego powietrza na znacznym obszarze, powtarzający się mniej lub bardziej regularnie, na przemian z okresem ochłodzenia (Słownik meteorologiczny Fala upałów jest powszechnie uważana za ekstremalne zjawisko sezonowe, pojawiające się latem, występuje także fala ciepła (anomalny okres ciepły), która może być obserwowana w dowolnym okresie w ciągu roku (Barriopedro i in. 2011; Perkins i in. 2012). Do identyfikacji fal ciepła stosuje się podejście oparte na rozkładzie prawdopodobieństwa temperatury powietrza, uwzględniające zarówno jej zakres, jak i zmienność w danym miejscu oraz porze roku, bazujące na progach percentylowych (Meehl, Tebaldi 2004; Fischer, Schär



Rys. 5.6. Liczba dni w falach ciepła oraz intensywność fal (określona jako suma przekroczeń temperatury maksymalnej (T_{max}) powyżej progu 90. percentyla T_{max} podczas trwania wszystkich fal ciepła w danym półroczu) w półroczu ciepłym (IV-IX) wielolecia 1975-2019 na wybranych stacjach w dorzeczu Warty. Źródło: opracowanie IMGW PIB w ramach subwencji MNiSW na działalność statutową tematu DS. 3/2023.

Fig. 5.6.. Number of days in heatwaves and heatwave intensity (defined as the sum of maximum temperature (T_{max}) exceedances above the 90th percentile of T_{max} during all heatwave periods in a given warm half-year) in the warm half-year (April-September) for the period 1975-2019 at selected stations in the Warta River basin. Source: study by IMWM NRI under the MNiSW subsidy for statutory activities, topic DS. 3/2023.

2010; Perkins, Alexander 2013). Dodatkowo ekstrema termiczne najczęściej określone są na podstawie wartości percentyli w zakresie od 90. do 99. (Sulikowska, Wypych 2020). Często jako wartość progową przyjmuje się 95. percentyl temperatury maksymalnej, a falę upałów/ciepła definiuje się zwykle jako okres co najmniej trzech lub pięciu kolejnych dni, w których temperatura maksymalna przekracza ten próg (Sulikowska i in. 2016). Metoda ta jest zalecana przez WMO (Klein Tank, Zwiers 2009). Inne podejście metodyczne wykorzystuje progi bezwzględne, a falę upałów definiuje się jako sekwencję co najmniej trzech dni, w których maksymalna dobowa temperatura jest równa lub wyższa niż 30°C (Wibig i in. 2009).

W ostatnich dekadach obserwowano kilka znaczących pod względem czasu trwania i intensywności fal upałów, które objęły swym zasięgiem duże obszary Europy. W 2003 r. zjawisko to o dużej intensywności wystąpiło w Europie Zachodniej i Środ-

kowej. Kolejna fala objęła swym zasięgiem Europę Środkową 2006 r., następna wystąpiła po niespełna dekadzie (w sierpniu 2015 r.) oraz w sierpniu 2018 i w czerwcu 2019 r. Z kolei w Europie Wschodniej zjawisko zaznaczyło się w lipcu 2010 r.

W Polsce najdłużej trwające fale upałów (> 10-dniowe), podczas których temperatura przekroczyła zdefiniowany próg (maksymalna dobową temperaturą >95 percentyla) na co najmniej na 25% analizowanych stacji, wystąpiły w lata 90. XX w. (1994 i 1992) oraz w lipcu 2006 i sierpniu 2015 r. Dodatkowo ponad połowa z 11 zidentyfikowanych najdłużej trwających fal upałów wystąpiła w ostatniej dekadzie (Wibig 2021).

Systematycznie rośnie również roczna liczba dni gorących i upalnych, określonych na podstawie kryterium stałego proggu termicznego tj. dni gorące – temperatura maksymalna >25°C i odpowiednio dni upalne temperatura maksymalna >30°C. W Polsce w wieloleciu 1951-2015 można zaobserwować istotny statystycznie wzrost liczby dni gorących, który wynosi od 2 do 4 dni/10 lat. W przypadku dni upalnych wartość współczynnika trendu liniowego wynosi około 1 dzień/ 10 lat (Owczarek, Filipiak 2016).

Uciążliwość fal ciepła zależy nie tylko od czasu ich trwania ale również intensywności tj. od tego, jak znacznie temperatura powietrza odbiega od przyjętej wartości progowej. Przykładem wzrostu intensywności fal ciepła, zdefiniowanych jako suma przekroczeń temperatury maksymalnej (Tmax) powyżej proggu 90. percentyla Tmax podczas trwania fal ciepła w wieloleciu 1975-2019, są to analizy wykonane dla stacji meteorologicznych w zlewni Warty (rys. 5.6.)

Występowanie fal ciepła w warunkach suszy, może mieć poważne konsekwencje społeczno-gospodarcze jak w przypadku przedłużającej się suszy i długotrwałej fali upałów, która wystąpiła latem 2003 r. na znacznym obszarze Europy (Fink i in. 2004; Fischer i in. 2007). W literaturze podejmowane są analizy współwystępowania tych zdarzeń, w tym powiązań między tymi dwoma zjawiskami, zwłaszcza że susza może sprzyjać rozwojowi upałów (Fischer i in. 2007), ale również może być skutkiem ich wystąpienia.

Obserwowana intensyfikacja i wydłużające się fale upałów mają bezpośredni wpływ na ekosystemy wodne powodując wzrost temperatury wody, wzrost stężenia zanieczyszczeń oraz zmiany w dynamice procesów biochemicznych zachodzących w wodzie (zob. rozdz. 2). Fale upałów, szczególnie w połączeniu z suszami, mogą prowadzić do zmniejszenia przepływów w rzekach ograniczając zdolność ekosystemów do samoczyszczenia i rozcieńczania zanieczyszczeń, wpływać na dynamikę sedymentacji, prowadząc do zmiany morfologii dna rzek oraz zaburzeń w siedliskach wodnych.

5.3. NIŻÓWKI W RZEKACH

Niżówki są to okresowe obniżenia stanów wody i przepływów w ciekach powierzchniowych, poniżej umownie przyjętych wartości granicznych. Powstają na skutek niedoboru zasilania atmosferycznego, zmagazynowania wody w pokrywie śnieżnej, a także przerwania zasilania podziemnego w wyniku przemarznięcia podłoża i zlodzenia części przekroju poprzecznego rzeki. Może występować niemal każdego roku lub co kilka, a nawet kilkanaście lat. Niżówki rozwijają się w różnych sezonach roku. W przestrzeni Polski dominują niżówki letnie oraz letnio-jesienne, ale zdarzają się również zimowe. Niżówki letnie są efektem narastającego deficytu opa-

du, któremu towarzyszy utrzymywanie się wysokiej temperatury powietrza, w tym fali upałów. W efekcie zwiększa się parowanie, a klimatyczny bilans wodny przyjmuje ujemne wartości. Nizówki zimowe związane są z falami chłodu, z adwekcją mroźnego powietrza, a także z retencją opadów stałych w postaci pokrywy śnieżnej. Wskutek spadku temperatury powietrza oraz ograniczenia zasilania opadami ciekłymi, dochodzi do zamarzania wody w korytach rzek. W przypadku płytkich cieków, przy niewielkiej prędkości przepływu, zlodzenie sięga dna, co szczególnie w latach 60-80. XX w. było obserwowane i dokumentowane pracami państwowej służby hydrologiczno-meteorologicznej. W warunkach klimatycznych Polski na zasoby wodne wpływają bowiem nie tylko opady atmosferyczne, czy parowanie, ale też zaleganie pokrywy śnieżnej oraz tempo jej tajania. Istotne znaczenie w procesie formowania się niżówek mają śródzimowe odwilże oraz opady w sezonie zimowym.

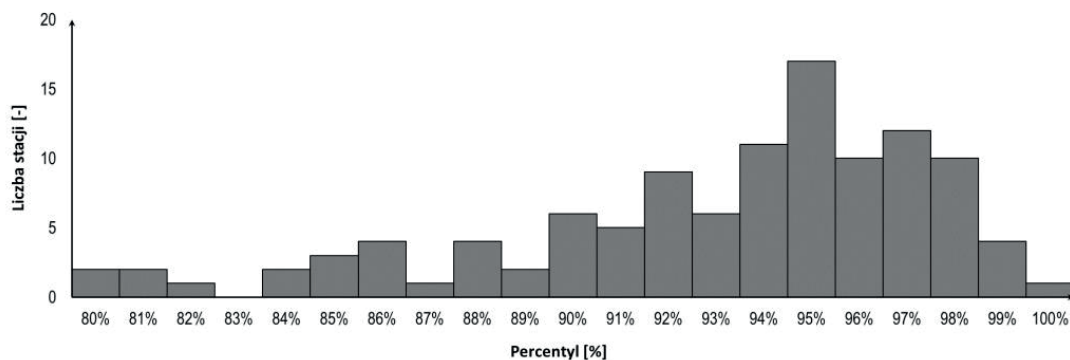
Główne charakterystyki niżówki, jak czas trwania i objętość, zależą od umownie przyjętej wartości granicznej przepływu. Problematyka przyjęcia przepływu granicznego niżówek nabiera coraz większego znaczenia, zwłaszcza w warunkach postępującej antropopresji w dolinach rzecznych. Najczęściej stosuje się, zarówno charakterystyki hydrologiczne w postaci przepływów głównych II stopnia (WNQ, SNQ, ZNQ), jak i wartości z krzywych sum czasów trwania przepływów wraz z wyższymi zwykle z przedziału od Q_{70} do Q_{95} w zależności od celu, np. ekologicznego, gospodarczego czy żegluga.

Wybór kryterium oraz wielkość przepływu granicznego niżówki zależą nie tylko od warunków klimatycznych, dostępności danych, reżimu hydrologicznego rzeki, ale również od potrzeb wyznaczania okresów nieosiągnięcia założonego przepływu. Stosowanie różnych podejść do wyznaczania przepływu granicznego ma także na celu wykrycie anomalii w przepływach codziennych, np. występowanie przepływów niskich w okresie, czy sezonie o dużym zasilaniu, spowodowane np. opóźnieniem topnienia śniegu.

Przyjęcie przepływu głównego II stopnia, np. średniego niskiego przepływu z wielolecia (SNQ) łączy się z pewnymi konsekwencjami, bowiem wartości te odpowiadają w skali percentylowej różnym prawdopodobieństwom nieosiągnięcia (rys. 5.7). Ma to znaczenie zwłaszcza w analizie koincydencji epizodów niżówkowych w profilach podłużnych rzek oraz w analizach porównawczych różnych regionów klimatyczno-hydrologicznych. Przykład dorzecza górnej i środkowej Odry obrazuje liczbę stacji hydrologicznych dla których wartość SNQ odpowiada poszczególnym percentylom w zakresie od 80 do 100%. W literaturze dość często za miarę niżówki głębokiej przyjmuje się wartość percentyla na poziomie 90 lub 95%. Oznacza to, że na dość dużej liczbie stacji niżówka głęboka występowałaby, nie osiągając wartości na poziomie SNQ, zaś na innych byłby to znacznie wyższy przepływ.

Dla rzek stałych, prowadzących wodę cały rok, zaleca się przyjęcie wartości granicznej jako przepływu o określonym prawdopodobieństwie nieosiągnięcia od 70%, liczonego na podstawie krzywej sum czasów trwania wraz z niższymi (Q_{70}) do 95% (Q_{95}). Przepływ na poziomie Q_{70} związany jest z zasilaniem podziemnym w odpływie rzeczonym. Przyjmuje się, że na tym poziomie następuje zmiana zasilania z powierzchniowego na podziemny. Jest zalecany przez badaczy europejskich, co stwarza możliwość porównania niżówek w Europie. Znajduje zastosowanie również w Polsce.

Dla rzek o wyraźnej sezonowości przepływów (Rotnicka 1988), zaleca się stosowanie przepływów granicznych dla każdego sezonu oddzielnie. Ozga-Zielińska i Brzeziński (1997) wprowadzili kryteria hydrologiczne i gospodarcze, tj. w przypad-



Rys. 5.7. Liczba stacji hydrologicznych w dorzeczu górnej i środkowej Odry i odpowiadające im wartości percentyla dla SNQ w wieloleciu 1991-2020. Źródło: opracowanie IMGW-PIB

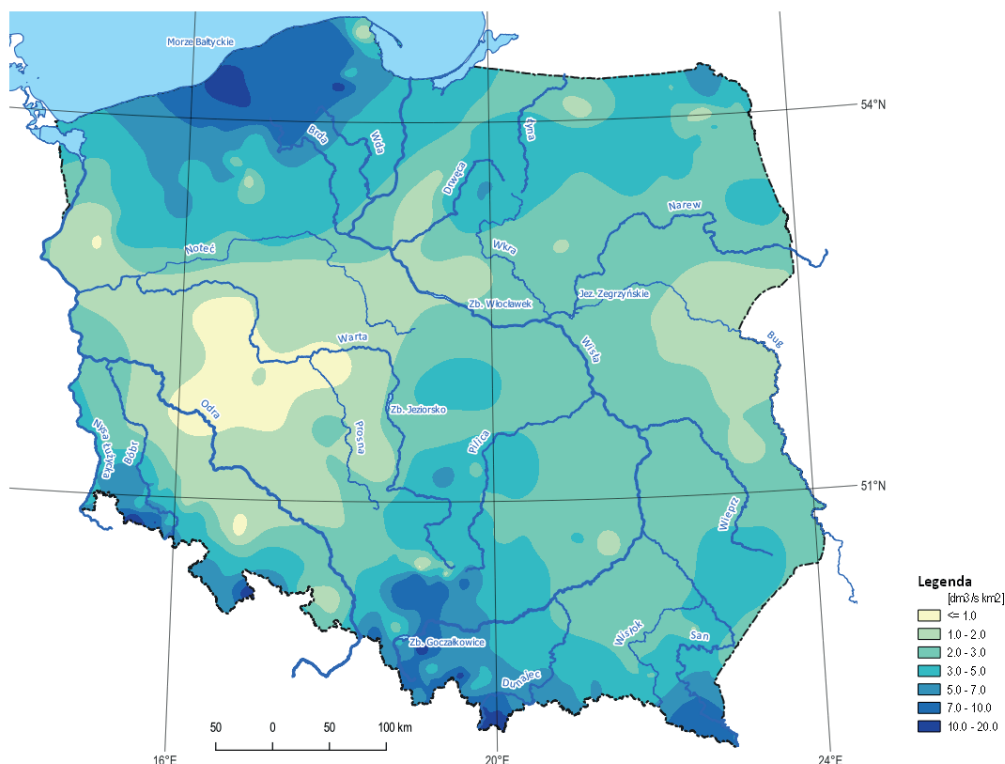
Fig. 5.7. Number of hydrological stations in the upper and middle Oder River basin and their corresponding percentile values for SNQ in the period 1991-2020. Source: study by IMWM NRI

ku kryterium hydrologicznego np. największą wartość przepływu z minimum rocznych lub wartość środkową z przepływów minimalnych, zaś według kryterium gospodarczego, wielkość przepływu granicznego może uwzględniać sumę wielkości przepływu nienaruszalnego i zapotrzebowania wszystkich użytkowników lub wymagania żeglugi śródlądowej np. minimalny przepływ żeglowny. Inni badacze skłaniają się do kryterium genetycznego przepływu granicznego niżówki wyznaczanego na podstawie krzywych opadania (Tokarczyk 2001a; Tokarczyk, Jakubowski 2006; Tokarczyk i in. 2007; Jakubowski, Tokarczyk 2008) jako przepływu pochodzącego z zasilania podziemnego. Powyższe podejścia uwzględniają fakt, że niżówki jako zjawiska wyjątkowe nie pojawiają się w każdym roku, a w okresie wielolecia występuje mniej więcej tyle samo lat mokrych bez niżówek, co lat suchych z niżówkami.

W polskich warunkach klimatyczno-hydrologicznych okresy niżówkowe wydzielane są zwykle przy pomocy przepływu granicznego Q_{70} . Średnia wartość odpływu jednostkowego dla tego przepływu wynosi około $3,2 [l \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}]$ (rys. 5.8).

Rozkład przestrzenny wartości odpływu jednostkowego 70-procentowego (q_{70}) jest zbliżony do rozkładu średnich rocznych wartości sumy opadów atmosferycznych oraz odpływu jednostkowego średniego rocznego z wielolecia i nawiązuje do układu warunków hipsometrycznych obszaru Polski.

Wartości najwyższe, przekraczające $7 l \cdot [s^{-1} \cdot km^{-2}]$, występują głównie w regionach górskich, w pasie wyżyn oraz Pojezierzy Południowobałtyckich, Najniższe natomiast, mniejsze od $1 l \cdot [s^{-1} \cdot km^{-2}]$, w Polsce środkowo-zachodniej, w międzyrzeczu Odry i Warty. Charakterystyczny jest spadek wartości Q_{70} z południa do centrum kraju i jego ponowny wzrost na północ w pasie Pobrzeży i Pojezierzy Południowobałtyckich. W układzie równoleżnikowym, w pasie Nizin Środkowopolskich odpływ jednostkowy niżówkowy wzrasta z zachodu na wschód. Lokalnie obserwuje się wartości podwyższone albo obniżone w stosunku do naturalnych, m.in. na Wyżynie Śląskiej (zlewnia Kłodnicy, Bierawki, Przemszy), czy w zachodniej części Niziny Południowowielkopolskiej (zlewnia Kiełbaski, Widawki, górnej Noteci). Ma to związek m.in. z odprowadzaniem nadmiaru wód apotamicznych do koryt rzecznych, a także ze zrzutami ścieków, czy międzyzlewniowym przerzutem wody. W tym kontekście istotne jest właściwe rozpoznawanie lokalnych warunków obiegu wody z uwzględnieniem antropopresji.



Rys. 5.8. Rozkład odpływu jednostkowego niżówkowego (q_{70} , [$\text{dm}^3/\text{s}/\text{km}^2$]) na podstawie danych z lat 1971-2020. Źródło: opracowanie IMGW-PIB

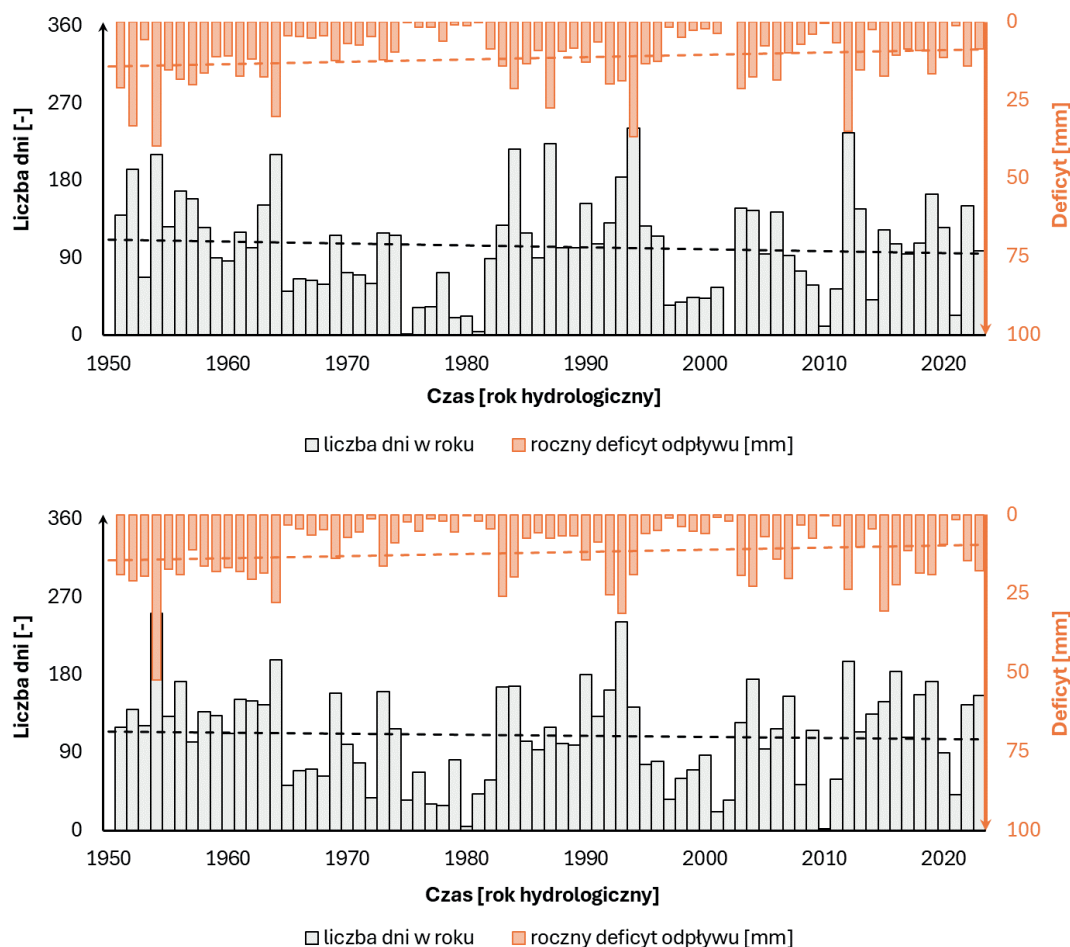
Fig. 5.8. Distribution of low flow unit discharge (q_{70} , [$\text{dm}^3/\text{s}/\text{km}^2$]) based on data from 1971-2020. Source: study by IMWM NRI

Na ocenę ilościową parametrów niżówek wpływa również wybór metody separacji niżówek z wieloletnich ciągów przepływów dobowych. W literaturze przedmiotu najczęściej spotyka się cztery metody separacji niżówek: metoda przepływu granicznego (ang. *threshold level method*, *TLM*), która znana jest również jako POT (ang. *peak over threshold*), metoda średniej ruchomej (ang. *moving average procedure*, *MA*), metoda ciągu kolejnych minimów (ang. *sequent peak algorithm*, *SPA*) oraz metoda bazująca na kryterium czasu trwania i objętości niedoboru przepływu (ang. *inter-event time and volume based criterion*, *IC*). Spośród powyższych metod wydzielenia zdarzeń niezależnych jedynie metoda *SPA* uwzględnia niedobór przepływów podczas trwania okresów niżówkowych oraz warunki przy jakich dochodzi do tworzenia się niżówek i ich zakończenia (Tallaksen i in. 1997; Jakubowski, Radczuk, 2004; Jakubowski, Tokarczyk 2007; Tokarczyk, Jakubowski, 2006).

Do opisu okresów niżówkowych, najczęściej stosuje się następujące miary:

- wartości dobowe przepływów rzecznych,
- przepływ graniczny niżówki,
- objętość niedoboru przepływu niżówki,
- minimalny przepływ niżówki,
- czas trwania niżówki.

Przebieg niżówek hydrologicznych ocenianych na podstawie liczby dni z przepływem poniżej zadanej wartości granicznej Q_{70} oraz wielkości niedoboru odpływu w przedziale roku hydrologicznego, dla dwóch głównych rzek Polski Wisły i Odry przedstawia rys. 5.9.



Rys.5.9. Przebieg liczby dni niżówkowych i warstwy deficytu niżówkowego na Wiśle w Szczucinie (górny wykres) i na Odrze w Racibórz-Miedoni (dolny wykres) w latach 1951-2023. Linia ciągłą oznaczono trend istotny statystycznie ($\alpha = 0,05$). Źródło: opracowanie IMGW-PIB.

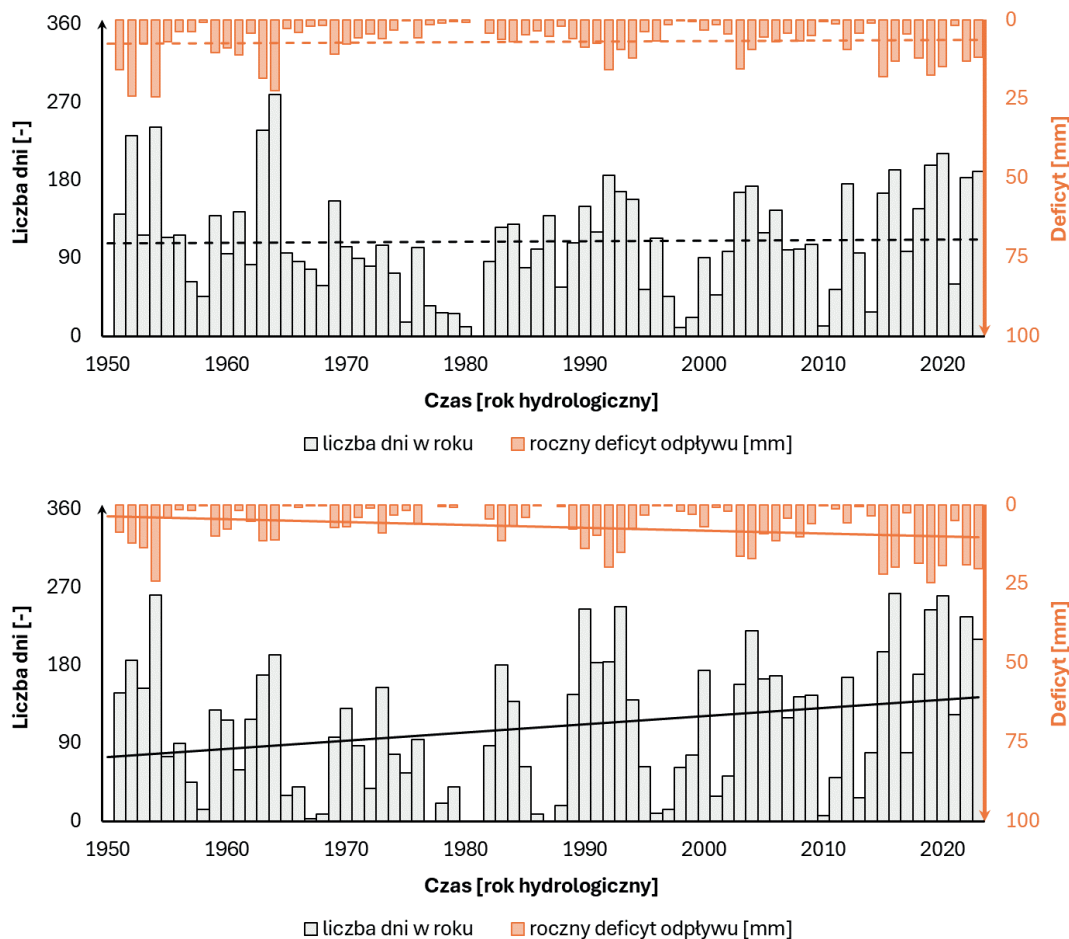
Fig. 5.9. Course of the number of low flow days and the low flow deficit layer on the Vistula River in Szczucin (upper chart) and the Oder River in Racibórz-Miedonia (lower chart) from 1951 to 2023. The continuous line indicates a statistically significant trend ($\alpha = 0.05$). Source: study by IMWM NRI

Na Wiśle powyżej ujścia Sanu oraz na Odrze górnej w Racibórz-Miedoni liczba dni z przepływem poniżej charakterystyki Q_{70} nieznacznie spadła w latach 1951-2023. Podobny przebieg ma warstwa rocznego deficytu niżówkowego. Tendencje są nieistotne statystycznie ($\alpha = 0,05$). W przypadku obu zlewni średni roczny niedobór odpływu niżówkowego wynosi około 12 mm przy zbliżonym zakresie zmienności wieloletniej. Jednocześnie aż w 40% lat hydrologicznych wielolecia 1951-2023 czasy trwania oraz deficyty niżówek nie korespondowały ze sobą. Tylko w 1/3 lat w wieloleciu deficyt niżówkowy, przekraczający wartość średnią wieloletnią, wystąpił jednocześnie w zlewni Wisły po Szczucinie i Odry po Racibórz-Miedoni i były to najgłębsze okresy niżówkowe, które wystąpiły w latach 50., 60. oraz 80. i 90. XX w. oraz w drugiej dekadzie XXI w. Świadczy to o różnicowaniu się cech okresów niżówkowych między tymi zlewniami.

Na obszarze dorzecza Wisły, zamkniętym stacją wodowskazową w Tczewie, nie stwierdzono istotnych zmian liczby dni niżówkowych oraz wielkości niedoboru odpływu w poszczególnych latach w wieloleciu.

W dorzeczu Odry, zamkniętym stacją hydrologiczną w Gozdowicach, zaobserwowano istotny wzrost zarówno czasu trwania przepływów poniżej Q_{70} w kolejnych

latach, jak i wielkości deficytu niżówkowego. W XXI w., w stosunku do lat 1951–2000, liczba dni niżówkowych zwiększyła się o ponad 50%, a warstwa niedoboru odpływu niemal 2-krotnie, rys. 5.10.



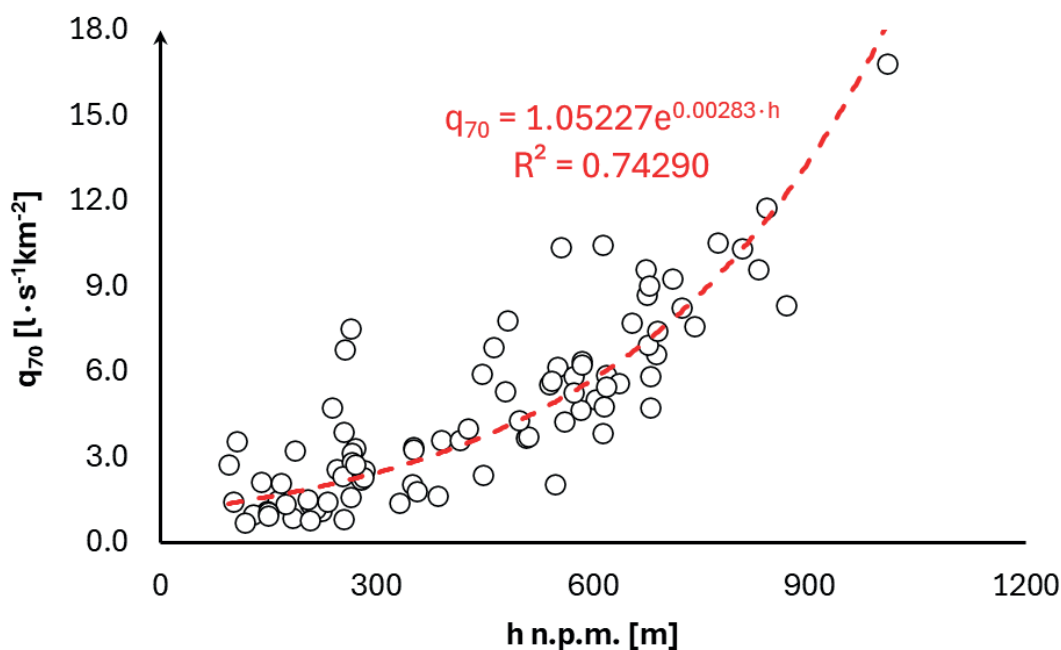
Rys. 5.10. Przebieg liczby dni niżówkowych i warstwy rocznego deficytu niżówkowego na Wiśle w Tczewie (u góry) i na Odrze w Gozdowicach (u dołu) w latach 1951–2023. Linią przerywaną oznaczono trend nieistotny statystycznie, a ciągłą istotny ($\alpha = 0,05$). Źródło: opracowanie IMGW-PIB

Fig. 5.10. Course of the number of low flow days and the annual low flow deficit layer on the Vistula River in Tczew (top) and the Oder River in Gozdowice (bottom) from 1951 to 2023. The dashed line indicates a statistically insignificant trend, while the solid line represents a statistically significant trend ($\alpha = 0.05$). Source: study by IMWM NRI

Niżówki o przepływach minimalnych zbliżonych do obecnie rejestrowanych, występowały też na początku XX w. na Odrze w Połęczku (niem. Pollenzig). W 1904 r. roczne minimum przepływu (NQ) nieznacznie przekroczyło $50 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a w 1911 r. około $65 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Preußische Landesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.) 1913). Niskie przepływy, na poziomie $55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, wystąpiły również w latach 1954 i 1955 oraz w latach 2015 i 2019. W Gorzowie Wielkopolskim (niem. Landsberg) minimalne przepływy w latach suchych 1904 i 1911 wyniosły odpowiednio 67 i 61 [$\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$]. Niżówka 1911 r. trwała dłużej niż w 1904 r. (Preußische Landesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.) 1913). Wartości takie po 1950 r. występowały rzadko (1960 r. – $65 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, 1963 r. – $67 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), niższe w latach 2006 i 2020, zaś poniżej $60 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ w 2015 r. ($57 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) i 2019 r. ($59 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). Oczywiście porównanie wprost wartości przepływów dla tych okresów, nie odzwierciedla konsekwencji społeczno-gospodarczych i przyrodniczych, ze względu na odmien-

ne parametry hydromorfologiczne rzek, różnice w zagospodarowaniu ich zlewni lub potrzeby wodne społeczeństwa i gospodarki.

Rozkład średniego rocznego niedoboru odpływu niżówkowego determinują również warunki hipsometryczno-pluwiometryczne (Baran-Gurgul i in. 2023). Wyższe wartości SN_q występują w zlewniach górskich i Przymorza. Istnieje związek Q₇₀ z wysokością n.p.m., rys. 5.11.



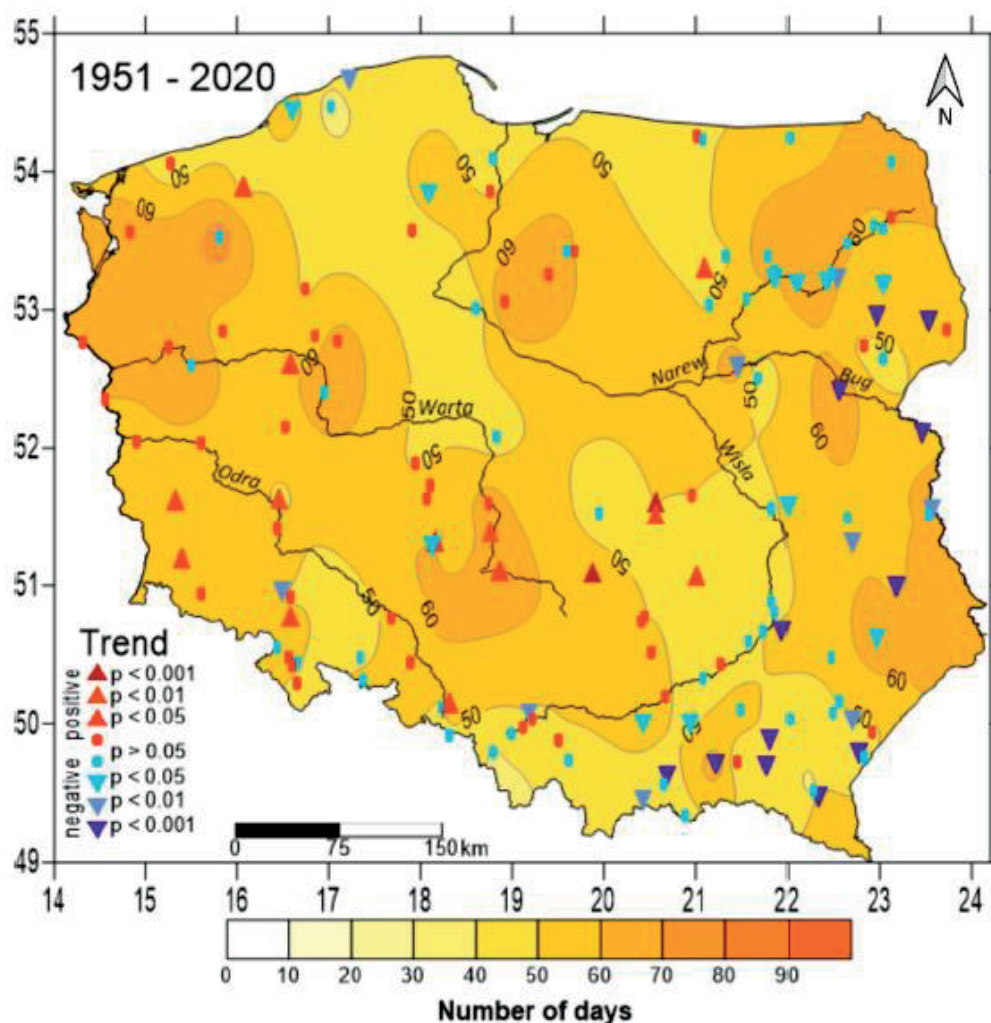
Rys. 5.11. Odpływ jednostkowy niżówkowy (q_{70}) w funkcji wysokości n.p.m. na przykładzie dorzecza górnej i środkowej Odry. Źródło: opracowanie IMGW PIB

Fig. 5.11. Low flow unit discharge (q_{70}) as a function of elevation above sea level (a.s.l.) for the example of the upper and middle Oder River basin. Source: study by IMWM NRI

Rozkład przestrzenny niżówkowych odpływów jednostkowych dla przepływu granicznego Q₉₀ przedstawia rys. 5.12. W okresie 1951-2020 liczba dni z przepływem niżówkowym Q₉₀ nie uległa istotnej zmianie. Jednak w dorzeczu Odry obserwowany był wzrost, zwłaszcza w wielolecie 1989-2020 w stosunku do 1951-1988.

Badania wykazują, że liczba dni z przepływem poniżej Q₉₀ koreluje pozytywnie ze wzrostem średniej temperatury powietrza i czasem usłonecznienia oraz ze zmianami termiki Atlantyku, wyrażonymi indeksem NAO (Wrzesiński i in. 2022). W dorzeczu Warty w latach 1951-2020 wystąpił niewielki wzrost liczby dni z przepływem niższym od Q₉₀, podczas gdy przepływy niskie miały tendencję spadkową, szczególnie wyraźną w ostatnich 30 latach. Główną rolę odegrały tu czynniki lokalne, związane z działalnością antropogeniczną, a największe zmiany wystąpiły w zlewni Widawki i Noteci. Mogą one mieć niekorzystny wpływ na pracę małych elektrowni wodnych (MEW) (Sojka 2022).

Na Wiśle i jej dopływach przepływy minimalne w latach 1951-2018 w półroczu zimowym wzrastały, a w półroczu letnim nie wykazywały żadnych zmian (Bogdanowicz i in. 2022). W Warszawie w latach 1951-2016 dominowały niżówki letnie, a w okresie 1985-2016 nie zaobserwowano niżówek zimowych (Kaznowska i in. 2018). Najniższe stany wody podczas niżówki w 2015 r. zarejestrowano na stacji



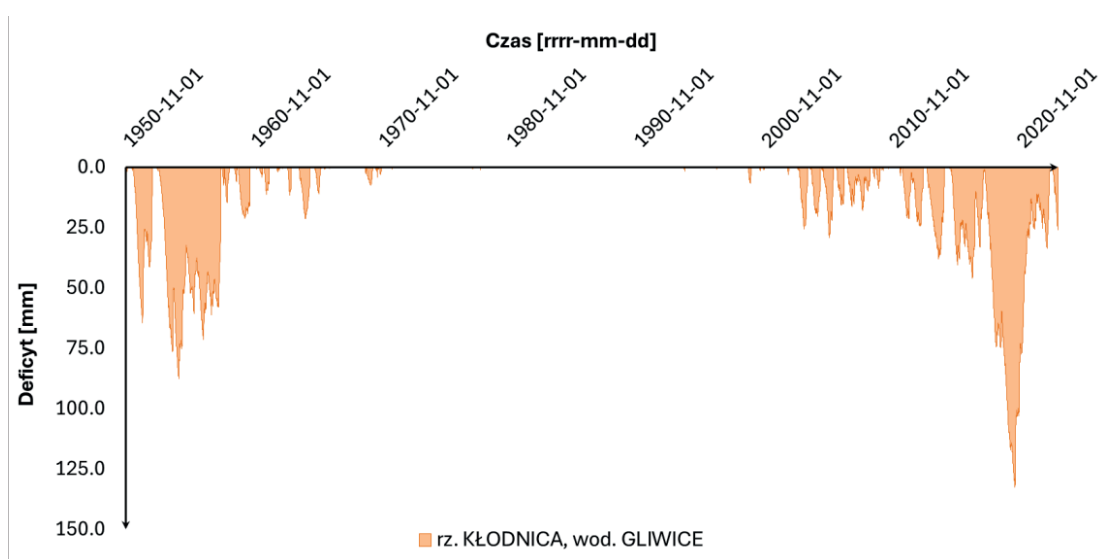
Rys. 5.12. Rozkład przestrzenny średniej rocznej liczby dni z przepływem poniżej przepływu Q_{90} oraz istotność statystyczna i kierunek trendu w wieloletnia 1951-2020.
Źródło: na podstawie Wrzeński i in. 2022).

Fig. 5.12. Spatial distribution of the average annual number of days with flow below Q_{90} and the statistical significance and direction of the trend for the period 1951-2020.
Source: study by Wrzeński et al. 2022.

Warszawa-Nadwilanówka. W historii pomiarów najgłębsze niżówki na Wiśle wystąpiły w latach 1951 oraz 1921.

W zlewniach przekształconych, przebieg okresów niżówkowych związany jest z głównie z intensywnością procesów gospodarczych. Na przykładzie Wyżyny Śląskiej obserwuje się występowanie niżówek hydrologicznych w latach 50. XX w., brak w latach 70., 80 i 90. ub.w. i nasilenie w XXI w. (rys. 5.13).

Związane to jest z intensyfikacją industrializacji i urbanizacji zlewni Kłodnicy w drugiej połowie XX w., kiedy górnictwo, hutnictwo i inne gałęzie przemysłu ciężkiego przeżywały swój rozkwit. Obecnie, w związku ze znacznym ograniczeniem wydobycia węgla kamiennego i ograniczeniem zrzutów wód apotamicznych do wód powierzchniowych, okresy niżówkowe stają się coraz dłuższe. Podobne zmiany odnotowano w zlewni Widawki, Kiełbaski i Neru, gdzie wystąpił wyraźny spadek niedoborów odpływu niżówkowego, związany z eksploatacją pokładów węgla brunatnego Bełchatów (Tomaszewski 2014). Szczególnie widoczne są w zlewni Widaw-

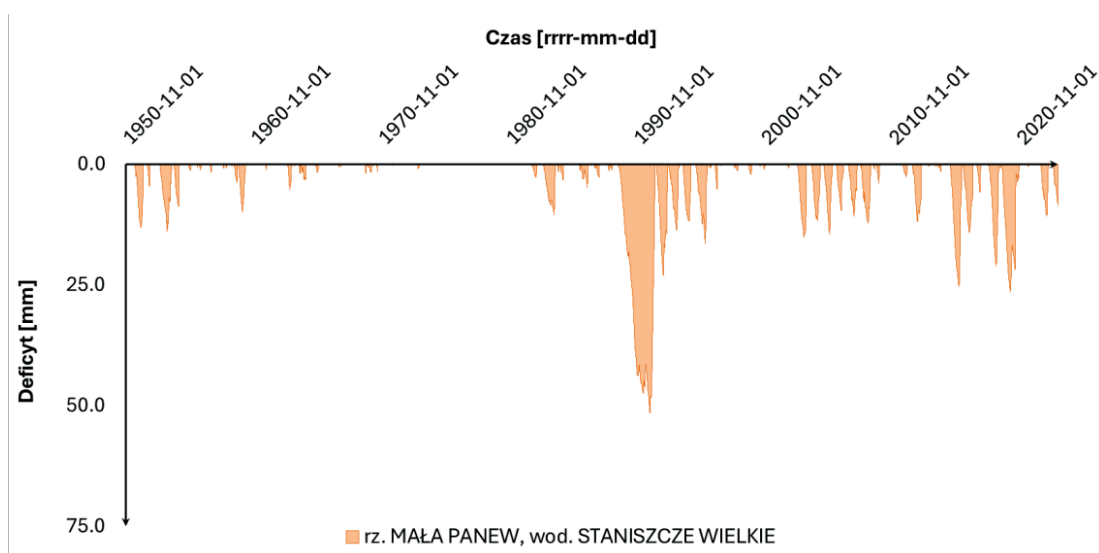


Rys. 5.13. Okresy narastania i kompensacji przepływu niżówkowego w metodzie SPA (ang. *Sequent Peak Algotihm*) na przykładzie przekształconej zlewni Kłodnicy (st. hydr. Gliwice).
Źródło: opracowanie IMGW-PIB

Fig. 5.13. Periods of increasing and compensating low flow in the SPA method (Sequent Peak Algorithm) for the example of the transformed Kłodnica catchment (hydrological station Gliwice). Source: study by IMWM NRI

ki, gdzie w latach 1977-1986 nie zidentyfikowano okresów z deficytem przepływu. Nieco inny przebieg okresów niżówkowych obserwowany był w zlewni Szotkówki (p. dopływ Olzy), odwadniającej m.in. rejon Jastrzębia-Zdroju. Okresy niżówkowe miały tu charakter krótkotrwały, podobnie jak w zlewni Kłodnicy (Krasowski 2023).

Odmienne przebieg ma niżówka hydrologiczna na Małej Panwi (rys. 5.14). Głównymi przyczynami są: zmienność opadów atmosferycznych oraz uwarunkowa-

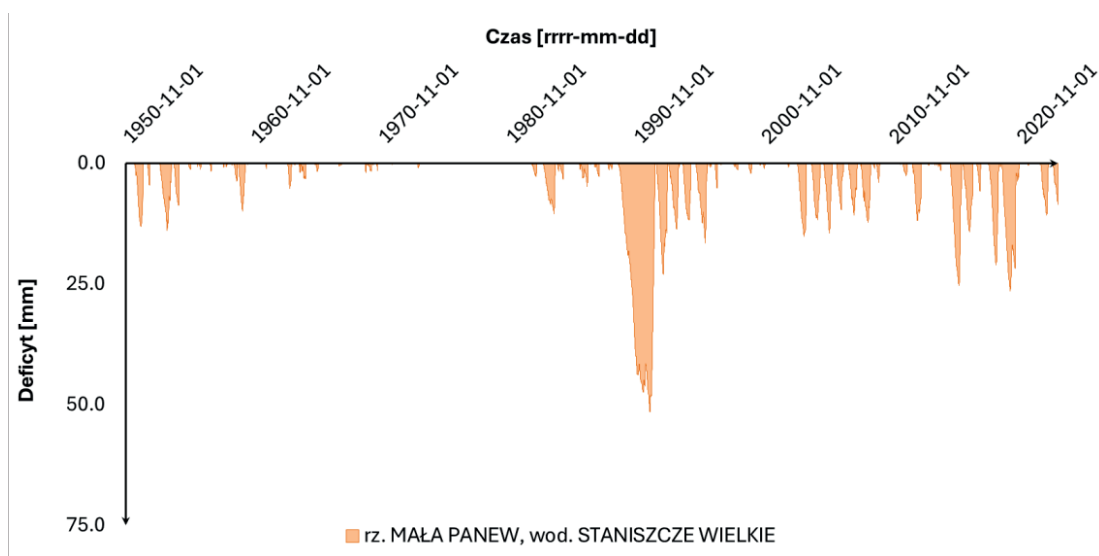


Rys. 5.14. Okresy narastania i kompensacji przepływów niżówkowych w metodzie SPA (ang. *Sequent Peak Algotihm*) na przykładzie zlewni Małej Panwi (st. hydr. Staniszcze Wielkie).
Źródło: opracowanie IMGW-PIB

Fig. 5.14. Periods of increasing and compensating low flows in the SPA method (Sequent Peak Algorithm) for the example of the Mała Panew catchment (hydrological station Staniszcze Wielkie). Source: study by IMWM NRI

nia hydrogeologiczne Wyżyny Śląsko-Krakowskiej, w tym obecność zjawisk krasowych. Najdłuższa niżówka wystąpiła w latach 90. XX w. Rozpoczęła się w maju 1989 r., a zakończyła po ponad 900 dniach w listopadzie 1991 r.

Tak długie okresy niżówkowe, które można nazwać „meganiżówkami”, zdarzają się rzadko. Zjawisko niedoboru odpływu obejmuje zwykle jedno półrocze hydrologiczne, czasami, kontynuowane jest w kolejnym roku. Sporadycznie zdarza się, aby niżówka hydrologiczna, w warunkach naturalnych, trwała wiele lat. Innym przykładem takiego zdarzenia jest „meganiżówka” w zlewni rzeki Czernej Wielkiej, lewostronnego dopływu Bobru. Początek zjawiska przypadł na koniec kwietnia 2018 r. W kolejnych latach wielkość deficytu niżówkowego miała tendencję wzrostową z sezonowymi wahaniami i obniżeniami (rys. 5.15).



Rys. 5.15. Okresy narastania i kompensacji przepływów niżówkowego w metodzie SPA (ang. *Sequent Peak Algorithm*) na przykładzie zlewni Czernej Wielkiej – lewostronny dopływ Bobru (st. hydr. Żagań). Źródło: opracowanie IMGW-PIB

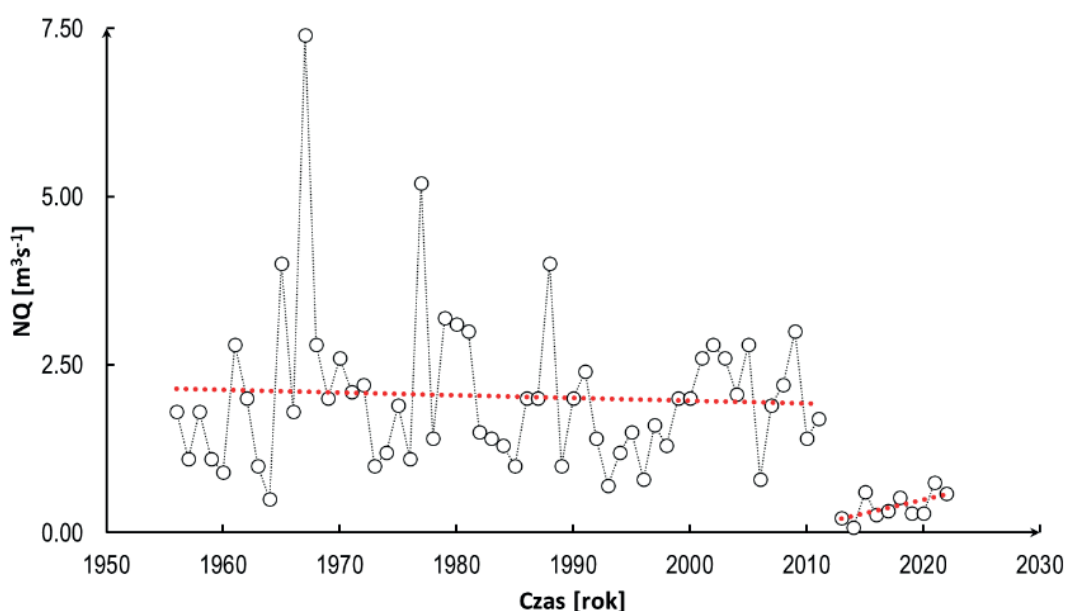
Fig. 5.15. Periods of increasing and compensating low flows in the SPA method (Sequent Peak Algorithm) for the example of the Czerna Wielka catchment – left-bank tributary of the Bóbr River (hydrological station Żagań). Source: study by IMWM NRI

W literaturze przedmiotu przebieg niżówki określa się jako wewnętrzny rozwój suszy hydrologicznej (ang. *hydrological drought internal propagation*), a w jej strukturze wyróżnia się epizody fałszywego uzupełniania niedoboru (ang. *false recovery – FR*), będące częścią fazy rozwoju suszy oraz epizody fałszywej intensyfikacji zjawiska (ang. *false intensification – FI*), występujące w fazie zaniku (Wu i in., 2022). W zlewni Czernej Wielkiej uzupełnianie zgromadzonego deficytu trwało zbyt krótko, aby zjawisko się zakończyło. Po upływie niemal 2 000 dni, od października 2023 r. rozpoczęło się wielomiesięczne wyrównywanie deficytu niżówkowego sięgającego niemal 90 mm. Sprzyjały temu wyjątkowo wysokie przepływy w grudniu 2023 r. i w lutym 2024 r.. Jednak w kwietniu 2024 r., wskutek wielotygodniowego deficytu opadów, po uzupełnieniu 80% niedoboru, rozpoczęła się kolejna niżówka hydrologiczna.

Niezwykle istotny wpływ na przebieg zjawisk hydrologicznych mają budowle hydrotechniczne, szczególnie zbiorniki retencyjne. Ich praca analizowana jest zwykle w okresach wezbraniowych, ponieważ funkcją wielu zbiorników jest transformacja

fali powodziowej i łagodzenie potencjalnie negatywnych skutków nadmiaru wody. Jednak część zbiorników (np. Mietków na Bystrzycy) pełni funkcję alimentacyjną w okresach niżówek, poprawiając żeglowność rzeki Odry. Spośród 10 największych zbiorników retencyjnych, w Polsce, tj. poczynając od najmniejszych: kaskada Topola-Kozielno-Nysa-Otmuchów; Dobczycki; Świnna Poręba; Rożnowski; Goczałkowicki; Jeziorsko; Czorszyński; Włocławski, Soliński tylko zbiornik Goczałkowicki służy też m.in. do wyrównania przepływów niżówkowych w okresie suszy. Pozostałe zbiorniki pełnią głównie funkcje: przeciwpowodziowe, energetyczne i służą jako źródło wody pitnej.

Ocena wpływu urządzeń hydrotechnicznych, również tych działających od dekad, jest istotna z punktu widzenia identyfikacji przepływów niskich. Przykładem może być hydrogram przepływów minimalnych na stacji hydrologicznej w Bledzewie na rzece Obra, na której od 1911 r. działa niewielka elektrownia wodna. Wykres (rys. 5.16), przedstawia przebieg rocznych przepływów niskich (NQ) w wieloleciu 1954-2022. W 2012 r. nastąpił spadek wartości NQ.



Rys. 5.16. Hydrogram przepływów minimalnych rocznych NQ na stacji hydrologicznej Bledzew (rz. Obra) w wieloleciu hydrologicznym 1954 – 2022. Źródło: opracowanie IMGW-PIB

Fig. 5.16. Hydrograph of annual minimum flows (NQ) at the Bledzew hydrological station (Obra River) for the hydrological period 1954-2022. Source: study by IMWM NRI

Analizy związane z funkcjonowaniem obiektów hydrotechnicznych w kontekście wpływu na przebieg i wielkość niżówek hydrologicznych prowadzi się znacznie rzadziej. Badania kaskady zbiorników retencyjnych Topolno-Kozielno-Otmuchów-Nysa na Nysie Kłodzkiej wykazały, że zbiorniki mogą zarówno pogłębiać jak i łagodzić negatywne skutki, tablica 5.1.

Kaskada zbiorników wpływa na liczbę epizodów i znacząco skraca czas trwania niżówek, charakteryzowany medianą, co oznacza, że połowa zdarzeń trwa krócej. Jednocześnie mediana czasu przejścia niżówek od fazy płytkiej po nieosiągnięciu przepływu granicznego, Q_{70} do fazy głębokiej Q_{90} , uległa skróceniu 3-krotnie, rys. 5.17.

Zmieniła się również głębokość względna niżówki hydrologicznej, tj. iloraz przepływu średniego epizodu i przepływu granicznego (Q_{70}), co obrazuje rys. 5.18.

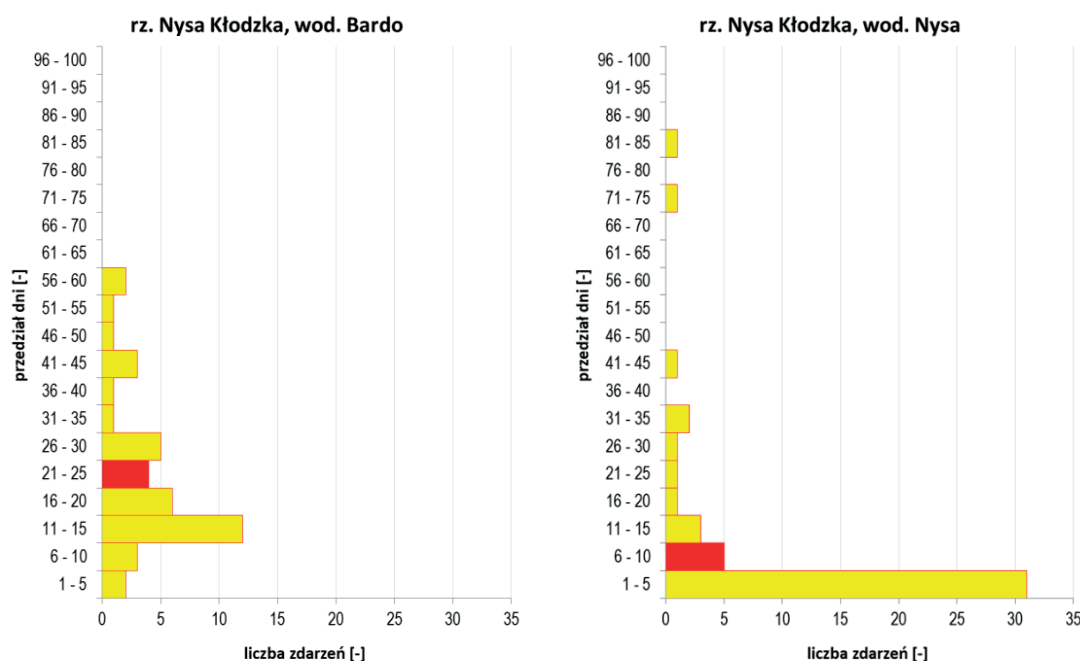
Tablica 5.1.

Wybrane cechy ilościowe niżówek hydrologicznych na Nysie Kłodzkiej w Bardzie i Nysie w latach 1971-2020. Źródło: opracowanie IMGW-PIB

Table 5.1.

Selected quantitative characteristics of hydrological low flows on the Nysa Kłodzka River in Bardo and the Nysa River in the years 1971-2020. Source: study by IMWM NRI

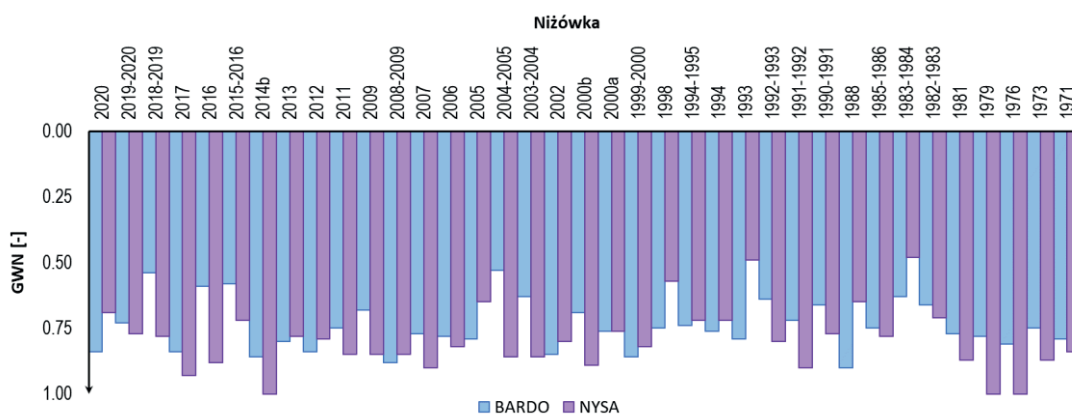
Cecha ilościowa	Wszystkie niżówki		Niżówki głębokie*	
	Bardo	Nysa	Bardo	Nysa
Liczba niżówek [-]	101	130	41	46
Łączny czas niżówek [dzień]	5 252	5 200	3 977	3 220
Mediana czasu trwania [dzień]	28	15	85	39
Maksymalny czas trwania [dzień]	257	267	257	267
Mediana czasu przejścia niżówki do fazy głębokiej [dzień]	—	—	15	5



Rys. 5.17. Histogramy rozwoju niżówek głębokich ($Q_{GR}=Q_{90}$) na Nysie Kłodzkiej w Bardzie i Nysie w latach 1971-2020. Czerwonym kolorem oznaczono pentady, prezentujące czas trwania przeciętnych niżówek. Źródło: opracowanie IMGW-PIB

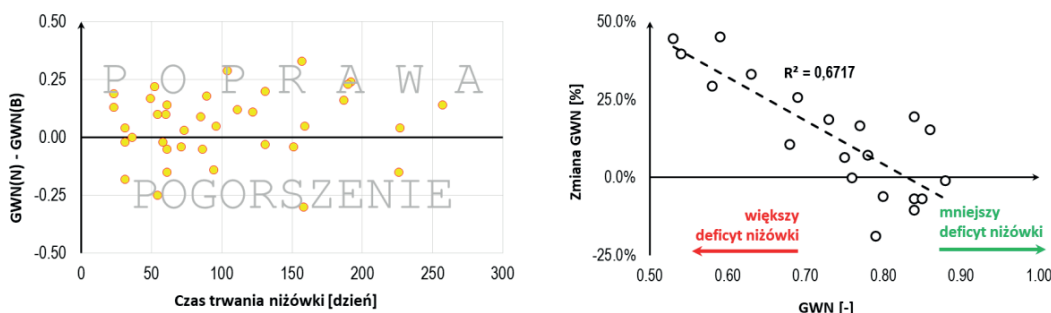
Fig. 5.17. Histograms of deep low flow development ($Q_{GR} = Q_{90}$) on the Nysa Kłodzka River in Bardo and the Nysa River from 1971 to 2020. Pentads representing the duration of average low flows are marked in red. Source: study by IMWM NRI

W przypadku niżówek głębokich z przepływem granicznym Q_{90} , kaskada zbiorników obniża głębokość względną zdarzeń korespondujących w profilu podłużnym rzeki, co objawia się wyższym przepływem średnim w tych okresach (rys. 5.19a), szczególnie w przypadku zdarzeń o umiarkowanym i dużym niedoborze odpływu (rys. 5.19.b). W efekcie zmienia się struktura czasowa formowania się niżówek wzdłuż cieków (rys. 5.20).



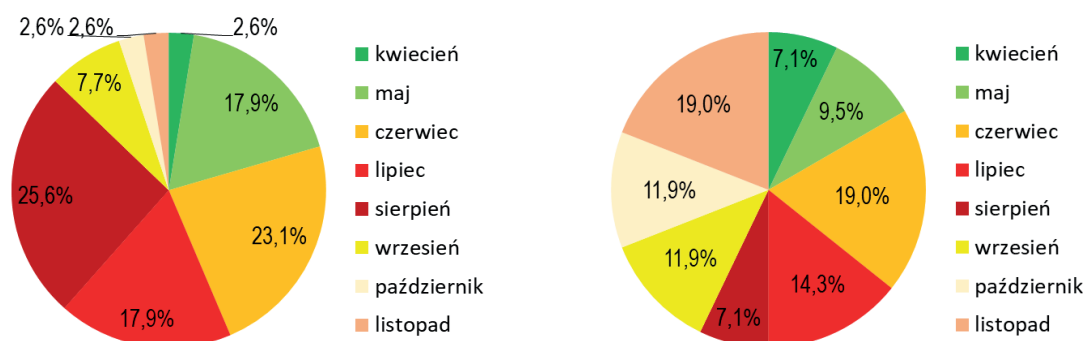
Rys.5.18. Wartości względnej standaryzowanej głębokości wybranych nizówek na Nysie Kłodzkiej w Bardzie i Nysie. Źródło: opracowanie IMGW-PIB

Fig. 5.18. Values of the relative standardized depth of selected low flows on the Nysa Kłodzka River in Bardo and the Nysa River. Source: study by IMWM NRI



a Rys. 5.19. a, b. Kierunek zmiany względnej głębokości nizówki hydrologicznej (GWN) między Bardem (B) a Nysą (N) na Nysie Kłodzkiej w latach 1971-2020 – po lewej oraz b. korelacja tej zmiany z wartością względnej głębokości nizówki w Bardzie – po prawej. Źródło: opracowanie IMGW-PIB

Fig. 5.19. a, b. Direction of change in the relative depth of the hydrological low flow (GWN) between Bardo (B) and Nysa (N) on the Nysa Kłodzka River from 1971 to 2020 – on the left, and b. correlation of this change with the relative depth of low flow in Bardo – on the right. Source: study by IMWM NRI



Rys.5.20. Struktura sezonowa początku nizówki hydrologicznej w Bardzie i Nysie na Nysie Kłodzkiej (1971-2020). Źródło: opracowanie IMGW-PIB

Fig. 5.20. Seasonal structure of the onset of hydrological drought in Bardo and Nysa on the Nysa Kłodzka River (1971-2020). Source: study by IMWM NRI

Charakterystyczną cechą początku niżówek w Bardzie jest ich stosunkowo równomierny rozkład między majem a sierpniem. W tym okresie rozpoczyna się blisko 85% niżówek, podczas gdy na wodowskacie Nysa ponad 40% niżówek rozpoczyna się w okresie wrzesień – listopad. Na odcinku Bardo – Nysa następuje zmiana niżówek wiosenno-letnich na letnio-jesienne.

Zbiorniki kaskady Nysy Kłodzkiej należą do większych obiektów w Polsce. W 2018 r. w kraju było łącznie 4195 zbiorników retencyjnych. Mniejsze budowle hydrotechniczne również oddziałują na przepływy niskie, szczególnie w zakresie przepływu nienaruszalnego. Zazwyczaj spływają niżówki, choć niekiedy wydłużają czas ich trwania. Przykładem jest zbiornik Wióry na rzece Świślinie, prawostronnym dopływie Kamiennej na Wyżynie Kielecko-Sandomierskiej (Kaznowska, Mądra 2016). Należy mieć również na uwadze fakt, że poprawa parametrów niżówek następuje niekiedy wskutek zmian zapisów w instrukcjach gospodarowania wodą. Przykładem jest zbiornik Turawa na Małej Panwi, gdzie w latach 90. XX w. kilkakrotnie zwiększono wielkość minimalnego odpływu, ze względu na potrzeby Elektrowni Opole. Wpływ zbiorników na niskie przepływy zależy od zdolności wyrównawczych, większych w przypadku zlewni górskich, mniejszych w zlewniach nizinnych, np. zbiornik Sulejowski (Tomaszewski 2017).

W przypadku zlewni, gdzie przepływ regulowany jest gospodarką wodno-stawową reżim hydrologiczny ma przebieg wymuszony. Jesienią każdego roku, w czasie odłowu ryb, przeprowadza się opróżnianie stawów produkcyjnych i zrzut wód do pobliskich rzek. W zależności od wielkości zrzutów wody, dochodzi do skracania, a nawet do przerywania niżówki hydrologicznej. Przykładem może być zlewnia Baryczy, gdzie funkcjonuje około 100 km² powierzchni stawów rybnych.

Problematyką obiegu wody oraz ilościowym bilansem wodnogospodarczym na obszarach przekształconych działalnością człowieka zajmuje się wielu badaczy (Matusik 2018). Przykładem jest prowadzenie przez IMGW-PIB sieci specjalnej w rejonie eksploatacji węgla brunatnego w Bełchatowie, a do 2011 r. także monitoring transgraniczny w zlewni Nysy Łużyckiej, związany z rekultywacją wyrobiska pokopalniczego Berzdorf w Niemczech. Głównym celem prowadzonych monitoringów jest określenie wpływu zmian działalności człowieka na reżim hydrologiczny rzek, jako podstawy prowadzenia właściwego zarządzania zasobami wodnymi w tych obszarach.

Analiza niżówek hydrologicznych w rzekach powinna być zatem prowadzona szczególnie w odniesieniu do oceny przyczyn naturalnych relacji opad-odpływ jak i z uwzględnieniem antropopresji. Obecnie, w dobie automatycznych czujników stanów wody, gdy pomiary realizowane są z większą rozdzielczością czasową, (w IMGW-PIB rozdzielczość 10-min), wszelkie wahania stanów wód są już rejestrowane. Z punktu widzenia prowadzenia gospodarki wodnej w zlewni i zarządzania są to ważne informacje, które należy uwzględnić w analizach dostępności zasobów wodnych, zwłaszcza w okresach susz.

Okresy niżówkowe mogą negatywnie wpływać na ekosystemy wodne, prowadząc do zmniejszenia siedlisk dla organizmów wodnych, a także przyczyniając się do pogorszenia warunków życia dla ryb i innych organizmów wodnych.

5.4. SUSZE HYDROLOGICZNE

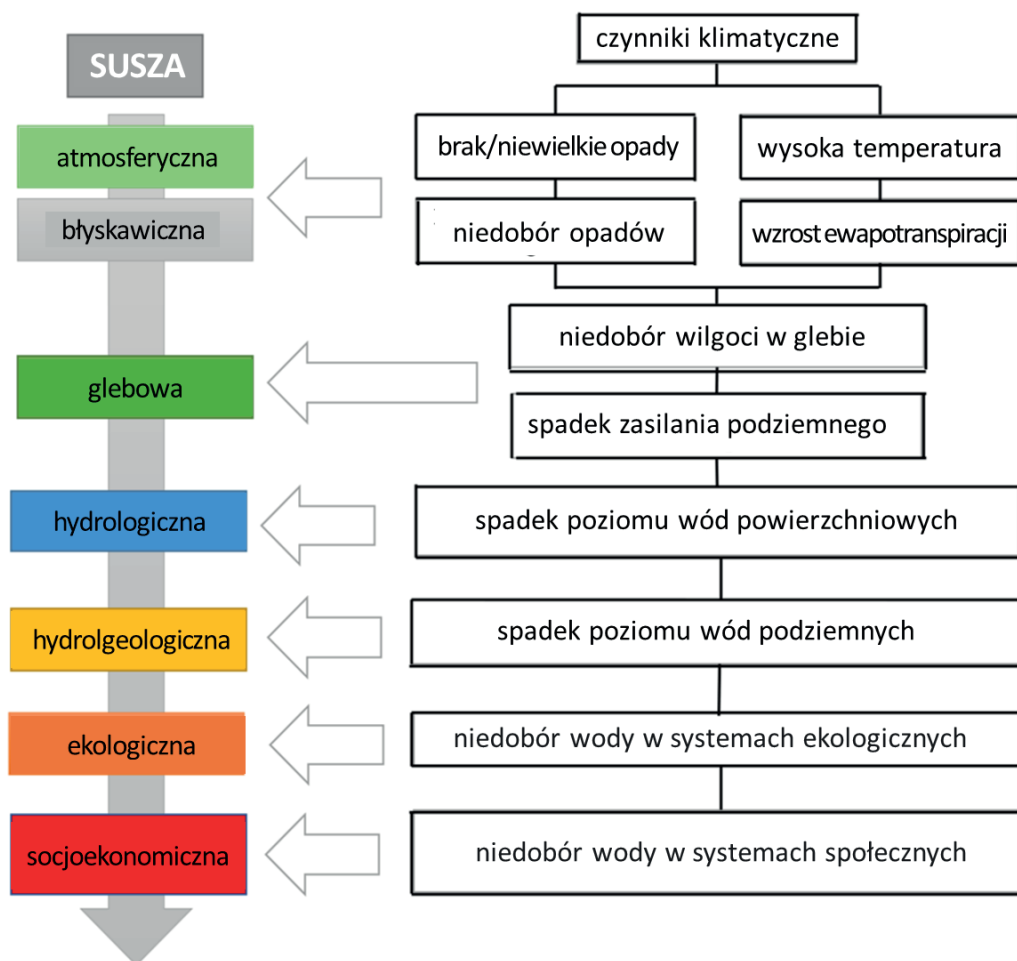
Panujące w ostatnich dekadach w Polsce warunki pluwialne na poziomie lat średnich i suchych oraz towarzyszący im wzrost temperatury sprzyjały występowaniu susz. Suszę (ang. *drought*) uznaje się za zjawisko naturalne, wywołane długotrwałym niedoborem lub brakiem opadów atmosferycznych, prowadzącym do okresowego i rozległego obszarowo spadku naturalnej dostępności wód powierzchniowych lub podziemnych poniżej wartości średniej. Na skutek tego mogą występować ograniczenia w możliwości korzystania z wód, dostępu do usług wodnych czy utrudnienia w prowadzeniu produkcji rolnej lub leśnej. Zjawisko może się rozwijać w różnych strefach klimatycznych na Ziemi, a także w dowolnej porze roku.. Wpływ susz może się nasilić, gdy występują w regionie o niskich zasobach wodnych lub gdy zasoby wodne są nieodpowiednio zarządzane. Powoduje to nierównowagę między zapotrzebowaniem na wodę a zdolnością podażową systemu naturalnego. Natomiast niedobór zasobów wodnych (ang. *water scarcity*) może mieć charakter sezonowego, rocznego lub wieloletniego stanu stresu wodnego, spowodowanego działalnością człowieka. Oprócz ilości wody, jej niedobór może również wynikać z obniżonej jakości, gdy stopień zanieczyszczenia prowadzi do zmniejszenia dostępności czystej wody. Ze względu na trudności w rozdzieleniu zjawiska suszy od niedoborów wody, często analizuje się je łącznie w podejściu opartym na ryzyku, gdzie zagrożeniem są warunki opadowo-hydrologiczne, a konsekwencje odnoszą się do systemów społeczno-ekonomicznych.

Susza ma charakter etapowo rozwijającego się procesu, wywołanego długotrwałym brakiem opadów lub ich niedoborem w powiązaniu z wysoką temperaturą powietrza, co w rezultacie prowadzi do zmian ilościowych w cyklu hydrologicznym, rys. 5.21. Towarzysząca tym warunkom wysoka ewapotranspiracja, prowadzi do obszarowego zmniejszania spływu powierzchniowego, spadku wilgotności gleby, zmniejszania się przepływów w wodach powierzchniowych oraz spadku zwierciadła wód podziemnych. W konsekwencji rozwijają się kolejne fazy suszy: atmosferyczna, glebowa, hydrologiczna, hydrogeologiczna, ekologiczna oraz socjoekonomiczna. Susza w takim ujęciu wiąże się z założeniem, że jest to zjawisko nie tylko o wymiarze fizycznym, ale również gospodarczym, społecznym, a nawet politycznym.

Kluczowe znaczenie dla kompleksowego zrozumienia warunków suszy, ma pełne wykorzystanie dostępnych informacji (Li i in. 2022a), ukierunkowane na badanie relacji przyczynowo-skutkowych między licznymi czynnikami wpływającymi na kształtowanie i rozwój suszy,. Potrzeba sprecyzowania pojęcia suszy hydrologicznej, zaklasyfikowania zjawiska według kryteriów dostosowanych do danego obszaru i opisanie parametrami liczbowymi wynika ze względów praktycznych. Zarządzający gospodarką wodną oczekują wskaźników numerycznych na potrzeby parametryzacji poziomu zagrożenia suszą i predykcji prawdopodobieństwa jego wystąpienia w regionach, którymi zarządzają. Odpowiedzią na takie zapotrzebowanie są wskaźniki, indeksy suszy, uzasadnione analizą procesów wysychania zlewni oraz modele matematyczno-informatyczne do oceny i prognozy suszy na potrzeby wsparcia procesów decyzyjnych i operacyjnego zarządzania suszą.

Obecnie powszechnie stosuje się system oceny wskaźnikowej, który daje możliwość identyfikacji i oceny poszczególnych faz rozwoju suszy na bazie dostępnych danych, w szczególności:

- oceny warunków wilgotnościowych w poszczególnych komponentach cyklu hydrologicznego,



Rys. 5.21. Fazowy rozwój suszy oraz przyczyny ich występowania.

Źródło: opracowanie IMGW PIB na podstawie Sadiqi i in. 2022.

Fig. 5.21. Phased development of drought and the causes of its occurrence.

Source: study by IMWM NRI based on Sadiqi et al. 2022.

- oceny intensywności zjawiska poprzez odniesienie bieżących warunków wilgotnościowych do tła historycznego,
- przedstawienia znormalizowanych i bezwymiarowych wartości parametrów suszy,
- wizualnej prezentacji stopnia zagrożenia suszą jako czasowo-przestrzennego rozkładu,
- oceny złożonych procesów i ich wzajemnych powiązań (wystąpienia suszy, rozwoju i utrzymywania się suszy) na potrzeby prognozy suszy.

Wykorzystanie odpowiednich, dla danej fazy rozwoju suszy, wartości wskaźnikowych, np. wskaźnika *SPI* (ang. *Standardized Precipitation Index*) dla suszy atmosferycznej i wskaźnika *SRI* (ang. *Standardized Runoff Index*) dla suszy hydrologicznej pozwala na parametryzację zjawiska poprzez określenie:

- początku i czasu trwania suszy (meteorologicznej i hydrologicznej);
- intensywności suszy (meteorologicznej i hydrologicznej) jako sumy wszystkich odchyżeń od wartości referencyjnej suszy w trakcie trwania epizodu;
- surowości suszy (meteorologicznej i hydrologicznej) wyrażone jako największe odchylenie wskaźnika od wartości referencyjnej (kumulacja suszy) w trakcie trwania epizodu;

- narastania suszy (meteorologicznej i hydrologicznej), tj. okresu od początku suszy do kumulacji suszy;
- zanikania suszy (meteorologicznej i hydrologicznej), czyli okresu od kumulacji suszy do jej zakończenia.
- przesunięć czasowych pomiędzy poszczególnymi fazami suszy (meteorologicznej i hydrologicznej).

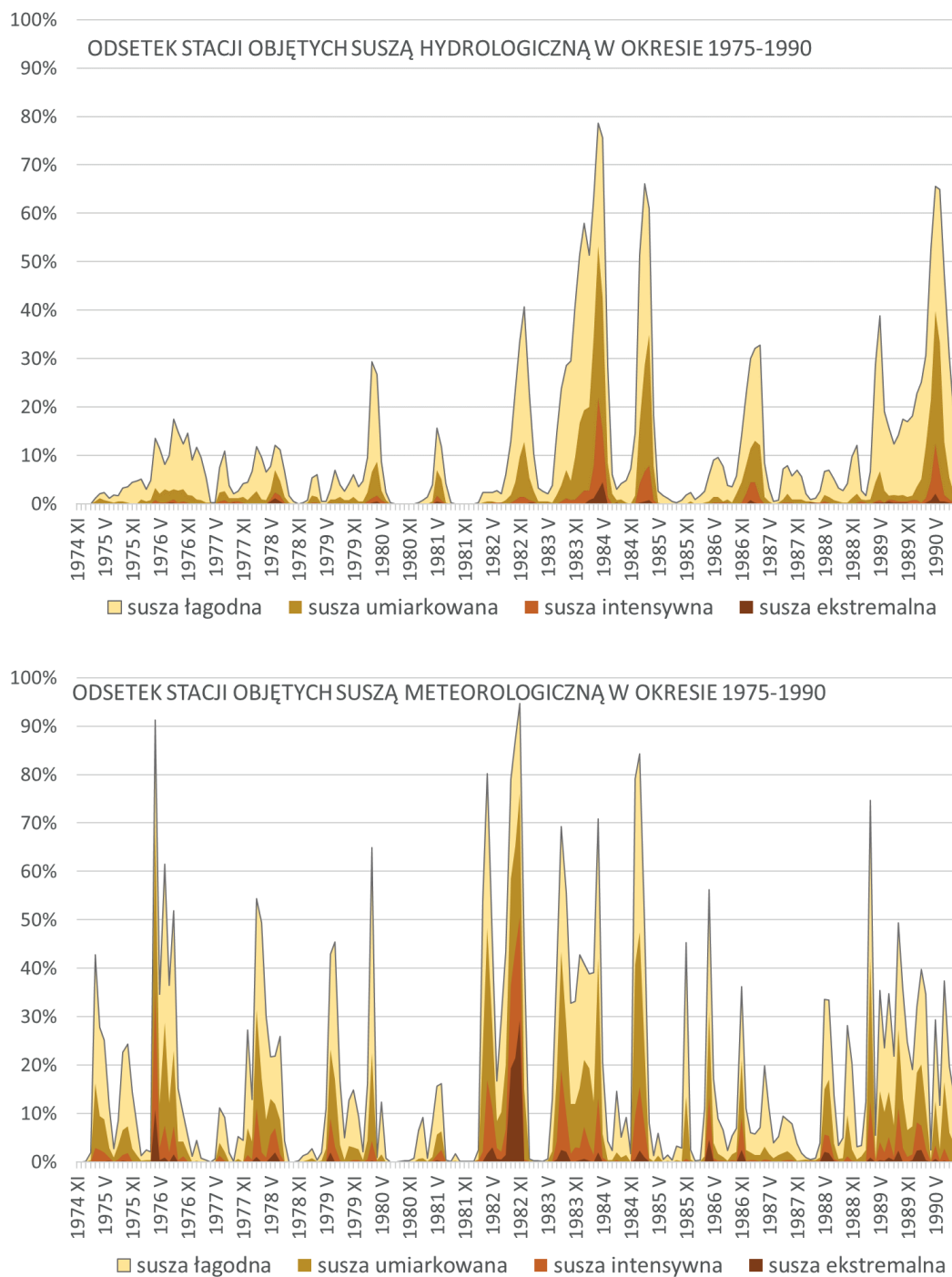
Odczuwalność skutków suszy różnicuje się ze względu na intensywność suszy i czas trwania - od łagodnych susz występujących lokalnie, trwających kilka tygodni, po susze obejmujące cały kraj i trwające kilka lat. Lokalne, krótkotrwałe susze, zazwyczaj powodują pewne czasowe niedogodności np. zakaz wstępu do lasu ze względu na ryzyko pożarowe i mogą być niezauważalne dla przeciętnego obywatela. Te drugie są odczuwalne przez społeczeństwo ze względu na terminowy zakaz podlewania ogródków i działek rekreacyjnych aż po trudności w zaopatrzeniu w wodę pitną czy dotkliwie straty w rolnictwie i gospodarce. W trakcie trwania suszy, epicentrum epizodu przemieszcza się w przestrzeni obejmując różne obszary w miarę rozwoju suszy. Również dynamiczny jest rozwój suszy w czasie. Za pomocą wskaźnika SPI3 oraz SRI3 przedstawiono charakterystykę zmian intensywności oraz zasięgu przestrzennego odpowiednio suszy atmosferycznej i hydrologicznej w kolejnych 15-letnich okresach: 1975-1990 (rys. 5.22), 1991-2005 (rys. 5.23) oraz 2006-2020 (rys. 5.24). Wydzielono 4 klasy intensywności suszy: susza łagodna, umiarkowana, intensywna i ekstremalna.

Pod względem meteorologicznym okres 1975-1990 charakteryzował się intensywnymi suszami, których zasięg przekraczał okresami 70% powierzchni Polski (lata 1976, 1982, 1983, 1984, 1989). Najbardziej ekstremalną suszą w tym okresie był epizod trwający od stycznia 1982 r. do stycznia 1983 r. w trakcie którego ponad 50% powierzchni kraju znajdowało się w warunkach suszy intensywnej w tym 30 % w warunkach suszy ekstremalnej. Warunki meteorologiczne wpłynęły na rozwój susz hydrologicznych o największej intensywności i zasięgu przestrzennym (ponad 50% obszaru Polski) w kwietniu 1984 r., styczniu 1985 r. oraz maju 1990 r..

Również lata 90 aż do początku 1997 r. cechowały się intensywnymi suszami atmosferycznymi występującymi praktycznie w każdym roku (1991, 1992, 1994, 1996, 1997). Wielolecie to obejmuje również intensywną suszę z 2003 r. Pod względem hydrologicznym, narastający i kumulujący się w czasie niedobór opadów, spowodował wyraźny wzrost intensywności, czasu trwania oraz zasięgu przestrzennego susz hydrologicznych ze szczególną ich intensyfikacją przypadającą na okres marzec 1991 r., październik 1992 r., czerwiec 1993 r., marzec 1996 r. czy październik 2003 r.

Susze atmosferyczne w okresie 2005-2020 charakteryzują się większą ilością epizodów lokalnych o charakterze susz błyskawicznych (np. w latach 2006, 2011) oraz wystąpieniem susz obejmujących niemal cały okres wegetacyjny – lata 2015, 2018. Pomimo umiarkowanej pod względem niedoboru opadu intensywności tych susz, obserwowany w tych latach, brak utrzymującej się w okresie zimowym pokrywy śnieżnej, intensywny wzrost parowania i transpiracji powodowany stałym wzrostem temperatury oraz kumulujący się w czasie niedobór zasobów wodnych wywołanych intensywnymi suszami z lat 80. i 90. XX w., zakłóca proces odbudowania się zasobów wodnych.

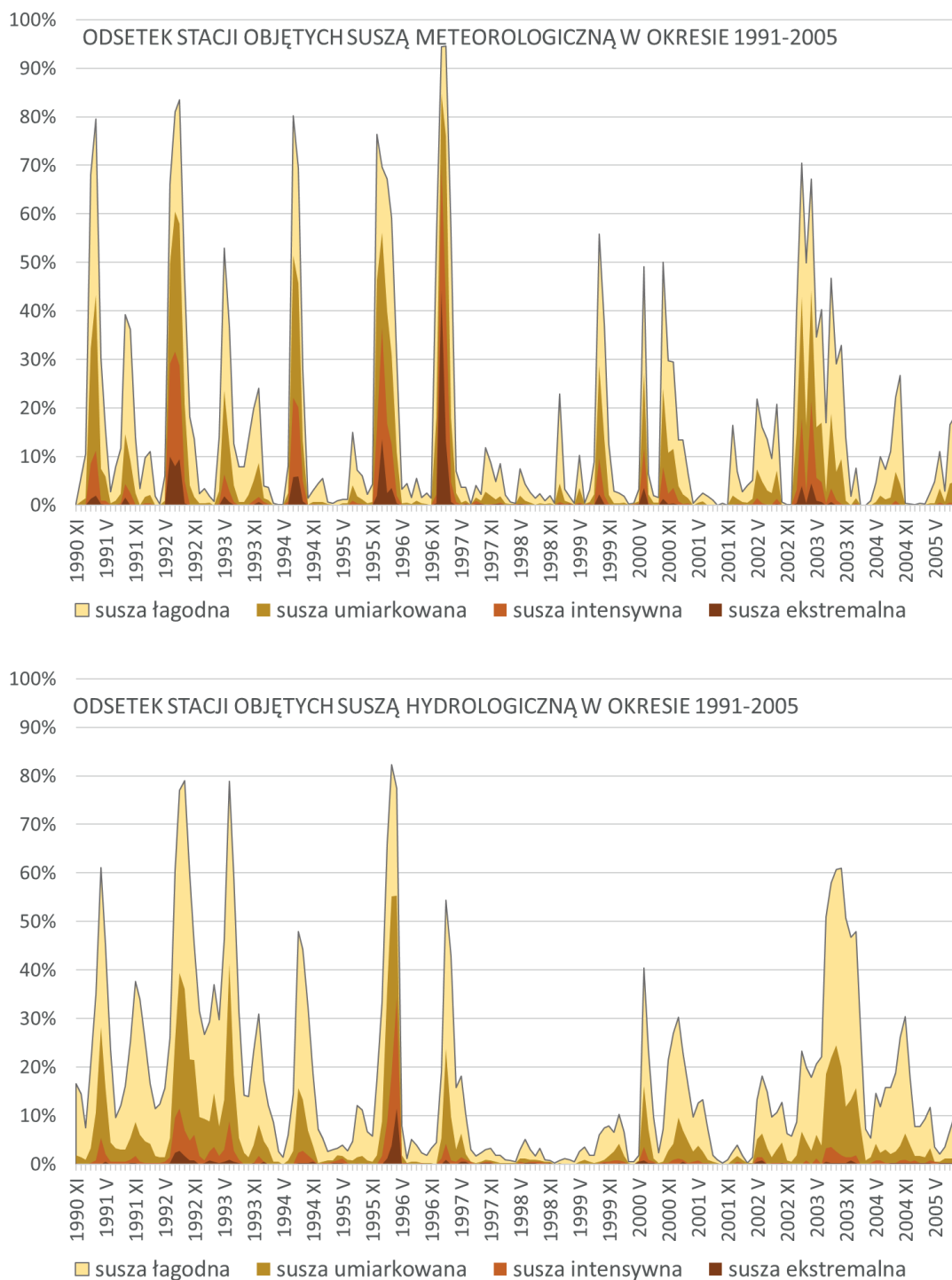
Wobec powyższego, obecnie obserwujemy przedłużający się stan suszy hydrologicznej obejmujący ze zmiennym natężeniem ostatnią dekadę wielolecia 2011–2020 o bezprecedensowej w porównaniu do poprzednich okresów liczbie przypadków wystąpień suszy intensywnej i ekstremalnej.



Rys. 5.22. Zmiany intensywności oraz zasięgu przestrzennego suszy meteorologicznej i hydrologicznej w wieloleciu 1975–1990. Źródło: Szalińska, Tokarczyk 2022.

Fig. 5.22. Changes in the intensity and spatial extent of meteorological and hydrological droughts in the period 1975–1990. Source: Szalińska, Tokarczyk 2022.

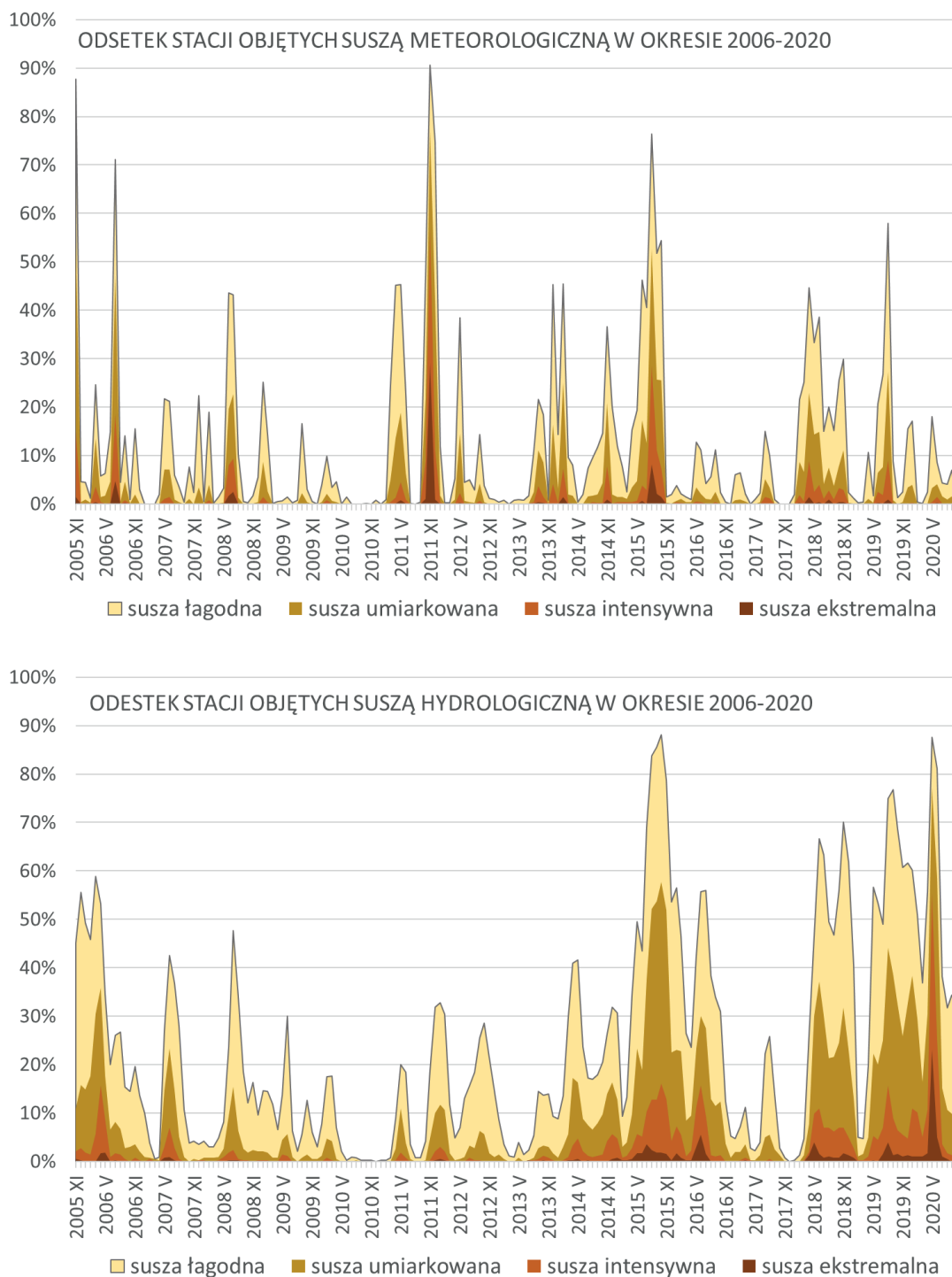
W zarządzaniu ryzykiem suszy ważna jest również znajomość czasowego następstwa występowania kolejnych faz rozwoju suszy (np. atmosferyczna – glebowa – hydrologiczna – ekologiczna) oraz warunków kształtujących ten proces. Poszukiwanie wzorców pogłębiania się jak również progów wejścia w kolejne fazy rozwoju stanowi podstawę budowy modelu propagacji suszy jako elementu systemu prognozy zagrożenia suszą (rys. 5.25).



Rys. 5.23. Zmiany intensywności oraz zasięgu przestrzennego suszy meteorologicznej i hydrologicznej w wieloletniu 1991–2005. Źródło: Szalińska, Tokarczyk 2022.

Fig. 5.23. Changes in the intensity and spatial extent of meteorological and hydrological droughts in the period 1991–2005. Source: Szalińska, Tokarczyk 2022.

Do budowy modeli propagacji suszy (rys. 5.26) wykorzystywane są zaawansowane metody identyfikacji wzajemnych powiązań i zależności pomiędzy wskaźnikami suszy, w tym analizy korelacyjne, korespondencji oraz badania wielowymiarowych rozkładów prawdopodobieństwa jak również algorytmy sztucznej inteligencji, z uwzględnieniem różnych kroków czasowych (dzień, miesiąc, kwartał, półrocze,

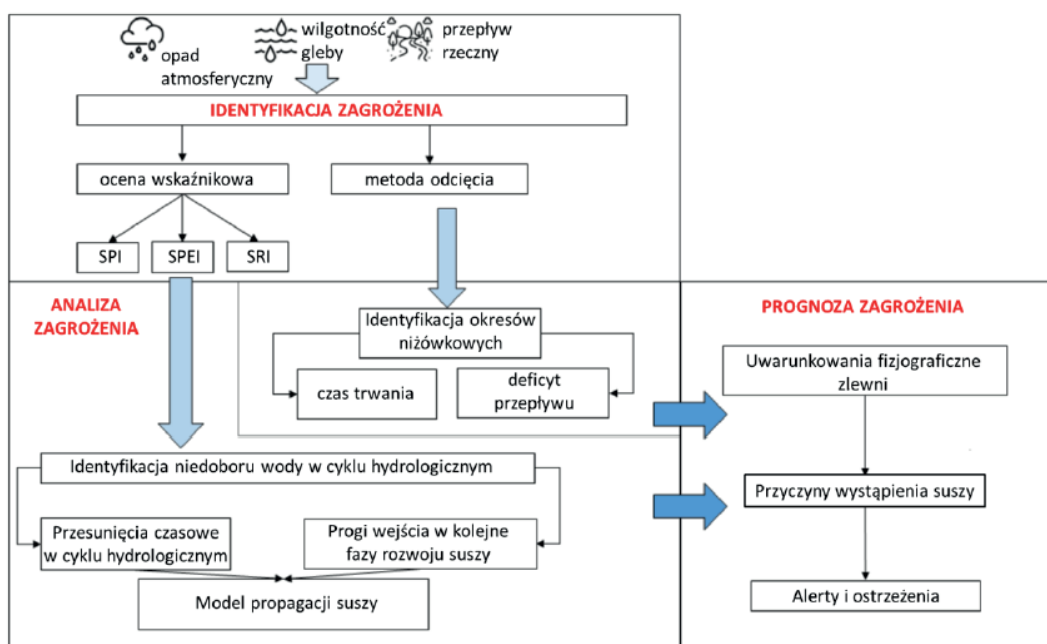


Rys. 5.24. Zmiany intensywności oraz zasięgu przestrzennego suszy meteorologicznej i hydrologicznej w wieloletniu 2005-2020. Źródło: Szalińska, Tokarczyk 2022.

Fig. 5.24. Changes in the intensity and spatial extent of meteorological and hydrological droughts in the period 2005–2020. Source: Szalińska, Tokarczyk 2022.

rok) (m. in. Zhao i in. 2014; Barker i in. 2016; Huang i in. 2017; Yang i in. 2017; Gevaert i in. 2018; Bhardwaj i in. 2020; Guo i in. 2020; Zhou i in. 2021; Jung i in. 2022; Li i in. 2022b; Odongo i in. 2023).

Przykładem takiego rozwiązania może być model propagacji z suszy atmosferycznej do hydrologicznej opracowany w IMGW PIB w ramach subwencji MNiSW



Rys. 5.25. Ramowy schemat systemu prognozy zagrożenia suszą z uwzględnieniem jej fazowego charakteru. Źródło: opracowanie IMGW PIB na podstawie Odongo i in. 2023

Fig. 5.25. Framework diagram of the drought hazard forecasting system, considering its phased nature. Source: study by IMWM NRI based on Odongo et al. 2023

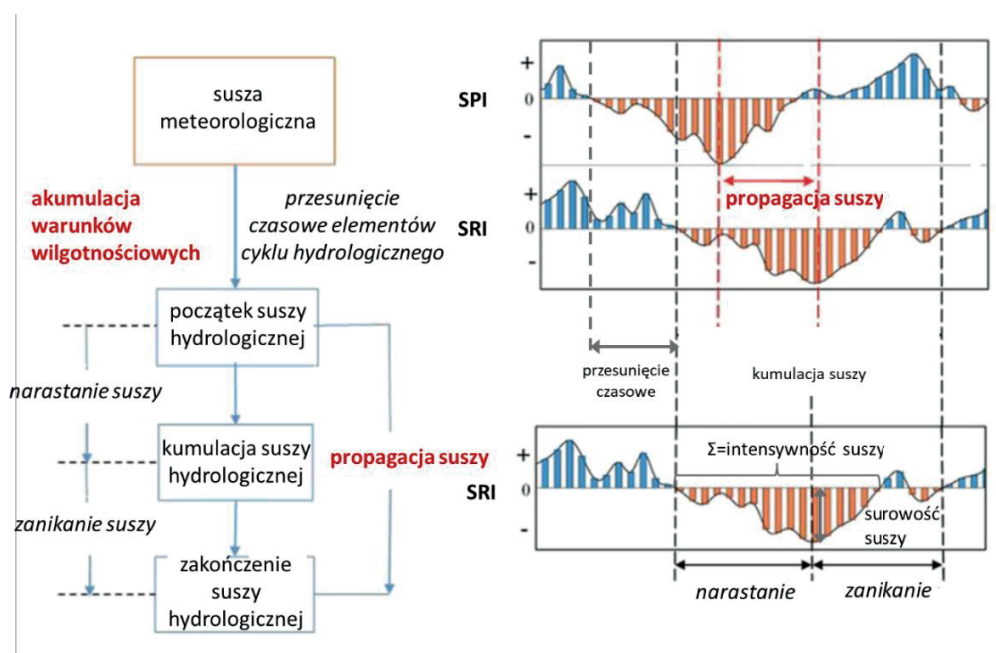
na działalność statutową tematu DS. 3/2023 „Od detekcji hydrometeorologicznych zagrożeń naturalnych do prognozy ryzyk dla systemów ekologicznych i społecznych”, zadane 3.3 „Metody agregacji informacji wskaźnikowej suszy na potrzeby procesów decyzyjnych”. Uzyskane dla obszaru Polski wyniki wskazują na zróżnicowanie przestrzenne procesu pogłębiania się suszy i przejścia od suszy atmosferycznej do hydrologicznej obejmujące:

- *czas akumulacji warunków wilgotnościowych* wyrażony jako przesunięcie czasowe pomiędzy rozpoczęciem suszy meteorologicznej i hydrologicznej, rys. 5.27.
- *czas propagacji suszy* wyrażonej jako okres pomiędzy wystąpieniem kumulacji suszy atmosferycznej a suszy hydrologicznej, rys. 5.28.

Kompleksowe podejście do oceny ryzyka suszy, obejmujące wszystkie składniki ryzyka: zagrożenie, narażenie, wrażliwość, zdolność do łagodzenia skutków z wykorzystaniem informacji wskaźnikowej, stanowi znaczący wkład do budowy strategii zarządzania ryzykiem suszy. Jest ono definiowane jest jako właściwość systemu społecznego i naturalnego, odzwierciedlająca interakcję pomiędzy klimatycznym zagrożeniem suszą meteorologiczną i hydrologiczną a podatnością społeczną, środowiskową oraz gospodarczą i zawiera dwie podstawowe składowe: (i) zagrożenie - brak opadów, obniżenie przepływów w rzeczkach, obniżenie zwierciadła wód podziemnych oraz (ii) konsekwencje wynikające z zagrożenia o określonej skali np. spadek plonów, pożary lasów.

Susza traktowana w kategorii ryzyka jest zjawiskiem złożonym, wielowymiarowym, wywołującym negatywne skutki obserwowane w środowisku (systemach naturalnych), społeczeństwie i gospodarce (systemach społecznych).

Zagrożenie suszą odnosi się do wystąpienia w określonym horyzoncie czasowym czynników meteorologicznych kształtujących suszę i warunkujących propagację defi-



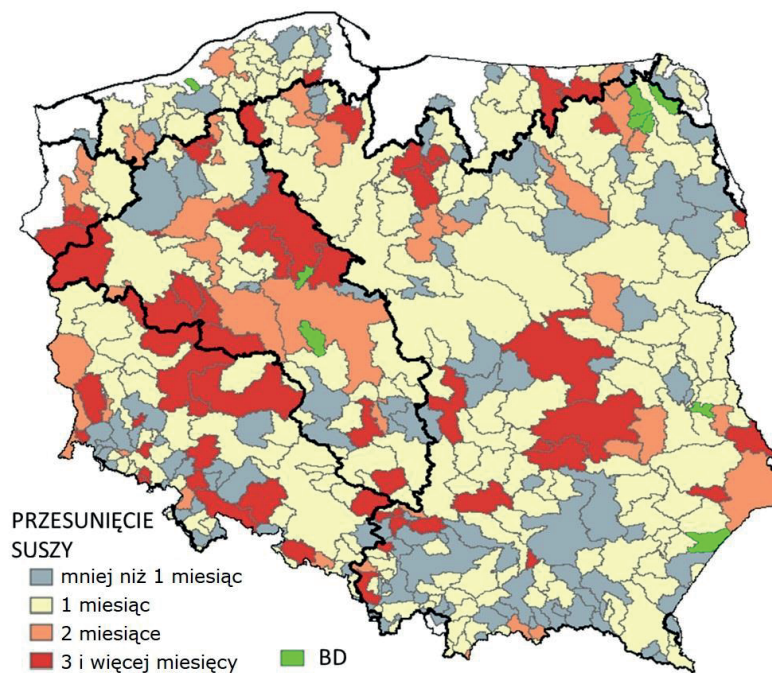
Rys. 5.26. Schemat modelu propagacji suszy uwzględniający przesunięcie czasowe pomiędzy suszą atmosferyczną i hydrologiczną. Źródło: opracowanie IMGW PIB na podstawie Bhardwaj i in. 2020

Fig. 5.26.. Diagram of the drought propagation model, considering the time shift between atmospheric and hydrological droughts. Source: study by IMWM NRI based on Bhardwaj et al. 2020

cytu opadów w poszczególnych komponentach cyklu hydrologicznego. Stopień zagrożenia wyraża możliwość wystąpienia suszy o określonej intensywności, czasie trwania i zasięgu przestrzennym. Miarą zagrożenia jest prawdopodobieństwo wystąpienia zjawiska z określonym okresem powtarzalności np. 1 rok, 10 lat, 100 lat.

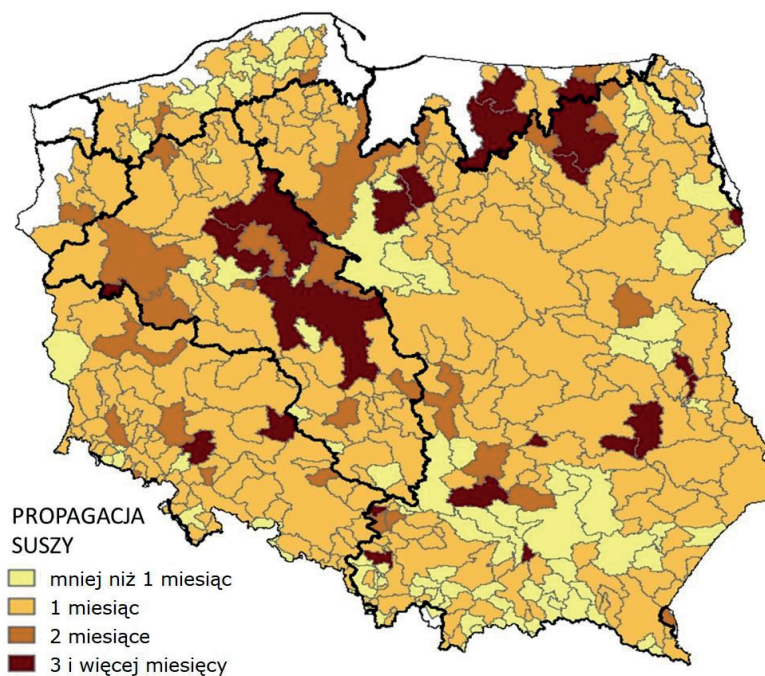
Konsekwencje suszy są funkcją narażenia i podatności. Narażenie podlega ekspozycji na zagrożenie suszą, np. wielkość populacji, wielkość i rodzaj upraw, obszar występowania określonego siedliska. Podatność to możliwość wystąpienia konsekwencji na skutek suszy o określonej intensywności, czasie trwania i zasięgu przestrzennym i jest funkcją wrażliwości, wartości strat i odporności. Wrażliwość oznacza stopień w jakim dany element systemu naturalnego lub społecznego nie jest w stanie sobie poradzić z negatywnymi skutkami suszy. Wartość strat wyrażana jest jako nominalna skala wielkości szkód. Miary szacowania wartości szkód, powinny być znormalizowane i zestandaryzowane. Uproszczone podejście może obejmować jakościową ocenę w postaci skategoryzowanej: wysoka, średnia lub niska wartość strat. Odporność wyraża zdolność elementu systemu naturalnego lub społecznego do odtworzenia w określonym czasie akceptowalnego poziomu funkcjonowania oraz jego utrzymania. Podejmowanie działań mających na celu zwiększanie odporności elementu systemu naturalnego lub społecznego bezpośrednio redukuje ryzyko suszy.

Problemy suszy i niedoborów wody negatywnie wpływają na wiele sektorów społecznych, od rolnictwa, przemysłu, transportu publicznego, zaopatrzenia w wodę, hydroenergię po ekologię (Blauhut i in. 2022). W rezultacie strategii radzenia sobie z suszami, powinny odnosić się do kwestii przeciwdziałania skutkom suszy, wpływając na dostępność, podaż i popyt na wodę. Konieczne są strategie łagodzenia i adaptacji, ponieważ suszy nie można całkowicie zapobiec, a jedynie zminimalizować jej niepożądane skutki. Dotyczy to również środków naprawczych, które podejmowane są po wystąpieniu suszy, celem radzenia sobie ze stratami, jakie mogą wystąpić w systemach społeczno-ekonomicznych i przyrodniczych, tablica 5.2.



Rys. 5.27. Rozkład przestrzenny najczęściej występującego przesunięcia czasowego pomiędzy rozpoczęciem suszy meteorologicznej i suszy hydrologicznej w zlewniach wodowskazowych w Polsce, BD – oznacza brak danych. Źródło: opracowanie IMGW PIB w ramach subwencji MNiSW na działalność statutową tematu DS. 3/2023

Fig. 5.27. Spatial distribution of the most common time shift between the onset of meteorological drought and hydrological drought in gauging catchments in Poland. BD – indicates lack of data. Source: study by IMWM NRI under the MNiSW subsidy for statutory activities, topic DS. 3/2023



Rys. 5.28. Rozkład przestrzenny najczęściej występującego czasu propagacji w zlewniach wodowskazowych w Polsce. Źródło: opracowanie IMGW PIB w ramach subwencji MNiSW na działalność statutową tematu DS. 3/2023.

Fig. 5.28. Spatial distribution of the most common propagation time in gauging catchments in Poland. Source: study by IMWM NRI under the MNiSW subsidy for statutory activities, topic DS. 3/2023.

Strategie zarządzania ryzykiem suszy. Źródło: opracowanie na podstawie (Jalink, Dieperink 2024).

Table 5.2.

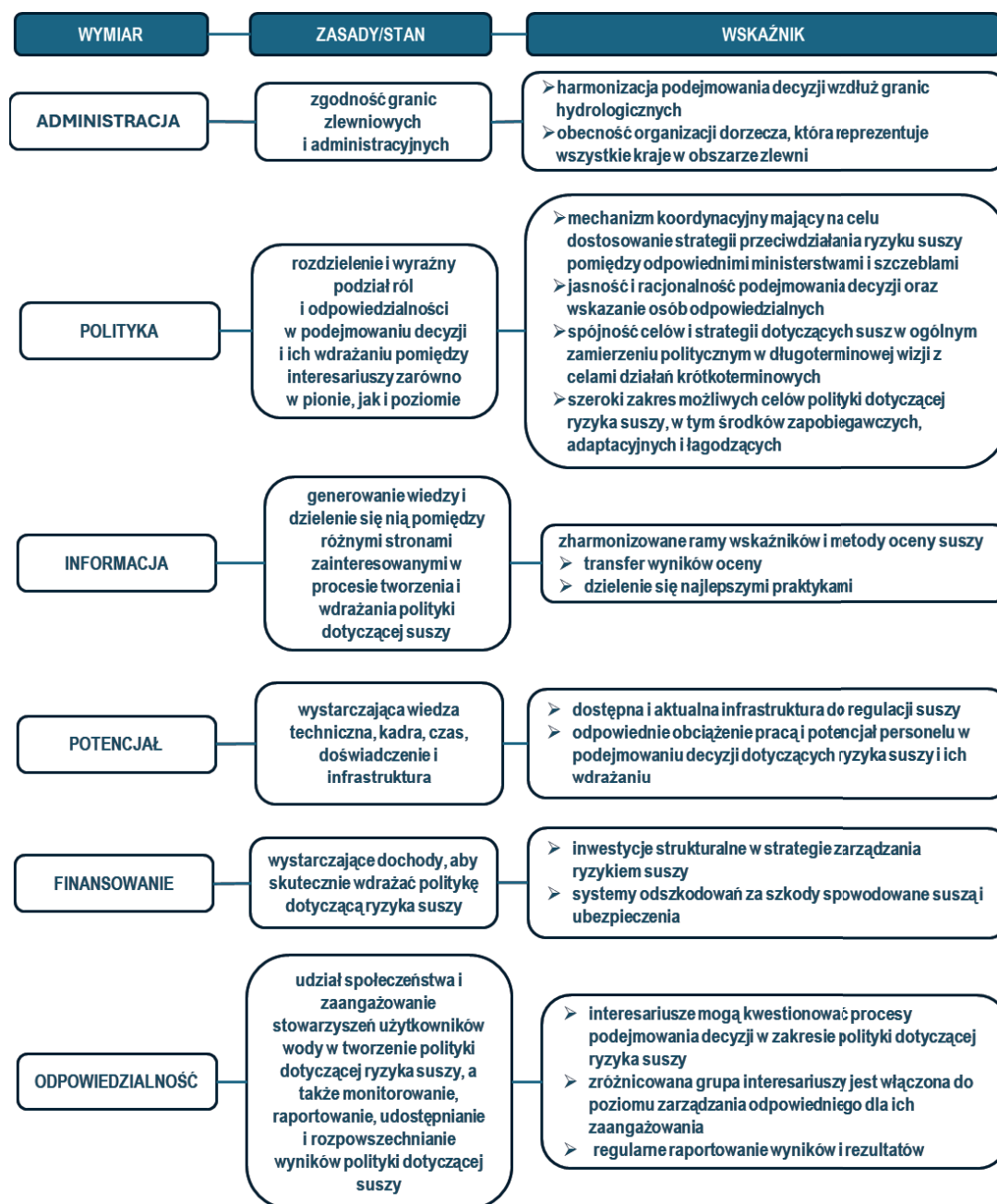
Drought Risk Management Strategies. Source: based on (Jalink, Dieperink 2024)

Prewencja	Łagodzenie i adaptacja	Środki naprawcze
Zmniejszenie zapotrzebowania na słodką wodę poprzez technologie i kampanie oszczędzające wodę	Ustanowienie schematu priorytetyzacji dla funkcji zależnych od wody	Akceptacja i odzyskiwanie szkód poprzez system odszkodowań i ubezpieczeń
Zwiększanie dostępności wody poprzez buforowanie	Zwiększanie gotowości społeczeństwa poprzez podnoszenie świadomości za pomocą kampanii oszczędzania wody	
Zwiększanie dostępności wody poprzez inwestycje w alternatywne źródła zasobów wodnych	Zwiększanie gotowości na suszę poprzez ustanowienie wartości progowych wskaźników suszy w celu ulepszenia prognoz niedoboru wody	
	Badania zmian użytkowania gruntów obejmujące obszary narażone na suszę i dywersyfikację upraw w tym wprowadzanie gatunków odpornych na suszę	

Istotne jest również zrozumienie reakcji społeczeństwa na zagrożenie suszą oraz jego sposobu radzenia sobie ze skutkami tego zjawiska. Chodzi zatem o rozpoznanie tzw. odporności społecznej, tj. zdolności do przetrwania okresów zagrożenia, a szczególnie klęsk żywiołowych oraz powrotu do stanu normalnego. Wyróżnia się trzy główne czynniki, wpływające na odporność społeczną: poziom stresu, zdolność społeczną do łagodzenia skutków i adaptacji oraz możliwość powrotu do warunków normalnych (Gupta 2011; Schmidt, Garland 2012; Lundberg, Johansson 2015).

Biorąc pod uwagę wieloaspektowość procesu i zjawiska, właściwe zarządzanie ryzykiem suszy powinno obejmować podejście wielopoziomowe, z uwzględnieniem dzielenia się uprawnieniami tworzenia polityki wodnej, zakresem odpowiedzialności podejmowania decyzji, planowaniem rozwoju i wdrażaniem działań na różnych poziomach administracyjnych i terytorialnych (Jalink, Dieperink 2024). W takim ujęciu wyodrębnia się sześć zasadniczych wymiarów skutecznego zarządzania ryzykiem suszy, rys. 5.29.

Wymiar administracji odnosi się do doboru i dopasowania skal oraz zgodności granic hydrologicznych i administracyjnymi, ze względu na to, że niektóre działania podejmowane w górnym biegu rzeki, mogą mieć wpływ na dostępność wody na jej odcinku dolnym. Podejmowanie decyzji musi być zharmonizowane na poziomie dorzecza. *Wymiar polityki* dotyczy rozdzielenia i jednocześnie przydzielenia ról i obowiązków pomiędzy różnymi obszarami polityki, istotnymi dla zarządzania wodą. *Informacja* dotyczy generowania wiedzy i dzielenia się nią pomiędzy różnymi interesariuszami, zaangażowanymi w podejmowanie decyzji. *Potencjał* dotyczy poziomu wystarczalności wiedzy technicznej, personelu, czasu, doświadczenia i infrastruktury,



Rys. 5.29. Ramy wielopoziomowego zarządzania ryzykiem suszy.

Źródło: opracowanie na podstawie Jalink, Dieperink 2024.

Fig. 5.29. Framework for multi-level drought risk management.

Source: based on Jalink, Dieperink 2024.

podczas gdy *finansowanie* dotyczy dostępności wystarczających dochodów dla rządów na poziomie krajowym i lokalnym, które mogą skutecznie wdrażać politykę wodną. *Wymiar odpowiedzialności* zapewnia udział społeczeństwa w tworzeniu polityki wodnej, a także w monitorowaniu, raportowaniu i dzieleniu się informacjami na temat jej realizacji.

Gospodarka wodna może nie tylko kształtować przebieg i charakterystykę suszy hydrologicznej, lecz także sama podlegać jej skutkom. Działania zarządcze mogą dwojako oddziaływać na przebieg zjawiska: łagodząc jego skutki poprzez alimentowanie wodą w okresach suchych (wpływ pozytywny) lub zaostrzając przebieg zja-

wiska, tj. wydłużając i pogłębiając okres niedoborów zasobów wodnych, poprzez prowadzenie ciągłego poboru wody w ilości przewidzianej (określonej) w warunkach przepływów średnich (wpływ negatywny). Znajomość zagrożeń naturalnych i tych spowodowanych przez człowieka, promowanie gospodarki wodnej opartej na zrównoważonym korzystaniu z wód oraz znajomość zagrożeń naturalnych i antropogenicznych może przyczynić się nie tylko do lepszego zarządzania zasobami wodnymi ale również do poprawy stanu rzek.

5.5. HYDROMORFOLOGICZNA ODPORNOŚĆ RZEK NA WARUNKI NISKICH WÓD I SUSZ

Hydromorfologia rzek jest wskaźnikiem wspierającym ocenę stanu ekologicznego, łączy część abiotyczną ekosystemu rzecznoego z jego biocenozą. Odgrywa ważną rolę w kształtowaniu morfologii koryta rzecznoego oraz reżimu hydrologicznego. Od początku wdrażania RDW hydromorfologia w Polsce nabrała nowego, praktycznego znaczenia. Prowadzone analizy stanu hydromorfologicznego wód śródlądowych pozwalają określić obecny stan rzek oraz rozpoznać, czy planowane działania mogą obniżyć stan hydromorfologiczny, a w konsekwencji przełożyć się na stan ekologiczny rzek.

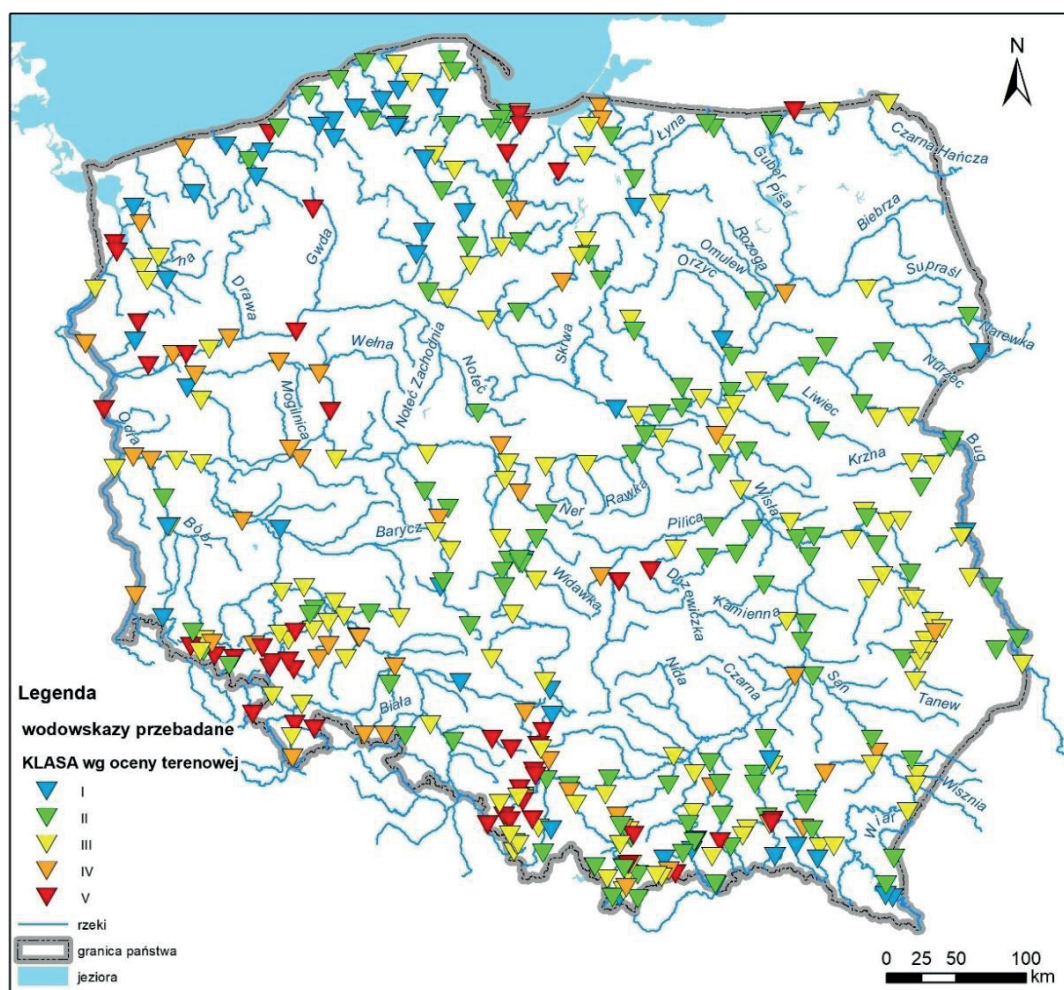
Ważnym zadaniem gospodarki wodnej jest przeciwdziałanie pogarszaniu się ekologicznego stanu Jednolitych Części Wód (JCW). W Polsce ocena stanu hydromorfologicznego została zaimplementowana przez Główny Inspektorat Ochrony Środowiska (GIOŚ) w 2016 r.. W 2021 r. w IMGW-PIB została zaimplementowana metodyka, a badaniami objęto rzeki w przekrojach posterunków wodowskazowych z wykorzystaniem metody oceny Hydromorfologicznego Indeksu Rzecznego (HIR). Podstawą metody HIR są badania terenowe, które przeprowadza się na odcinkach badawczych o długości 500 m dla rzek o szerokość koryta ≤ 30 m i 1000 m dla rzek o szerokość koryta > 30 m. Obserwacje prowadzi się w dwóch etapach. Pierwszy etap obejmuje ocenę na 10 równomiernie rozmieszczonych profilach kontrolnych, drugi etap obejmuje ocenę całego badanego odcinka. Badania obejmują 3 strefy: koryto rzeczne, strefę przybrzeżną oraz dolinę rzecznoą. Zaletą systemu HIR jest kompleksowość opisu ciekę wraz z doliną rzecznoą, sięgającego na odległość 50 m lub 100 m odpowiednią dla szerokości koryta. Na podstawie prac terenowych oblicza się indeks HIR będący sumą dwóch składowych: (i) wskaźnika różnorodności hydromorfologicznej (WRH) oraz (ii) wskaźnika przekształcenia hydromorfologicznego (WPH).

Wskaźnik WRH, w sposób syntetyczny, informuje o heterogeniczności środowiska rzecznoego, tj. różnorodności naturalnych elementów morfologicznych ciekę oraz doliny rzecznoej. Atrybuty wskaźnika to: zróżnicowanie przekroju poprzecznego i podłużnego, heterogeniczność nurtu i materiału koryta rzecznoego, naturalne elementy morfologiczne dna i skarp, różnorodność typów roślinności w korycie oraz struktura roślinności na brzegach i zadrzewień oraz struktura roślinności w strefie przybrzeżnej, a także szerokość nieużytkowanej strefy przybrzeżnej, heterogeniczność użytkowania doliny rzecznoej i łączność rzeki z doliną.

Wskaźnik WPH informuje o sumarycznym stopniu antropogenicznych zmian w hydromorfologii ciekę oraz doliny rzecznoej poprzez uwzględnienie wszystkich form przekształceń rejestrowanych w metodzie HIR, tj.: antropogeniczne przekształcenia profilu podłużnego i przekroju poprzecznego oraz budowle hydrotechniczne,

utrudnienia łączności rzeki z doliną i przekształcenia obserwowane w profilach kontrolnych (Szoszkievicz i in. 2017, 2020).

Pomiary stanu hydromorfologicznego rzek Polski wykonuje Państwowa Służba Hydrologiczno-Meteorologiczna (PSHM IMGW PIB). Obecnie wykonano pomiary w 393 przekrojach wodowskazowych (stan na 22. 05. 2024 r.). Lokalizację przekrojów wodowskazowych na obszarze Polski, dla których wykonano ocenę obrazuje rys. 5.30.



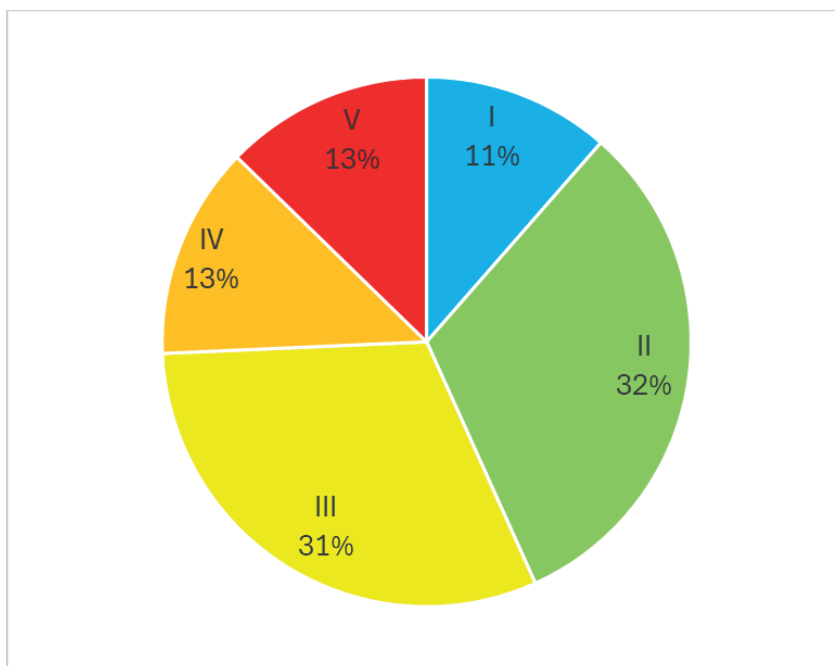
Rys. 5.30. Stan hydromorfologiczny wg oceny terenowej HIR w profilach wodowskazowych IMGW-PIB stan na 22.05.2024 r. Źródło: opracowanie IMGW-PIB

Fig. 5.30. Hydromorphological status according to the field assessment HIR at IMGW-PIB gauging profiles as of 22.05.2024. Source: study by IMWM NRI

Wśród przebadanych wodowskazów dobry stan hydromorfologiczny i powyżej dobrego uzyskało 43 %, w tym: klasa I – 11%, klasa II – 32%, natomiast poniżej dobrego 57 %, w tym: klasa III – 31%, klasa IV – 13% i klasa V – 13%, (rys. 5.31).

W obszarze Polski, w dorzeczu Odry dominuje stan hydromorfologiczny słaby (klasa IV) i zły (klasa V), 67% badanych przekrojów wodowskazowych cechuje się stanem poniżej dobrego, natomiast stan powyżej 33%.

W dorzeczu Wisły udział stanu hydromorfologicznego poniżej i powyżej dobrego jest wyrównany i wynosi odpowiednio 52% i 48% badanych przekrojów wodowskazowych. Stan słaby i zły występuje głównie w dorzeczu górnej Wisły, podczas



Rys. 5.31. Procentowy udział klas stanu hydromorfologicznego na badanych wodowskazach IMGW-PIB. Źródło: opracowanie IMGW-PIB

Fig. 5.31. Percentage distribution of hydromorphological status classes at the examined IMWM-NRI gauging stations. Source: study by IMWM NRI

gdy w obszarze dorzecza Wisły środkowej i dolnej dominuje stan umiarkowany (klasa III) i dobry (klasa II).

Rzeki przymorza charakteryzują się w większości stanem hydromorfologicznym powyżej dobrego.

W odniesieniu do WRH dorzecze Wisły charakteryzuje się wyższym zróżnicowaniem hydromorfologicznym niż dorzecze Odry, mediana WRH wynosi odpowiednio 46,5 i 42,0. Natomiast dorzecze Odry cechuje wyższy wskaźnik przekształceń hydromorfologicznych (WPH), który wynosi 23, natomiast dla dorzecza Wisły 17.

Ocena stanu hydromorfologicznego jest podstawą wnioskowania o odporności hydromorfologicznej rzek na susze, która odnosi się do zdolności systemów rzecznych do utrzymania swoich funkcji ekologicznych i strukturalnych w obliczu suszy hydrologicznej i niskich stanów wody. Odpornością hydromorfologiczną charakteryzują się rzeki o dobrym stanie hydromorfologicznym I i II klasy. Stan hydromorfologiczny bardzo dobry (I klasa) odpowiada warunkom, w których wielkość, dynamika przepływu i kształt koryta, tj.: zmienność szerokości i głębokości, prędkości przepływu, struktura i skład podłoża oraz warunki i struktura stref nadbrzeżnych odpowiadają warunkom niezakłóconym lub są zbliżone do tych warunków, a ciągłość rzeki umożliwia niezakłóconą migrację organizmów wodnych i transport osadów rzecznych (Directive 2000/60/EC). Kluczowymi atrybutami świadczącymi o wysokiej odporności hydromorfologicznej rzek w warunkach niżówek i susz hydrologicznych są:

1. Reżim hydrologiczny – rzeki z naturalnym, zróżnicowanym przepływem są bardziej odporne na susze i przystosowane do warunków niskich stanów wód, w tym ekstremalnych, natomiast z regulowanym przepływem np. poprzez stopnie wodne i zapory mogą być mniej odporne ze względu na ograniczone naturalne procesy samooczyszczania, szczególnie w okresie niżówek (Poff, Zimmerman 2010; Bunn, Arthington 2002).

2. Morfologia rzek – rzeki o zróżnicowanym korycie, z liczną obecnością meandrów, starorzeczy, wysp i różnych typów substratu dna (np. piaski, żwiry) są bardziej odporne na susze ze względu na możliwość zatrzymywania wody w mikrosiedliskach, które są mniej podatne na wysychanie.
3. Roślinność – obecność szerokiej strefy przybrzeżnej (*riparian zone*) może zwiększać odporność rzek na susze, gdyż roślinność wzdłuż brzegów rzek pomaga w stabilizacji brzegów, filtracji wody i tworzeniu cienia, co obniża temperaturę wody i zmniejsza parowanie w okresach niskich stanów wody (Naiman i in. 2005).
4. Łączność ekosystemów – połączenia hydrologiczne między rzekami, strumieniami i wodami podziemnymi oraz ekologiczne umożliwiają migrację organizmów wodnych i są decydujące dla odporności na suszę. Lepsza, większa łączność pozwala na korzystanie z zasobów wodnych z innych obszarów i umożliwia migrację organizmów do bardziej sprzyjających warunków, zwłaszcza w okresie niskich stanów wody (Ward, Stanford 1995).
5. Zarządzanie wodami – planowanie na poziomie dorzecza i efektywne zarządzanie wodami, w tym, retencją wody i stosowaniu okresowego ograniczania poboru wody sprzyja zwiększeniu odporności hydromorfologicznej rzek w okresach suszy.
6. Bioróżnorodność – wysoka bioróżnorodność rzek zwiększa odporność na zmiany środowiskowe, a różnorodność gatunkowa i strukturalna ekosystemu pozwala na lepsze przystosowanie do zmieniających się warunków środowiska, w tym w okresach suszy (Lake 2003).

Warunki suszy hydrologicznej objawiają się długotrwałym obniżeniem przepływu wód w rzekach, co w konsekwencji powoduje spowolnienie procesów morfodynamicznych rzek. Wydłużające się okresy i większa częstotliwość wystąpienia niskich przepływów może doprowadzić do pogorszenia stanu hydromorfologicznego rzek. Jednym z ważniejszych działań aby zapewnić odporność ekosystemu rzecznoego na wzrastające ryzyko wystąpienia susz hydrologicznych jest utrzymanie przynajmniej dobrego stanu hydromorfologicznego i poprawa na odcinkach o stanie poniżej dobrego.

W obszarze Polski większą odporność hydromorfologiczną mają rzeki w dorzeczu Wisły. Wartość mediany wskaźnika HIR w dorzeczu Wisły wynosi 0,64. Nieco mniejszą odpornością cechują się rzeki w dorzeczu Odry, gdzie wartość wskaźnika HIR to 0,57. Około 31% odcinków rzek posiada stan hydromorfologiczny umiarkowany, co wskazuje na potencjał do szybkiej poprawy stanu hydromorfologicznego przy niewielkich działaniach naprawczych. W V klasie stanu hydromorfologicznego znajduje się 13% odcinków rzek. Należy tu bezzwłocznie wdrożyć monitoring specjalny szczególnie w okresach niskich wód, aby móc zapobiec potencjalnym katastrofom.

Do oceny ryzyka oddziaływania zmian przepływów niskich na stan hydromorfologiczny rzek wykorzystano wskaźnik zmiany przepływów niskich (WZ_{NNQ}) dla wielolecia 1951-2020. Ocenę przeprowadzono w 94 przekrojach wodowskazowych, dla wydzielonych dwóch okresów: lata 1951-1980 oraz postindustrialnego lata 1981-2020. WZ_{NNQ} obliczono wg. formuły:

$$WZ_{NNQ} = 1 - [NNQ (1981-2020) / NNQ (1951-1980)],$$

gdzie:

WZ_{NNQ} - wskaźnik zmiany przepływów niskich,

NNQ - najniższy przepływ w wieloleciu.

Wyniki obliczeń przedstawiono w tabelicy 5.3.

Tablica 5.3.

Ryzyko oddziaływania zmian przepływów niskich na stan hydromorfologiczny rzek.

Źródło: opracowanie IMGW-PIB.

Table 5.3.

Risk of the impact of low flow changes on the hydromorphological state of rivers.

Source: study by IMWM NRI.

Lp.	Nazwa stacji	Nazwa rzeki	WZ NNQ = [1-NNQ 1981-2020 / NNQ 1951-1980]	Konsek- wencje zmian przepły- wów niskich [K]	Ocena stanu hydromor- fologicz- nego HIR	Prawdo- podobień- stwo oddziały- wania na stan hydro- morfolo- giczny [P]	Ryzyko [R]	
1	CIGACICE	Odra	0,03	1	III	3	3	małe
2	POŁĘCKO	Odra	0,02	1	IV	4	4	średnie
3	SŁUBICE	Odra	0,07	1	V	5	5	średnie
4	GOZDO- WICE	Odra	0,22	2	IV	4	8	średnie
5	GLIWICE	Kłodnica	0,21	2	V	5	10	duże
6	STANI- SZCZE WIELKIE	Mała Panew	0,16	2	I	1	2	małe
7	BYS- TRZYCA KŁODZKA	Nysa Kłodzka	0,87	4	III	3	12	średnie
8	SKORO- GOSZCZ	Nysa Kłodzka	0,17	2	IV	4	8	średnie
9	TLUMA- CZÓW	Ścinawka	0,27	3	III	3	9	średnie
10	GLUCHO- ŁAZY	Biała Głu- chołaska	0,08	1	IV	4	4	średnie
11	KRAS- KÓW	Bystrzyca	0,12	2	III	3	6	średnie
12	MOŚCI- SKO	Piława	1,25	5	V	5	25	b. duże
13	ŁAŻANY	Strzegomka	0,99	4	III	3	12	średnie
14	OSETNO	Barycz	0,53	4	I	1	4	małe
15	ŻAGAŃ	Bóbr	0,71	4	III	3	12	średnie
16	BARCI- NEK	Kamienica	0,63	4	II	2	8	średnie
17	ŻAGAŃ	Czerna Wielka	0,80	4	I	1	4	małe
18	DZIAŁO- SZYN	Warta	0,35	3	III	3	9	średnie
19	SIERADZ	Warta	0,36	3	III	3	9	średnie
20	POZNAŃ- MOST ROCHA	Warta	0,81	4	V	5	20	b. duże

Lp.	Nazwa stacji	Nazwa rzeki	WZ NNQ = [1-NNQ 1981-2020 / NNQ 1951-1980]	Konsek- wencje zmian przepły- wów niskich [K]	Ocena stanu hydromor- fologicz- nego HIR	Prawdo- podobień- stwo oddziały- wania na stan hydro- morfolo- giczny [P]	Ryzyko [R]	
21	SKWIE- RZYNA	Warta	0,46	3	IV	4	12	duże
22	GORZÓW WIELKO- POLSKI	Warta	0,12	2	IV	4	8	średnie
23	NIECHMI- RÓW	Oleśnica	0,27	3	II	2	6	małe
24	ROGÓŻ- NO	Widawka	3,54	5	II	2	10	średnie
25	PODGÓ- RZE	Widawka	1,74	5	II	2	10	średnie
26	GRABNO	Grabia	0,35	3	I	1	3	małe
27	DĄBIE	Ner	0,44	3	III	3	9	średnie
28	MIRKÓW	Prosna	0,24	2	II	2	4	małe
29	PIWONI- CE	Prosna	0,48	3	IV	4	12	duże
30	BOGU- SŁAW	Prosna	0,54	4	II	2	8	średnie
31	KUŹNICA SKAKAW- SKA	Niesób	0,23	2	I	1	2	małe
32	OŁOBOK	Ołobok	2,83	5	III	3	15	duże
33	KONOJAD	Mogilnica	0,93	4	IV	4	16	duże
34	NOWE DREZ- DENKO	Noteć	0,13	2	IV	4	8	średnie
35	GOLE- NIÓW	Ina	0,16	2	IV	4	8	średnie
36	TRZEBIA- TÓW	Rega	0,09	1	IV	4	4	średnie
37	TYCHÓW- KO	Parsęta	0,11	2	I	1	2	małe
38	STARY KRAKÓW	Wieprza	0,25	2	II	2	4	małe
39	SMOŁ- DZINO	Łupawa	0,69	4	II	2	8	średnie
40	GOCZAŁ- KOWICE	Wisła	0,11	2	II	2	4	małe
41	SANDO- MIERZ	Wisła	0,25	2	IV	4	8	średnie
42	ANNOPOL	Wisła	0,05	1	II	2	2	małe

Lp.	Nazwa stacji	Nazwa rzeki	WZ NNQ = [1-NNQ 1981-2020 / NNQ 1951-1980]	Konsekwencje zmian przepływów niskich [K]	Ocena stanu hydromorfologicznego HIR	Prawdopodobieństwo oddziaływania na stan hydromorfologiczny [P]	Ryzyko [R]	
43	DĘBLIN	Wisła	0,02	1	II	2	2	małe
44	TORUŃ	Wisła	0,12	2	III	3	6	średnie
45	TCZEW	Wisła	0,01	1	V	5	5	średnie
46	CZECHOWICZDZIEDZICE	Iłownica	0,28	3	IV	4	12	duże
47	RADOCHA	Przemsza	0,56	4	V	5	20	b. duże
48	JELEŃ	Przemsza	0,10	2	IV	4	8	średnie
49	BRYNICA	Brynica	0,82	4	IV	4	16	duże
50	SZABELNIA	Brynica	0,20	2	V	5	10	duże
51	NIWKA	Biała Przemsza	0,14	2	III	3	6	średnie
52	OŚWIĘCIM	Soła	0,45	3	II	2	6	małe
53	WADOWICE	Skawa	0,57	4	III	3	12	średnie
54	NOWY TARG-KOWANIEC	Dunajec	0,06	1	III	3	3	małe
55	KROŚCIENKO	Dunajec	0,15	2	IV	4	8	średnie
56	NOWY SĄCZ	Dunajec	0,17	2	II	2	4	małe
57	MUSZYNA	Poprad	0,20	2	I	1	2	małe
58	STARY SĄCZ	Poprad	0,01	1	I	1	1	małe
59	KOSZYCE WIELKIE	Biała	0,38	3	II	2	6	małe
60	ŻÓŁKÓW	Wisłoka	0,40	3	V	5	15	duże
61	KŁĘCZANY	Ropa	0,39	3	III	3	9	średnie
62	BRZEŹNICA	Brzeźnica	0,20	2	III	3	6	średnie
63	RADOMYŚL	San	0,46	3	II	2	6	małe
64	KRÓWNIKI	Wiar	0,35	3	III	3	9	średnie

Lp.	Nazwa stacji	Nazwa rzeki	WZ NNQ = [1-NNQ 1981-2020 / NNQ 1951-1980]	Konsek- wencji zmian przepły- wów niskich [K]	Ocena stanu hydromor- fologicz- nego HIR	Prawdo- podobień- stwo oddziały- wania na stan hydro- morfolo- giczny [P]	Ryzyko [R]	
65	NIENOWI- CE	Wisznia	0,77	4	III	3	12	średnie
66	KROSNO	Wisłok	1,27	5	IV	4	20	duże
67	ŻARNO- WA	Wisłok	0,48	3	II	2	6	małe
68	TRYŃCZA	Wisłok	0,22	2	IV	4	8	średnie
69	GORLI- CZYNA	Mleczka	0,64	4	III	3	12	średnie
70	ZWIERZY- NIEC	Wieprz	0,33	3	III	3	9	średnie
71	KRAS- NYSTAW	Wieprz	0,17	2	III	3	6	średnie
72	LUBAR- TÓW	Wieprz	0,20	2	II	2	4	małe
73	KOŚMIN	Wieprz	0,20	2	II	2	4	małe
74	SOBIANO- WICE	Bystrzyca	1,16	5	III	3	15	duże
75	BIAŁO- BRZEGI	Pilica	0,15	2	II	2	4	małe
76	DĄBRO- WA	Czarna	0,23	2	V	5	10	duże
77	ODRZY- WÓŁ	Drzewiczka	0,08	1	III	3	3	małe
78	WŁODA- WA	Bug	0,04	1	I	1	1	małe
79	FRANKO- POL	Bug	0,33	3	II	2	6	małe
80	WY- SZKÓW	Bug	0,22	2	III	3	6	średnie
81	OKUNIN- KA	Włodawka	0,33	3	III	3	9	średnie
82	MAŁOWA GÓRA	Krzna	0,01	1	II	2	2	małe
83	BRAŃSK	Nurzec	0,84	4	II	2	8	średnie
84	ŁOCHÓW	Liwiec	0,02	1	II	2	2	małe
85	KĘSZYCE	Rawka	0,77	4	II	2	8	średnie
86	NOWE MIASTO LUBAW- SKIE	Drwęca	0,15	2	III	3	6	średnie
87	BRODNI- CA	Drwęca	0,24	2	IV	4	8	średnie

Lp.	Nazwa stacji	Nazwa rzeki	WZ NNQ = [1-NNQ 1981-2020 / NNQ 1951-1980]	Konsek- wencje zmian przepty- wów niskich [K]	Ocena stanu hydromor- fologicz- nego HIR	Prawdo- podobień- stwo oddziały- wania na stan hydro- morfolo- giczny [P]	Ryzyko [R]	
88	ELGISZE- WO	Drwęca	0,30	3	II	2	6	małe
89	KULIGI	Wel	0,15	2	II	2	4	małe
90	TUCHOLA	Brda	0,05	1	I	1	1	małe
91	CZARNA WODA	Wda	0,36	3	II	2	6	małe
92	BRODY POMOR- SKIE	Wierzyca	0,12	2	II	2	4	małe
93	SĘPOPOL	Łyna	0,05	1	II	2	2	małe
94	PROSNA	Guber	0,00	1	II	2	2	małe

Znaczące ryzyko oddziaływania zmian reżimu przepływów niskich na stan hydromorfologiczny wód wykazuje 68% badanych przekrojów wodowskazowych. Największe ryzyko zidentyfikowano w Kłodnicy, Piławie, Warcie, Prośnie, Ołoboku, Mogilnicy, Iłownicy, Przemszy, Brynicy, Wisłoce, Wisłoku, Bystrzycy i Czarnej, co stanowi 15 %. Dużą odporność i małe ryzyko oddziaływania niskich przepływów wód na stan hydromorfologiczny rzek wykazuje 36 % badanych przekrojów.

Kluczowy wpływ na kształtowanie odporności rzek na suszę ma reżim hydrologiczny, odpowiadający zmianie przepływu wody w rzece w czasie. Naturalnymi elementami reżimu hydrologicznego wielu rzek są zmiany sezonowe jak wiosenne powodzie, czy letnie niżówki. Rzeki o naturalnych sezonowych zmianach przepływów zazwyczaj rozwijają złożone struktury hydromorfologiczne, które umożliwiają im lepsze radzenie sobie z ekstremalnymi warunkami, w tym suszami (Allan, Castillo 2007). Naturalna sezonowość sprzyja tworzeniu różnorodnych siedlisk, które mogą być schronieniem dla organizmów podczas okresów niskiej wody, głównie w rzekach o stanie hydromorfologicznym powyżej dobrego (I, II klasa). Mimo, że długotrwałe zmiany w przepływach niskich mogą prowadzić do adaptacji ekosystemów rzecznych, to mogą też zwiększać ryzyko dla ich stabilności (Poff, Ward 1990). Dotyczy to głównie rzek o dużym i bardzo dużym ryzyku, które stanowią około 15 % badanych rzek (tablica 5.1) lub rzek o stanie hydromorfologicznym poniżej dobrego.

Rzeki regulowane przez stopnie wodne, zbiorniki i inne struktury hydrotechniczne zazwyczaj mają ograniczoną zdolność do reagowania na susze, ze względu na zmniejszenie bioróżnorodności co wpływa na osłabienie odporności ekosystemów rzecznych (Beechie i in. 2008). Odnosi się to głównie do 26 % badanych rzek ze słabym (IV klasa) i złym (V klasa) stanem hydromorfologicznym (rys. 5.31, tablica 5.3).

Reżim hydrologiczny wpływa również na zdolność retencyjną rzeki, czyli zdolność do magazynowania wody w korycie rzeki, starorzeczach, terenach zalewowych i w gruncie. Rzeki z dobrą zdolnością retencyjną (I i II klasa stanu hydromorfologicznego) mogą gromadzić wodę podczas okresów wysokich przepływów i stopniowo

uwalniać ją w czasie niżówek. Również połączenie rzek z wodami podziemnymi (np. poprzez dopływ lub wypływ wody gruntowej), sprzyja odporności w czasie niżówek. Woda podziemna może stanowić rezerwuar, który zasila rzekę w okresach niskich przepływów, co jest szczególnie ważne w długotrwałych okresach bezdeszczowych (Gurnell, Petts 2006). Połączenia wód powierzchniowych z podziemnymi występują na ciekach, które charakteryzują się przynajmniej dobrym stanem hydromorfologicznym i sporadycznie w stanie umiarkowanym.

Stan hydromorfologiczny, w tym morfologia koryta rzecznej oraz typ i struktura substratu dna i skarp mają istotny wpływ na odporność rzek na susze. Zróżnicowane koryto, obecność starorzeczy i terenów zalewowych, a także zróżnicowany substrat dna, zarośnięte skarpy wspierają retencję wody, utrzymanie bioróżnorodności i stabilność ekosystemu rzecznej. Zwiększeniu odporności rzek na zmiany klimatyczne i ekstremalne warunki hydrologiczne, w tym susze hydrologiczne sprzyja ochrona i odtwarzanie naturalnych cech hydromorfologicznych. Reżim hydrologiczny jest fundamentalnym czynnikiem kształtującym odporność rzek na susze. Naturalne, zróżnicowane przepływy wspierają rozwój złożonych i stabilnych ekosystemów rzecznych, które są lepiej przystosowane do przetrwania ekstremalnych warunków. Zarządzanie wodami powinno zatem uwzględniać konieczność ochrony naturalnych reżimów hydrologicznych i wspierać działania na rzecz zwiększenia zdolności retencyjnych rzek i terenów zalewowych, aby obniżyć ryzyko oddziaływania zmian przepływów niskich na stan hydromorfologiczny rzek.

BIBLIOGRAFIA

- Allan J. D., Castillo M. M., 2007, *Stream ecology: structure and function of running waters*. Springer Dordrecht, ss. 436.
- Baran-Gurgul K., Kołodziejczyk K., Rutkowska A., 2023, Spatial variability of average annual and monthly minimum river flow in Poland. *Geoinformatica Polonica*, vol. 22: s. 7-20.. DOI: 10.4467/21995923GP.23.001.18600
- Barker L. J., Hannaford J., Chiverton A., Svensson C., 2016, From meteorological to hydrological drought using standardised indicators. *Hydrology and Earth System Sciences*, vol. 20: s. 2483-2505. DOI:10.5194/hess-20-2483-2016
- Barriopedro D., Fischer E.M., Luterbacher J., Trigo R.M., Garcia-Herrera R., 2011, The hot summer of 2010: Redrawing the temperature record map of Europe. *Science*, vol. 332: s. 220-224. DOI:10.1126/science.1201224
- Beechie T. J., Pess G. R., Roni P., Giannico G., 2008, Setting river restoration priorities: A review of approaches and a general protocol for identifying and prioritizing actions. *North American Journal of Fisheries Management*, vol. 28: s. 891-905.
- Bhardwaj K., Shah D., Aadhar S., Mishra V., 2020, Propagation of meteorological to hydrological droughts in India. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, vol. 125, e2020JD033455: s. 1-22. DOI:10.1029/2020JD033455
- Blauhut V., Stoelzle M., Ahopelto L., Brunner M.I., Teutschbein C., Wendt D.E., Akstinas V., Bakke S.J., Barker, L.J., Bartošová, L., i in., 2022, Lessons from the 2018-2019 European droughts: A collective need for unifying drought risk management. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, vol. 22: s. 2201-2217.
- Bogdanowicz E., Karamuz E., Markiewicz I., Kochanek K., 2022, The dynamics of low flows characteristics and exposure to hydrological drought along the River Vistula and in its basin. *Geophysical Data Bases, Processing and Instrumentation*, vol. 443 (E-13): s. 41-46. DOI: 10.25171/InstGeoph_PAS_Publs-2022-041
- Bunn S. E., Arthington A. H., 2002, Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, vol. 30: s. 492-507.

- Czarnecka M., Nidzgorska-Lencewicz J., 2012, Wieloletnia zmienność sezonowych opadów w Polsce. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, t.12: s. 45-60.
- Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy.
- Fink A., Brucher T., Krüge A., Leckebusch G., Pinto J., Ulbrich U., 2004, The 2003 European summer heatwaves and drought – synoptic diagnosis and impacts. *Weather*, v'ol. 59; s. 2009-2216.
- Fischer E. M., Schär C., 2010, Consistent geographical patterns of changes in high-impact European heatwaves. *Nature Geoscience*, vol. 3: s. 398-403.
- Fischer E. M., Seneviratne S. I., Vidale P. L., Lüthi D., Schär C., 2007, Soil moisture-atmosphere interactions during the 2003 European summer heat wave. *Journal of Climate*, vol. 20; s. 5081-5099.
- Gevaert A.I., Veldkamp T.I.E., Ward P.J., 2018, The effect of climate type on timescales of drought propagation in an ensemble of global hydrological models. *Hydrology and Earth System Sciences*, vol. 22: s. 4649-4665. DOI:10.5194/hess-22-4649-2018.
- Guo Y., Huang S., Huang Q., Leng G., Fang W., Wang L., Wang H., 2020, Propagation thresholds of meteorological drought for triggering hydrological drought at various levels. *Science of The Total Environment*, vol. 712: 136502. DOI:10.1016/j.scitotenv.2020.136502.
- Gupta P.K., 2011, Risk management in Indian companies: EWRM concerns and issues. *The Journal of Risk Finance*, vol. 12(2): s. 121-139. DOI: 10.1108/15265941111112848.
- Gurnell A. M., Petts G. E., 2006, *Hydrogeomorphology: fundamentals and applications*. New India Publishing, ss. 286.
- Huang S., Li P., Huang Q., Leng G., Hou B., Ma L., 2017, The propagation from meteorological to hydrological drought and its potential influence factors. *Journal of Hydrology*, vol. 547: s. 184-195. DOI:10.1016/j.jhydrol.2017.01.041.
- Jakubowski W., Tokarczyk T., 2008. Czasowa zmienność intensywności niżówek w zlewni Nysy Kłodzkiej. W: *Meteorologia, Hydrologia, Ochrona Środowiska – kierunki badań i problemy* (red. A. Dubicki). IMGW, Warszawa. s. Monografie.
- Jalink H., Dieperink C., 2024, Towards design principles for good multi-level drought risk governance: some lessons from the Rhine Basin. *Water*, vol. 16; s. 2-17. <https://doi.org/10.3390/w16060879>
- Jung H., Won J., Kang S., Kim S., 2022, Characterization of the propagation of meteorological drought using the copula model. *Water*, vol. 14, 3293: s. 1-22. DOI:10.3390/w14203293.
- Kaznowska E., Mądra E., 2016, Wpływ zbiornika Wióry na przebieg niżówek rzeki Świślina. *Acta Scientiarum Polonorum Architectura*, vol. 15(4): s. 195-206.
- Kaznowska E., Hejduk A., Kempański C., 2018, Przepływy niżówkowe w Warszawie w XXI wieku. *Acta Scientiarum Polonorum Formatio Circumiectus*, vol. 17(1): s. 33-43. DOI: [dx.doi.org/10.15576/ASP.FC/2018.17.1.33](https://doi.org/10.15576/ASP.FC/2018.17.1.33)
- Klein Tank A.M.G., Zwiers F.W., 2009, Guidelines on analysis of extremes in a changing climate in support of informed decisions for adaptation. *Climate Data and Monitoring WCDMP-No. 72*, WMO Geneva, Switzerland, ss. 52.
- Klimat Polski 2023. Serwis IMGW-PIB. <https://www.klimat.imgw.pl> https://www.imgw.pl/sites/default/files/inline-files/imgw-pib_klimat_polski_2023_raport.pdf
- Kożuchowski K., 1984, Zmienność opadów atmosferycznych w Polsce w stuleciu 1881-1980. *Acta Geographica Lodziensis*, vol. 48., Wyd. Zakład Narodowy im. Ossolińskich, ss. 158.
- Kożuchowski K., 2011, *Klimat Polski. Nowe spojrzenie*. Wyd. PWN Warszawa, ss. 293.
- Kożuchowski K., Żmudzka E., 2003, 100-year series of the areally averaged temperatures and precipitation totals in Poland. W: Pyka L.J. (red.), *Man and Climate in the 20th Century*. Wyd. Acta Universitatis Wratislaviensis, *Studia Geograficzne* 75, s. 116-122.
- Krasowski W., 2023, Susze hydrologiczne w zlewni przekształconej antropogenicznie na przykładzie Szotkówki w profilu Gołkowice. *Gospodarka Wodna*, nr 4: s. 17-25.
- Kundzewicz Z., Dobrowolski A., Lorenc H., Niedźwiedz T., Pińskwar I., Kowalczak P., 2012, Floods in Poland. W: Kundzewicz, Z.W. (red.), *Changes in flood risk in Europe*, Special Publication No. 10, IAHS Press, Wallingford, Oxfordshire, s. 319-334.
- Lake P. S., 2003, Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshwater Biology*, vol. 48: s. 1161-1172.
- Li Y.L., Wang B.Y., Gong Y.J., 2022a, Drought assessment based on data fusion and deep learning. *Computational Intelligence and Neuroscience*, vol. 2022 (4429286): s. 1-11. DOI: 10.1155/2022/4429286.

- Li C., Zhang X., Yin G., Xu Y., Hao F., 2022b, Evaluation of drought propagation characteristics and influencing factors in an arid region of Northeast Asia (ARNA). *Remote Sensing*, vol. 14, 3307: s.1-20. DOI:10.3390/rs14143307.
- Lundberg J., Johansson B.J.E., 2015, Systemic resilience model. *Reliability Engineering & System Safety*, vol. 141: s. 22-32. DOI: 10.1016/j.ress.2015.03.013.
- Łupikasza E., Małarzewski Ł., 2021, Precipitation change. W: Falarz M., (red.), *Climate change in Poland* Springer, Berlin/Heidelberg, Germany, s. 275-330.
- Marosz M., Miętus M., Biernacik D., 2023, Features of multiannual air temperature variability in Poland (1951-2021). *Atmosphere*, vol. 14 (282): s. 1-14. DOI.org/10.3390/atmos14020282
- Matysik M., 2018, Wpływ zrzutów wód kopalnianych na odpływ rzek Górnośląskiego Zagłębia Węglowego. *Wyd. Uniwersytetu Śląskiego*, ss. 168.
- Meehl G.A., Tebaldi C., 2004, More intense, more frequent, and longer lasting heat waves in the 21st Century. *Science*, vol. 305: s. 994-997. DOI: 10.1126/science.1098704.
- Mukherjee S., Mishra A. K., 2021, Increase in compound drought and heatwaves in a warming world. *Geophysical Research Letters*, vol. 48, e2020GL090617: s. 1-13. DOI. org/10.1029/2020GL090617
- Naiman R. J., Decamps H., McClain M. E., 2005, *Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities*. *Wyd. Elsevier*, ss. 448.
- Odongo R.A., De Moel H., Van Loon A.F., 2023, Propagation from meteorological to hydrological drought in the Horn of Africa using both standardized and threshold-based indices. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, vol. 23: s. 2365-2386. DOI:10.5194/nhess-23-2365-2023.
- Owczarek M., Filipiak J., 2016, Contemporary changes of thermal conditions in Poland, 1951-2015. *Bulletin of Geography. Physical Geography*, No. 10: s. 31-50. DOI: 10.2478/8096.
- Ozga-Zielińska M., Brzeziński J., 1997. *Hydrologia stosowana*, *Wyd. Naukowe PWN*, Warszawa.
- Perkins S. E., Alexander L. V., Nairn J. R., 2012, Increasing frequency, intensity and duration of observed global heatwaves and warm spells. *Geophysical Research Letters*, vol. 39, L20714: s. 1-5. DOI:10.1029/2012GL053361.
- Perkins S.E., Alexander L.V., 2013, On the measurement of heat waves. *Journal of Climate*, vol. 26: s. 4500-4517. DOI: 10.1175/JCLI-D-12-00383.1.
- Poff N. L., Ward J. V., 1990, Physical habitat template of lotic systems: Recovery in the context of historical pattern of spatiotemporal heterogeneity. *Environmental Management*, vol. 14(5): s. 629-645.
- Poff N. L., Zimmerman J. K. H., 2010, Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology*, vol. 55(1): s. 194-205.
- Preußische Landesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.), 1913, *Jahrbuch für die Gewässerkunde Norddeutschlands: Abflußjahr 1911*. Berlin: E.S. Mittler und Sohn.
- Rotnicka J., 1988. Taksonomiczne podstawy klasyfikacji reżimu rzecznoego na przykładzie zlewni odry i rzek Przymorza, *Wyd. Nauk. UAM w Poznaniu* Poznań, s. Geografia nr 40.
- Sadiqi S.S.J., Hong E.-M, Nam W.-H., Kim T., 2022, Review: An integrated framework for understanding ecological drought and drought resistance. *Science of The Total Environment*, vol. 846, 157477. DOI.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157477.
- Schmidt D.H., Garland K., 2012, Bone dry in Texas: Resilience to drought on the Upper Texas Gulf Coast. *Journal of Planning Literature*, vol. 27(4): s. 434-445. DOI: 10.1177/0885412212454013.
- Słownik meteorologiczny, 2003, Niedźwiedz T. (red.), *Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej*, Warszawa, ss. 495
- Sojka M., 2022, Directions and extent of flows changes in Warta River Basin (Poland) in the context of the efficiency of run-of-river hydropower plants and the perspectives for their future development. *Water*, vol. 15(439): s. 1-20. DOI: https://doi.org/10.3390/en15020439
- Stahl K., Vidal J.-P., Hannaford J., Tjeldeman E., Laaha G., Gauster T., Tallaksen L.M., 2020, The challenges of hydrological drought definition, quantification and communication: an interdisciplinary perspective. *Proceedings of IAHS*, vol. 383, s. 291-295. DOI:10.5194/piahs-383-291-2020.
- Sulikowska A., Wypych A., 2020, Summer temperature extremes in Europe: how does the definition affect the results? *Theoretical and Applied Climatology*, vol. 141(1-2): s. 19-30. DOI: 10.1007/s00704-020-03166-8.
- Sulikowska A., Wypych A., Woszczyk I., 2016, Fale upałów latem 2015 roku i ich uwarunkowania cyrkulacyjne. *Badania Fizjograficzne, Seria A: Geografia Fizyczna* 7(A67): s. 205-223. DOI: 10.14746/bfg.2016.7.16.

- Sutanto S.J., Van Lanen H.A.J., Wetterhall F., Lloret X., 2020, Potential of Pan-European seasonal hydrometeorological drought forecasts obtained from a multihazard early warning system. *Bulletin of the American Meteorological Society*, vol. 101: s. E368-E393. DOI:10.1175/BAMS-D-18-0196.1
- Szalińska W., Tokarczyk T., 2022, Raport z wykonania zadania składowego projektu DS/S-3.3 realizowanego w ramach subwencji MNiSW na naukę w 2022 r. „Metody agregacji informacji wskaźnikowej suszy na potrzeby procesów decyzyjnych”, IMGW-PIB 2022.
- Szozkiewicz K. i in., 2017, Podręcznik oceny wód płynących w oparciu o hydromorfologiczny indeks rzeczny. Wyd. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, ss. 191.
- Szozkiewicz K. i in., 2020, Hydromorphological index for rivers (HIR): a new method for hydromorphological assessment and classification for flowing waters in Poland. *Journal of Ecological Engineering*, vol. 21: s. 261-271.
- Tokarczyk T., 2001. Występowanie niżówek na obszarze Ziemi Kłodzkiej, *Wiadomości IMGW*, t. XXIV z. 2.
- Tokarczyk T., Jakubowski W., 2006. Temporal and spatial variability of drought in mountain catchments of Nysa Kłodzka basin. *IAHS Publication 308*. Wallingford UK, s. 139-144.
- Tokarczyk T., Bogusz A., Chudzik B., Garncarz B., 2007. Zmienność odpływu bazowego w zlewni górnej i środkowej Odry. W: *Modelowanie procesów hydrologicznych (praca zbiorowa pod red. B. Namysłowskiej-Wilczyńskiej)*, Oficyna Wyd. Politechniki Wrocławskiej, s. 95-112.
- Tomaszewski E., 2014, Dynamika niedoborów odpływu niżówkowego w rzekach poddanych silnej antropopresji. W: Ciupa T., Suligowski R. (red.), *Woda w mieście. Monografie Komisji Hydrologicznej PTG*, Instytut Geografii, Uniwersytet Jana Kochanowskiego, Kielce, s. 289-300.
- Tomaszewski E., 2017, Niżówki i susze. W: Jokiel P., Marszelewski W., Pociask-Karteczka J., *Hydrologia Polski*, Wyd. PWN, s. 181-182.
- Tomczyk A.M., Bednorz E., 2019, Heat waves in Central Europe and tropospheric anomalies of temperature and geopotential heights. *International Journal of Climatology*, vol. 9: s. 4189-4205.
- Twardosz R., Walanus A., Guzik I., 2021, Warming in Europe: recent trends in annual and seasonal temperatures. *Pure and Applied Geophysics*, vol. 178: s. 4021-4032. DOI: 10.1007/s00024-021-02860-6.
- Ustrnul Z., Wypych A., Czekierda D., 2021, Air temperature change. W: Falarz, M. (red.), *Climate change in Poland*, Springer, Berlin/Heidelberg, s. 275-330.
- Ward J. V., Stanford J. A., 1995, Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research & Management*, vol. 11(1): s. 105-119.
- Wibig J., 2021, Hot days and heat waves in Poland in the period 1951-2019 and the circulation factors favoring the most extreme of them. *Atmosphere*, vol. 12, 340: s. 1-19. DOI.org/10.3390/atmos12030340
- Wibig J., Podstawczyńska A., Rzepa M., Piotrowski P., 2009, Heatwaves in Poland - frequency, trends and relationships with atmospheric circulation. *Geographia Polonica*, vol. 82: s. 33-46.
- Wrześniński D., Marsz A. A., Sobkowiak L., Styszyńska A., 2022, Response of low flows of Polish rivers to climate change in 1987-1989. *Water*, vol. 14(2780): s. 1-23. DOI: <https://doi.org/10.3390/w14182780>
- Yang Y., McVicar T.R., Donohue R.J., Zhang Y., Roderick M.L., Chiew F.H.S., Zhang L., Zhang J., 2017, Lags in hydrologic recovery following an extreme drought: assessing the roles of climate and catchment characteristics. *Water Resources Research*, vol. 53: s. 4821-4837. DOI:10.1002/2017WR020683.
- Zhao L., Lyu A., Wu J., Hayes M., Tang Z., He B., Liu J., Liu M., 2014, Impact of meteorological drought on streamflow drought in Jinghe River Basin of China. *Chinese Geographical Science*, vol. 24: s. 694-705. doi:10.1007/s11769-014-0726-x.
- Zhou Z., Shi H., Fu Q., Ding Y., Li T., Liu S., 2021, Investigating the propagation from meteorological to hydrological drought by introducing the nonlinear dependence with directed information transfer index. *Water Resources Research*, vol. 57, e2021WR030028: s. 1-21. DOI:10.1029/2021WR030028.
- Żmudzka E., 2002, O zmienności opadów atmosferycznych na obszarze Polski nizinnej w drugiej połowie XX wieku. *Wiadomości Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej*, vol. 25: s. 23-38.

Tomasz LEWICKI¹, Artur MAGNUSZEWSKI²

¹ Water Survey Tech

² Zakład Hydrologii, Wydział Geografii i Studiów Regionalnych,
Uniwersytet Warszawski

6. POTENCJAŁ POWODZIOWY RZEK POLSKI

6. FLOOD POTENTIAL OF RIVERS IN POLAND

Abstract

The flood potential index k according to Francou-Rodier formula has been calculated for Polish rivers. Data for 735 hydrological gauges were obtained from Institute of Meteorology and Water Management covering years 1950-2022. Flood potential was analyzed in summer and winter half-years. The regional distribution of k values shows that mountain sub-provinces have rivers with highest flood potential. Lakeland sub-province has rivers with the lowest flood potential due to a low elevation and large natural retention of lakes. The most extensive regional floods occurred in years 1980, 1979, 2010.

Key words: flood potential, Francou-Rodier indeks, sub-provinces of Poland.

6.1. WSTĘP

Powódź jest zjawiskiem z grupy zjawisk katastrofalnych, ze względu na małe prawdopodobieństwo pojawienia się, ekstremalny przepływ i szkody jakie wywołuje. W klasycznych podręcznikach hydrologii przyjęto kilka klasyfikacji powodzi np. Dębski (1959), Lambor (1971), Byczkowski (1999). Ich autorzy wyróżniają typy wezbrań opadowych, wywołane opadami nawalnymi oraz frontalnymi (rozlewnymi). Ich skutkiem są powodzie odpowiednio o zasięgu lokalnym i regionalnym. Inne mechanizmy powstawania powodzi to zatory lodowe, awarie zapór, spiętrzenie sztormowe w ujściu rzeki do morza. W tej pracy zajmować się będziemy powodziami występującymi w półroczu letnim i zimowym, przyjmując, że powodzie w półroczu zimowym są spowodowane roztopami oraz opadami deszczu.

Wg badań Stachy i in. (1996) opartych na danych z lat 1951-1990 wynika, że najwyższe warstwy odpływu pochodzenia opadowego powstają w zlewniach górskich o powierzchni poniżej 300 km². Wysokość odpływu wezbrań opadowych wyraźnie

maleje wraz ze wzrostem powierzchni zlewni, dotyczy to zwłaszcza rzek tranzytowych (prowadzących odpływ wygenerowany w górnej części zlewni). Powodem takiego stanu rzeczy jest rosnąca retencja w dolinie rzeki, a także zmniejszanie się intensywności zasilania opadowego wraz ze wzrostem powierzchni nim objętej.

Szczególnym typem wezbrań są powodzie błyskawiczne, które są powodowane przez chmury burzowe frontu chłodnego, są one związane z mechanizmem konwencji mezoskalowej (Parczewski 1960). Pomimo dużej częstości wezbrań błyskawicznych, pozostają one słabo poznane, głównie ze względu na fakt, że obejmują one swym zasięgiem zlewnie o powierzchni do 40 km², które nie są obserwowane. Dane o przepływach ekstremalnych w takich zlewniach są ustalane metodami pośrednimi na podstawie znaków wielkiej wody.

W przypadku katastrofalnych wezbrań roztopowych w latach 1970 i 1979 największa warstwa odpływu była generowana przez zlewnie nizinne o powierzchni rzędu 10³ km² (Skrwa – 144 mm, Wkra – 123 mm). W zlewniach mniejszych i większych od 10³ km² wysokość odpływu ulegała niewielkiemu zmniejszeniu. Wezbrania roztopowe w górach nie przekraczały 80 mm, co oznacza, że są one 3 razy mniejsze od wezbrań opadowych w tym samym regionie (Stachy i in. 1996).

Jednym ze sposobów ilościowego ujęcia tego zagadnienia jest tzw. potencjał powodziowy. Jest to liczbowy wskaźnik pokazujący jak duży przepływ może wygenerować zlewnia. Do obliczeń przyjmuje się najwyższy zaobserwowany przepływ WWQ (m³s⁻¹) oraz powierzchnię zlewni A (km²).

Szeroko stosowany w hydrologii jest wskaźnik jednostkowego spływu, który jest obliczany jako stosunek WWQ/A i wyrażany w dm³ s⁻¹ km⁻². Umożliwia on porównywanie zlewni o różnej wielkości. Wadą takiego wskaźnika jest jego duży zakres wartości od litrów do metrów sześciennych z kilometra kwadratowego na sekundę.

Jedną z pierwszych krajowych prac na temat wskaźnika potencjału powodziowego opublikował Balcerski (1951), wykonując obliczenia dla głównych rzek dorzecza Wisły. Zastosował wskaźnik powodziowości, w którym jako parametry wykorzystał najwyższy obserwowany przepływ – WWQ , minus przepływ pełnokorytowy – Q_{brz} odniesione do przepływu średniego – SSQ i pierwiastka z powierzchni zlewni A .

W pracy Gutry-Koryckiej i in. (2009) badano relację między cechami fizycznogeograficznymi i przepływami WWQ , jako jedną z miar pozwalających wykryć regionalne uwarunkowania powodziowości zastosowano wskaźnik obliczany jako najwyższy zaobserwowany przepływ WWQ przypadający na pierwiastek powierzchni zlewni A .

Ze względu na możliwość porównywania zlewni z różnych regionów świata (Rodier i Roche 1984) zastosowali wskaźnik potencjału powodziowego k , zaproponowany przez J. Françou. Jest to wielkość niemianowana z zakresu 0-5, która im większą wartość przyjmuje tym większa jest zdolność zlewni do tworzenia powodzi. We wzorze przyjęto maksymalny przepływ graniczny dla rzek na Ziemi wynoszący 10⁶ m³ s⁻¹ i powierzchnię graniczną największego dorzecza 10⁸ km². Wzór ma postać:

$$k = 10 \cdot \left(1 - \frac{\log WWQ - 6}{\log A - 8}\right) \quad (1)$$

gdzie:

WWQ – najwyższy zaobserwowany przepływ (m³s⁻¹),
 A – powierzchnia zlewni (km²).

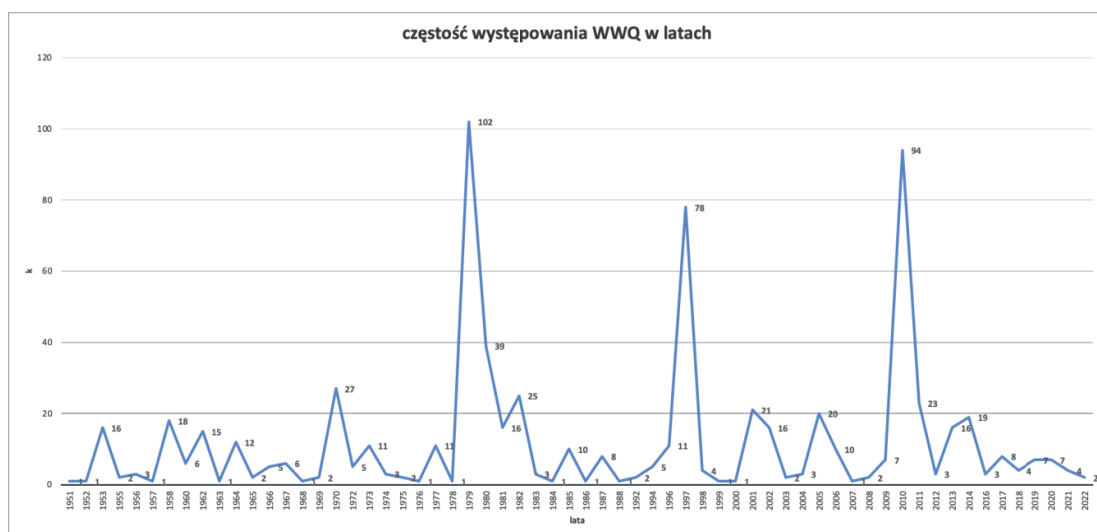
Indeks potencjału powodziowego k wg metody J. Françou został po raz pierwszy w krajowej literaturze opisany i zastosowany do charakterystyki polskich rzek przez Bartnika i Jokiela (2008, 2012). Kolejne opracowania z zastosowaniem tej metody to Magnuszewski (2013), Magnuszewski i Porczek (2015). W tych pracach wykorzystano dane o przepływach WWQ publikowane w Atlas... (1996), a więc nie obejmujące powodzi w latach 1997, 2010 i 2024.

Tematem powodziowości rzek w kontekście zabezpieczenia obiektów hydrotechnicznych zajmowali się także Ozga-Zielińska i Ozga-Zieliński (2003) oraz Ozga-Zielińska i in. (2003). W tych pracach poszukiwano metody określenia największego wiarygodnego wezbrania (MWW), które wyznaczają: ekstremalny opad i ekstremalne warunki odpływu wód ze zlewni. Zaproponowano nowe miary powodziowości: wskaźnik gwarancji bezpieczeństwa, wskaźnik zagrożenia powodziowego, wskaźnik komplementarnej powodziowości, jak również nowe podejście do wyznaczania stref zagrożenia powodziowego i stref ochrony przeciwpowodziowej.

6.2. POTENCJAŁ POWODZIOWY

Z zasobu danych publicznych IMGW z okresu 1950-2022 dla 735 posterunków wodowskazowych pobrano następujące dane: najwyższy przepływ WWQ w półroczu zimowym i letnim, powierzchnia zlewni A , data wystąpienia zjawiska, współrzędne geograficzne posterunku. Na rys. 6.1 przedstawiono rozkład w czasie występowania przepływów WWQ w analizowanym okresie. Powodzie, które miały bardzo rozległy zasięg przestrzenny i ustanowiły najwięcej nieprzekroczonych do dziś wartości WWQ wystąpiły w latach 1980, 1997, 2010.

Wartość maksymalna wskaźnika potencjału powodziowego rzek w Polsce nie przekracza $k=4,35$. Zestawienie posterunków wodowskazowych, gdzie $k>4,0$ zawiera tablica 6.1. Największe wartości dotyczą małych górskich zlewni.



Rys. 6.1 Rozkład w czasie wystąpień wartości WWQ na analizowanych wodowskazach na rzekach w Polsce w latach 1950-2022

Fig. 6.1 Distribution in time values of WWQ at analyzed hydrological gauges on Polish rivers in years 1950-2022

Tablica 6.1.

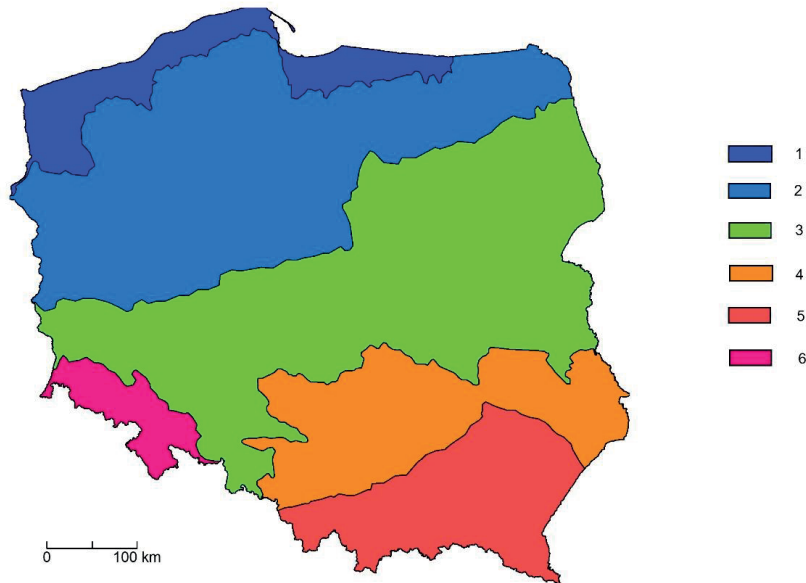
Rzeki w Polsce o największym potencjale powodziowym

Table 6.1.

Rivers in Poland with the highest flood potential

Profil	Rzeka	Powierzchnia zlewni A [km ²]	Kilometraż L [km]	Maksymalny obserwowany przepływ WWQ [m ³ s ⁻¹]	Data wystąpienia	Wskaźnik potencjału powodziowego k
KROŚCIENKO	Strwiąż	194,32	34,5	592	2014-05-15	4,35
GRYBÓW	Biała	206,64	75,49	600	2010-06-04	4,33
ŻYWIEC	Soła	784,43	50,61	1250	1958-06-29	4,31
NOWY SĄCZ	Dunajec	4334,22	108,12	3300	1958-06-30	4,31
ŻELAZNO	Biała Łądecka	303,34	5,02	700	1997-07-07	4,28
ŁABOWA	Kamienica	64,66	20,51	281	1973-06-30	4,26
OSTRÓŻNO	Witka	267,54	9,66	615	2010-08-07	4,24
SKOCZÓW	Wisła	296,03	986,28	648	1958-06-29	4,23
KŁODZKO	Nysa Kłodzka	1082,27	130,04	1340	1997-07-08	4,21
GORLICE	Sękówka	122,21	0,5	379	2010-06-04	4,21
ŁĄDEK-ZDRÓJ	Biała Łądecka	162,87	23,04	425	1997-07-07	4,17
GÓRKI WIELKIE	Brennica	81,47	3,14	276	1970-07-19	4,15
WADOWICE	Skawa	833,12	22,54	1050	2001-07-25	4,14
CZCHÓW	Dunajec	5313,06	69,58	3100	1970-07-19	4,13
SUCHA BE-SKIDZKA	Skawa	466,02	44,35	737	2001-07-25	4,12
TERKA	Solinka	308,93	4,14	576	2004-07-29	4,12
JAKUSZYCE	Kamienna	5,93	31,55	56,3	2006-08-07	4,12
PROSZÓWKI	Raba	1482,17	21,75	1440	2010-05-17	4,12
LUDŹMIERZ	Wielki Rogoźnik	125,15	0,4	336	1997-07-08	4,12
ŻABNO	Dunajec	6734,31	17,36	3500	1970-07-20	4,11
NOWY TARG-KO-WANIEC	Dunajec	681,42	199,29	895	1997-07-08	4,10
PODKĘPIE	Wapienica	55,25	2,1	199	1970-07-19	4,09

W celu określenia regionalnego zróżnicowania rozmieszczenia wartości wskaźnika potencjału powodziowego k do analizy wybrano poziom podprowincji podziału fizycznogeograficznego J. Kondrackiego zaktualizowany przez Solona i in. (2018). Ten poziom podziału dobrze oddaje wysokościowe i krajobrazowe charakterystyki zlewni, które mają wpływ na wielkość opadów i transformację w odpływ. Na potrzeby tego opracowania wybrano następujące podprowincje: pobrzeże, pojezierza, niziny, wyżyny, Karpaty i Podkarpacie, Sudety i Przedgórze Sudeckie (rys. 6.2).

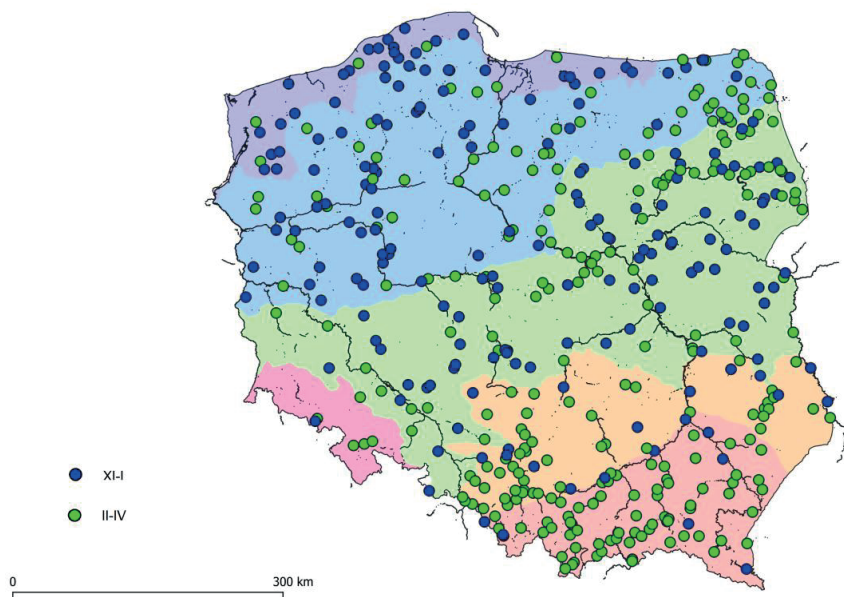


Rys. 6.2 Podział na podprowincje według klasyfikacji podziału fizycznogeograficznego Polski (Solon i in. 2018), 1 – pobrzeże, 2 – pojezierza, 3 – niziny, 4 – wyżyny, 5 – Karpaty i Podkarpacie, 6 – Sudety i Przedgórze Sudeckie

Fig. 6.2 Division on sub-provinces according to regionalization of Poland (Solon et al. 2018) – 1 – coast, 2 – lakeland, 3 – lowland, 4 – upland, 5 – Karpatian Mountains and Podkarpacie, 6 – Sudety Mountains and Pogórze Sudeckie

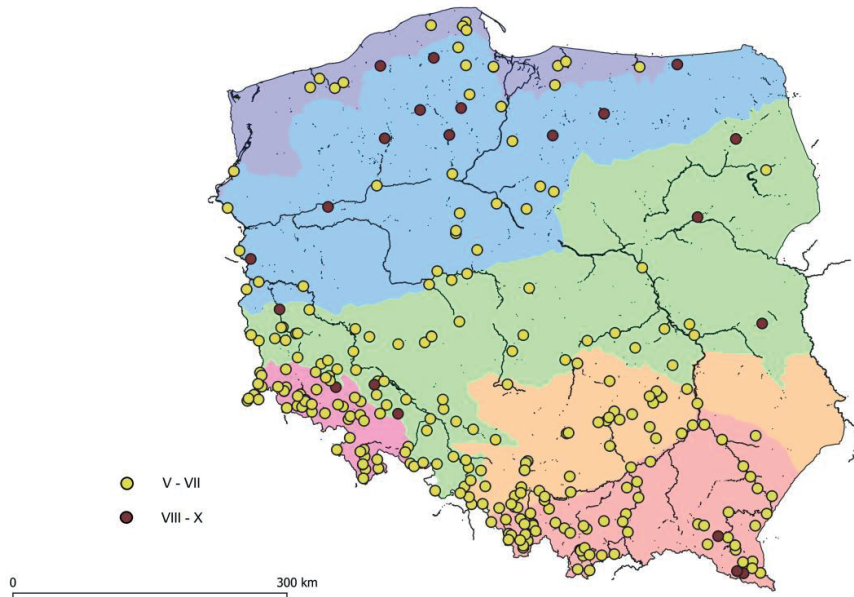
Widoczny jest równomierny rozkład wezbrań półrocza zimowego w każdym z pasów podprowincji, z wyjątkiem Sudetów i Przedgórze Sudeckiego, które charakteryzują się łagodnym klimatem ograniczającym wezbrania roztopowe (rys. 6.3).

W półroczu letnim wezbrania opadowe grupują się wyraźnie w pasie gór oraz wyżyn, choć pojawiać się mogą także w pasie pobrzeża, pojezierza i nizin (rys. 6.4).



Rys. 6.3 Rozmieszczenie wezbrań ekstremalnych w półroczu zimowym na tle podprowincji podziału fizycznogeograficznego Polski

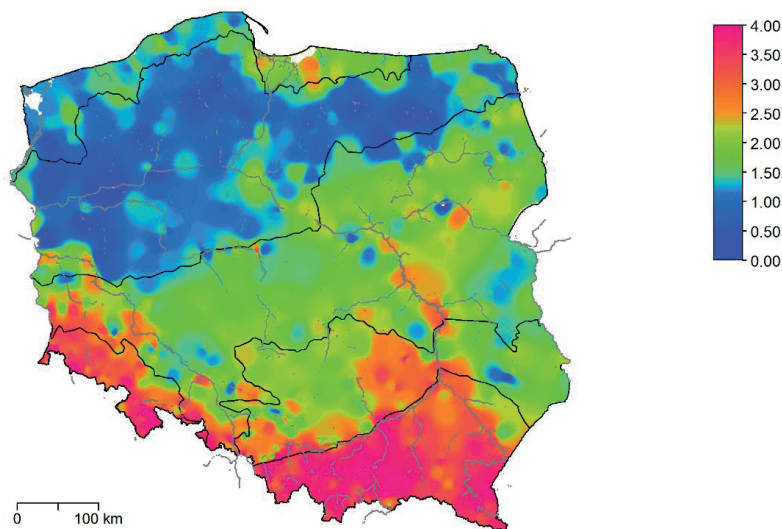
Fig. 6.3 Distribution of floods in a winter half-year in sub-provinces of physiographic regions of Poland



Rys. 6.4 Rozmieszczenie wezbrań ekstremalnych w półroczu letnim na tle podprovincji podziału fizycznogeograficznego Polski

Fig. 6.4 Distribution of floods in a summer half-year in sub-provinces of physiographic regions of Poland

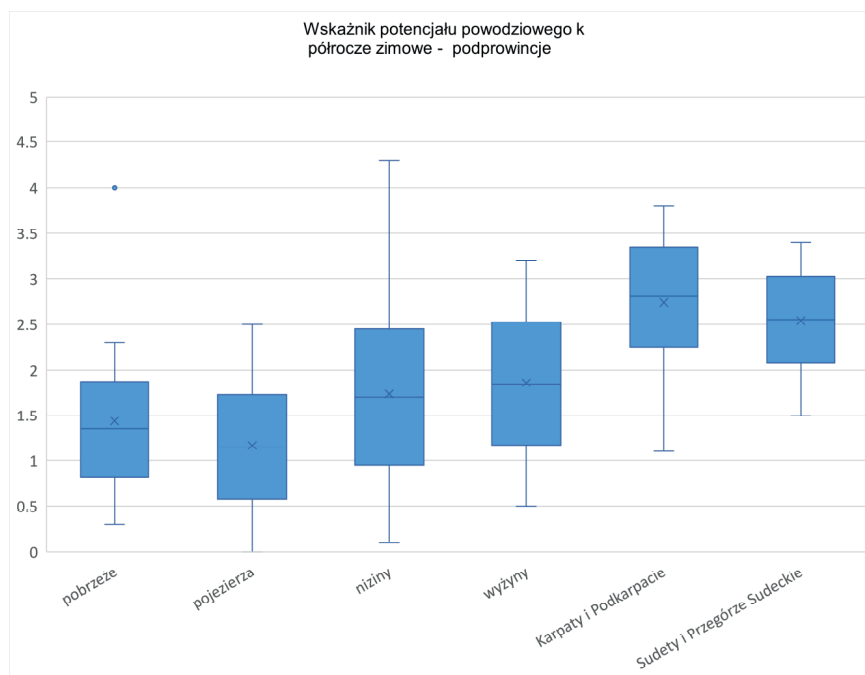
Wartości wskaźnika potencjału powodziowego w roku na tle podprovincji przedstawia rys. 6.5. Najwyższe wartości wskaźnika potencjału powodziowego występują w Karpatach i Podkarpaciu oraz w Sudetach i Przedgórzu Sudeckim. Wyjaśnieniem takiego rozmieszczenia jest charakter zlewni górskich, które otrzymują najwyższe sumy opadu, mają duże spadki i ograniczoną retencję naturalną. Najmniejszy potencjał powodziowy mają rzeki pasa pojezierzy, co wynika z nizinnego ukształtowania zlewni z dużą retencją naturalną jezior. Warto zwrócić uwagę, że wartość wskaźnika potencjału powodziowego przenosi się z biegiem dużych rzek tranzytowych. W przypadku Wisły środkowej zwiększony wskaźnik potencjału powodziowego utrzymuje się wzdłuż jej biegu aż do ujścia Narwi.



Rys. 6.5 Rozmieszczenie wskaźnika potencjału powodziowego rzek Polski (1950-2022)

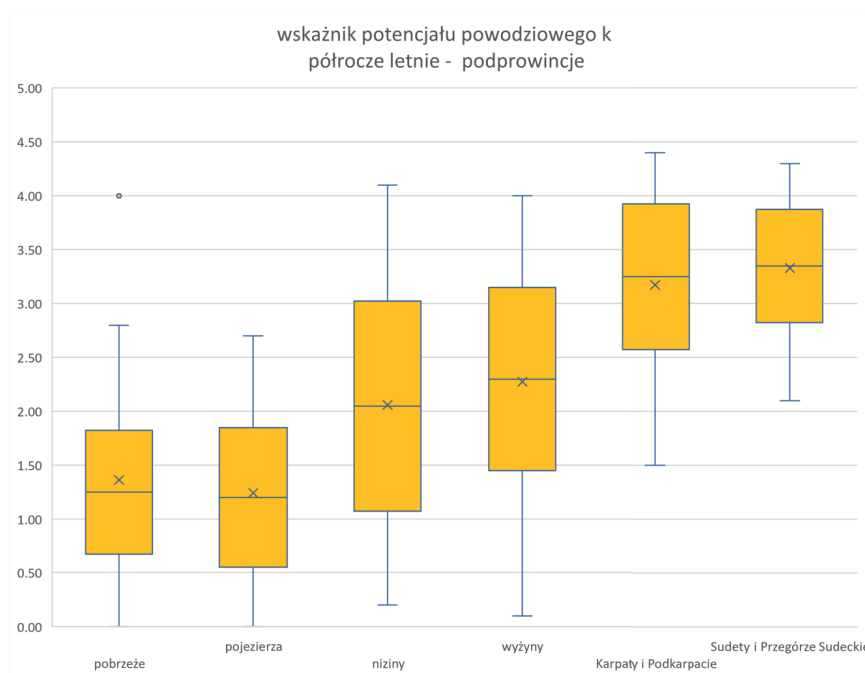
Fig. 6.5 Distribution of flood potential index of Polish rivers (1950-2022)

Na rys. 6.6-6.7 przedstawiono wykresy obrazujące zakres zmienności i wartości średnie wskaźnika potencjału powodziowego półrocza zimowego i letniego w podziale na podprovincje.



Rys. 6.6 Wartości wskaźnika potencjału powodziowego w półroczu zimowym w podziale na podprovincje podziału fizycznogeograficznego Polski (1950-2022)

Fig. 6.6 Values of flood potential index in winter half-year in sub-provinces of physiographic division of Poland (1950-2022)

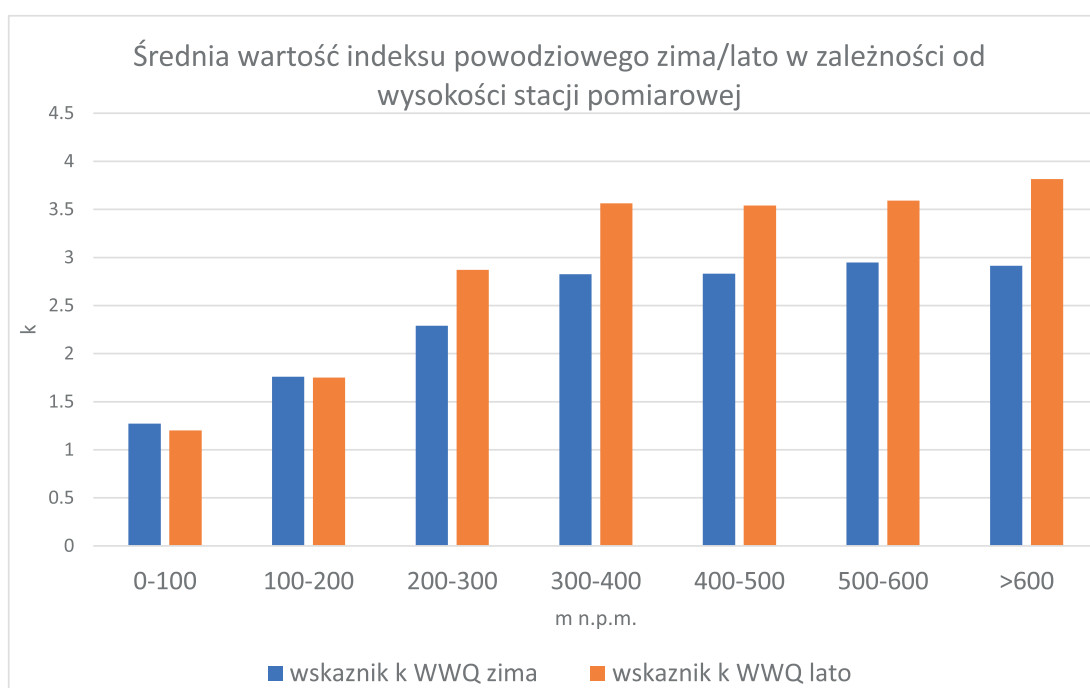


Rys. 6.7 Wartości wskaźnika potencjału powodziowego w półroczu letnim w podziale na podprovincje podziału fizycznogeograficznego Polski (1950-2022)

Fig. 6.7 Values of flood potential index in summer half-year in sub-provinces of physiographic division of Poland (1950-2022)

Analiza wykresów wskazuje, że najwyższy potencjał powodziowy mają wezbrania w półroczu zimowym i letnim w podprovincji Karpaty i Podkarpacie oraz Sudety i Przedgórze Sudeckie. Najmniejszy potencjał powodziowy mają rzeki w podprovincjach pobraże i pojezierza. Na taki rozkład ma wpływ naturalna retencja zlewni, a także ukształtowanie terenu przekładające się na efekt orograficzny, który intensyfikuje opady atmosferyczne.

Zależność potencjału powodziowego od wysokości terenu zlewni ilustruje rys. 6.8, na którym pokazano, jak układa się wartość potencjału powodziowego wezbrań opadowych i roztopowych w zlewniach o różnej wysokości nad poziom morza określonej w miejscu lokalizacji posterunku wodowskazowego na podstawie cyfrowego modelu terenu ASTER Version 3 ASTGTM o rozdzielczości 30 m.



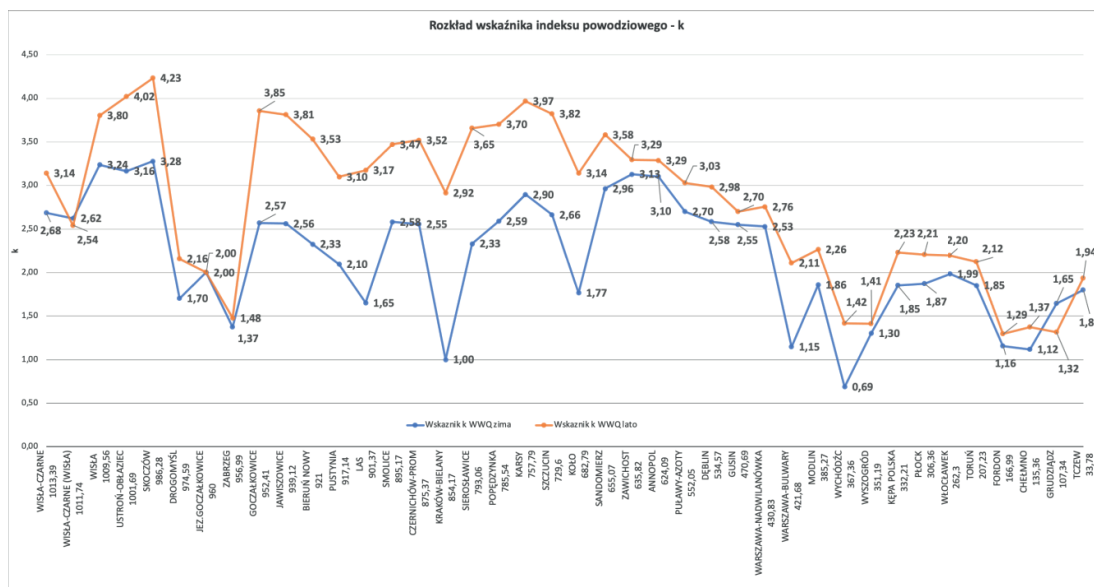
Rys. 6.8 Wartości wskaźnika potencjału powodziowego k w półroczu letnim i zimowym w zlewniach o różnej wysokości nad poziom morza w Polsce (1950-2022)

Fig. 6.8 Values of flood potential index k in winter and summer half-years at catchments with different elevation in m above sea level in Poland (1950-2022)

Widoczny jest wzrost wskaźnika potencjału powodziowego zarówno wezbrań z półrocza letniego jak i zimowego wraz ze wzrostem wysokości nad poziom morza zlewni. Większe wartości wskaźnika potencjału powodziowego k na wyżynach i w górach są wynikiem większych sum opadu, wzmocnionego przez efekt orograficzny.

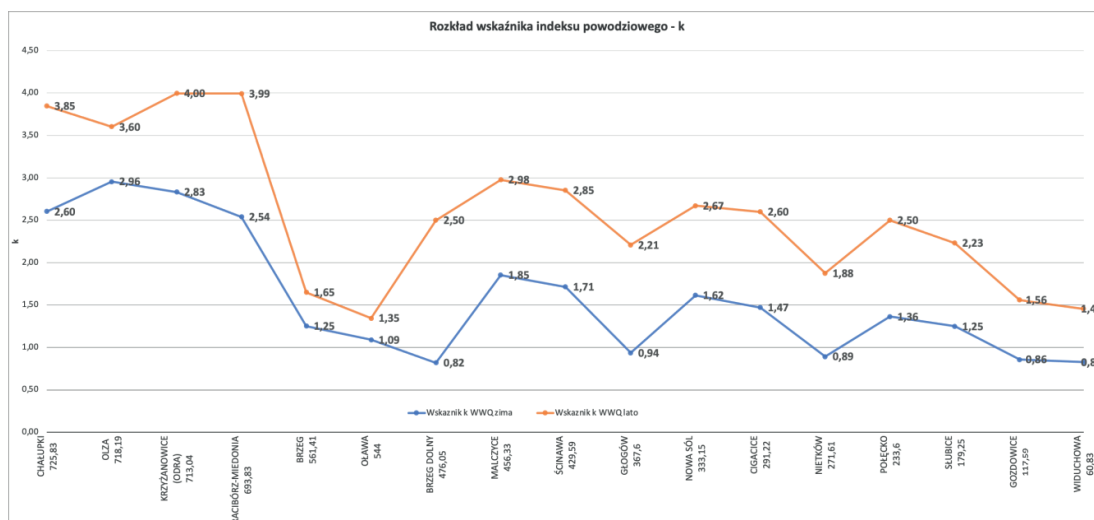
Wisła na całej długości zachowuje dominację wezbrań opadowych półrocza letniego (rys. 6.9), podobnie jak jej górskie i wyżynne dopływy Przemsza, Soła, Skawa, Raba, Wisłoka, Nida, Dunajec, San, Kamienna, Pilica.

Podobny charakter dominacji powodzi opadowych półrocza letniego ma Odra w całym swoim biegu (rys. 6.10), a także jej dopływy Mała Panew, Nysa Łużycka, Bystrzyca, Kaczawa, Barycz, Bóbr, Nysa Łużycka.



Rys. 6.9. Rozkład wartości wskaźnika potencjału powodziowego wezbrzań półrocza zimowego i letniego w profilu podłużnym Wisły

Fig. 6.9. Distribution of flood potential index in winter and summer half-year in longitudinal profile of the Vistula River



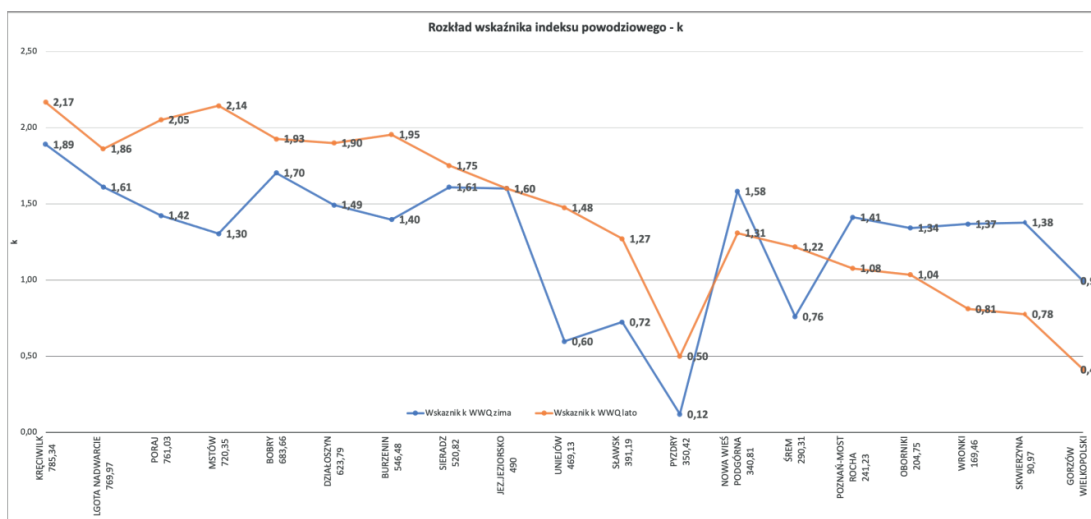
Rys. 6.10. Rozkład wartości wskaźnika potencjału powodziowego wezbrzań półrocza zimowego i letniego w profilu podłużnym Odry

Fig. 6.10. Distribution of flood potential index in winter and summer half-year in longitudinal profile of the Oder River

Do rzek, które zmieniają w swoim profilu podłużnym ustrój powodziowy z zasilania deszczowego półrocza letniego w górnym biegu na opady i roztopy półrocza zimowego w dolnym biegu należą: Warta (rys. 6.11), Wieprz, Bzura, Noteć.

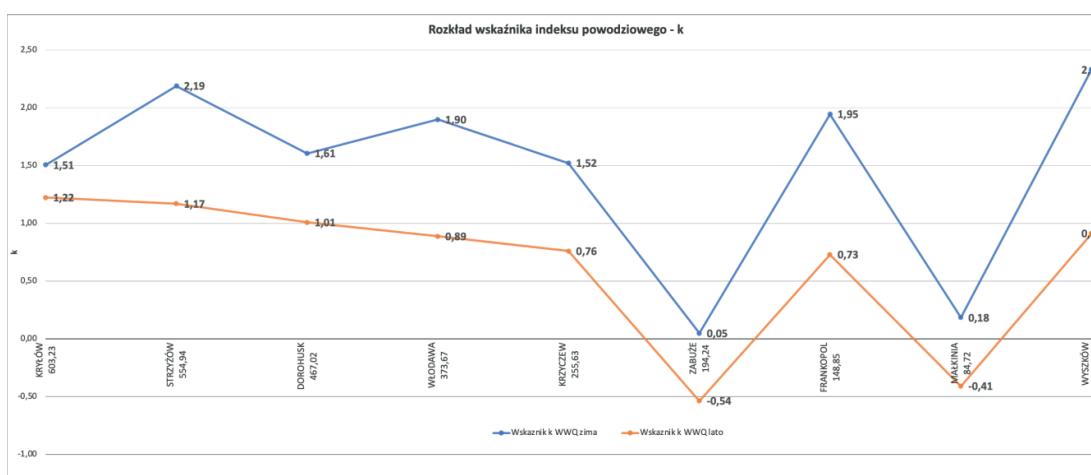
Rzeki o dominującym udziale opadów i roztopów półrocza zimowego w formowaniu odpływu powodziowego w dorzeczu Wisły to: Bug (rys. 6.12), Narew, Pisa, Wkra, Drwęca, Brda, Wda. W dorzeczu Odry to Gwda, Drawa. W zlewniach przyrzecza Bałtyku: Rega, Łyna, Wieprza, Łupawa, Łeba.

W celu zobrazowania dominującego typu wezbrzań obliczono wartość różnicy współczynnika k z półrocza zimowego i letniego (rys. 6.13). Wysokie wartości ujem-



Rys. 6.11. Rozkład wartości wskaźnika potencjału powodziowego wezbrań półrocza zimowego i letniego w profilu podłużnym Warty

Fig. 6.11. Distribution of flood potential index in winter and summer half-year in longitudinal profile of the Warta River

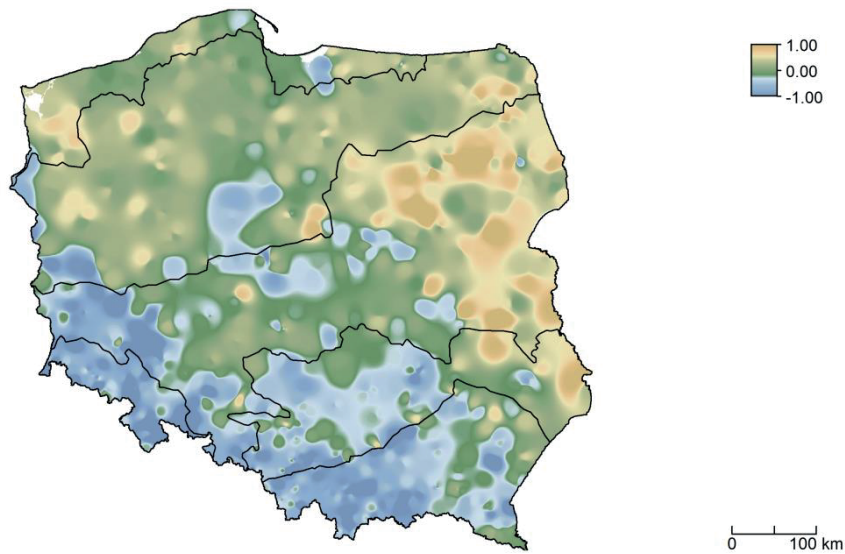


Rys. 6.12. Rozkład wartości wskaźnika potencjału powodziowego wezbrań półrocza zimowego i letniego w profilu podłużnym Bugu

Fig. 6.12. Distribution of flood potential index in winter and summer half-year in longitudinal profile of the Bug River

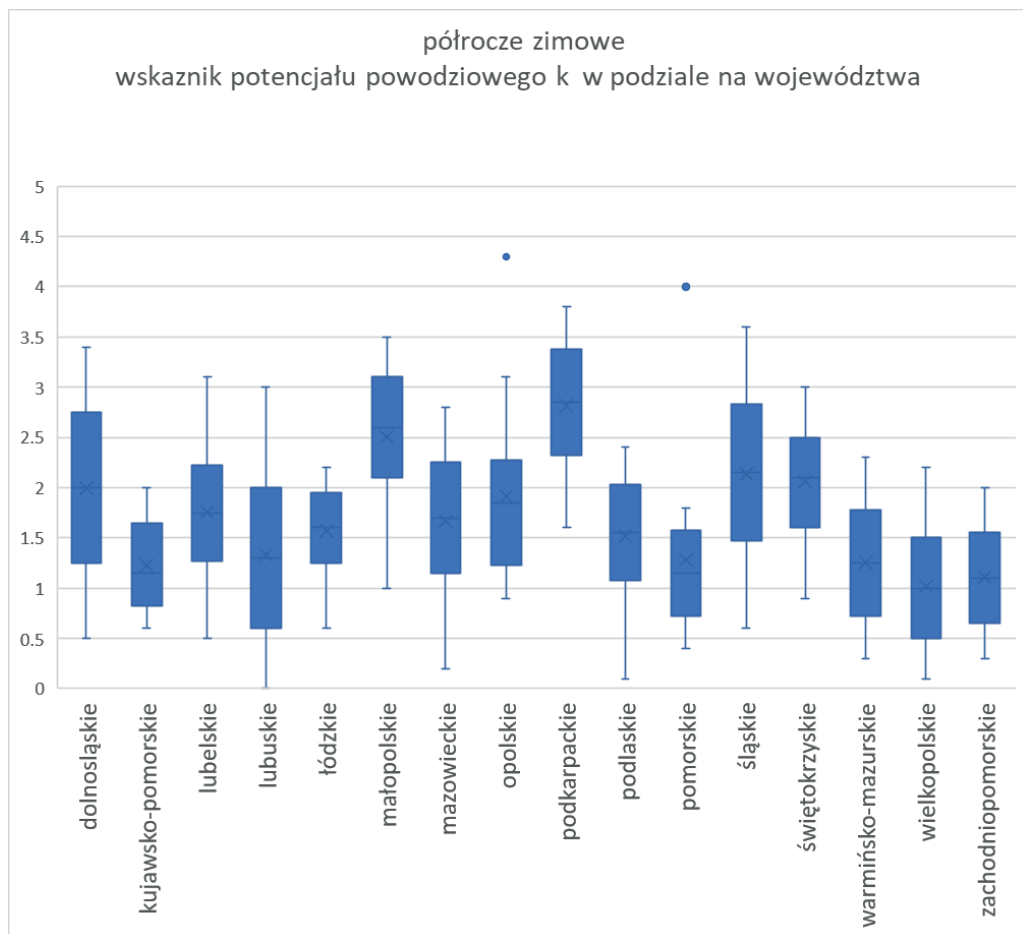
ne oznaczają, że dominuje wysoki potencjał powodziowy wezbrań półrocza letniego, wartości dodatnie to obszar gdzie dominują wezbrania i roztopy półrocza zimowego. W skali podprovincji podziału fizycznogeograficznego Polski największy potencjał powodziowy wezbrań półrocza zimowego występuje w pasie nizin na wschodzie kraju. Wysoki potencjał powodziowy mają wezbrania półrocza letniego w Karpatach i Podkarpacia oraz Sudetów i Przedgórze Sudeckiego.

Analizę rozmieszczenia wskaźnika potencjału powodziowego w półroczu zimowym i letnim wykonano także w podziale na jednostki administracyjne, na poziomie województw (rys. 6.14-6.15). Najwyższe wartości wskaźnika potencjału powodziowego notuje się w województwach: dolnośląskim, małopolskim, podkarpackim, śląskim. Najmniejszy potencjał powodziowy wezbrań występuje na terenie województwa warmińsko-mazurskiego.



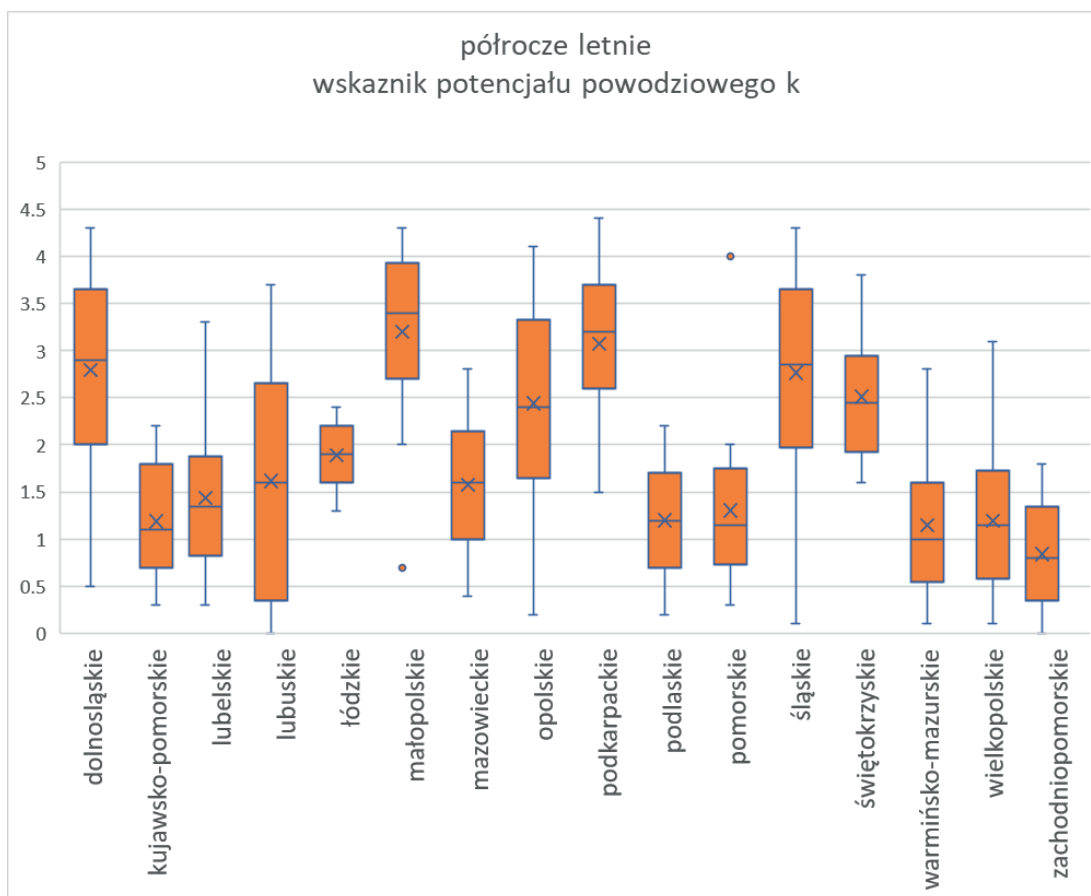
Rys. 6.13. Rozmieszczenie wartości różnicy wartości wskaźnika k potencjału powodziowego wezbrań półrocza letniego i zimowego

Fig. 6.13. Distribution of the difference between values of flood index in summer and winter half-year



Rys. 6.14. Wartości wskaźnika potencjału powodziowego w półroczu zimowym w podziale na województwa

Fig. 6.14. Values of flood index potential in winter half year according to voivodeships



Rys. 6.15. Wartości wskaźnika potencjału powodziowego w półroczu letnim w podziale na województwa

Fig. 6.15. Values of flood index potential in summer half year according to voivodeships

6.3. PODSUMOWANIE

Wskaźnik potencjału powodziowego k pozwala wyróżnić regiony, które wymagają zróżnicowanego zabezpieczenia przeciwpowodziowego. Największy potencjał powodziowy wykazują rzeki górskie zasilane opadami w półroczu letnim w województwach dolnośląskim, małopolskim, podkarpackim, śląskim. Najmniejsze ryzyko powstania powodzi mają rzeki w podprovincji pojezierzy, do czego przyczynia się retencja jeziorna.

Przedstawiony obraz rozmieszczenia wskaźnika potencjału powodziowego k w podziale na półrocze letnie i zimowe w przyszłości będzie ulegał ewolucji w wyniku zmian klimatu. W Polsce już obecnie obserwuje się zmiany klimatu w zakresie skrócenia czasu zalegania pokrywy śnieżnej, tematem tym zajmowali się Szwed i in. (2017), Falarz i Bednorz (2021).

Ważnym zagadnieniem w przypadku sztucznych zbiorników wodnych jest ich skuteczność redukcji zagrożenia powodziowego. W tabeli 6.2 zebrano dane o wartości wskaźnika potencjału powodziowego k w profilach wodowskazowych położonych powyżej i poniżej głównych sztucznych zbiorników wodnych.

Wyniki wskazują, że obniżenie wartości wskaźnika k przez sztuczny zbiornik wodny następuje w przypadku, gdy w zlewni różnicowej między wodowskazami nie ma dużego dopływu, który powoduje skokowy przyrost powierzchni zlewni i wzrost

Tabela 6.2.
Zmiany wartości wskaźnika potencjału powodziowego k w profilach wodowskazowych powyżej i poniżej dużych zbiorników wodnych w Polsce.

Zbiorniki wodne	Rzeka	Posterunek hydrologiczny powyżej zbiornika	Wartość współczynnika k powyżej zbiornika	Posterunek hydrologiczny poniżej zbiornika	Wartość współczynnika k poniżej zbiornika	Zmiana wartości współczynnika	Uwagi
Solina	San	Zatwarnica	3,52	Lesko	3,83	9%	dopływ Solinka, Czarna
Włocławek	Wisła	Płock	2,21	Włocławek	2,20	0%	
Czorsztyn-Niedzica	Dunajec	Nowy Targ - Kowaniec	4,10	Sromowce Wyżne	3,91	-5%	
Jeziorsko	Warta	Sieradz	1,75	Uniejów	1,48	-16%	
Goczałkowice	Wisła	Drogomyśl	2,16	Zabrzeg	1,48	-31%	
Świnna Poręba	Skawa	Sucha Beskidzka (Skawa)	4,12	Wadowice	4,14	0%	dopływ Stryszawki
Rożnów	Dunajec	Nowy Sącz (Dunajec)	4,31	Czechów	4,13	-4%	dopływ Łososina
Dobczyce	Raba	Stróża	4,01	Dobczyce	3,73	-7%	
Otmuchów	Nysa Kłodzka	Bardo	3,06	Nysa	3,44	13%	dopływ Budzówka
Nysa	Nysa Kłodzka	Bardo	3,06	Nysa	3,44	13%	dopływ Budzówka

przepływów WWQ na rzece głównej. Zbiorniki, które redukują wskaźnik potencjału powodziowego to Czorsztyn/Dunajec, Jeziorsko/Warta, Goczałkowice/Wisła, Dobczyce/Raba). W przypadku stopnia wodnego Włocławek na Wiśle wielkość rezerwy powodziowej zbiornika odniesiona do objętości odpływu jest na tyle mała, że niezauważalna jest zmiana wskaźnika potencjału powodziowego poniżej zbiornika. Zbiorniki, poniżej których wzrasta wartość wskaźnika potencjału powodziowego w wyniku zasilania przez dopływ rzeki głównej to Solina/San, Otmuchów/Nysa Kłodzka, Nysa/Nysa Kłodzka.

Uzyskany obraz potencjału powodziowego rzek Polski będzie ulegał zmianom w efekcie zmian klimatu. Porównanie warunków zimowych z okresu 1966/1967 – 2020/2021 wykazuje znaczące zmiany w zakresie pokrywy śnieżnej objawiające się trendem malejącym długości trwania pokrywy (5–7 dni/dekada) i średniej miąższości (30–60 cm/dekada). Trend w końcu XX w. stał się statystycznie istotny (Wybig i Jędruszkiewicz 2023).

Obok zmniejszenia zasobów wodnych w pokrywie śnieżnej występuje dodatkowo przesunięcie czasu wystąpienia wezbrań roztopowych. Somorowska (2024) na podstawie danych z lat 1981-2000 zaobserwowała w przypadku 85 % z 102 analizowanych profili wodowskazowych wcześniejsze wystąpienie wezbrań roztopowych (od – 8 do –108 dni). Największe przyspieszenie terminu wezbrań roztopowych (od – 60 do – 108 dni) zanotowano w zlewniach Pobrzeża Południowobałtyckiego.

Zlewnie położone na wschodzie kraju nie wykazują takich zmian, co wynika z bardziej kontynentalnych warunków klimatycznych. Zlewnie górskie w Sudetach i Karpatach położone na wysokości powyżej 300 m n.p.m. ze względu na warunki meteorologiczne wykazują bardzo ograniczone przyspieszenie czasu wezbrań roztopowych (od -19 do -8 dni).

W trakcie przygotowywania tego opracowania do druku w dniach 13-15 IX 2024 nastąpiła powódź w dorzeczu Odry, której najbardziej dramatyczny przebieg dotyczył rzeki Morawki, będącej dopływem Białej Łądeckiej wpadającej do Nysy Kłodzkiej. Na rzece Morawce nastąpiło zniszczenie zapory suchego zbiornika w Stroiniu Śląskim. Administrator zbiornika Wody Polskie (2024) podał, że przyczyną awarii był przepływ $WWQ=320 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, który wygenerowała zlewnia o powierzchni $A=53,46 \text{ km}^2$. Obliczony dla takich wartości wskaźnik potencjału powodziowego wynosi $k=4,42$. Jest to wartość, najwyższa ze wszystkich analizowanych rzek, wywołana przez powódź, na którą nałożył się katastrofalny przepływ uruchomiony w wyniku przerwania zapory. Także na innych rzekach regionu powódź z września 2024 r. miała gwałtowny przebieg i prawdopodobnie ustanowi nowe wartości WWQ dla górskich dopływów Odry. Ustalenie miejsc, gdzie takie zjawisko miało miejsce będzie możliwe po opracowaniu przez IMGW danych operacyjnych i wprowadzeniu ich do zasobu danych historycznych.

BIBLIOGRAFIA

- Atlas posterunków wodowskazowych dla potrzeb Państwowego Monitoringu Środowiska, 1996, Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa.
- Balcerski W. 1951. Zagadnienie powodziowe dorzecza Wisły oraz koncepcja rozwiązania tego zagadnienia za pomocą zbiorników, *Gospodarka Wodna*, 10, 367–412.
- Bartnik A., Jokiel P. 2008. Odpływy maksymalne i indeksy powodziowości rzek półkuli północnej. *Przegląd Geograficzny*, T. 80, z. 3, s. 361-383.
- Bartnik A., Jokiel P. 2010. Maksymalne przepływy i odpływy w Polsce w latach 1951-2006. [w:] Magnuszewski A. (red.) *Hydrologia w ochronie i kształtowaniu środowiska. Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN*, nr. 69, s. 43-53.
- Bartnik A., Jokiel P. 2012. Indeksy powodziowości (Francou-Rodiera) i indeksy wysokiej wody w Karpatach i na nizinach, w przekroju wieloletnim. *Gospodarka Wodna*, 5, s. 204-208.
- Byczkowski A. 1999. *Hydrologia*, T. 2, Wydawnictwo SGGW, Warszawa.
- Dębski K. 1959. *Hydrologia kontynentalna*. Wyd. Kom., Warszawa.
- Falarz M., Bednorz E., Rasmus S. 2021. Snow cover change. [w:] M. Falarz (red.) *Climate change in Poland: Past Present Future*. Springer Climate.
- Gutry-Korycka M., Woronko D. i Suchożębrski J. 2009. Uwarunkowanie regionalne maksymalnych prawdopodobnych przepływów rzek polskich., *Prace i Studia Geograficzne*, 43, 25–48.
- Lambor J. 1971. *Hydrologia inżynierska*. Arkady, Warszawa.
- Magnuszewski A. 2013. Wskaźnik powodziowości wezbrań o różnej genezie. *Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN*, nr. 36, s. 5-12.
- Magnuszewski A., Porczek M. 2015. Wskaźnik potencjału powodziowego i względna ekspozycja na niebezpieczeństwo powodziowe gmin w Polsce. *Prace i Studia Geograficzne* T. 57, ss. 55-65. http://www.wgsr.uw.edu.pl/uploads/f_psip/biblioteka/praceistudia57/powodzie.pdf
- Ozga-Zielińska M., Ozga-Zieliński B. 2003. Powodziogenność rzek jako miara zagrożenia obiektów hydrotechnicznych

- i ustalania stref ochrony przeciwpowodziowej. *Gospodarka Wodna*, nr 1, str. 10-17, ISSN 0017-2448.
- Ozga-Zielińska M., Kupczyk E., Ozga-Zieliński B., Suligowski, R., Brzeziński J., Niedbała J. 2003. Powodziogenność rzek pod kątem bezpieczeństwa budowli hydrotechnicznych i zagrożenia powodziowego. Podstawy metodyczne. *Materiały Badawcze IMGW, Seria: Hydrologia i Oceanologia*, z. 29, str. 1-91.
- Parczewski W. 1960. Warunki występowania nagłych wezbrań na małych ciekach. *Wiadomości Służby Hydrologicznej i Meteorologicznej*, VIII, 3, s. 1-159.
- Rodier J. A., Roche M. 1984. *World Catalogue of Maximum Observed Floods*. IAHS Publ. no. 143.
- Solon J., Borzyszkowski J., Bidłasik M., Richling A., Badora K., Balon J., Brzezińska-Wójcik T., Chabudziński Ł., Dobrowolski R., Grzegorzczak I., Jodłowski M., Kistowski M., Kot R., Krąż P., Lechnio J., Macias A., Majchrowska A., Malinowska E., Migoń P., Myga-Piątek U., Nita J., Papińska E., Rodzik J., Strzyż M., Terpiłowski S., Ziaja W. 2018. Physico-geographical mesoregions of Poland: Verification and adjustment of boundaries on the basis of contemporary spatial data. *Geographia Polonica*, 91, 2, 143–170.
- Somorowska U. 2024. Earlier emergence of winter-spring maximum streamflow across Poland, 1981–2020. *Acta Geographica Lodziensia*, 115, 109-124. <https://doi.org/10.26485/AGL/2024/115/6>.
- Stachy J., Fal B., Dobrzyńska I. Hołdakowska J. 1996. Wezbrania rzek polskich w latach 1951-1990, cz. II. *Gospodarka Wodna*, 10, s. 296-301.
- Szwed M. Pińskwar I., Kundzewicz Z., Graczyk D., Mezghani A. 2017. Changes of snow cover in Poland. *Acta Geophysica* 65, 65-78.
- Wibig J., Jędruszkiewicz J. 2023. Recent changes in the snow cover characteristics in Poland. *International Journal of Climatology*. Volume 43, Issue 15, 6925-6938
- Wody Polskie. 2024. Awaria zbiornika Stronie Śląskie – oświadczenie Wód Polskich – Państwowe Gospodarstwo Wodne Wody Polskie - Portal Gov.pl (www.gov.pl)
- World Catalogue of Maximum Observed Floods*. 2003. Hershey R. (red.) IAHS Publ. 284. Wallingford.

Adres do korespondencji – Corresponding author:

Artur Magnuszewski, Wydział Geografii i Studiów Regionalnych, Uniwersytet Warszawski, ul. Krakowskie Przedmieście 30, 00-927 Warszawa, asmagnus@uw.edu.pl

**Damian ABSALON¹, Michał HABEL²,
Magdalena MATYSIK¹, Łukasz PIERON³**

¹Uniwersytet Śląski w Katowicach

²Uniwersytet Kazimierza Wielkiego w Bydgoszczy

³Państwowe Gospodarstwo Wodne Wody Polskie

7. RETENCJA ZBIORNIKOWA I JEJ ZMIANY

7. RESERVOIR RETENTION AND ITS CHANGES

Abstract

The problem of reservoir retention in Poland is presented, focusing on changes in the capacity of dam reservoirs and water quality. Data on the largest reservoirs in Poland was presented, and problems associated with sediment accumulation that led to a decrease in reservoir capacity were pointed out. Methods of monitoring water quality in reservoirs and their assessment in the context of the Water Framework Directive were also discussed. The diversity of water quality in the analyzed reservoirs, many characterized by poor chemical status, was pointed out. A methodology for multi-criteria analysis of factors responsible for losing reservoir capacity was also presented. Key factors such as land slope and river network density, which significantly impact sediment transport to the reservoirs, are identified.

The importance of effective reservoir management was highlighted, which should consider both flood protection needs and water users' needs. Proper management can help minimize capacity losses and improve water quality.

In conclusion, it was stressed that maintaining the optimal capacity of reservoirs is crucial for their function, as well as for flood protection and ensuring access to water in Poland. Action is needed to improve water quality and manage water resources in changing climatic conditions.

Key words: dam reservoirs, reservoir capacity, water quality, retention loss

7.1. NAJWIĘKSZE ZBIORNIKI ZAPOROWE W POLSCE

Spośród 34 większych zbiorników w Polsce najwięcej powstało w latach 70. XX w. (9), 6 dużych zbiorników wybudowano w latach 60. (tablica 7.1). W kryzysowych latach 80. XX w. powstało tyle samo zbiorników co w pierwszej dekadzie XXI w. (4). W latach 2010-2020 oddano do użytku 2 duże zbiorniki, których koncepcje sięgają początków XX w., a zbiornik Racibórz Dolny funkcjonuje jako tzw. „suchy” zbiornik przeciwpowodziowy.

Tablica 7.1.

Większe sztuczne zbiorniki wodne w Polsce^a

Table 7.1.

Major artificial reservoirs in Poland

Zbiorniki wodne	Rzeka	Rok uruchomienia	Pojemność całkowita przy MaxPP* [hm ³]	Powierzchnia przy MaxPP* [km ²]	Wysokość piętrzenia [m]
Solina	San	1968	474,0	22,0	62,0
Włocławek ^b	Wisła	1970	453,6	75,0	12,8
Czorsztyn-Niedzica	Dunajec	1997	238,6	12,1	46,0
Jeziorsko	Warta	1986	202,0	36,7	11,5
Racibórz Dolny ^c	Odra	2020	185,0	26,3	8,4
Goczałkowice ^d	Wisła	1956	168,4	32,0	14,0
Świnna Poręba	Skawa	2017	160,8	10,5	40,5
Rożnów	Dunajec	1941	155,8	15,2	31,0
Dobczyce	Raba	1986	137,7	10,9	30,5
Otmuchów	Nysa Kłodzka	1933	129,2	20,8	15,1
Nysa	Nysa Kłodzka	1972	121,7	20,7	12,1
Dębe ^b	Narew	1963	96,0	33,3	7,0
Tresna	Soła	1967	92,7	9,7	24,8
Turawa	Mała Panew	1948	92,6	19,9	13,3
Pakość	Noteć	1974	89,2	13,0	4,8
Sulejów	Pilica	1973	84,3	22,3	11,3
Dzierżno Duże ^d	Kłodnica	1964	82,9	6,0	8,8
Koronowo	Brda	1960	80,6	15,6	20,0
Siemianówka	Narew	1995	79,5	32,5	9,2
Mietków	Bystrzyca	1986	77,2	8,5	15,3
Dzieńkowice ^d	woda z Soły	1976	52,5	7,1	8,0
Pilchowice	Bóbr	1912	50,0	2,4	50,0
Kuźnica Warężyńska	Przemsza	2005	46,3	4,9	1,8
Klimkówka	Ropa	1994	42,0	3,0	35,8
Słup	Nysa Szalona	1979	38,1	4,9	20,3
Wióry	Świślina	2007	34,7	4,1	24,5
Pławniowice ^d	Potok Toszecki	1976	29,2	2,6	2,8
Nielisz	Wieprz	2008	28,5	9,9	8,6
Porąbka	Soła	1936	26,5	3,3	22,7
Chańcza	Czarna	1985	23,8	4,6	15,1
Rybnik	Ruda	1972	23,5	4,6	11,8
Topola	Nysa Kłodzka	2003	21,7	4,3	7,9
Poraj	Warta	1978	20,8	5,1	12,1
Przeczyce	Przemsza	1963	20,3	3,8	12,0

^a Uszeregowane malejąco według pojemności całkowitej (przy maksymalnym piętrzeniu).

^b Stopień wodny.

^c Zbiornik powodziowy „suchy”.

^d Zbiornik w wyrobisku.

* MaxPP – maksymalny poziom piętrzenia

Źródło: Mały Rocznik Statystyczny Polski, 2024

7.2. PROBLEMY W UTRZYMANIU POJEMNOŚCI ZBIORNIKÓW RETENCYJNYCH

Odkładanie się rumowiska w zbiorniku powoduje sukcesywne zmniejszanie jego pojemności. Nasilenie tego procesu jest w dużym stopniu zależne od intensywności denudacji w zlewni i osiąga największe rozmiary na obszarach o szczególnie silnej erozji powierzchniowej.

Na skutek zamulania zbiorniki wodne całego świata tracą rocznie około od 0,5 do 1% swojej łącznej pojemności, co daje w sumie ok. 50 km³ osadów (Schleiss i in. 2016). Całkowita ilość osadów zatrzymanych przez zbiorniki zaporowe na całym świecie to wartości sięgające od 4-5 do 25 Gt/rok (Syvitski i in. 2005; Walling 2006). W wielu przypadkach redukcja ładunku osadów rzecznych przez zbiorniki przekracza 75%, a w skrajnych przypadkach jest to prawie 100% (Vörösmarty i in. 2003). Niesie to za sobą ogromne koszty ponoszone na odbudowę utraconych zasobów (Habel i in. 2021), włączając likwidację zapór i zbiorników (Habel i in. 2020). Przyjmuje się, że średnia żywotność zbiornika wynosi w skali globu zaledwie ok. 22 lat i zależy od wielu czynników (Pye 1994). Większość problemów z zamulaniem dotyczy zbiorniki wykorzystywane do celów energetycznych i nawadniania. Według Morrisa i in. (2008) do 2005 straty z tego tytułu na świecie wyniosły do 14 mld USD rocznie.

O ilości wody dopływającej do zbiornika decydują głównie warunki klimatyczne i hydrologiczne zlewni. Dostawa i sedymentacja materiału stałego w zbiornikach zaporowych w dorzeczu Wisły zachodzi prawie wyłącznie podczas wezbrań (Łajczak 1995). W tym czasie rzeki karpackie transportują od 80% do 90% rocznych ilości rumowiska unoszonego i prawie cały ładunek materiału wleczonego. W rzekach nizinnych wielkości te są mniejsze, zawsze jednak przekraczają 50%. Podczas wezbrań, trwających do kilku procent dni w roku, jest wynoszone ponad 95% ładunku rocznego, a w czasie katastrofalnych powodzi – nawet 10 razy więcej niż w roku przeciętnym (Froehlich 1982). Nasilenie i kształt fal powodziowych, niosących zróżnicowane ilości rumowiska zależą głównie od genezy wezbrania i charakteru zlewni (Soczyńska 1990). Wielkość dostawy rumowiska i jej rozkład w czasie są wypadkową warunków odpływu i budowy geologicznej, oraz sposobu zagospodarowania zlewni. Czynniki te mają również decydujący wpływ na rodzaj i uziarnienie dopływającego rumowiska.

Średnia intensywność zamulania zbiorników wodnych w Polsce, w odniesieniu do danych światowych jest relatywnie niska (Łajczak 1995). Według ostatnich badań Pierona i in. (2021) najwyższy odsetek utraconej objętości ma zbiornik Czchów (37,3%), a bezwzględnie najwięcej stracił Włocławek, bo aż 79,01 mln m³ (ok. 15% pojemności). Zbiornik Domaniów zwiększył swoją pojemność o 11,4% w stosunku do pojemności początkowej (1,475 mln m³). W badaniach zamulania zbiorników: Porąbka, Rożnów, Tresna, Otmuchów i Turawa, prowadzonych w latach 90. ubiegłego wieku stwierdzono, że objętość odkładanych osadów wynosiła rocznie ponad 2,6 mln m³ (Banasik i in. 1995), co w ciągu pięciu lat oznacza utratę pojemności 13 mln m³, odpowiadającej obecnej objętości zbiornika Czchów czy Domaniów. Tempo utraty pojemności ww. zbiorników jest porównywalne z tempem zamulania zbiorników o podobnej wielkości w klimacie półsuchym, w którym zamulanie przebiega najszybciej (Łajczak 1995). Zamulanie zbiorników jest w naszym kraju problemem istotnym także dlatego, że łączna pojemność wszystkich zbiorników zaporowych w Polsce pozwala na zgromadzenie tylko ok. 7% rocznego odpływu (Pieron, Wujek 2022). Morfologia czaszy zbiorników jest istotna dla zdol-

ności do zatrzymywania rumowiska. Przykładowo, płytkie zbiorniki położone w różnych regionach Polski (np. Czaniec, Sromowce, Czchów, Myczkowce, Goczałkowice, Włocławek, Sulejów, Dębe, Jeziorsko) posiadają zdolność do erozji osadów dennych podczas gwałtownych wezbrań lub szybkiego opróżniania z wody, skutkującą dość niską zdolnością do zatrzymywania osadów obliczoną na od 18% do 50% (Ciupa i in. 2017).

Występowanie nierównomiernej dystrybucji osadów może znacznie potęgować negatywne skutki zamulania zbiorników. Przykładowo, w ciągu 50 lat eksploatacji zbiornika Rożnów zamulenie spowodowało zmniejszenie jego początkowej pojemności o 28%, a wytworzenie się delty osadów w górnej części cofki wywołało redukcję długości zbiornika aż o 40% przy średnim poziomie piętrzenia. Ponieważ proces zamulania zbiorników wodnych stanowi główne zagrożenie dla ich funkcjonalności, dlatego też ważna jest możliwość przewidywania przebiegu procesu sedymentacji w czasie i oceny jego skutków zarówno w odniesieniu do zbiorników istniejących, jak i projektowanych. Tradycyjne metody prognozowania żywotności zbiorników wodnych z reguły nie dają możliwości przewidywania dystrybucji osadów. Do tego celu wykorzystuje się coraz częściej matematyczne modele przepływu wody i rumowiska. Ze względu na dominujące dla lokalizacji odkładów znaczenie hydraulicznych warunków przepływu oraz uziarnienia dopływającego materiału, model powinien możliwie dokładnie opisywać hydraulikę przepływu wody oraz uwzględniać różnorodność uziarnienia rumowiska dopływającego do zbiornika.

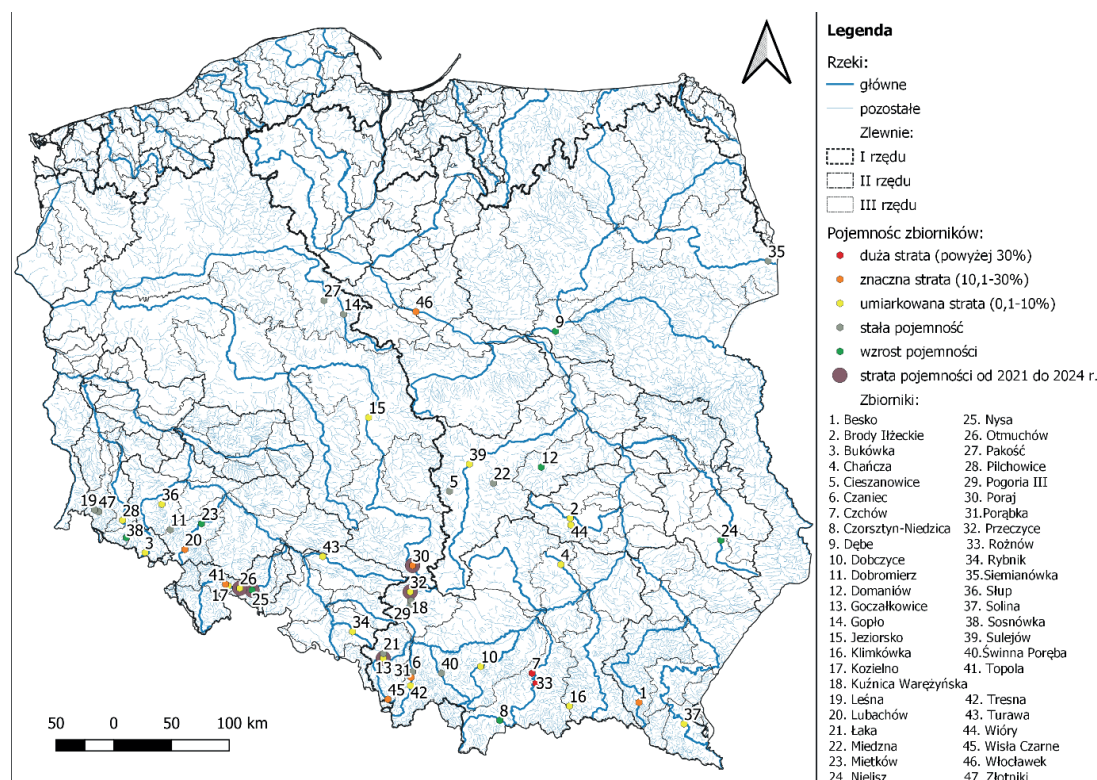
Zbiorniki wodne w Polsce podlegają zamulaniu głównie przez materiał stały transportowany przez rzeki (Łajczak 1995). Z erozji brzegów pochodzi jedynie ok. 1% całkowitej dostawy materiału do zbiorników górskich, podczas gdy w zbiornikach nizinnych abrazja i lokalne osuwiska mogą dostarczać nieco ponad 10% rumowiska. Najczęściej wyróżnia się trzy główne formy transportu cząstek rumowiska w przepływie rzeczonym (van Rijn 1984; Graf 1998): transport wleczyń (ang. *bed load*) – cząstki materiału pozostają w bliskim kontakcie z dnem; ruch pojedynczych cząstek polega na przesuwaniu, toczeniu i przemieszczaniu się niewielkimi skokami na nieznaczne odległości; transport unosin (ang. *suspended load*) - cząstki transportowanego materiału mają tylko sporadyczny kontakt z dnem; ruch cząstek wynika z ich podrywania z dna i przemieszczaniu na znaczne odległości; transport zawiesin (ang. *wash load*) – cząstki materiału przenoszone są bez kontaktu z dnem rzeki, część z nich może ulec sedymentacji przy bardzo małych prędkościach przepływu (np. w zbiornikach retencyjnych).

Warunki litologiczne w dorzeczach rzek w Polsce powodują, że rumowisko docierające do dużych zbiorników wodnych jest transportowane w rzekach głównie w postaci unoszonej. Dlatego materiałem odkładanym w zbiornikach jest w przeważającej części unoszony materiał mineralny (Wiśniewski 1969; Łajczak 1995). Przykładowo udział materiału organicznego dostarczanego do zbiorników karpaccich dopływów Wisły nie przekracza 5-10% ogólnej ilości dostarczanego rumowiska w skali wielolecia. Rumowisko mineralne w górnych odcinkach rzek karpaccich osiąga 90-95% całkowitych rozmiarów transportu, w dolnych odcinkach wzrasta dostawa materiału organicznego o 5-10%, a w rzekach nizinnej części dorzecza Wisły 50-90%. Według Barańskiego i Banasika (1996) górna część dorzeczy Wisły i Odry znacznie różni się pod względem wartości wskaźnika mechanicznej denudacji jednostkowej. Dlatego koncentracja rumowiska unoszonego w przekrojach pomiarowych rzek w dorzeczu Wisły jest znacznie większa niż w rzekach dorzecza Odry i w największym stopniu jest to fluwialnym efektem większej erozji w górnej części dorzecza tj. w Kar-

patkach, niż w dopływach górnej Odry w Sudetach (Ciupa i in. 2017). W Wiśle materiał unoszony stanowi średnio 65-70% całkowitego transportu (Łajczak 1995). Dlatego w zbiornikach zaporowych dorzecza Wisły dominują osady ilasto-pyłaste, jedynie delty zawierają większe ilości frakcji piaszczystej (Ratomski, Stonawski 1993; Łajczak 1995). Pod względem materiału wlezonego Odra posiada ok. 57% potencjału transportowego Wisły. Przy założeniu, że transport rumowiska wlezonego Wisły przy ujściu wynosi aktualnie około 1,2 mln ton rocznie, to Odra powinna transportować prawie $0,7 \text{ mln t} \cdot \text{rok}^{-1}$ (Ciupa i in. 2017).

7.3. ZBIORNIKI KLUCZOWE DLA GOSPODARKI WODNEJ W POLSCE

Dla 52 zbiorników retencyjnych w Polsce (rys. 7.1) jest prowadzony i publikowany przez Państwowe Gospodarstwo Wodne Wody Polskie monitoring sytuacji hydrologicznej, obejmujący informacje o aktualnej pojemności i rezerwie powodziowej oraz średnim dopływie i odpływie (PGW WP 2024). Obiekty te zostały określone jako kluczowe dla ochrony przeciwpowodziowej kraju. Badania przeprowadzone dla 47 z nich wykazały, że łączna pojemność początkowa przy maksymalnym poziomie ich piętrzenia – rozumiana jako zaprojektowana i uzyskana na etapie uruchomienia maksymalna pojemność jaką posiada zbiornik w celu przeprowadzenia fali powodziowej – wynosiła $3677,751 \text{ mln m}^3$ (Pieron i in. 2021; Absalon i in. 2022). W 2021 r. wartość ta była mniejsza o 5,2% i osiągała $3485,095 \text{ mln m}^3$, w rezultacie



Rys 7.1. Zbiorniki retencyjne kluczowe dla gospodarki wodnej w Polsce

Źródło: opracowanie własne na podstawie (Pieron i in. 2021; Absalon i in. 2022; PGW WP 2024)

Fig. 7.1. Retention reservoirs key to water management in Poland

czego możliwe było magazynowanie 192,656 mln m³ mniej wody (Pieron i in. 2021; Absalon i in. 2022).

W niniejszym opracowaniu poddano ponownej analizie wszystkie badane wcześniej 47 zbiorników, aktualizując dane o obecnej pojemności przy maksymalnym poziomie piętrzenia. Wyniki badań pokazały, że 42 z nich utrzymały dotychczasową objętość lub nie opublikowano nowych danych świadczących o akumulacji rumowiska. Natomiast w przypadku 5 obiektów odnotowano utratę możliwości do magazynowania wody o łącznej wartości 1,184 mln m³ (tablica 7.2). Największe zmiany nastąpiły w zbiorniku Poraj na Warcie, którego pojemność zmniejszyła się o 0,462 mln m³. Stosunkowo dużą utratę pojemności zanotowano na dwóch zbiornikach usytuowanych na Nysie Kłodzkiej, tj. Nysa (0,350 mln m³) i Otmuchów (0,260 mln m³). Natomiast nieznaczną utratą pojemności cechowały się zbiorniki Przeczyce i Goczałkowice (odpowiednio 0,062 mln m³ i 0,050 mln m³). Warto również zaznaczyć, że w przypadku zbiornika Nysa we wcześniejszym okresie doszło do zwiększenia pojemności ze względu na prowadzony pobór kruszywa w celach gospodarczych (Pieron i in. 2021; Absalon i in. 2022).

Tablica 7.2.

Zmiany pojemności przy maksymalnym poziomie piętrzenia w zbiornikach kluczowych dla gospodarki wodnej w Polsce w latach 2021-2024*

Table 7.2.

Changes in capacity at maximum damming level in key reservoirs for water management in Poland in 2021-2024

Zbiornik	Rzeka	Pojemność przy maksymalnym poziomie piętrzenia MaxPP [mln m ³]		Utrata pojemności [mln m ³]
		2021 r.	2024 r.	
Goczałkowice	Wisła	161,300	161,250	0,050
Nysa	Nysa Kłodzka	122,050	121,700	0,350
Otmuchów	Nysa Kłodzka	129,460	129,200	0,260
Poraj	Warta	20,802	20,340	0,462
Przeczyce	Przemsza	20,352	20,290	0,062

* są to lata wykonywania badań (pomiarów), a nie lata, w których następowała utrata pojemności
Źródło: opracowanie własne na podstawie (PGW WP 2024)

Biorąc pod uwagę wyniki wcześniejszych badań oraz obecne obliczenia stwierdzono, że 47 zbiorników kluczowych dla gospodarki wodnej w Polsce utraciło łącznie 193,840 mln m³ pojemności od początku eksploatacji. Jednakże przeprowadzone analizy pozwalają przypuszczać, że rzeczywista wartość może być jeszcze większa. Przyjmuje się, że tylko zbiornik Włocławek zmniejsza swoją pojemność o 1,549 mln m³ rocznie (Pieron i in. 2021; Absalon i in. 2022) z uwagi na intensywną dostawę i akumulację rumowiska ze zlewni (Łajczak 1995). Zatem utrzymanie tych samych parametrów przez niektóre obiekty wynika z braku aktualnych danych, ponieważ pomiary batymetryczne wykonywane są zazwyczaj przy okazji odnowienia pozwolenia wodnoprawnego lub planowania oraz realizacji prac pogłębiarskich.

7.4. NAJWAŻNIEJSZE ZASADY GOSPODAROWANIA WODĄ NA ZBIORNIKACH

Praca zbiorników retencyjnych w Polsce odbywa się na podstawie instrukcji gospodarowania wodą. Zgodnie z obowiązującymi w Polsce przepisami (Dz. U. 2019 poz. 1725) wskazany dokument opracowuje się z uwzględnieniem różnych warunków użytkowania: normalnych, w okresie powodzi oraz podczas suszy. Obejmuje on również aspekty zaspokojenia potrzeb wodnych zakładów korzystających z piętrzenia wód, stosownie do posiadanych przez te zakłady pozwoleń wodnoprawnych, oraz zapewnienia przepływu nienaruszalnego lub przepływu gwarantowanego. Zatem, w instrukcji gospodarowania wodą określa się zasady funkcjonowania zbiornika wodnego przy różnych scenariuszach hydrologiczno-meteorologicznych oraz opisuje się w nich sposób funkcjonowania danego urządzenia wodnego przy jednoczesnym zachowaniu racjonalnej gospodarki wodnej. Poprzez efektywne zarządzanie zbiornikami rozumie się zarówno potrzeby ochrony przeciwpowodziowej, jak i minimalizacji strat w objętości magazynowanej wody, która powinna zostać wykorzystana do zaspokojenia innych funkcji wraz z zapewnieniem przepływu nienaruszalnego lub przepływu gwarantowanego (Woś i in. 2022). Zwiększona zmienność hydrologiczna, powodująca ekstremalne susze i powodzie, wymaga większych pojemności magazynowych, żeby możliwe było utrzymanie wymaganego poziomu zaopatrzenia w wodę lub ochrony przeciwpowodziowej (Randle i in. 2021).

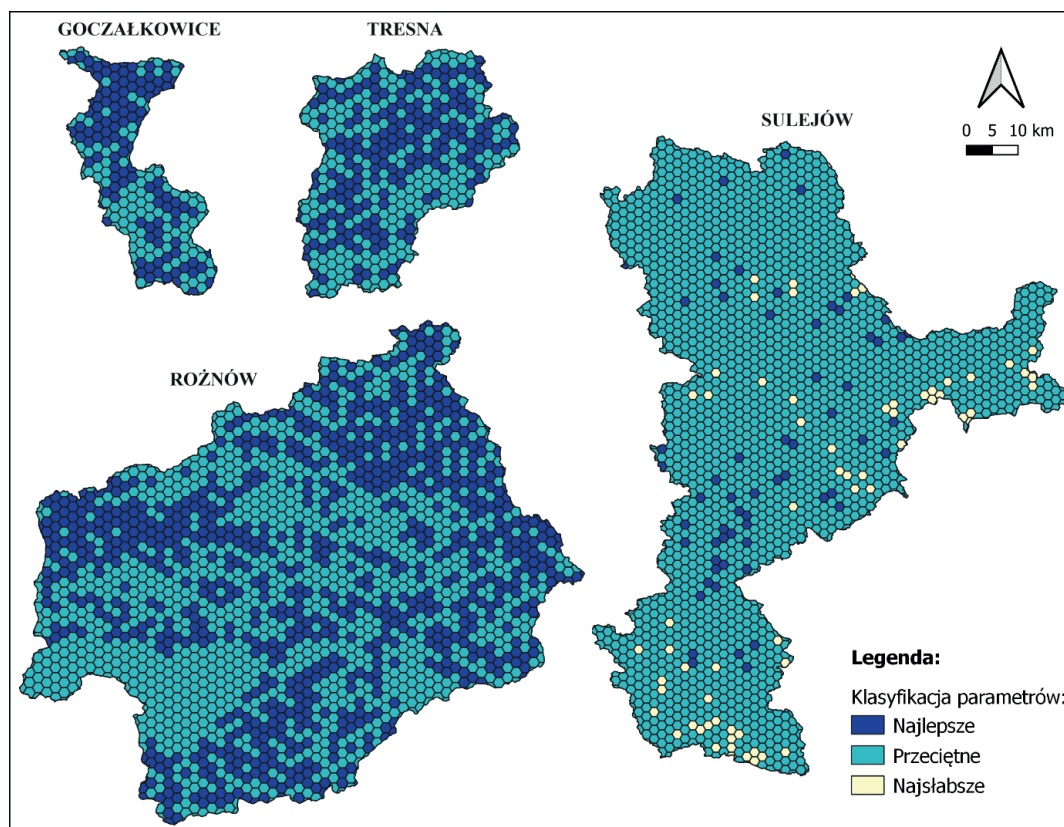
W praktyce przedstawia się to tak, że dzięki pracy zbiorników retencyjnych możliwe jest prowadzenie sterowanej i racjonalnej gospodarki wodnej. W sytuacji wezbrania konieczne jest opóźnienie bądź przyspieszenie przejścia fal w zlewniach dorzecza, tak aby ich kulminacje wzajemnie się nie nałożyły. W sposób zaplanowany powinno odbywać się także wypełnianie pojemności powodziowej zbiorników retencyjnych. Jednocześnie należy pamiętać o możliwym wystąpieniu suszy w następnym okresie, w czasie której zachodzi ryzyko szybkiego wyczerpania pojemności użytkowej zbiorników, uniemożliwiając zapewnienie przepływu nienaruszalnego i pokrycie zapotrzebowania na wodę poszczególnych użytkowników. Dlatego konieczna jest optymalizacja pracy zbiorników dla właściwego gospodarowania wodą (Woś i in. 2022). Należy również zaznaczyć, że w przypadku niedoborów wody (ustalony odpływ przekracza wielkość aktualnego dopływu) w pierwszej kolejności wykorzystywana jest warstwa wyrównawcza, a następnie może nastąpić ograniczenie przepływu gwarantowanego. Z kolei potrzeby użytkowników realizowane są według ściśle określonych zasad opisanych w instrukcji gospodarowania wodą, gdzie kluczowe jest zapewnienie przepływu nienaruszalnego, a następnie umożliwienie wykorzystania zasobów wodnych do innych celów (np. komunalnych). Stąd właściwe zarządzanie umożliwia minimalizowanie strat retencjonowanej wody, która powinna zostać wykorzystana do zaspokajania innych celów w gospodarce wodnej i realizacji poszczególnych funkcji danych obiektów.

7.5. WIELOKRYTERIALNA ANALIZA CZYNNIKÓW ODPOWIEDZIALNYCH ZA UTRATĘ RETENCJI ZBIORNIKOWEJ

Zachowanie optymalnej pojemności zbiorników retencyjnych jest istotne w kontekście realizowanych przez nie funkcji. Do określenia przyczyn zachodzących zmian w ich obrębie, zaproponowano metodykę analizy wielokryterialnej (Pieron i in. 2024a; Pieron i in. 2024b). Metoda ta polega na wygenerowaniu siatki pól podstawowych o jednolitej powierzchni, a następnie zsumowaniu analizowanych parametrów w obrębie danej wartości. Analiza wielokryterialna pozwala na obiektywną ocenę rozkładu przestrzennego natężenia danego zjawiska. Wykorzystując narzędzia GIS generujemy siatkę sześciokątów bazowych (heksagonów) w obrębie zlewni analizowanego zbiornika. Każdemu polu podstawowemu (heksagonowi), przypisuje się poszczególne analizowane parametry (użytkowanie terenu, gęstość sieci rzecznej, zabudowę hydrotechniczną oraz spadki terenu) i przyporządkowuje odpowiednią wartość punktową właściwą dla określonej wartości badanego czynnika (rangę, która wielkość została ustalona metodą ekspercką, na podstawie doświadczeń z prowadzonych badań i kwerendy literatury). Danymi wejściowymi do analiz były warstwy (punktowe, liniowe, poligony) z baz danych: Baza danych obiektów topograficznych (BDOT), Mapa Podziału Hydrograficznego Polski w skali 1:10 000 (MPHP 10), Corine Land Cover (CLC 2018), Numeryczny Model Terenu (NMT) oraz bazy danych o presjach hydromorfologicznych. W kolejnych krokach wykonywana jest procedura hierarchizacji obszarów oraz zestawienie i ustalenie ostatecznych wyników, określających główne czynniki odpowiedzialne za utratę pojemności danego zbiornika.

Przeprowadzona wielokryterialna ocena czynników odpowiedzialnych za dostawę rumowiska i zmniejszanie zdolności retencyjnej zbiorników zaporowych Goczałkowice, Rożnów i Tresna pozwoliła na stwierdzenie, że kluczowym komponentem w tym zakresie są spadki terenu (Pieron i in. 2024a). Na otrzymane wyniki znaczny wpływ ma również obserwowana na całym obszarze dobrze rozwinięta sieć rzeczna oraz istniejąca zabudowa hydrotechniczna. Sumarycznie, tereny o najlepszych parametrach w zakresie ograniczenia dostawy rumowiska do zbiorników Goczałkowice, Rożnów i Tresna zajmują 13,6%, a przeciętne warunki występują na większości obszaru (86,4%) (rys. 7.2).

Z kolei zestawienie cząstkowych wyników czynników odpowiedzialnych za zmniejszanie zdolności retencyjnej zbiornika Sulejów (Pieron i in. 2024b) pozwoliło na stwierdzenie, że prawie cały obszar badań (aż 93,5% powierzchni) cechuje się przeciętnymi parametrami. W związku z tym udział pozostałych kategorii jest bardzo niski i na porównywalnym poziomie – najlepsze parametry obejmują 3,2%, a najgorsze 3,3% powierzchni zlewni zbiornika. Analiza otrzymanych rezultatów pozwoliła na stwierdzenie, że wpływ na taki jednoznaczny wynik ma wzajemne uzupełnianie się badanych czynników. Sieć rzeczna jest stosunkowo dobrze rozwinięta na obszarze całej zlewni zbiornika Sulejów, ale zabudowa hydrotechniczna nie jest zbyt gęsta. Natomiast na terenach o największym nachyleniu (najśłabsze wartości w kategorii spadki terenu), znajdują się bardzo często lasy (najlepszy w tym przypadku sposób użytkowania terenu). Otrzymane wyniki determinują dwa główne czynniki, tj. gęstość sieci rzecznej i użytkowanie terenu. Uzyskane w wyniku analizy wielokryterialnej wyniki pozwalają na określenie istotnych miejsc na terenie zlewni zbiorników, które generują potencjalnie największe ilości materiału, który wpływa na utratę pojemności zbiorników.



Rys 7.2. Zestawienie badanych czynników (użytkowanie terenu, sieć rzeczna, zabudowa hydrotechniczna i spadki terenu) w zlewniach zbiorników: Goczałkowice, Rożnów, Tresna i Sulejów

Źródło: opracowanie własne na podstawie (Pieron i in. 2021; Absalon i in. 2022; PGW WP 2024)

Fig. 7.2. A summary of the factors studied (land use, river network, hydrotechnical buildings and slopes) in the catchments of the reservoirs: Goczałkowice, Rożnów, Tresna and Sulejów

7.6. JAKOŚĆ WODY W GŁÓWNYCH ZBIORNIKACH ZAPOROWYCH W POLSCE

Zgodnie z Ramową Dyrektywą Wodną (Dyrektywa 2000/60/WE) zbiorniki zaporowe traktowane są jako silnie zmienione części wód, co powoduje wymóg osiągnięcia do 2027 r. co najmniej dobrego potencjału ekologicznego.

Zbiorniki, będące silnie zmienionymi odcinkami rzek, w niewielkiej liczbie i w niewielkim stopniu są do rzek podobne. Generalnie, zwłaszcza w zbiornikach o długim czasie retencji, prędkość przepływu jest minimalna, co upodabnia je do jezior. Podobnie jak jeziora, zbiorniki zaporowe powinny się charakteryzować produkcją pierwotną odpowiadającą ich zdolności przetwórczej, co oznacza, że produkcja biomasy w zbiorniku lub jeziorze nie powinna przekraczać możliwości jej destrukcji w toku naturalnych procesów. Zachwianie tego stanu równowagi przez zwiększenie w wodach zawartości związków pochodzenia allochtonicznego lub autochtonicznego w konsekwencji prowadzi do powstania zmian, których wynikiem jest pogorszenie stanu chemicznego i potencjału ekologicznego zbiornika (Picińska-Fałtynowicz, Błachuta 2012).

Do celów związanych z realizacją postanowień Ramowej Dyrektywy Wodnej różnicuje się silnie zmienione i sztuczne części wód powierzchniowych, zgodnie ze stosowanymi parametrami, do takiej kategorii wód powierzchniowych, która jest

najbardziej zbliżona do danej sztucznej lub silnie zmienionej części wód. Nie wszystkie zbiorniki zaporowe można traktować jako jeziora. Elementy różniące zbiorniki zaporowe od jezior są zależne od charakterystycznych dla zbiorników parametrów, z których za najważniejszy można uznać okres wymiany wody. Na tej podstawie można podzielić zbiorniki zaporowe na: reolimniczne (czas retencji poniżej 20 dni), przejściowe (czas retencji 20-40 dni) oraz limniczne (czas retencji ponad 40 dni) (Picińska-Fałtynowicz, Błachuta 2012).

Analizą jakości wody objęto 22 zbiorniki zaporowe na terenie Polski, wybierając te charakteryzujące się zróżnicowanymi typami. Za wyjściowe posłużyły dane pozyskane z Wojewódzkich Inspektoratów Ochrony Środowiska (WIOŚ). Analizowane zbiorniki były objęte następującymi rodzajami monitoringu: diagnostycznym i operacyjnym, w latach 2012-2017, a zakres prowadzonych badań był dla nich porównywalny. Zbiorniki limniczne reprezentowane są przez zbiorniki zaporowe: Solina, Czorsztyn, Jeziorsko, Goczałkowice, Dobczyce, Nysa, Turawa, Tresna, Siemianówka, Mietków, Klimkówka, Rybnik, Kozłowa Góra, Bukówka, Besko. Średni czas retencji wody w analizowanych zbiornikach typu limnicznego wynosi 138,13 doby. Najdłuższym okresem retencji charakteryzuje się Kozłowa Góra, gdzie okres ten wynosi aż 307 dób. Zbiornikami przejściowymi w prezentowanym zestawieniu są: Rożnów, Sulejów, Pilchowice i Porąbka – średni czas retencji w tych zbiornikach wynosi 32 doby. Do zbiorników reolimnicznych zaliczono: Dębe, Włocławek i Czaniec. Średni czas retencji wody w ich przypadku wynosi 4,5 doby.

Zbiorniki zaporowe są objęte monitoringiem jakości wód. Celem monitoringu prowadzonego przez Państwową Inspekcję Ochrony Środowiska jest dostarczanie wiedzy o stanie zasobów wodnych zbiorników w celu podejmowania w razie potrzeby działań, mających na celu poprawę stanu wód oraz ochronę zasobów wodnych przed zanieczyszczeniem. Uzyskane na podstawie monitoringu wyniki badań pozwalają na sporządzenie klasyfikacji elementów jakości wód, potencjału ekologicznego, stanu chemicznego oraz oceny stanu jednolitych części wód powierzchniowych będących zbiornikami zaporowymi.

Potencjał ekologiczny określa się dla wód sztucznych lub silnie zmienionych. Potencjał ekologiczny wód oparty jest na wynikach badań elementów biologicznych takich, jak wskaźniki: fitoplanktonu (IFPL), makrofitów (MIR), fitobentosu (IO), makrobezkręgowców bentosowych (MMI) i ichtiofauny oraz parametrów wspomagających – hydromorfologicznych i fizykochemicznych. Potencjał ekologiczny jest określany jako: maksymalny, dobry, umiarkowany, słaby, zły.

Pierwszą (I) klasą elementów biologicznych charakteryzują się tylko dwa zbiorniki: Czorsztyn na Dunajcu oraz Besko na Wisłoku. Do klasy drugiej (II) pod względem elementów biologicznych zaklasyfikowano zbiorniki: Klimkówka, Rożnów, Dobczyce, Solina, Sulejów, Jeziorsko, Goczałkowice, Turawa, Nysa, Tresna, Międzybrodzie (Porąbka) i Czaniec. Trzecią (III) klasą elementów biologicznych charakteryzują się zbiorniki: Dębe, Włocławek, Mietków, Pilchowice, Kozłowa Góra i Rybnik. Do piątej (V) klasy pod względem elementów biologicznych zaliczono zbiornik Siemianówka.

Klasyfikacja elementów hydromorfologicznych analizowanych zbiorników zaporowych kwalifikuje je przeważnie do I lub II klasy. W I klasie elementów fizykochemicznych sklasyfikowano zbiorniki: Klimkówka, Rożnów, Czorsztyn, Solina, Besko, Jeziorsko, Pilchowice i zbiorniki w Kaskadzie Soły (Tresna, Międzybrodzie, Czaniec). Do II klasy w zakresie elementów fizykochemicznych zaliczono zbiorniki: Dobczyce, Sulejów, Włocławek, Mietków, Goczałkowice, Rybnik, Turawa i Nysa.

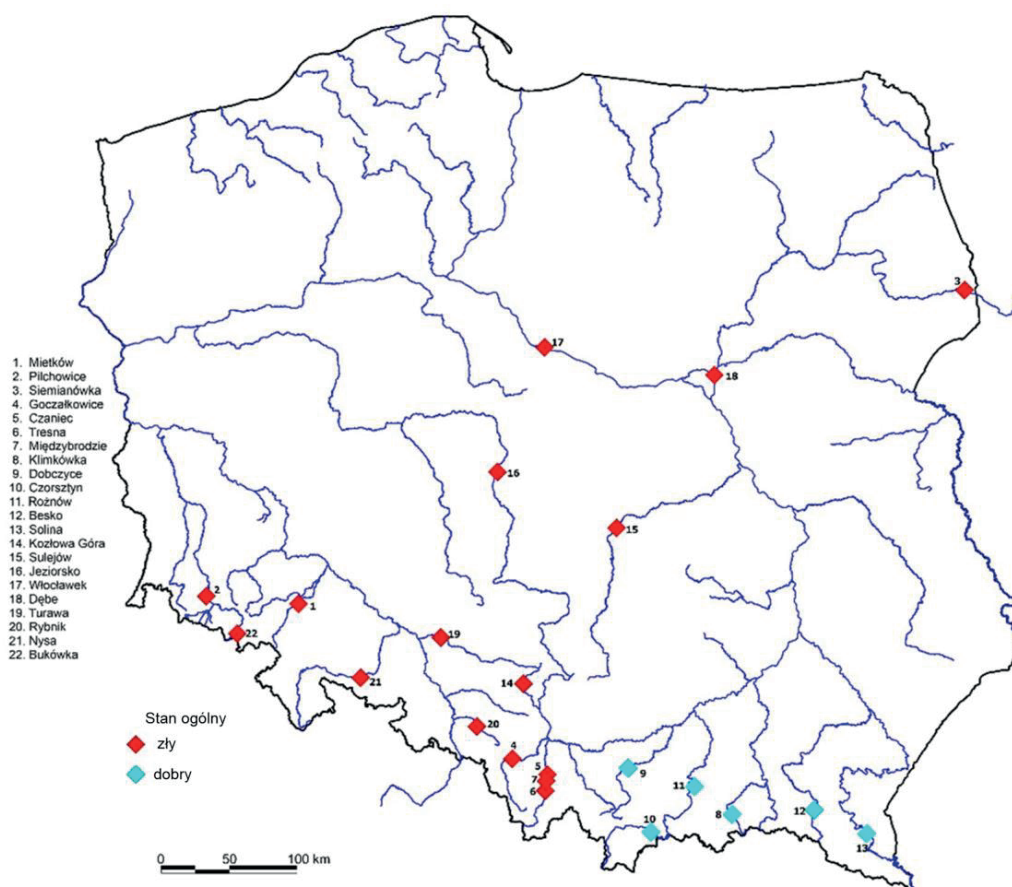
III klasa charakteryzuje zbiornik Kozłowa Góra. Najgorszą jakością – poniżej stanu dobrego charakteryzują się zbiorniki: Siemianówka i Dębe.

Pod względem specyficznych zanieczyszczeń analizowane zbiorniki zakwalifikowano do klasy I lub II. Tylko zbiornik Nysa nie został pod tym względem sklasyfikowany.

Dobrym potencjałem ekologicznym charakteryzuje się 13 zbiorników. Są to: Klimkówka, Czorsztyn, Rożnów, Dobczyce, Solina, Besko, Jeziorsko, Bukówka, Goczałkowice oraz zbiorniki kaskady Soły (Tresna, Międzybrodzie i Czaniec). Umiarkowanym potencjałem ekologicznym charakteryzują się zbiorniki: Dębe, Sulejów, Włocławek, Mietków, Pilchowice, Kozłowa Góra, Rybnik, Turawa oraz Nysa. Złym potencjałem ekologicznym charakteryzuje się zbiornik Siemianówka.

Klasyfikację stanu chemicznego oparto na wynikach badań substancji priorytetowych i innych substancji zanieczyszczających. Dobrym stanem chemicznym charakteryzuje się tylko 8 zbiorników: Klimkówka, Czorsztyn, Rożnów, Dobczyce, Solina, Besko, Włocławek i Nysa. Pozostałe zbiorniki mają zły stan chemiczny. W większości zbiorników o złym stanie chemicznym zdecydowały przekroczenia zawartości wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA): benzo(g,h,i) perylenu i indeno(1,2,3-cd)pirenu.

Ogólna klasyfikacja stanu wskazuje na dobry stan zbiorników zlokalizowanych na terenie Karpat: Klimkówka, Czorsztyn, Rożnów, Solina, Besko, Dobczyce. Pozostałe zbiorniki charakteryzują się złym stanem wód (rys. 7.3).



Rys 7.3. Ogólna klasyfikacja stanu wybranych jednolitych części wód będących zbiornikami zaporowymi

Źródło: Absalon i in. 2021

Fig. 7.3. Overall status classification of selected water bodies that are dam reservoirs

Zaawansowane i coraz bardziej udoskonalone techniki GIS w połączeniu z danymi CORINE Land Cover i danymi o jakości wody sprawiają, że analizy z ich wykorzystaniem są stosunkowo proste i niezawodne. Analiza pokrycia terenu w zlewniach zbiorników wodnych jest ważną i obiektywną informacją o wpływie na jakość wody w zbiornikach.

Substancje zanieczyszczające wodę pochodzą głównie ze źródeł punktowych i obszarowych. Współcześnie, rzeki są silnie obciążone zanieczyszczeniami pochodzącymi ze ścieków oraz związanymi z działalnością rolniczą. Analizowane zbiorniki zaporowe charakteryzują się bardzo zróżnicowanym czasem wymiany wody i zdolnościami do akumulowania rumowiska. Warunki wymiany wody oraz ich parametry morfometryczne będą warunkowały jakość wód. Ładunek zanieczyszczeń obciążających zbiorniki uzależniony jest w głównej mierze od stopnia nasilenia antropopresji w ich zlewni (Krengel i in. 2018). Gromadzący się w zbiornikach materiał ma duży wpływ na jego stan ekologiczny, ponieważ wraz z materiałem sedymentującym w zbiorniku, w osadach dennych kumulują się zanieczyszczenia, w tym również związki toksyczne i metale ciężkie (Achrem, Gierszewski 2007).

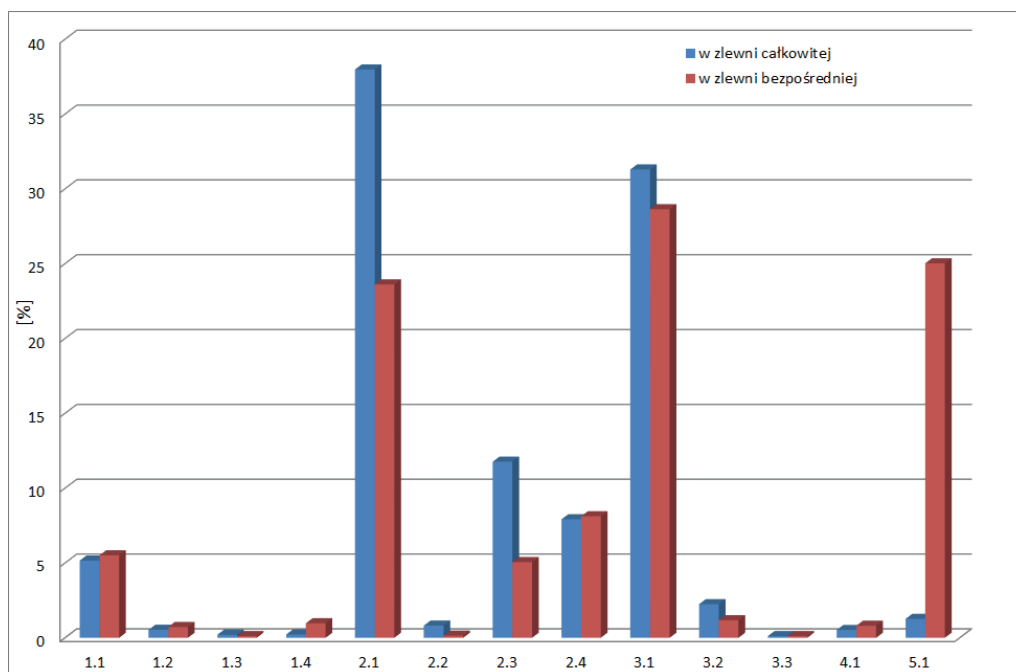
Dominującym typem użytkowania terenu zlewni całkowitych analizowanych zbiorników są grunty orne (38%). W zlewniach bezpośrednich udział gruntów ornych wynosi 23,6%. Drugim co do zajmowanej powierzchni typem użytkowania terenu w zlewniach całkowitych są lasy (31,3%). Natomiast w zlewniach bezpośrednich lasy stanowią dominujące pokrycie terenu – 28,6%. Szczegóły procentowego udziału użytkowania terenu w analizowanych zlewniach całkowitych i bezpośrednich zbiorników przedstawiono na rys. 7.4.

Największa dysproporcja w zajmowanej powierzchni dla analizowanych zlewni występuje w przypadku terenów zajętych przez wody śródlądowe. Zlewnie zbiorników zarówno bezpośrednie jak i całkowite zamyka korona zapory; udział terenów wód dla zlewni całkowitych wynosi 1,3%, a dla zlewni bezpośrednich stanowi 25% całkowitej powierzchni analizowanych zlewni.

Pozostałe wydzielenia: tereny antropogeniczne (1.2, 1.3, 1.4), uprawy trwałe (2.2), tereny otwarte (3.3), śródlądowe obszary podmokłe (4.1) mają znacznie mniejszy udział, nieprzekraczający 1%.

Największym udziałem terenów antropogenicznych spośród analizowanych zlewni całkowitych zbiorników charakteryzuje się zlewnia zbiornika Rybnik, gdzie udział ten wynosi 23,9%. W zlewni bezpośredniej zbiornika Rybnik udział ten wynosi 36,1%, w tym udział zabudowy miejskiej (1.1) wynosi 20,8%, terenów przemysłowych (1.2) 12,1%. Wynika to ze specyficznej funkcji tego zbiornika, w sąsiedztwie którego zlokalizowana jest elektrownia „Rybnik” a jego wody służą jako czynnik chłodzący dla tego zakładu. Drugim co do wielkości udziałem terenów antropogenicznych charakteryzuje się zlewnia bezpośrednia zbiornika Tresna, gdzie udział ten wynosi 29,7%, w tym 21,1% stanowi zabudowa miejska (1.1) a tereny przemysłowe 8,6% (1.2). Najniższym udziałem terenów antropogenicznych charakteryzują się zlewnie całkowite zbiorników: Besko 0,7%, Klimkówka 0,9% i Solina 0,9%. W ich zlewniach bezpośrednich udział terenów antropogenicznych wynosi: 2,0% (Klimkówka), 2,2% (Solina), 5,7% (Besko). Niskim udziałem terenów antropogenicznych charakteryzuje się także zlewnia bezpośrednia zbiornika Pilchowice 2,2%, w jego zlewni całkowitej udział ten wzrasta do 10,4% (Matysik i in. 2020).

Najwyższy udział terenów rolnych charakteryzuje zlewnie całkowite zbiorników: Zegrze (61,2%), Mietków (60,7%), Jeziersko (60,2%), Włocławek (59,8%), Sulejów (54,3%), Nysa (53,3%). Najniższy udział terenów rolnych stwierdzono



Rys. 7.4. Procentowy udział użytkowania terenu w analizowanych zlewniach całkowitych i bezpośrednich zbiorników (opracowanie na podstawie CORINE Land Cover 2018):

- 1.1. – zabudowa miejska, 1.2. – tereny przemysłowe, handlowe i komunikacyjne, 1.3. – kopalnie, wyrobiska i budowy, 1.4. – miejskie tereny zielone i wypoczynkowe, 2.1 – grunty orne, 2.2. – uprawy trwałe, 2.3. – łąki i pastwiska, 2.4. – obszary upraw mieszanych, 3.1. – lasy, 3.2. zespoły roślinności drzewiastej i krzewiastej, 3.3. – tereny otwarte, pozbawione roślinności lub z rzadkim pokryciem roślinnym, 4.1. – obszary podmokłe, 5.1. – wody śródlądowe

Fig. 7.4. Percentage of land use in the total and direct reservoir catchments analyzed (compiled from CORINE Land Cover 2018):

- 1.1. – urban fabric, 1.2. – industrial, commercial and transport units, 1.3. – mine, dump and construction sites, 1.4. – artificial, non-agricultural vegetated areas, 2.1. – arable land, 2.2. permanent crops, 2.3. – pastures, 2.4. – heterogeneous agricultural areas, 3.1. – forests, 3.2. – scrub and/or herbaceous vegetation associations, 3.3. – open spaces with little or no vegetation, 4.1. – inland wetlands, 5.1. – inland waters

w zlewni całkowitej zbiornika Solina (12,8%). W zlewniach bezpośrednich zbiorników najwyższy udział terenów rolnych występuje w zlewni zbiornika Besko 69,3% oraz Bukówka 66%. Najniższy udział stwierdzono z kolei w zlewniach bezpośrednich zbiorników: Solina (11,6%), Porąbka (14,6%), Rybnik (16,7%) oraz Turawa (18,1%).

Lasy i ekosystemy terenów seminaturalnych największą powierzchnię zajmują w zlewniach całkowitych zbiorników: Solina (84,2%), Besko (69,9%), Klimkówka (68,7%), Tresna (61,2%) oraz Turawa (60%). W zlewniach bezpośrednich największy udział lasów stwierdzono dla Soliny i Klimkówki - 62,8% powierzchni całej zlewni. Najmniejszy udział tego typu użytkowania charakteryzuje zlewnie bezpośrednie zbiorników: Jeziorsko (1,6%), Mietków (2,5%), Nysa (4,6%).

Największym udziałem procentowym śródlądowych obszarów podmokłych charakteryzuje się zlewnia całkowita zbiornika Zegrze (1,1%), w pozostałych zlewniach, w których zidentyfikowano to pokrycie terenu, nie przekracza ono 0,6%. Nie stwierdzono występowania obszarów podmokłych w zlewniach zbiorników: Klimkówka, Dobczyce, Solina, Besko, Mietków, Bukówka, Pilchowice, Kozłowa Góra, Rybnik, Tresna, Porąbka. W zlewniach bezpośrednich śródlądowe obszary podmokłe (4.1) występują tylko w zlewniach zbiornikach: Sulejów, Jeziorsko, Goczałkowice, Nysa. Zlokalizowane są w większości na wpływie do zbiorników.

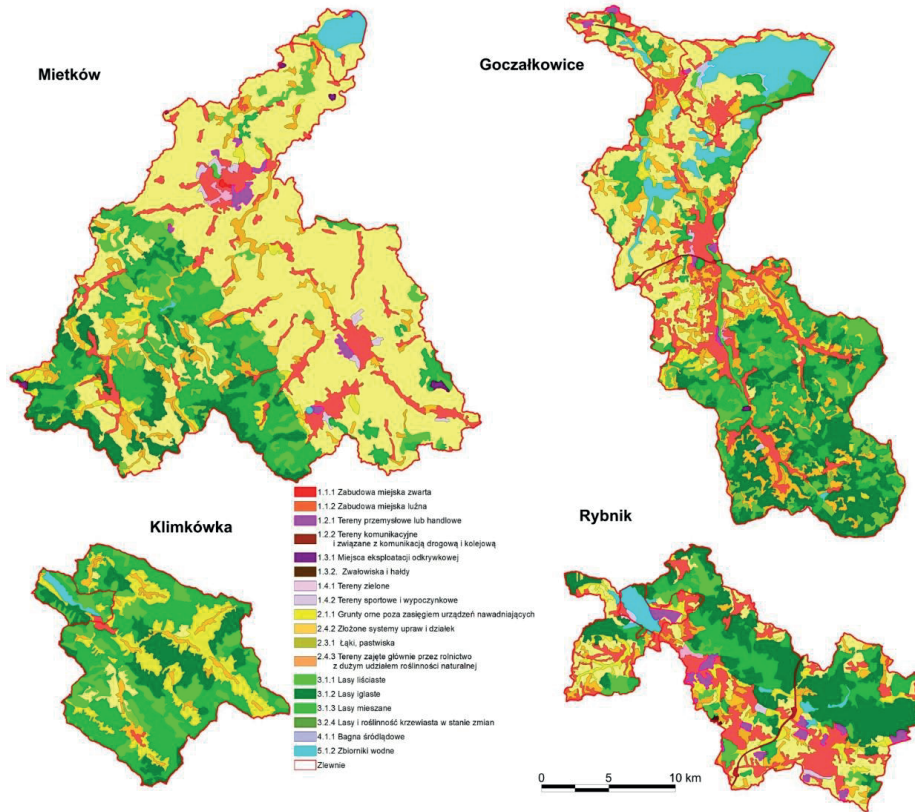
Udział terenów wód śródlądowych (5.1) w zlewniach całkowitych waha się od 0,6% (zbiorniki Pilchowice i Besko) do 7,5% (zbiornik Goczałkowice). W zlewniach

bezpośrednich udział tych terenów znacząco wzrasta ponieważ zlewnie te zamyka korona zapory. Największy udział wód śródlądowych (5.1) występuje w zlewni zbiornika Jeziorsko i wynosi 47,1%. Najmniejszym udziałem tych terenów w ogólnej powierzchni zlewni bezpośredniej charakteryzują się zlewnie zbiorników: Besko (11%) i Dębe (11,6%).

Działalność człowieka w zakresie zmian użytkowania gruntów może mieć wpływ na rodzaje i stopień zanieczyszczenia zbiorników wodnych. Dlatego też analiza proporcji określonych rodzajów użytkowania gruntów w zlewni może umożliwić przewidywanie jakości wody w zbiornikach zaporowych. Użytkowanie rolnicze powoduje głównie wzrost zanieczyszczenia wody związkami azotu, a obszary miejskie powodują wzrost zanieczyszczenia wody związkami fosforu. Azot ogólny i fosfor ogólny to wskaźniki charakteryzujące warunki biogenne. Wysokie wartości substancji biogennych w zbiornikach, szczególnie fosforu, prowadzą do ich eutrofizacji, często wywołując zakwity glonów. W całej Polsce głównym czynnikiem powodującym zanieczyszczenie azotem i fosforem ze źródeł rozproszonych jest rolnictwo, które wytwarza 79,24% ładunku azotu i 96,7% ładunku fosforu. Wody z terenów użytkowanych rolniczo cechują się 2-4,5 razy większą zawartością azotu ogólnego (N) w stosunku do wód terenów semi-naturalnych (Koc i in. 1996). Również obszary leśne mogą wpływać na zanieczyszczenia związkami fosforu i azotu, co spowodowane jest rozkładem ściółki leśnej i dużą zawartością azotu w glebie.

Analiza jakości wód dla wybranych 22 zbiorników wykazała, że najwyższymi wartościami fosforanów oraz fosforu ogólnego w wodach charakteryzuje się zbiornik Rybnik, gdzie tereny antropogeniczne stanowią 23,9% powierzchni zlewni całkowitej i 36,1% powierzchni zlewni bezpośredniej zbiornika. Wysokie stężenia fosforanów oraz fosforu całkowitego charakteryzują wody zbiornika Pilchowice, gdzie tereny antropogeniczne zajmują 10,4% powierzchni zlewni całkowitej zbiornika. Wyższy jest udział azotu ogólnego oraz azotanów w wodach, co skorelowane jest z użytkowaniem rolniczym, ponieważ tereny rolne zajmują ponad 40% powierzchni zlewni całkowitej i bezpośredniej zbiornika Pilchowice. Wyraźny wpływ rolnictwa na jakość wód (wysokie wartości azotu ogólnego i azotanów) zaobserwowano w zbiornikach Zegrze i Mietków, gdzie udział terenów użytkowanych rolniczo w zlewniach całkowitych zbiorników przekracza 60% powierzchni zlewni całkowitych (rys. 7.5), a w zlewniach bezpośrednich stanowi 48% ich całkowitej powierzchni. W zlewni zbiornika Turawa udział terenów rolnych w zlewni całkowitej wynosi 32,4%, a w zlewni bezpośredniej 18,0%. Udział powierzchni antropogenicznych jest podobny w obu zlewniach - 6% (cała zlewnia) i 5,3% (zlewnia bezpośrednia). W zbiorniku tym notuje się najwyższe średnie i maksymalne stężenia TP i TN spośród wszystkich analizowanych 22 zbiorników. Głównym typem użytkowania terenów w zlewni tego zbiornika są lasy, głównie liściaste. Ich udział w zlewni całkowitej wynosi 60%, a w zlewni bezpośredniej - 45%. Zwiększona zawartość fosforu całkowitego i azotu ogólnego w tym przypadku nie wynika z użytkowania gruntów, a najprawdopodobniej pochodzi z punktowych źródeł zanieczyszczeń, którymi mogą być oczyszczalnie ścieków o niskiej sprawności w zakresie usuwania biogenów i nielegalne zrzuty ścieków z terenów nieskanalizowanych.

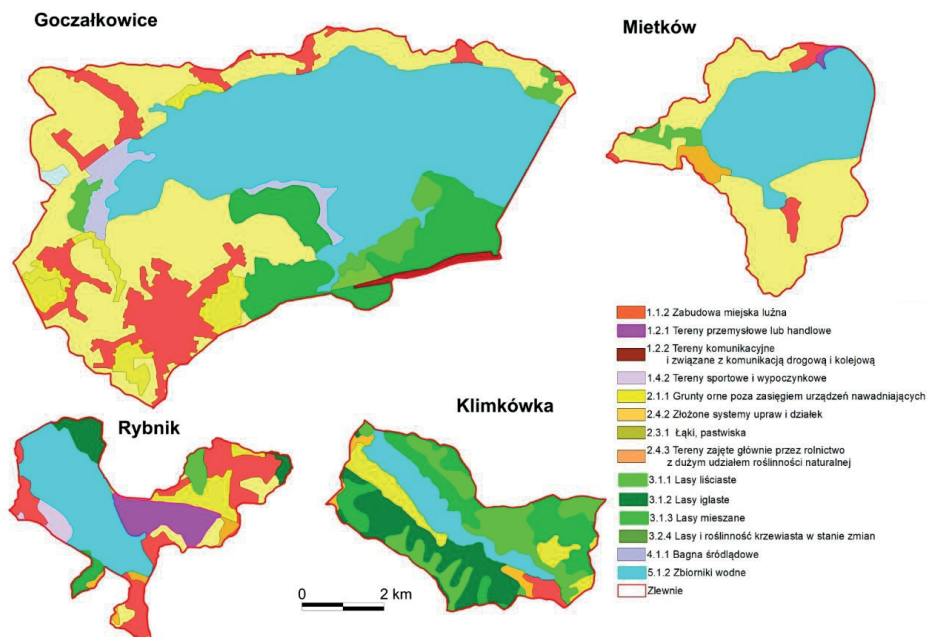
Niekorzystny stosunek udziału powierzchni terenów rolnych do lasów występuje w zlewniach bezpośrednich zbiorników Goczałkowice i Dobczyce (rys. 7.6). W zlewni bezpośredniej zbiornika Goczałkowice tereny rolnicze zajmują 34%, a tereny leśne 14%. W zlewni bezpośredniej zbiornika Dobczyce 46% powierzchni stanowią użytki rolne, a lasy zajmują tylko 17%. W tych zbiornikach możemy zaobser-



Rys. 7.5. Użytkowanie terenu w zlewniach całkowitych dla wybranych zbiorników (opracowanie na podstawie CORINE Land Cover 2018)

Źródło: Matysik i in. 2020

Fig. 7.5. Land use in total catchments for selected reservoirs (based on CORINE Land Cover 2018)



Rys. 7.6. Użytkowanie terenu w zlewniach bezpośrednich dla wybranych zbiorników (opracowanie na podstawie CORINE Land Cover 2018)

Fig. 7.6. Land use in direct catchments for selected reservoirs (based on CORINE Land Cover 2018)

Źródło: Matysik i in. 2020

wować podwyższone poziomy azotu ogólnego, a są to zbiorniki, na których znajdują się ujęcia wody przeznaczonej do spożycia.

Nie stwierdzono negatywnego oddziaływania terenów leśnych na wzrost wartości azotu ogólnego w wodach zbiorników Solina i Klimkówka. W zlewniach bezpośrednich zbiorników Klimkówka i Solina tereny leśne zajmują 63% i są to głównie lasy liściaste, a wody tych zbiorników charakteryzują się niskimi wartościami azotu i fosforu ogólnego.

7.7. PODSUMOWANIE

Początki nowoczesnej gospodarki wodnej na ziemiach polskich datują się na koniec XIX w., jednak przebiegały one w różnym zakresie i tempie w poszczególnych zaborach. Duży nacisk na budowę zbiorników retencyjnych położono w ogłoszonym na początku lat 30. XX w. programie rozbudowy dróg wodnych. Spośród 34 większych zbiorników w Polsce najwięcej powstało w latach 70. XX w. W ostatniej dekadzie 2010-2020 oddano do użytku 2 duże zbiorniki, których koncepcje sięgają początków XX w.

Dostawa i odkładanie się rumowiska w zbiornikach powoduje zmniejszanie ich pojemności. W efekcie tego procesu zbiorniki wodne całego świata tracą rocznie około od 0,5 do 1% swojej łącznej pojemności, co daje w sumie ok. 50 km³ osadów; całkowita ilość osadów zatrzymanych przez zbiorniki zaporowe na całym świecie sięga od 4-5 do 25 Gt/rok (Schleiss i in. 2016; Syvitski i in. 2005; Walling 2006). Powoduje to ogromne koszty ponoszone na odbudowę utraconej pojemności, w tym także na likwidację zapór i zbiorników (Habel i in. 2020; Habel i in. 2021).

W 47 zbiornikach kluczowych dla gospodarki wodnej w Polsce zanotowano utratę łącznie 193,840 mln m³ pojemności od początku eksploatacji. Opracowana metodyka wielokryterialnej oceny czynników wpływających na zmniejszanie pojemności zbiorników retencyjnych może być skutecznym narzędziem w badaniach dotyczących pracy poszczególnych obiektów i procesów zachodzących w ich zlewniach (Absalon i in. 2022; Pieron i in. 2022).

Analiza stanu wód, z wykorzystaniem tempa wymiany wody, wskazuje na dobry stan zbiorników zlokalizowanych na terenie Karpat; pozostałe zbiorniki charakteryzują się złym stanem wód. Spośród badanych obiektów pierwszą (I) klasą elementów biologicznych charakteryzują się tylko dwa zbiorniki, 11 zbiorników pod względem elementów biologicznych zaklasyfikowano do klasy drugiej (II), trzecia (III) klasa cechuje 6 zbiorników, a jeden zbiornik zakwalifikowano do piątej (V) klasy. Klasyfikacja elementów hydromorfologicznych analizowanych zbiorników zaporowych kwalifikuje je przeważnie do I lub II klasy. Klasa III charakteryzuje jeden zbiornik, a najgorszą jakością – poniżej stanu dobrego – cechują się 2 zbiorniki. Pod względem specyficznych zanieczyszczeń analizowane zbiorniki zakwalifikowano do klasy I lub II (poza jednym, który nie był klasyfikowany). Dobrym potencjałem ekologicznym charakteryzuje się 13 zbiorników, potencjałem umiarkowanym 9 zbiorników, a złym potencjałem ekologicznym charakteryzuje się jeden obiekt. Z klasyfikacji stanu chemicznego, którą oparto na wynikach badań substancji priorytetowych i innych substancji zanieczyszczających wynika, że dobrym stanem chemicznym charakteryzuje się tylko 8 zbiorników, pozostałe obiekty mają zły stan chemiczny. W większości zbiorników o złym stanie chemicznym zdecydowały przekroczenia wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA): benzo(g,h,i)perylenu

i indeno(1,2,3-cd)pirenu (Absalon i in., 2021). Analiza pokrycia terenu w zlewniach zbiorników wodnych jest ważną i obiektywną informacją o wpływie na jakość wody w zbiornikach (Matysik i in. 2020).

BIBLIOGRAFIA

- Absalon D., Matysik M., Habel M., 2021, Water quality in main dam reservoirs in Poland, in: Zelenáková M, Kubiak-Wójcicka K., Negm A.M. (red.), Quality of Water Resources in Poland, Springer Water. Springer, Cham (2021), s. 145-171
- Absalon, D., Pieron, Ł., Matysik, M., Habel, M., 2022, Utrata pojemności kluczowych zbiorników zaporowych w Polsce. Monografie Komitetu Gospodarki Wodnej Polskiej Akademii Nauk, zeszyt 45, s. 121-134.
- Achrem E., Gierszewski P., 2007, Zbiornik Włocławski, Biblioteka Monitoringu Środowiska WIOŚ w Bydgoszczy, s.146.
- Banasik K., Skibiński J., Górski D., 1995. Metody oceny erozji powierzchniowej i akumulacji rumowiska w zbiornikach [w:] Metodyka zagospodarowania zasobów wodnych w małych zlewniach rzecznych. Wydawnictwo SGGW, Warszawa, s. 63-76.
- Brański J., Banasik K., 1996, Sediment yields and denudation rates in Poland [w:] Erosion and Sediment Yield: Global and Regional Perspectives, Exeter, s. 133-138.
- Ciupa T., Suligowski R., Łajczak A., Babiński Z., 2017, Transport fluwialny w rzekach Polski, [w:] Hydrologia Polski (red.) P. Jokiel, W. Marszelewski, J. Pociask-Karteczka, wyd. PWN Warszawa, s. 209-213 .
- Froehlich W., 1982, Mechanizm transportu fluwialnego i dostawy zwierzdelin do koryta w górskiej zlewni fliszowej. Prace Geogr. IGiPZ PAN, 143, s. 144.
- Graf W. H., 1998. Hydraulics of sediment transport. Water Resources Publication, s. 511.
- Habel M., Mechkin K., Podgorska K., Saunes M., Babiński Z., Chalov S, Absalon D., Obolewski K., 2020, Dam and reservoir removal projects: a mix of social-ecological trends and cost-cutting attitudes. Scientific Reports, 10(1), 19210, s.1-16.
- Habel M., Szatten D., Babiński Z., Nadolny G., 2021, Sediment Management in River Basins: An Essential Element of the River Basin Management Plans. Quality of Water Resources in Poland, s. 263-295.
- Koc J., Ciecío C., Janicka, R., Rochwerger, A., 1996, Czynniki kształtujące poziom mineralnych form azotu w wodach obszarów rolniczych. Zesz. Probl. Postępów Nauk Rol. 440, s. 175–183.
- Krengel F., Bernhofer Ch., Chalov S., Efimov E., Efimova L., Gorbachova L., Habel M., Helm B., Kruhlov I., Nabyvanets Y., Osadcha N., Osadchyi V., Pluntke T., Reeh T., Terskii P., Karthe D., 2018, Challenges for Transboundary River Management in Eastern Europe – Three Case Studies, Erde, 149, s. 1-16
- Łajczak A., 1995, Studium nad zamulaniem wybranych zbiorników zaporowych w dorzeczu Wisły. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, s. 85.
- Łajczak, A., 1999. Współczesny transport i sedymentacja materiałów eksploatacyjnych w Wiśle i jej dopływach. Monogr. Kom. Gospod. Wodnej PAN, z.15, s. 215.
- Majewski W., 2011, Gospodarka wodna w Polsce w latach, 50. – ,80. Stan gospodarki wodnej w Polsce - problematyka prawna i kompetencyjna (na przykładzie Dolnej Wisły). Materiały z konferencji zorganizowanej przez Parlamentarny Zespół ds. Dróg Wodnych i Turystyki Wodnej 2 czerwca 2011 r. w siedzibie Senatu, Kancelaria Senatu RP, Warszawa.
- Mały Rocznik Statystyczny Polski, 2024, GUS, Warszawa.
- Matysik M., Absalon D., Habel M., Maerker M., 2020, Surface Water Quality Analysis Using CO₂-RINE Data: An Application to Assess Reservoirs in Poland. Remote Sens. 12(6), 979, s. 1-28.
- Morris G. L., Annandale G., Hotchkiss R., 2008, Reservoir sedimentation. In: Sedimentation engineering: processes, measurements, modeling, and practice: s. 579-612.
- Państwowe Gospodarstwo Wodne Wody Polskie, 2024, Informacja o sytuacji hydrologiczno-meteorologicznej w Polsce z dnia 28 czerwca 2024 r.
- Picińska-Fałtynowicz J., Błachuta J. 2012, Wytyczne metodyczne do przeprowadzenia monitoringu i oceny potencjału ekologicznego zbiorników zaporowych w Polsce. Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa, s. 65.

- Pieron Ł., Absalon D., Habel M., Matysik M., 2021, Inventory of Reservoirs of Key Significance for Water Management in Poland – Evaluation of Changes in Their Capacity. *Energies* 14, 7951, s. 1-26
- Pieron Ł., Absalon D., Matysik M., 2024, Multi-criteria assessment of factors affecting the reduction of retention capacity of dam reservoirs. *Elementa: Science of the Anthropocene* 12 (1), s. 1-16.
- Pieron Ł., Absalon D., Matysik M., 2024, Wielokryterialna ocena czynników wpływających na zmniejszanie retencji w zlewni zbiornika Sulejów – wdrożenie autorskiej metodyki. *Gospodarka Wodna* 5: s. 2-7.
- Pieron Ł., Wujek A., 2022, Rozwój małej retencji w Polsce - wdrażanie założeń do Programu Kształtowania Zasobów Wodnych. *Gospodarka Wodna* 5: s. 29-32.
- Pye K., 1995, The nature, origin and accumulation of loess. *Quaternary Science Reviews*, 14(7-8): s. 653-667.
- Randle T. J., Morris G. L., Tullos D. D., Weirich F. H., Mathias Kondolf G., Moriasi D. N., Annandale G. W., Fripp J., Toby Minear J., Wegner D. L., 2021, Sustaining United States Reservoir Storage Capacity: Need for a New Paradigm. *J. Hydrol.*, 602: s. 126686.
- Ratomski J., Stonawski J., 1993, Survey and Evaluation of the Sedimentation of Tresna Reservoir on the Soła River. *Proceedings of the International Symposium RSY-93*, Warsaw Agricultural University Press, s. 249-254.
- Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 21 sierpnia 2019 r. w sprawie zakresu instrukcji gospodarowania wodą (Dz. U. 2019 poz. 1725).
- Schleiss A.J., Franca M.J., Juez C., De Cesare G., 2016, Reservoir sedimentation. *Journal of Hydraulic Research* 54(6): s. 595-614.
- Soczyńska U., 1990, Prediction of design floods in ungauged basins. *Miscellanea Geographica*, 4(1): s. 97-106.
- Syvitski J.P.M., Vörösmarty C.J., Kettner A.J., Green P., 2005, Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. *Science* 308(5720): s. 376-380.
- Van Rijn L.C., 1984, Sediment transport, part III: bed forms and alluvial roughness. *Journal of Hydraulic Engineering*, 110(12): s. 1733-1754.
- Vörösmarty C.J., Meybeck M., Fekete B., Sharma K., Green P., Syvitski, J.P., 2003, Anthropogenic sediment retention: major global impact from registered river impoundments. *Global and planetary change* 39(1-2): s. 169-190.
- Walling D.E., 2006, Human impact on land–ocean sediment transfer by the world's rivers. *Geomorphology* 79(3-4), s. 192-216.
- Wiśniewski B., 1969, Zamulanie zbiorników wodnych w Polsce oraz próba jego prognozy na podstawie intensywności denudacji. *Archiwum Hydrotechniki*. Tom XVI, z. 4, s. 481-504.
- Woś K., Radoń R., Tekielak T., Wrzosek K., Pieron Ł., Piórecki M., 2022. Role of Multifunctional Water Reservoirs in the Upper Vistula Basin in Reducing Flood Risk. *Water* 14, 4025, s. 1-22.

Adres do korespondencji – Corresponding autor: dr hab. Damian Absalon, prof. UŚ, Uniwersytet Śląski, Wydział Nauk Przyrodniczych, Instytut Nauk o Ziemi, ul. Będzińska 60, 41-200 Sosnowiec, e-mail: damian.absalon@us.edu.pl

Weronika WARACHOWSKA

Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu
Centrum badań nad wyzwaniem ekologicznymi i energetycznymi

8. RETENCJA POLDEROWA

8. POLDER RETENTION

Abstract

Expected flood risk increase induce the need of finding new flood risk management measures capable to effectively mitigate the effects of flood events. An example of such measures are polders as a combination of the flood mitigation function with the agricultural cultivation of the land and protection of existing ecosystems and landscape. Despite benefits of polders such as flood retention, environment protection and intensification of agriculture production their potential is untapped.

The chapter presents the results of research on polder management in Poland, including the assessment of retention capacity, the determination of polder functionality and the possibilities for the protection of the environment. One of the most important function of polder is their multifunctionality that increases the effectiveness combining all served functions of this measure. However a number of challenges for effective polder retention were identified and described. The biggest barriers for effective polder retention are ambiguity of formal regulations, land use (a significant share of urban areas), social conflicts and possible negative impact on the environment.

Key words: polder, flood retention, flood risk mitigation, natural flood retention

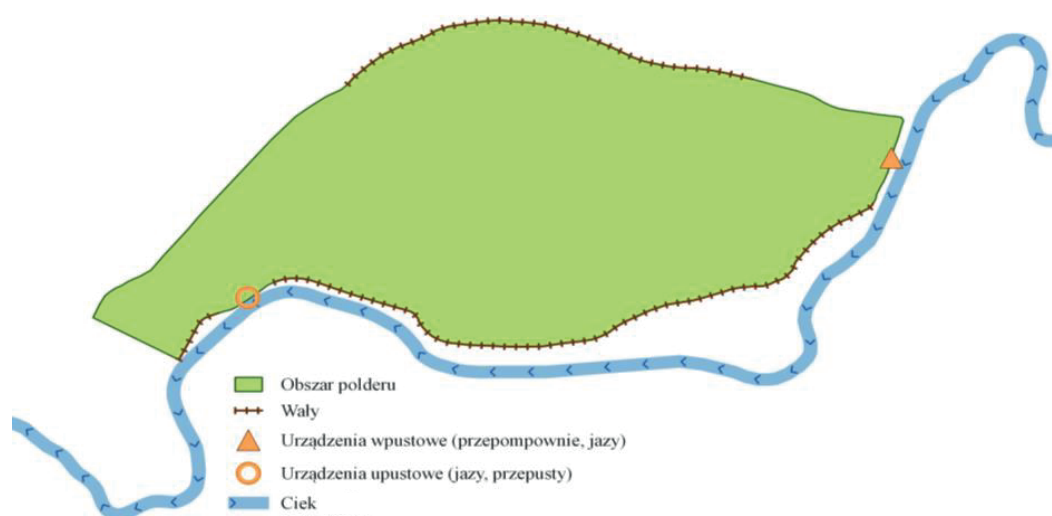
8.1. WPROWADZENIE

Powódź stanowi ekstremalne zjawisko hydrologiczne, którego skutki mają wpływ na mienie, środowisko oraz życie i zdrowie ludzi (Doocy i in. 2013, Merz i in. 2021, Rdzany i in. 2022, Pinskiwar i in. 2023). W Polsce powodzie stanowią główne ryzyko naturalne, które w związku ze zmieniającym się klimatem intensyfikuje swoje natężenie i częstotliwość (Kundzewicz i in. 2023).

Negatywne skutki powodzi w dużej mierze są wynikiem intensywnego zagospodarowania terenów zalewowych rzek (Dolejš i in. 2022). Nie bez znaczenia jest także zmiana klimatu szerzej omówiona w rozdziale 2. oraz intensyfikacja nagłych zjawisk pogodowych (Pilorz i in. 2023, Sabau i in. 2018,). W ramach poszukiwania skutecznych rozwiązań w mitygacji ryzyka powodziowego coraz większą uwagę

kieruje się na rozwiązania oparte na przyrodzie (ang. *Nature-based solutions*), których koncepcja opiera się na naturalnych procesach występujących w środowisku (Ruangan i in. 2020). W kontekście zarządzania ryzykiem powodziowym na znaczeniu zyskują rozwiązania wspierające redukcję ryzyka powodziowego przy jednoczesnym zapobieganiu negatywnym i narastającym skutkom susz. Jednym z takich rozwiązań są poldery, umożliwiające retencję wód na terenach zalewowych rzek.

Poldery to obszary o naturalnym, wklęsłym ukształtowaniu terenu, oddzielone od cieku lub zbiornika wodnego, na których możliwe jest sterowanie przepływem wody przy wykorzystaniu urządzeń hydrotechnicznych. Istotną cechą polderów jest możliwość ich wielofunkcyjnego wykorzystania np. do retencjonowania wód powodziowych, do intensyfikacji produkcji rolnej czy w celach rekreacyjnych (Warachowska, Zwoliński 2023). Na rys. 8.1 przedstawiono schemat funkcjonalny polderu z jego lokalizacją względem cieku.



Rys. 8.1. Schemat funkcjonalny polderu

Fig. 8.1. Functional scheme of polder

Istotną cechą polderów jest możliwość sterowania przepływem wód, gwarantująca efektywne wykorzystanie terenu zarówno podczas wezbrań jak i w pozostałym okresie.

8.2. RYS HISTORYCZNY

Historia gospodarki polderowej w Polsce sięga XIII w. i związana jest z osiedleniem się holenderskich Mennonitów na Żuławach Wiślanych (Klugewicz 1992). Działalność człowieka w zakresie zagospodarowania terenów depresyjnych zlokalizowanych w delcie Wisły skupiała się głównie na zapewnieniu bezpieczeństwa przed powodzią, poprawie żeglugi śródlądowej oraz rolniczym wykorzystaniu żyznych gruntów. W tym celu początkowo dokonywano obwałowań pojedynczych zagród położonych w pobliżu cieków, a w późniejszym okresie wały lokalizowano w granicach poszczególnych osad i wsi. Wraz ze stopniowym osuszaniem coraz większych powierzchni gruntów i osiedleniem się napływowej ludności, obwałowane osady i wsie łączono w ciągi wałów lokalnych tworzących systemy melioracyjne (Plit 2016).

Obwałowanie cieków zrodziło potrzebę odprowadzania wód z żyznych terenów zlokalizowanych za wałami aby możliwe było ich rolnicze wykorzystanie. To właśnie proces dzielenia zawali obwałowanych rzek na mniejsze jednostki (poldery) oraz wymuszenie przepływu wód (m.in. za pomocą kół czerpalnych czy śrub wodnych) określa się mianem polderyzacji.

Aż do połowy XX w. rozwój gospodarki polderowej związany był głównie z rozwojem technologii umożliwiających efektywniejsze odwadnianie terenów zawali rzek oraz intensyfikacją produkcji rolnej. Koncentrował się także przede wszystkim na terenach delty Wisły, natomiast w pozostałych regionach dotyczyły pojedynczych obszarów.

Istotnym aspektem dotyczącym historii gospodarki polderowej w Polsce była komasacja polderów na przełomie XIX i XX w., w wyniku której liczebność polderów na Żuławach zmniejszyła się kilkunastokrotnie (Cebulak 1976). Agregowanie polderów umożliwiło ograniczenie kosztów utrzymania rozbudowanej infrastruktury hydrotechnicznej oraz ułatwiło prowadzenie działalności rolniczej na ich terenie.

Redukcja liczby polderów była jednak nie tylko wynikiem planowanej działalności zmierzającej do zwiększenia efektywności gospodarki polderowej ale była także skutkiem działalności wycofujących się wojsk hitlerowskich, niszczących infrastrukturę hydrotechniczną (Kowalczyk 1986a, b). Zniszczenia te doprowadziły do licznych zalań i podtopień pól uprawnych oraz budynków mieszkalnych i przemysłowych, a w ujęciu długoterminowym do zahamowania dalszych działań melioracyjnych i polderyzacji terenów zalewowych rzek.

W okresie powojennym wielokrotnie podejmowano prace renowacyjne urządzeń wodnych oraz prace porządkowe (modyfikacyjne) polderów co doprowadziło jedynie do częściowego odtworzenia przedwojennego stanu polderów (Klugewicz 1992).

Współczesną historię polderów wiązać można z kształtowaniem się prawa wodnego i formalnym regulowaniem stosunków wodnych, w tym melioracyjnych, w kraju. Transformacja ustroju prawnego w tym zakresie również odzwierciedla zmiany w sposobie postrzegania i wykorzystania polderów.

Pierwszym aktem prawa regulującym zagadnienia melioracji terenów rolnych było rozporządzenie Prezydenta Rzeczypospolitej z 1928 r. o popieraniu owych melioracji (Rozporządzenie 1928a), a także inne akty prawa wspierające publiczne przedsiębiorstwa melioracyjne i przeprowadzanie melioracji (Ustawa 1921, Rozporządzenie 1928b). Akty prawa określały zakres melioracji dla potrzeb rolnictwa, sposób ich wykonania oraz zarządzania nimi, a także sposób finansowania. W latach 1939 oraz 1958 zapisy w zakresie melioracji rolnych były nowelizowane w następujących po sobie ustawach (Ustawa 1939, Ustawa 1958). Nie podejmowały one bezpośrednio zagadnienia polderów, ale w sposób pośredni odnosiły się do infrastruktury hydrotechnicznej właściwej polderom oraz do zarządzania terenami rolnymi na obszarach zmeliorowanych. Wspomniane akty prawne skupiały się głównie na kwestiach związanych z gospodarką rolną, natomiast w zakresie ochrony przeciwpowodziowej odnosiły się do ewentualnej rekompensaty strat w przypadku nieefektywnego odwadniania gruntów. W 1962 r. wspomniane zapisy zostały w całości lub w części zastąpione pierwszym prawem wodnym (Ustawa prawo wodne 1962), które jednak również nie odnosiło się bezpośrednio do polderów.

Pojęcie polderów pojawia się po raz pierwszy w polskim prawodawstwie wraz z nowelizacją prawa wodnego w 2017 r. Ustawowo poldery traktowane są jako budowle przeciwpowodziowe, stanowiące urządzenie wodne umożliwiające okresową retencję wód i odwadnianie terenów zalewowych (Ustawa prawo wodne 2017).

W długiej historii gospodarki polderowej w Polsce postrzeganie polderów zależało od kontekstu oraz sposobu ich wykorzystania. W początkowym okresie powstawanie polderów związane było z pozyskiwaniem nowych terenów do celów gospodarki rolnej. Postęp technologiczny w produkcji żywności sprawił jednak, że wykorzystanie polderów jako terenów uprawnych straciło na atrakcyjności, a dynamiczny wzrost zagrożenia powodziowego oraz konieczność wdrażania skutecznych rozwiązań jego ograniczania sprawił, że poldery stopniowo zaczęły pełnić istotniejszą funkcję przeciwpowodziową.

8.3. RETENCJA POLDEROWA W POLSCE

Zmiana w podejściu do idei ustanawiania i wykorzystania polderów sprawiła, iż aktualnie ich główna funkcja związana jest z redukcją ryzyka powodziowego w połączeniu z intensyfikacją produkcji rolnej. Żyzne tereny rolne, z uwagi na swoją lokalizację, powierzchnię i ukształtowanie, mogą być potencjalnie wykorzystywane do retencji wód podczas wezbrań.

Aktualnie w różnych regionach Polski zlokalizowanych jest łącznie 250 polderów. Należy jednak podkreślić, że określenie liczby polderów nie jest zagadnieniem prostym z uwagi na ich niejednoznaczne pojmowanie, brak jednoznacznych kryteriów klasyfikacji i zmianę w postrzeganiu polderów na przestrzeni lat. Informacje na temat polderów w Polsce oparto na danych z bazy danych o polderach z 2022 r. (Warachowska, Zwoliński 2023) i zaktualizowano je o dane dostępne na temat polderów do końca 2023 r..

Łączna powierzchnia polderów w całym kraju to 258 029,8 ha. Blisko połowa wszystkich polderów znajduje się na terenie Żuław Wiślanych, jednakże pojedyncze poldery oraz całe systemy polderowe zlokalizowane są także w innych regionach Polski – w dorzeczu Wisły, Odry, Pregoly oraz rzek Przymorza. Na rys. 8.2 przedstawiono lokalizację polderów w Polsce.

W tablicy 8.1 zestawiono także informacje na temat polskich polderów, uwzględniając ich lokalizację oraz podstawowe parametry – powierzchnię oraz objętość retencyjną.

W Polsce przeważają poldery małe i bardzo małe, zarówno w kontekście powierzchni jak i objętości retencyjnej. W zdecydowanej większości są obiekty płytkie, o niskim stosunku głębokości do powierzchni.

Z uwagi na swoją lokalizację oraz charakterystyczny reżim wodny niektóre poldery stanowią formy ochrony przyrody lub służą ochronie poszczególnym komponentów środowiska (rys. 8.3). Ochronie podlega przede wszystkim unikalny krajobraz, a także fauna i flora charakterystyczna dla terenów zalewowych. Blisko 70% wszystkich polderów w kraju zlokalizowanych jest w granicach obszarów chronionego krajobrazu, a ponad 62 % znajduje się w granicach Specjalnych Obszarów Ochrony i Obszarów Specjalnej Ochrony Natura 2000. Przykładami polderów stanowiących przedmiot ochrony jest polder Cedyński (rezerwat przyrody Bielinek w powiecie gryfińskim), polder Osieki (rezerwat przyrody „Łazy” w powiecie koszalińskim), polder Sątopy-Samulewo (rezerwat przyrody Sątopy-Samulewo w powiecie bartoszyckim) czy polder Domaszków-Tarchalice, którego celem jest nie tylko zwiększenie bezpieczeństwa powodziowego ale także renaturyzacja siedlisk starorzeczy i lasów łęgowych.

Poldery w Polsce pełnią zwykle więcej niż jedną funkcję, łącząc możliwości ochrony poszczególnych komponentów środowiska, retencji wód podczas powodzi



Rys. 8.2. Lokalizacja polderów w Polsce

Fig. 8.2. Location of polders in Poland

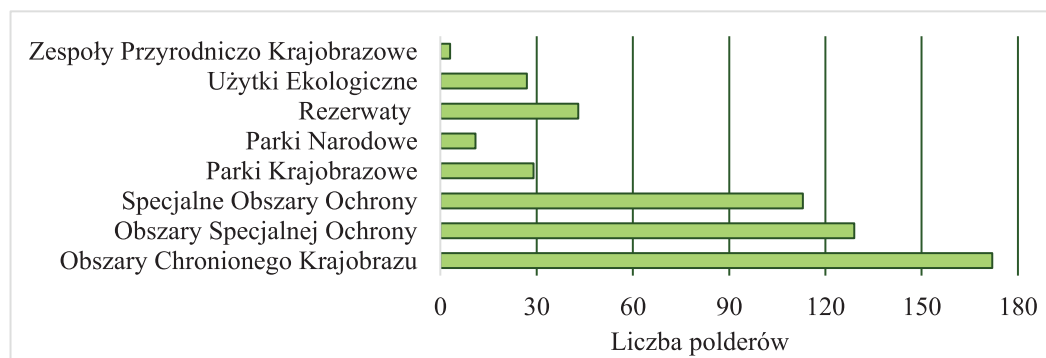
Tablica 8.1.

Liczba polderów w Polsce oraz ich podstawowe parametry morfometryczne

Table 8.1.

Number of polders in Poland and their morphometric parameters

Region	Liczba polderów	Powierzchnia [ha]	Objętość retencyjna [tys. m ³]
Żuławy	105	129 828,9	79 803,4
Dorzecze Odry	64	74 019,5	309 240,4
Dolina Odry	32	27 704,5	257 761,3
Zlewnia Warty	31	46 275,0	48 729,1
Zlewnia Nysy Kłodzkiej	1	40,0	>2 750,0
Dorzecze rzek Przymorza	53	46 080,7	75 137,5
Dorzecze Wisły i Pregoly	28	8 100,7	11 426,3
Warmia i Mazury	15	5 108,8	7 573,7
Dolina Narwi	6	2 872,1	3 402,3
Pozostałe	7	119,8	450,3
Suma	247	258 029,8	475 607,6



Ryc. 8.3. Liczba polderów zlokalizowanych na obszarach chronionych

Fig. 8.3. Number of polders located within protected areas

oraz rolne wykorzystanie terenów polderowych poza okresem wezbrań. Przestrzeń polderów wzbogacana jest także przez zasoby kultury materialnej tj. budowle wodne, wiatraki, mosty czy zabudowę wiejską i zagrodową. Na obszarach wiejskich zlokalizowanych na terenach polderowych, obok produkcji rolniczej rozwija się także przetwórstwo rolne oraz inne gałęzie przemysłu nieuciążliwe dla środowiska, a także usługi związane ze sprzedażą produktów gospodarki rolnej oraz zaopatrzeniem lokalnych społeczności (Liziński 2000). Również poza okresami wezbrań poldery wykorzystywane mogą być w celach turystyki, agroturystyki, rekreacji czy edukacji ekologicznej.

Retencja wód jest istotna nie tylko ze względu na ochronę przeciwpowodziową czy intensyfikację produkcji rolnej, ale także ze względu na konieczność utrzymania zasobów wód w Polsce dla zaspokojenia potrzeb obywateli oraz dla poprawnego funkcjonowania gospodarki. Funkcję infrastruktury hydrotechnicznej w kontekście retencji wód podczas suszy i niżówek omówiono szerzej w rozdziale 7.

Na istniejących i wykorzystywanych podczas powodzi polderach w Polsce zlokalizowana jest także często zabudowa mieszkaniowa i przemysłowa. Zabudowa terenów polderowych może ograniczać możliwość wykorzystania polderu podczas powodzi, jednakże odpowiednie projektowanie infrastruktury oraz planowanie eksploatacji umożliwia realizowanie funkcji mieszkaniowej czy przemysłowej komplementarnie dla funkcji przeciwpowodziowej.

Efektywność polderów, oprócz ich wielofunkcyjności, może być upatrywana w zdolności retencyjnej. Teoretyczna zdolność retencyjna określona na podstawie powierzchni, potencjalnej głębokości czy ukształtowania terenu może nie być jednak wskaźnikiem miarodajnym. Istotne jest bowiem faktyczne wykorzystanie owej teoretycznej zdolności, zależne od sposobu wykorzystania polderu podczas wezbrań, a w zasadzie sposobu podejmowania decyzji w odniesieniu do momentu oraz sposobu jego zalania.

Jedną z głównych zalet polderów w kontekście ochrony przeciwpowodziowej jest możliwość sterowania przepływem wody w celu ścięcia kulminacji fali powodziowej (Cui i in. 2007). Badania pokazują istotny wpływ zarządzania przepływem na zwiększenie objętości retencyjnej polderów, zmniejszenie maksymalnego przepływu wód oraz redukcję ryzyka powodziowego (Malingier i in. 2023).

Kluczowe dla zwiększenia efektywności gospodarki polderowej w zakresie redukcji ryzyka powodziowego jest opracowywanie strategii kontrolowania przepływu wodami podczas wezbrań, opartych na danych operacyjnych, uwzględniających parametry infrastruktury hydrotechnicznej oraz przebiegu powodzi (Dickel, Theobald

2024). W wyniku odpowiedniego uruchomienia urządzeń wpustowych polderu możliwe jest bowiem ścięcie kulminacji fali powodziowej i w konsekwencji istotne zredukowanie ryzyka powodziowego.

Sterowanie przepływem umożliwia także efektywne zagospodarowanie przestrzenne terenów zalewowych.

Wsparciem w procesie podejmowania decyzji może być analiza kosztów i korzyści, która przy uwzględnieniu poziomu redukcji ryzyka powodziowego w związku z zalaniem polderu może stanowić wyznacznik do sterowania polderem czy całym systemem polderowy (Ungvari, Kis 2022).

8.4. WYZWANIA RETENCJI POLDEROWEJ

8.4.1. Uwarunkowania formalno-prawne

Istotną przeszkodą w wykorzystaniu potencjału polderów w Polsce są uwarunkowania prawne odnoszące się zarówno do ustanawiania nowych polderów jak i wykorzystywania istniejących. Zgodnie z definicją sformułowaną w prawie wodnym (Ustawa prawo wodne 2017) poldery stanowią budowle przeciwpowodziowe, zalewane i odwadniane przy użyciu urządzeń wodnych. Powyższa definicja zawęża znaczenie polderu do jego funkcji przeciwpowodziowej. O ile samo obowiązywanie definicji w tej formie nie wyklucza wielofunkcyjności polderu, o tyle na gruncie praktycznym zawężona definicja rodzi znaczne komplikacje w zakresie kompensacji strat powodziowych. Z uwagi na swoje ukształtowanie oraz lokalizację poldery w naturalny sposób wykorzystywane są w trakcie powodzi (nadmiar wód przelewa się przez istniejące obwałowania, prowadząc do wymuszonej retencji). Kompensacja strat związanych z zalaniem polderu możliwa jest wyłącznie w przypadku sklasyfikowania polderu jako przeciwpowodziowy, co jest niemożliwe w przypadku jednoczesnej eksploatacji na cele rolne.

Wielofunkcyjność polderów wyklucza także często ich ujmowanie w rejestrach podmiotów odpowiedzialnych za zarządzanie ryzykiem powodziowym, natomiast podmioty realizujące działania w zakresie gospodarki rolnej, nie prowadzą ewidencji umożliwiającej ocenę zdolności retencyjnej.

W konsekwencji braku uregulowania sytuacji formalno-prawnej zdolność retencyjna polderów nie zostaje w pełni wykorzystana podczas wezbrań, w szczególności w kontekście ścięcia kulminacji fali powodziowej.

Obowiązująca definicja formalna polderu, z uwagi na brak odzwierciedlenia stanu faktycznego w zakresie i pominięcie polderów wielofunkcyjnych, prowadzi do dużej swobody interpretacji i pozostawia dowolność w sposobie ustanawiania polderów, usankcjonowania ich funkcjonowania czy sposobie zarządzania. Aktualnie nie zostały sformułowane jednoznaczne przesłanki do kwalifikacji polderu, natomiast w praktyce stosowane są bardzo różne sposoby formalizacji retencji polderowej (uzyskanie decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach, uzyskanie pozwolenia wodnoprawnego, prowadzenie rejestrów czy uwzględnienie polderów w dokumentach planistycznych).

Mnogość możliwości sformalizowania ustanawiania i funkcjonowania polderów komplikuje zarządzanie tą formą ochrony przeciwpowodziowej i ogranicza wykorzystanie jej potencjału.

8.4.2. Zagospodarowanie przestrzenne i struktura własności

Intensywne zagospodarowanie terenów zalewowych rzek stanowi istotną przeszkodę w efektywnym zarządzaniu terenami zalewowymi, nie tylko w odniesieniu do ewentualnego wykorzystania polderów. Tereny polderowe są obszarami w znacznej mierze zagospodarowanymi rolniczo. Grunty orne, aktywnie wykorzystywane rolniczo lub jako łąki i pastwiska zajmują 252 524,7 ha co stanowi 98,1% całkowitej powierzchni polderów. Część terenów, na których zlokalizowane są poldery to również tereny antropogeniczne, w tym tereny miejskie, niska zabudowa mieszkaniowa oraz zabudowa zagrodowa, stanowiące blisko 0,86%. Udział terenów antropogenicznych jest stosunkowo niewielki jednak ich obecność znacząco ogranicza wykorzystanie polderów podczas wezbrań i potęguje ewentualne straty powodziowe w przypadku faktycznego ich zalania. (Hudak i in. 2018, Kołodziejczyk i in. 2019).

Istotnym zagadnieniem w kontekście wykorzystania terenów polderowych w trakcie wezbrań jest również struktura własności gruntów, na których są posadzone. Rozwiązania oparte na przyrodzie wymagają znacznie większej powierzchni terenu, który często stanowi własność prywatną. Wykorzystanie terenów prywatnych w celu zapewnienia bezpieczeństwa ludności podlega odrębnym regulacjom i wymaga uzgodnień pomiędzy podmiotami publicznymi i prywatnymi.

8.4.3. Konflikty społeczne

Zarządzanie ryzykiem powodziowym na terenach prywatnych czy też zamieszkałych lub wykorzystywanych rolniczo może być źródłem sytuacji konfliktowych. Dotychczasowa historia polderów dostarcza licznych przykładów konfliktów związanych z retencją wód podczas powodzi. Ich cechą wspólną jest brak zgody lokalnych społeczności na zalanie polderu ze względu na ochronę swojego mienia. Niestety inną cechą występujących konfliktów jest ostateczne zalanie polderu, utrata dóbr materialnych przez mieszkańców zalewanych terenów oraz znaczące ograniczenie efektywności polderów w zarządzaniu ryzykiem powodziowym (Laks 2017).

Z uwagi na brak formalizacji w zakresie ustanawiania i eksploatacji polderów brak jest także świadomości wśród lokalnych społeczności na temat faktycznych możliwości wykorzystania polderu podczas powodzi oraz konsekwencji zalania. Niejasne są także zasady kompensacji strat powodziowych zalewanych terenów co dodatkowo powoduje komplikacje zarówno podczas wezbrań, jak i podczas lokalizowania nowych polderów (Wiśniewski 2016, Warachowska, Zwoliński 2023).

Podobny opór ze strony społeczeństwa spotyka także lokalizowanie nowych zbiorników retencyjnych na terenach zamieszkałych czy wykorzystywanych rolniczo.

Sytuacje konfliktowe w gospodarce polderowej związane są także ze sposobem finansowania ustanawiania nowych polderów czy modernizowania istniejących. Poldery pełnią zwykle więcej niż jedną funkcję w związku z czym pojawiają się wątpliwości co do wykorzystania środków z funduszy celowych na rzecz mitygacji ryzyka powodziowego, które ostatecznie będą także służyły intensyfikacji produkcji rolnej. Odrębnym zagadnieniem jest także trudność w określeniu organów odpowiedzialnych za zarządzanie polderem - czy właściwe są jednostki administracji publicznej zarządzające wodami czy też nadzorujące gospodarkę rolną.

8.4.4. Wpływ na środowisko

Nie bez znaczenia w kontekście wyzwań retencji polderowej jest także wpływ polderów na środowisko.

Poldery wykorzystują naturalne ukształtowanie terenów zalewowych rzek, a także naturalne procesy występujące w przyrodzie, umożliwiając redukcję przepływów wód powodziowych i redukcję ryzyka powodziowego podczas wezbrań. Należy jednak zauważyć, że efektywność polderów zależy ściśle od wykorzystania infrastruktury hydrotechnicznej umożliwiającej sterowanie przepływem wód w polderze i ścięcie fali powodziowej w odpowiednim momencie.

Z uwagi na lokalizację polderów w dolinach rzecznych w bezpośrednim lub bliskim sąsiedztwie rzek, już sama budowa owej niezbędnej infrastruktury może stanowić znaczącą ingerencję w środowisko naturalne. Zgodnie z obowiązującym prawem lokalizowanie czy przebudowa lub rozbudowa budowli przeciwpowodziowych stanowi przedsięwzięcie mogące potencjalnie znacząco oddziaływać na środowisko.

Odwadnianie terenów pod ustanowienie polderów prowadzi także do przekształcenia terenów depresyjnych w grunty orne i trwałej degradacji siedlisk charakterystycznych dla terenów podmokłych i bagiennych.

Nie bez znaczenia jest również retencja zanieczyszczeń w wyniku zalewania polderów podczas powodzi (Garcia-Garizabal i in. 2012, Zhang i in. 2023). Akumulacja zanieczyszczeń może prowadzić do obniżenia jakości gleb i ograniczenia możliwości użytkowania terenów rolnych (Golik i in. 2019).

8.5. PODSUMOWANIE

Przebieg występujących w wieloletniej powodzi oraz ich drastyczne skutki zarówno dla mienia, życia i zdrowia ludzi jak i dla środowiska, wskazują, że poszukiwanie nowych skutecznych rozwiązań w mitygacji ryzyka powodzi jest zagadnieniem o wysokiej wadze. Mimo podejmowanych działań w zakresie zwiększenia zdolności retencyjnej, konieczne jest dalsze poszukiwanie nowych, efektywnych rozwiązań, na co dobitnie wskazują skutki powodzi w Polsce w 2024 r.

Odpowiedzią na rosnące zapotrzebowanie w zakresie zdolności retencyjnych mogą być poldery, jednakże z uwagi na uwarunkowania formalno-prawne, sposób zagospodarowania czy występujące konflikty społeczne, ich wykorzystanie podczas powodzi jest aktualnie ograniczone.

Intensywne zagospodarowanie polderów, przede wszystkim poprzez lokalizowanie zabudowy mieszkaniowej i przemysłowej, utrudnia eksploatację polderów w celu redukcji ryzyka powodziowego. Nie wyklucza jednak zalewania terenów polderowych podczas wezbrań, w sposób samoczynny i naturalny. Poldery zlokalizowane są często w terasach zalewowych rzek i brak regulacji w zakresie ustanawiania i wykorzystania polderów prowadzi do wzrostu ryzyka powodziowego oraz potencjalnych strat powodziowych.

Aktualnie w Polsce brak jest jednoznacznych uwarunkowań formalnych dla wdrażania polderów i eksploatacji polderów. Obowiązujące przepisy prawa nie określają podstawy prawnej dla ich ustanawiania, natomiast wąska definicja formalno-prawna polderu stanowi przyczynę licznych komplikacji na każdym z etapów procesu decyzyjnego.

Uregulowanie zagadnień dotyczących gospodarki polderowej w Polsce mogłoby doprowadzić do zwiększenia naturalnej retencji w dolinach rzecznych i przyczynić się do redukcji ryzyka powodzi. Regulacje w tym zakresie nie byłyby także bez znaczenia w kontekście ograniczania występowania sytuacji konfliktowych i ochrony zdrowia, życia i mienia lokalnych społeczności zamieszkujących tereny zagrożone powodzią.

BIBLIOGRAFIA

- Cebulak K., 1976, System Wodno-Melioracyjny. W: Żuławy Wiślane. Gdańskie Towarzystwo Naukowe, Ossolineum, Gdańsk: 662–672.
- Cui Z., Huang J.C., Tian F., Gao J.F., 2019, Modeling the response of river nutrient conditions to land use changes in lowland artificial watersheds (polders), *Ecological Engineering* 135: 98–107. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2019.05.012.
- Cyberski, J., Mikulski Z., 1976, Stosunki hydrologiczne Żuław, 239–88 W: Żuławy Wiślane, Gdańskie Towarzystwo Naukowe, Gdańsk, 239-288.
- Dickel S., i Theobald S., 2024, Innovative control strategy for flood mitigation through a combination of barrage management on impounded rivers and polders, *Nat Hazards* (2024) <https://doi.org/10.1007/s11069-024-06648-4>.
- Doocy S., Daniels A., Murray S., Kirsh T., 2013, The human impact of floods: a historical review of events 1980-2009 and systematic literature review, *PLoS Curr.* 2013 Apr 16; 5.
- Dolejš M., Raška P., Kohnová S., Schinke R., Warachowska W., Thaler T., Kočický D., 2022, On the right track of flood planning policy? Land uptake in Central-European floodplains (1990–2018), *Landscape and Urban Planning*, 228(104560).
- Garcia-Garizabal I., Abrahao R., Causape J., 2012, Irrigation management and pollution by salts and nitrate: flood vs. pressurized system. *Itea-Informacion Tecnica Economica Agraria* 108(4): 482–500.
- Golik D., Gortych M., Kołodziejczyk U., 2019, Directions of Polderization in the Middle Basin of the Odra River. *Civil and Environmental Engineering Reports* 28(3):103–110. DOI: 10.2478/ceer-2018-0038.
- Hudak M., Karczmar C., Kołodziejczyk U., Kostecki J., 2018, Flood Protection on the Odra River in the Segment Between Nowa Sól and Cigacice. *Civil and Environmental Engineering Reports* 28(1):54–63. DOI: 10.2478/ceer-2018-0005.
- Klugewicz J., 1992, Polderyzacja Terenów Depresyjnych. Towarzystwo Wolnej Wszechnicy Polskiej, ISBN: 83-853-2100-4
- Kołodziejczyk U., Karczmar C., Gortych M., Kostecki J., 2019, Geośrodowiskowe uwarunkowania polderu Milsko. Uniwersytet Zielonogórski.
- Kowalczyk A., 1986a, Działalność i osiągnięcia meliorantów przy odbudowie i osuszeniu Żuław zalanych przez Niemców w 1945 roku – Część I. *Wiadomości Melioracyjne i Łąkowe* 2: 35–37.
- Kowalczyk A., 1986b, Działalność i osiągnięcia meliorantów przy odbudowie i osuszeniu Żuław zalanych przez Niemców w 1945 roku – Część II. *Wiadomości Melioracyjne i Łąkowe* 3: 79–82.
- Kundzewicz ZW., Januchta-Szostak A., Nachlik E., Pinskwar I., Zaleski J., 2023, Challenges for Flood Risk Reduction in Poland's Changing Climate. *Water* 15, 16.
- Laks I., 2017, Wpływ retencji polderu Golina na transformację fali powodziowej z 2010 r., *Gospodarka wodna* 2017(2): 49–57.
- Liziński T., 2000, Druzno lake basin as an example of polder function and function of polder water-melioration systems. *Acta Agrophysica* 1: 28–30.
- Malinger A., Wawrzyniak M., Rybacki M., Szałkiewicz E., Dysarz T., 2023, Reducing flood hazard by effective polder operation: A case study of the Golina polder. *Meteorology Hydrology and Water Management. Research and Operational Applications* 11(1) 1-21.
- Merz B., Blöschl G., Vorogushyn S. Dottori F., Aerts J., Bates P., Bertola M., Kemter M., Kreibich H., Lall U., i Macdonald E., 2021, Causes, impacts and patterns of disastrous river floods, *Nat Rev Earth Environ* 2, 592–609. <https://doi.org/10.1038/s43017-021-00195-3>

- Pinskwar I., Chorynski A., Graczyk D., 2023, Risk of Flash Floods in Urban and Rural Municipalities Triggered by Intense Precipitation in Wielkopolska of Poland. *International Journal of Disaster Risk Science* 14, 3: 440-457. <https://doi.org/10.1007/s13753-023-00493-y>
- Pilorz W., Laskowski I., Surowiecki A., Lupikasza E., 2023, Fatalities related to sudden meteorological events across Central Europe from 2010 to 2020. *International Journal of Disaster Risk Reduction* 88, 103622.
- Plit J., 2016, Krajobrazu Kulturowe Polski i ich przemiany. *Prace Geograficzne* nr 253: 136-137.
- Rdzany Z., Szmidt A., Frydrych M. i Kossowski M., 2022, Wpływ powodzi z 2010 roku na morfologię południowej części dna zbiornika Jeziorsko. *Acta Geographica Lodziensia* 112: 77-95.
- Rozporządzenie Prezydenta Rzeczypospolitej z dnia 22 marca 1928 r. o popieraniu melioracji rolnych, 1928.
- Ruangpan L., Vojinovic Z., Di Sabatino S., Sandra Leo L., Capobianco V., Oen A., McClain M., Lopez-gunn E., 2020, Nature-based solutions for hydro-meteorological risk reduction: A state-of-the-art review of the research area. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 20: 243–270. DOI: 10.5194/nhess-20-243-2020
- Sabau D., Serban G., Kocsis I., Stroi R., 2018, Winter Phenomena (Ice Jam) on Rivers from the Romanian Upper Tisa Watershed in 2006-2017 Winter Season. *Water Management and the Environment: Case Studies* 89, 125-174.
- Ungvari G., Kis, A., 2022, Reducing flood risk by effective use of flood-peak polders: A case study of the Tisza River. *Journal of Flood Risk Management* 15(3) e12823.
- Ustawa z dnia 26 października 1921 r. o popieraniu publicznych przedsiębiorstw melioracyjnych, 1921.
- Ustawa z dnia 13 lipca 1939 r. o popieraniu melioracji wodnych dla potrzeb rolnictwa, 1939.
- Ustawa z dnia 22 maja 1958 r. o popieraniu melioracji wodnych dla potrzeb rolnictwa, 1958.
- Ustawa z dnia 30 maja 1962 r. Prawo wodne, 1962.
- Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. Prawo wodne, 2017.
- Warachowska W., Zwoliński Z., 2023, Gospodarka polderowa w Polsce – wyzwania naturalnej retencji powodziowej. *Landform Analysis* 42: 3-22. DOI: 10.12657/landfana-042-001.
- Wiśniewski J., 2016, Dlaczego powinniśmy zbudować polder Golina na Warcie? *Gospodarka Wodna* 1: 25–32.
- Zhang J., Huang J.C., Qian R., Zhang Q.M., Gao J.F., 2023, Lowland artificial watersheds with unique nutrient transport: Response to natural and anthropogenic drivers. *Journal of Hydrology*, 622, part B, 129635. DOI10.1016/j.jhydrol.2023.129635.

Adres do korespondencji – Corresponding autor: dr inż. Weronika Warachowska, Research Centre for Energy and Environmental Challenges, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, ul. Uniwersytetu Poznańskiego 7, 61-614 Poznań, e-mail: weronika.warachowska@gmail.com

Tomasz OKRUSZKO

Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie
Instytut Inżynierii Środowiska

9. WODA DLA ROLNICTWA

9. WATER FOR AGRICULTURE

Abstract

Water for agriculture in Poland covers three types of water demands: water for supplementary irrigation, water for households in rural areas, including the water needs of animals, and water for the food processing industry. Crop production in temperate climates is mainly supported by rainfall. Additional irrigation demands 100 mln cubic meters annually. This volume is probably higher as census books do not include all types of irrigated areas. Due to significant losses in yield caused by droughts, there is an expectation of steady growth of irrigated areas. Estimates show that we might expect water intake from one to two billion cubic meters annually. Drainage is responsible for the increased outflow from almost 6.5 mln ha. There are a number of state and EU initiatives to reconstruct and change the character of a significant part of the drainage systems, many of them to be changed into functioning as drainage-irrigation systems. Water use in rural households is estimated at 490 mln cubic meters, and the food processing industry, including beverages, uses around 124 mln cubic meters per year.

Keywords: water demand, irrigation, drainage, water supply

9.1. WSTĘP

Nexus woda-rolnictwo jest charakteryzowany zarówno przez komponent ilościowy, który w głównej mierze dotyczy wody zużywanej w produkcji rolnej, jak i komponent jakościowy, którego główną cechą jest określenie wpływu rolnictwa na jakość wód. Jego najbardziej widocznym przejawem jest eutrofizacja wód ze szczególnym uwzględnieniem jezior, zbiorników retencyjnych i Bałtyku. Analiza tego zjawiska wymaga określenia źródeł, dróg migracji oraz procesów biochemicznych związanych z obiegiem azotu i fosforu w krajobrazie. Pierwiastków kluczowych dla produkcji rolnej, ale też kreujących żyzność siedlisk przyrodniczych (lądowych i wodnych), które w zamyśle nie powinny podlegać znaczącemu wpływowi działalności człowieka. Niniejszy rozdział koncentruje się na aspektach ilościowych, nie-

mniej jednak stan systemów melioracyjnych (odwadniających i nawadniających), a także sposób traktowania ścieków bytowych, czy odchodów powstających w hodowli zwierząt gospodarskich ma istotne znaczenia dla stanu zasobów wodnych kraju.

Specyfika gospodarowania wodą w rolnictwie w zakresie produkcji roślinnej wynika z konieczności utrzymania w profilu glebowym optymalnych proporcji pomiędzy trzema elementami: macierzą glebową, wodą i powietrzem, które warunkują procesy odżywiania, i oddychania roślin. Istotną trudnością w tym procesie jest uwzględnienie nie tylko rodzaju gleby i gatunku rośliny uprawnej, ale także fazy rozwoju roślinności i rodzaju agrotechniki. Z punktu widzenia zlewniowego gospodarowania zasobami wodnymi można jednak przyjąć, że w obecnych warunkach klimatycznych oznacza to konieczność zarówno okresowego odprowadzenia nadmiaru wody, zahamowania jej odpływu lub wprowadzenia dodatkowych ilości wody do gleby.

9.2. NAWODNIENIA

Głównym źródłem wody dla rozwoju roślin w warunkach klimatycznych Polski, są opady, co w oczywisty sposób utrudnia ocenę potrzeb wodnych dla nawodnień uzupełniających. Analizując dane statystyczne napotykamy na dodatkowe trudności, które wynikają z przyjętych sposobów rejestracji danych. Roczniki GUS do 2018 r. w zakresie poborów dla rolnictwa, obejmowały pobory do nawodnień w rolnictwie i leśnictwie oraz dla potrzeb stawów rybnych. W rocznikach GUS od 2019 r. nie podaje się informacji o ilości pobieranych wód do nawodnień, uwzględniają one jedynie pobory wody dla potrzeb stawów rybnych w kompleksach większych niż 10 ha. Jednocześnie statystyki GUS dotyczące powierzchni nawadnianych nie dotyczyły gospodarstw mniejszych od 20 ha oraz poboru wody z własnych ujęć wody na potrzeb ferm przemysłowego chowu zwierząt i gospodarstw zajmujących się uprawami roślin.

Z perspektywy danych statystycznych, z aktualnością na 2018 r., można przyjąć, że w Polsce nawadnia się prawie 71 000 ha, zużywając na ten cel 84 mln m³ wody. W tej perspektywie obszary nawadniane stanowią 0,5% powierzchni uprawnych, a ilość wody w porównaniu do śladu wodnego szacowanego na ponad 40 km³ jest mało znacząca (Baginski in. 2020). W opinii autora błędy metodyczne sposobu liczenia i brak monitoringu obszarów nawadnianych oraz poborów wody powodują pewne zakłamanie danych GUS w stosunku do rzeczywistych procesów, co rzutuje na postrzeganie wagi zagadnień w planowaniu strategicznym z tego zakresu.

Podejmowane są próby szacowania ilości wody zużywanej przez rolnictwo w procesie uzupełniania nawodnieniem okresowych niedoborów opadu. Przykładowo według oszacowania z 2009 r. (Frankowski i in. 2009), uwzględniającego strukturę poboru wód podziemnych, obejmującego zwykle korzystanie z wód ze studni, szczególne korzystanie z wód podziemnych do nawodnień oraz oszacowanie pozaprawnego – zwykłego korzystania z wód, łączne roczne zużycie wody na obszarach wiejskich wynosi w granicach 950 – 2250 mln m³ wody z ujęć podziemnych. Oczywiście uwzględnia to także potrzeby komunalne i pojenie zwierząt. W opracowaniu tym szacuje się, że nierejestrowane pobory wód do nawodnień mogły dochodzić do 550 mln m³. Oznacza to ponad sześciokrotne większe pobory wód niż wykazywane w statystykach GUS. Obszary nawadniane podlegały także szacunkowym analizom, zwłaszcza w zakresie mikrodeshczowni wykorzystywanych w sadach i przy intensywnej uprawie warzyw. Autorzy podają, że takimi nawodnieniami objęte jest od

80 tys. ha (Lipiński 2017) do 155 tys. ha (Łabędzki i in. 2021) gruntów. Zakładając przeciętną dawkę 200 mm/rok, daje od 160 do 310 mln m³ wody rocznie używanej w tych najczęściej, małych obszarowo gospodarstwach, czyli nie ujmowanych w statystykach oficjalnych.

Drugim nurtem analiz związanych z zapotrzebowaniem wody dla rolnictwa na pokrycie potrzeb roślin uprawnych są predykcje związane ze zmianami klimatu i intensyfikacją rolnictwa. W przeglądowej pracy Łabędzkiego (2009) określa się że powierzchnia nawadniania powinna w kraju wzrosnąć do 2,1 mln ha, z czego 1,6 mln ha trwałych użytkach zielonych nawadnianych podsiąkowo i 0,5 mln ha na gruntach ornych i sadach (Nyc, Pokładek 2007). Cytowany w tej pracy Mioduszewski (2007) określał, że w przyszłości powinno być nawadnianych 3–4% gruntów ornych oraz większość użytków zielonych. Rzekanowski (2000) prawdopodobnie zbyt optymistycznie ocenił, że do 2025 r. nawodnienia powinny objąć w Polsce powierzchnię około 1 mln ha, głównie na glebach lekkich i bardzo lekkich w środkowej Polsce. Można przyjąć, że szacunki te mówią o nawodnieniach uzupełniających w skali od 1 do 2 km³ rocznie. Współcześnie, Marcinkowski i in. (2024) wykorzystali model SWAT dla określenia potrzeb wodnych dla uzupełnienia niedoboru wody w skali kraju w latach suchych, przyjmując powierzchnie nawadniane dla upraw okopowych, kukurydzy, warzyw i sadów oraz użytków zielonych. W latach suchych potrzeby nawodnieniowe są szacowane na 2 do 3 km³. Co stanowi prawdopodobnie górny pułap na jaki realistycznie można szacować wzrost potrzeb w tym zakresie.

Motorem rozwoju systemów nawodnieniowych w Polsce, będą najprawdopodobniej pojawiające się z większą częstotliwością susze glebowe (zwane też rolniczymi) i związane z nimi straty rolnictwa. Nie występuje bowiem obecnie, na szczęście, problem głodu lub niedostatku żywności wywołanego systemową, niską produktywnością rolnictwa. Straty wywołane suszą w produkcji roślinnej są znaczące (Łabędzki, 2014, Kozyra i in. 2020), dochodzące do połowy uprawy plonów. W latach 1982–1983 wyniosły 5–40%, w 1992 r. – 25–30%, w 2000 r. i 2003 r. – 30–80%, w 2005 r. i 2006 r. – 20–60%. W 2015 r. straty oszacowano na 1,5 mld zł, a w 2019 r. wypłacono rolnikom odszkodowania w wysokości około 1 mld. zł, co pokrywało 30–80% rzeczywistych strat. W 2023 r. wypłacono prawie 500 mln zł odszkodowań. I chociaż brak szczegółowych obliczeń, straty wywołane niedoborem wody były zapewne kilkukrotnie większe. Rozwój infrastruktury niezbędnej dla prowadzenia nawodnień polowych wynikać będzie zatem z możliwości ekonomicznej gospodarstw rolnych wspomaganych ewentualnie przez państwo dla utrzymania bezpieczeństwa żywnościowego kraju.

Pozostaje kwestią otwartą źródło wody jako surowca dla prowadzenia nawodnień. Przyjmuje się, że największy wpływ na wzrost zasobów wodnych mają duże zbiorniki wodne, jednakże do polepszenia uwarunkowań wodnych w rolnictwie najbardziej odpowiednia jest tzw. mała retencja obejmująca zbiorniki wodne o pojemności do 5 mln m³, retencję korytową w ciekach i rowach melioracyjnych. Według danych GUS z 2016 r. w Polsce funkcjonuje ponad 100 zbiorników o pojemności większej niż 5 mln m³, co pozwala na zgromadzenie 3,8 km³ wody. Pobór do nawodnień jest z nich prawdopodobnie znikomy, ponieważ nie ma żadnych syntetycznych danych, które odzwierciedlałyby ten fakt. Jednocześnie brak jest planów rozbudowy infrastruktury towarzyszącej: rurociągów i przepompowni, pozwalających na doprowadzenie wody do pól bezpośrednio ze zbiorników lub z cieków, które te zbiorniki alimentują. Oznacza to, że przynajmniej w najbliższej przyszłości przedstawiona sytuacja nie ulegnie zmianie.

Dane GUS uwzględniają także obiekty małej retencji, do której zalicza się małe zbiorniki retencyjne, stawy i oczka wodne, elementy retencjonujące wodę w systemach melioracyjnych itp. W zależności od przyjętej metodyki liczenia, pojemność tych obiektów wynosi od 0,8 do 1,2 km³. W oczywisty sposób nie należy uwzględniać w tym zakresie produkcyjnych stawów rybnych, które retencjonują ponad 300 mln m³ wody. Pobory wody z obiektów małej retencji nie są ewidencjonowane, można przyjąć, że wykorzystywane są te z nich, które bezpośrednio graniczą z nawadnianymi uprawami, pobór wody realizowany jest z wypływającego z nich cieku lub dostęp do nich nie wymaga kosztownej infrastruktury. Z punktu widzenia środowiskowego są to korzystne rozwiązania, ze względu na pro-środowiskową rolę obiektów małej retencji zwiększającej lokalnie dostęp do wody, wilgotność, retencjonowanie węgla organicznego czy zwiększanie bioróżnorodności. Istotną wadą obiektów małej retencji jest ich podatność na wysychanie w przypadku występowania suszy hydrologicznej, a w niektórych wypadkach nawet w przypadku długotrwałej suszy glebowej. We wzmiankowanych analizach numerycznych, autorzy wykazali, że w obszarach narażonych na suszę dla obszaru centralnej Polski, a w szczególności w województwach: wielkopolskim, kujawsko-pomorskim i łódzkim, gdzie potrzeby wodne są największe, odnotowuje się wyjątkowo niski współczynnik symulowanego napełnienia zbiorników wodnych nieprzekraczający 25%.

Duże znaczenie w gospodarce wodnej kraju mają wody podziemne, ponieważ ich eksploatacja sięga 16-18 mld m³. Stopień wykorzystania wód podziemnych w Polsce w stosunku do wód dostępnych do zagospodarowania szacuje się na około 20% (Herbich i in. 2017, Frankowski i in, 2009). Dane te wskazują na istniejące rezerwy w zagospodarowaniu wód podziemnych, które, zgodnie z zasadami zintegrowanej gospodarki wodnej, powinny być zużywane przede wszystkim na zaspokojenie potrzeb komunalnych. Wody podziemne mogą więc stanowić drugie potencjalne źródło wody do nawodnień. W pracy Herbicha (2019) przedstawiono metodykę oceny możliwości wykorzystania wody podziemnej do nawodnień za pomocą studni wierconych. Obliczenia wykonano dla pasa nizin środkowopolskich. Wynika z nich, że w zależności od warunków hydrogeologicznych i rodzaju gleb, pobór z pojedynczej studni może w okresie suszy pokryć niedobory wody na terenach upraw rolnych na powierzchni od 15 do 50 ha, a czas odnowienia pobranych zasobów może wynosić od jednego roku do pięciu lat. Pobór powinien być zgodny z pozwoleniem wodnoprawnym i podlegać wiarygodnej kontroli. Pozwolenie na pobór wody podziemnej powinno być wydawane przy stwierdzonym braku możliwości nawadniania wodami powierzchniowymi, istnienia rezerw zasobów dyspozycyjnych wód podziemnych, a także warunków do utrzymania odpowiedniego stanu retencji w danym poziomie wodonośnym (Herbich 2019). Należy niezwykle poważnie potraktować te wymogi formalno-administracyjne gdyż niekontrolowany, rabunkowy pobór wód podziemnych będzie prowadził (co wykazuje praktyka wielu krajów) nie tylko do degradacji środowiska przyrodniczego zwłaszcza źródeł i torfowisk ale także do ekonomicznej zapaści słabszych ekonomicznie gospodarstw rolnych.

W pewnym zakresie odmiennym zagadnieniem jest prowadzenie nawodnień podsiąkowych, które stosuje się najczęściej na użytkach zielonych, w dolinach rzecznych na terenach płaskich o małych spadkach i płytkim zaleganiu wód gruntowych. Do tego rodzaju nawodnienia jest wykorzystywana sieć melioracyjna, ta sama co do odwodnień, czyli rowy i dreny, pod warunkiem, że jest wyposażona w urządzenia odpowiadające za piętrzenie wody w rowach (zastawki, przepusty z zastawkami). Dreny i rowy służą do odprowadzania wody w okresach, gdy jest jej nadmiar,

natomiast w okresach jej niedoboru woda jest piętrzona w rowach w celu podniesienia zwierciadła wody gruntowej. Ze względu na fakt, że manipulacji podlega poziom wody gruntowej w dolinie rzecznej, w wielu krajach ilość wody zużywanej w tym procesie nie jest wliczana jako woda do nawodnień. Nie zmienia to faktu, że ten system wymaga nie tylko utrzymania rozległej infrastruktury i precyzyjnego sterowania, ale także jest kluczowym dla uzyskania zarówno wysokich plonów traw, jak i ochrony profilu glebowego, ponieważ systemy te najczęściej zlokalizowane są na obszarach występowania gleb organicznych.

9.3. ODWODNIENIA

Istotnym czynnikiem w utrzymywaniu właściwych proporcji wody i powietrza w profilu glebowym są systemy odwodnieniowe. Niedostatek powietrza (a właściwie tlenu) i długotrwałe nagrzewanie gleby na wiosnę były jednymi z głównych przyczyn niskiego plonowania roślin w rolnictwie tradycyjnym, w klimacie który charakteryzował się długimi zimami z zalegającą pokrywą śniegu i powolnym odpływem wód pozimowych. W latach 1951-1995 zrealizowano w Polsce bardzo duży program inwestycji melioracyjnych. Całkowitą zmeliorowaną powierzchnię użytków rolnych określa się na 6,4 mln ha, co stanowiło 39% całkowitej powierzchni użytków rolnych, w tym grunty orne zmeliorowano w 38% (4,59 mln ha), a użytki zielone w 56% (1,78 mln ha). Na użytkach zielonych część rowów na powierzchni około 0,5 mln ha była wyposażona w zastawki, które umożliwiały stosowanie nawodnień podsiąkowych lub odpływu regulowanego (Pierzgalski, Jeznach 2006). Melioracje na gruntach ornych pełniły głównie funkcję odwadniającą, gdyż na powierzchni 3,97 mln ha wykonano drenowanie.

Oprócz ilościowego i jakościowego wzrostu plonów (w zależności od uprawy od 20% do 40%), do najważniejszych efektów inwestycji melioracyjnych można zaliczyć zwiększenie powierzchni rolnej, poprawę warunków agrotechnicznych i komunikacyjnych. Jednocześnie systemy odwadniające, zwłaszcza wobec ich niesterowalnego charakteru oraz licznych zaniechań w konserwacji i obsłudze urządzeń piętrzących wpłynęły na przyspieszenie obiegu wody w zlewni prowadząc do zmniejszenia zasobów wodnych, zwiększenia transferu zanieczyszczeń z profilu glebowego poprzez system drenów i rowów do wód powierzchniowych. Te niekorzystne zjawiska wzmocnione zostały przez zmieniony klimat charakteryzujący się dużą dynamiką zjawisk pogodowych. Oznacza to konieczność ponownego przekształcenia dużej części krajobrazu rolniczego. Należy podkreślić fakt, że zmiany te w dużej mierze będą wynikały z innego charakteru opadów i rozkładu ewapotranspiracji, niż w czasach, w których były one projektowane i budowane. Przystosowanie urządzeń melioracyjnych o obecnej przeważającej funkcji odwadniającej do pełnieni także funkcji retencyjnych wymaga ich modernizacji, polegającej między innymi na: wyposażeniu ich w urządzenia kontrolne umożliwiające regulowanie poziomu wody gruntowej, retencjonowaniu wód drenarskich w lokalnych zbiornikach, wyposażeniu studzienek drenarskich w urządzenia umożliwiających okresowe zatrzymywanie wody w rurociągach ewentualnie recyrkulacji wody na obiekcie zmeliorowanym. O skali niezbędnych działań niech świadczy fakt, że modernizacji lub odbudowy wymagają urządzenia melioracji wodnych na powierzchni 1,453 mln ha (0,861 mln ha gruntów ornych i 0,592 mln ha użytków zielonych).

Istotnym zagadnieniem są też systemy melioracyjne funkcjonujące na glebach organicznych. Obecna polityka środowiskowa UE podkreśla, że ekosystemy, takie jak torfowiska, tereny podmokłe i lasy mogą – jeśli są w dobrym stanie – usuwać i składować ogromne ilości dwutlenku węgla, a także w znaczącym stopniu przyczyniać się do złagodzenia skutków zmiany klimatu. Odbudowa i ponowne nawadnianie gleb organicznych użytkowanych rolniczo (tj. użytkowanych jako obszary trawiaste i grunty uprawne), które stanowią osuszone torfowiska, pomagają w osiągnięciu znaczących korzyści w zakresie różnorodności biologicznej i znacznej redukcji emisji gazów cieplarnianych oraz przynoszą inne korzyści dla środowiska, przyczyniając się jednocześnie do zróżnicowania krajobrazu rolniczego. Państwa członkowskie powinny zatem analizować możliwości ekstensyfikacji użytków zielonych w połączeniu ze zmniejszonym ich odwodnieniem (osuszeniem) lub ponowne nawadnianie z możliwością użytkowania torfowisk lub wprowadzenie roślinności torfotwórczej. Oznacza to, całkowicie nową rzeczywistość dla funkcjonowania systemów melioracyjnych na obszarach uznanych za korzystne dla mitygacji zmian klimatu. Oczywiście zagadnienie to znacznie przekracza tematykę gospodarowania wodami, ze względu na konieczność uzyskania akceptacji i włączenia w te działania właścicieli gruntów. Nie zmienia to faktu, że koszty modernizacji i utrzymania systemów melioracyjnych mogą być sumarycznie niższe a jakość wód powierzchniowych poprawiona ze względu na buforujące właściwości terenów ekstensywnych użytków zielonych, obszarów podmokłych i bagiennych.

9.4. GOSPODARSTWA ROLNE I PRZEMYSŁ SPOŻYWCZY

Zużycie wody w gospodarstwach rolniczych podlega szacunkom, natomiast trudno poddaje się monitoringowi. Wynika to z natury działania gospodarstwa, które może wykorzystywać różne źródła wody, nawet dla tych samych celów. Przykładowo w hodowli bydła może być wykorzystywana woda pochodząca z wodociągu zbiorczego, własnego ujęcia w studni (w ramach zwykłego korzystania z wód lub na podstawie pozwolenia) ewentualnie zwierzęta mogą korzystać z ujęć wód powierzchniowych w trakcie wypasu. Oznacza to, że jednostkowe normy zużycia wody, które dla bydła w zależności od rodzaju hodowli i wieku wahają się pomiędzy 20 a 150 l na dobę (Wójcik, Karpowicz 2021) mogą być pokrywane z różnych zasobów, co ma nie tylko znaczenie środowiskowe, ale także ekonomiczne. Podobnie w gospodarstwie mogą powstawać różne rodzaje ścieków i wód odpadowych. Należą do nich ścieki bytowe, odcieki z produkcji zwierzęcej, będące nawozami organicznymi i roślinnej (odcieki z kiszonki) oraz popłuczyny z mycia sprzętu rolniczego, urządzeń i budynków gospodarskich.

Podobny problem napotyka się przy ocenie zużycia wody na cele bytowe, które w przypadku pomiarów zużycia wody w wodociągu na obszarach wiejskich wynoszą pomiędzy 40 a 60 l/os/d przy średniej krajowej 100 l/os/d (Pawełek i in 2015). Wykazano, że wynika to w głównej mierze z dodatkowego korzystania z własnego ujęcia wody, czasami także zbierania deszczówki. Działanie to podyktowane jest głównie czynnikami ekonomicznymi (Miłaszewski, Rauba 2010).

Mioduszewski wraz ze współautorami (2011) określił zużycie wody w gospodarstwach rolnych na pokrycie potrzeb bytowych i gospodarczych na poziomie 430 mln m³ z wodociągów zbiorczych i lokalnych, oraz na 60 mln m³ bezpośrednio ze studni w ramach zwykłego korzystania z wód. Są to wielkości pięciokrotnie

większe niż nawodnienia uzupełniające, co nie jest spójne z danymi globalnymi, gdzie nawodnienia stanowią przeważającą część poborów. Należy jednak pamiętać o zastrzeżeniach, co do jakości monitoringu w tym zakresie wyrażone w poprzednich rozdziałach.

Z punktu widzenia gospodarki wodnej wykorzystanie wody w przemyśle rolno-spożywczym nie musi być wyróżniane w jakiś szczególny sposób. Podobnie jak i inne gałęzie przemysłu przetwórczego (w odróżnieniu od wykorzystania wód w przemyśle dla chłodzenia turbin) woda pobierana przez zakład przemysłowy silnie zmienia skład chemiczny i powinna być oczyszczona przed powrotem do odbiornika. Zakłady przetwórstwa przemysłowego w Polsce w 2020 r. pobrały prawie 700 mln m³ wody, w tym ok 94 mln m³ zostało zużytych w produkcji artykułów spożywczych i prawie 28 mln m³ w produkcji napojów.

Stosunkowo duże ilości wody zużywane w przemyśle spożywczym wynikają z różnorodności procesów towarzyszących związanych z przygotowaniem surowców takich jak czyszczenie, mycie, gotowanie, rozpuszczanie czy dodawanie wody do produktów. Istotne są także potrzeby sanitarne (Wróbel-Jędrzejewska i in. 2012). Najwięcej, bo łącznie ok 60% wody w przemyśle spożywczym zużywają zakłady mleczarskie i mięsne (Steinhoff-Wrzeźniewska i in. 2013).

BIBLIOGRAFIA

- Bagiński L, Balcerowicz M., Baryła A., Bus A., Herbich P., Kaca E., Kaczmarczyk A., Pierzgalski E., Popek Z., Sieniecki Z., Szatyłowicz J., Walczykiewicz T., Wiśniewski S., Żelazo J. 2019, Analiza kształtowania i wykorzystania zasobów wodnych dla celów rolnictwa i obszarów wiejskich. SITWM, ss.142. ISBN 978-83-955139-1-6
- Frankowski, Z., Gałkowski, P., Mitręga, J., Struktura poboru wód podziemnych w Polsce. W-wa, PIG-PIB, 2009 ISBN 978-83-7538-450-5
- GUS, Ochrona środowiska 2017, 2020, Warszawa.
- GUS, Rocznik statystyczny rolnictwa 2019, Warszawa.
- Herbich P., Mordzonek P., Przytuła E. 2017, Stopień wykorzystania dostępnych do zagospodarowania zasobów wód podziemnych w Polsce, PIG materiały informacyjne. <https://www.pgi.gov.pl/psh/materiały-informacyjne-psh/stan-srodowiskowy-wod-podziemnych.html>.
- Herbich P. 2019, Ocena możliwości wykorzystania rezerw zasobów dyspozycyjnych wód podziemnych do łagodzenia skutków suszy w rolnictwie. Biul. PIG 475. Hydrogeologia z. XVI.
- Kozyra J., Król-Badziak A., Żyłowski T., Koza P., Pudełko R. 2020: Zmiany klimatu i ich wpływ na gospodarkę wodną i rolnictwo. Konferencja „Adaptacja gospodarki wodnej w rolnictwie do zmieniającego się klimatu”, IUNG-PIB, Puławy, 05.03.2020.
- Łabędzki, L. 2009, Expected development of irrigation in Poland in the context of climate change. *Journal of Water and Land Development*, 17-29.
- Łabędzki L. 2014, Klimatyczne uwarunkowania rozwoju melioracji. *Woda Środowisko Obszary Wiejskie. Rozprawy naukowe i monografie* 37, 35-52.
- Łabędzki, L., Kaca, E., Brandyk, A. 2021, Irrigation and Drainage in Polish Agriculture: State, Problems and Needs. In: Zeleňáková, M., Kubiak-Wójcicka, K., Negm, A.M. (eds) *Quality of Water Resources in Poland*. Springer Water. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-64892-3_5
- Marcinkowski P., Piniewski M., Okruszko T. 2024. Towards sustainable agricultural water management in Poland – How to meet water demand for supplemental irrigation? *Agricultural Water Management* 306, 109214, doi.org/10.1016/j.agwat.2024.109214
- Miłaszewski R., Rauba E. 2010, Określanie opłat za usługi wodne zgodnie z wymaganiami Ramowej Dyrektywy Wodnej Unii Europejskiej, „*Ekonomia i Środowisko*”, nr 2, s. 66-80
- Mioduszewski W. 2007, Uwarunkowania rozwoju melioracji wodnych w świetle Ramowej Dyrektywy Wodnej. *Wiad. Mel. Łąk.*, 2, 51–55.

- Mioduszewski W., Szymczak T., Kowalewski Z. 2011, Gospodarka wodna jako dyscyplina naukowa w służbie rolnictwa, „Woda-środowisko-obszary wiejskie”, t. 11 z. 1 (33), s. 183
- Nyc K., Pokładek R. 2007, Celowość i kierunki rozwoju melioracji w Polsce. Wiad. Mel. Łąk., 3, 101–105.
- Pawełek J., Tomasz Bergel T., Woyciechowska O. 2015, Zmienność zużycia wody w gospodarstwach wiejskich w okresie wielolecia Acta Sci. Pol. Formatio Circumictus 14 (4), 85–94
- Pierzgalski, E., Jeznach, J. 2006, Measures for soil water control in Poland. Journal of Water and Land Development, 79-89.
- Rzekanowski C. Perspektywy nawodnień roślin wobec nadchodzących przemian w polskim rolnictwie. Ekologia i Technika, VIII, 3, 2000, s. 83–91.
- Steinhoff-Wrzeźniewska A., Rajmund A., Godzwon J. 2013, Zużycie wody w wybranych branżach przemysłu spożywczego. Journal of Ecological Engineering 32:164-171.
- Wójcik P., Karpowicz A. 2021, Znaczenie wody w chowie bydła, Wiadomości Zootechniczne, R. LIX, 1–2, 85–98.
- Wróbel-Jędrzejewska M., Stęplewska U., Polak E. 2021, Ślad wodny jako parametr oceny wykorzystania wody w przemyśle. Przegląd Mleczarski, 1, 2-8.

Klara RAMM

Politechnika Warszawska, Wydział Instalacji Budowlanych,
Hydrotechniki i Inżynierii Środowiska

10. USŁUGI WODOCIĄGOWO-KANALIZACYJNE W MIEŚCIE

10. WATER AND SEWAGE SERVICES IN THE CITY

Abstract

Water keeps the city functioning by ensuring the life and well-being of people and the environment. Regenerative and resource-efficient cities must provide water and sewage services based on intelligent and resilient infrastructure, the Internet of Things, and artificial intelligence.

Water and sewage companies provide water services in organizational form depending on the size and degree of urbanization of the area served, historical conditions, and local politics. In the EU, services are provided by both private and public entities. Regardless of the organizational model, the entity supervising the implementation of water services should be an independent and objective public entity.

Following the principle of cost recovery for water services and the "polluter pays" principle, users of water and sewage systems pay for the service. Water utilities must also seek funds from other sources Tariffs, Transfers, Taxes. Whether financing from tariffs or other sources is used, a decrease in one revenue stream requires an increase in another to cover the shortfall. The current investment needs of the Polish sector were determined because of the need to implement the Urban Wastewater Treatment Directive and the Drinking Water Directive.

The two cycles of the Sectoral Human Capital Balance conducted in the early 2020s indicate the need to develop new competencies in the industry related to the demand for innovation, new needs and solutions resulting from the state of the environment, the development of scientific knowledge, digitization, and business trends related to the need for cooperation with other entities and the growing interdisciplinarity of the water sector.

Keywords: water services, drinking water, wastewater, water utility, competencies

10.1. WSTĘP

Według Słownika Języka Polskiego miasto to *duży, gęsto i planowo zabudowany teren*. Zabudowa ta jest szczególna, jej podstawą jest dom, następnie infrastruktura zapewniająca zajęcie, dostarczająca produkty i usługi, zabezpieczająca dobrostan i bezpieczeństwo mieszkańców domów. Według Organizacji Narodów Zjednoczonych miasto to jeden z największych światowych fenomenów XXI w. (UN Habitat 2020). Ewoluowało na przestrzeni wieków pod względem wielkości, formy, struktury i składu, w dużej mierze zachowując jednocześnie swoje pierwotne znaczenie dla rozwoju lokalnego i regionalnego. Według danych ONZ w ciągu ostatnich 65 lat na świecie doszło do przesunięcia populacji ze wsi do miast, a w 2030 r. 60% światowej populacji będzie zamieszkiwać miasta.

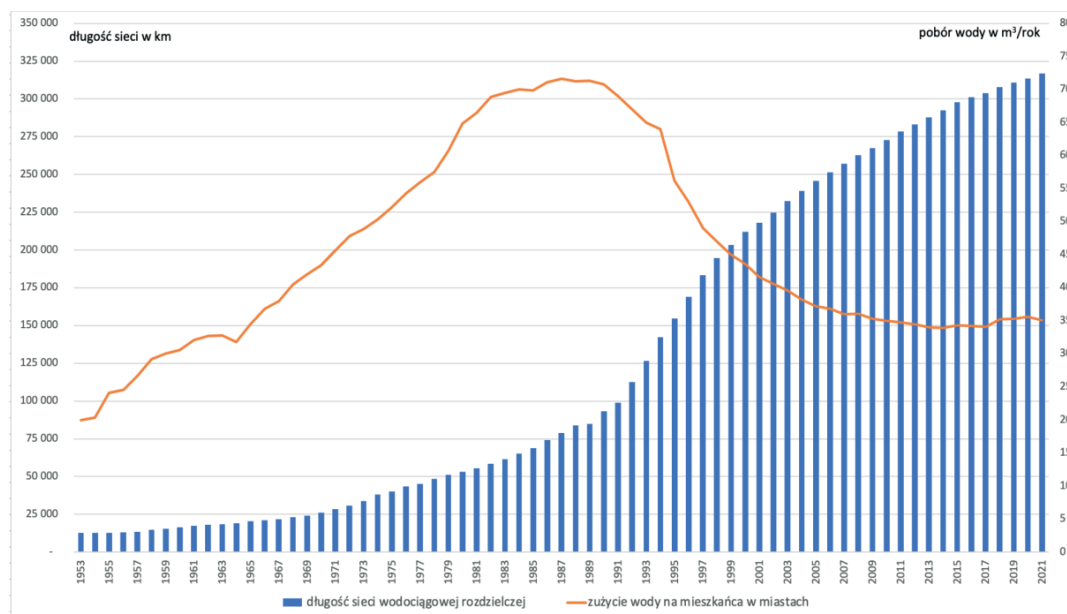
Miasto bez wody nie istnieje. To oczywiste. Właśnie woda zapewnia jego funkcjonowanie poprzez zapewnienie życia i dobrostanu ludzi i środowiska. Ma ogromny wymiar niematerialny, gdyż *zacieśnia powiązania ludzi i nie ludzi, natury i kultury, jest uwikłana w stosunki władzy, ma zdolność gromadzenia wielu społeczeństw i tworzenia nowych społeczności i powiązań* (Watson 2019). Miasta i ich mieszkańcy bez wody zginą, podobnie jak ich kultury, które od wieków fascynują się wodą.

Dostawa bezpiecznej wody o odpowiedniej ilości i jakości jest podstawą funkcjonowania usług wodnych w mieście. Korzystanie z wody powoduje powstawanie wody brudnej – ścieków, które dla dobra miast muszą być odpowiednio zagospodarowane. Dlatego zapewnienie odpowiedniej infrastruktury oraz niezawodności usług zaopatrzenia w wodę oraz odbioru i oczyszczania ścieków jest warunkiem funkcjonowania miast.

W 2010 r. Zgromadzenie Ogólne Narodów Zjednoczonych uznało prawo człowieka do wody i urządzeń sanitarnych oraz przyznało, że czysta woda pitna i urządzenia sanitarne są niezbędne do realizacji wszystkich praw człowieka (Organizacja Narodów Zjednoczonych 2010). Zostało to wzmocnione Celem Zrównoważonego Rozwoju nr 6 „Czysta woda i warunki sanitarne”.

Zaopatrzenie w wodę i gospodarka ściekowa mają wpływ na transformację terenów zurbanizowanych, gdyż dzisiejszym wyzwaniem nie jest już tworzenie jedynie zrównoważonych miast, ale miast regeneracyjnych. Miasta regeneracyjne są nie tylko zasobooszczędne i niskoemisyjne, ale także pozytywnie wzmacniają, a nie osłabiają usługi ekosystemowe, które otrzymują spoza swoich granic (Girardet 2009). Tworzenie miast regeneracyjnych oznacza zatem zainicjowanie kompleksowych strategii politycznych, finansowych i technologicznych na rzecz wzmacniających środowisko i regenerujących relacji między miastami a ekosystemami, z których czerpią one zasoby do utrzymania. Zakorzenione są w gospodarce o obiegu zamkniętym, a ich niezbędnym elementem są usługi wodne.

Istotnym czynnikiem, który wpłynął na kondycję oraz koszty funkcjonowania usług wodociągowo-kanalizacyjnych w Polsce była transformacja ustrojowa przełomu wieków oraz przystąpienie kraju do Unii Europejskiej. Do końca lat 90. XX w. zużycie wody na mieszkańca rosło drastycznie. Rys. 10.1. ilustruje przyrost długości sieci oraz średnioroczne zużycie wody na mieszkańca w miastach. Wprowadzenie taryf za usługi i wzrost ich ceny, rosnąca społeczna świadomość ekologiczna oraz dążenie producentów sprzętu AGD do minimalizowania zużycia wody przez produkowane przez nich urządzenia, spowodowały, że w przemyśle i gospodarstwach domowych zużywa się mniej wody.



Rys. 10.1. Długość sieci oraz pobór wody w gospodarstwach domowych w latach 1953-2021 w Polsce (Ramm i Stańczyk 2024)

Fig. 10.1. Length of the network and water consumption in households in the years 1953-2021 in Poland (Ramm i Stańczyk 2024)

10.2. UWARUNKOWANIA FUNKCJONOWANIA USŁUG WODOCIĄGOWO-KANALIZACYJNYCH W MIEŚCIE

10.2.1. Podstawy prawne

Według Ramowej Dyrektywy Wodnej usługi wodne oznaczają wszystkie usługi, które gospodarstwu domowemu, instytucjom publicznym lub każdej działalności gospodarczej umożliwiają:

- pobór, piętrzenie, magazynowanie, uzdatnianie i dystrybucję wód powierzchniowych lub podziemnych,*
- odbieranie i oczyszczanie ścieków, które następnie odprowadzane są do wód powierzchniowych (Unia Europejska 2000).*

Definicja ta nie jest doskonała, jednak od ponad 20 lat warunkuje funkcjonowanie usług wodociągowo-kanalizacyjnych. Na niej opiera się prawo Unii Europejskiej oraz prawa krajowe. Dyrektywa w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Unia Europejska 2020) jest wersją przekształconą dyrektywy z 1998 r. Mimo, że ma już kilka lat i termin na jej transpozycję do prawa krajów członkowskich minął w 2023 r., wciąż wzbudza wiele kontrowersji oraz stanowi poważne wyzwanie dla sektora wodociągów. Z kolei dyrektywa ściekowa z 1991 r. (Unia Europejska 1991) odchodzi do historii, gdyż zastępuje ją dyrektywa z 2024 r. Odpowiadając na współczesne wyzwania związane z zanieczyszczeniem środowiska i kryzysem klimatycznym stanowi ona poważne wyzwanie dla przedsiębiorstw kanalizacyjnych w Europie. Dyrektywy koncentrują się w największym stopniu na kwestiach jakości wody i ścieków oraz usług, pozostawiając kwestie organizacyjne krajom członkowskim. Wynika to z zasady pomocniczości wpisanej w Traktat o Funkcjonowaniu Unii Europejskiej (Unia Europejska 2007). Zgodnie z nią wszelkie problemy,

które można rozwiązać na szczeblu lokalnym nie powinny być wynoszone na wyższy poziom administracji. Jednak jakość usług, a szczególnie jakość wody do spożycia oraz jakość oczyszczonych ścieków powinny być takie same w całej UE, gdyż wszyscy obywatele mają prawo do bezpiecznej wody do picia i czystych zasobów wodnych. Zgodnie z zasadą pomocniczości kwestie organizacyjne dostarczania usług wodociągowo-kanalizacyjnych może zapewnić samorząd, ale zagadnienia jakościowe muszą być ustalone na szczeblu UE.

Kwestia zaopatrzenia ludzi w wodę jest w Ramowej Dyrektywie Wodnej podjęta pod kątem ochrony zasobów. Czyste wody podziemne i powierzchniowe są warunkiem utrzymania zdrowia ludności, a więc i miast. Art. 7 dyrektywy podkreśla konieczność ochrony ujęć wody przeznaczonej do zaopatrzenia ludności i dążenie do systematycznego poprawiania jakości wody surowej tak, aby ograniczać ingerencję technologiczną w uzdatnianie wody. W rzeczywistości jest odwrotnie. Wciąż nowe zagrożenia związane z zanieczyszczeniem środowiska powodują nieustające poszerzanie listy substancji koniecznych do monitorowania oraz zmuszają przedsiębiorstwa wodociągowo-kanalizacyjne do inwestowania w technologie. Ponadto przenikające do ścieków zanieczyszczenia powodują, że jakość ścieków oczyszczonych musi być szerzej monitorowana, a czwarty stopień oczyszczania staje się koniecznością.

Traktat o Funkcjonowaniu Unii Europejskiej wprowadza istotne dla utrzymania jakości usług zasady. Zasada ostrożności mówi, że w przypadkach, gdy istnieje ryzyko, że dana polityka lub dane działanie będą szkodliwe dla społeczeństwa lub środowiska, jednakże naukowcy nie wypracowali jeszcze wspólnego stanowiska w sprawie problemu, realizacja tego typu polityki lub działania powinna zostać wstrzymana. Z kolei zasada „zanieczyszczający płaci” wymaga obciążania odpowiedzialnością za szkody wyrządzane środowisku. Zasada ma stanowić zachętę dla zanieczyszczających, by unikali wyrządzania szkód w środowisku i umożliwia pociągnięcie ich do odpowiedzialności za spowodowane zanieczyszczenia.

Prawo Unii Europejskiej jest wdrażane do prawa polskiego. Ma odzwierciedlenie w Ustawie prawo wodne (Polska 2024) oraz tzw. ustawie zaopatrzeniowej, czyli Ustawie o zbiorowym zaopatrzeniu w wodę i zbiorowym odprowadzaniu ścieków (Polska 2023). Zgodnie z zasadą pomocniczości Art. 3 ustawy zaopatrzeniowej, zbiorowe zaopatrzenie w wodę i zbiorowe odprowadzanie ścieków jest zadaniem własnym gminy. Ustawa reguluje zasady funkcjonowania sektora, przedsiębiorstw wodociągowo-kanalizacyjnych, ich relacji z odbiorcami usług. Z kolei rozporządzenia dotyczące jakości wody do spożycia (Minister Zdrowia 2017) oraz jakości ścieków oczyszczonych (Minister Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej 2019) dostarczają szczegóły techniczne, dotyczące parametrów monitoringu.

10.2.2. Organizacja usług-wodociągowo-kanalizacyjnych

Nie ma miast inteligentnych czy regeneracyjnych bez inteligentnych wodociągów, czyli takich, które opierają się na Internecie Rzeczy IoT i sztucznej inteligencji AI, minimalizując operacje wykonywane przez człowieka będącego najbardziej omylnym ogniwem systemu (Hamilton i in. 2021). W czasach wymuszających konieczność analizowania dużych ilości danych cyfryzacja jest niezbędnym elementem rozwoju inteligentnych wodociągów. Jednak obsługa i zarządzanie usługami wodnymi stoją przed ogromnymi wyzwaniami wynikającymi ze zmian populacyjnych, nacisku na wzrost gospodarczy, urbanizacji, zmian klimatu i zmieniających się regulacji (Larsen i in. 2016). Sposób, w jaki projektujemy i budujemy miasta, wpływa na

wzorce zużycia wody. Oczywiście rodzaj zabudowy ma istotny wpływ na zużycie wody w budynkach, ale jest powiązany z innymi czynnikami, takimi jak pokrycie terenu roślinnością czy przyzwyczajenia konsumentów (Stoker i in. 2019). Wzrost liczby ludności w miastach wpływający na zapotrzebowanie na usługi wodne, niedobory wody w wyniku zmian klimatu generują potrzeby budowania wodociągów inteligentnych (Figueiredo i in. 2021).

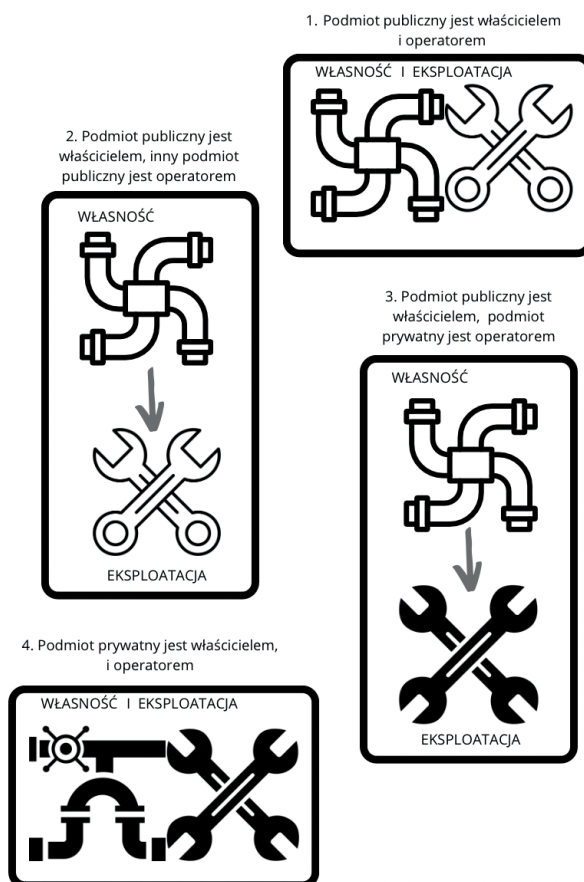
Należy także pamiętać, że przedsiębiorstwa wodociągowo-kanalizacyjne obsługują nie tylko gospodarstwa domowe, ale także przemysł i inne aktywności miejskie. Woda dostarczona do odbiorców wykorzystywana jest w najmniejszym stopniu do picia (2%), a w dużo większym na inne cele, niewymagające tak wysokiej jej jakości.

Przedsiębiorstwa wodociągowo-kanalizacyjne zajmują się także gospodarką wodami opadowymi. Samorząd zleca przedsiębiorstwu zadanie eksploatacji, a często również utrzymania infrastruktury opadowej, gdyż PWiK jest najczęściej podmiotem o najszerzych kompetencjach w tym zakresie. Włączenie gospodarki wodami opadowymi do działalności przedsiębiorstwa wodociągowo-kanalizacyjnego wynika także z konieczności eksploatacji kanalizacji ogólnospławnej, na której wciąż opiera się wiele miast. W mniejszej liczbie przypadków gminy koncentrują w PWiK również gospodarkę odpadami czy eksploatację systemu ciepłowniczego np. Kościerzyna, Bartoszyce.

Jak wynika z ustawy zaopatrzeniowej (Polska 2023) organizacja usług wodnych realizowana jest przez przedsiębiorstwa wodociągowo-kanalizacyjne. Ich forma organizacyjna jest określana przez samorząd, co wynika z zasady pomocniczości. Organizacja podmiotu wynika więc z wielkości i stopnia zurbanizowania obsługiwanego obszaru, uwarunkowań historycznych oraz lokalnej polityki. W UE można wyróżnić cztery podstawowe modele zależne od tego czy infrastruktura pozostaje w rękach publicznych czy prywatnych oraz w jaki sposób delegowane są obowiązki eksploatacyjne, a więc związane z prowadzeniem działalności gospodarczej (EurEau 2019). Rys.1 prezentuje podział organizacji usług na cztery grupy zależnie od tego jak trwale samorząd deleguje obowiązki i ryzyko pozbywając się jednocześnie bezpośredniego wpływu na realizację usług.

Model zarządzania ma istotny wpływ na podział ryzyka funkcjonowania usług pomiędzy zaangażowane podmioty. Dotyczy to szczególnie odpowiedzialności za jakość dostarczonych usług, za odpowiednie finansowanie działalności, inwestowanie w celu odnowy infrastruktury i odpowiedzi na nowe wyzwania a także utrzymanie infrastruktury w odpowiednim stanie technicznym. Cztery modele różnią się w zależności od tego, kto jest właścicielem infrastruktury i kto jest odpowiedzialny za jej eksploatację (rys. 10.2):

1. Bezpośrednie zarządzanie publiczne. W ramach tego systemu podmiot publiczny jest zarówno właścicielem infrastruktury jak i jej operatorem, nie dzieli się ryzykiem, w pełni odpowiada za jakość usług wod-kan, utrzymuje infrastrukturę a jej eksploatację prowadzą pracownicy samorządu. W przeszłości system ten dominował w Europie, obecnie jest popularny w Norwegii czy Finlandii. Funkcjonuje także w Polsce tam, gdzie urząd gminy realizuje usługi wodne poprzez wydział w strukturze urzędu gminy lub poprzez zakład budżetowy.
2. Delegowane zarządzanie publiczne. Podmiot publiczny, czyli najczęściej samorząd wyznacza podmiot do wykonywania zadań obejmujących usługi wodne. Podmioty zarządzające zwykle pozostają własnością sektora publicznego, chociaż w UE w niektórych przypadkach istnieje możliwość posiadania mniejszościowych udziałów prywatnych. Podstawową cechą tego modelu jest więc



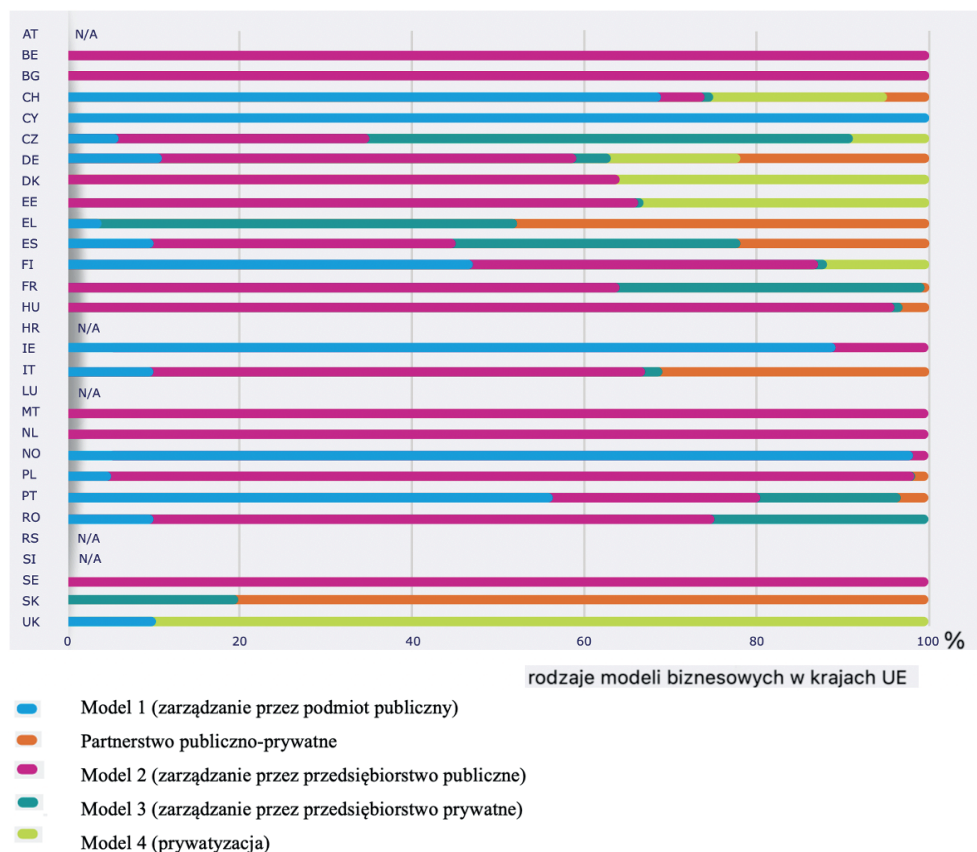
Rys. 10.2. Podstawowe modele organizacji usług zaopatrzenia w wodę i odprowadzania ścieków w Unii Europejskiej. Opracowanie własne na podstawie (EurEau 2019)

Fig. 10.2. Basic models of water and sewage service organization in the European Union. Own study based on (EurEau 2019)

pozostawienie własności infrastruktury i odpowiedzialności za nią w rękach publicznych. Jednak w celach transparentności prowadzenia usług czy ze względów fiskalnych podmiot publiczny powołuje spółkę, której powierza odpowiedzialność za eksploatację systemu. Taki model jest popularny w Polsce, gdzie gminy powołują spółki z ograniczoną odpowiedzialnością lub akcyjne, ale pozostają stuprocentowym ich udziałowcem/akcjonariuszem. Nawet jeśli własność infrastruktury zostanie przeniesiona do majątku spółki, samorząd w praktyce kontroluje wszelkie aktywności tego podmiotu poprzez nadzór właścicielski.

3. Delegowane zarządzanie prywatne. Podobnie jak w modelu 2 podmiot publiczny deleguje odpowiedzialność za zarządzanie infrastrukturą i jakość usług. Jednak odpowiedzialność i wybrane rodzaje ryzyka przejmuje podmiot prywatny. Odbywa się to najczęściej na podstawie czasowej umowy na eksploatację, w formie umowy najmu lub koncesji. Własność infrastruktury pozostaje w rękach władz publicznych, ale ryzyko prowadzenia działalności jest w rękach prywatnych. Ten model jest popularny we Francji, Czechach, Hiszpanii. Jest to rodzaj partnerstwa publiczno-prywatnego (PPP), które ma wiele modeli. PPP opiera się na inwestowaniu prywatnych funduszy w usługi publiczne a następnie wycofywanie ich poprzez czerpanie korzyści np. opłat za usługi wodne (Lima i in. 2021).

4. **Bezpośrednie zarządzanie prywatne.** W ramach tego systemu wszystkie zadania związane z zarządzaniem a także obowiązki i własność infrastruktury i przedsiębiorstw wodociągowych są oddane w ręce prywatne. Podmioty publiczne ograniczają swoją działalność do kontroli i regulacji. System ten nie jest popularny w Europie, ale opiera się na nim sektor wod-kan w Anglii i Walii oraz w Czechach. W Polsce na tym modelu opiera się kilka miejscowości, np. Nowogard. Sytuację w wybranych krajach Europy prezentuje rys. 10.3.



Rys. 10.3. Modele prowadzenia usług wodociągowo-kanalizacyjnych w wybranych krajach Europy według (EurEau 2019)

Fig. 10.3. Models of water services organization in selected European countries according to (EurEau,2019)

Mimo, że w Polsce dominuje model 2, to w kilku przypadkach współwłaścicielami spółek są podmioty prywatne, które w wyniku inwestowania i podnoszenia kapitału stają się właścicielami większościowymi. Np. w Tarnowskich Górach większościami udziałowcami jest Veolia ponad (60% udziałów), ale w Bielsku Białej ma udział mniejszościowy. Z kolei Remondis tworzy spółki z samorządem w Drobinie, Toszku, Trzemesznie i Wyszogrodzie. Saur w 2022 r. zakończył działalność w Gdańsku, ale jest właścicielem oczyszczalni w Konstancinie Jeziornej i świadczy usługę oczyszczania ścieków dla tej miejscowości. Z kolei Suez, w ramach partnerstwa publiczno-prywatnego, wybudował oczyszczalnię w Mławie.

Mając na uwadze, że w Polsce jest 2477 gmin i ponad 2700 przedsiębiorstw wodociągowo-kanalizacyjnych, te przykłady są raczej wyjątkiem. Najwięcej usług wodociągowo-kanalizacyjnych jest opartych o model 1 lub 2. Model 1 charakteryzuje szczególnie mniejsze gminy wiejskie lub miejsko-wiejskie. W większych miastach,

gdzie powołuje się spółki, najczęściej majątek również przechodzi na własność tych podmiotów. Ich udziałowcami/akcjonariuszami może być więcej gmin. Na przykład akcjonariuszami Aquanet SA jest 10 samorządów: Poznań i okoliczne gminy. Takie rozwiązanie daje większą samodzielność funkcjonowania, gdyż przedsiębiorstwo ma odrębną osobowość prawną i podlega Kodeksowi spółek handlowych (Polska 2000). Ponadto w ostatnich latach kilka samorządów sprzedało udziały państwowemu podmiotowi – Polskiemu Funduszowi Rozwoju po to, aby pozyskać fundusze na inwestycje gminne, niekoniecznie związane z wodociągami. Do PFR trafił mniejszościowy pakiet przedsiębiorstw wodociągowo-kanalizacyjnych w Gdyni, Opolu, Tarnobrzegu, Nowym Sączu, Limanowej. W ten sposób samorzady pozyskały kapitał, który mogły przeznaczyć na dowolny cel, taki jak budowa infrastruktury, dróg czy stadionu.

Zaproponowany w opracowaniu EurEau model (EurEau 2019) jest oczywiście bardzo uproszczony, nie uwzględnia niuansów związanych z podziałem ryzyka pomiędzy właściciela i operatora. W rzeczywistości funkcjonuje wiele modeli pośrednich, np. wówczas, gdy gminy przekazują w eksploatację tylko część infrastruktury, zakładają spółki celowe, stopniowo przekazują majątek operatorowi itp. Dlatego najistotniejsza w podziale zadań jest transparentna umowa zawierająca podział praw i obowiązków ze wskazaniem która strona bierze na siebie ryzyko związane np. z utrzymaniem popytu finansowaniem inwestycji, standardami usług.

Bez względu na model organizacyjny, podmiotem nadzorującym realizację usług wodnych powinien być niezależny i obiektywny podmiot publiczny. W praktyce władze publiczne na różnym szczeblu gminnym, regionalnym, krajowym, są odpowiedzialne za zatwierdzanie taryf, określanie standardów jakości usług, a także ustalanie i egzekwowanie norm środowiskowych i zdrowotnych. Regulatorem cen i jakości usług jest więc gmina, właściwe ministerstwo lub specjalnie do tego powołany podmiot. W Polsce rolę regulatora cen pełniły gminy, jednak w 2018 r. powołano Państwowe Gospodarstwo Wodne „Wody Polskie” i powierzono mu rolę regulatora.

Monitorowanie jakości wody pitnej jest zazwyczaj powierzane władzom odpowiedzialnym za opiekę zdrowotną. W Polsce jest to Główny Inspektorat Sanitarny. Ochrona zasobów wodnych i ustalanie standardów środowiskowych należą zwykle do kompetencji ministerstwa właściwego dla ochrony środowiska, władz dorzeczy lub władz regionalnych.

10.2.3. Finansowanie i jakość usług wodociągowo-kanalizacyjnych

Zgodnie z zasadą zwrotu kosztów za usługi wodne (Art. 9 Ramowej Dyrektywy Wodnej) oraz zasadą „zanieczyszczający płaci” użytkownicy systemów wodociągowo-kanalizacyjnych płacą za usługę. Tak jest w całej Unii Europejskiej, choć skład taryfy za usługę nie jest identyczny we wszystkich krajach. Wyjątkiem jest Irlandia, gdzie taryfa nie dotyczy gospodarstw domowych, jednak sprawa ta jest na etapie rozstrzygnięć jako niezgodna z Ramową Dyrektywą Wodną. Z pewnym uogólnieniem można jednak stwierdzić, że w taryfie uwzględnia się koszty operacyjne i eksploatacyjne przedsiębiorstwa wodociągowo-kanalizacyjnego, ale także opłaty środowiskowe, podatki itd. Trudno jest porównywać wartości rachunków za wodę między krajami członkowskimi, gdyż w strukturze taryf mogą znajdować się różne składniki takie jak opłaty środowiskowe, opłaty na fundusz socjalny zapobiegający ubóstwu wodnemu, podatki. Sam podatek VAT może wynosić zero jak w Wielkiej Brytanii lub 27% jak na Węgrzech. W większości przypadków opłata składa się ze składnika stałego i składnika wolumetrycznego.

W większości przypadków operator wodociągów przedstawia propozycje stawek za wodę właściwemu organowi do zatwierdzenia. Mogą to być władze gminne, regionalne lub krajowe. W kilku krajach w procesie uczestniczą organizacje konsumentów. W niektórych właściwy organ określa standardy jakości usług. Jeżeli minimalne wymagania nie są spełnione, operatorzy mogą być zobowiązani do wypłaty klientom rekompensat. W zależności od kraju i sposobu organizacji usług konsumenci mają możliwość złożenia skargi na jakość usług do biura obsługi klienta przedsiębiorstwa, gminy, rady konsumentów, krajowego organu regulacyjnego, rzecznika praw obywatelskich, arbitrażu, sądu.

W Polsce obowiązuje rozporządzenie taryfowe (Minister Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej 2022), które wskazuje jakie dane mogą lub powinny znaleźć się w taryfie. Wody Polskie zatwierdzają złożone przez przedsiębiorstwa wodociągowo-kanalizacyjne wnioski taryfowe w wyniku opisanej w Rozporządzeniu procedury. Ceny ustalane są na poziomie gmin. Stabilne finansowanie działalności wodociągowo-kanalizacyjnej jest kluczowe ze względu na ich nieustanny rozwój, przebudowy, modernizacje i odnowę infrastruktury, która musi nadążyć za potrzebami innych sektorów miasta. Jednak w żadnym europejskim kraju usługi wodne nie utrzymują się wyłącznie z taryfy. Bardzo wysoka kapitałochłonność oraz nieustająca konieczność rozbudowy infrastruktury, a więc inwestowania powoduje stałe zapotrzebowanie na kapitał. Organizacja Współpracy Gospodarczej i Rozwoju OECD (OECD 2020) przeanalizowała źródła finansowania usług wodociągowych i kanalizacyjnych w krajach członkowskich. Największą część potrzeb pokrywana jest z taryfy w Danii. W Polsce 60% pokrywane jest z taryf, pozostała część z innych źródeł np. dotacji, preferencyjnych kredytów czy pożyczek.

Zgodnie z raportem Banku Światowego (Luis A. Andrés i in. 2021) w żadnym kraju UE działalność wodociągowo-kanalizacyjna nie jest finansowana w 100% z taryfy. Wynika to z konieczności utrzymania dostępności cenowej usług. Podmioty zmuszone są więc pozyskiwać na swoją działalność fundusze z innych źródeł np. grantów i dotacji z funduszy krajowych i Unii Europejskiej. Zdefiniowano więc model 3T z ang. Tariffs, Transfers, Taxes, wskazujący na trzy źródła finansowania sektora:

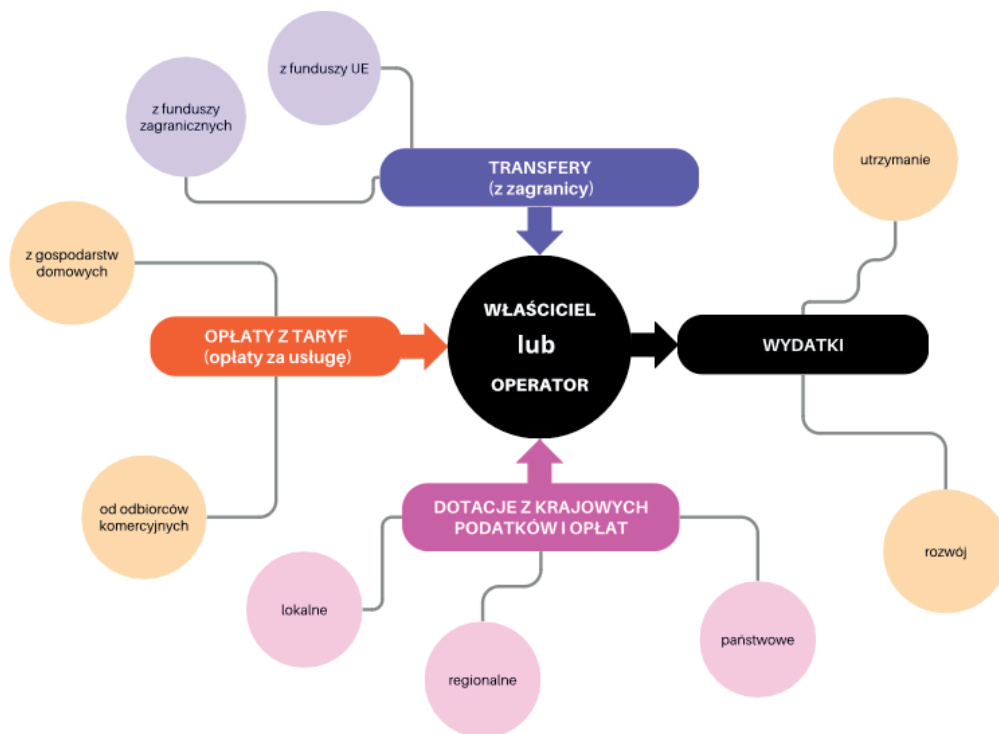
– Taryfy (ang. *Tariffs*), to opłaty za usługi pochodzące z zasobów odbiorców. Są to opłaty lub inwestycje bezpośrednio dokonywane przez samych użytkowników wody w zamian za otrzymywaną usługę. Dostawcy usług wodnych są zazwyczaj odpowiedzialni za pobieranie opłat w celu pokrycia swoich kosztów. Jednak dostępność cenowa usług musi być zachowana, opłaty nie mogą więc nadmiernie rosnać. Według zaleceń amerykańskich płatności za wodę nie powinny przekraczać 3% dochodu gospodarstwa domowego (Wareg 2017). Taryfy nie wymagają spłaty, ale rzadko są wystarczające do wypełnienia luki w finansowaniu inwestycji.

– Transfery funduszy (ang. *Transfers*), obejmujące zarówno publiczne jak i prywatne źródła finansowania pochodzące z zagranicy. Są to np. granty z funduszy europejskich, ale także kapitał wniesiony w ramach partnerstwa publiczno-prywatnego. Mogą to więc być środki zarówno publiczne jak i prywatne. Transfery pochodzą ze źródeł zewnętrznych w stosunku do kraju, to znaczy wnoszą je podatnicy lub inwestorzy z innych krajów. Nie są przewidywalne i dlatego najczęściej wykorzystywane są do wspierania wydatków kapitałowych, a nie operacyjnych.

– Podatki (ang. *Taxes*), czyli krajowe źródła publiczne pochodzące np. z podatków czy opłat środowiskowych, zwracane do systemu w formie różnego rodzaju dotacji. Krajowe dochody podatkowe obejmują wszystkie środki pochodzące z budżetu publicznego. Przepływy tych środków przeznaczane są przez rządy i samorządy na

inwestycje i finansowanie sektora zarówno na szczeblu lokalnym jak i na szczeblu centralnym na przykład na opłacenie personelu rządowego odpowiedzialnego za nadzór lub monitorowanie sektora. Środki te wykorzystywane są do pokrycia zarówno kosztów eksploatacji i utrzymania, jak i kosztów kapitałowych.

Rys. 10.4 prezentuje schematyczny przepływ środków finansowych zgodnie z zasadą 3T.



Rys. 10.4. Źródła finansowania przedsiębiorstw wod-kan zgodna z zasadą 3T, opracowanie własne na podstawie (Luis A. Andrés i in. 2021)

Fig. 10.4. Financing sources for the water and sewage utilities in line with the 3T principle, own study based on (Luis A. Andrés i in.2021)

Sektor jest więc w praktyce finansowany z różnych źródeł publicznych i prywatnych, a część z nich wymaga spłaty. Należy mieć na uwadze, że niezależnie od tego, czy wykorzystywane jest finansowanie z taryf czy innych źródeł, zmniejszenie jednego strumienia przychodów wymaga zwiększenia innego, aby pokryć niedobór. Nie da się jednak zaprzeczyć, że zgodnie z prawem to taryfy muszą być bezsprzecznie głównym i najważniejszym źródłem przychodów.

Aktualne potrzeby inwestycyjne sektora polskiego zostały określone w wyniku konieczności wdrożenia dyrektywy ściekowej (Unia Europejska 1991) i dyrektywy w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Unia Europejska 2020). Dyrektywa ściekowa wdrażana jest i monitorowana na podstawie inwestycji określonych w Krajowym Programie Oczyszczania Ścieków Komunalnych i jego aktualizacjach (Polska 2019). Zmieniona w 2020 r. dyrektywa w sprawie wody do picia zawiera wiele nowych obowiązków, które wymagają inwestycji infrastrukturalnych i organizacyjnych. W 2021 r. Ministerstwo Infrastruktury opublikowało „Program inwestycyjny w zakresie poprawy jakości i ograniczenia strat wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi” zawierający listę inwestycji koniecznych do wdrożenia dyrektywy Ministerstwo Infrastruktury 2021 . Program zawiera opis stanu

i wykaz potrzeb polskiego systemu zaopatrzenia w wodę wraz z identyfikacją obszarów priorytetowych i oszacowaniem niezbędnych inwestycji. Wartość potrzebnych działań oszacowano na 44 miliardy złotych.

Istotnym wyzwaniem dla europejskiego sektora usług kanalizacyjnych oraz dla odbiorców usług i przemysłu będzie zmieniona w 2024 r. dyrektywa ściekowa (2024/3019). Nakłada nowe obowiązki na operatorów kanalizacji, oczyszczalni ścieków, samorządy oraz przemysł, a więc będzie miała dostrzegalne w gospodarkach miejskich skutki finansowe.

10.3. WYZWANIA SEKTORA WODOCIĄGÓW I KANALIZACJI

10.3.1. Zmiany klimatu i zanieczyszczenie środowiska

Zmiany klimatu mają bezpośredni wpływ na sektor wodociągów i kanalizacji. Niedobory wody stają się zjawiskiem coraz powszechniejszym także w Polsce. Są to zdarzenia sezonowe, lokalne i incydentalne, jednak jest wysoce prawdopodobne, że będą się w przyszłości nasilać. Zgodnie z raportem HELCOM (HELCOM 2021) w regionie Morza Bałtyckiego występuje coraz więcej zjawisk ekstremalnych dotyczących bardzo niskich i bardzo wysokich stanów wody w rzekach oraz podnoszenia się średniej temperatury morza i powietrza jak również lokalnych zmian w bilansie wód podziemnych. Zmiany klimatu wpływają negatywnie na miasta (Van Leeuwen i in. 2016) i bezpieczeństwo systemów wodociągowo-kanalizacyjnych (Kowalska i in. 2021). Ponadto zanieczyszczenie środowiska powoduje problemy jakościowe oddziałujące negatywnie na sprawność oczyszczania ścieków i uzdatniania wody.

Dostęp do usług ogranicza starzejąca się infrastruktura, która ma sprostać potrzebom dostosowania się do zmian społecznych i środowiskowych oraz komfortu życia w miastach (Xiaochang, Guangtao 2021). Ponadto miasta muszą przejść transformację z miast skoncentrowanych na zaopatrzeniu w wodę do miast wrażliwych, skoncentrowanych na wodzie (Brown i in. 2009), gdyż zmiana otoczenia wpływa na zmianę usług wodnych. Przedsiębiorstwa wodociągowo-kanalizacyjne w miastach muszą sprostać presjom związanym z zanieczyszczeniem zasobów, koniecznością nadążania za popytem, aktywnym udziałem w życiu i rozwoju miasta.

Wiele wyzwań ma podłoże techniczne. Na przykład oczyszczalnie ścieków przekształcają się z linearnych w biofabryki oparte na gospodarce o obiegu zamkniętym (Lebonnois i in. 2023). Ich zadaniem jest przetwarzanie ścieków w celu odzyskania biogenów, wody, energii itd. (Furness i in. 2023). To wymusza wdrażanie nowych technologii, ale także napędza współpracę z innymi usługami komunalnymi takimi jak ciepłownictwo, gospodarka odpadowa czy obsługa terenów zielonych.

Poważnym wyzwaniem przedsiębiorstw wodociągowo-kanalizacyjnych jest utrzymanie odpowiedniej jakości wody i oczyszczonych ścieków w sytuacji pogłębiającego się zanieczyszczenia środowiska. Istotnym zagrożeniem są substancje poli i perfluoroalkilowe PFAS. Ich usunięcie z miejskiego obiegu wody jest niezwykle trudne. Poleganie na rozwiązaniach „końca rury” stanowi poważną przeszkodę na drodze sektora do neutralności klimatycznej. Federacja EurEau stoi więc na stanowisku, że należy unikać wszelkich emisji do środowiska substancji chemicznych należących do tej grupy, stosując zasadę ostrożności i zasadę kontroli u źródła. Można to najlepiej osiągnąć poprzez wprowadzenie na szczeblu UE zakazu wszelkich zastosowań PFAS. Ponadto należy dopilnować, aby substytuty PFAS nie były szkodli-

we. Podjęcie działań już teraz jest zdecydowanie najbardziej zrównoważonym i skutecznym sposobem ograniczenia narażenia konsumentów na PFAS i zachowania zasobów wodnych dla przyszłych pokoleń (EurEau 2022).

10.3.2. Zmiany prawa

Zarówno dyrektywa w sprawie wody do picia jak i nowa dyrektywa ściekowa wprowadzają wiele nowych obowiązków i wyzwań. Już pierwszy artykuł wskazuje istotne zmiany zakresu dyrektywy ściekowej, określając przedmiot obejmujący *zbieranie, oczyszczanie i odprowadzanie ścieków komunalnych w celu ochrony środowiska i zdrowia ludzkiego zgodnie z podejściem „Jedno zdrowie”, przy jednoczesnym stopniowym ograniczaniu emisji gazów cieplarnianych do zrównoważonego poziomu, poprawie bilansu energetycznego działalności związanej ze zbieraniem i oczyszczaniem ścieków komunalnych oraz przyczynianie się do przejścia na gospodarkę o obiegu zamkniętym. Ustanawia zasady dotyczące powszechnego dostępu do urządzeń sanitarnych, przejrzystości sektora ścieków komunalnych, regularnego nadzoru parametrów ścieków komunalnych istotnych dla zdrowia publicznego oraz wdrażania zasady „zanieczyszczający płaci”* (Unia Europejska 2024).

Stosunkowo nowym pomysłem w sektorze jest wdrożenie Rozszerzonej Odpowiedzialności Producenta, która mobilizuje producentów środków farmaceutycznych i kosmetycznych do współfinansowania czwartego stopnia oczyszczania usuwanie mikrozanieczyszczeń. Takie działania muszą być jednak połączone z kontrolą u źródła i odpowiednią strategią dotyczącą farmaceutyków (Helwig i in. 2024). Nowa dyrektywa ściekowa będzie wymagać znacznych inwestycji, w celu spełnienia jej wymogów, dlatego sprawą najwyższej wagi jest inwestowanie w pierwszej kolejności tam, gdzie przyniesie to największe korzyści środowisku, przy jednoczesnym osiągnięciu celów dyrektywy (Ramm 2024).

10.3.3. Zapotrzebowanie na kompetencje

Innowacje są kluczem do zagwarantowania trwałości usług wodociągowo-kanalizacyjnych. Federacja EurEau opracowała zestaw priorytetów i potrzeb badawczych (EurEau 2023). Podstawowe wyzwania sektora zebrano w 9 ogólnych blokach zagadnień:

1. Ograniczanie i adaptacja do zmian klimatu,
2. Zanieczyszczenia wzbudzające szczególny niepokój,
3. Metody analityczne i pomiarowe, eksploracja danych,
4. Efektywność energetyczna,
5. Zrównoważone modele biznesowe,
6. Cyfryzacja, nowe rozwiązania IT,
7. Bezpieczeństwo,
8. Żywe laboratoria,
9. Komunikacja z interesariuszami.

Kryzys energetyczny, wojna oraz przerwanie łańcuchów dostaw mobilizuje sektor do zwiększania odporności

Wyzwanie związane z mikrozanieczyszczeniami jest bardziej niż kiedykolwiek w centrum uwagi dostawców wody i znajduje odzwierciedlenie w potrzebie nowych sposobów ograniczenia zanieczyszczeń u źródła, w szczególności poprzez angażowa-

nie producentów we wspólne rozwiązania. W przypadku substancji zanieczyszczających, takich jak PFAS i mikroplastik, które są już obecne w zasobach wodnych, istnieje potrzeba innowacyjnych sposobów ich usuwania. Postęp technologiczny w innych dziedzinach otwiera nowe możliwości innowacji w gospodarce wodnej, np. wszechstronność dronów można wykorzystać do modelowania hydrologicznego, wykrywania wycieków z sieci.

Należy podkreślić, że w sektorze wodociągów i kanalizacji innowacje nie mogą ograniczać się do rozwoju technologicznego. W rzeczywistości innowacyjność obejmuje wiele aspektów, takich jak zarządzanie, komunikację, politykę publiczną i partnerstwa interesariuszy.

Przeprowadzone na początku lat dwudziestych dwa cykle Branżowego Bilansu Kapitału Ludzkiego który Polska Agencja Rozwoju Przedsiębiorczości realizowała wspólnie ze światem nauki oraz Sektorowymi Radami ds. Kompetencji wskazują na potrzebę rozwijania w branży nowych kompetencji związanych z zapotrzebowaniem na innowacje (Urbanowicz i in. 2022; Urbanowicz, Kania 2023). Drugi Bilans zawiera trendy technologiczne związane z nowymi potrzebami i rozwiązaniami wynikającymi ze stanu środowiska, rozwoju wiedzy, cyfryzacji, oraz trendy biznesowe związane z potrzebą współdziałania z innymi podmiotami oraz rosnącą interdyscyplinarnością branży. W analizach założono 4 scenariusze zaprezentowanej na rys. 10.5.

Scenariusze przyszłości branży

Nowy złoty wiek – Liderzy efektywnego stosowania technologii przyjaznych środowisku, bezpieczeństwu i zdrowiu człowieka

WYSOKI poziom integracji usług/produktów, kompleksowości rozwiązań i współdziałanie firm oraz **WYSOKI** poziom stosowania nowych technologii, wysoka zasobooszczędność i adaptacyjność przedsiębiorstw do zmian



Technologicznie zaawansowane enklawy – branża różnych prędkości

NISKI poziom integracji usług/produktów, kompleksowości rozwiązań i współdziałania firm oraz **WYSOKI** poziom stosowania nowych technologii, wysoka zasobooszczędność i adaptacyjność przedsiębiorstw do zmian



Kooperatywa na rzecz zrównoważonego rozwoju i adaptacyjności

WYSOKI poziom integracji usług/produktów, kompleksowości rozwiązań i współdziałanie firm oraz **NISKI** poziom stosowania nowych technologii, niska zasobooszczędność i adaptacyjność przedsiębiorstw do zmian



Czas inercji

NISKI poziom integracji usług/produktów, kompleksowości rozwiązań i współdziałania firm oraz **NISKI** poziom stosowania nowych technologii, niska zasobooszczędność i adaptacyjność przedsiębiorstw do zmian



Rys. 10.5. Scenariusze przyszłości branży według Urbanowicz i Kania 2023

Fig. 10.5. Future scenarios of the industry according to Urbanowicz i Kania 2023

Kompetencje przyszłości są więc ściśle zintegrowane ze zmianami klimatu. Pojawiają się stanowiska takie jak analityk zmian klimatu czy analityk kosztów środowiskowych. Ponadto ewolucja dotyczy stanowisk klasycznych, najstarszych, gdyż np. monter sieci poza posługiwaniem się standardowymi narzędziami, musi wiedzieć co to jest i umieć się posługiwać narzędziami opartymi na Internecie Rzeczy.

10.3.4. Doskonalenie jakości

Jakość usług wodnych sparametryzowana jest poprzez przepisy o jakości wody do spożycia (Minister Zdrowia 2017) i jakość ścieków oczyszczonych (Minister Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej 2019). Ale parametry mikrobiologiczne i fizyczno-chemiczne to nie wszystko. Konieczne jest kontrolowanie bezpieczeństwa i niezawodności, stąd wpisanie konieczności zarządzania ryzykiem zarówno do dyrektywy w sprawie wody do picia (2020/2184), jak i dyrektywy ściekowej (2024/3019), jak i nowej dyrektywy ściekowej.

Zarówno lista monitoringu obowiązującego dla wody jak i dla ścieków oczyszczonych systematycznie się poszerza. Dyrektywa 2020/2184 wprowadziła więc nowe parametry monitoringu wody uzdatnionej, wynikające z zanieczyszczenia środowiska i ryzyka dla zasobów wody wykorzystywanych na cele zbiorowego zaopatrzenia. W załączniku IB pojawiły się więc nowe parametry takie jak bisfenol-A, chlorany oraz chloryny, kwas halogenooctowy, mikrocystyna-LR, PFAS ogółem oraz suma PFAS, uranu. Ponadto powstała lista obserwacyjna, dla substancji wzbudzających szczególne obawy n.p. nonylofenol, 17-beta-estradiol.

Z kolei nowa dyrektywa ściekowa wprowadza obowiązek czwartego stopnia oczyszczania ze względu na konieczność usuwania mikrozanieczyszczeń.

Kwestie jakościowe są tylko jednym z wyzwań stojącym przed operatorami systemów gospodarki ściekowej. Powinni oni także rozwijać kompetencje związane z gospodarką energią, ograniczaniem emisji gazów cieplarnianych, właściwą gospodarką wodami opadowymi.

Ponadto coraz więcej popularności zdobywają badania satysfakcji konsumentów oraz wszelkiego rodzaju benchmarkingi i rankingi. Zarówno benchmarking Izby Gospodarczej „Wodociągi Polskie” (www.igwp.org.pl) jak i polski Wodny Indeks Miast (Ćmielewski i in. 2023) oraz benchmarking europejski EBC (www.waterbenchmark.org), mają na celu dostarczanie takich danych, aby mobilizować miasta i dostawców usług do doskonalenia.

Miasta dotknięte są także problemem ograniczonej dostępności do usług wodociągowo-kanalizacyjnych osób wykluczonych np. bezdomnych, żyjących w ubóstwie oraz niepodłączonych do sieci i korzystających z własnych ujęć oraz indywidualnych rozwiązań gospodarki ściekowej. Poważnym wyzwaniem dla samorządów jest uporządkowanie monitoringu każdej posesji pod kątem gospodarki ściekowej, posiadania i poprawnej eksploatacji zbiorników bezodpływowych i oczyszczalni przydomowych.

10.4. WNIOSKI

- Rośnie świadomość społeczna dotycząca zmian klimatu, zanieczyszczenia środowiska, presji cywilizacji na zasoby naturalne, a więc i życie miast. Sprawiedliwość klimatyczna może być użyteczną dźwignią polityczną do budowania miast odpornych i regeneracyjnych. Do tego niezbędne są inteligentne wodociągi i kanalizacja.
- Usługi wodociągowo-kanalizacyjne są oparte na podstawowym prawie dostępu człowieka do wody i urządzeń sanitarnych. Podlegają jednak zasadzie zwrotu kosztów za usługi wodne. Dlatego ważne jest wdrożenie stabilnych modeli biznesowych i finansowych. Modele te zależą głównie od własności infrastruktury i odpowiedzialności za jej eksploatację.
- Przedsiębiorstwa wodociągowo-kanalizacyjne finansują się głównie z taryfy, jednak inne źródła funduszy są niezbędne do utrzymania inwestycji na odpowiednim poziomie. Ponadto wciąż nowe wyzwania sprawiają, że przedsiębiorstwa powinny systematycznie inwestować w innowacje we wszystkich aspektach działalności. Administracja publiczna powinna ułatwiać podmiotom dostęp do dodatkowych środków publicznych. Również inwestycje prywatne mogą być odpowiednim źródłem finansowania w zakresie partnerstwa publiczno-prywatnego.
- Wyzwania sektora związane są więc głównie z wdrażaniem zmieniającego się prawa i pozyskiwaniem odpowiedniego finansowania.
- Istotnym czynnikiem wpływającym na koszty usług wodnych są zmiany klimatu i rosnące zanieczyszczenie środowiska. Wyzwania te wywołują także nowe potrzeby kompetencyjne.

BIBLIOGRAFIA

- Brown, R. R., Keath, N., & Wong, T. H. F., 2009, Urban water management in cities: historical, current and future regimes. *Water Science and Technology*, nr 59 5: s.847–855.
- Ćmielewski M., G. Jakub, H. Jerzy, Kudłacz M., Kutek K., Ramm K., 2023, *Water City Index 2023*. EurEau, 2019, *The governance of water services in Europe*.
- EurEau, 2022, *EurEau position paper on PFAS in the urban water cycle*.
- EurEau, 2023, *Innovating for a greener future. European water service priorities. 2023 update*.
- Figueiredo, I., Esteves, P., Cabrita, P., 2021, Water wise – a digital water solution for smart cities and water management entities. *Procedia Computer Science*, nr 181: s. 897–904.
- Furness, M., Bello-Mendoza, R., Chamy Maggi, R., 2023, *The Biofactory: Quantifying Life Cycle Sustainability Impacts of the Wastewater Circular Economy in Chile*. *Sustainability*, nr 15.
- Girardet, H., 2009. *Regenerative Cities*.
- Hamilton, S., Charalambous, B., Wyeth, G., 2021, *Improving Water Supply Networks: Fit for Purpose Strategies and Technologies*. IWA Publishing.
- HELCOM, 2021, *Climate Change in the Baltic Sea. 2021 Fact Sheet*.
- Helwig, K., Niemi, L., Stenuick, J. -Y., Alejandre, J. C., Pflieger, S., Roberts, J., Harrower, J., Nafó, I., Pahl, O., 2024, *Broadening the Perspective on Reducing Pharmaceutical Residues in the Environment*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, nr 43: s.653–663.
- Kowalska B. red. 2021, *Wpływ zmian klimatu na gospodarkę wodno-ściekową w kontekście bezpieczeństwa zdrowotnego wody*, vol. 176, Polska Akademia Nauk.
- Larsen, T. A., Hoffmann, S., Lüthi, C., Truffer, B., Maurer, M., 2016, *Emerging solutions to the water challenges of an urbanizing world*. *Science* nr 352: s.928–933.
- Lebonnois, D., Judenne, E., Perroy, L., Vanden Bossche, H., Grau, G., 2023, *Pau Case Study: From a Wastewater Treatment Plant to a Biofactory*. *EWaS5*, nr 89.

- Lima, S., Brochado, A., Marques, R. C., 2021, Public-private partnerships in the water sector: A review. *Utilities Policy*, nr 69.
- Luis A. A., Fenwick C., Thibert M., Lombana Cordoba C., Joseph G., Misra S., Saltiel G., 2021, *Troubled Tariff Revisiting Water Pricing for Affordable and Sustainable Water Services* World Bank.
- Minister Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej, 2019, Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 12 lipca 2019 r. w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego oraz warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu do wód lub do ziemi ścieków, a także przy odprowadzaniu wód opadowych lub roztopowych do wód lub do urządzeń wodnych. Dz.U. 2019 poz. 1311.
- Minister Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej, 2022, Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej w sprawie określania taryf, wzoru wniosku o zatwierdzenie taryfy oraz warunków rozliczeń za zbiorowe zaopatrzenie w wodę i zbiorowe odprowadzanie ścieków, Dz.U. 20.05.2022.1704.
- Minister Zdrowia, 2017, Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 7 grudnia 2017 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Dz.U. 2017 poz. 2294.
- Ministerstwo Infrastruktury, 2021, Program Inwestycyjny w zakresie poprawy jakości i ograniczenia strat wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi.
- OECD, 2020, *Financing Water Supply, Sanitation and Flood Protection: Challenges in EU Member States and Policy Options*.
- Organizacja Narodów Zjednoczonych, 2010, Resolution 64/292.
- Polska, 2000, Kodeks spółek handlowych. Dz.U.2000.94.2037.
- Polska, 2019, Krajowy Program Oczyszczania Ścieków Komunalnych.
- Polska, 2023, Ustawa z dnia 7 czerwca 2001 r. o zbiorowym zaopatrzeniu w wodę i zbiorowym odprowadzaniu ścieków. Dz. U. 2001 Nr 72 poz. 747.
- Polska, 2024, Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. Prawo wodne. Dz.U.2023.1478.
- Ramm, K., 2024, Ewolucja podejścia polityki UE do oczyszczania ścieków komunalnych. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, nr 16: s.15–20.
- Ramm, K., Stańczyk J., 2024, Nowoczesne narzędzia wspomagające eksploatację wodociągów, w red. Andrysiak T., Licznar P., *Inteligentny i energooszczędny system ekspertowy rozbiórki wody (SERW)*.
- Stoker, P., Chang, H., Wentz, E., Crow-Miller, B., Jehle, G., Bonnette, M., 2019, Building Water-Efficient Cities. *Journal of the American Planning Association*, nr 85: s. 511–524
- UN Habitat, 2020, *What is a City?* UN Habitat.
- Unia Europejska, 1991, Dyrektywa Rady z dnia 21 maja 1991 r. dotycząca oczyszczania ścieków komunalnych. Dz.U. L 135 z 30.5.1991.
- Unia Europejska, 2000, Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej. Dz.U. L 327, 22.12.2000.
- Unia Europejska, 2007, Traktat o funkcjonowaniu Unii Europejskiej z dnia 13 grudnia 2007 r. Dz.U. C 202 z 7.6.2016.
- Unia Europejska, 2020, Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady UE 2020/2184 z dnia 16 grudnia 2020 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Dz. U. L 435 z 23.12.2020.
- Unia Europejska, 2024, Rezolucja ustawodawcza Parlamentu Europejskiego z dnia 10 kwietnia 2024 r. w sprawie wniosku dotyczącego dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady w sprawie oczyszczania ścieków komunalnych wersja przekształcona COM 2022 0541 – C9- 0363/2022 – 2022/0345 COD.
- Urbanowicz P., Kania I., 2023, Branżowy Bilans Kapitału Ludzkiego II. Gospodarka wodno-ściekowa i rekultywacja GWŚiR. Wyniki II edycji badań. Polska Agencja Rozwoju Przedsiębiorczości.
- Urbanowicz P., Kania I., Kornecki J., Krukowski M., Jelec. P., 2022, Branżowy Bilans Kapitału Ludzkiego II – branża gospodarki wodno-ściekowej i rekultywacji. Raport podsumowujący I edycję badań realizowanych w latach 2020-2021. Polska Agencja Rozwoju Przedsiębiorczości.
- Van Leeuwen, C. J., Koop, S. H. A., Sjerps, R. M. A., 2016, City Blueprints: baseline assessments of water management and climate change in 45 cities. *Environment, Development and Sustainability*, nr 18: s.1113–1128.

Wareg, 2017, Affordability in European water systems.

Watson, S., 2019, City Water Matters. Springer Singapore.

Xiaochang C. W., Guangtao F., 2021, Water-Wise Cities and Sustainable Water Systems: Concepts, Technologies, and Applications X. C. Wang & G. Fu, Eds, IWA Publishing.

Adres do korespondencji - Corresponding author:

dr inż. Klara Ramm, Politechnika Warszawska, Wydział Instalacji Budowlanych, Hydrotechniki i Inżynierii Środowiska, ul. Nowowiejska 20, 00-653 Warszawa, klara.ramm@pw.edu.pl

Artur MAGNUSZEWSKI

Uniwersytet Warszawski,
Wydział Geografii i Studiów Regionalnych,
Zakład Hydrologii

11. ŻEGLUGA ŚRÓDLĄDOWA

11. INLAND WATERWAY TRANSPORT

Abstract

Historical development of inland waterway transport shows changing importance of that sector. Poland has favorable pattern of natural rivers . Intensive use of the Vistula River as a waterway starts in medieval period and was very important for the country economy. Inland transport has reached maximum in 1979 with total mass of transported goods of 23 million tons. Change in transport modes to road transport and market economy mechanisms have reduced the importance of inland waterway transport. New plans of developing trans-European system of waterways called AGN is very difficult to implement due to hydrological conditions on not completely regulated rivers. Length of waterways class IV and V in total system of Polish waterways represent only 5%. It can be noticed growing importance of passenger traffic and also leisure boats. New strategy of inland waterways development list the Oder River and Lower Vistula River as the most perspective for inland transport.

Key words: waterways, inland water transport, AGN

11.1. HISTORYCZNY ROZWÓJ ŻEGLUGI ŚRÓDLĄDOWEJ NA WIŚLE I ODRZE

Układ sieci rzecznej w Polsce jest sprzyjający z punktu widzenia organizacji transportu wodnego odbywającego się na rzekach. Główne rzeki Wisła i Odra mają przebieg z południa na północ, a więc umożliwiają transport ładunków z obszarów przemysłowych i górniczych na wybrzeże morskie. W obszarze niżu nizinne dopływy Odry i Wisły mają układ nawiązujący do pradolin utworzonych na przedpolu lądolodów plejstocenijskich o przebiegu ze wschodu na zachód. Odcinki pradolin przekraczające działy wodne umożliwiły także budowę połączeń kanałowych między Odrą i Wisłą i sąsiednimi dorzecziami Łaby, Niemna, Dniepru.

Zanim powstały drogi żelazne i rozwinął się transport samochodowy, przewozy ładunków masowych drogami wodnymi były podstawą funkcjonowania gospodarki. Żegluga śródlądowa przyczyniła się do rozwoju gospodarczego Polski w okresie I Rzeczypospolitej, a była także czynnikiem ułatwiającym rozkwit przemysłu w epoce pary i żelaza. Zrozumienie obecnych uwarunkowań żeglugi śródlądowej w Polsce wymaga omówienia jej rozwoju w ujęciu historycznym, a także ekonomicznym.

Wisła

Historia wykorzystania rzek jako dróg wodnych sięga na Wiśle X w. jednak dopiero w XIV i XV w. Wisła stała się spójną drogą wodną. W XVI i XVII w. rozwinął się międzynarodowy handel zbożem, z transportem śródlądowym na wielką skalę. W drugiej połowie XVII w. wojny szwedzkie, a na początku XVIII w. wojna północna, spowodowały regres gospodarczy Polski, zmalał także transport śródlądowy Wisłą.

Pierwszy rozbiór Polski w 1772 r., nie przerwał żeglugi na Wiśle. Wprawdzie otwarcie przez Prusaków w 1765 r. komory celnej w Kwidzynie oraz narzucony w 1775 r. przez Prusy bardzo niekorzystny traktat handlowy utrudniały żeglugę na Wiśle dolnej, ale ruch żeglugowy w latach 1773-1775 odbywał się nieprzerwanie.

Trzeci podział Polski między zabory sprawił, że Wisłę zaczęto wykorzystywać jako wewnętrzną drogę wodną w granicach każdego z trzech państw zaborczych. Przyjęte przez państwa zaborcze kierunki zagospodarowania Wisły, są czytelne w dzisiejszym wyglądzie rzeki (Piasecka 1997)

W zaborze austriackim na przełomie XIX i XX w. zakres robót regulacyjnych na Wiśle był stosunkowo duży, prace te służyły głównie ułatwieniu spływu wód i lodów, nie były związane bezpośrednio z poprawą warunków żeglugowych. Jedy- nym dużym zamierzeniem miała być uchwalona przez austriacką Radę Państwa budowa kanału Dunaj–Wisła, który miał się przyczynić do rozwoju małopolskiego górnictwa węglowego i uniezależnienie się od importu węgla niemieckiego. Budowa kanału została rozpoczęta na odcinku Skawina–Zator; wykonano odcinek kanału i kilka mostów, jednak w 1914 r. roboty zostały przerwane.

Wisła była najbardziej wykorzystywana jako droga wodna w zaborze pruskim, ponieważ zapewniała połączenie między Królewcem i Gdańskiem z Odrą przez ist- niejący już Kanał Bydgoski, Noteć i Wartę. W połowie XIX w., zaszły duże zmiany na ujściowym odcinku Wisły dolnej. Prace na Szkarprawie, na Nogacie oraz na samej Wiśle były prowadzone przede wszystkim z punktu widzenia ułatwienia spływu wielkiej wody. Dopiero projekt Sewerina z 1835 r. stał się podstawą regulacji ciągłej, uwzględniającej także potrzeby żeglugi. Regulację tę wykonano ostatecznie w okresie 1879—1885, a w 1895 r. otwarto nowe ujście Wisły pod Świbnem. W ramach porządkowania ujściowego odcinka Wisły w obrębie delty w 1917 r. oddzielono jazem Nogat, odcięto także śluzami Martwą Wisłę i Szkarpawę.

Na Wiśle w zaborze rosyjskim w pierwszej połowie XIX w., wobec niedosta- tecznie rozwijającej się sieci dróg żelaznych, odbywała się dość intensywnie żegluga pasażersko-towarowa, zwłaszcza po 1825 r. kiedy uregulowano kwestię ceł nakładanych przez Prusy.

Po I wojnie światowej na terenie byłego zaboru austriackiego prawie ukończo- no regulację koryta Wisły od ujścia Przemszy do ujścia Potoku Kościelnickiego, a prawy brzeg Wisły uregulowano prawie do ujścia Sanu. Jednak budowle regu-

lacyjne, przeważnie wyłącznie faszynowe, po okresie wojennym były częściowo zniszczone.

Na terenie byłego zaboru rosyjskiego ograniczano się jedynie do odcinkowych ubezpieczeń brzegów Wisły. Na Wiśle prowadzono pewne roboty regulacyjne w obrębie Warszawy (tzw. gorset warszawski) oraz na granicznym odcinku austriacko-rosyjskim, od ujścia Potoku Kościelnickiego do Wisły (km 103) do Zawichostu.

Rzeki i kanały były uporządkowane tylko na terenach byłego zaboru pruskiego: Wisła dolna (od Silna do Gdańska), Warta w obrębie Poznania, Noteć oraz Kanały Bydgoski i Górnonotecki. Wykonana regulacja dolnej Wisły spełniała wprawdzie wymagania zabezpieczenia przeciwpowodziowego, jednak nie zapewniła właściwych głębokości dla żeglugi podczas niskich stanów wody. Kanał Bydgoski, nie uszkodzony przez działania wojenne, stanowił najlepszą drogę wodną na tym obszarze.

W Polsce brak dostatecznie głębokich i dobrze utrzymanych dróg wodnych zmuszał do stosowania innego niż w Europie Zachodniej taboru. Nośność statków towarowych pływających między Warszawą i Gdańskiem nie przekraczała 300 t.

Statystykę przewozów żeglugowych w Polsce wprowadzono dopiero w 1931 r. w latach poprzednich istnieją tylko fragmentaryczne dane informacyjne. W 1926 r. ogólna ilość przewozów towarowych na polskich drogach wodnych wynosiła, według przybliżonych danych, 1,18 mln t, a spław drewna w tratwach 956 tys. t. Był to jednak rok największej pracy przewozowej na polskich drogach wodnych w tamtym okresie. W 1936 r. ogólne przewozy na polskich drogach wodnych wyniosły 725 tys. t towarów, a spław drewna 439 tys. t. Dla porównania na Odrze w tym samym okresie przewozy wynosiły około 8,7 mln t.

Liczba pasażerów podróżujących drogami wodnymi w Polsce, włączając w to przewozy na Warcie w rejonie Poznania, Wili pod Wilnem, Niemnem pod Grodnem, na tzw. pińskim węźle wodnym (Prypeć, Horyń, Jasiołda, Styr), wyniosła w 1937 r. 744 tys. osób (Monografia dróg wodnych... 1985).

W okresie okupacji przewozy pasażerskie w rejonie Warszawy odbywały się w ograniczonym zakresie. W czasie Powstania Warszawskiego wiele statków zostało zatopionych przez załogi, inne zostały zniszczone w czasie działań wojennych i uprowadzone przez wycofujące się wojska niemieckie.

Z głównych dopływów Wisły w żegludze śródlądowej szczególne znaczenie miał Bug, tworzący jeden z najstarszych w Europie szlaków handlowych między Morzem Czarnym i Morzem Bałtyckim. Już od końca X w. rozwijał się transport wodny, o czym świadczą wzmianki o komorach celnych w Serocku i Wyszku.

Przecięcie Wisły granicą ustanowioną między zaborem rosyjskim i pruskim ograniczyło atrakcyjność transportu wodnego i spowodowało poszukiwania alternatywnych dróg wodnych. Jeszcze w czasach panowania króla Stanisława Augusta Poniatowskiego w 1775 r. rozpoczęto budowę kanałowego połączenia Bugu z Dnieprem. Kanał został otwarty przez króla we wrześniu 1784 r., i odtąd był nazywany Kanałem Królewskim.

Odpowiedzią na ograniczenia żeglugi i wysokie cło nałożone przez Prusy w 1823 r. na towary spławiane dolną Wisłą z Królestwa Polskiego była także budowa Kanału Augustowskiego. Kanał połączył Narew przez Biebrzę i Nettę z jeziorami Pojezierza Augustowskiego, a następnie skanalizowaną Czarną Hańczę z Niemnem.

Dzięki otwarciu kanałów rozwinął się transport drewna spławianego w tratwach, pozyskiwanego z Puszczy Białowieskiej, Kurpiowskiej, Białej, Augustowskiej, a także z Polesia.

Odra

W XV w. gdy na Wiśle rozkwitła żegluga - Odra płynęła przez terytoria trzech państw. W 1720 r. Prusy odzyskały panowanie nad ujściem Odry, a w 1741 r. opanowały Wrocław, a następnie w 1763 r. utrwaliły swoje posiadanie na Śląsku, dzięki czemu cała Odra znalazła się w granicach jednego państwa (Filipowiak 1992). W tym czasie zniesiono prawo składu we Frankfurcie nad Odrą i Szczecinie, wprowadzając zasadę wolnego handlu na całej Odrze. W 1746 r. oddano do użytku nowy Kanał Odra-Hawela (Kanał Winawski, Finowkanal), łączący Winawę (dopływ Odry) z Hawelą (dopływem Łaby) co utworzyło połączenie z Berlinem (Uhlemann 1996).

Kiedy w wyniku zaborów w granicach Prus znalazły się ziemie położone nad dolną Wisłą i Notecią, rozpoczęto budowę Kanału Bydgoskiego, który został oddany do użytku w 1774 r. i otworzył drogę wodną z Wisły do Odry.

Drugi i trzeci rozbiór objął cały bieg Warty oraz środkową Wisłę, co spowodowało podwojenie ruchu handlowego w Szczecinie. W 1773 r. rozpoczęto regulować dla potrzeb żeglugi dolną Wartę wraz z Notecią.

W XVIII w. prace poprawiające żeglowność Odry polegały głównie na prostowaniu biegu rzeki przez budowę przekopów i kanałów ulgi (Kulczyk, Winter 2003). Pojawiły się jednak opinie o niewłaściwym oddziaływaniu przekopów, dlatego w pierwszej połowie XIX w. na całym szlaku Odry podjęto prace regulacyjne, polegające na oczyszczeniu koryta, wyprostowaniu biegu rzeki, zwężeniu szerokości trasy żeglugowej. W tym czasie zaczął rozwijać się przemysł ciężki i górniczy na Śląsku. W latach 1792 - 1806 wybudowano Kanał Kłodnicki, łączący Odrę nad Koźlem z Gliwicami.

W początku XIX w., m.in. z powodu wojen napoleońskich, prace regulacyjne na Odrze uległy spowolnieniu. Dopiero w 1819 r. opracowano tzw. protokół bogumiński, który ustalił nowe zasady regulacji, oparte na zachowaniu krętego koryta (zaniechano wykonywania przekopów), oraz zalecono usunięcie mielizn w korycie przez koncentrację nurtu za pomocą budowli faszynowych. W ramach tej regulacji do 1843 r. wykonano 5432 ostróg i oraz 262 km tam równoległych (Kulczyk, Winter 2003).

W 1840 r. wobec rosnącego ruchu żeglugowego pomiędzy Odrą i Łabą ponownie przebudowano Kanał Odra-Hawela (Winawski). W tym stanie droga wodna Odra-Hawela dotrwała do początków XX w. W latach 1905 – 1914, w odpowiedzi na zapotrzebowanie żeglugi, powstała nowoczesna droga wodna, którą nazwano „Kanałem Hohenzollernów” (obecnie Havel-Oder-Wasserstraße – HOW).

W latach 1895—1897 wykonano również modernizację Kanału Odra-Sprewa (Kanału Miłoradzkiego; Spree-Oder-Wasserstraße - SOW), ponowioną w 1907 r. Nowy kanał ma wymiary przystosowane do ruchu barek o nośności 700 t.

W 1874 r. utworzono dla Odry administrację wodną, która w 1879 r. objęła swoim działaniem całą rzekę, począwszy do granicy prusko-austriackiej pod Boguminem. Wkrótce rozpoczęto kanalizację górnej Odry, co wiązało się z rozwojem Śląska i możliwością przewozu węgla kanałem Odra-Sprewa do Berlina i Hamburga. Kanalizacja objęła początkowo odcinek o długości ponad 80 km od Januszkowic do ujścia Nysy Kłodzkiej. Prace na odcinku skanalizowanym od Januszkowic do ujścia Nysy Kłodzkiej zakończono 1897 r. Na tym odcinku powstało 12 stopni wodnych ze śluzami komorowymi.

Następnie w latach 1907-1915 rozpoczęto kanalizację Odry na 69 km odcinku między Wrocławiem i ujściem Nysy. Wzmożony ruch na rzece przesądził o budowie przy stopniach wodnych śluz pociągowych o długości 187 m. Podobne śluzy, w celu

zachowania jednorodnych parametrów drogi wodnej, wybudowano w latach 1908-1912 na wcześniej skanalizowanym odcinku od Januszkowic do ujścia Nysy Kłodzkiej (Kulczyk, Winter 2003).

Wielkość ładunków przewożonych przez Wrocław wzrastała stopniowo począwszy od 150 tys. t w 1880 r., do 5,35 mln. t w 1910 r. (Bzowska 1976). Żegluga na Odrze była jednak bardzo uzależniona od warunków hydrologicznych. W latach suchych przewozy były przeważnie o 30% mniejsze niż w latach mokrych.

W związku z dominującymi kierunkami transportu śródlądowego coraz bardziej zaznaczał się podział Odry na trzy odcinki komunikacyjne. Pierwszy obejmował odcinek od Kostrzyna po Szczecin, a jego główne ujście komunikacyjne znajdowało się u wejścia Kanału Odra-Hawela (Winawskiego); zapewniał on połączenie pomiędzy Hamburgiem, Berlinem, Szczecinem i Wielkopolską. Odcinek drugi obejmował Kanał Kłodnicki i Odrę od Koźła po wejście do Kanału Odra- Sprewa, obsługiwał przewozy między Hamburgiem i Berlinem a Śląskiem. Odcinek trzeci (Fürstenberg¹ km 553,45 – Hohensaaten km 667,00), łączący dwa poprzednio wymienione, był bardzo słabo wykorzystywany przez żeglugę (Dopierała 1976).

W 1905 r. podjęto decyzje o przystosowaniu drogi wodnej Warty i Noteci do ruchu barek o nośności 400 t. Inwestycje te zostały ukończone na krótko przed wybuchem I wojny światowej.

Warta po I wojnie światowej została podzielona granicą polsko-niemiecką w 118 km biegu między Mierzynem i Wiejcami (ok. 10 km na zachód od Międzychodu). W 1928 r. w Polsce opracowano projekt regulacji Warty między Pyzdrami i Sieradzem. Było to zgodne z zaleceniami grupy ekspertów Ligi Narodów, którzy podnieśli potrzebę połączenia jez. Gopło z Wartą i użegłownienia środkowej Warty. W 1936 r. rozpoczęto prace nad budową Kanału Ślesińskiego i regulacją Warty od Konina do Pyzdr, przystosowując je do ruchu barek o nośności 500 t.

Po I wojnie światowej wielkość przewozów na Odrze bardzo zmalała. Rząd Niemiec nie wykorzystał możliwości jakie dawał traktat wersalski, przyznający Polsce i Czechom prawo do żeglugi i organizacji własnej floty na Odrze.

W latach wielkiego kryzysu gospodarczego rząd niemiecki przyspieszył prace nad rozbudową śródlądowych dróg wodnych, korzystając ze środków na prace interwencyjne ograniczające bezrobocie. Wykonano wstępne prace przy budowie zbiornika retencyjnego w Dzierżnie na Kłodnicy i prace regulacyjne na Odrze między Wrocławiem i Frankfurtem oraz w okolicach Kostrzyna.

W 1934 r. została oddana do użytku wielka podnośnia statków w Nieder Finow (Winawie Dolnej), dzięki czemu maksymalna przepustowość Kanału Odra-Hawela uległa czterokrotnemu zwiększeniu, zaś podróż drogą wodną z Berlina do Szczecina skróciła się do jednego dnia (Dopierała 1976).

W Niemczech w okresie III Rzeszy silnie akcentowano znaczenie gospodarcze Śląska dla gospodarki Niemiec. Od 1933 r. stało się to podstawą decyzji o budowie Kanału Gliwickiego, który zastąpił stary Kanał Kłodnicki. Od 1933 r. planowano rozbudowę drogi wodnej Odry dla barek o nośności 1000 t. Drugie śluzy pociągowe w Rędzinie i w Janowicach mają już wymiary dostosowane dla takich barek, także nowe mosty na Odrze budowano z szerokością przęsła żeglownego 72 m. Możliwości rozwoju transportu wodnego na Odrze ograniczyło jednak otwarcie w 1938 r. Kanału Śródlądowego (Mittellandkanal). Ruch towarowy na Kanale Śródlądowym wzmocnił

¹ Od 1961 r. dzielnica miasta Eisenhüttenstadt.

powiązania komunikacyjne Berlina z Nadrenią, a osłabił wielkość przewozów ze Śląska i Szczecina, przez co także utrzymała się podrzędna rola żegluga środkowej Odry. W 1929 r. dostarczano do Berlina ze Śląska węgiel kamienny w ilości 3,2 mln t, a w 1936 r. już tylko 1,9 mln t. Według danych o ruchu barek na śluzie Rędzin, zbieranych w latach 1927-1937, wynika że ponad połowa jednostek powracała w górę rzeki bez ładunku (Miłkowski 2003).

Obroty żeglugi odrzańskiej wzrosły w okresie poprawy koniunktury gospodarczej przed II wojną światową, osiągając w 1938 r. ok. 8,7 mln t. Droga wodna Odra w porównaniu z Renem lub Łabą pozostawała jednak połączeniem drugorzędym. Niekorzystne warunki nawigacyjne sprawiały, że koszt jednostkowy transportu wodnego na Odrze był dwukrotnie wyższy niż na Renie (Bzowska 1976). W masie ładunków ponad połowę stanowił węgiel, transportowany do Berlina i Szczecina.

11.2. ŻEGLUGA ŚRÓDLĄDOWA PO WOJNIE

Po zmianie granic państwa polskiego w 1945 r. w długości dróg wodnych w dorzeczu Wisły zwiększyła się. Za wschodnią granicą pozostały Muchawiec (88 km) i część Kanału Królewskiego (27 km w dorzeczu Wisły); przybyło natomiast 30 km Pisy (od jeziora Roś do przedwojennej granicy w Wincencie), 144,8 km szlaków Wielkich Jezior Mazurskich oraz 189 km dróg wodnych w delcie Wisły. Nastąpiła także zmiana jakościowa dróg wodnych, słabo zagospodarowane drogi wodne dawnych terenów wschodnich, zostały zastąpione przez stosunkowo dobrze przed wojną zagospodarowane drogi wodne dorzecza Odry oraz delty Wisły.

W czasie działań wojennych uległo zniszczeniu wiele dróg wodnych, w szczególności kanały Augustowski, Bydgoski, Gliwicki, uszkodzone były także budowle regulacyjne na Odrze środkowej i na Wiśle dolnej. Porty miały przeważnie zrujnowane magazyny i uszkodzone albo wywiezione urządzenia przeładunkowe. Flota rzeczna była w większości zatopiona; w latach 1945—1947 wydobyto na Odrze 888 statków śródlądowych i jeden morski (Monografia dróg wodnych... 1985).

W latach 1947—1949 prowadzono odbudowę dróg wodnych Wisły, Odry i ich dopływów, a także wykańczanie inwestycji rozpoczętych przed wojną, jak regulacja Wisły (na odcinku od Warszawy do Silna) i Warty, budowa kanału Warta-Gopło (Kanału Ślesińskiego), portów w Płaszowie k. Krakowa, w Sandomierzu, Puławach, Poznaniu, Włocławku i innych. Za najpilniejszą sprawę uznano uruchomienie i rozbudowę stoczni i warsztatów oraz naprawę i zakup taboru, który został zniszczony lub utracony na Odrze w 95%, i na Wiśle w 50% (Monografia dróg wodnych... 1985).

Na Odrze naprawiono prawie 90% zniszczeń w budowlach regulacyjnych i piętrzących, wyremontowano oraz uruchomiono nieczynne urządzenia Kanału Gliwickiego. Rozpoczęto także budowę stopnia w Brzegu Dolnym na Odrze, przedłużającego kaskadę Odry o przeszło 20 km. Odbudowano lub naprawiono obiekty hydrotechniczne Kanału Elbląskiego oraz Jezior Mazurskich, jazy i śluzy skanalizowanego Nogatu oraz Kanału Bydgoskiego. Na Kanale Augustowskim zbudowano, na miejsce zniszczonych, 3 śluzy, 8 jazów i 10 mostów oraz wyremontowano pozostałe śluzy, z wyjątkiem śluzy Białobrzegi, poniżej Augustowa, na którym to odcinku nie przewidywano ruchu żeglugowego (Monografia dróg wodnych... 1985).

W ramach planu 6-letniego (1950—1955) przewidywano bardzo ambitny program rozwoju żeglugi śródlądowej, nawet z możliwością budowy kanału Dunaj-Odra. Napięta sytuacja międzynarodowa doprowadziła do redukcji nakładów i ograniczenia

planów. Zmniejszono tempo budowy stopnia wodnego w Brzegu Dolnym na Odrze oraz całkowicie zatrzymano budowę kanału Przemszy. Jednocześnie jako najważniejsze zadanie wysunięto utworzenie drogi wodnej Wschód-Zachód, z możliwością dostosowania Bugu począwszy od ujścia Muchawca do żeglugi barek o ładowności 1000 t. Dalsze cięcia finansowe uniemożliwiły budowę drogi wodnej Bugu, zrealizowano jedynie port na Żeraniu, Kanał Żerański i stopień Dębe na Narwi. Na górnej Wiśle rozpoczęto budowę kaskady pięciu stopni wodnych; pierwszy stopień wodny w Przewozie (koło Nowej Huty) został zakończony w 1953 r.

W wyjątkowo suchym 1947 r. podjęto na Odrze próby poprawy warunków żeglugowych przez zasilanie rzeki odpływem ze zbiorników Otmuchów i Turawa, które mogły zmagazynować w tym czasie 184 mln m³ wody. Ograniczenie wielkości zrzutów ze zbiorników stanowiła przepustowość koryt Nysy Kłodzkiej i Małej Panwi oraz przełyk turbin elektrowni w Otmuchowie i Turawie. Obok poprawy warunków żeglugowych, zakładano bowiem także maksymalne wykorzystanie odpływu wody ze zbiorników do produkcji energii elektrycznej. Pewne trudności stwarzały także dość duże odległości zbiorników od początkowego profilu zasilania Odry w Rędzinie. Czas przejścia fali zrzucanej z Otmuchowa to ok. 40 godz., a ze zbiornika Turawa około 32 godz.. W 1947 r. wypuszczono ogółem 8 takich fal zasilających Odrę, metodę tę stosowano w latach następnych. W celu umożliwienia przepływu barek ładownych tylko w dół rzeki metodą karawanową, czas trwania fal zasilających wynosił 2,5-3 doby, a dla ruchu obustronnego w górę i w dół rzeki 4-5 dób. Dla fal krótkich zużywano 6-18 mln m³ wody, a dla fal 4-5-dobowych nawet 15-39 mln m³. Przerwy między poszczególnymi falami wynosiły około 3 tygodni. Problemy z organizacją przewozów w ruchu sztafetowym i długie oczekiwanie na właściwe warunki nawigacyjne spowodowały, że od 1952 r. powrócono do metody ciągłego zasilania Odry. Nowy system przyniósł poprawę rytmiki przewozów i przeładunku w portach, dał też lepsze wyniki ekonomiczne. Bardziej wyrównany przepływ nie powodował także uszkodzeń brzegów i budowli regulacyjnych poniżej zbiorników. Pojemność dyspozycyjna zbiorników była jednak za mała dla zagwarantowania minimalnej głębokości (125 cm) na torze wodnym przez cały okres nawigacyjny. W zależności od roku hydrologicznego, jesienią gdy zapasy wody w zbiornikach już się wyczerpywały, następowała przerwa w nawigacji, wynosząca od 1 do 2 miesięcy (Monografia dróg wodnych... 1985).

Już w 1947 r. prognozowano, że żegluga na Odrze będzie wykazywać wzrost przewozów, których rozwój ograniczały szczególnie niekorzystne warunki żeglugowe na odcinku od Rędzina do Brzegu Dolnego. Dlatego w 1948 r. rozpoczęto budowę wielozdaniowego stopnia wodnego w rejonie Brzegu Dolnego (km 281,7), który miał między innymi: poprawić warunki żeglugowe dla barek o ładowności 1000 t, podnieść poziom wody dolnej na stopniu w Rędzinie (miejsce silnej erozji dna), stworzyć zbiornik wyrównawczy o pojemności około 6 mln m³ do lepszej regulacji i sterowania falami zasilającymi z odległych zbiorników w Otmuchowie i Turawie (Monografia dróg wodnych... 1985).

Dla poprawy warunków żeglugowych Odry przez jej sztuczną alimentację powstał zbiornik Nysa na Nysie Kłodzkiej, oddany do użytku w 1971 r. Podobne przeznaczenie ma zbiornik retencyjny Mietków na Bystrzycy koło Wrocławia, oddany do użytku w 1986 r.

Prace modernizacyjne na drodze wodnej Odry trwają począwszy od lat 70. do dzisiaj. W 1997 r. rozpoczęto budowę kolejnego stopnia w Malczycach, co wydłuży

odcinek skanalizowany Odry o dalsze 17 km. W 2018 r. oddano do eksploatacji służące żeglugową stopnia Malczyce.

Odra na odcinku obejmującym Kanał Gliwicki i od Gliwic do Brzegu Dolnego osiągnęła na odcinku 228 km parametry drogi wodnej o gwarantowanej głębokości 180 cm. Jednak w czasie wyjątkowo suchych lat jak np. w 1993, 2003, żegluga na odcinku Wrocław-Szczecin została praktycznie wstrzymana (Kulczyk, Winter 2003). Odra pomimo przestarzałej i zróżnicowanej technicznie zabudowy technicznej pozostaje nadal jedyną w Polsce drogą wodną o większym znaczeniu transportowym.

W latach 1957- 1963 zbudowano stopień piętrzący w Dębem na Narwi, element tzw. kaskady rz. Bugu z 1953 r., planowanej wówczas drogi wodnej Wschód-Zachód. Droga wodna na Jeziorze Zegrzyńskim i na Narwi, w połączeniu z Kanałem Żerańskim, otworzyła dogodne połączenie kopalni kruszywa w rejonie Bogdanowa powyżej Pułtuska z Warszawą. W latach 1963-1965 wykonano w ograniczonym zakresie regulację Narwi od Pułtuska do Gnojna. W 1975 r., wskutek wyczerpywania się zasobów kruszywa w żwirowni Gnojno, przeniesiono eksploatację do m. Brzuze Małe w km 105 Narwi, uzupełniając do 1978 r. na tym odcinku regulację rzeki. W latach 70. na tej tzw. „żwirowej” drodze wodnej przewozy sięgały 670 tys. t w roku.

W transporcie towarowym bezpośrednio po II wojnie światowej dominowała na Odrze flota holowana; na górnej Odrze pociągi holownicze liczyły po 2 barki, na środkowej i dolnej po 4 i więcej barek. Były to barki typu kanałowego o nośności 200 t, berlinki 400 t, typu Odry miary finowskiego i wrocławskiego 240-500 t, a nawet typu plauerskiego 900 t. Długość pociągów holowniczych przy jeździe w dół rzeki, biorąc pod uwagę odstęp między barkami 40-50 m, dochodziła do 650 m. Długość pociągów holowniczych w górę rzeki, w składzie 4-6 barek, wynosiła 350-450 m. Spływ barek na Odrze środkowej w dół rzeki wraz z prądem nie był już stosowany.

W 1960 r. stan liczbowy parowych statków bocznokołowych przedstawiał się następująco: Żegluga Warszawska 13, Żegluga Krakowska 2, Żegluga Bydgoska 1. W 1969 r. w eksploatacji było jeszcze 6 statków parowych bocznokołowych (Arkuszewski 1973). Wiślana pasażerska flota rzeczna została stopniowo zdominowana przez statki motorowe serii SP-150 przeznaczone do krótkich rejsów spacerowych. W Warszawskiej Stoczni Rzecznej w latach 1964-1965 wyprodukowano serię mniejszych statków pasażerskich typu SP-45. które były także produkowane w wersjach jeziorowej i jeziorowo-kanałowej przez Krakowską Stocznnię Rzeczna.

Maksimum rozwoju żeglugi śródlądowej w Polsce przypada na 1979 r., kiedy to przewóz ładunków towarowych sięgnął 23,1 mln. t. (tablica 11.1, rys. 11.1). Taki wzrost znaczenia żeglugi śródlądowej wynikał głównie z dostaw nowego taboru pływającego, poprawy organizacji pracy w przedsiębiorstwach żeglugowych, a także przez wprowadzanie systemu żeglugi całodobowej. W 1970 r. już ponad 70% eksploatowanej floty towarowej stanowiły zestawy pchane (Monografia dróg wodnych... 1985).

Na Wiśle, wobec braku dostatecznej ilości pogłębiarek i małego stopnia regulacji koryta, utrzymanie gwarantowanych głębokości okazało się niedostateczne. Mimo to w latach 1954 i 1955 rozwinięto stałe połączenia pasażerskie z Warszawy do Płocka, Włocławka, Tczewa i Gdańska oraz w górę Wisły do Puław i Sandomierza.

W latach 1950-1952 Fundusz Wczasów Pracowniczych jako swojego rodzaju nowość wprowadził rejsy wczasowe. Turnus trwał 8 dni, a wczasowicze otrzymywali na statku zakwaterowanie i wyżywienie. Statek pływał na trasie Warszawa – Gdańsk – Warszawa. W programie znajdowało się zwiedzanie miast nadwiślańskich i wy-

Tablica 11.1.
Masy przewiezionych ładunków w podziale na różne środki transportu (Mały Rocznik Statystyczny GUS, Warszawa)

Table 11.1.
Mass of the cargo at different transport means (Little Statistical Yearbook, GUS, Warszawa)

Rok	1949		1979		2010		2022	
	tys. t	%	tys. t	%	tys. t	%	tys. t	%
kolejowy	140206	93,6	479971	17,3	234600	13,1	237587	10,4
samochodowy	6587	4,4	2192780	79,0	1491300	83,1	1976278	86,8
rurociągowy	0	0,0	40717	1,5	56200	3,1	52591	2,3
morski	1884	1,3	39191	1,4	8400	0,5	8442	0,4
śródlądowy	1053	0,7	23152	0,8	5100	0,3	2076	0,1
lotniczy	0,9	0,001	17	0,001	40	0,002	119	0,01
transport razem	149732	100	2776603	100	1795600	100	2277093	100



Rys. 11.1. Masa ładunków przewożonych żeglugą śródlądową w latach 1946-2022 (Mały Rocznik Statystyczny GUS, Warszawa)

Fig. 11.1. Mass of the loads transported on inland waterways (Little Statistical Yearbook GUS, Warszawa)

cieczki do Gdyni i Oliwy. W rejsach wykorzystywano statki parowe z napędem bocznołowym o nazwie „Bałtyk” i „Świerczewski”. Zainteresowanie takimi wczasami było duże, pomimo skromnych warunków zakwaterowania, jakie dawały stare parowce.

Na Odrze przewozy pasażerskie uruchomiono w 1947 r. W 1958 r. armatorzy odrzańscy dysponowali 5 statkami pasażerskimi, w tym 2 parowymi. W latach 60. zaczęto wprowadzać motorowe statki typu SP-150, budowane przez Gdańską stocznię rzeczną. Na wodach osłoniętych eksploatowano 2 wodoloty produkcji ZSRR, które kursowały także do portów ówczesnego NRD.

W żegludze pasażerskiej rozwinęły się dwa rodzaje usług, a mianowicie obsługa ruchu turystycznego w obszarze nadmorskim i Zalewie Szczecińskim, oraz przewozy spacerowe w rejonie dużych miast takich jak Wrocław i Opole. Jako przyczyny słabego rozwoju przewozów pasażerskich na dłuższych trasach wymieniano, brak szczególnych atrakcji krajobrazowych w dolinie Odry, duże zanieczyszczenie wód, kanalizacja górnej Odry, która spowalnia prędkość podróży statku, istnienie granicy państwowej na odcinku środkowym i dolnym rzeki (Bzowska 1976). Można do tej listy dodać brak tradycji w żegludze pasażerskiej na Odrze, która zawsze napotykała na konkurencję w postaci gęstej sieci kolejowej.

W latach 60. długie trasy statków pasażerskich na Wiśle zamieniono na linie odcinkowe, na których przejazd trwał kilka godzin. Wprowadzenie nowych statków umożliwiło otwarcie przewozów spacerowych w Krakowie, Puławach, Płocku, Włocławku, Toruniu, Gdańsku. Były to krótkie rejsy bez zawijania do przystani pośrednich, lub na krótkiej trasie między dwoma przystaniami. W 1963 r. zorganizowano 10 rejsów wczasowych z Warszawy do Gdańska. Ograniczona liczba sprawnych statków z kabinami pasażerskimi spowodowała organizację imprez nazwanych wczasami przybrzeżnymi. Imprezy takie organizowano w Kazimierzu nad Wisłą, polegały one na zakwaterowaniu wczasowiczów na statku, który na stałe był zacumowany przy brzegu, służąc jako hotel i restauracja.

Na szlaku Wielkich Jezior Mazurskich wykonano w latach 1962-1965 prace modernizacyjne na Kanale Łuczańskim, następnie w latach 70. na kanałach Szymońskim, Grunwaldzkim, Mioduńskim, Tałteńskim. Żegluga pasażerska rozwinęła się w latach 70., kursowało wówczas 9 statków motorowych, oraz wodolot „Zorza”. W latach 1969-1978 przewozy pasażerskie kształtowały się na poziomie 236-278 tys. pasażerów; przy ruchu turystycznym ograniczonym praktycznie do dwu miesięcy letnich.

Na szlaku Kanału Elbląskiego w latach 1973-1978 wykonano remont pochylni żeglugowych, który polegał na przebudowie torowisk, wzmocnieniu słupów kół linyowych i wymianie mechanizmów w maszynowniach. Kapitałny remont pochylni i pogłębienie kanałów Ostródzkiego, Hławskiego i Elbląskiego wykonano w latach 2011-2015.

Od powstania Jeziora Zegrzyńskiego w 1963 r. rejsy żeglugi pasażerskiej odbywały się regularnie z Warszawy do Białobrzegów, Ryni, Zegrzynka i Serocka. Rejsy na specjalne zamówienia organizowano do Pułtuska oraz w górę Bugu do Popowa i Barcic. Pogarszające się warunki żeglugowe na Wiśle w wyniku erozji dna na odcinku śródmiejskim doprowadziły do zamknięcia połączeń z Warszawy przez Kanał Żerański na Jezioro Zegrzyńskie.

Porównanie wielkości przewozów pasażerskich w latach 1960-2022 (tablica 11.2) wykazuje załamanie transportu śródlądowego w latach 90. Jedną z przyczyn jest spadek zapotrzebowania na przewozy wszystkimi rodzajami transportu, wzrost liczby samochodów osobowych, poprawa usług przewozów kolejowych (Wojewódzka-Król 2003). Transport pasażerski statkami śródlądowymi w porównaniu z innymi rodzajami transportu zajmuje marginalne miejsce, w 2010 r. było to 0,1%, a w 2022 - 0,2%. W przewozach pasażerskich dominują krótkie rejsy, średnia odległość przewozu jednego pasażera to 22 km.

Tablica 11.2.

Wielkość przewozów pasażerskich statkami żeglugi śródlądowej
(Mały Rocznik Statystyczny GUS, Warszawa)

Table 11.2.

Number of passengers on inland waterways (Little Statistical Yearbook GUS, Warszawa)

Rok	1960	1970	1975	1980	1985	1990	1995	2000	2022
Przewozy pasażerów (tys. osób)	2698	7967	9144	9355	6471	3816	1208	1265	986

W 1961 r. wprowadzono cenniki na usługi przewozu towarowego żeglugą śródlądową, wzorowane na taryfie kolejowej, z systemem wyceny usługi typu *ad valorem*. System ten zakłada wysoki koszt usługi przewozowej ładunków wartościowych, a z uzyskanej nadwyżki pokrywanie deficytowych przewozów ładunków ma-

łowartościowych. W przypadku żeglugi ładunki wysokowartościowe stanowiły zaledwie 5-6% całej masy towarowej, a zatem żegluga nie dysponowała nadwyżką potrzebną do finansowania przewozów ładunków masowych. Straty te pokrywał budżet państwa przez dotacje przedmiotowe.

W 1981 r. zgodnie z ustawą o przedsiębiorstwach państwowych, jako cel działalności przedsiębiorstw wyznaczono maksymalizację zysku, a nie zaspakajanie potrzeb przewozowych gospodarki narodowej. Jednocześnie z postanowień ustawy wyłączono PKP i LOT, przez co nie udało się zlikwidować deficytowości pozostałych przewoźników. Reforma taryf przewozowych z 1982 r., z późniejszymi zmianami, nie doprowadziła do samofinansowania przedsiębiorstw żeglugowych, usługi przewozowe kolejną były nadal tańsze niż transportem wodnym (Rydzowski, Wojewódzka-Król 2000, 2009).

11.3. ŻEGLUGA ŚRÓDLĄDOWA PO TRANSFORMACJI EKONOMICZNEJ

W grupie zewnętrznych uwarunkowań zmniejszenia atrakcyjności transportu wodnego w latach 90. należy zaliczyć także następujące fakty:

- liczba samochodów osobowych wzrosła o ponad 70%,
- transport samochodowy zaczął przejmować coraz więcej przewozów ładunków (przewozi 80% masy towarowej w przewozach lądowych),
- zmniejszyły się do połowy przewozy pasażerów na kolei.

Według danych GUS (2004) drogami wodnymi w Polsce przewozi się głównie piasek i żwir (3,82 mln t), węgiel dla elektrowni polskich i niemieckich (1,53 mln t), złom i produkty metalowe (0,84 mln t.), nawozy sztuczne (0,53 mln. t). Dominujący udział piasku i żwiru wynika z cen usług przewozowych, jeśli wartość towaru jest tak niska w porównaniu z jego gabarytami, to opłaca się jego transport drogą wodną. Są to przewozy na krótkich odległościach, średnia odległość przewozu 1 t. ładunku wynosi 94 km. Specjalnością transportu wodnego są też ładunki nietypowe o dużych gabarytach, których nie można przewieźć drogami lądowymi.

W wyniku przemian polskiej gospodarki, w transporcie wodnym śródlądowym dokonała się zmiana warunków ekonomicznych, zaszły też przemiany w liczbie i strukturze własnościowej przedsiębiorstw żeglugowych. W 1989 r. zniesiono dotację do krajowych przewozów śródlądowych, wprowadzono także system cen umownych, które są ustalane przez poszczególnych armatorów na poziomie rynkowym. To uwolnienie cen miało wyjątkowo zły wpływ na żeglugę śródlądową, zbiegło się bowiem z recesją gospodarczą i spadkiem zapotrzebowania na usługi transportowe. Jednocześnie kolej była otaczana protekcjonizmem państwowym, który polegał na utrzymaniu taryf i pokrywaniu deficytu. Firmy żeglugowe działające głównie na Odrze w poszukiwaniu zatrudnienia w coraz większym stopniu zaczęły wkraczać na rynki zagraniczne. W latach 1990-2002 udział tego typu usług w przewozach ogółem wzrósł z 17,3% do 41,3% (Rolbiecki i in.2020).

Częste zmiany programów rozwoju śródlądowych dróg wodnych, brak konsekwencji ich realizacji, niskie nakłady i brak koordynacji inwestycji spowodowały zaniedbania w rozwoju transportu wodnego w Polsce. Stan istniejących dróg wodnych ulega pogorszeniu, np. zmniejszyła się głębokość Kanału Gliwickiego i Kanału Żerańskiego, w wyniku erozji na stanowiskach dolnych powstały poważne utrudnienia dla żeglugi poniżej stopni wodnych w Brzegu Dolnym na Odrze oraz w Przewozie

i Włocławku na Wiśle. Obecnie żegluga towarowa odbywa się głównie na Odrze skanalizowanej od Kędzierzyna Koźła do Brzegu Dolnego, odcinku uregulowanym głównie za pomocą ostróg od Brzegu Dolnego do ujścia Nysy Łużyckiej oraz na odcinku od ujścia Warty do Zalewu Szczecińskiego (łącznie z jeziorem Dąbie). Na Wiśle od Bydgoszczy do Przegaliny, barki pływają również po Martwej Wiśle, Szkarpawie, Nogacie oraz drodze Wisła-Odra na odcinku od miejscowości Krzyż do Kostrzyna oraz od ujścia Brdy do Bydgoszczy. Pozostałe fragmenty dróg wodnych, jak np. górna Wisła, czy tzw. Wisła warszawska mają znaczenie wyłącznie lokalne.

Okres dostosowania się armatorów do gospodarki rynkowej spowodował również dekapitalizację taboru pływającego, która osiągnęła w 1991 r. w transporcie wodnym 76,9% (Wojewódzka-Król 2003). Wiek taboru znacznie przekracza normatywny okres użytkowania, jest utrzymywany w ruchu tylko dzięki remontom. Według danych za 2020 r. większość wykorzystywanych pchaczy (71,1%), ponad połowa barek do pchania (56,0%) oraz wszystkie barki z własnym napędem zostały wyprodukowane w latach 1949–1979 (GUS 2020). W porównaniu z okresem największego rozwoju transportu śródlądowego z końca lat 80. obecnie zmniejszył się tabor żeglugi śródlądowej do przewozu ładunków, co obrazuje tablica 11.3. W okresie 1980-1995 stan towarowego taboru pływającego w przedsiębiorstwach armatorskich w Polsce zmniejszył się blisko o połowę. Zaznaczyła się tendencja do wzrostu ładowności barek, w 1960 r. barki z napędem własnym miały przeciętną nośność 379 t., a w 2002 r. – 467 t. Przeciętna nośność barek bez napędu wzrosła w tym samym okresie z 379 do 496 t (Rolbiecki i in.2020). Liczba statków pasażerskich wzrosła wraz z liberalizacją przepisów, która uwolniła aktywność małych armatorów eksploatujących statki pasażerskie na jeziorach, w portach morskich, na przeprawach promowych.

Zjawiskiem towarzyszącym znikomemu udziałowi żeglugi śródlądowej w przewozach jest malejąca liczba portów i przeładowni. Obecnie większe znaczenie transportowe mają tylko nieliczne porty na Odrze (Gliwice, Koźle, Wrocław), z innych Bydgoszcz i Kostrzyn.

Zgodnie z ustawą z 21 XII 2000 r. o żegludze śródlądowej, (Dz. U. 24 I 2001 r.) naczelnym organem administracji żeglugi śródlądowej jest minister właściwy do spraw transportu, a terenowymi organami są dyrektorzy urzędów żeglugi śródlądowej. Od 2018 r. (Dz. U z 2018, poz. 1694) funkcjonują trzy Urzędy Żeglugi Śródlądowej.

Tablica 11.3.

Liczba jednostek pływających po śródlądowych drogach wodnych w latach 1960-2022
(Mały Rocznik Statystyczny Polski, GUS, Warszawa)

Table 11.3

Number of vessels at inland waterways in the period 1960-2022
(Little Statistical Yearbook GUS, Warszawa)

Tabor pływający (szt.)	1960	1970	1980	1985	1990	1995	2000	2010	2022
holowniki	150	101	39	29	25	12	9	15	26
pchacze	2	180	386	392	386	327	236	96	98
barki (w tym z napędem własnym)	580	1263	1570	1483	1337	737	492	597	239
statki pasażerskie	74	93	98	90	57	56	81	93	116

dowej: w Bydgoszczy, Wrocławiu i Szczecinie oraz pięć delegatur: w Gdańsku, Giżycku, Warszawie, Kędzierzynie-Koźlu i Krakowie. Do zadań urzędów należy nadzór nad bezpieczeństwem żeglugi, przeprowadzanie inspekcji statków, wydawanie dokumentów kwalifikacji zawodowych, przeprowadzanie egzaminów zawodowych, kontrole przestrzegania przepisów dot. żeglugi śródlądowej na drogach wodnych i w portach oraz przeprowadzanie postępowania w sprawach wypadków żeglugowych. Organy administracji żeglugi śródlądowej poza śródlądowymi drogami wodnymi zajmują się także warunkami uprawiania żeglugi przez statki służące do przewozów międzybrzegowych, przewozu osób lub ładunków, uprawiania sportu lub rekreacji, połowu ryb, wykonywania robót technicznych lub eksploatacji złóż kruszywa.

11.4. DROGI WODNE I PERSPEKTYWY ROZWOJU

W Polsce pojęcie drogi wodnej pojawia się po I wojnie światowej, gdy podpisany został Traktat Wersalski regulujący w rozdziale XII sprawę działania portów, żeglugi śródlądowej i dróg żelaznych. Ustawa sejmowa PR ratyfikowała w 1922 r. Konwencję i Statut w sprawie urządzenia dróg żeglownych o znaczeniu międzynarodowym, podpisaną w Barcelonie 20 IV 1921 r. Art. 1 Konwencji wyjaśnia, że każda naturalna droga wodna lub jej część, na której istnieje albo może istnieć zwykła żegluga handlowa, ze względu na jej przyrodzone warunki, stanowi drogę żeglowną. Przez „zwykłą żeglugę handlową” należy rozumieć żeglugę, która w warunkach, w jakich się dany kraj znajduje, jest handlowo i normalnie możliwa (Matakiewicz 1931).

Podobnie jak w przypadku dróg lądowych konieczne było wprowadzenie klasyfikacji dróg wodnych opisujących ich parametry takie jak np. głębokość tranzytowa, szerokość, promień zakoli, wysokość prześel mostów nad wodą. Jako standard drogi wodnej przyjęto wybudowany w latach 1907-1914 Kanał Ren-Herne, który łączy Ren z rozgałęzionym systemem kanałów prowadzących do Łaby i Odry. Jego parametry pozwalały na żeglugę barek o nośności 1350 t, i stały się punktem odniesienia dla klasyfikacji przepustowości dróg wodnych w Europie. Kanał Ren-Herne ma klasę IV, jakościowo gorsze są kanały I klasy (300 t), II klasy (600 t), III klasy (1000 t). Drogi wodne klasy V, umożliwiają ruch barek z napędem o nośności 1500 – 3000 t, a nawet dla zestawów pchanych o nośności do 4000 t.

Terminologia używana w pokojowym traktacie międzynarodowym nie przyjęła się w Polsce, i w ustawie z dnia 9 VII 1919 r., mówi się o budowie kanałów żeglownych, oraz regulacji rzek żeglownych i spławnych. Definicję dróg wodnych podaje art. 2 Rozporządzenia Prezydenta Rzeczypospolitej z 6 III 1928 r. (Dz.U. nr 29/1928 r.) o żegludze i spławie na śródlądowych drogach wodnych, która mówi: „Za śródlądowe drogi wodne uważa się żeglowne i spławne wody publiczne i prywatne, naturalne i sztuczne”.

W nowych warunkach funkcjonowania transportu śródlądowego, w dniu 7 III 1950 r. została uchwalona ustawa o żegludze i spławie na śródlądowych drogach wodnych (Dz.U. nr 29 z 1950 r.). Art. 1 ustawy postanawia, że śródlądowymi drogami wodnymi są wody uznane za żeglowne lub spławne. Na podstawie tej ustawy, minister żeglugi wydał zarządzenie z dnia 22 IX 1952 r. w sprawie uznania niektórych wód śródlądowych za żeglowne i spławne drogi wodne (Dz.U. nr 26 z 1952 r.). Jako drogi wodne żeglowne uznano w Polsce 47 rzek i kanałów, ogólnej długości 4560 km. Długość dróg wodnych przewidzianych wówczas do eksploatacji, to znaczy takich, których tor wodny był czyszczony z przeszkód i oznakowany, wynosiła 3690 km.

Ustawa – Prawo wodne z 24 X 1974 r. (Dz.U. nr 38 z 1974 r.) tylko wspomina (art. 8 ust. 3) wody żeglowne. Pojęcie droga wodna nie ma zastosowania w przepisach prawa wodnego, a jedynie w przepisach żeglugowych. Art. 19 ust. 1 ustawy przekazuje sprawę wyznaczenia i klasyfikacji wód śródlądowych żeglownych Radzie Ministrów. Rozporządzenie Rady Ministrów z 5 VIII 1977 r. „W sprawie granic wód, linii brzegu, urzędzeń nad wodami oraz klas wód śródlądowych żeglownych”.

Definicję drogi wodnej podano w ustawie Prawo wodne art. 193 (Dz. U. 2024. 1087). W pierwszych punktach artykułu napisano:

1. Wody śródlądowe mogą służyć potrzebom śródlądowego transportu wodnego i żeglugowemu wykorzystaniu przez statki.
2. Wody śródlądowe służące celom, o których mowa w ust. 1, są śródlądowymi drogami wodnymi.

Śródlądowe drogi wodne klasyfikuje się według wielkości statków lub zestawów pchanych, jakie mogą być dopuszczone do żeglugi, używane jest pojęcie tzw. klasy drogi wodnej. Śródlądowe drogi wodne klasy Ia, Ib, II i III są drogami wodnymi o znaczeniu regionalnym, a śródlądowe drogi wodne klasy IV, Va i Vb - drogami wodnymi o znaczeniu międzynarodowym. Klasa drogi wodnej zależy od minimalnych wymiarów szlaku żeglownego (głębokość, szerokość, promień łuku), wymiarów kanału i śluz żeglugowych oraz wysokości prześwitu pod mostami, rurociągami i innymi urządzeniami krzyżującymi się z drogą wodną. Wysokość prześwitu wyznacza się w stosunku do poziomu najwyższej wody żeglownej, z zachowaniem bezpiecznej odległości (co najmniej 30 cm) między najwyższym punktem statku i konstrukcji krzyżującymi się z drogą wodną.

Nowa klasyfikacja jest dostosowana do norm obowiązujących w krajach UE od 1992 r. Resolution No. 92/2 (1992). W krajach Europy Zachodniej, gdzie drogi wodne klasy IV są traktowane jako podstawowe. W Polsce przy rozbudowie śródlądowych dróg wodnych o znaczeniu regionalnym klasy Ia, Ib i II - jako warunki projektowe przyjmuje się wielkości odpowiadające co najmniej maksymalnym wartościom parametrów klasyfikacyjnych i warunków eksploatacyjnych, przewidzianych dla klasy bezpośrednio wyższej. Przy rozbudowie lub modernizacji śródlądowych dróg wodnych o znaczeniu regionalnym klasy III i o znaczeniu międzynarodowym klasy IV - jako warunki projektowe przyjmuje się wielkości odpowiadające co najmniej maksymalnym wartościom parametrów klasyfikacyjnych i warunków eksploatacyjnych, przewidzianych dla klasy Va.

Dz. U. poz. 1170 z 2022 r. ustalił jako żeglowne następujące rzeki i kanały (w nawiasie podano długość i klasę drogi wodnej):

1. Biebrza od ujścia Kanału Augustowskiego do ujścia do Narwi (84,2 km, klasa Ia)
2. Brda od połączenia z Kanałem Bydgoskim w miejscowości Czyżkówko do ujścia Wisły (14,4 km, II)
3. Bug od ujścia rz. Muchawiec do ujścia do Narwi (224,2 km, Ia)
4. Kanał Cegielinka (1,6 km, Vb)
5. jezioro Dąbie do granicy z morskimi wodami wewnętrznymi (9,5 km. Vb)
6. rzeka Dąbska Struga (0,8 km, Ia)
7. Kanał Augustowski od połączenia z Biebrzą do granicy państwa, wraz z jeziorami znajdującymi się na trasie tego kanału (83,0 km, Ia)
8. Kanał Bydgoski (24,5 km, II)
9. Kanał Dąbski Nurt (0,8 km, Ia)
10. Kanał Gliwicki (41,2 km, III)

11. Kanał Jagielloński od połączenia z rzeką Nogat do granicy z morskimi wodami wewnętrznymi (4,7 km, II).
12. Kanał Kędzierzyński (5,9 km, II)
13. Kanał Łaczański (17,2 km, II)
14. Kanał Ślesiński od połączenia z rzeką Wartą do jeziora Gopło, wraz z jeziorami na jego trasie (32,0 km, II), Jezioro Gopło (27,5 km, III)
15. Kanał Odyńca (3,6 km, Vb)
16. Kanał Żerański (17,2 km, II)
17. rzeka Czapina (1,2 km Vb)
18. rzeka Motława w starym korycie w miejscowości Gdańsk do granicy z morskimi wodami wewnętrznymi (0,85 km, Ia)
19. rzeka Elbląg od Jeziora Druzno do granicy z morskimi wodami wewnętrznymi (3,7 km, Ia)
20. Narew od ujścia Biebrzy do Pułtuska (186,0 km, Ia), od Pułtuska do stopnia Dębe (40,9 km, II), od stopnia Dębe do Wisły (21,6 km, Ia)
21. rzeka Nogat od rzeki Wisły do ujścia do Zalewu Wiślanego (62,0 km, II)
22. rzeka Noteć:
 - a) górna – od jeziora Gopło do połączenia z Kanałem Górnonoteckim wraz z jeziorami na tym odcinku rzeki i Kanał Górnonotecki do połączenia z Kanałem Bydgoskim (87,1 km, Ia);
 - b) dolna – od połączenia z Kanałem Bydgoskim do ujścia rzeki Drawy (138,3 km, Ib);
 - c) c) dolna – od ujścia rzeki Drawy do ujścia do rzeki Warty (48,9 km, II).
23. rzeka Nysa Łużycka od miejscowości Gubin do ujścia do rzeki Odry (15,0 km, Ia)
24. rzeka Odra:
 - a) od miejscowości Racibórz do śluzy w miejscowości Kędzierzyn-Koźle (44,4 km, Ia)
 - b) od śluzy w miejscowości Kędzierzyn-Koźle do śluzy Malczyce, w miejscowości Wrocław głównym szlakiem żeglugowym biegnącym przez Kanał Żeglugowy (Nawigacyjny) i Starą Odrę (200,45 km, III),
 - boczny kanał śluzy Krapkowice małej (1,60 km, Ib),
 - boczny kanał śluzy Oława małej (3,10 km, Ib),
 - c) boczne szlaki żeglugowe w miejscowości Wrocław, wchodzące w skład Wrocławskiego Węzła Wodnego:
 - od śluzy Opatowice, wraz z jej górnym kanałem, do połączenia z głównym szlakiem żeglownym, przez śluzę Szczytniki, Starą Odrę i Kanał Miejski (13,7 km, II)
 - od górnego kanału śluzy Szczytniki do mostu Piaskowego i mostu Tumskiego (1,4 km, II),
 - od mostu Piaskowego do wylotu kanału śluzy Mieszczkańskiej – Odra Południowa (1,24 km Ia)
 - od wylotu kanału śluzy Mieszczkańskiej do połączenia z głównym szlakiem żeglownym – Odra Południowa (3,06 km, III)
 - od mostu Tumskiego do jazu elektrowni wodnej Wrocław II – Odra Północna (1,2 km, Ia)
 - od mostu Mieszczkańskiego do połączenia z bocznym szlakiem, z Odrą Południową (0,7 km, III).
 - d) od śluzy Malczyce do ujścia rzeki Nysy Łużyckiej (246,45 km, II)
 - e) od ujścia rzeki Nysy Łużyckiej do ujścia rzeki Warty (75,2 km, II)
 - f) od ujścia rzeki Warty do miejscowości Ognica do kanału Szwedt (79,4 km, III)

- g) od miejscowości Ognica do Przekopu Klucz-Ustowo i dalej jako rzeka Regalica do ujścia do jeziora Dąbie (44,6 km, Vb)
25. Odra Zachodnia:
- a) od jazu w miejscowości Widuchowa (km 704,1 rzeki Odry) do granicy z morskimi wodami wewnętrznymi wraz z bocznymi odgałęzieniami (33,6 km, Vb)
 - b) Przekop Klucz-Ustowo łączący rzekę Odrę Wschodnią z rzeką Odrą Zachodnią (2,7 km, Vb)
26. rzeka Parnica i Przekop Parnicki od rzeki Odry Zachodniej do granicy z morskimi wodami wewnętrznymi
27. rzeka Pisa od jeziora Roś do ujścia do rzeki Narwi (80,0 km, Ia)
28. rzeka Szkarpada od rzeki Wisły do ujścia do Zalewu Wiślanego (25,4 km, II)
29. rzeka Święta (3,5 km, Ia)
30. rzeka Tuga od miejscowości Nowy Dwór Gdański do ujścia do rzeki Szkarpawy (11,9 km, Ia)
31. rzeka Warta:
- a) Kanału Ślesińskiego do miejscowości Luboń (154,6 km, Ia);
 - b) od miejscowości Luboń do ujścia rzeki Noteci (183,8 km, Ib);
 - c) od ujścia rzeki Noteci do ujścia do rzeki Odry (68,2 km, II)
32. rzeka Wisła:
- a) od ujścia rzeki Przemszy do połączenia z Kanałem Łaczańskim (37,5 km, docelowo IV);
 - b) od ujścia Kanału Łaczańskiego w miejscowości Skawina do stopnia wodnego Przewóz (34,3 km, III);
 - c) od stopnia wodnego Przewóz do ujścia rzeki Sanny (203,0 km, Ib);
 - d) od ujścia rzeki Sanny do Płocka (324,8 km, Ib);
 - e) od miejscowości Płock do stopnia wodnego Włocławek (55,0 km, Va);
 - f) od stopnia wodnego Włocławek do ujścia rzeki Tążyny (324,8 km, Ib)
 - g) od ujścia rzeki Tążyny do miejscowości Tczew (190,5 km, II)
 - h) 14) od miejscowości Tczew do granicy z morskimi wodami wewnętrznymi (33,7 km, III).
32. rzeka Wisła Królewiecka (11,9 km, Ia)
33. rzeka Martwa Wisła:
- a) od rzeki Wisły w miejscowości Przegalina do granicy z morskimi wodami wewnętrznymi (11,5 km, Vb)
 - b) odnoga Martwej Wisły do miejscowości Błotnik (2,5 km, III)
34. system Wielkich Jezior Mazurskich (145,6 km) obejmujący:
- a) jeziora Roś, Seksty, Tałtowisko, Kotek, Szymon, Szymoneckie, Jagodne, Tajty, – Śniardwy, Mikołajskie, Tałty, Boczne, Niegocin, – Mamry, w skład którego wchodzi jeziora – Kisajno, Dargin, Mamry (właściwe), Święcajty, Kirsajty;
 - b) rzeki i kanały łączące jeziora wymienione od miejscowości Pisz do miejscowości Węgorzewo;
 - c) jeziora stanowiące boczne odgałęzienia drogi wodnej Pisz – Węgorzewo: – Bełdany, Ryńskie (Guzianka Mała, Guzianka Wielka, Nidzkie (do granicy z Rezerwatem „Jezioro Nidzkie wraz z Kanałem Nidzkim).
35. system Kanału Elbląskiego, jezior Pojezierza Iławskiego i jeziora Druzno (152,8 km, II) obejmujący:
- a) jeziora: Piniewo, Sambród, Ruda Woda, Bartężek, Ilińsk, Drwęckie, Puzy, Szelaż Wielki, Szelaż Mały, Dauby, Jeziorak, Mały Jeziorak, Ewingi,

- b) 21) Kanał Elbląski od jeziora Druzno do jeziora Mały Jeziorak i jeziora Szelaż Wielki (84,92, Ia)
- c) Kanał Bartnicki od jeziora Ruda Woda do jeziora Bartężek (1,0 km, Ia),
- d) szlak żeglowny jeziora Druzno (7,4 km, Ia),
- e) Kanał Dobrzycki od jeziora Jeziorak do jeziora Ewingi (2,4 km, Ia)

Poza drogami wodnymi śródlądowymi żegluga śródlądowa korzysta ze szlaków żeglownych wewnętrznych wód morskich. Stanowią one zatem morsko-rzeczne drogi wodne śródlądowe. Istnieją cztery tego rodzaju szlaki żeglowne:

1. Droga wodna Szczecin-Świnoujście, przebiegająca Odrą dolną, Zalewem Szczecińskim, Kanałem Piastowskim i rz. Świną, ogólnej długości około 72 km;
2. Morski odcinek Wisły Gdańskiej, stanowiący przedłużenie tej drogi wodnej śródlądowej do portu w Gdańsku, długości 7 km;
3. Przełom Wisły Gdańskiej, 3 km ramię Wisły Gdańskiej, stanowiące bezpośrednie połączenie z Zatoką Gdańską w kierunku Portu Północnego;
4. Szlak żeglowny na Zalewie Wiślanym od rz. Szarpawy do granicy państwa, w kierunku portu Królewiec, długości około 30 km.
5. Szlak żeglowny na Zalewie Wiślanym od przekopu Nowy Świat do portu w Elblągu długość około 25 km.

W 1945 r. ogólna długość dróg wodnych wynosiła 4485 km szlaków żeglownych i 2245 km rzek spławnych. Z czasem wprowadzono odpowiednie korekty liczb, uznając jako drogi wodne tylko te naturalne lub sztuczne szlaki wodne, na których faktycznie może odbywać się żegluga. Następnie pojęcie „rzeki spławne” w ogóle wyszło z użycia wobec zaniku spławu drewna.

Ogólna długość dróg wodnych, określonych rozporządzeniem Rady Ministrów z 5 VIII 1977 r., wynosiła 3865,5 km. Z tego w latach 80. długość dróg wodnych przystosowanych do uprawiania żeglugi towarowej wynosiła 3115 km, a faktyczna żegluga towarowa odbywała się na tylko 1829 km dróg wodnych. Poza tym na długości 433 km odbywa się żegluga pasażersko-turystyczna i lokalna oraz spław drewna (Monografia dróg wodnych... 1985).

Według GUS (2020) długość sieci dróg wodnych w Polsce w 2021 r. wynosiła 3 768 km, z czego 2 523 km stanowiły uregulowane rzeki żeglowne, 655 km – skanalizowane odcinki rzek, 335 km – kanały, a 255 km – jeziora żeglowne.

Zmiany długości dróg wodnych śródlądowych w latach 1960-2022 pokazuje tablica 11.4.

Tablica 11.4.

Długość dróg wodnych w Polsce wg danych z lat 1960-2022
(Mały Rocznik Statystyczny GUS, Warszawa)

Table 11.4.

Length of inland waterways in Poland in the period 1960-2022
(Little Statistical Yearbook GUS, Warszawa)

Rok	1960	1970	1980	1990	2000	2015	2022
Długość dróg wodnych	4576	4615	4040	3997	3813	3655	3768

W skali Unii Europejskiej sieć śródlądowych dróg wodnych liczy 41000 km i przebiega przez 25 krajów członkowskich. Długość dróg w Polsce jest porównywalna do długości dróg wodnych w krajach z najbardziej rozwiniętą żegluga śródlądową, we Francji – 8501 km, w Niemczech – 7675 km, w Holandii – 6919 km.

Największy procentowy udział (71 %) w transporcie śródlądowym w Unii Europejskiej w 2023 r. miały Holandia i Niemcy (<https://ec.europa.eu/eurostat>). Udział dróg wodnych klasy IV i V stanowi 5,5% całkowitej długości wszystkich dróg wodnych w Polsce (206 km). Pozostałą sieć dróg wodnych tworzą drogi o znaczeniu regionalnym (klasy I, II i III), których łączna długość w 2020 r. wyniosła 3562 km.

Polskie drogi wodne charakteryzują się stosunkowo krótkim okresem nawigacji w roku. Przerwa zimowa wynosi od dwóch do dwu i pół miesięcy, a poza tym około pół miesiąca wynoszą przerwy z tytułu wielkich wód, silnej mgły itp. Żegluga może więc odbywać się przez około 9 miesięcy w roku. Na Wiśle górnej i na Odrze górnej, gdzie istnieje silne zanieczyszczenie wód i pokrywa lodowa tworzy się później, okres trwa niekiedy powyżej 300 dni w roku. Na dolnych odcinkach Wisły i Odry nawigacyjny oraz na kanałach okres nawigacji jest jednak dużo krótszy (Monografia dróg wodnych.... 1985).

Zgodnie z Porozumieniem Paryskim Unia Europejska zadeklarowała osiągnięcie stanu klimatycznej neutralności do 2050 r., co oznacza ograniczenie do 2030 r. emisji CO₂ o 55 %. Osiągnięcie tego poziomu oznacza redukcję emisji z sektora transportu o 90 % do 2050 r. Jako sposób osiągnięcia tego celu proponowany jest wzrost znaczenia żeglugi śródlądowej.

W skali europejskiej polityki transportowej pojawiają się następujące kwestie:

- pogodzenie idei zrównoważonego rozwoju z rosnącym negatywnym oddziaływaniem transportu na środowisko (dotyczy to zwłaszcza transportu samochodowego);
- rozwiązanie problemu niedostatecznej przepustowości środków transportu (tzw. kongestii) w coraz bardziej zagęszczonym środowisku współczesnych miast;
- zwiększenie dostępności środków transportu, także przez budowę nowych połączeń.

Żegluga śródlądowa jest w wielu krajach Unii Europejskiej jednym ze sposobów realizacji założeń transportu proekologicznego, ponieważ wymaga mniejszego jednostkowego zużycia energii, przejmując od transportu samochodowego część ładunków, przez co odciąża drogi, nie wprowadza do środowiska zanieczyszczeń. Drogi wodne dysponują nadal dużymi rezerwami przewozowymi, które mogą być wykorzystane zwłaszcza w obsłudze portów morskich i w tzw. transporcie multimodalnym (przewozy kontenerów w połączeniu z koleją lub transportem drogowym).

W Europie Zachodniej wzrasta znacząco udział żeglugi śródlądowej w transporcie kontenerów, głównie wzdłuż Renu, Dunaju i na kanale Ren-Men-Dunaj. W trakcie realizacji jest modernizacja drogi wodnej do Berlina, w 2003 r. ukończono węzeł wodny w Magdeburgu, następny etap to modernizacja połączenia z Odrą przez nową podnośnię statków w Nieder Finow (ukończoną w 2022 r.) i kanał Hohensaaten-Friedrichstahler-Wasserstrasse.

Do obsługi ruchu multimodalnego są potrzebne centra logistyczne, które są lokalizowane w miejscach przecięcia się szlaków komunikacyjnych różnych środków transportu, a więc np. duże porty śródlądowe i morskie. Żegluga śródlądowa może rozwiązywać także problemy transportowe wielu aglomeracji położonych nad drogami wodnymi przez ich zaopatrywanie z centrów logistycznych zlokalizowanych w portach śródlądowych. Możliwe jest przewożenie dużych ładunków bez problemu poruszania się po zatłoczonych ulicach miast.

Po stronie czynników ograniczających rozwój transportu śródlądowego należy wymienić zmianę popytu na przewóz nisko przetworzonych ładunków masowych. Wzrost sektora usług i małych przedsiębiorstw powoduje, że rośnie zapotrzebowanie

na szybkie przewozy drobnych ładunków w sieci skomplikowanych powiązań (Rolbiecki i in.2020).

Stały Komitet Transportu Lądowego Europejskiej Komisji Gospodarczej ONZ w celu koordynacji prac nad stworzeniem europejskiej sieci dróg wodnych opracował w 1996 r. porozumienie zatytułowane European Agreement on Main Inland Waterways of International Importance (od skrótów z języka francuskiego zwane AGN). Porozumienie AGN postuluje rozwój dróg międzynarodowych w Polsce na następujących szlakach: Odra (oznaczenie E-30) wraz z Kanałem Gliwickim (E-30 – 01), Wisła na odcinku od Warszawy do Gdańska (E – 40), Wisła-Odra (Kostrzyn – Bydgoszcz) (E-70). Porozumienie przewiduje również nowe połączenia, a mianowicie Warszawa-Brześć (E-40), Zalew Wiślany – Królewiec (E-70), Odra-Dunaj-Łaba (E-20). Warto wspomnieć że droga wodna z oznaczeniem E powinna mieć klasę co najmniej IV, nowe odcinki powinny mieć parametry drogi klasy Vb, a odcinki modernizowane – klasy Va.

Szczególne znaczenie jest przywiązywane do rozwoju połączeń śródlądowych z portami morskimi. Takie warunki spełnia zespół portów Szczecin-Świnoujście, z dodatkowym walorem jakim jest połączenie kanałowe z Berlinem i dorzeczem Wisły. Rozwój drogi wodnej Odry wymagać będzie jej dostosowania do warunków technicznych przewozu multimodalnego, z użyciem kontenerów.

Uchwała Rady Ministrów 03.10.2023 w sprawie ustanowienia programu rozwoju pod nazwą „Krajowy Program Żeglugowy do roku 2030” zakłada zwiększenie roli sektora żeglugi śródlądowej w Polsce, przez:

- zapewnienie warunków do prowadzenia efektywnej żeglugi na wykorzystywanych transportowo odcinkach dostępowych do portów morskich.
- zapewnienie stabilnych głębokości tranzytowych szlaków żeglugowych oraz dostępności śluz.

Rozwijany będzie także rynek sektora śródlądowego transportu wodnego oraz partnerstwo na rzecz zrównoważonego rozwoju dróg wodnych na następujących odcinkach śródlądowych dróg wodnych:

- E30 – Odrzańska Droga Wodna, odcinek od Gliwic do zespołu portów w Szczecinie i Świnoujściu;
- E40 – Wisła na odcinku od Torunia do Gdańska.

Nowym obiektem otwierającym możliwość transportu multi-modalnego jest przekop przez Mierzęję Wiślaną w Nowym Świecie, tor wodny do Elbląga i planowana rozbudowa portu w Elblągu z dostępem do linii kolejowej.

Majewski (2024) zwraca uwagę, że rozwój żeglugi zarówno zawodowej jak i rekreacyjnej wymaga rozbudowy infrastruktury lądowej. Przy wsparciu środków unijnych i funduszy lokalnych powstały nowe szlaki turystyczne wyposażone w przystanie i mariny z zapleczem hotelowym, są to Pętla Wielkopolska i Pętla Żuławska.

Wielka Pętla Wielkopolski, to szlak żeglugi śródlądowej o długości 688 km, prowadzący z Kostrzyna nad Odrą poprzez Wartę do Santoka, następnie Notecią i Kanałem Bydgoskim na przedmieścia Bydgoszczy, skąd Kanałem Górnonoteckim przez jezioro Gopło i Kanał Ślesiński dociera ponownie do Warty. Pętla Wielkopolska łączy drogi wodne Polski z drogami wodnymi Europy, stanowi element Międzynarodowej Drogi Wodnej E70, wiodącej z Antwerpii do Kłajpedy. Poprzez Kanał Bydgoski można popłynąć Wisłą do Gdańska lub Warszawy, a poprzez Odrę i Kanał Odra-Hawela dostać się do Berlina, Drezna czy Hamburga.

Pętla Żuławska to sieć szlaków wodnych długości ponad 300 km, składający się z dolnej Wisły, Martwej Wisły, Szkarpany, Wisły Królewieckiej, Nogatu, rzeki Elbląg, Zalewu Wiślanego.

Rewitalizacja bulwarów rzecznych w takich miastach jak Szczecin, Wrocław, Bydgoszcz, Warszawa, jest czynnikiem który sprzyja wzrostowi aktywności żeglugi pasażerskiej. Pojawiają się imprezy organizowane przez władze miast promujące żeglugę i sporty wodne, do bardziej znanych należy „Ster na Bydgoszcz”, „Regaty o puchar Prezydenta” w Warszawie, „Festiwal Wisły” organizowany przez Włocławek, Toruń i Bydgoszcz. Szczecin zorganizował sieć przystani tzw. „zakątki wodne” w malowniczych miejscach jeziora Dąbie i Odry przeznaczonych dla cumowania i postoju małych jednostek.

Rośnie znaczenie żeglugi pasażerskiej i turystycznej, świadczy o tym proporcja między ruchem jednostek żeglugi towarowej i pasażerskiej. Liczba śluzowań przez przekop Nowy Świat przez Mierzę Wiślaną jest dobrym przykładem dominującego znaczenia żeglugi turystycznej. Według danych Urzędu Morskiego w Gdyni w 2023 r. śluza przepuściła 1589 jednostek z których 77.6 % to jednostki sportowe i służby portowej, statki towarowe i rybackie stanowiły 22,4 % (Kubiak-Wójcicka, Manoiu 2024). Zakończone prace w porcie Elbląg wraz z dostępnością Szkarpany może przyczynić się do rozwoju żeglugi towarowej z wykorzystaniem portów Gdańsk i Elbląg.

Na trasie Pętli Żuławskiej przez śluzę Przegalina Płd., od początku maja do końca września 2024 r. przepłynęły się 3271 jednostki, w tym 3129 było jednostkami turystycznymi.

Ogromnym powodzeniem cieszą się unikalne w skali świata pochylnie na Kanale Elbląskim. W okresie od 27 kwietnia do 1 października 2024 r., w Buczyńcu przepłynęto 3523 jednostki, na pochylni Kąty 3521, pochylni Oleśnica 3417, Jelenie 2129, a na pochylni Całuny 1637. Popularną formą rejsów na Kanale Elbląskim jest zwiedzanie trzech pochylni Buczyńiec, Kąty, Oleśnica w krótkich rejsach spacerowych. Łącznie, wszystkie pochylnie przepłynęły aż 14 227 jednostek. (dane z RZGW Gdańsk).

Krokiem w stronę ułatwienia żeglugi zarówno zawodowej jak i sportowej jest aplikacja na telefony komórkowe i komputery, opracowana przez Wody Polskie, o nazwie Wirtualny Informator Rieczny – WIR, W tym serwisie są publikowane informacje o warunkach żeglugowych, czasie pracy śluz, wystawionych znakach żeglugowych, aktualnych prześwitach mostów. Można za jej pomocą zaplanować rejs, a nawet opłacić przejazd przez śluzę.

Dla żeglugi zawodowej ale także sportowej Urząd Żeglugi Śródlądowej w Szczecinie opracował i utrzymuje system RIS-Odra, czyli system usług wspierający bezpieczeństwo żeglugi oraz optymalizację przewozów poprzez m.in. wydawanie komunikatów dla kapitanów, elektroniczne mapy nawigacyjne IENC (ang. *Inland Electronic Navigational Chart*) oraz informacje o aktualnych warunkach nawigacyjnych i prześwitach pod mostami. System RIS obowiązuje na 243 km dolnej Odry i Warty (do m. Świerkocin). Są one zgodne ze standardem przyjętym na europejskich drogach i ułatwiają żeglugę transgraniczną.

11.5. PODSUMOWANIE

Nowe uwarunkowania dla żeglugi śródlądowej dotyczą integracji, w zakresie jednolitych parametrów eksploatacyjnych polskich dróg wodnych z system europejskich dróg wodnych według Porozumienia AGN. Polskie drogi wodne są przedstawiane często jako brakujące ogniwo w przewozach żeglugą śródlądową na kierunku wschód-zachód. Obecna sytuacja polityczna stawia jednak pytanie, jakie ładunki mogłyby być przewożone między Europą zachodnią i Federacją Rosyjską (Królewiec) lub Białorusią (Brześć). Odejście od węgla jako głównego nośnika energii oznacza brak zapotrzebowania na przewozy ładunków masowych, historycznie realizowanych przez żeglugę śródlądową, w czasach braku konkurencji ze strony transportu kolejowego i samochodowego.

Bardziej realistycznym przedsięwzięciem jest rozwój żeglugi multimodalnej na dolnej Wiśle, obsługującej port w Gdańsku, w połączeniu z węzłem kolejowym w Solcu Kujawskim i Bydgoszczy, a także Elblągiem przez przekop Nowy Świat na Mierzei Wiślanej. Dolna Wisła ma jednak bardzo trudne warunki nawigacyjne w okresie niskich przepływów. Pomimo wykonanej regulacji rzeki głębokości na przejściach nurtu między brzegami, na tzw. przemiałach spadają do 50 cm. Bardzo kręty jest także układ nurtu, co utrudnia manewrowanie długimi zestawami pchanymi (Magnuszewski 2024).

Długość okresów niżówkowych ze stanem wody poniżej średniej niskiej wody w Toruniu i Tczewie w czasie suchego 2019 r. wyniosła odpowiednio 155 dni i 102 dni. To oznacza, że czas trwania sezonu nawigacyjnego uległ skróceniu o 72% i 47,7%.

Potencjał żeglugowy ma także dolna Odra, gdzie organizowane są przewozy multi-modalne w powiązaniu z portem w Szczecinie i niemieckimi drogami wodnymi do Berlina, a także ujściem Warty.

Paradoksalnie zapóźnienie w rozwoju dróg wodnych może być atutem, ponieważ wiele rzek zachowało naturalny stan środowiska chroniony w granicach obszarów Natura 2000. Także dawna infrastruktura hydrotechniczna ma obecnie wartość historyczną i może być atrakcją turystyczną. Dobrym przykładem są unikalne w skali świata pochylnie żeglugowe na Kanale Elbląskim, zabytkowe śluzy w delcie Wisły, czy też budowle wodne węzła wrocławskiego, śluzy Kanału Gliwickiego.

Rewitalizacja bulwarów i budowli hydrotechnicznych w centrach miast sprawiła, że wzrosło znaczenie żeglugi pasażerskiej. Liberalizacja przepisów dotyczących kierowania małymi jednostkami pływającymi także przyczyniła się do wzrostu zainteresowania drogami wodnymi. Ten trend będzie się utrzymywać w przyszłości, co oznacza, że w żegludze śródlądowej konieczna jest rozbudowa infrastruktury przeznaczonej do obsługi tego rodzaju jednostek.

BIBLIOGRAFIA

- Arkuszewski W., 1973, *Wiślane statki pasażerskie XIX i XX wieku*. Ossolineum, Gdańsk.
- Bzowska M., 1976, *Żegluga na Odrze*. [w:] Labuda G., Magiera W., Perycz E. (red.) *Odra i Nadodrze*. KiW, Warszawa
- Dopierała B., 1976, *Zarys dziejów Odry*. . [w:] Labuda G., Magiera W., Perycz E. (red.) *Odra i Nadodrze*. KiW, Warszawa.
- Filipowiak W., 1992, *Z najstarszych dziejów Odry jako szlaku komunikacyjnego i handlowego*. Rzeki T. 1, Muzeum Śląskie, Katowice.

- GUS, 2004, Rocznik Statystyczny RP 2004. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa
- GUS, 2020, Transport wodny śródlądowy w Polsce w 2020 r. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.
- Kubiak -Wójcicka K., Manoiu V.M., 2024, Functioning of inland navigation on the lower Vistula in the light of water levels. *Gospodarka Wodna*, 8, 9-17.
- Kulczyk J., Winter J., 2003, Śródlądowy transport wodny. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej. Wrocław.
- Magnuszewski A., 2024, Why is navigation difficult on the lower Vistula River? *Gospodarka Wodna*, 6, 26-32.
- Majewski W., 2024, Powrót żeglugi śródlądowej w Polsce. *Gospodarka Wodna*, 8, 18-22.
- Matakiewicz M., 1931, Żegluga śródziemna i budowa dróg wodnych. Komitet Wydawniczy Podręczników Akademickich przy Ministerstwie W.R. i O.P., Warszawa.
- Miłkowski M., 2003, Odra i żegluga w retrospektywie w XX wieku. Zeszyty Odrzańskie, Seria nowa nr 23., Instytut Śląski, Opole.
- Monografia dróg wodnych śródlądowych w Polsce, 1985, Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej. WKiŁ, Warszawa
- Piasecka J.E., 1997, Spław i żegluga do połowy XIX wieku na rzekach Polski przedrozbiorowej. *Rzeki* 6, Śląsk, Katowice.
- Resolution No. 92/2, 1992, Resolution No. 92/2 on new classification of inland waterways.
- European Conference Of Ministers Of Transport. <https://www.itf-oecd.org/sites/default/files/docs/wat19922e.pdf>
- Rolbiecki R., Wojewódzka-Król K., Gus-Puszczewicz A., 2020, Transport wodny śródlądowy w zrównoważonym rozwoju. Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk.
- Rydzowski W., Wojewódzka-Król K., 2000, Transport. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Rydzowski W., Wojewódzka-Król K., 2009, Transport Problemy transportu w rozszerzonej UE. PWN, Warszawa.
- Uhlemann H.J., 1996, Historisches vom Strom. 250 Jahre Finowkanal. Verlag Krüpfanz, Duisburg.
- Wojewódzka-Król K., 2003, System transportowy w Polsce w świetle standardów europejskich. [w:] Grzywacz W., Wojewódzka-Król K., Rydzkowski W. (red.) *Polityka transportowa*. Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego. Gdańsk.
- <https://ec.europa.eu/eurostat> – Eurostate, database, inland waterways transport

Adres do korespondencji – Corresponding author:

Artur Magnuszewski, Wydział Geografii i Studiów Regionalnych, Uniwersytet Warszawski, ul. Krakowskie Przedmieście 30, 00-927 Warszawa, asmagnus@uw.edu.pl

Anna DUBEL

Akademia Górniczo Hutnicza w Krakowie, Wydział Zarządzania

12. ANALIZA EKONOMICZNA I WYCENA KORZYŚCI ŚRODOWISKOWYCH W GOSPODARCE WODNEJ

12. ECONOMIC ANALYSIS AND VALUATION OF ENVIRONMENTAL BENEFITS IN WATER MANAGEMENT

Abstract

Decision-making concerning water resources management, crisis management, climate change adaptation, as well as the development of policies, instruments, strategies and plans in water management very often uses economic analysis. The scope of this analysis, and consequently its methodology and indicators, depend on the purpose of the analysis and the information the decision-maker wants to obtain. The chapter presents selected methods of economic analysis, such as cost-benefit analysis or cost-effectiveness analysis, and the process of their implementation with examples is also included. Particular attention is given to estimating the environmental benefits that may occur after the implementation of a particular solution in water management, as valuing benefits is much more difficult than estimating costs and it is still a subject of research in economic sciences.

Key words: economic analysis, financial analysis, external effects, environmental benefits, environmental costs, water management, investments

12.1. WPROWADZENIE

W gospodarce wodnej analiza ekonomiczna jest wykorzystywana jako wsparcie w procesie podejmowania decyzji. Analiza ta jest przydatna między innymi w ocenie inwestycji, rozwiązań i interwencji z zakresów: gospodarowania zasobami wodnymi, zarządzania kryzysowego, prowadzenia gospodarki wodnej zgodnej z zasadami zrównoważonego rozwoju, adaptacji gospodarki wodnej do zmian klimatu, systemowego i zintegrowanego zarządzania zasobami wodnymi, a także tworzenia polityk, instrumentów, strategii i planów dotyczących zarządzania zasobami, czy też zwiększenia ich odporności na klimatu.

Analiza finansowa i ekonomiczna mogą być wykorzystane w procesach podejmowania decyzji do określenia czy dane rozwiązanie (inwestycja, projekt) jest opła-

calne (analiza finansowa) lub czy jest korzystne społecznie, z uwzględnieniem efektów zewnętrznych (analiza ekonomiczna). Analizy te mogą służyć również porównywaniu rozwiązań między sobą, aby wybrać projekt, który przynosi najwyższe zyski lub najwyższe korzyści społeczne i środowiskowe.

Przedmiotem analizy ekonomicznej w gospodarce wodnej mogą być projekty inwestycyjne (rozwiązania techniczne) lub rozwiązanie nietechniczne, organizacyjne, które również mogą przyczyniać się do spadku lub poprawy dobrobytu, do wystąpienia korzyści lub niekorzyści społecznych i powstania negatywnych lub pozytywnych efektów zewnętrznych.

Analiza ekonomiczna, jako analiza kosztów i korzyści, była rekomendowana do stosowania do oceny projektów i polityk w obszarze gospodarki wodnej już w Ramowej Dyrektywie Wodnej (Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady ustanawiającej ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej). Analiza kosztów i korzyści (ang. *Cost-Benefit Analysis* – CBA) polega na porównaniu korzyści z wdrożenia danego rozwiązania z jego kosztami w całym okresie realizacji projektu inwestycyjnego, od etapu przygotowania inwestycji (np. przygotowania analiz i niezbędnej dokumentacji technicznej koniecznej dla uzyskania pozwoleń i decyzji administracyjnych), poprzez etap budowy lub wdrażania danego rozwiązania, po etap jego funkcjonowania, a także jeśli konieczne likwidacji inwestycji. Takie podejście uwzględniające wszystkie wymienione etapy inwestycji jest spójne z analizami cyklu życia inwestycji, analogicznie do metod analizy cyklu życia produktu (ang. *Life Cycle Analysis* – LCA) lub kosztów cyklu życia (ang. *Life Cycle Costs* – LCC). Uwzględnianie myślenia w kategoriach gospodarki obiegu zamkniętego staje się coraz bardziej popularne w analizach dotyczących różnych sektorów gospodarki (por. Proszowska i in., 2024), w tym także w obszarze gospodarki wodnej. Ze względu na mogące wystąpić ograniczenia pozyskiwania danych, w szczególności z zakresie szacowania korzyści, rozwinęły się również metody skoncentrowane bardziej na analizie kosztów rozwiązań i ich porównywaniu, np. analiza efektywności kosztowej (ang. *Cost Effectiveness Analysis* – CEA), które umożliwiają porównanie kosztów dla przewidywanych i założonych z góry efektów wdrażania inwestycji lub celów realizacji wdrażania danego rozwiązania. Efekty te są zwykle podawane w jednostkach naturalnych, np. mb (wybudowanego obwałowania), m² (powierzchni zbiornika retencyjnego lub polderu), m³ (pojemności retencyjnej zbiornika lub retencjonowanej wody w wyniku zastosowania rozwiązań opartych na naturze – ang. *Nature Based Solutions* – NBS). Dyrektywa powodziowa (Dyrektywa 2007/60/WE w sprawie oceny ryzyka powodziowego i zarządzania nim) również pootrzymuje zasadność stosowania ocen ekonomicznych do analizy i wyboru rozwiązań przeciwpowodziowych. Wdrażanie przepisów tych dyrektyw, w konsekwencji ustawy prawo wodne oraz rozporządzeń w zakresie zarządzania ryzykiem powodzi czy przeciwdziałania skutkom suszy, prowadzi do stosowania analizy kosztów i korzyści do oceny planowanych rozwiązań.

W tym rozdziale omówiono pojęcie analizy ekonomicznej, wskazano istotne cechy analizy ekonomicznej w porównaniu do analizy finansowej i analizy wielokryterialnej, które również mogą być dobrymi narzędziami w podejmowaniu decyzji. Przedstawiono proces przeprowadzania analizy ekonomicznej, uwzględniając zakres analizy, potrzebne dane oraz często stosowane wskaźniki. Omówiono metody szacowania kosztów oraz korzyści środowiskowych, a także przykłady zastosowania metod szacowania kosztów inwestycyjnych i korzyści środowiskowych w gospodarce wodnej.

12.2. POJĘCIE ANALIZY EKONOMICZNEJ

Analiza ekonomiczna jest pojęciem używanym najczęściej w odniesieniu do biznesu i gospodarki. Jest metodą badania i poznawania obiektów (np. przedsiębiorstw, zjawisk gospodarczych) oraz badania zależności pomiędzy nimi. Stosowana jest bardzo często do oceny inwestycji. Jak wskazuje Encyklopedia Zarządzania obiektem analizy ekonomicznej mogą być zjawiska i procesy występujące w gospodarce narodowej, w jej gałęziach, branżach, czy też przedsiębiorstwach, a metody wykorzystywane w analizie ekonomicznej stanowią dorobek dyscyplin takich jak: statystyka, ekonometria, matematyka. Metody analizy ekonomicznej mają również zastosowanie do oceny projektów, wyboru projektów

do finansowania, czy też do podejmowania decyzji inwestycyjnych, z wykorzystaniem wspomnianej analizy kosztów i korzyści i metod pokrewnych.

12.2.1. Ważne cechy analizy ekonomicznej w porównaniu do analizy finansowej i analizy wielokryterialnej

Analiza wielokryterialna lub analiza wielowymiarowa (ang. *Multi Criteria Analysis* – MCA) jest najszerzej stosowaną analizą przy podejmowaniu decyzji inwestycyjnych. Może ona obejmować swym zakresem również analizę kosztów i korzyści, gdzie kryteriami decyzyjnymi mogą być minimalizacja wartości kosztów (całkowitych projektu, lub w rozbiciu na koszty inwestycyjne – CAPEX i operacyjne – OPEX) lub/i maksymalizacja wartości korzyści, jeśli możliwe jest ich wyrażenie w wartościach pieniężnych. Często stosowanymi kryteriami w analizie MCA są również:

- Maksymalizacja efektu ekologicznego (korzyści dla środowiska naturalnego).
- Korzyści w ujęciu jakościowym (wskazywane, ale nie ujmowane w wartościach pieniężnych) dotyczące korzyści środowiskowych (np. poprawa stanu ekologicznego wód) lub korzyści społecznych (np. pozytywny wpływ na zdrowie ludzi, wzrost bezpieczeństwa mieszkańców) lub korzyści dla gospodarki (np. wzrost zatrudnienia, wzrost PKB, etc.).
- Dodatkowe korzyści (ang. *co-benefits*), które stanowią wartość dodaną do osiągnięcia głównej korzyści określonej jako cel danej inwestycji. Na przykład celem budowy małego zbiornika retencyjnego może być zmniejszenie ryzyka wystąpienia zagrożenia powodzią lub suszą na danym obszarze, a dodatkowymi korzyściami wzrost bioróżnorodności, wpływy z turystyki dla gospodarstw domowych, firm lub samorządów. Jak widać na tym przykładzie dodatkowe korzyści mogą być ujęte w sposób opisowy, w jednostkach naturalnych lub w jednostkach pieniężnych. Jeśli możliwe jest to ostatnie bardzo często włącza się takie efekty do kalkulacji w analizach kosztów i korzyści.
- Inne zalety lub wady projektu (np. skomplikowany proces pozyskiwania dokumentacji, niska akceptacja społeczna, czas realizacji w odniesieniu do potrzeb i oczekiwań, etc.).

Analizę wielokryterialną z tak określonymi kryteriami, czysto definiuje się jako wielowymiarową. Jest ona często stosowana na przykład przy opracowywaniu planów adaptacji do zmian klimatu, które praktycznie zawsze zawierają również rozwiązania i inwestycje z sektora gospodarki wodnej (np. zbiorniki retencyjne, sposoby zagospodarowania wód opadowych tj. rowy melioracyjne, niecki infiltracyjne, studnie chłonne, etc.)

Analizę wielokryterialną można przeprowadzać bazując na analizie porównawczej rozwiązań w odniesieniu do przyjętych kryteriów, jak przedstawiono w tabeli 12.1 – stanowi ona wówczas analizę ekspercką lub jako optymalizację wielokryterialną funkcji celu, w tym z wykorzystaniem modelowania i analiz przestrzennych (Donati i in. 2024, Wanguba i in. 2024).

Tablica 12.1

Schematyczne ujęcie oceny rozwiązań z wykorzystaniem eksperckiej analizy wielokryterialnej na bazie sum ważonych.

Table 12.1

Schematic approach to the evaluation of solutions using expert multi-criteria analysis based on weighted sums.

	Waga	Rozwiązanie 1 / opcja 1	Rozwiązanie 2 / opcja 2	Rozwiązanie 3 / opcja 3
	1-2-3	Punktacja: 1-2-3		
Kryterium 1	1	1	2	3
Kryterium 2	2	2	1	3
Kryterium 3	3	3	2	1
SUMA	—	$=1 \times 1 + 2 \times 2 + 3 \times 3 = 14$	10	12

Źródło: opracowanie własne

W analizie eksperckiej kryteria powinny być jednoznacznie i precyzyjnie określone, np. jak najniższe koszty całkowite (CAPEX+OPEX), jak najkrótszy czas realizacji inwestycji, jak najwyższe korzyści w całym okresie analizy, jak najwyższy stopień przygotowania projektu do wdrożenia, etc. Rekomendowane jest zdefiniowanie punktacji i wag dla poszczególnych kryteriów. Ranking rozwiązań jest tworzony w zależności od liczby przyznanych punktów, na podstawie sum ważonych, a rozwiązanie z najwyższą ważoną sumą punktów jest uważane za najlepsze w punktu widzenia analizowanych kryteriów. Przedstawione powyżej podejście jest najprostszym wariantem analizy wielokryterialnej. Inną metodyką tej analizy jest np. wielokryterialna metoda hierarchicznej analizy procesów decyzyjnych (ang. *Analytic Hierarchy Process* – AHP), której przeprowadzenie składa się z następujących etapów: tworzenia hierarchicznej struktury problemu decyzyjnego (celu, kryteriów, podkryteriów i wariantów), określenia preferencji decydenta poprzez względną ocenę ważności – przypisanie wag do wszystkich poziomów hierarchii, a następnie porównanie parami wszystkich obiektów znajdujących się na danym poziomie hierarchii. Do porównywania parami wykorzystywana może być skala Saatiego (1 pkt. – A jest równoważne z B, 3 pkt. – A jest słabo preferowane, 5 pkt. – A jest silnie preferowane, 7 pkt. – A jest bardzo silnie preferowane, 9 pkt. – A jest ekstremalnie preferowane). W ten sposób tworzone są macierze ocen wariantów względem danego kryterium (kwadratowe macierze preferencji). Następnie bada się spójność macierzy oraz tworzy ranking końcowy, który bazuje na sumach iloczynów bezwzględnych wag wariantów obliczonych od wariantu poprzez kryteria do celu (tzw. wartość agregującej funkcji użyteczności dla każdego wariantu).

Analiza kosztów i korzyści w porównaniu do analizy wielokryterialnej jest metodą koncepcyjnie mniej skomplikowaną, gdyż służy porównaniu korzyści odnoszonych w wyniku realizacji inwestycji z ich kosztami. Jednak nie jest w stanie wziąć pod uwagę tak wielu czynników jak analiza wielokryterialna, a jak wskazuje EEA Report No 2/2017 dotyczący finansowania adaptacji do zmian klimatu na obszarach

miejskich, czynniki takie jak: stopień złożoności projektu, pogorszenie koniunktury gospodarczej, dostępność miejsca dla ułożenia rozwiązania, skomplikowane procedury dotyczące pozwoleń budowlanych, czasochłonne procedury zamówień publicznych, czy wymagania archeologiczne w historycznej części miasta, mogą stanowić poważne bariery w realizacji projektów inwestycyjnych, równocześnie determinując możliwości ich realizacji. Przystępując do analizy kosztów i korzyści przyjmuje się założenie, że rozwiązanie lub rozwiązania, które są porównywane za pomocą tej analizy, są możliwe do wdrożenia, i analiza ta ogranicza się do oceny aspektów finansowych i ekonomicznych, z uwzględnieniem aspektów społecznych i środowiskowych w takim zakresie w jakim będzie możliwe zidentyfikowanie oraz wycena efektów zewnętrznych. Efekty zewnętrzne to wpływy (pozytywne, określane jako korzyści zewnętrzne lub negatywne, określane jako koszty zewnętrzne) jakie powoduje analizowana inwestycja na otoczenie.

W analizie kosztów i korzyści stosuje się wskaźniki agregujące koszty i korzyści powstające w całym cyklu realizacji inwestycji i uwzględniające ich zmienność w czasie. Najczęściej stosowanymi wskaźnikami są: wartość zaktualizowana netto (ang. *Net Present Value* – NPV), wskaźnik Korzyści – Koszty (B/C) lub (BCR), wartość bieżąca (PV), czy zdyskontowane przepływy pieniężne (ang. *Discounted Cash Flow* - DCF). Bardzo ważne jest właściwe zdefiniowanie zakresu analizy, w szczególności odniesieniu do:

- Obszaru analizy - w ujęciu przestrzenno-geograficznym oraz rzeczowym – jakie elementy zostaną wzięte pod uwagę w analizie, np. straty powodziowe (czy też straty wynikające z wystąpienia innych rodzajów katastrof naturalnych), straty dotyczące nieruchomości, upraw, ruchomości, etc., straty bezpośrednie, czy również straty pośrednie (te ostatnie często szacowane są jako odsetek strat bezpośrednich lub za pomocą modelowania skutków makroekonomicznych, na przykład z wykorzystaniem analizy przepływów międzygałęziowych (ang. *Input-Output Analysis*)).
- Okresu czasu, w którym analizujemy koszty (CAPEX i OPEX) oraz korzyści. Im dłuższy okres analizy, tym zasadniczo korzyści będą wyższe, pomimo to, że nie muszą one być rozłożone równomiernie w czasie. Istotne jest uwzględnienie kosztów napraw i modernizacji, które będą częścią kosztów utrzymania inwestycji. Cechą charakterystyczną projektów inwestycyjnych w zakresie gospodarki wodnej, które mają służyć celom adaptacji do zjawisk ekstremalnych, na przykład celom przeciwpowodziowym, jest nieregularne i jedynie probabilistyczne wystąpienie korzyści (szacowanych jako uniknięte straty).
- Interesariuszy, określając kto ponosi koszty i kto odnosi korzyści z realizacji inwestycji. Przyjmuje się, że inwestor ponosi koszty finansowe (CAPEX, OPEX) i realizuje inwestycje w określonym celu, który determinuje jego korzyści. Na przykład głównym celem inwestycji w infrastrukturę przeciwpowodziową jest zabezpieczenie ludzi i mienia przez skutkami powodzi, czyli uniknięcie strat powodziowych. W związku z tym oszacowana wartość prawdopodobnych unikniętych strat będzie podstawową korzyścią dla inwestora. Poza tym mogą wystąpić jeszcze inne korzyści dla inwestora (tzw. co-benefits), które zwiększą sumę jego całkowitych korzyści. Natomiast wszyscy interesariusze znajdujący się w otoczeniu inwestycji i na których ma ona wpływ, mogą również ponosić koszty – tzw. koszty zewnętrzne lub odnosić korzyści – tzw. korzyści zewnętrzne. Zakres analizy może zatem obejmować jedynie inwestora (analiza finansowa) lub inwestora oraz innych interesariuszy (analiza

ekonomiczna). Wskazanie konkretnych interesariuszy będzie definiowało granice tej analizy. Można zauważyć, że przy aktualnym stanie wiedzy nie jest możliwe uwzględnienie wszystkich interesariuszy, a także określenie i wycena wszystkich możliwych kosztów i korzyści dla przedsięwzięcia inwestycyjnego. Stąd, w naturalny sposób analiza kosztów i korzyści stanowi, podobnie jak modelowanie, jedynie uproszczenie rzeczywistości i dostarcza informacji do podejmowania decyzji przy ściśle określonych założeniach.

- Stopy dyskonta – stopy procentowej, która będzie oddawała zmienność wartości kosztów i korzyści na przestrzeni lat w analizowanym okresie w zależności od warunków rynkowych, polityki monetarnej i sytuacji gospodarczej, np. kosztu pozyskania kapitału, zmian cen materiałów i usług oraz czynników produkcji (mierzonych stopą inflacji). Możliwe są różne sposoby dyskontowania: przyjmujące jedną wartość stopy dyskontowej, zmienne stopy dyskontowe w okresie analizy, zastosowanie średniego ważonego kosztu kapitału (ang. *Weighted Average Cost of Capital* – WACC) lub społecznej stopy dyskontowej. Możliwe jest również przyjęcie różnych stóp dyskonta do kosztów i korzyści. Wysokość przyjętej stopy dyskontowej wpływa na wyniki analizy. Przykładowo jeśli koszty zostaną zdyskontowane w zastosowaniu relatywnie wysokich stóp procentowych, a korzyści z zastosowaniem niższych stóp procentowych, to zastosowanie tego zabiegu prowadzi do pomniejszenia przyszłych kosztów i zwiększenia korzyści, tylko ze względu na wartości stóp procentowych. Wysokie stopy procentowe dla kosztów mogą być uzasadnione rynkowymi stopami procentowymi, np. wysokością stóp redyskontowych (Archiwum podstawowych stóp procentowych NBP od 1998, dostęp 15.11.2024), czy też rzeczywistymi rocznymi stopami oprocentowania dla pozyskiwanego kapitału. Natomiast w przypadku korzyści długoterminowo dla ochrony dobrobytu przyszłych pokoleń preferowana jest jak najniższa stopa dyskontowa, wówczas wartości przyszłe nie maleją – przy stopie zerowej. (Foltyń-Zarychta 2014)

Analogicznie do analiz kosztów i korzyści dotyczących odstępstw od granicznych wielkości emisyjnych dla instalacji przemysłowych wymienionych w Aneksie I Dyrektywy IED (Lewandowski i in. 2023, s. 40) w przypadku inwestycji w gospodarce wodnej wielkości stóp dyskontowych wpływają na analizę, ale nie w największym stopniu. W tabelicy 2 przedstawiono stopień istotności wpływu elementów analizy kosztów korzyści zastosowanej do oceny inwestycji w gospodarce wodnej na jej wynik.

Jak można zauważyć na podstawie analizy tabelicy 12.2 elementami analizy mającymi największy wpływ na jej wynik są: zdefiniowanie rozwiązania/inwestycji/projektu oraz wariantów alternatywnych, uwzględnienie niezbędnych komponentów kosztów i korzyści, a także dla kosztów – szacowanie i udokumentowanie wartości kosztów CAPEX, a dla korzyści – oszacowanie unikniętych strat na skutek realizacji inwestycji. Istotne, ale mniejszy wpływ na wynik mają: dobór metody analizy, długość okresu analizy, szacowanie i udokumentowanie wartości wydatków OPEX, określenie przychodów z inwestycji oraz oszacowanie dodatkowych korzyści z realizacji inwestycji. Mniejszy wpływ na wyniki tych elementów analizy wynika ze specyfiki inwestycji w gospodarce wodnej, które nie są nastawione przede wszystkim na generowanie przychodów i w konsekwencji zysków oraz z niższego zazwyczaj udziału wartości szacowanych wydatków OPEX i dodatkowych korzyści, w całości kosztów i korzyści. Jeszcze mniejszy wpływ na wynik mają takie czynniki jak:

szacowanie kosztów zewnętrznych, które zazwyczaj nie są wysokie (również ze względu na trudności w ich wycenie i ujmowaniu ich jedynie jakościowo/opisowo), poziom stopy dyskonta i poziom cen. Najmniej istotny wpływ na wyniki mają: dobór wskaźników, które jedynie prezentują wyniki możliwe do uzyskania w wybranych metodach oraz kursy wymiany walut – zmienność kursów wymiany była zasadniczo na przestrzeni ostatnich 10 lat w naszej gospodarce niższa niż poziom wskaźników inflacji.

Tablica 12.2.
Stopień istotności wpływu elementów analizy ekonomicznej zastosowanej do oceny inwestycji w gospodarce wodnej na jej wynik.

Table 12.2.
The degree of significance of the impact of the elements of economic analysis used to evaluate an investment in water management on its result.

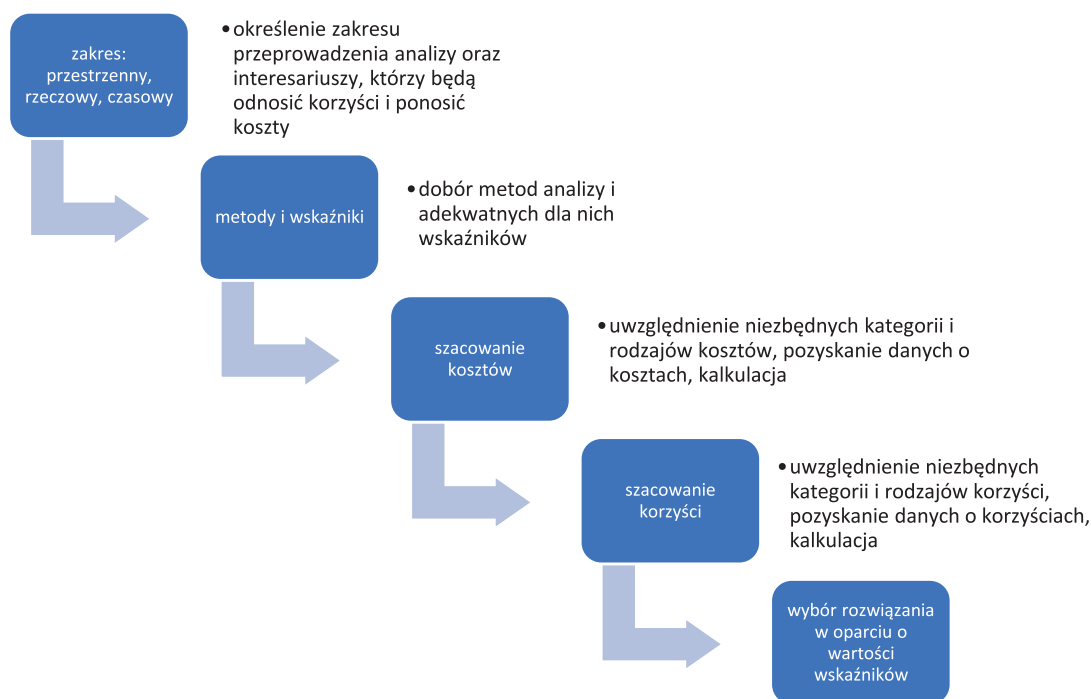
Składowe	Istotność	
	Niska	Wysoka
Zdefiniowanie rozwiązania/inwestycji/projektu oraz wariantów alternatywnych		
Dobór metody analizy (np. AKK, CEA)		
Dobór wskaźników		
Szacowanie wydatków CAPEX i udokumentowanie ich wartości		
Szacowanie kosztów OPEX i udokumentowanie ich wartości		
Szacowanie kosztów zewnętrznych		
Uwzględnienie niezbędnych komponentów kosztów		
Szacowanie korzyści: określenie przychodów z inwestycji		
Szacowanie korzyści: oszacowanie unikniętych strat na skutek realizacji inwestycji		
Szacowanie korzyści zewnętrznych: oszacowanie dodatkowych korzyści z realizacji inwestycji		
Uwzględnienie niezbędnych komponentów korzyści		
Długość okresu analizy		
Poziom stopy dyskonta		
Poziom cen		
Kurs wymiany waluty		

Źródło: opracowanie własne

Metodą pozwalającą na uniknięcie trudnego i zawierającego szereg przybliżeń szacowania korzyści jest Analiza Efektywności Kosztowej, która pozwala na porównanie fizycznych efektów realizacji inwestycji, np. m³ retencjonowanej wody z kosztami rozwiązań, które pozwalają osiągnąć te efekty. Poniżej przedstawiono proces przeprowadzenia tych analiz oraz stosowane wskaźniki.

12.2.2. Proces przeprowadzania analizy ekonomicznej

Proces przeprowadzania analizy kosztów i korzyści wskazano na poniższym schemacie (rys. 12.1). Obejmuje on określenie zakresu przeprowadzenia analizy (przestrzennego, rzeczowego, czasowego) oraz identyfikację interesariuszy, którzy będą odnosić korzyści i ponosić koszty. Interesariuszami będą inwestor lub inwestorzy, uczestnicy projektu (np. pracownicy), a także interesariuszami mogą być, w zależności od przyjętego zakresu analizy: podmioty publiczne (agencje rządowe, samorządy, administracja i służby publiczne, reprezentujące interes skarbu państwa odpowiedzialne za utrzymanie dóbr publicznych, w tym ochronę środowiska naturalnego), podmioty gospodarcze, gospodarstwa domowe, instytucje otoczenia biznesu, organizacje pozarządowe, turyści, etc. Kolejnym krokiem jest określenie oddziaływań projektu/inwestycji na wybranych interesariuszy. Następnie dobór metod analizy i adekwatnych dla nich wskaźników. W kolejnym kroku zostanie przeprowadzone szacowanie kosztów – uwzględniając niezbędne kategorie i rodzaje kosztów. Konieczne będzie pozyskanie jak najbardziej wiarygodnych i udokumentowanych danych o kosztach. Kolejnym krokiem jest szacowanie korzyści z uwzględnieniem niezbędnych kategorii i rodzajów korzyści, pozyskanie danych o unikniętych stratach i dodatkowych korzyściach, Końcowym etapem procesu jest kalkulacja wskaźników i wybór rozwiązania z zastosowaniem wartości wskaźników.



Rys. 12.1. Proces przeprowadzania analizy kosztów i korzyści

Fig. 12.1. Cost-Benefit Analysis Process

Pomocne w przeprowadzaniu analiz ekonomicznych są publikowane wytyczne oraz poradniki odnoszące się do przykładów z różnych dziedzin i sektorów. Na przykład:

- Analiza kosztów i korzyści projektów inwestycyjnych: Przewodnik (Fundusz Strukturalny – EFRR, Fundusz Spójności i ISPA). Dokument opracowany przez: Jednostkę ds. Ewaluacji Dyrekcja Generalna – Polityka Regionalna

Komisja Europejska, dostęp na: Analiza kosztów i korzyści projektów inwestycyjnych

- Krajowy Program Ochrony Wód Morskich, Załącznik 2: Analiza kosztów i korzyści, dostęp na: [Zalacznik-2-Analiza-kosztow-i-korzysci.pdf](#)
- Analiza ekonomiczna Vademecum 2021-2027 Zasady ogólne i zastosowania w sektorach. Dyrekcja Generalna ds. Polityki Regionalnej i Miejskiej, Komisja Europejska, dostęp na: Analiza ekonomiczna. Vademecum 2021-2027.

12.3. WSKAŹNIKI W ANALIZIE EKONOMICZNEJ

Podstawowymi wskaźnikami wykorzystywanymi w analizie są: NPV, IRR, BCR.

Wskaźnik wartości zaktualizowanej netto (NPV) polega na zdyskontowanie, czyli wyrażenie w wartościach bieżących, kosztów inwestycyjnych (CAPEX) i wydatków operacyjnych (OPEX) oraz korzyści (zmonetyzowanych / wyrażonych w pieniądzu korzyści wynikających z unikniętych strat).

NPV określane jest wzorem:

$$NPV = \sum_{t=1}^n \frac{\text{korzyści}_t - OPEX_t}{(1+r)^t} - CAPEX_0 \quad (1)$$

gdzie:

CAPEX_t - koszty inwestycyjne w danym roku t

OPEX_t - wydatki operacyjne w danym roku t

r – stopa procentowa,

t – kolejny rok analizy,

Kryterium wyboru projektu do realizacji jest NPV>0.

Przy porównaniu projektów między sobą wybrany powinien zostać projekt o najwyższej wartości tego wskaźnika.

Wewnętrzna stopa zwrotu z inwestycji (ang. *Internal Rate of Return* – IRR) obliczana jest jako stopa procentowa (r) we wzorze NPV, przy NPV = 0.

Wskaźnik Korzyści-Koszty (BCR) jest obliczany ze wzoru:

$$BCR = \frac{\sum_{t=0}^n \frac{(\text{Korzyści}_t)}{(1+r)^t}}{\left(\sum_{t=0}^n \frac{(\text{CAPEX}_t + \text{OPEX}_t)}{(1+r)^t}\right)} \quad (2)$$

gdzie:

n – liczba lat analizy,

t - kolejny rok analizy,

r – stopa procentowa,

Kryterium wyboru projektu do realizacji jest BCR>1 Przy porównaniu projektów między sobą wybrany powinien zostać projekt o najwyższej wartości tego wskaźnika.

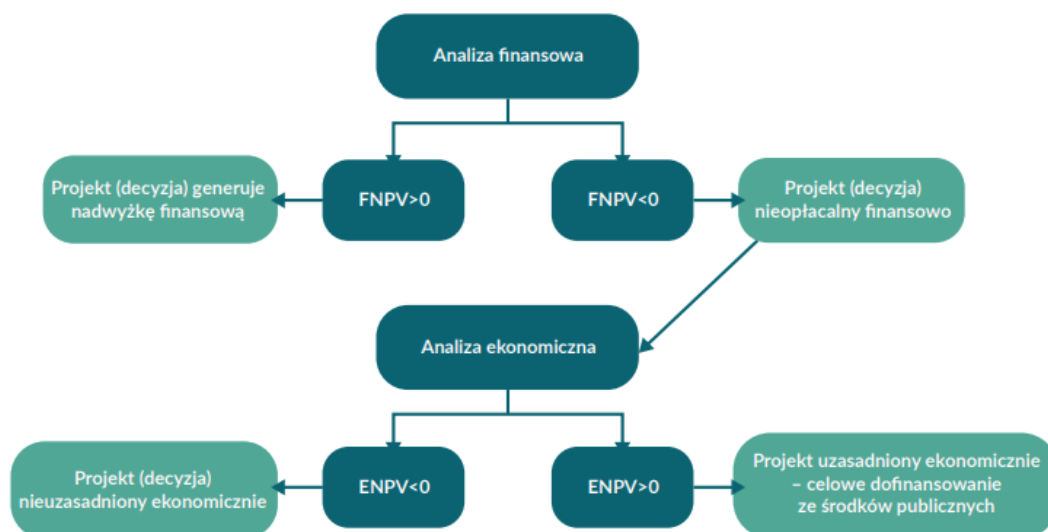
Metoda Zdyskontowanych Przepływów (ang. *Discounted Cash Flow* - DCF) szacuje wartość bieżącą przyszłych przepływów pieniężnych poprzez ich dyskontowanie. Wartość bieżąca określona może być wzorem:

$$PV = \sum_{t=0}^n \frac{FV_t}{(1+r)^t} \quad (3)$$

gdzie:

PV – wartość bieżąca
 FV – wartość przyszła
 n – liczba lat analizy,
 t - kolejny rok analizy,
 r – stopa procentowa.

Zależności między analizą finansową i ekonomiczną przedstawiono na rys. 12.2. FNPV oznacza wartość zaktualizowaną netto uzyskaną w wyniku przepro-



Rys. 12.2. Schemat podejmowania decyzji o wyborze projektu inwestycyjnego w analizie finansowej i ekonomicznej (Cygler, Dubel. 2022)

Fig. 12.2. Decision-making scheme for selecting an investment project in financial and economic analysis (Cygler., Dubel. 2022)

wadzenia analizy finansowej, a ENPV wartość zaktualizowaną netto uzyskaną w wyniku przeprowadzenia analizy ekonomicznej.

Natomiast w tabelicy 12.3 przedstawiono rekomendacje dotyczące podjęcia decyzji w zależności od wyników analizy finansowej i ekonomicznej.

Można podsumować, iż jeśli analiza ekonomiczna wykaże przewagę korzyści nad kosztami z realizacji inwestycji wówczas warto daną inwestycję realizować.

Tablica 12.3
 Rekomendacje dotyczące decyzji w zależności od wyników analizy finansowej i ekonomicznej.

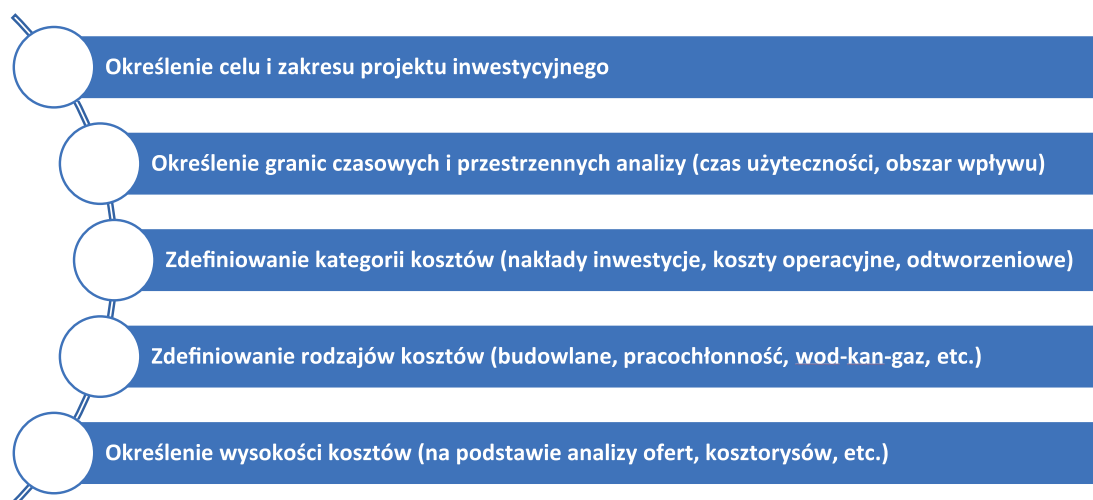
Table 12.3
 Decision-making recommendations based on financial and economic analysis results.

		Efektywność ekonomiczna	
		TAK	NIE
Wykonalność finansowa	TAK	Projekt jest korzystny dla społeczeństwa i samowystarczalny finansowo	Projekt opłacalny dla inwestora, ale niekorzystny dla społeczeństwa
	NIE	Projekt powinien być wdrożony, ale potrzebuje wsparcia (bez niego nie będzie wdrożony)	Projekt nieopłacalny finansowo i nieefektywny ekonomicznie – nie zostanie wdrożony

Źródło: Cygler, Dubel. (2022).

12.4. SZACOWANIE KOSZTÓW

Proces rekomendowanych etapów szacowania kosztów przedstawiono na rys. 12.3.



Rys. 12.3. Etapy szacowania kosztów

Fig. 12.3. Cost Estimation Steps

Źródłami danych mogą być zapytania ofertowe, plany inwestycyjne, dane o transakcjach przeprowadzonych w przeszłości zaktualizowane o wskaźniki cen, katalogi cen produkcji budowlano-montażowej, cenniki, kosztorysy i katalogi cen dostępne dla szacowanych kosztów, a także wyniki poprzednio przeprowadzonych analiz, głównie dotyczące ubiegłego roku. Ponadto, szacunkowe dane o kosztach jednostkowych np. dla błękitno-zielonej infrastruktury można również zaczerpnąć z publikacji:

- Błękitno-zielona infrastruktura dla łagodzenia zmiany klimatu w miastach. Katalog techniczny. Ecologic Institute i Fundacja Sendzimira 2019.
- Katalog dobrych praktyk, cz. II – Zasady zrównoważonego gospodarowania wodami opadowymi na obszarze zabudowanym. Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, 2019. Załącznik nr 1. Szacunkowe koszty wykonania i eksploatacji rozwiązań do zagospodarowania wód opadowych.

Należy jednak pamiętać, że wskaźniki jednostkowe zaczerpnięte z takich publikacji mogą nie być aktualne, gdyż ceny podlegają ciągłym zmianom. Zaletą tego typu wskaźników jest to, iż zazwyczaj zostały one oszacowane na większych próbach niż pojedyncze zapytania ofertowe. Stąd po sprawdzeniu wiarygodności wskaźników jednostkowych poprzez rozeznanie sposobu i czasu ich szacowania można je wykorzystać do analiz *ex-ante*, szczególnie w przypadku szacowania kosztów dla wielu działań (np. działań adaptacyjnych), realizowanych na obszarze wielu gmin, które są zdefiniowane dość ogólnie. Natomiast w przypadku pojedynczych inwestycji o ściśle określonej charakterystyce i ściśle zdefiniowanym zakresie prac wskazane jest zebranie ofert z rynku, poprzez zapytania ofertowe, czy zamówienia publiczne na bazie opisu przedmiotu zamówienia (OPZ) lub specyfikacji istotnych warunków zamówienia (SIWZ).

12.5. SZACOWANIE KORZYŚCI ŚRODOWISKOWYCH

Korzyściami w analizie kosztów i korzyści, szczególnie w analizie finansowej oceniającej opłacalność projektów, są zazwyczaj przychody. Przychody są kalkulowane jako iloczyn ceny jednostkowej za sztukę i liczby sprzedanych sztuk. Przychody dotyczą dóbr rynkowych, czyli będących przedmiotem wymiany rynkowej (transakcji kupna-sprzedaży). W odniesieniu do specyfiki inwestycji w gospodarce wodnej może to dotyczyć na przykład przychodów z tytułu użytkowania lub dzierżawy terenu/zasobu, produkcji energii elektrycznej na zbiornikach wodnych. Jednak wiele inwestycji w gospodarce wodnej nie należy do kategorii dóbr rynkowych i w związku z tym nie występują w wyniku ich realizacji przychody finansowe. Jak wspomniano wyżej pomimo braku przychodów rozwiązanie może być warte realizacji jeśli inne korzyści (nie-finansowe) przewyższą koszty danego rozwiązania, w tym ponoszone przez inwestora koszty CAPEX i OPEX oraz koszty zewnętrzne ponoszone przez wszystkich interesariuszy w obszarze oddziaływania rozwiązania.

Korzyści środowiskowe są szacowane na podstawie unikniętych strat (dla środowiska i społeczeństwa) oraz dodatkowych korzyści (korzyści zewnętrznych), które mogą wystąpić u wszystkich interesariuszy w obszarze oddziaływania rozwiązania.

12.5.1. Korzyści szacowane jako uniknięte straty

W przypadku rozwiązania przeciwpowodziowego uniknięte koszty są obliczane jako uniknięte straty, występujące z pewnym prawdopodobieństwem (zależnym od poziomu zagrożenia) na analizowanym obszarze. Stąd, w analizie ex-ante uniknięte straty są szacowane na podstawie strat historycznych występujących na danym obszarze (oszacowane również jako średnioroczna strata – ang. *Average Annual Damage*, (AAD)) i informacji o prawdopodobieństwie ich wystąpienia w przyszłości, w tym na podstawie danych o ryzyku powodziowym, które już agreguje informacje o prawdopodobieństwie wystąpienia zdarzenia (zagrożeniu), ekspozycji (wartości majątku znajdującego się na analizowanym obszarze) i podatności (wpływie wystąpienia danego rodzaju zagrożenia np. powodzi Q10% na analizowane aktywa). W metodykach analizy ryzyka na potrzeby planów adaptacji do zmian klimatu podatność uwzględnia cechy analizowanych obiektów (majątku, aktywów) oraz potencjał adaptacyjny. Dokładność oszacowania prawdopodobnych strat mogących wystąpić w przyszłości jest bardzo istotna dla wiarygodności wyniku analizy. Ze względu na probabilistyczny charakter strat (i unikniętych strat, które są szacowanymi korzyściami) w analizach wykorzystywane są funkcje strat obliczane jako funkcje gęstości prawdopodobieństwa.

Natomiast w analizach ex-post brane są pod uwagę koszty i korzyści, które już wystąpiły lub wydatki, które zostały faktycznie poniesione, stąd ich wyniki nie są obciążone błędami systematycznymi wynikającymi z prognozowania przyszłych danych o stratach (unikniętych stratach).

Szacowanie strat jest w związku z tym kluczowe dla wyników analizy kosztów i korzyści. Problemy szacowania strat, w tym sposoby pozyskiwania danych o stratach, zostały szeroko opisane m.in. przez Siwiec i in. (2023), a także wspomniane w Atlasie skutków zjawisk ekstremalnych w Polsce (Siwiec 2022). Jak wskazuje Światowa Organizacja Meteorologiczna (WMO 2021, s.12) tradycyjnie proces rejestrowania strat związanych z klęskami żywiołowymi obejmuje zestawianie strat i szkód pod względem liczby ofiar śmiertelnych i strat ekonomicznych, a następnie przypię-

sywanie ich do zdarzenia niebezpiecznego na podstawie różnych źródeł takich jak raporty prasowe i inna literatura, a także krajowe agencje naukowe i techniczne lub służby, które mają mandat do monitorowania zagrożeń. Jednak aktualnie nadal brak jest globalnie akceptowanej metodologii szacowania strat, a także:

- brak jest znormalizowanej globalnej terminologii dotyczącej zdarzeń katastroficznych, która umożliwiłaby porównania strat dla różnych zdarzeń w skalach: krajowej, regionalnej i globalnej;
- brak jest znormalizowanej metodologii we wskazanych skalach do systematycznego rejestrowania strat i szkód oraz przypisywania im czynników przyczynowych, takich jak rodzaj zdarzenia niebezpiecznego wraz jego charakterystykami, tj. stopień narażenia i podatności społeczeństwa.

Szacunki szkód i strat zależą od jakości zbieranych danych, które powinny być zbierane na jak najniższym szczeblu, a następnie agregowane. (WMO, 2021, s.12) Już w dokumencie Sendai Framework for Action (2015) wskazano, iż państwa powinny dążyć do:

- „systematycznej oceny, rejestrowania, udostępniania i publicznego rozliczania strat spowodowanych klęskami żywiołowymi oraz zrozumienia skutków gospodarczych, społecznych, zdrowotnych, edukacyjnych, środowiskowych i związanych z dziedzictwem kulturowym, w stosownych przypadkach, w kontekście informacji o narażeniu na zagrożenia i podatności na zagrożenia” (IV. Priorytety działań, ust. 24 (d)).
- „ustanowienia mechanizmu rejestracji przypadków i bazy danych śmiertelności spowodowanej katastrofą w celu poprawy zapobiegania zachorowalności i śmiertelności” (Priorytet 4, ust. 33 (n)).

W 2019 r. Światowy Kongres Meteorologiczny zatwierdził metodologię zwaną WMO Cataloguing of Hazardous Weather, Climate, Water and Space Weather Events (WMO-CHE). Należy mieć nadzieję, że powyżej wskazane wyzwania dotyczące szacowania strat powstających w wyniku zdarzeń ekstremalnych, a w efekcie korzyści z rozwiązań pozwalających uniknąć tych strat, zostaną wkrótce rozwiązane wraz z rozwojem interdyscyplinarnych metodologii.

12.5.2. Korzyści szacowane jako dodatkowe korzyści

Dodatkowe korzyści (ang. *co-benefits*) oraz korzyści zewnętrzne stanowią istotny, ale aktualnie najmniej rozpoznany element analizy kosztów i korzyści w obszarze projektów z dziedziny gospodarki wodnej. Jednak dążenia do uwzględniania usług ekosystemowych w analizach kosztów i korzyści są obecne w literaturze już od wielu lat. (TEEB 2010, Becla i in. 2012, Brouwer i in. 2013, Costanza i in. 2014, Dubel 2017).

Zasoby przyrodnicze, w tym woda, i oferowane przez nie usługi w większości nie są przedmiotem obrotu rynkowego, pomimo że zaspokajają potrzeby ludzi. Usługi ekosystemowe według Milenijnej Oceny Ekosystemów (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) są definiowane jako korzyści, które ludzie czerpią ze środowiska, w szczególności ze zdrowych, sprawnie funkcjonujących ekosystemów. Usługi ekosystemowe można podzielić na cztery kategorie:

- usługi zaopatrujące (ang. *provisioning services*),
- usługi regulacyjne (ang. *regulating services*),
- usługi podstawowe lub siedliskowe (ang. *supporting lub habitat services*),
- usługi kulturowe (ang. *cultural services*).

Przykłady usług ekosystemowych w odniesieniu do zasobów wodnych opracowano na podstawie Poradnika TEEB dla Miast (2011) i przedstawiono poniżej.

W obszarze usług zaopatrujących, które obejmują materiały i energię dostarczane przez ekosystemy wodne, można wymienić:

- Żywność – ekosystemy wodne zapewniają warunki do produkcji żywności, są to na przykład naturalne i zarządzane przez człowieka ekosystemy morskie i słodkowodne.
- Surowce – ekosystemy wodne dostarczają różnorodnych materiałów budowlanych oraz paliw, w tym biopaliw, które są pozyskiwane z alg.
- Woda – pełni kluczową rolę w zaspokajaniu podstawowych potrzeb ludzi, a ekosystemy wodne zapewniają jej przepływ, magazynowanie i oczyszczanie. Roślinność i lasy wpływają na ilość dostępnych lokalnych zasobów wodnych.
- Zasoby lecznicze – wszystkie ekosystemy, w tym ekosystemy wodne, stanowią potencjalne źródło zasobów leczniczych.

Do usług regulacyjnych, regulujących jakość powietrza i gleby lub zapewniających kontrolę przeciwpowodziową należą:

- Jakość powietrza i klimat – woda i ekosystemy wodne mają wpływ na klimat. Ponadto, inne ekosystemy mają wpływ na ilość i jakość zasobów wodnych. Przykładowo lasy mają wpływ na opady i dostępność wody w skali lokalnej i regionalnej. Drzewa i inne rośliny funkcjonujące dzięki zapewnieniu wody pełnią również bardzo istotną rolę w regulowaniu jakości powietrza, usuwając zanieczyszczenia z atmosfery.
- Sekwestracja węgla – wychwytywanie i magazynowanie węgla następuje poprzez drzewa i rośliny, które usuwają dwutlenek węgla z atmosfery, dzięki temu regulując klimat w wymiarze globalnym, magazynując gazy cieplarniane. Woda umożliwia ich istnienie i wzrost wspomagając sekwestrację. Ekosystemy wodne i zależne od wód, takie jak na przykład lasy łęgowe pozwalają na realizację tej funkcji.
- Zdarzenia ekstremalne – ekosystemy wodne tworzą strefy ochronne, zabezpieczające przed klęskami żywiołowymi. Dzięki temu chronią lub obniżają skalę zniszczeń powodowanych przez ekstremalne zdarzenia pogodowe lub naturalne zagrożenia, np. susze, sztormy, czy powodzie. Zbiorniki retencyjne gromadzą nadmiar wody i łagodzą jej niedobory, rośliny stabilizują zbocza gór, a rafy koralowe i lasy namorzynowe pomagają chronić wybrzeża przed zniszczeniami powodowanymi przez sztormy.
- Oczyszczanie ścieków – biologiczna aktywność mikroorganizmów znajdujących się w glebie prowadzi do rozkładu większości odpadów, dzięki czemu dochodzi do eliminacji patogenów (bakterii powodujących choroby) oraz obniżenia ilości biogenów i zanieczyszczeń.
- Erozja i żyzność gleby – pokrywa roślinna zapobiega erozji gleby, a jej żyzność jest niezbędna do rozwoju roślin oraz rolnictwa. Dobrze funkcjonujące ekosystemy, w tym ekosystemy wodne takie jak meandrujące rzeki, dostarczają glebie wodę oraz przenoszą składniki, które są niezbędne do rozwoju roślin.
- Zapylenie – owady, ptaki, nietoperze i wiatr zapyłają rośliny, co umożliwia rozwój owoców, warzyw i nasion. Ekosystemy wodne przyczyniają się do podtrzymania tych populacji.
- Kontrola biologiczna – pełni ważną rolę w walce ze szkodnikami i chorobami przenoszonymi przez rośliny, zwierzęta i ludzi. Ekosystemy, w tym ekosystemy wodne, poprzez działalność drapieżników i pasożytów, kontrolują szkodniki i choroby.

Pośród usług podstawowych lub siedliskowych, które zapewniają przestrzeń życiową roślinom i zwierzętom oraz utrzymują ich różnorodność, można wskazać:

- Siedliska dla gatunków – ekosystemy wodne zapewniają wszystko, co jest potrzebne każdej roślinie i zwierzęciu, aby przetrwać: żywność, wodę i schronienie. Każdy ekosystem udostępnia różne siedliska, które mogą być niezbędne do cyklu życiowego danego gatunku. Wszystkie gatunki wędrowne, np. ptaki, ryby, ssaki i owady, zależą od różnych ekosystemów, z których korzystają podczas swoich wędrówek.
- Różnorodność genetyczna – jest podstawą dobrze dostosowanych do danego miejsca kultywarów (odrębnych, jednorodnych, trwałych odmian). Bioróżnorodność zapewnia także pulę genów potrzebnych do rozwoju upraw komercyjnych i zwierząt hodowlanych. W niektórych siedliskach występuje wiele gatunków. Powoduje to, że w stosunku do innych siedlisk są one bardziej różnorodne pod względem genetycznym. Ten rodzaj siedlisk nazywamy zagrożonymi obszarami bioróżnorodności (ang. *biodiversity hotspots*).

Ponadto, usługi kulturowe, do których zaliczamy korzyści niematerialne, które ludzie czerpią z kontaktu z ekosystemami, to:

- Rekreacja – uprawianie sportu na terenach ekosystemów wodnych pomaga mieszkańcom zachować zdrowie i się zrelaksować. Turystyka wodna, wędkarstwo, podglądanie ptaków, uprawianie sportów wodnych takich jak: pływanie, żeglarstwo, kajakarstwo, to tylko niektóre korzyści.
- Turystyka – ekosystemy wodne, w szczególności morza, jeziora i rzeki, przyczyniają się często do rozwoju turystyki, która z kolei tworzy korzyści gospodarcze i jest ważnym źródłem dochodów wielu państw. Rzeki stanowiły kiedyś szlaki handlowe, a nadal tworzą drogi wodne.
- Wartości estetyczne – ekosystemy, w tym ekosystemy wodne, i naturalne krajobrazy zawsze stanowiły i stanowią źródło inspiracji dla sztuki, kultury i w coraz większym zakresie, dla nauki.
- Doświadczenia duchowe – w wielu częściach świata elementom przyrody, m.in. rzekom, lasom, jaskiniom lub górom przypisuje się szczególne znaczenie (uważane są za święte). Przyroda odgrywa ważną rolę w niektórych tradycjach religijnych i w wiedzy przekazywanej z pokolenia na pokolenie.

Jak wykazały badania Królikowskiej i in. (2020) z walorami przyrodniczymi obszarów Natura 2000 wiąże się wiele korzyści dla gmin, podmiotów gospodarczych i mieszkańców zarówno czysto środowiskowych, jak i społeczno-gospodarczych, takich jak walory turystyczne i wypoczynkowe, walory edukacyjne, promocja regionu, czy wsparcie dla zdobywania funduszy. Wywiady przeprowadzone z interesariuszami wskazały na zauważanie przez nich takich korzyści jak: zwiększenie ruchu turystycznego, możliwości aktywnego wypoczynku dla mieszkańców gminy, promocja gminy, rozwój infrastruktury turystycznej, powstawanie licznych gospodarstw agroturystycznych, rozwój turystyki przyrodniczej i rowerowej, powstanie nowych podmiotów z branży turystycznej, tworzenie związanych z turystyką miejsc pracy i rozwój infrastruktury.

Do wyceny świadczeń ekosystemowych wykorzystywane są metody wyceny pośredniej i bezpośredniej, służące do szacowania wartości dóbr nierynkowych. W metodach pośrednich wnioskujemy o wartości dobra nierynkowego na podstawie decyzji podejmowanych przez konsumentów na istniejących rynkach, przypisując dobro nierynkowe do rynkowego np. metoda cen hedonicznych, metoda koszty choroby, etc.

W metodach bezpośrednich, takich jak metoda wyceny warunkowej, tworzymy hipotetyczne rynki i bezpośrednio pytamy respondentów o wycenę (cenę) danego

dobra. Respondenci ujawniają swoje preferencje podając kwoty gotowości do zapłaty za dane dobro (ang. *Willingness to Pay* – WTP) lub gotowości do przyjęcia rekompensaty (ang. *Willingness to Accept* – WTA).

Na powyższych przykładach można zauważyć, iż wskazanie dodatkowych korzyści związanych z inwestycjami w gospodarce wodnej, prowadzących do poprawy jakości usług ekosystemowych, nie jest trudne, natomiast ich wycena jest bardzo skomplikowana.

12.6. MOŻLIWOŚCI I PRZYKŁADY ZASTOSOWANIA ANALIZY EKONOMICZNEJ W GOSPODARCE WODNEJ

Analiza finansowa i analiza ekonomiczna mogą być stosowane w gospodarce wodnej do oceny projektów inwestycyjnych. W szczególności działania techniczne w sektorze gospodarki wodnej służące adaptacji do zmian klimatu można analizować jako inwestycje z wykorzystaniem tej analizy. Przykładem takich rozwiązań mogą być rozwiązania wskazane w publikacji „Zrozumieć adaptację do zmian klimatu. Mini poradnik.” NFOSiGW, takie jak:

- *„realizacje zielono-błękitnej infrastruktury w mieście (projekty, które wykorzystują sieć przyrodniczych powiązań, wpływających pozytywnie zarówno na warunki życia w mieście, jak i funkcjonowanie w nim środowiska przyrodniczego, obejmujące tereny zieleni jak parki, skwery, zieleńce oraz miejskie zasoby wodne jak rzeki, strumyki, rowy, jeziora czy zbiorniki),*
- *działania dotyczące roszczenia powierzchni nieprzepuszczalnych i zwiększenia retencji wód w mieście (zmiana podłoża na przepuszczalne i półprzepuszczalne, budowa i modernizacja zbiorników retencyjnych w obrębie miasta),*
- *rozbudowę i modernizację kanalizacji deszczowej (inwestycje w tzw. infrastrukturę szarą podziemną),*
- *stworzenie lub rozbudowa miejskiego systemu monitoringu zagrożeń oraz wczesnego ostrzegania przed zagrożeniami (przyczynia się do poprawy bezpieczeństwa mieszkańców oraz zmniejszenia ryzyka oddziaływania zdarzeń meteorologicznych o dużej intensywności),*
- *inwestycje w infrastrukturę przeciwpowodziową (rozbudowa wałów przeciwpowodziowych lub polderów zalewowych)”*.

Innym rodzajem projektów inwestycyjnych mogą być działania z obszaru zarządzania kryzysowego, takie jak:

- *„zakup specjalistycznego sprzętu, wykorzystywanego w akcjach ratowniczych oraz przy usuwaniu skutków nadzwyczajnych zagrożeń, w tym doposażenie służb miejskich lub jednostek ochotniczej straży pożarnej czy wodnego pogotowia ratunkowego w specjalistyczny sprzęt ratowniczy, np. samochody pożarnicze czy łodzie lub innego rodzaju sprzęt, np. mobilne wały przeciwpowodziowe”*. (Zrozumieć adaptację... NFOSiGW)

Analiza ekonomiczna może służyć również ocenie skutków regulacji prawnych, jednak bardzo często trudnością jest precyzyjne zdefiniowanie tych skutków.

Analizując plany adaptacji do zmian klimatu dla miast powyżej 100 tysięcy mieszkańców, opracowanych w projekcie MPA44 „Opracowanie planów adaptacji do zmian klimatu w miastach powyżej 100 tys. Mieszkańców” można zauważyć, iż znaczna część projektów urbanistycznych w europejskich miastach ukierunkowana jest na renaturyzację, projektowanie siedlisk i zwiększanie bioróżnorodności w oto-

czeniu nowych osiedli. Jakubowski (2013) zwraca uwagę, że wiele miast europejskich podejmuje działania ukierunkowane na integrowanie nowych zespołów zabudowy z otoczeniem, nadając jej zupełnie nową jakość. Kształtowanie elementów zielonej infrastruktury, szczególnie najcenniejszych i chronionych terenów, związane jest z atrakcyjną koncepcją ich udostępnienia.

Dla oceny efektywności zagospodarowania wód opadowych istotne jest pozyskanie danych ilościowych o dotychczasowych sposobach zagospodarowania wód opadowych, w tym ile istniejąca infrastruktura jest w stanie przyjąć i odprowadzić wód opadowych, jakie będą efekty zaproponowanych inwestycji (np. o ile wzrośnie pojemność retencyjna, których podtopień unikniemy dzięki realizacji danej inwestycji, etc.).

Przykłady analiz ekonomicznych można znaleźć w następujących publikacjach:

- *Katalog dobrych praktyk w zakresie robót hydrotechnicznych i prac utrzymaniowych wraz z ustaleniem zasad ich wdrażania*. 2018 (Dubel 2018).
- Dubel A., Godyń I., 2018. *Economic aspects of implementation of environmental flows*. [Analiza kosztów i korzyści wdrożenia ostatecznej metody wyznaczania przepływów środowiskowych.] *Economics and Environment* 4(67), s. 134-142.
- Dubel A., 2018. *An economic analysis of the reservoirs reclamation methods in the Kłodnica River catchment*. [Analiza ekonomiczna metod rekultywacji zbiorników w zlewni rzeki Kłodnicy.] *Economic and Environmental Studies*, vol. 18 no. 1, s. 103–113.
- Cygler M., Miłaszewski R., 2008. *Materiały do studiowania ekonomiki zaopatrzenia w wodę i ochrony wód*. Fundacja Ekonomia i Środowisko, Białystok.
- *Analiza kosztów i korzyści dla zielonych dachów: Climate Greening. London, Rotterdam, Toronto. A comparative analysis of the governance capacity of adaptation to climate change in urban areas*. (Mees 2010).

Przegląd literatury fachowej z zakresu gospodarki wodnej wskazuje na częste wykorzystywanie analizy kosztów i korzyści przy planowaniu i projektowaniu rozwiązań oraz metodyk, na przykład: aktualizacja planów przeciwdziałania skutkom powodzi czy aktualizacja planów przeciwdziałania skutkom suszy, czy wytyczne metodyczne wyznaczania obszarów zagrożonych wodami opadowymi (PGW WP Poradnik dla Miast, Materiały wspierające – Stop Powodzi, dostęp 15.10.2024). Wówczas używane są najczęściej terminy jak „bilans kosztów i korzyści”. Na przykład przy analizie mającej na celu wskazanie istotnych lokalizacji dla obszarów zagrożonych wodami opadowymi wskazano: „Wytypowane obszary zagrożone wodami opadowymi, należy w kolejnym kroku zweryfikować i realnie wskazać, dla których należy podjąć działania zabezpieczające. Należy oczywiście brać pod uwagę bilans przyszłych kosztów inwestycyjnych i unikniętych strat materialnych w wyniku działań zaradczych.” (PGW WP 2024, s. 56, s.78)

12.7. DYSKUSJA

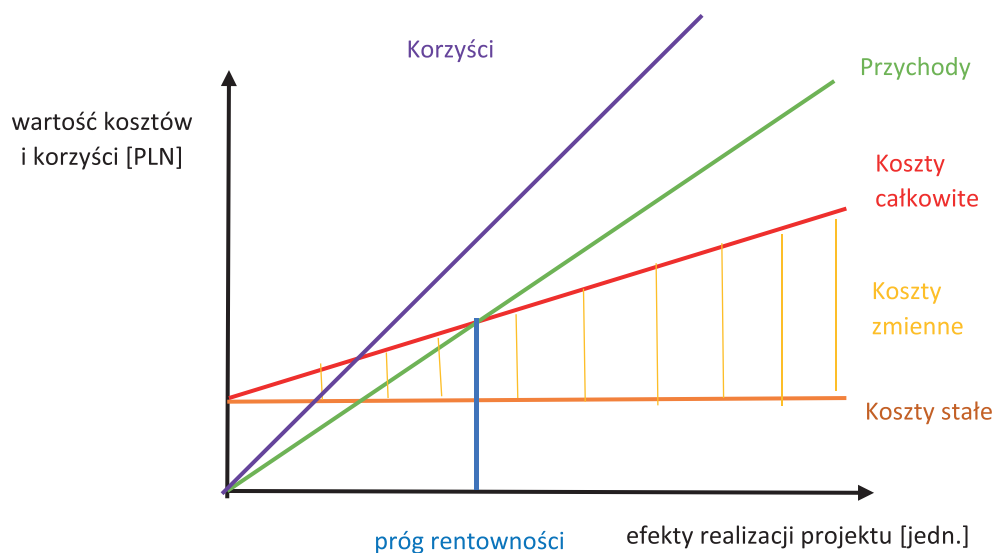
M. E. Porter oraz C. van der Linde, już w 1995 r. przedstawili hipotezę, iż społeczeństwo, agencje regulacyjne i firmy odrzucą stare kompromisy i będą opierać się na podstawowej logice ekonomicznej, która łączy środowisko, produktywność zasobów, innowacyjność i konkurencyjność. Oznacza to, że ochrona środowiska oparta na zasadach zrównoważonego rozwoju powinna wyznaczać cele dla innowacji

prowadzących do zwiększenia produktywności zasobów (np. energochłonności czy wodochłonności procesów) oraz do wzrostu konkurencyjności gospodarki.

W odniesieniu do rozwiązań adaptacji do zmian klimatu, w tym rozwiązań z obszaru gospodarki wodnej rośnie presja na tzw. bankowalność (ang. *bankability*) projektów inwestycyjnych (EIB Group 2020) oraz na finansowanie projektów z wykorzystaniem instrumentów zwrotnych, np. kredytów czy pożyczek, zamiast grantów, czy dotacji. W konsekwencji planowane projekty powinny być nie tylko wykonalne pod względem technicznym, ale również wykazywać potencjał zwrotu z inwestycji.

Należy pamiętać, że zwrot finansowy z inwestycji może być osiągnięty w dłuższym horyzoncie czasowym, gdy wystąpi wystarczająco dużo korzyści aby ich zdyskontowana suma była wyższa od zdyskontowanej sumy kosztów, jak przedstawiono na rys. 12.4.

Szybsze osiągnięcie korzyści netto z inwestycji (przewagi korzyści nad kosztami) można uzyskać również poprzez monetyzację większej liczby dodatkowych korzyści.



Rys. 12.4. Graficzne przedstawienie progu rentowności.

Fig. 12.4. Graphical representation of the break-even point.

Jak wskazują badania Siwiec i in. (2022) analizy ekonomiczne lub społeczno-ekonomiczne, nawet jeśli są wymagane przepisami prawnymi oraz gdy tworzone są dla nich wytyczne i poradniki, a także narzędzia (np. formularze excel) to nie zawsze są one stosowane dokładnie lub z uwzględnieniem tego samego rodzaju wskaźników, czy danych.

12.8. PODSUMOWANIE

Analiza ekonomiczna, w szczególności metoda analizy kosztów i korzyści, stanowi przydatne narzędzie w procesie podejmowania decyzji inwestycyjnych w gospodarce wodnej. Może ona być stosowana do oceny działań technicznych w sektorze gospodarki wodnej oraz projektów mających na celu adaptację do zmian klimatu

i zdarzeń ekstremalnych. Specyfiką tej analizy w odniesieniu do sektora gospodarki wodnej i rozwiązań zapobiegających wystąpieniu strat wynikających ze zdarzeń ekstremalnych jest sposób szacowania korzyści bazujący na określeniu wysokości unikniętych strat mogących wystąpić z pewnym prawdopodobieństwem w przyszłości. Sposoby szacowania tych strat, podobnie jak dodatkowych korzyści z implementacji rozwiązań nadal są rozwijane i doskonalone. Dodatkowe korzyści są powiązane ze świadczeniami ekosystemowymi i bardzo często są określane jedynie w sposób jakościowy lub z podaniem ich ilości, ale bez wyceny w pieniądzu. Stąd, w analizach kosztów i korzyści okresy zwrotu z inwestycji oraz uzyskanie przewagi korzyści nad kosztami następuje po dłuższym okresie czasu. Równocześnie należy przyjąć, że wycena wszystkich korzyści nie jest i nie będzie możliwa do osiągnięcia, dlatego należy bardzo dokładnie określać granice analizy oraz szczegółowo i transparentnie komunikować przyjmowane założenia.

BIBLIOGRAFIA

- Atlas skutków zjawisk ekstremalnych w Polsce*. 2022, Siwiec E. (red.), Wyd. Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy, ISBN 978-83-961942-9-9, dostęp: [Atlas_skutkow_zjawisk_extremalnych_w_Polsce.pdf \(ios.gov.pl\)](#)
- Becla, A., Czaja, S., Zielińska, A., 2012. *Analiza kosztów-korzyści w wycenie środowiska przyrodniczego*. Difin, Warszawa.
- Brouwer R., Brander L., Kuik O., Papyrakis E. and Bateman I., 2013, *A synthesis of approaches to assess and value ecosystem services in the EU in the context of TEEB. TEEB follow-up study for Europe*, VU Institute for Environmental Studies.
- Costanza R., de Groot R., Sutton P., van der Ploeg S., Anderson S.J., Kubiszewski I., Farber S., Turner R.K., 2014, *Changes in the global value of ecosystem services*, *Global Environmental Change* 26, pp.152-158.
- Cyglar M., Dubel A., 2022. *Analiza kosztów i korzyści działań adaptacyjnych jako wsparcie w procesie podejmowania decyzji*. Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa.
- Cyglar M., Miłaszewski R., 2008. Materiały do studiowania ekonomiki zaopatrzenia w wodę i ochrony wód. Fundacja Ekonomia i Środowisko, Białystok.
- Donati E., Ponti M., Turicchia E., Airoidi L., M. Mazzotta, J. Bernardi, F. Calì, C. Mazzoldi, E. Russo, F. Pranovi, F. Fabbri, D. Brigolin, 2024. *Spatial multi-criteria analysis based on food web model results: application to a marine conservation area*. *Ecological Indicators*, Volume 168.
- Dubel A. 2018. *Opracowanie wykazu kryteriów istotnych ze względu na określenie zasadności i opłacalności zaplanowanych działań utrzymaniowych i robót hydrotechnicznych*. Ekspertyza dla MGGP Kraków.
- Dubel A. 2019. *Opracowanie założeń i kryteriów wstępnej analizy kosztów i korzyści ocenianych wariantów rozwiązań przeciwpowodziowych w ramach Master Planu dla zlewni rzeki Bóbr – koncepcja wdrożenia PZRP w zlewni rzeki Bóbr pod kątem identyfikacji priorytetów inwestycyjnych w Regionie Wodnym Środkowej Odry*. Ekspertyza dla Multiconsult Polska, Kraków.
- Dubel A. 2024. *Patrząc na wodę pod różnymi kątami*. Cz. 1. [Looking at the water from different angles. Part 1.], *Gospodarka Wodna*; ISSN 0017-2448, R. 84 nr 3, s. 11–12.
- Dubel A. Godyń I., 2018. *Economic aspects of implementation of environmental flows. [Analiza kosztów i korzyści wdrożenia ostatecznej metody wyznaczania przepływów środowiskowych.]* *Economics and Environment* 4(67), s. 134-142.
- Dubel A., 2018. *An economic analysis of the reservoirs reclamation methods in the Kłodnica River catchment. [Analiza ekonomiczna metod rekultywacji zbiorników w zlewni rzeki Kłodnicy.]* *Economic and Environmental Studies*, vol. 18 no. 1, s. 103–113.
- Dubel, A. 2017. *Porównanie wyceny walorów środowiska ekosystemu Błoń Krakowskich za pomocą kilku wybranych metod wyceny*. *Prace Naukowe Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu*, nr 478, s. 122-131.

- EEA Report No 2/2017 *Financing urban adaptation to climate change*. dostępny na: Financing urban adaptation to climate change — European Environment Agency (europa.eu)
- EIB Group, 2020. Climate Bank Roadmap 2021-2025.
- Ekonomia ekosystemów i bioróżnorodności w polityce regionalnej. Poradnik TEEB dla miast: usługi ekosystemów w gospodarce miejskiej*. Fundacja Sendzimira, Kraków 2011.
- Foltyn-Zarychta M., 2014. *Koncepcja zmniejszającej się w czasie stopy dyskonta w ocenie efektywności inwestycji publicznych o oddziaływaniach długoterminowych*. Prace Naukowe Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu nr 330, Finanse na rzecz zrównoważonego rozwoju. Gospodarka – etyka – środowisko. Redaktorzy naukowci: Leszek Dziawgo, Leszek Patrzalek, Wydawnictwo Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu, Wrocław.
- Jakubowski K., 2013. *Proekologiczne rozwiązania nowych osiedli i parków w kształtowaniu elementów zielonej infrastruktury miasta*. T. XXXVI, 35-46.
- Katalog dobrych praktyk w zakresie robót hydrotechnicznych i prac utrzymaniowych wraz z ustaleniem zasad ich wdrażania*. 2018. MGGP Kraków, dostępny na: Katalog dobrych praktyk w zakresie robót hydrotechnicznych i prac utrzymaniowych wraz z ustaleniem zasad ich wdrażania | aPGW
- Królikowska K., Dubel A., Dubel K., 2020. *Raport końcowy z badań społecznych oraz monitoringu ruchu turystycznego w ramach projektu LIFE.VISTULA.PL*. Ekspertyza dla RDOŚ w Katowicach.
- Lewandowski J., Melka K., Dubel A., 2023. *Wytyczne w zakresie odstępstw od granicznych wielkości emisyjnych dla instalacji przemysłowych wymienionych w Aneksie I Dyrektywy IED*. Ministerstwo Klimatu i Środowiska, Warszawa. *Wytyczne_w_zakresie_odstepstw_od_granicznych_wielkosci_emisyjnych_dla_instalacji_przemyslowych_wymienionych_w_Aneksie_I_Dyrektywy_IED.pdf* (ekoportal.gov.pl)
- Mees H., 2010. *Climate Greening London, Rotterdam, Toronto. A comparative analysis of the governance capacity of adaptation to climate change in urban areas*. A Master's Thesis by Heleen Mees, March 2010, Utrecht University, The Netherlands.
- MEA, 2005. Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington DC.
- PGW WP, 2024. *Poradnik dla Miast. Identyfikacja obszarów zagrożonych wodami opadowymi*, dostęp na: Materiały wspierające – Stop Powodzi
- Porter M. E., van der Linde C., 1995. *Green and competitive: ending the stalemate*. Harvard Business Review 73 (5): 120–134.
- Proszowska A., Prymon-Ryś E., Dubel A., Kondak A., Wilk A., 2024. *Sustainable marketing and the circular economy in Poland: key concepts and strategies*. London; New York: Routledge, ss. 133, ISBN: 978-1-032-52831-1; e-ISBN: 978-1-003-40864-2; Dod. ISBN: 978-1-032-52836-6.
- Siwiec E., Dubel A., Walczykiewicz T., 2023. *Limitations of current loss estimation methods and recommendations to improve the assessment of post-disaster impacts of extreme events in Poland*, Environmental Protection and Natural Resources Journal, 34(3): 9-19. oszn-2023-0008 (sciendo.com)
- Siwiec E., Tchorek G., Dubel A., Kozioł W., Pawłowska-Piorun A., Targowski F., Wójtowicz S., Jaczewska A. 2022. *Rekomendacje dla polityki środowiskowej, energetycznej i regulacyjnej na podstawie Analiz Kosztów i Korzyści wykorzystania autobusów nisko/zeroemisyjnych AKK*. Ekspertyza 3. IOŚ-PIB, Warszawa.
- TEEB, 2010. The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations, Edited by Pushpam Kumar, Earthscan, London and Washington.
- Wanguba B., Siriba D. N., Okumu B. O., 2024. *GIS-based multi-criteria decision analysis model for utility water demand: The case of Lodwar Municipality, Turkana County, Kenya*, Heliyon, Volume 10, Issue 17.
- WMO, 2019. *Atlas of Mortality and Economic Losses from Weather, Climate and Water Extremes (1970–2019)*. Dostęp: https://library.wmo.int/index.php?lvl=notice_display&id=21930#.YtqiLbpBzIV
- Zrozumieć adaptację do zmian klimatu. Mini poradnik*. Materiały informacyjne NFOSiGW, dostęp 15.09.2024, Zrozumieć adaptację do zmian klimatu. NFOSiGW

