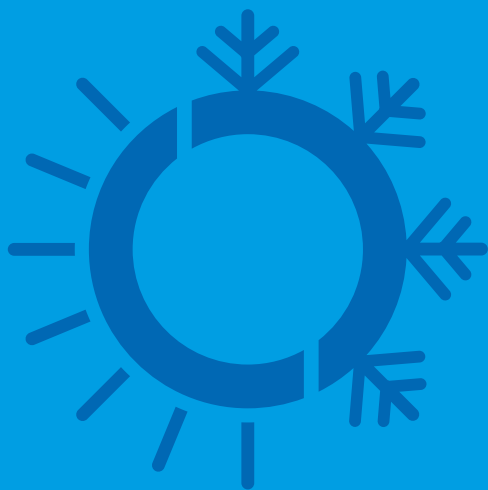


PRZYKŁADY DZIAŁAŃ ADAPTACYJNYCH
W GOSPODARCE WODNEJ
W ŚWIETLE ZMIANY KLIMATU



pod redakcją
TOMASZA WALCZYKIEWICZA
I KATARZYNY KRAJ

PRZYKŁADY DZIAŁAŃ ADAPTACYJNYCH W GOSPODARCE WODNEJ W ŚWIETLE ZMIANY KLIMATU

Pod redakcją
TOMASZA WALCZYKIEWICZA I KATARZYNY KRAJ

SERIA PUBLIKACJI NAUKOWO-BADAWCZYCH
IMGW-PIB
2024



SERIA PUBLIKACJI NAUKOWO-BADAWCZYCH IMGW-PIB
PLANOWANIE I ZARZĄDZANIE

**PRZYKŁADY DZIAŁAŃ ADAPTACYJNYCH
W GOSPODARCE WODNEJ W ŚWIETLE ZMIANY KLIMATU**

**EXAMPLES OF ADAPTIVE ACTIONS IN WATER MANAGEMENT
IN THE LIGHT OF CLIMATE CHANGE**

Redaktorzy naukowi

Tomasz Walczykiewicz, Katarzyna Kraj

Zespół autorów

Mariusz Adynkiewicz-Piragas, Monika Bryła, Jarosław Chormański, Maurycy Ciupak, Tadeusz Figura, Tomasz Heese, Katarzyna Kraj, Iwona Lejcuś, Barbara Nowicka, Bogumił Nowak, Bogdan Ozga-Zieliński, Natalia Strojna, Magdalena Skonieczna, Wiwiana Szalińska, Tamara Tokarczyk, Tomasz Walczykiewicz, Aleksander Więckowski, Iwona Zdralewicz, Mateusz Żelazny

Recenzent

dr hab. inż. Marek Kopacz, prof. AGH

Opracowanie redakcyjne

Rafał Stepnowski

Opracowanie graficzne i techniczne

Michał Seredin

ISBN: 978-83-64979-53-8

Wydawca

Wydawca Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy
01-673 Warszawa, ul. Podleśna 61, E. content@imgw.pl

Redaktor Wydawniczy/Publishing Editor

Rafał Stepnowski, E. rafal.stepnowski@imgw.pl

SPIS TREŚCI

1. Wprowadzenie	5
2. Gospodarka wodna w XXI wieku i jej zadania	7
3. Zagrożenia dla gospodarki wodnej w Polsce w świetle zmiany klimatu	17
4. Adaptacyjne zarządzanie zasobami wodnymi w kontekście dostosowania gospodarki wodnej do zmiany klimatu	25
5. Planowanie i zarządzanie w gospodarce wodnej w celu adaptacji do zmiany klimatu	37
5.1. Wzmocnienie procesu partycypacyjnego zarządzania zasobami wodnymi	39
5.2. Narzędzie do oceny zagrożenia zaopatrzenia ludności w wodę przeznaczoną do spożycia	57
5.3. Ślad wodny jako wskaźnik adaptacyjnego zarządzania zasobami wodnymi w zlewni	83
5.4. Zarządzanie zasobami wodnymi w przypadku niepełnej i niepewnej informacji o systemie wodnogospodarczym, jego elementach i otoczeniu	129
6. Rozwój metod badania zasobów wodnych jezior	145
6.1. Przegląd badań limnimetrycznych w Polsce	147
6.2. Detekcja batymetrii stref brzegowych jezior	167
7. Zastosowanie nowoczesnych technologii pomiarowych w zarządzaniu zasobami wodnymi	191
8. Podsumowanie	203
Spis rysunków	205
Spis tabel	211
Summary for English-speaking readers	213

1. WPROWADZENIE

AUTORZY: TOMASZ WALCZYKIEWICZ

Prezentowana monografia jest wynikiem projektu „Adaptacyjne planowanie i zarządzanie zasobami wodnymi w świetle zmiany klimatu” realizowanego w IMGW-PIB w latach 2020-2022, kontynuowanego od roku 2023 pod nazwą „Rozwój i doskonalenie narzędzi oraz metod w ograniczaniu ryzyka w gospodarowaniu wodami i adaptacji do zmiany klimatu”. Jego celem jest rozwój bazy na temat informacji i narzędzi umożliwiających budowę i organizację gospodarki wodnej bardziej odpornej na zmianę klimatu. Opracowane rekomendacje dotyczą wdrożenia adaptacyjnego planowania i zarządzania zasobami wodnymi, stanowiącego rozwinięcie koncepcji zasad Zintegrowanego Zarządzania Zasobami Wodnymi (ZZZW).

Zarządzanie adaptacyjne odnosi się do systematycznego procesu ciągłego doskonalenia stosowanych zasad i praktyk w zależności od zmieniającego się otoczenia oraz potrzeb i związanego z tym ryzyka. Jego celem w obszarze gospodarki wodnej jest zwiększenie zdolności systemu wodnego do przygotowania się m.in. na niekorzystne efekty i oddziaływania zachodzące w atmosferze i hydrosferze. Badania nad ryzykiem powinny uwzględniać niepewności związane ze zmianą i zmiennością klimatu, finansowaniem zadań ograniczających skutki zmiany, a także zagrożeniami antropogenicznymi wynikającymi z dynamiki zmian w populacji i potrzeb wodnych będących konsekwencją przekształceń gospodarczych. Adaptacyjne zarządzanie zapewnia wartość dodaną do ZZZW poprzez uwzględnienie niepewności oraz adaptację do zmian w systemie (np. zmiana klimatu, brak pełnych danych hydrologicznych, zmieniające się zapotrzebowanie na wodę), a także kładzie szczególny nacisk na edukację zaangażowanych interesariuszy. Jednym z najistotniejszych elementów jest social learning, którego zadaniem jest połączenie laików-pasjonatów, przedstawicieli biznesu oraz ekspertów we wspólnym celu jakim jest zarządzanie zasobami wodnymi. Należy podkreślić, że skala terytorialna prac wymaganych Ramową Dyrektywą Wodną skupia się na obszarach dorzeczy, a nie poszczególnych zlewniach, gdzie aplikacja zasad byłaby łatwiejsza i możliwa do powiązania z lokalnym planowaniem przestrzennym.

Kompozycja zadań cząstkowych w projekcie pozwoliła na przeprowadzenie analiz wybranych problemów gospodarki wodnej w kontekście zmiany klimatu oraz zaproponowania konkretnych rozwiązań dla analizowanych przykładów. Sam projekt wpisuje się w jeden z celów głównych Strategii IMGW-PIB 2021-2025, tj. „Klimat – cel strategiczny: budowa kompetencji modelowania klimatu ze szczególnym uwzględnieniem skutków zmiany klimatu dla Polski”, w szczególności w zakresie:

- Celu operacyjnego 3 – Ocena wpływu zmiany klimatu na gospodarkę Polski.
- Celu operacyjnego 4 – Ocena wpływu zmiany klimatu Polski na społeczeństwo i bezpieczeństwo państwa.

2. GOSPODARKA WODNA W XXI WIEKU I JEJ ZADANIA

AUTORZY: TOMASZ WALCZYKIEWICZ

Woda, będąca w Polsce surowcem deficytowym, stanowi jednocześnie kluczowy czynnik napędowy rozwoju ekonomicznego. Zasoby powierzchniowe, które są głównym źródłem wody dla gospodarki, wskutek podejmowania krótkowzrostnych decyzji – zarówno w czasach zaborów, jak i współcześnie – ulegają obecnie niekorzystnym przekształceniom, stanowiącym zagrożenie nie tylko dla środowiska naturalnego, ale także dla ilości oraz jakości ujmowanej wody. Dzięki rozwojowi wiedzy i pracom badawczym planowanie działań wpływających na środowisko wodne może odbywać się w sposób bardziej zrównoważony, zgodny z zasadami koncepcji Zintegrowanego Zarządzania Zasobami Wodnymi. Jednocześnie, ze względu na postępującą zmianę klimatu i różne możliwe scenariusze rozwoju społeczno-ekonomicznego będące konsekwencją tej zmiany, a także z uwagi na wyraźniejsze zróżnicowanie globalnego cyklu hydrologicznego, gospodarka wodna wymaga znacznie szerszego i wielopłaszczyznowego spojrzenia. Takie podejście umożliwi dostosowanie procesu gospodarowania wodami pod kątem zrównoważonej realizacji potrzeb ludności i środowiska naturalnego.

Wstęp

Idea zrównoważonego rozwoju, w której gospodarka wodna odgrywa istotną rolę, opiera się na zasadzie rozsądnego i oszczędnego korzystania z zasobów środowiska, w tym wody, tak aby ich nadmierne użytkowanie bądź degradacja nie doprowadziły do pogorszenia jakości życia i ograniczenia potencjału rozwojowego przyszłych pokoleń. Jednym z elementów tego procesu jest ochrona zasobów wodnych, które wpływają na potencjał rozwoju gospodarczego każdego państwa.

Stosunkowo powszechne w obiegu informacyjnym są dane, które wskazują, że w Polsce na jednego mieszkańca przypada średnio 1660 m³ wody na rok, co w stosunku do średniej europejskiej wynoszącej 4560 m³/rok jest wynikiem słabym. Gorzej wypadają tylko Belgia i Malta¹. Dodatkowo, jako kraj spójny hydrograficznie, Polska jest niemal całkowicie uzależniona od zasobów własnych – tylko 13% rezerwuaru pochodzi z krajów sąsiadujących [1]. Głównym źródłem wody dla naszej gospodarki narodowej są zasoby powierzchniowe, wody podziemne służą przede wszystkim zaspokoleniu ludności [2]. Dlatego działania przez nas podejmowane powinny w szczególności sposób uwzględniać stan i jakość krajowych zasobów wód powierzchniowych. Warte podkreślenia jest również zmienność przestrzenna i czasowa występowania zasobów. Pas środkowej Polski wyróżnia się jako najbardziej deficytowy, co jest konsekwencją małego zasilania z opadów. W 2003 r. średni roczny odpływ z terytorium Polski wyniósł 42 km², a deficyty wody odczuwane były na powierzchni około 40% kraju [2].

Uwzględniając powyższe ograniczenia, warto odpowiedzieć sobie na pytanie, jakie powinny być zadania gospodarki wodnej w Polsce w perspektywie kolejnych lat XXI wieku? I jak w tych zadaniach uwzględnić potrzeby zrównoważonego rozwoju i stan zasobów wodnych?

¹ <https://www.fao.org/aquastat/en/>

Stan obecny – konsekwencje wynikające z historii i zmian wymaganych zrównoważonym rozwojem

Ze względu na zabory i zniszczenia wojenne procesy dotyczące rozwoju gospodarki wodnej – zauważalne w krajach Europy Zachodniej – w Polsce zostały spowolnione lub wręcz nie zaistniały. Rozbiory oznaczały nie tylko utratę niepodległości, ale także włączenie terenów naszej ojczyzny do trzech państw o różnym poziomie rozwoju społeczno-gospodarczego i odmiennych systemach zarządzania. Z tego powodu Polska nie mogła w pełni korzystać z osiągnięć technologicznych XIX wieku, pozbawiono ją również szansy budowania podstawy zintegrowanej infrastruktury technicznej, jak czyniły to ówczesnie inne kraje. Okres po II wojnie światowej również nie sprzyjał realizacji zadań gospodarki wodnej, co prawda zainicjowano wówczas szereg programów dla dorzecza Wisły, w tym drogę wodną górnej Wisły, ale żadnego z nich nie ukończono. Wszelkie wcześniejsze przedsięwzięcia miały charakter akcyjny, doraźny i propagandowy. Mimo wielu planów, zrealizowano tylko pojedyncze zadania, obejmujące powszechne w gospodarce wodnej XX wieku zabiegi techniczne, tj. prostowanie biegu rzek, budowę zapór, zbiorników wodnych, jazów oraz innych obiektów hydrotechnicznych. Celami tych inwestycji była poprawa żeglowności rzek, ograniczanie zagrożenia powodziowego, wykorzystywanie potencjału energetycznego rzek oraz powiększanie areалу rolniczego i powierzchni terenów do zagospodarowania do pozostałej działalności gospodarczej. W niektórych przypadkach uzyskiwano dodatkowe gospodarcze efekty, np. dzięki budowie zbiorników Czorsztyń–Niedzica Sromowce Wyżne poprawiły się warunki hydrologiczne w przełomie Dunajca w Pieninach, gdzie występujące niżówki często uniemożliwiały przeprowadzaniem sływów.

Działania te jednak prowadziły do nieodwracalnych zmian i degradacji naturalnego środowiska cieków. Co prawda uzyskiwano doraźne efekty, lecz wiele rzek przekształcono w jednolite, pozbawione jakichkolwiek wartości przyrodniczych kanały, których funkcja ograniczała się do prostego odprowadzania wody z terenu. Niekontrolowana, dynamicznie postępująca zabudowa terenów zalewowych oraz ich rolnicze wykorzystywanie wymuszały dalsze, coraz intensywniejsze zabiegi regulacyjne. Skrajne przykłady w tym zakresie obserwowano również w innych rzekach europejskich, jak chociażby na Renie, w efekcie czego po latach podejmowano kosztowne plany ich rewitalizacji [3]. Należy podkreślić, że tego rodzaju negatywne rezultaty nie były tylko domeną gospodarki socjalistycznej. Przykłady rozwiązań, które ingerowały w naturalną sieć rzeczną, radykalnie zmieniając ich przebieg bez uwzględniania wpływu na środowisko przyrodnicze, można odszukać także we wcześniejszej historii. Regulacja i zmiana koryta rzeki Rudawy w Krakowie po powodzi w 1903 roku spowodowała w środowisku krakowskim szereg dyskusji, które trwają do dziś².

Współczesna, sukcesywnie doskonalona wiedza, badania i ich wyniki dotyczące wpływu inwestycji na środowisko wodne wskazują na konieczność weryfikacji perspektyw inwestowania i sposobu nadrobienia opóźnień powstałych w XIX wieku w Polsce w zakresie technicznej infrastruktury wodnej. Napotyka to jednak na trudności, mimo zasad wynikających z koncepcji Zintegrowanego Zarządzania Zasobami Wodnymi wpisującej się w wizję zrównoważonego rozwoju, bowiem w Polsce w dalszym ciągu dominuje sektorowe podejście do gospodarki wodnej. Zapomina się, że Ramowa Dyrektywa Wodna (RDW) [4], mająca na celu osiągnięcie dobrego stanu wód, definiuje plan gospodarowania wodami dla obszaru dorzecza jako swoisty master plan (ang. river basin management plan – plan zarządzania dorzeczem), w którym jest miejsce dla nowych inwesty-

² https://www.krakow.pl/z_dawnego_krakowa/248532,1899,komunikat,o_tym_%20jak_rudawa_zminila_swoj_bieg.html



Rys. 2.1. Zespół Zbiorników Wodnych Czorsztyn–Niedzica Sromowce Wyżne na Dunajcu – jedna z ostatnich dużych inwestycji zrealizowanych w Polsce. Fot. T. Walczykiewicz.



Rys. 2.2. Spływ przełomem Dunajca w Pieninach. Fot. T. Walczykiewicz.



Rys. 2.3. Przekształcone koryto rzeki Rudawa w Krakowie. Fot. T. Walczykiewicz.

cji (planów inwestycyjnych), określanych jako nowe modyfikacje hydromorfologiczne, przy czym ich realizację należy uzasadnić względami społecznymi i cywilizacyjnymi oraz poprzeć analizami ekonomicznymi uwzględniającymi koszty środowiskowe. Obecnie trwa ostatni już cykl planowania według RDW. Wdrożenie tych mechanizmów w Polsce wymagać będzie dłuższego czasu i to mimo przystąpienia naszego kraju do wdrażania postanowień RDW bez okresu przejściowego z chwilą akcesji do Unii Europejskiej.

Kraje zachodniej Europy znajdują się w zdecydowanie lepszej sytuacji w kontekście wyboru możliwych ścieżek przyszłego rozwoju, opartego na optymalnie zbilansowanym udziale różnych źródeł energii, zróżnicowanych formach transportu i utrzymanej w dobrej kondycji technicznej infrastrukturze chroniącej przed powodzią. Polsce pozostaje w tym zakresie poszukiwanie trudnych rozwiązań, które pozwolą na utrzymanie i wykorzystywanie istniejących obiektów, stanowiących w wielu przypadkach – jak chociażby stopień Włocławek czy droga wodna górnej Wisły – jedynie fragment planowanych wielkich programów.

Zmiana klimatu, możliwe scenariusze

Zmiana klimatu, jak również konieczność uwzględnienia w tym przypadku bardzo odległej perspektywy czasowej, przyspiesza weryfikację sektorowego podejścia do gospodarki wodnej. Modelowanie klimatyczne wymaga opracowania wariantowych scenariuszy rozwoju społeczno-gospodarczego, za którymi stoją alternatywne wizje oddziaływań antropogenicznych. W 2000 roku opublikowano Special Report of Emission Scenarios (SRES) [5] zawierający zestaw różnych ścieżek rozwojowych jako podstawa do dalszych prac dotyczących zmiany klimatu.

Kolejne scenariusze wykorzystane w piątym raporcie oceniającym [6] to reprezentatywne cztery predykcje zmian koncentracji dwutlenku węgla, zaakceptowane przez Międzyrządowy Panel ds. Zmiany Klimatu (IPCC) w projekcie porównania globalnych modeli klimatu, tj.: RCP2.6, RCP4.5, RCP6.0 i RCP8.5. Określają one przybliżone wymuszanie radiacyjne w 2100 roku względem roku 1750, który jest uznawany jako koniec ery przedindustrialnej.

IPCC jest obecnie po publikacji szóstego raportu oceniającego (AR6) zawierającego wyniki pracy trzech grup roboczych oraz raportu podsumowującego, trzech raportów specjalnych i udoskonalonego raportu metodologicznego. W ramach przygotowań do AR6 dotychczasowe scenariusze SRES i RCP zastąpiono tzw. Shared Socio-Economic Pathways (Wspólne Ścieżki Społeczno-Ekonomiczne – SPP) [8]. SPP przedstawiają prognozy globalnych zmian społeczno-ekonomicznych do 2100 r. i są wykorzystywane do tworzenia scenariuszy emisji gazów cieplarnianych z uwzględnieniem różnych polityk klimatycznych. Nie tylko dostarczają danych na temat liczby ludności, urbanizacji i produktu krajowego brutto, ale stanowią także – w każdym omówionym niżej przypadku – wypadkową wyzwań społeczno-ekonomicznych w zakresie adaptacji i wyzwań społeczno-ekonomicznych związanych z łagodzeniem skutków zmiany klimatu. Niniejszą ich charakterystykę przygotowano na podstawie dostępnych publikacji [9]. Należy sobie życzyć, aby świat podążył drogą SSP1.

SSP1: ZRÓWNOWAŻONY ROZWÓJ (ZIELONĄ DROGĄ) – MAŁE WYZWANIA

Świat przesuwa się stopniowo, ale wszechobecnym, w kierunku bardziej zrównoważonej ścieżki, kładąc nacisk na bardziej integracyjny rozwój, który szanuje postrzegane granice środowiskowe. Zarządzanie globalnymi dobrami powoli się poprawia, inwestycje edukacyjne i zdrowotne przyspieszają przemiany demograficzne, a nacisk na wzrost gospodarczy przesuwa się w kierunku większego nacisku na dobrostan ludzi. Napędzane coraz większym zaangażowaniem w osiąganie celów rozwojowych, nierówności zmniejszają się zarówno w poszczególnych krajach, jak i wewnątrz nich. Zużycie jest ukierunkowane na niski przyrost materiału oraz niższą energochłonność i zasoby.

SSP2: (ŚRODEK DROGI) – ŚREDNIE WYZWANIA

Świat podąża ścieżką, na której trendy społeczne, gospodarcze i technologiczne nie odbiegają znacząco od wzorców historycznych. Rozwój i wzrost dochodów pozostają nierównomiernie, przy czym niektóre kraje osiągają stosunkowo dobre postępy, podczas gdy inne nie spełniają oczekiwań. Instytucje globalne i krajowe dążą do osiągnięcia celów zrównoważonego rozwoju, ale powoli je osiągają. Systemy środowiskowe ulegają degradacji, chociaż następuje pewna poprawa, a ogólna intensywność zużycia zasobów i energii spada. Globalny wzrost liczby ludności jest umiarkowany i stabilizuje się w drugiej połowie wieku. Nierówność dochodów utrzymuje się lub poprawia się powoli, a wyzwania związane ze zmniejszeniem podatności na zmiany społeczne i środowiskowe nadal istnieją.

SSP3: REGIONALNA RYWALIZACJA (KAMIENISTA DROGA) – DUŻE WYZWANIA

Odradzający się nacjonalizm, obawy o konkurencyjność i bezpieczeństwo oraz konflikty regionalne powodują, że kraje coraz bardziej koncentrują się na kwestiach krajowych lub co najwyżej regionalnych. Polityka zmienia się z biegiem czasu i staje się coraz bardziej ukierunkowana na kwestie bezpieczeństwa narodowego i regionalnego. Kraje koncentrują się na osiągnięciu celów w zakresie bezpieczeństwa energetycznego i żywnościowego w swoich regionach kosztem szerszego rozwoju. Spadają inwestycje w edukację i rozwój technologiczny. Rozwój gospodarczy jest powolny, konsumpcja jest materiałochłonna, a nierówności utrzymują się lub pogarszają z czasem. Wzrost liczby ludności

jest niski w krajach uprzemysłowionych i wysoki w krajach rozwijających się. Niski międzynarodowy priorytet w rozwiązywaniu problemów środowiskowych prowadzi do silnej degradacji środowiska w niektórych regionach.

SSP4: NIERÓWNOŚĆ (PODZIELONA DROGA) – DOMINUJĄ WYZWANIA ADAPTACYJNE

Bardzo nierówne inwestycje w kapitał ludzki, w połączeniu z rosnącymi dysproporcjami w możliwościach gospodarczych i sile politycznej, prowadzą do rosnących nierówności i rozwarstwień. Z biegiem czasu powiększa się przepaść między społeczeństwem na arenie międzynarodowej, które wnosi wkład do sektorów gospodarki globalnej wymagających dużej ilości wiedzy i kapitału, a fragmentarycznym zbiorem ubogich i słabo wykształconych grup, które pracują w pracochłonnej i nisko zaawansowanej technologicznie gospodarce. Spójność społeczna degradowuje się, a konflikty i niepokoje stają się coraz bardziej powszechne. Rozwój technologii jest wysoki w gospodarce i sektorach zaawansowanych technologii. Globalnie połączony sektor energetyczny dywersyfikuje się, inwestując zarówno w paliwa wysokoemisyjne, takie jak węgiel i niekonwencjonalna ropa, jak również w niskoemisyjne źródła energii. Polityka środowiskowa koncentruje się na kwestiach lokalnych w obszarach o średnich i wysokich dochodach.

SSP5: ROZWÓJ NAPĘDZANY PALIWAMI KOPALNYMI (AUTOSTRADA) – DOMINUJĄ WYZWANIA ŁAGODZĄCE

Ten świat pokłada coraz większą wiarę w konkurencyjne rynki, innowacje i społeczeństwa partycypacyjne, które prowadzą do szybkiego postępu technologicznego i rozwoju kapitału ludzkiego jako drogi do zrównoważonego rozwoju. Rynki globalne są coraz bardziej zintegrowane. Istnieją również znaczne inwestycje w zdrowie, edukację i instytucje w celu wzmocnienia kapitału ludzkiego i społecznego. Jednocześnie dążenie do rozwoju gospodarczego i społecznego jest połączone z eksploatacją obfitych zasobów paliw kopalnych oraz przyjęciem na całym świecie stylu życia wymagającego dużej ilości zasobów i energii. Wszystkie te czynniki prowadzą do szybkiego wzrostu światowej gospodarki. Z powodzeniem rozwiązuje się lokalne problemy środowiskowe, takie jak zanieczyszczenie powietrza. Istnieje wiara w umiejętność skutecznego zarządzania systemami społecznymi i ekologicznymi, w tym w razie potrzeby za pomocą geoinżynierii.

Intensywne prace związane z badaniami zmiany klimatu prowadzone są również w krajach europejskich. EURO-CORDEX (Coordinated Downscaling Experiment European Domain)³ to europejska część międzynarodowej inicjatywy CORDEX, programu sponsorowanego przez Światowy Program Badań nad Klimatem (WRCP), którego elementem są symulacje zmiany klimatu. Przeprowadzone dla Europy analizy pokazują, że w odniesieniu do globalnego cyklu hydrologicznego zmiany nie będą jednorodne. Wystąpią bardzo duże różnice w wielkości opadu pomiędzy wilgotnymi i suchymi regionami oraz porami roku. Wzrost średniej globalnej temperatury powietrza będzie skutkował spadkiem liczby dni przymrozkowych i mroźnych oraz zwiększeniem się liczby dni gorących. Jednocześnie prognozuje się duży wzrost opadów w zimie w Europie Środkowej i Północnej, natomiast lata mogą być bardziej suche praktycznie na całym kontynencie. Niewielkie zmiany zajdą w wysokości opadów wiosną i jesienią. Przewiduje się natomiast wzrost częstotliwości intensywnych opadów oraz częstsze i intensywniejsze susze. Jeśli chodzi o prognozy dla Polski, badania prowadzono w ramach kilku inicjatyw, m.in. wcześniej wspomnianych projektów KLIMAT [10], KLIMADA [11] i CHASE-PL [12].

³ <https://www.euro-cordex.net/>

Zadania gospodarki wodnej w XXI wieku

Gospodarka wodna, pełni w Polsce rolę usługową na potrzeby ludności i wielu najważniejszych gałęzi gospodarki. Zbliżamy się jednak do momentu, gdy bez szerokich działań organizacyjnych, legislacyjnych i modernizacyjnych, a przede wszystkim zmiany sposobu myślenia o gospodarce wodnej, osiągnięty zostanie próg, po przekroczeniu którego zapewnienie ludności podstawowych standardów życia, a ekonomii środków do dalszego rozwoju, okaże się niemożliwe. Poniżej przedstawiono podstawowe zadania, jakie stoją przed organami administracyjnymi i instytucjami odpowiadającymi za gospodarkę wodną. Należy podkreślić, że stanowią one klucz do właściwego wdrożenia działań adaptacyjnych omawianych w niniejszej pracy.

DOKONANIE ZMIANY W USTAWIE O DZIAŁACH ADMINISTRACJI RZĄDOWEJ [13] I ZREDEFINIOWANIE DZIAŁU „GOSPODARKA WODNA” Z WYDZIELENIEM NOWEGO DZIAŁU „ZASOBÓW WODNYCH” I WYŁĄCZENIEM ZAGADNIENI INFRASTRUKTURY WODNEJ

Rozwiązanie to umożliwi realizację zadań związanych z ochroną zasobów wodnych i ekosystemów od nich zależnych oraz monitoringiem ilości i jakości wód powierzchniowych i podziemnych. Celem jest uwolnienie się od często sprzecznych w rozumieniu zasad zintegrowanego zarządzania zasobami wodnymi działań związanych z rozwojem infrastruktury wodnej, które powinny być nadzorowane przez odrębne działy gospodarki narodowej.

WZMOCNIENIE I UTRZYMANIE PODSTAW POLITYKI WODNEJ

Zadania gospodarki wodnej powinny być realizowane wg zasad zintegrowanego zarządzania zasobami wodnymi, czyli procesu promującego skoordynowane zarządzanie i rozwój zasobów wodnych oraz zasobów z nimi związanych w celu zapewnienia równowagi pomiędzy efektami społeczno-ekonomicznymi a stanem zasobów wodnych i stanem kluczowych ekosystemów od nich zależnych. To wymaga:

- integralnego podejścia do wód powierzchniowych, podziemnych i ekosystemów zależnych od wód;
- zlewniowego planowania i zarządzania zasobami wodnymi w każdej skali;
- partycypacji użytkowników, instytucji branżowych i społeczeństwa w procesie zarządzania zasobami wodnymi;
- konsekwencji we wdrażaniu reguł ekonomicznych w gospodarce wodnej zgodnych z zasadami zwrotu kosztów usług wodnych;
- traktowania wody jako fundamentalnego czynnika kształtującego funkcjonowanie ekosystemów.

PODNIESIENIE I UTRZYMANIE RANGI POLITYKI WODNEJ W POLSCE I WAGI POSZCZEGÓLNYCH ZADAŃ GOSPODARKI WODNEJ

Obecny i przysły stan gospodarki wodnej w Polsce jest m. in. pochodną zdolności środowiska związanego z tą branżą do formułowania i realizacji długookresowych celów polityki wodnej, zgodnych ze strategią rozwoju kraju i jego regionów. Skuteczność grup zawodowych w tym zakresie wpływa na rangę polityki wodnej i rozwój nowych technologii służących jej technologii. W gospodarce wodnej nastąpiły, i dalej następują, przewartościowania. Wzrasta waga środowiska naturalnego jako użytkownika zasobów wodnych, zmienia się podejście do zagrożeń naturalnych, a o działaniach adaptacyjnych do zmiany klimatu mówi się już przy okazji każdego nadzwyczajnego zjawiska meteorologicznego i hydrologicznego.

UTRZYMANIE PONIŻSZEJ HIERARCHII POSZCZEGÓLNYCH ZADAŃ GOSPODARKI WODNEJ:

- ochrona zasobów wodnych oraz utrzymywanie lub poprawa ekosystemów wodnych i od wód zależnych;
- zarządzanie ryzykiem zagrożeń naturalnych (powodzie, susze);
- tworzenie warunków dla doskonalenia wykorzystania potencjału zasobów wodnych z uwzględnieniem potrzeb ochrony środowiska.

UTRWALENIE INSTRUMENTÓW REALIZACJI POLITYKI WODNEJ:

- instrumentów prawnych i administracyjnych, formułujących nakazy i zakazy, ale również definiujących zakresy kompetencyjne, procedury itd.;
- instrumentów ekonomicznych umożliwiających wspieranie pożądanych i ograniczanie niepożądanych działań za pomocą np. bodźców finansowych;
- instrumentów społecznych odwołujących się do świadomości ludzi i ukierunkowanych na podniesienie poziomu akceptacji dla proponowanych rozwiązań.

Waga wymienionych instrumentów zależeć będzie nie tylko od ich potencjalnej skuteczności, ale także od modelu zarządzania związanego z modelem państwa, do jakiego będziemy zdążać.

UTRWALENIE PODEJŚCIA DO ZAGROZEŃ NATURALNYCH OPARTEGO NA RYZYKU

Istotą obecnego podejścia do zagrożeń naturalnych, w tym do powodzi [14] i suszy, powinno być skupienie się na zarządzaniu ryzykiem, zamiast na próbach jego wyeliminowania. Skuteczne zarządzanie ryzykiem wymaga zmian w sposobie myślenia i działania zarówno specjalistów, jak i zagrożonych podmiotów (mieszkańców, przedstawicieli firm i instytucji), w celu poprawy tzw. kultury bezpieczeństwa.

UPOWSZECHNIENIE KULTURY BEZPIECZEŃSTWA

Kultura bezpieczeństwa/ryzyka obejmuje całokształt rozwiązań prawno-organizacyjnych, praktykę działania, rozwój badań i wiedzy, infrastrukturę, narzędzia oraz świadomość poszczególnych grup społecznych, czyli wszystko, co decyduje o skuteczności procesu zarządzania ryzykiem, m.in.:

- prawo;
- poziom wiedzy środowiska zawodowego i pracowników nauki;
- poziom wiedzy/świadomości obywateli (np. znajomość zagrożeń i metod ochrony);
- infrastrukturę techniczną;
- organizację i zarządzanie (praktyka działania);
- prognozowanie i ostrzeganie (praktyka działania).

Budowa kultury bezpieczeństwa/ryzyka to ważne i trudne zadanie dla środowisk zawodowych związanych nie tylko z gospodarką wodną, ale i zagadnieniami bezpieczeństwa państwa i obywateli.

Źródła

- [1] Walczykiewicz T., 2008, Zasoby wodne i użytkowanie, [w:] Materiały do studiowania ekonomiki zaopatrzenia w wodę i ochrony wód, M. Cygler, R. Miłaszewski (red.), Fundacja Ekonomistów Środowiska i Zasobów Naturalnych, Białystok, 11-33.
- [2] Majewski W., Walczykiewicz T., (red.), 2012, Zrównoważone gospodarowanie zasobami wodnymi oraz infrastrukturą hydrotechniczną w świetle prognozowanych zmian klimatycznych, IMGW, Warszawa, 317 s.
- [3] Rhine 2020. Program of the sustainable development of the Rhine, 2021, https://www.iksr.org/fileadmin/user_upload/DKDM/Dokumente/Fachberichte/EN/rp_En_0116.pdf (dostęp 09.04.2024).
- [4] Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady Wspólnoty Europejskiej z dnia 23 października 2000 roku ustanawiająca ramy działań Wspólnoty w zakresie polityki wodnej, EUR-Lex.
- [5] IPCC, 2000, Emissions Scenarios, Summary for Policymakers, A Special Report of IPCC Working Group III, 21 s.
- [6] IPCC, 2014, Climate Change 2014: Synthesis Report, Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Core Writing Team, R.K. Pachauri, and L.A. Meyer (eds.), IPCC, Geneva, Switzerland, 151 s.
- [7] IPCC, 2022, Summary for Policymakers, [w:] Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegria, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.), Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, 3-33, DOI: 10.1017/9781009325844.001.
- [9] O'Neill B.C., Kriegler E., Ebi L.K., Benedict E.K., Riahi K., Rothamn S.D., van Ruijven J.B., van Vuuren P.D., Birkmann J., Kok K., Levy M., Solecki W., 2017, The roads ahead: narratives for shared socioeconomic pathways describing world futures in the 21st century, Global Environmental Change Volume, 42, 169-18, DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2015.01.004.
- [10] KLIMAT, 2012, Wpływ zmian klimatu na społeczeństwo, środowisko i gospodarkę (zmiany, skutki i sposoby ich ograniczania, wnioski dla nauki, praktyki inżynierskiej i planowania gospodarczego), projekt nr POIG.01.03.01-14-011/08 w ramach Programu Operacyjnego Innowacyjna Gospodarka współfinansowanego ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego.
- [11] Strategiczny plan adaptacji dla sektorów i obszarów wrażliwych na zmiany klimatu do roku 2020 z perspektywą do roku 2030, Ministerstwo Środowiska, https://bip.mos.gov.pl/fileadmin/user_upload/bip/strategie_plany_programy/Strategiczny_plan_adaptacji_2020.pdf (dostęp 09.04.2024).
- [12] Kundzewicz W.Z., Hov O., Okruszko T., 2017, Zmiany klimatu i ich wpływ na wybrane sektory w Polsce, Norweski Mechanizm Finansowy 2009-2014 (Norway Grants), kontrakt nr POL-NOR/200799/90/2014.
- [13] Dz.U. 2022 poz. 2512, Obwieszczenie Marszałka Sejmu Rzeczypospolitej Polskiej z dnia 24 listopada 2022 r. w sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu ustawy o działach administracji rządowej, ISAP.
- [14] Dyrektywa 2007/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2007 r. w sprawie oceny ryzyka powodziowego i zarządzania nim, EUR-Lex.

3. ZAGROŻENIA DLA GOSPODARKI WODNEJ W POLSCE W ŚWIELE ZMIANY KLIMATU

AUTORZY: TOMASZ WALCZYKIEWICZ

Postępująca zmiana klimatu już wpływa na gospodarkę wodną Polski, generując konieczność dostosowania działań i strategii do prognozowanych trendów. Płynące z tych zmian zagrożenia dla stanu ilościowego oraz jakościowego wód będą miały odzwierciedlenie w funkcjonowaniu praktycznie wszystkich sektorów gospodarki, gdyż woda jako surowiec deficytowy jest ważnym czynnikiem napędowy energetyki, przemysłu, rolnictwa, stanowi również podstawę gospodarki komunalnej. Sektory te są najbardziej wrażliwe na deficyty wody potęgowane zmianą klimatu, a jednocześnie wywołują dużą presję na zasoby wodne poprzez wykorzystywanie znacznej ich części. Trudności w określeniu kierunku oraz tempa zmian klimatycznych powodują, że wskazanie właściwego rozwoju społeczno-gospodarczego gwarantującego odpowiedzialne korzystanie zasobów oraz skuteczne zarządzanie ryzykiem jest tym bardziej niepewne.

Wstęp

Zagrożenia dla gospodarki wodnej w świetle zmiany klimatu należy analizować również w relacji do trendów w rozwoju społeczno-gospodarczym i wynikających z nich tendencji związanych z potrzebami wodnymi i poprawą stanu jakościowego wód. Ocenę tych zagrożeń utrudnia brak szczegółowych perspektywicznych danych w dokumentach prognostycznych na temat ewolucji presji antropogenicznych i sił sprawczych związanych z rozwojem społeczno-gospodarczym. Problematyka gospodarki wodnej jest też słabo eksponowana w dokumentach strategicznych. Należy również zwrócić uwagę, że obowiązujące dokumenty dotyczą nieodległej perspektywy czasowej w relacji do prognoz zmiany klimatu.

Według Głównego Urzędu Statystycznego do opracowań tych zaliczają się:

- Strategie wojewódzkie, których perspektywa sięga 2030 roku.
- Strategie ponadregionalne, które obowiązywały do roku 2020.
- Strategie krajowe:
 - *Strategia na rzecz Odpowiedzialnego Rozwoju 2017-2030*;
 - *Polityka ekologiczna państwa-strategia rozwoju w obszarze środowiska i gospodarki wodnej 2030 (PEP2030)*;
 - *Polityka energetyczna Polski do roku 2040 (PEP 2040)*;
 - *Strategia Zrównoważonego Rozwoju Transportu do 2030 roku*;
 - *Strategia zrównoważonego rozwoju wsi rolnictwa i rybactwa 2030*;
 - *Krajowa Strategia Rozwoju Regionalnego 2030*;
 - *Strategia Rozwoju Kapitału Społecznego (współdziałania, kultura, kreatywność) 2030*;
 - *Strategia Rozwoju Kapitału Ludzkiego 2030*;
 - *Strategia Produktywności 2030*;
 - *Krajowa Polityka Miejska 2023*;
 - *Rządowy Program Dostępność Plus 2025*.



Rys. 3.1. Biogazownie – ogniwo w GOZ. Fot. T. Walczykiewicz.

Analizy zmiany klimatu sięgają końca obecnego wieku, warto więc podkreślić, że wymienione dokumenty strategiczne dotyczą zdecydowanie bliższej perspektywy, co nie ułatwia planowania działań adaptacyjnych.

Jak wspomniano wcześniej, z punktu widzenia konfrontacji z zagrożeniami wynikającymi ze zmiany klimatu najważniejsze są możliwe trendy w rozwoju społeczno-gospodarczym, mające wpływ na potrzeby wodne i zarządzanie wodami i ekosystemami zależnymi od wód oraz zarządzanie ryzykiem powodziowym i ryzykiem suszy.

W wyżej wymienionych dokumentach strategicznych jest wiele zapisów odwołujących się do gospodarki w obiegu zamkniętym (GOZ). Generalnie w dokumentach strategicznych przewiduje się przejście do bardziej efektywnego wykorzystywania zasobów w gospodarce, które będzie wymagać długoterminowych inwestycji.

Według tych dokumentów GOZ stanowi bodziec dla rozwoju innowacyjnych technologii środowiskowych, przezwyciężenia pułapki przeciętnego produktu oraz wdrażania modelu gospodarki o obiegu zamkniętym. Działania na rzecz gospodarki o obiegu zamkniętym są również ściśle związane z głównymi priorytetami UE, takimi jak zatrudnienie, rozwój gospodarczy i innowacje przemysłowe.

Transformacja wspierana będzie na wszystkich etapach łańcucha wartości – od projektowania przez produkcję, konsumpcję, naprawę i regenerację, po gospodarowanie odpadami i uzyskanie surowców wtórnych, które są ponownie wprowadzane do obiegu. Podstawowym celem gospodarki o obiegu zamkniętym jest to, żeby produkt był jak najbardziej wydajnie produkowany i wykorzystywany, a powstałe z niego odpady zagospodarowane w odpowiedni – ekonomicznie i środowiskowo – sposób. Istotne jest, żeby odpady – jeżeli już powstaną – były traktowane jako potencjalne surowce wtórne. Oznacza to również mniejsze zużycie wody we wszystkich sektorach gospodarki.

Analiza poszczególnych sektorów

Energetyka, przemysł, rolnictwo i gospodarka komunalna to branże niezwykle wodochłonne. jednocześnie zasoby wodne Polski są relatywnie niskie. Pomimo podejmowania działań mających na celu ograniczenie zużycia wody [2], której zasoby w Polsce są relatywnie niskie [1], zauważalna redukcja zapotrzebowania będzie w najbliższych dekadach zależna od obranego scenariusza rozwoju gospodarczego. Dodatkowo należy pamiętać, że wprowadzenie nowych technologii, mających na celu np. obniżenie wodochłonności przemysłu czy sektora energetycznego, może iść w parze ze wzrostem potrzeb społeczeństwa, a zatem i wzrostem produkcji w gospodarce [1, 2]. W tym kontekście wpływ postępującej zmiany klimatu stanowi czynnik zwiększający niepewność, gdyż jej znaczenie dla kształtowania zasobów wodnych trudno przewidzieć w długoterminowej perspektywie.

ENERGETYKA

Obecnie sektor energetyczny jest największym użytkownikiem wody w Polsce. Potencjalne zmiany w tym obszarze będą uzależnione od długoterminowych działań i przyjętych rozwiązań. W dokumencie *Polityka energetyczna Polski do roku 2040* (PEP 2040) zapisano następujące cele:

- W 2030 r. udział węgla w wytwarzaniu energii elektrycznej ma wynieść 60%.
- Do 2030 r. udział OZE w finalnym zużyciu energii brutto osiągnie 21%.
- Wdrożenie energetyki jądrowej w 2033 r. (6-9 GW zainstalowanej mocy w 2043 r.);
- Ograniczenie emisji CO₂ o 30% do 2030 r. (w stosunku do 1990 r.);
- Wzrost efektywności energetycznej o 23% do 2030 r. (w stosunku do prognoz energii pierwotnej z 2007 r.).

Niestety krajowe strategie i plany rozwojowe sektora energetycznego nie są w pełni spójne i różnią się między sobą m.in. w kwestiach związanych z rozwojem hydroenergetyki. Na przykład *Strategia na rzecz Odpowiedzialnego Rozwoju* zakłada zwiększenie wykorzystania i rozwój hydroenergetyki, podczas gdy PEP 2040 nie przewiduje znaczącego wzrostu wykorzystania potencjału wód płynących.

Z kolei w PEP 2030 czytamy, że „...niezwykle istotnym elementem z punktu widzenia zrównoważonego rozwoju jest wdrożenie nowoczesnego systemu zarządzania zasobami wodnymi i ryzykiem powodziowym”. Państwowe Gospodarstwo Wodne Wody Polskie (PGW WP), poprzez zarządzanie zlewniowe, będzie realizować zadania w zakresie: sprawowania praw właścicielskich w stosunku do wód publicznych stanowiących własność Skarbu Państwa, zachowania i poprawy stanu wód i niedopuszczania do jego pogarszania się, poprawy bezpieczeństwa powodziowego, w tym kontynuowania prac związanych z opracowaniem projektów dokumentów planistycznych, wynikających z konieczności wdrażania dyrektyw UE. Niestety na podstawie tej informacji trudno ocenić potrzeby wodne dla hydroenergetyki.

14 kwietnia 2023 r. weszła w życie Ustawa o przygotowaniu i realizacji inwestycji w zakresie elektrowni szczytowo-pompowych oraz inwestycji towarzyszących [3]. Jedną z pierwszych mogłaby być inwestycja w Młotach, w gminie Bystrzyca Kłodzka. Zgodnie z komentarzem do projektu ustawy, Elektrownia w Młotach miałaby produkować ok. 1 gigawat energii elektrycznej, co pokryłoby potrzeby ok. 1,5 mln gospodarstw domowych przez kilka godzin. Szacuje się, że podobny poziom mocy można uzyskać z jednego reaktora jądrowego i jednego bloku węglowego lub dużej farmy wiatrowej na morzu. Powstanie elektrowni szczytowo-pompowej rozpatruje się w kontekście celu publicznego, dlatego jej budowa powinna być realizowana z wykorzystaniem przyspieszonej ścieżki inwestorskiej w postaci decyzji o ustaleniu lokalizacji, wydawanej przez wojewodę w za-

ledwie 30 dni od daty wpłynięcia stosownego wniosku. Projekt ustawy budzi szereg kontrowersji wśród prywatnych wytwórców OZE, bowiem przewiduje preferencje dla instalacji OZE, które są własnością, w zarządzie lub w użytkowaniu państwowych osób prawnych.

POZOSTAŁE SEKTORY

Przy ocenie zagrożeń należy również uwzględnić analizę perspektywicznych potrzeb wodnych w pozostałych sektorach. Prace porównawcze na temat zapotrzebowania na wodę w drugiej połowie XXI wieku, które zrealizowano w projekcie KLIMAT [4], wskazują, że w przypadku gospodarki komunalnej potrzeby utrzymają się mniej więcej na obecnym poziomie (rząd wielkości 2,0 mld m³), a ewentualna ich redukcja będzie niewielka lub może w ogóle nie nastąpić [2]. Potencjalny wzrost zapotrzebowania na wodę na jednego mieszkańca zostanie zrównoważony przez zjawiska demograficzne (zmniejszenie się liczby ludności), jednostkowe wskaźniki wodochłonności produkcji oraz zmniejszanie się strat wody w systemach wodociągowych, a także sukcesywne wdrażanie GOZ.

W przypadku przemysłu (bez energetyki) w Polsce spodziewana jest w najbliższych dekadach zasadnicza zmiana struktury tego sektora na rzecz rozwoju produkcji z zaangażowaniem wysokich technologii, a więc zasadniczo mniej wodochłonnej niż obecnie. Szacuje się jednak, że w związku z rozwojem gospodarczym potrzeby wodne przemysłu (głównie przetwórczego, bez energetyki) mogą ulec nawet podwojeniu – ich łączna wartość w perspektywie 2050 r. nie powinna przekroczyć 2,0-3,0 mld m³.

Rolnictwo jest sektorem wykorzystującym znacznie mniejszą część zasobów (w porównaniu z energetyką czy przemysłem), szacuje się bowiem, że dla celów rolniczych i leśnych przeznaczane jest w Polsce około 10% pobieranych wód [1, 2]. Największych zmian należy oczekiwać w kontekście technologii nawadniania i precyzyjnych systemów dostosowanych do rodzajów gleb i upraw. Nawadnianie automatyczne pozwoli na precyzyjne dawkowanie wody i tym samym ograniczenie jej zużycia oraz zwiększenie efektywności wykorzystania. Jednocześnie rolnictwo jest sektorem [2], gdzie pomimo nowych technologii zapotrzebowanie na wodę będzie rosło, a to ze względu na wciąż zwiększającą się produkcję roślinną oraz zwierzęcą (szczególnie hodowlę ryb). Ograniczeniu strat wody w okresie wegetacji [5], a co za tym idzie strat plonowania, może sprzyjać budowa małej retencji na obszarach zagospodarowanych rolniczo. Możliwość przeciwdziałania skutkom zmiany klimatu i związanym z nimi deficytom wody oferuje również rolnicze wykorzystanie wody odzyskanej ze ścieków [6]. Od 26 czerwca 2023 r. obowiązuje Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady w sprawie minimalnych wymogów dotyczących ponownego wykorzystania wody [7], które reguluje możliwość ponownego wykorzystania odzyskanych wód ze szczególnym uwzględnieniem wymogów co do ich jakości. Możliwość ta jest tym bardziej obiecująca w kontekście wykorzystania oczyszczonych ścieków w sektorze rolniczym [6], że rozwiązaniem to zmniejsza zapotrzebowanie upraw na nawozy, zatem może się również przyczynić do redukcji w obrębie jednego z najbardziej energochłonnych przemysłów jakim jest przemysł nawozowy.

Działalność w obrębie wyżej wymienionych sektorów stale ewoluuje w toku przemian społeczno-gospodarczych. Postępująca zmiana klimatu, regulacje prawne oraz zmieniające się zapotrzebowanie wymagają działań adaptacyjnych, co może skutkować zwiększeniem lub zmniejszeniem się skali zagrożeń dla gospodarki wodnej w Polsce. Przykładem jest sektor komunalny, w którym na przestrzeni ostatnich lat poziom i rodzaj presji uległy wyraźnym przetasowaniom. Według danych GUS [8, 9, 10] od dekad spada ilość ścieków komunalnych i przemysłowych odprowadzanych do wód lub ziemi. W roku 1995 było to 1852,4 hm³ (ścieki komunalne)



Rys. 3.2. Sadownictwo – sektor produkcji rolniczej szczególnie wrażliwy na rozwiązania w zakresie nawodnień. Fot. T. Walczykiewicz.

i 8128,5 hm³ (ścieki przemysłowe), w 2003 – odpowiednio 1323,7 hm³ i 7896,4 hm³, a w 2014 wartości spadły do 1238,1 hm³ oraz 7781,4 hm³. W roku 2022 odnotowano dalszy spadek ilości odprowadzanych do wód lub ziemi ścieków przemysłowych (6581,6 hm³), natomiast ilość ścieków komunalnych nieco wzrosła w stosunku do roku 2014 (1364,2 hm³). Od lat 90. ubiegłego wieku zauważalna jest też ogólna tendencja spadkowa, jeśli chodzi o ścieki nieoczyszczone odprowadzane do wód lub ziemi (700,2 hm³ w 1995 r., 211 hm³ w 2003 r., 112,8 hm³ w 2014 r., 137,9 hm³ w 2022 r.). W kontekście sektora komunalnego istotnym zagadnieniem są zagrożenia dla jakości wód powierzchniowych ze strony rolnictwa, tj. stosowanie nawozów mineralnych oraz degradacja gleb skutkująca wymywaniem nieprzyswojonych makroelementów. Mimo że powierzchnia użytków rolnych w 2023 r. spadła nieznacznie w stosunku do roku 2014 (z 18716,5 tys. ha do 18646,8 tys. ha), to zużycie nawozów mineralnych NPK w latach 1995-2014 znacznie wzrosło (w sezonie 1995/1996 1511,3 tys. ton, 2013/2014 – 1935,3 tys. ton i około 2 mln ton w okresie 2019/2020).

Zagrożenie powodzią i suszą

Działalność człowieka w znaczący sposób wpływa na wzrost temperatury na Ziemi podczas trwającego obecnie interglacjału [11]. Skutkiem gwałtownie zmieniającego się klimatu są coraz powszechniej występujące ekstremalne zjawiska pogodowe, z których na szczególną uwagę – w kontekście zagrożeń dla gospodarki wodnej Polski – zasługują powodzie oraz susze [12, 13]. Przewiduje się, że wzrost temperatury będzie nadal powodował różnicowanie ilości opadów [11], z tendencją do wydłużania się okresu suchego w okresie let-

nim i jednoczesnego występowania gwałtownych powodzi. Do powstawania tych zjawisk i intensyfikacji ich skutków przyczynia się pośrednio i bezpośrednio człowiek, który zmienia kierunki spływów wód opadowych. Jeśli chcemy im odpowiednio przeciwdziałać, niezbędne jest podporządkowanie planowania przestrzennego wymogom wynikającym z zarządzania ryzykiem powodziowym i ryzykiem związanym z suszą, ograniczanie procesów uszczelniania powierzchni terenu i tworzenie alternatywnych rozwiązań w zakresie retencji naturalnej.

Zagrożenia skumulowane i kaskadowe

Największą presję na wody powierzchniowe wywierają przemysł (zwłaszcza przemysł wydobywczy, energetyczny, rolno-spożywczy), gospodarka komunalna i rolnictwo. Przy czym potencjał tych zagrożeń należy rozpatrywać przez pryzmat stanu środowiska oraz możliwych efektów kaskadowych. Przykładem jest katastrofa na Odrze z 2022 r. będąca konsekwencją koncentracji zanieczyszczeń w rzece, w tym zasolenia zrzutami wód z zakładów górniczych, wystąpienia ichtiotoksycznych alg właściwych dla wód zasolonych, niskich stanów wód i długo utrzymujących się wysokich temperatur powietrza i wody. Jeśli weźmiemy pod uwagę, że przeszło 90% wód powierzchniowych w Polsce jest w złym stanie, to takie zdarzenia mogą się powtarzać nie tylko na Odrze, ale również innych polskich rzekach. Problem ten stanowi największe zagrożenie dla wydolności polskiego systemu wodnego i może w konsekwencji spowodować nie tylko trwałą degradację środowiska wodnego, ale wpłynąć również negatywnie na praktycznie wszystkie sektory gospodarki.

Zanieczyszczenia pochodzące ze wszystkich wymienionych powyżej sektorów mogą ulegać kumulacji, a obszarem ich koncentracji stają się zbiorniki, w tym Bałtyk [14]. W kontekście zmiany klimatu najbardziej znaczącym zagrożeniem są związki azotu i fosforu, transportowane rzekami z terenów rolniczych krajów nadbałtyckich, które w połączeniu z podwyższoną temperaturą prowadzą do zakwitów alg w wodach Morza Bałtyckiego. Konsekwencją postępującej eutrofizacji jest niedotlenienie zbiornika oraz ograniczenie dostępu światła do niższych jego partii, co skutkuje obumieraniem organizmów i pogorszeniem jakości wody z powodu zachodzących procesów rozkładu. Morze Bałtyckie jest wyjątkowo wrażliwe na zanieczyszczenia niesione z dopływem rzeczny [15] ze względu na swój półzamknięty charakter oraz duże ładunki azotu i fosforu pochodzące z nawozów. Tym bardziej, że aplikacja nawozów na rolniczych terenach nadrzecznych odbywa się bez wyznaczenia stref buforowych [14], a wiele rzek w Polsce jest antropogenicznie przekształconych [15]. Likwidacja zabudowy hydrotechnicznej i przywrócenie naturalnego biegu mogą pomóc w zwiększeniu zdolności samooczyszczania cieków, wymaga to jednak podjęcia działań w zakresie renaturyzacji rzek.

Podsumowanie i wnioski

Zmiana klimatu, w połączeniu z przemianami społeczno-gospodarczymi, wywiera coraz większy wpływ na zasoby wodne, co powoduje pilną potrzebę wdrożenia odpowiednich strategii. Właściwe zagospodarowanie zasobów oraz ich ochrona będą wymagały podjęcia współpracy pomiędzy sektorami/użytkownikami oraz odpowiednich instrumentów prawnych uwzględniających zarówno ochronę ilościową, jak i jakościową wody. Zaniedbanie w tych obszarach skutkować będzie nie tylko pogarszaniem stanu użytkowych zasobów wód powierzchniowych, ale również degradacją środowiska.

Źródła

- [1] Gutry-Korycka M., Sadurski A., Kundzewicz Z.W., Pociask-Karteczka J., Skrzypczyk L., 2014, Zasoby wodne a ich wykorzystanie, Nauka, 1, 77-98.
- [2] Konieczny R., Rataj C., 2020, Zasoby wodne i zapotrzebowanie na wodę – sytuacja Polski na tle innych krajów, [w:] Ekspertyza. Woda w rolnictwie, Koalicja Żywa Ziemia 2020, Polski Klub Ekologiczny Koło Miejskie w Gliwicach, 16-22.
- [3] Dz.U. 2023 poz. 1113, Ustawa z dnia 14 kwietnia 2023 r. o przygotowaniu i realizacji inwestycji w zakresie elektrowni szczytowo-pompowych oraz inwestycji towarzyszących, ISAP.
- [4] KLIMAT, 2012, Wpływ zmian klimatu na społeczeństwo, środowisko i gospodarkę (zmiany, skutki i sposoby ich ograniczania, wnioski dla nauki, praktyki inżynierskiej i planowania gospodarczego), projekt nr POIG.01.03.01-14-011/08 w ramach Programu Operacyjnego Innowacyjna Gospodarka współfinansowanego ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego.
- [5] Jankowiak J., Bieńkowski J., 2011, Kształtowanie i wykorzystanie zasobów wodnych w rolnictwie, Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, 5, 39-48.
- [6] Kundzewicz Z., Zaleski J., Nachlik E., Januchta-Szostak A., 2021, Gospodarowanie wodą – wyzwania dla Polski, Nauka, 1, 79-102, DOI: 10.24425/nauka.2021.136305.
- [7] Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2020/741 z dnia 25 maja 2020 r. w sprawie minimalnych wymogów dotyczących ponownego wykorzystania wody, EUR-Lex.
- [8] GUS Rocznik statystyczny Ochrony środowiska 2005
- [9] GUS Rocznik statystyczny Ochrony środowiska 2015
- [10] GUS Rocznik statystyczny Ochrony środowiska 2023
- [11] Diemientiew G., 2018, Ekstremalne zjawiska pogodowe w Polsce w dobie zmian klimatycznych na przykładzie powodzi i silnych wiatrów, Kultura Bezpieczeństwa. Nauka – Praktyka – Refleksje, (32), 79-100, DOI: 10.5604/01.3001.0012.8094.
- [12] Kuchar L., Iwański S., Diakowska E., Gąsiorek E., 2017, Ocena suszy meteorologicznej w 2015 roku w północnej części centralnej Polski z wykorzystaniem wskaźnika hydrotermicznego (HTC) w kontekście zmian klimatycznych, Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, 2, 257-273, DOI: 10.14597/infraeco.2017.1.2.019.
- [13] Łabędzki L., 2009, Przewidywane zmiany klimatyczne a rozwój nawodnień w Polsce, Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, 3, 7-18.
- [14] Biedroń I., 2023, Poland (raport krajowy dla Polski), [w:] The greatest water management challenges in the Baltic Sea Region, Clean Baltic Coalition, 10-16.
- [15] Węśławski J.M., 2020, Zdrowe rzeki, zdrowy Bałtyk, ACADEMIA, 81-83.

4. ADAPTACYJNE ZARZĄDZANIE ZASOBAMI WODNYMI W KONTEKŚCIE DOSTOSOWANIA GOSPODARKI WODNEJ DO ZMIANY KLIMATU

AUTORZY: TOMASZ WALCZYKIEWICZ

Zmiana klimatu skutkuje zmianami w przestrzennej i czasowej dostępności zasobów wodnych, co wpływa na bezpieczeństwo gospodarki i społeczeństwa w Polsce. Głównym wyzwaniem jest niepewność w gospodarowaniu wodami, która może powodować m.in. wzrost ryzyka deficytów wody w przyszłości. Zmniejszenie ryzyka w zarządzaniu zasobami wodnymi wymaga podejmowania odpowiednich, systemowych działań adaptacyjnych, które ograniczą wpływ niekorzystnych zjawisk klimatycznych. Podejście systemowe w gospodarce wodnej pozwala na wielosektorowe zarządzanie, poprzez tworzenie odpowiednich ram prawnych w gospodarowaniu wodami oraz transfer wiedzy między interesariuszami procesu. Istotnym elementem jest także wdrażanie zasad koncepcji, traktujących zarządzania zasobami wodnymi w sposób holistyczny. W przedstawionym artykule scharakteryzowano aktualną politykę gospodarowania wodami w Polsce pod kątem adaptacji do zmiany klimatu. Pomimo systemowego podejścia, wdrożona w ostatnich latach centralizacja zarządzania zasobami wodnymi, nie sprzyja w pełni adaptacji do zagrożeń klimatycznych, z uwagi na lokalny charakter zasobów wodnych w przestrzeni Polski.

Wstęp

Dawniej gospodarowanie wodami ograniczało się głównie do reagowania na pojawiające się problemy z dostępnością do wody dobrej ilości i jakości [1]. Problem ten dotyczył przede wszystkim miast, gdzie największym wyzwaniem była stabilna dystrybucja wody, a także rolnictwa w zakresie ochrony przed suszą i powodzią. W efekcie stosowano – skuteczne w krótkiej perspektywie – rozwiązania technologiczne i hydrotechniczne, aby poradzić sobie z doraźnymi problemami gospodarki wodnej. Dziś dostępność wody – rozmieszczenie jej zasobów w przestrzeni i w czasie – jest również następstwem zmieniającego się klimatu [2-5]. Dodatkowo, postępujący wzrost liczby ludności, industrializacja oraz brak odpowiednich praktyk ochronnych sprawiły, że aktualnie 80% ludności świata jest narażona na stres wodny [6]. Degradacja środowisk wodnych wraz ze zmianą klimatu doprowadziła do zmiany podejścia w procesie zarządzania zasobami wodnymi [7]. Na konferencji w Dublinie w 1992 roku przyjęto cztery podstawowe zasady, które powinny stać u podstaw gospodarowania wodami [8]:

- I. Woda słodka jest zasobem ograniczonym i wrażliwym, niezbędnym do podtrzymania życia, rozwoju i środowiska.
- II. Rozwój i gospodarka wodna powinny opierać się na podejściu partycypacyjnym, angażującym użytkowników, planistów i decydentów na wszystkich szczeblach.
- III. Kobiety odgrywają kluczową rolę w zaopatrzeniu w wodę, zarządzaniu nią i jej ochronie.
- IV. Woda ma wartość ekonomiczną we wszystkich jej konkurencyjnych zastosowaniach i powinna być uznana za dobro ekonomiczne.

W Unii Europejskiej ramy prawne wdrażania działań zmierzających do zachowania i poprawy stanu wód powierzchniowych i podziemnych (w zakresie ilości i jakości) definiuje Ramowa Dyrektywa Wodna [9], w któ-

rej woda nie jest definiowana jako produkt handlowy, ale jako dziedzictwo wymagające szczególnej opieki. Wspólna polityka państw członkowskich, w tym także Polski, powinna przyczynić się do poprawy ochrony wód UE w aspekcie ilościowym i jakościowym oraz wspierania zrównoważonego ich wykorzystywania. Prezentowany artykuł stanowi przegląd aktualnych rozwiązań w zakresie gospodarowania wodami w Polsce w kontekście Adaptacyjnego Zarządzania Zasobami Wodnymi.

Gospodarka wodna – podejście systemowe

W polskich ramach legislacyjnych nie funkcjonuje pojęcie gospodarki wodnej, a jedynie gospodarowanie wodami, co ma uregulowanie w Prawie Wodnym z 2017 r. [10]. Zgodnie z tą ustawą gospodarowanie wodami powinno być realizowane zgodnie z zasadą zrównoważonego rozwoju i ma na celu kształtowanie i ochronę zasobów wodnych, korzystanie z wód oraz zarządzanie zasobami wodnymi. Ponadto powinno być prowadzone z zachowaniem zasady racjonalnego i całościowego traktowania zasobów wód powierzchniowych i podziemnych, z uwzględnieniem ich ilości i jakości. Jednocześnie zarządzanie zasobami wodnymi służy zaspokajaniu potrzeb ludności i gospodarki oraz ochronie wód i środowiska związanego z tymi zasobami. Zgodnie z Polityką Ekologiczną Państwa do 2030 roku cele gospodarowania wodami winny być realizowane stosownie do uzasadnionych technicznie i ekonomicznie potrzeb społecznych, gospodarczych, jak również zgodnie z wymaganiami ochrony środowiska [11].

Poziomem nadrzędnym nad gospodarowaniem wodami jest gospodarka wodna, która jest częścią nauk o Ziemi i środowisku oraz inżynierii środowiska, górnictwa i energetyki jako „subdyscyplina naukowa” zajmująca się modelowaniem oraz optymalizacją ilościowych i jakościowych procesów związanych z kształtowaniem i wykorzystaniem zasobów wodnych dla ich bieżącej eksploatacji i dla celów planistycznych oraz wspomaganiem administrowania i zarządzania zasobami wodnymi [12]. Jest to ważna składowa wiedzy naukowej i praktyki działania związanego z otoczeniem człowieka. Gospodarka wodna z tak zdefiniowanymi zadaniami naukowymi tworzy wirtualny system, który uwzględni przede wszystkim:

- wpływ zmiany klimatu na zasoby wodne i ekosystemy wodne;
- zjawiska meteorologiczne;
- zjawiska hydrologiczne;
- hydrologię i hydrografię, strukturę hydrogeologiczną;
- zagospodarowanie przestrzenne związane z wodami i urzędzenia wodne;
- procesy wynikające ze związków z ekosystemami wodnymi;
- procesy związane z bilansowaniem zasobów wodnych;
- pobór wody, jej uzdatnianie, zaopatrzenie w wodę, odprowadzanie i oczyszczanie ścieków;
- planowanie i projektowanie;
- zarządzanie zasobami wodnymi i jego instrumenty.

W przestrzeni aplikacyjnej rzeczywistym systemem gospodarki wodnej jest system wodny będący zbiorem obiektów powiązanych siecią hydrograficzną i urządzeniami wodnymi umożliwiającymi użytkowanie zasobów wodnych w analizowanym obszarze [11]. Obiektami tego systemu są wody powierzchniowe, sztuczne urządzenia służące do retencjonowania, poboru, przesyłu, uzdatniania, użytkowania wody oraz do oczyszczania i odprowadzania ścieków. Systemowi wodnemu towarzyszy struktura sterująca i zarządzająca zachodzącymi

w nim procesami ilościowymi i jakościowymi, struktura monitorowania tych procesów oraz rozwiązania prawne ustanawiające strukturę organizacyjną i wprowadzające instrumenty zarządzania gospodarką wodną [11].

Sterowanie jest oddziaływaniem bezpośrednim, realizowanym w czasie rzeczywistym z reguły w sposób ciągły. Do działań związanych ze sterowaniem zaliczamy przykładowo zrzut wody ze zbiorników retencyjnych, pobór wody czy odprowadzanie ścieków. Decyzje w przypadku sterowania podejmowane są na bieżąco i zwykle uzależnione są od prowadzonego monitoringu. Skuteczność sterowania jest natychmiastowa i oceniana w krótkich horyzontach czasowych. Zarządzanie, w przeciwieństwie do sterowania, jest oddziaływaniem pośrednim, którego efekty, a w konsekwencji i skuteczność są inercyjne i mogą być oceniane tylko w dłuższym czasie.

Zarządzanie to wydawanie pozwoleń wodnoprawnych, działalność kontrolna, system opłat i kar za pobór wody oraz odprowadzanie ścieków, a także inne instrumenty prawno-ekonomiczne:

- plany gospodarki wodnej, instrumenty prawne;
- opłaty i należności – instrumenty ekonomiczne;
- system informacyjny;
- kontrolę gospodarowania wodami.

Adaptacyjne zarządzania zasobami wodnymi (AZZW)

Zagadnienia adaptacji do zmian zachodzących w środowisku, a wynikających z zagrożeń antropogenicznych i zmiany klimatu, oraz sterowanie i zarządzanie systemem środowiska to istotny w ostatnich latach przedmiot badań i rozwiązań aplikacyjnych w zakresie gospodarki wodnej [13, 14]. Obecnie mówiąc o zarządzaniu zasobami wodnymi podkreśla się jego adaptacyjny charakter. Według słownika PWN [15] adaptacja oznacza m.in.:

1. przystosowanie czegoś do innego użytku niż było przeznaczone;
2. przystosowanie organizmów do warunków środowiska;
3. zmniejszenie odczuwania określonych bodźców.

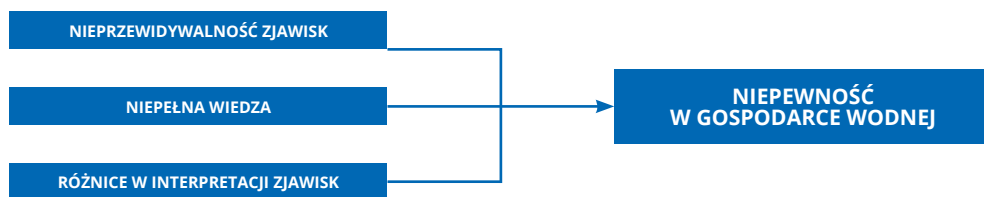
Z kolei, według wspomnianego słownika, sterowanie adaptacyjne to sterowanie, którego procedura samoczynnie dostosowuje się do zmian w obiekcie sterowanym.

Gospodarka wodna, a co za tym idzie także gospodarowanie wodami, stoi obecnie przed poważnymi wyzwaniami [16]. Oprócz wpływu zmiany klimatu i antropopresji, musi się ono mierzyć także z niepewnością danych i modeli wykorzystywanych w procesie zarządzania, brakiem wiedzy o procesach naturalnych i społeczno-gospodarczych oraz z dotychczasowym sektorowym spojrzeniem na gospodarowanie wodami przejawiającym się wyraźnym rozdzieleniem gospodarki wodnej od innych gałęzi gospodarki.

Aktualne trendy w zarządzaniu zasobami wodnymi wskazują na konieczność prowadzenia badań nad procesami fizycznymi w gospodarce wodnej, ich wpływem na ekologiczne funkcjonowanie zasobów wodnych oraz nad metodami zarządzania niepewnością [17]. Niepewność i ryzyko były przedmiotem analiz w projekcie NeWater – New Approaches to Adaptive Water Management under Uncertainty [18], w ramach którego rozwinięto koncepcję zarządzania zasobami wodnymi uwzględniającego także warunki lokalne i zmiany klimatyczne. W projekcie poszukiwano również wspólnych czynników decydujących o poziomie przygotowania do ZZZW w wybranych zlewniach pilotowych. Podstawowym elementem budowanym na tej wiedzy i ocenie wrażliwości społeczności jest odpowiednia adaptacja do możliwych zmian klimatycznych. Dobrze

praktyki zarządzania wdrożone w społecznościach użytkowników wód wydają się być bardziej odpowiednie i zgodne z ideą ZZZW niż zasady narzucone przez formalne organizacje. Dla realizacji celów adaptacyjnych niezbędnych w wyniku zmiany klimatu i dla osiągnięcia celów związanych z zabezpieczeniem w przyszłości wody odpowiedniej ilości i jakości konieczne jest równoległe włączanie do procesu planowania i ograniczania niepewności administracji wodnej i użytkowników wód. Należy podkreślić, że znaczenie dobrych praktyk w zarządzaniu rośnie szczególnie w warunkach zaawansowanego rozwoju infrastruktury wodnej. W NeWater zdefiniowano trzy typy niepewności możliwych w gospodarce wodnej (rys. 4.1), dla których zaproponowano określone strategie oddziaływania. Przykładowo, niepewność związana z niepełną wiedzą powinna być ograniczana m.in. przez:

- określanie progów ufności – przedziału niepewności;
- badania naukowe poszerzające wiedzę na temat konkretnych problemów;
- wykorzystywanie opracowanych dla tego celu modeli;
- zasięganie opinii ekspertów;
- poprawę komunikacji i współpracy między prowadzącymi badania i decydentami.



Rys. 4.1. Typy niepewności w gospodarce wodnej.

Z kolei w przypadku nieprzewidywalności pewnych zjawisk ważną strategią według autorów projektu jest akceptacja stanu jakim jest „brak wiedzy i pewności”. W konsekwencji Adaptacyjne Zarządzanie Zasobami Wodnymi należy definiować jako systematyczny proces doskonalenia zarządzania przez analizę efektów wdrożonych strategii wodnych. Głównym zadaniem AZZW jest zatem skupienie się na metodach radzenia sobie z niepewnością w procesie zarządzania poprzez budowanie bazy wiedzy, sieci transferu informacji oraz potencjału społecznego w procesach zarządzania. AZZW zapewnia wartość dodaną do ZZZW poprzez uwzględnienie niepewności oraz adaptację do zmian (np. zmiana klimatu, brak pełnych danych hydrologicznych zmieniające się zapotrzebowanie na wodę) w systemie, a także kładzie szczególny nacisk na edukację zaangażowanych interesariuszy [19-22]. AZZW to nowy zbiór paradygmatów oraz metodologii gospodarowania wodami. Jednym najważniejszych narzędzi w procesie gospodarowania wodami powinien być social learning rozumiany jako wzajemna wymiana informacji i wiedzy między ekspertami, naukowcami oraz interesariuszami, pozwalająca na „uczenie się zarządzania poprzez zarządzanie uczeniem się”. AZZW nie zakłada gwałtownych zmian, ale stopniowe budowanie procesu zarządzania odpowiadającego zarówno potrzebom środowiska, jak i człowieka. Założenia Adaptacyjnego Zarządzania Zasobami Wodnymi wymagają zmian na wszystkich etapach zarządzania – począwszy od celu i fundamentów procesu, poprzez prawo, integrację sektorów gospodarki w kontekście zarządzania zasobami wodnymi, popularyzację i upowszechnienie wiedzy, decentralizację struktur zarządzających, dywersyfikację źródeł finansowania, po współpracę w problemach transgranicznych. Działania zarządcze zawsze będą musiały przebiegać z niepełnym zrozumieniem systemu i skutków zarządzania na nim [16].

Na podstawie powyższej analizy można sformułować generalne wnioski dla Adaptacyjnego Zarządzania Zasobami Wodnymi:

- Polityka wodna Unii Europejskiej musi ulegać stałej ewolucji, tak jak do tej pory – od działań wprost związanych z ochroną wód, po stopniowe uwzględnianie kolejnych elementów takich jak powódź czy „nowe presje hydromorfologiczne”.
- W większym stopniu należy uwzględniać specyfikę krajową i lokalną oraz warunki i potrzeby gospodarcze.
- Konieczne jest poszukiwanie kompromisów uwzględniających wszystkie elementy składające się na szeroko rozumianą gospodarkę wodną.
- Należy dążyć do skoordynowania polityki wodnej, uwzględniając nie tylko ochronę wód i ochronę przed powodzią, lecz również włączając pozostałe sektory gospodarki, w tym turystykę związaną z wodą z uwagi na nowe kierunki turystyczne kształtujące się w odpowiedzi na zmiany klimatu.
- Wynikiem tej koordynacji powinny być plany, które stanowić będą spójną wizję rozwoju dla obszarów dorzeczy, uwzględniające potrzeby wynikające z ochrony zasobów i jednocześnie uwzględniające „w tle” konkretne plany innych sektorów w szeroko rozumianej polityce wodnej wraz z ich uzasadnieniem ekonomicznym i społecznym.
- Należy promować rozwój sektora ubezpieczeń i nowych produktów ubezpieczeniowych związanych z możliwymi kryzysami związanymi z wodą.
- Konieczne jest doskonalenie systemu zarządzania kryzysowego.
- Należy rozwijać bazę badawczą.

Natomiast adaptacja gospodarki wodnej do zmiany klimatu musi być podjęta natychmiast i powinna obejmować m.in.:

- miękkie działania o niskich kosztach – w tym działania organizacyjne na rzecz oszczędzania wody;
- zmiany w uprawach na mniej wodochłonne w obszarach narażonych na braki wody;
- poprawę planowania w reagowaniu kryzysowym, zwiększenie gotowości cywilnej ludności;
- kształtowanie planowania przestrzennego w odpowiedzi na ryzyko powodzi błyskawicznych oraz suszy;
- dostosowanie norm uwzględniających odporność obiektów budowlanych na zmianę klimatu;
- doskonalenie europejskich i krajowych baz danych dotyczących gospodarki wodnej;
- badania nad ograniczaniem wodochłonności produkcji.

Gospodarowanie wodami w Polsce a Adaptacyjne Zarządzanie Zasobami Wodnymi

Z uwagi na fakt, iż Polska jest krajem członkowskim Unii Europejskiej, założenia Ramowej Dyrektywy Wodnej (oraz Ramowej Dyrektywy w sprawie Strategii Morskiej [23]) są wdrażane do dokumentów planistycznych dotyczących zarządzania zasobami wodnymi. Działania te rozpoczęto pierwotnie od podziału Polski na dwa obszary dorzeczy: Wisły i Odry [24], a później wydzielono z nich, zgodnie z wymaganiami Ramowej Dyrektywy Wodnej, dorzecza Dniestru, Dunaju, Banówki, Łaby, Niemna Pregoly i Świeżej. Dorzecza Wisły i Odry zostały podzielone na regiony wodne, którymi zarządzały odpowiednie jednostki zwane regionalnymi zarządami gospodarki wodnej (RZGW); rolę nadrzędną pełnił Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej (KZGW). W 2017 r., wraz z wdrożeniem nowej ustawy Prawo Wodne, struktura zarządzania zasobami



Rys. 4.2. Struktura organizacyjna Państwowego Gospodarstwa Wodnego, Wody Polskie (PGW WP).

wodnymi w Polsce została przebudowana i scentralizowana w formie Państwowego Gospodarstwa Wodnego, Wody Polskie (PGW WP)⁴. Struktura organizacyjna PGW WP została przedstawiona na rysunku 4.2. Celem funkcjonowania PGW WP jest ochrona mieszkańców Polski przed powodzią i suszą, zrównoważone gospodarowanie wodami dla ochrony naszych zasobów wodnych i zapewnienie wody dobrej jakości dla obecnych i przyszłych pokoleń. Jednocześnie PGW WP posiada prawa właścicielskie w stosunku do wód, pobiera opłaty za usługi wodne, wydaje decyzje administracyjne oraz zatwierdza taryfy dla zbiorowego zaopatrzenia w wodę i odprowadzania ścieków.

W ramach zobowiązań Polski wobec Unii Europejskiej, w 6-letnich cyklach planistycznych wykonywane są plany gospodarowania wodami na obszarach dorzeczy. Jest to program działań dla wszystkich dorzeczy na terenie naszego kraju, uwzględniający wpływ człowieka na środowisko i analizę ekonomiczną korzystania z wód. Każdy plan obejmuje regiony wodne oraz jednolite części wód powierzchniowych (JCWP) i podziemnych (JCWPd) danego dorzecza. Powinien on być nakierunkowany na osiągnięcie celów środowiskowych dla wód powierzchniowych, podziemnych i obszarów chronionych. Plan powinien stanowić podstawę do podejmowania decyzji kształtujących stan zasobów wodnych na danym obszarze i sposób gospodarowania nimi [25]. W 2022 r. zakończono drugi cykl aktualizacji planów gospodarowania wodami (IIaPGW). W ramach planów wykonano inwentaryzację presji i oddziaływań na wody powierzchniowe i podziemne oraz opracowano wykazy JCW dla wód przeznaczonych do poboru na cele komunalne i rekreacyjne. Wyznaczono obszary wrażliwe na eutrofizację, przeznaczone do ochrony siedlisk oraz gatunków, dla których utrzymanie lub poprawa stanu jest ważnym czynnikiem w ich ochronie. Co istotne, aktualne plany gospodarowania wodami uwzględniają także prognozę zmiany klimatu – wzrost średniej temperatury powietrza, wzrost liczby dni z temperaturą powyżej 25°C, spadek liczby dni z temperaturą poniżej 0°C, wydłużanie się sezonu wegetacyjnego, wzrost występowania wiatrów ekstremalnych, ekstremalnych opadów oraz zmiany ich struktury w ciągu roku. Zgodnie z założeniami plany gospodarowania wodami przewidują działania ukierunkowane na osiągnięcia celów środowiskowych, obejmujące środki prawne, administracyjne, ekonomiczne, porozumienia dotyczące korzystania ze środowiska, działania na rzecz ograniczania emisji, zasady dobrej praktyki, przywracanie terenów podmokłych, działania służące recyklingowi wody oraz przedsięwzięcia techniczne, badawcze, rozwojowe, demonstracyjne i edukacyjne. Mogą one mieć charakter ogólnokrajowy lub dla konkretnej JCWP.

Ważnym aspektem adaptacji do zmiany klimatu, a przede wszystkim wdrażania założeń Adaptacyjnego Zarządzania Zasobami Wodnymi (AZZW), jest gromadzenie wiedzy. Za gromadzenie danych meteorologicz-

⁴ <https://wody.gov.pl>

nych i hydrologicznych w skali kraju odpowiada IMGW-PIB, z kolei informacje o jakości wody gromadzi Generalna Inspekcja Ochrony Środowiska (GIOŚ) odpowiedzialna za monitoring diagnostyczny stanu wód. Plany gospodarowania wodami uwzględniają także organizację monitoringu operacyjnego dla ustalenia stanu JCWP, które są zagrożone niespełnieniem określonych dla nich celów środowiskowych oraz monitoringu badawczego w celu wyjaśnienia m.in. przyczyn nieosiągnięcia celów środowiskowych, ustalenia wielkości i wpływu zanieczyszczeń, zebrania dodatkowych informacji o stanie wód w związku z uwarunkowaniami lokalnymi lub umowami międzynarodowymi. W ramach każdego JCWP opracowano wykaz podmiotów emitujących substancje priorytetowe oraz ich ładunki dla podmiotów posiadających pozwolenia wodnoprawne oraz dokonano identyfikacji presji punktowych (pobory wód, przerzuty wód, zrzuty ścieków komunalnych, bytowych i przemysłowych) i rozproszonych (zużycie nawozów mineralnych, produkcja nawozów naturalnych, odpływ miejski, transport drogowy, ludność niepodłączona do kanalizacji, depozycja atmosferyczna). Zebrane w ten sposób dane pozwalają określić stopień zagrożenia nieosiągnięcia przez JCWP celów środowiskowych. Co istotne, do presji zaliczono również prace regulacyjne, takie jak prostowanie koryt, budowę piętrzące, obiekty mostowe, wały przeciwpowodziowe, obiekty gospodarki wodnej oraz górnictwo.

Oprócz planów gospodarowania wodami, do zestawu dokumentów planistycznych istotnych z punktu widzenia gospodarki wodnej, a będących bezpośrednim następstwem PGW, można zaliczyć także m.in.:

- Plany przeciwdziałania skutkom suszy.
- Krajowy program renaturyzacji wód powierzchniowych.
- Plany zarządzania ryzykiem powodziowym i ich aktualizacje.
- Krajowy program oczyszczania ścieków komunalnych.
- Program przeciwdziałania niedoborowi wody.

Wśród katalogu działań dla osiągnięcia celów środowiskowych wymieniana jest także adaptacja do zmiany klimatu, która przejawia się m.in. przez realizację przedsięwzięć zmierzających do poprawy retencji na terenach leśnych, rolniczych i zurbanizowanych, ustanawianie planów ochrony dla obszarów chronionych oraz monitoring suszy. Do działań związanych z AZZW można zaliczyć także edukację, monitoring, kontrolę jakości wód – szczególnie w aspekcie azotanów, wprowadzanie dobrych praktyk w rolnictwie oraz renaturyzację.

Plany gospodarowania wodami, a także nowe Prawo Wodne z 2017 r., wskazują szereg narzędzi ekonomicznych opartych na zasadzie zwrotu kosztów usług wodnych (z uwzględnieniem kosztów środowiskowych, kosztów zasobowych oraz analizę ekonomiczną). Wśród narzędzi służących do ograniczania kosztów środowiskowych z powodu oddziaływania na zasoby wodne poprzez pobór lub ograniczenie retencji wymienić można opłaty za zwykle i szczególne korzystanie z wód. Jest to przede wszystkim: pobór wód i wprowadzenie ścieków do wód lub ziemi nieprzekraczające średniorocznie 5 m^3 na dobę, odwadnianie gruntów i upraw, użytkowanie wody w stawach i rowach, zmniejszanie retencji terenowej na nieruchomościach powyżej 3500 m^2 , rybackie korzystanie z wód śródlądowych, żegluga i spław śródlądowy, przerzuty wód i sztuczne zasilanie wód podziemnych czy też wydobywanie żwiru, kruszywa i piasku. Jednocześnie, aby uzyskać pozwolenie wodnoprawne konieczne jest wykonywanie oceny oddziaływania na środowisko, co regulują ustawy Prawo Wodne [10] i o Ochronie Środowiska [26]. W świetle AZZW także w Polsce wdraża się powiązanie legislacyjne między różnymi sektorami gospodarki – energetyką, przemysłem, rolnictwem. Plany gospodarowania wodami są powiązane lub mają wpływ na 42 dokumenty strategiczne i operacyjno-wdrożeniowe na szczeblu krajowym

i regionalnym – dziesięć z nich jako obszary problemowe wskazuje adaptację do zmiany klimatu. Co istotne, Plany gospodarowania wodami powinny być uwzględniane w strategii rozwoju województwa, gminy oraz w miejscowych planach zagospodarowania przestrzennego.

Plany oraz inne dokumenty powiązane z gospodarką wodną podlegają konsultacjom społecznym, co jest ważnym aspektem we wdrażaniu założeń AZZW. Ramy działań w tym zakresie określają odpowiednie przepisy Prawa Wodnego (art. 319) [10]. Dokumenty są udostępniane bezpłatnie, a wnoszenie uwag jest możliwe w ciągu 6 miesięcy od daty publikacji. Konsultacje społeczne mają na celu informowanie i zachęcenie społeczeństwa do dialogu z grupami ekspertów oraz z władzami w celu uwzględnienia w planie potrzeb i oczekiwań mieszkańców, jak również zwiększenie świadomości społecznej w zakresie gospodarki wodnej w Polsce.

Wdrażanie założeń Ramowej Dyrektywy Wodnej do polskiego ustawodawstwa, oprócz potrzeb społeczeństwa i gospodarki, stawia przed zarządzaniem zasobami wodnymi konieczność uwzględnienia potrzeb środowiska – szczególnie w kontekście antropopresji i zmiany klimatu. Opracowywane dokumenty planistyczne dążą do wdrażania założeń takich koncepcji jak ZZZW lub AZZW. Jednak w aspekcie aplikacyjności założeń formalnych i koncepcji, przez gospodarowaniem wodami w Polsce stoi wiele wyzwań. Mimo że w ostatnich latach, pomimo wzrostu produkcji, obserwuje się optymalizację zużycia wody [27], to jej deficyty pozostają wciąż realnym zagrożeniem. Stąd niezbędne jest prowadzenie prac budujących dostępność zasobów w środowisku, jak np. zwiększanie powierzchni mokradeł. Jednocześnie poprawa jakości wód powierzchniowych w Polsce boryka się z licznymi problemami. W świetle Polityki Ekologicznej Państwa do 2030 r. przyjmuje się stosunkowo krótki horyzont czasowy dla osiągnięcia zamierzonych celów, podczas gdy jakość wód w Polsce tylko w niewielkim stopniu spełnia wymagania dobrego stanu ekologicznego [11]. Ocena wykonana w 2017 r. potwierdziła, że jedynie 16,5% badanych naturalnych jcwp rzecznych osiągnęło stan powyżej dobrego, wśród sztucznych i silnie zmienionych jcwp było to zaledwie 9,25%. Problematyczny pozostaje także nakład sił i środków na monitoring jakości wód oraz brak regularności i ciągłości pomiarów, jakimi charakteryzują się dane hydrologiczne i meteorologiczne, co w znacznym stopniu utrudnia obserwowanie trendów oraz zmian dynamicznych, takich jak nagłe zanieczyszczenie środowiska. Przykładem mogą być liczne doniesienia medialne z wielu regionów w Polsce, gdzie inicjatywy oddolne mieszkańców i samorządów lub też organizacji prośrodowiskowych alarmują o zagrożeniach. Ze względu na dynamikę procesów zachodzących w rzekach, pomiary wykonywane są często przy identyfikacji szkód po wystąpieniu skażenia, gdy zanieczyszczenia uległy już rozcieńczeniu. Przykładem może być skażenie Białki w 2019 r.⁵ Kolejny problem to, zgromadzone przez lata nieodpowiedzialnej polityki, szkodliwe osady w dnach rzek i jezior⁶, które mogą ulegać stopniowemu uwalnianiu i stwarzać zagrożenie szczególnie w okresie suszy połączonej z wysokimi temperaturami. Najtragiczniejszym przykładem takiego zjawiska jest skażenie Odry z 2022 r. [28]. Tak zwana „Katastrofa Odrzańska” stawia pod znakiem zapytania cały system gospodarowania wodami w Polsce, w tym sposób zarządzania pozwoleniami wodnoprawnymi. Nie oznacza to, że nie prowadzi się współcześnie działań przeciwdziałających skażeniu środowiska w postaci np. budowy sieci kanalizacji i oczyszczalni ścieków (Krajowy Program Oczyszczania Ścieków Komunalnych (KPOŚK)), a stan chemiczny i biologiczny wód w ogóle się nie poprawia [29]. Wydaje się, że działania te są niewystarczające w świetle takich zjawisk jak fale upałów i susze.

Kolejnym elementem wymykającym się z założeń jest komunikacja w zakresie gospodarki wodnej. Wnioski z badań ankietowych przeprowadzonych w 2021 r. na terenie zlewni rzeki Białki wskazują, że poziom świadomości

⁵ <https://nowabiala24.pl/2019/11/rzeko-winne-bobry/>

⁶ <https://nowytag24.tv/skazenie-dunajca-to-wciaz-plynic/>

mości społecznej, edukacja i przepływ informacji między społeczeństwem reprezentującym różne grupy interesariuszy oraz administracją państwową jest utrudniony i staje się zarzewiem konfliktów dotyczących ochrony przeciwpowodziowej, dbania o jakość wody oraz silnie antropocentrycznym podejściem społeczeństwa do kwestii zasobów wodnych [30]. Komunikację utrudnia również niekorzystna zmiana ustawodawstwa, w postaci powołania centralnej jednostki zarządzającej gospodarką wodną. Zarządy zlewni oraz regionalne zarządy gospodarki wodnej nie posiadają swoich witryn, a jedynie funkcjonują w przestrzeni internetowej portalu PGW WP. Wspomniana ankieta dotycząca zlewni Białki pokazała, że choć większość osób korzysta z Internetu w zakresie pozyskiwania wiedzy o gospodarowaniu wodami, to jedynie 1/5 respondentów ma świadomość istnienia planów gospodarowania wodami, które powinny stanowić podstawę gospodarki wodnej w Polsce.

Podsumowanie i wnioski

W Polsce, podobnie jak w pozostałych krajach Unii Europejskiej, wdrażane są założenia Ramowej Dyrektywy Wodnej i innych dokumentów mających na celu dążenie do dobrego stanu ekologicznego i chemicznego wód powierzchniowych i podziemnych. Najważniejszym podmiotem odpowiedzialnym za dobry stan wód w zakresie ilości i jakości jest PGW WP, a głównym dokumentem planistycznym aplikującym założenia RDW są plany gospodarowania wodami na obszarach dorzeczy. W ostatnich latach prowadzonych jest wiele działań mających na celu wdrażanie Adaptacyjnego Zarządzania Zasobami Wodnymi. Jednocześnie aplikowanie założeń w praktyce gospodarowania wodami wciąż wymaga wdrożenia usprawnień, szczególnie w zakresie dbałości o jakość wód.

Centralizacja struktury zarządzającej doprowadziła do znacznego ograniczenia roli w gospodarowaniu wodami grup społecznych będących bezpośrednimi użytkownikami zasobów. Pośrednio mogło się to przyczynić do spadku dbałości o stan środowiska naturalnego, co w połączeniu ze wzrostem społeczno-gospodarczym oraz postępującą zmianą klimatu stwarza realne zagrożenie dla bezpieczeństwa zasobów wodnych. Podejmowane działania, zarówno te o charakterze prewencyjnym, jak i renaturyzacyjnym, powinny być zatem dostosowane do zidentyfikowanych problemów, stanowić reakcję i niejako odpowiedź na złożone przyczyny tych zjawisk.

Źródła

- [1] Pahl-Wostl C., Sendzimir J., Jeffrey P., Aerts J., Berkamp G., Cross K., 2007, Managing change toward adaptive water management through social learning, *Ecology and Society*, 12 (2).
- [2] Vorosmarty C.J., 2000, Global water resources: vulnerability from climate change and population growth, *Science*, 289 (5477), 284-288, DOI: 10.1126/science.289.5477.284.
- [3] Kundzewicz Z.W., Mata L.J., Arnell N.W., Döll P., Jimenez B., Miller K., Ok, T., Şen Z., Shiklomanov Z., 2008, The implications of projected climate change for freshwater resources and their management, *Hydrological Sciences Journal*, 53 (1), 3-10, DOI: 10.1623/hysj.53.1.3.
- [4] Azhoni A., Holman I., Jude S., 2017, Adapting water management to climate change: Institutional involvement, inter-institutional networks and barriers in India, *Global Environmental Change*, 44, 144-157, DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2017.04.005.
- [5] IPCC, 2014, Climate Change 2014: Synthesis Report, Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Core Writing Team, R.K. Pachauri, and L.A. Meyer (eds.), IPCC, Geneva, Switzerland, 151 s.

- [6] Vörösmarty C.J., 2002, Global water assessment and potential contributions from Earth Systems Science, *Aquatic Sciences*, 64 (4), 328-351, DOI: 10.1007/PL00012590.
- [7] Cosgrove W.J., Loucks D.P., 2015, Water management: current and future challenges and research directions, *Water Resources Research*, 51 (6), 4823-4839, DOI: 10.1002/2014WR016869.
- [8] Solanes M., Gonzalez-Villarreal F., 1999, The Dublin Principles for Water as Reflected in a Comparative Assessment of Institutional and Legal Arrangements for Integrated Water Resources Management, TAC Background Papers, 3, Global Water Partnership Technical Advisory Committee, Stockholm, Sweden.
- [9] Dyrektywa 2000/60/WE ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej, EUR-Lex.
- [10] Dz.U. 2017 poz. 1566, Ustawa z dnia 20 lipca 2017 – Prawo Wodne, ISAP.
- [11] Polityka Ekologiczna Państwa 2030 – strategia rozwoju w obszarze środowiska i gospodarki wodnej, 2019, <https://bip.mos.gov.pl/strategie-plany-programy/polityka-ekologiczna-panstwa/polityka-ekologiczna-panstwa-2030-strategia-rozwoju-w-obszarze-srodowiska-i-gospodarki-wodnej/> (dostęp 09.04.2024).
- [12] Słota H., 1997, Zarządzanie systemami gospodarki wodnej, IMGW, Warszawa, 130 s.
- [13] Pahl-Wostl C., Downing T., Kabat P., Magnuszewski P., Meigh J., Schlueter M., Werners S.E., 2005, Transition to adaptive water management: the NeWater Project, NeWater Working Paper 1, Institute of Environmental Systems Research, University of Osnabrück, https://nora.nerc.ac.uk/id/eprint/1018/1/PahlWostlnewater_wp01.pdf (dostęp 09.04.2024).
- [14] Huntjens P., Pahl-Wostl C., Rihoux B., Schlüter M., Flachner Z., Neto S., Koskova R., Dickens C., Nabide Kiti I., 2011, Adaptive water management and policy learning in a changing climate: a formal comparative analysis of eight water management regimes in Europe, Africa and Asia, *Environmental Policy and Governance*, 21 (3), 145-163, DOI: 10.1002/eet.571.
- [15] <https://sjp.pwn.pl/sjp/adaptacja;2548744.html> (dostęp 09.04.2024).
- [16] Mysiak J., Henrikson H.J., Sullivan C., Bromley J., Pahl-Wostl C. (red.), 2010. The adaptive water resource management handbook, Earthscan, London, Sterling, VA, 199 s.
- [17] Discussion Paper for the Water Directors Meeting in Slovenia on Climate Change and Water, European Commission, 2008.
- [18] New Approaches to Adaptive Water Management under Uncertainty, NeWater Results Brochure Pelzverlag, Freiburg 2009.
- [19] Tran T.A., Pittock J., Tuan L.A., 2019, Adaptive co-management in the Vietnamese Mekong Delta: Examining the interface between flood management and adaptation, *International Journal of Water Resources Development*, 35 (2), 326-342, DOI: 10.1080/07900627.2018.1437713.
- [20] Ashofteh P.S., Bozorg-Haddad O., Loáiciga H.A., 2017, Role of adaptive water resources management policies and strategies in relieving conflicts between water resources and agricultural sector water use caused by climate change, *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 143 (5), DOI: 10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0001149.
- [21] Derepasko D., Peñas F.J., Barquín J., Volk M., 2021, Applying optimization to support adaptive water management of rivers, *Water*, 13 (9), DOI: 10.3390/w13091281.

- [22] Pahl-Wostl C., 2020, Adaptive and sustainable water management: from improved conceptual foundations to transformative change, *International Journal of Water Resources Development*, 36 (2-3), 397-415, DOI: 10.1080/07900627.2020.1721268.
- [23] Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/56/WE z dnia 17 czerwca 2008 r. ustanawiająca ramy działań Wspólnoty w dziedzinie polityki środowiska morskiego, EUR-Lex
- [24] Błaszczak T., 2005, Ramowa Dyrektywa Wodna: strategia wdrażania, [w:] *Integrated Coastal Zone Management at the Szczecin Lagoon: Exchange of experiences in the region*, B. Glaeser, A. Sekścińska, N. Löser (red.), *Coastline Reports*, 87.
- [25] Dz.U. 2023 poz. 300, Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 4 listopada 2022 r. w sprawie Planu gospodarowania wodami na obszarze dorzecza Wisły, ISAP.
- [26] Dz.U. 2001 nr 62 poz. 627, Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska, ISAP.
- [27] Godyń I., 2007, Analiza i prognoza wodochłonności sektorów gospodarki z zastosowaniem wnioskowania rozmytego, *Czasopismo Techniczne. Środowisko*, 104 (2-Ś), 77-98.
- [28] Raport kończący prace zespołu ds. sytuacji w Odrze, 2023, Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy, <https://ios.edu.pl/wp-content/uploads/2022/12/raport-konczacy-prace-zespołu-ds-sytuacji-w-odrze-2.pdf> (dostęp 09.04.2024).
- [29] Cieccko P., Panek P., 2019, Zanieczyszczenia wód w Polsce-Stan śródlądowych wód powierzchniowych i podziemnych, [w:] *Zanieczyszczenie wód w Polsce – Stan. przyczyny, skutki. Raport.*, M. Gromiec, L. Pawłowski (red.), *Monografia Komitetu Inżynierii Środowiska PAN*, (164), 58-80.
- [30] Bryła M., Wälczykiewicz T., Skonieczna M., Żelazny M., 2021, Selected issues of adaptive water management on the example of the Białka River Basin, *Water*, 13 (24), DOI: 10.3390/w13243540.

5. PLANOWANIE I ZARZĄDZANIE W GOSPODARCE WODNEJ W CELU ADAPTACJI DO ZMIANY KLIMATU

AUTORZY: MARIUSZ ADYKIEWICZ-PIRAGAS, TAMARA TOKARCZYK, WIWIANA SZALIŃSKA, IWONA LEJCUŚ, IWONA ZDRALEWICZ, BOGDAN OZGA-ZIELIŃSKI, TOMASZ WALCZYKIEWICZ, MONIKA BRYŁA, MAGDALENA SKONIECZNA, KATARZYNA KRAJ, MATEUSZ ŻELAZNY

5.1. Wzmocnienie procesu partycypacyjnego zarządzania zasobami wodnymi

AUTORZY: TOMASZ WALCZYKIEWICZ, MONIKA BRYŁA, MAGDALENA SKONIECZNA, KATARZYNA KRAJ, MATEUSZ ŻELAZNY

Dostępność zasobów wodnych jest zmienna w czasie i przestrzeni i wynika z cech klimatu, morfologii terenu oraz położenia geograficznego danego obszaru. Dodatkowym czynnikiem modyfikującym jest działalność człowieka, np. regulacje koryt rzecznych, pobory wód, zmiany użytkowania czy też zanieczyszczanie wód ściekami komunalnymi, rolniczymi oraz przemysłowymi. Zarządzanie zasobami wodnymi wymaga pogodzenia potrzeb środowiska oraz człowieka, w tym w zakresie bezpieczeństwa dostaw wody oraz ochrony przeciwpowodziowej. Z uwagi na wielu interesariuszy, którzy mają zróżnicowane perspektywy, do wdrażania skutecznego zarządzania niezbędny jest dialog i wymiana wiedzy. Odpowiednia komunikacja wspomaga wypracowanie rozwiązań dedykowanych dla zlewni lub dorzecza. W przedstawionym artykule wykonano analizę dostępnej wiedzy oraz przeprowadzono badanie ankietowe w zakresie wdrażania założeń Adaptacyjnego Zarządzania Zasobami Wodnymi (AZZW) w zlewni rzeki Białki. Uzyskane wyniki wskazują, że badany obszar, jako teren szczególnie cenny przyrodniczo (podlegający ochronie w ramach programu Natura 2000), pozostaje pod silną presją turystyki, która oddziałuje negatywnie m. in. na jakość wód. Białka, będąca rzeką roztokową, charakteryzuje się dużą dynamiką zmian szerokości koryta – to wyjątkowy walor przyrodniczy, ale również potencjalne zagrożenie powodziowe. Z tego względu przywracanie Białki do naturalnego stanu stało się przedmiotem debaty publicznej, w której lokalna społeczność wykazuje brak zaufania do administracji państwowej w zakresie zrównoważonego gospodarowania wodami zlewni. Problemy związane z dialogiem między interesariuszami oraz wymianą wiedzy są głównymi barierami w zarządzaniu zasobami wodnymi w zlewni rzeki Białki.

Wstęp

Postępujący wzrost liczby ludności, industrializacja oraz brak odpowiednich praktyk związanych z ochroną i wykorzystaniem wód sprawia, że niemal 80% ludności świata jest narażona na stres wodny, powodowany jakościowym i ilościowym spadkiem zasobów [1, 2]. Woda jako kluczowy surowiec zapewniający funkcjonowanie organizmów i ekosystemów wymaga szczególnej dbałości wszystkich stron uczestniczących w procesie zarządzania jej zasobami. Współczesny zmiany społeczne i klimatyczne skutkują narastającymi problemami związanymi z wodą [3-7]. W Europie prognozowane zmiany obejmują wzrost temperatury, zmniejszanie się opadów śniegu w okresie zimowym oraz wzrost parowania. Zjawiska te mogą negatywnie odbić się na dostępności wody w takich krajach jak Polska. Intensyfikacja susz [8] może wpływać zarówno na środowisko, powodując m.in. wysychanie lasów [9], jak i na człowieka – poprzez generowanie niedoborów wody w rolnictwie [10, 11], zwiększanie zagrożenie chorobami, niedożywieniem, a co za tym idzie wysoką śmiertelnością. Deficyty spowodowane suszami skutkują również obniżeniem sprawności procesów produkcji energii elektrycznej oraz negatywnie oddziałują na jakość wody [12]. Inną przyczyną niedoborów wody są konflikty transgraniczne o dostęp do zasobów [13] lub brak odpowiednich działań w zakresie ochrony jakości wody [14-16]. Postępująca urbanizacja i zwiększona częstotliwość powodzi, w tym powodzi miejskich, stanowi coraz poważniejsze zagrożenie zarówno dla ludzi, jak i dla gospodarki [17, 18]. Problemy w gospodarowaniu wodami powodowane ekstremalnymi zjawiskami klimatycznymi dotyczą wielu aspektów środowiskowych oraz praktycznie

wszystkich sektorów społeczno-gospodarczych, w tym zdrowia, bezpieczeństwa publicznego, przemysłu, żeglugi i turystyki [19].

W świetle narastających problemów związanych z wodą, tradycyjne zarządzanie ograniczające się do dostarczania wystarczającej ilości wody o odpowiedniej jakości jest niezadowalające i wymaga bardziej kompleksowego podejścia. Uwzględnienie potrzeb środowiska, społeczeństwa oraz gospodarki [20-24] znajduje odpowiednie umocowanie w podejściu nazywanym Zintegrowanym Zarządzaniem Zasobami Wodnymi (ZZZW) [25, 26]. W koncepcji tej zaangażowanie interesariuszy stanowi kluczowy element gospodarowania wodami i powinno być oparte na współpracy różnych podmiotów – przedstawicieli administracji państwowej, przedsiębiorców, mieszkańców, stowarzyszeń zajmujących się ochroną przyrody oraz innych grup społecznych, które chcą brać udział w procesie. Współpraca ta to wieloetapowy proces [27-30], w którym zaangażowanie interesariuszy wymaga odpowiednich narzędzi prawnych [31]. Sformalizowanie koncepcji ZZZW w prawodawstwie wodnym jako podejścia kompleksowego, stanowi jeden z etapów decentralizacji zarządzania na poziomie państwowym, a także gospodarowania wodami w obrębie dorzecza, zarówno w zakresie zasobów, jak i świadczonych usług związanych z wodą [32].

Współpraca z interesariuszami w całym procesie gospodarowania wodami warunkuje powodzenie koncepcji ZZZW, jednak wdrożenie takiego rozwiązania w praktyce może napotykać wiele problemów, jak np. niewystarczająca struktura administracyjna, niski poziom wiedzy i konflikty interesów w zakresie potrzeb wodnych [24, 29]. Brak wiedzy na temat funkcjonowania środowiska i skutków antropopresji to jedna z barier we wdrażaniu skutecznego zarządzania zasobami wodnymi. Sprzeczne i często kontrastujące ze sobą potrzeby wodne wymagają odpowiedniego zintegrowanego podejścia [29], które pozwoli odnaleźć kompromis związany z wodą w różnej skali – od lokalnych społeczności, po potrzeby ogólnokrajowe [24, 31]. W rozwoju ZZZW powstała także koncepcja Adaptacyjnego Zarządzania Zasobami Wodnymi (AZZW), której atrybutami jest zdolność do uczenia się, refleksji i adaptacji, współzarządzanie, zaangażowanie osób, których dotyczą podejmowane decyzje [33] oraz dążenie do decentralizacji struktur zarządzających i współpracy między interesariuszami [30, 21, 34, 35]. Dzięki współdziałaniu laików, przedstawicieli biznesu oraz ekspertów w zarządzaniu zasobami wodnymi [28, 22] możliwa jest wymiana wiedzy doświadczeń pochodzących zarówno od osób prawnych, fizycznych, jak i organizacji [22]. AZZW zakłada złożoność zarządzanych systemów oraz ograniczeń wynikających z prognozowania ich zachowań i możliwości kontrolowania [32].

Od 2018 r. gospodarowanie wodami w Polsce jest regulowane zapisami ustawy Prawo Wodne [36]. Ustawodawstwo bazuje w tym zakresie na założeniach Ramowej Dyrektywy Wodnej [37]. Relatywnie małe zasoby wodne kraju oraz duża dynamika zmian w przepływach w ciągu roku generują potrzebę prowadzenia procesu zarządzania w sposób dostosowany do regionów oraz panujących na ich terenie warunków [38]. Południowe części Polski to obszary górskie, często objęte ochroną, stanowiące obszary dużej aktywności turystyczno-wypoczynkowej [39]. Są to regiony wymagające szczególnego podejścia do gospodarowania wodami ze względu na wartość przyrodniczą oraz szeroką grupę interesariuszy korzystającą z miejscowych zasobów wodnych. Przykładem zlewni górskiej znajdującej się na obszarze o wzmocnionym sezonowo ruchu turystycznym, a jednocześnie objętą formami ochrony przyrody, jest zlewnia rzeki Białki. Obejmuje ona powierzchnię 225,33 km², z czego ponad połowa (123,27 km²) położona jest na terenie naszego kraju [40]. Polska część zlewni obejmuje m.in. tereny Tatrzańskie Parku Narodowego, w tym cały obszar północnych stoków Tatr Wysokich. Znajduje się w granicach siedmiu mezoregio-



Rys. 5.1.1. Koryto rzeki Białki. Fot. M. Bryła.

nów, przynależąc do Tatr Wysokich, Tatr Reglowych, Bruzdy Podtatrzańskiej, Pogórza Podtatrzańskiego, Magury Spiskiej, Pienin oraz Kotliny Orawsko-Nowotarskiej [41, 42). To zróżnicowanie przekłada się na heterogeniczne pokrycie terenu. W obszarach o małym nachyleniu koncentruje się rolnictwo i sieć osadnicza, natomiast w rejonach trudno dostępnych dominują obszary leśne, pastwiska i grunty orne [43]. Źródło Białki znajduje się na wysokości 1075 m n.p.m., gdzie łączą się rzeki spływające z polskiej oraz słowackiej części Tatr – Rybi Potok oraz Biała Woda. Łączna długość rzeki Białki to około 42 km [40], a jej głównymi są potok Roztoka, Jaworowy Potok, Jurgowczyk oraz Trybska Rzeka. Białka, jako rzeka typowo góraska, odznacza się szybkim nurtem oraz dużą dynamiką zmian reżimu hydrologicznego [44] o charakterze pluwialno-niwalnym [45]. W okresie od września do lutego przepływają niższe od przeciętnych, natomiast wezbrania występują wiosną i latem i są związane z roztopami oraz zwiększoną intensywnością opadów. Powodują one też częste i znaczne zmiany biegu koryta rzeki. Przebieg Białki wyróżnia się znacznymi deniwelacjami terenu (od 530 do 883 m n.p.m.), w górnym odcinku spadek rzeki sięga ok. 72%, natomiast w dolnym zmniejsza się do niespełna 20% [46-47]. Białkę można zaliczyć do grona nielicznych górskich rzek karpacckich z zachowanym naturalnym, roztokowym charakterem [46]. Z tego względu Dolina Białki została wyznaczona jako obszar Natura 2000 SOO (zgodnie z dyrektywą siedliskową) nr PLH 120024 o powierzchni wynoszącej 716,03 ha [48]. Region stanowi ważny korytarz ekologiczny łączący Tatry z Gorcami i Pieninami. Na obszarze samego rezerwatu Przełom Białki, w okolicy miejscowości Krempace, stwierdzono obecność 457 gatunków roślin naczyniowych [46]. Dolina jest miejscem występowania 11 naturalnych siedlisk przyrodniczych [48], w tym tych związanych z samym korytem rzeki (np. zasiedlenia roślinności na kamieńcach i zwirowiskach górskich potoków). W Białce żyją m.in. pstrąg potokowy, brzanka oraz troć, a w otoczeniu rzeki występuje wiele gatunków zwierząt lądowych, w tym objętych ochroną [49]. Administracyjnie zlewnia położona jest na terenie gmin Bukowina Tatrzańska, Łapsze Niżne oraz Nowy Targ, zamieszkiwanych łącznie przez 46789 osób (wg stanu na 31 grudnia 2022 r.) [50]. Przestrzenne rozmieszczenie ludności jest nierównomierne i koncentruje się w środkowej i północnej części zlewni, w osi doliny – wzdłuż rzek i potoków [51].

Zlewnia Białki zalicza się do Dorzecza Wisły, regionu wodnego Górnej-Zachodniej Wisły. Organami zarządzającymi są: minister właściwy do spraw gospodarki wodnej, Prezes Wód Polskich, dyrektorzy regionalnego zarządu gospodarki wodnej w Krakowie Wód Polskich, zarządu zlewni w Nowym Sączu, kierownik Nadzoru Wodnego Zakopane, wojewoda małopolski, starosta powiatu tatrzańskiego i nowotarskiego, wójtowie gmin (Bukowina Tatrzańska, Nowy Targ, Łapsze Niżne) [36].

Materiały i metody

Przeprowadzone badania składały się z dwóch etapów. W pierwszym dokonano inwentaryzacji problemów związanych z gospodarowaniem wodami na terenie zlewni oraz przeglądu dostępnej wiedzy w publikacjach naukowych, doniesieniach prasowych oraz informacjach zamieszczanych na stronach internetowych instytucji państwowych. Dane na temat demografii, turystyki, ochrony przyrody oraz gospodarki wodno-ściekowej pozyskano z GUS [50] oraz od Państwowego Gospodarstwa Wodnego Wody Polskie. Klasy pokrycia terenu określono na podstawie bazy CORINE Land Cover [43]. Analizę bieżącej sytuacji prawnej dotyczącej gospodarowania wodami w zlewni rzeki Białki przeprowadzono opierając się na ustawie Prawo Wodne [36].

W drugim etapie przeprowadzono badanie ankietowe na temat zarządzania zasobami wodnymi zlewni rzeki Białki. Badanie odbyło się w dniach 15 czerwca – 16 lipca 2021 r., a respondentami byli mieszkańcy, przedsiębiorcy oraz podmioty związane ze zlewnią rzeki Białki (administracja państwowa, interesariusze sektora turystycznego, organizacje ochrony przyrody). Ankietę wysłano mailowo oraz udostępniono w serwisie Facebook. Kwestionariusz składał się z 22 pytań jednokrotnego i wielokrotnego wyboru (w przypadku kilku z nich była możliwość zamieszczenia własnej opinii/wypowiedzi), dotyczących wiedzy w zakresie gospodarowania wodami, znajomości form ochrony oraz funkcjonowania zlewni. Respondenci zostali również poproszeni o identyfikację problemów związanych z wodą, a także wskazanie ich przyczyn. Istotnym elementem badania była sekcja pytań na temat gospodarowania wodami i potencjalnego zainteresowania mieszkańców stanem wód czy możliwości zaangażowania społeczeństwa w procesy zarządzania.

Wyniki i dyskusja

Wysokie walory przyrodnicze doliny oraz okolic powodują, że region jest chętnie odwiedzany przez turystów. W zlewni rozlokowane są liczne ośrodki narciarskie oraz dwa duże kąpieliska termalne. W 2022 r. w samej gminie Bukowina Tatrzańska funkcjonowało 91 turystycznych obiektów noclegowych, w tym 71 całorocznych, dysponujących łącznie 5724 miejscami noclegowymi [50]. Analiza przeprowadzona przez serwis pośredniczący w rezerwacji noclegów [52] wykazała, że w 2017 r. turyści jako miejsce odpoczynku w Polsce najczęściej wybierali Małopolskę. Wśród małopolskich miejscowości dominowało Zakopane (44% zapytań), następnie Białka Tatrzańska (8% zapytań), 6. pozycję zajęła Bukowina Tatrzańska (4%). Natomiast podczas ferii zimowych w 2019 r., w skali całego kraju [53], na 4. miejscu znalazła się Białka Tatrzańska (5,5% zapytań), uważana za najszybciej rozwijającą się turystycznie miejscowość Podhala [54]. Masowa turystyka powoduje silną transformację środowiska przyrodniczego i krajobrazu Białki Tatrzańskiej [55], a znaczna koncentracja ośrodków czy obiektów o charakterze usługowym generuje obciążenia dla środowiska i może prowadzić do jego degradacji [56]. Rozwój turystyki wiąże się ze wzrostem zagęszczenia zabudowy dna doliny, zwiększonym poborem wód na cele gospodarcze, w tym do naśnieżania stoków, oraz zwiększoną produkcją ścieków [57]. Skutkuje to nie tylko zanikiem korytarzy ekologicznych, ale też stwarza ryzyko dla stanu ilościowego i jakościowego wód. W gminie Bukowina Tatrzańska od 2014 r. systematycznie odnotowuje się wzrost zużycia wody (z wyjątkiem są lata 2018 i 2020, kiedy to odnotowano spadek względem poprzedniego roku), podobną tendencję obserwuje się, jeśli chodzi o udział przemysłu w ogólnym zużyciu wody [50]. Wzrastająca presja wynikająca z rozwoju turystyki przyczyniła się do intensywnej rozbudowy infrastruktury wodno-ściekowej. Na obszarze gminy w ostatnich latach podwoiła się liczba przemysłowych i komunalnych oczyszczalni ścieków - w 2022 r. funkcjonowało sześć takich obiektów [50]. Wzrost przepustowości w okresie 2014-2020 szedł w pa-

rze ze wzrostem liczby mieszkańców korzystających z oczyszczalni. Na przestrzeni ostatnich lat zwiększyła się kilkukrotnie również liczba zbiorników bezodpływowych oraz oczyszczalni przydomowych [50]. Zbyt niska sprawność oczyszczania oraz oddziaływanie licznych punktowych i rozproszonych źródeł zanieczyszczeń ścieków [58] sprawia, że mimo podejmowanych działań rozwijająca się turystyka niekorzystnie wpływa na jakość wody, szczególnie pod względem mikrobiologicznym [59, 60]. Woda jest oczyszczana głównie pod względem wskaźników fizykochemicznych, natomiast poniżej zrzutów ścieków oczyszczonych obserwowane jest zanieczyszczenie bakteriologiczne oraz wysokie stężenia antybiotyków [61]. W lokalnych mediach pojawiają się doniesienia na temat skażenia rzeki Białki w rejonie nieskanalizowanej Białki Tatrzańskiej, szczególnie w szczytce turystycznym. Samorząd lokalny oraz mieszkańcy Białki Tatrzańskiej zwracają również uwagę na narastający problem nielegalnego zrzutu ścieków przez m.in. właścicieli małych i średnich pensjonatów lub małych gospodarstw oferujących wynajem pokoi. Powszechnie dyskutuje się o niewydolnej oczyszczalni ścieków w Czarnej Górze [62, 63]. Jednocześnie plany budowy kanalizacji nie wzbudzają entuzjazmu, a wręcz spotykają się z oporem ze strony właścicieli działek, przez które miałyby przebiegać rurociągi [64, 65].

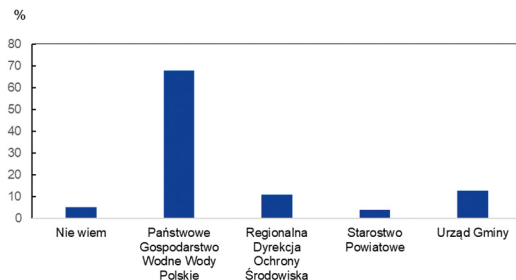
Kolejnym zagrożeniem występującym cyklicznie w zlewni Białki są powodzie, będące trwałym przejawem reżimu hydrologicznego rzeki [51] i górskiego charakteru zlewni – różnicowanej morfologii terenu, znacznych deniwelacji, które w połączeniu z wysokimi opadami, często o charakterze nawałnym, skutkują szybkim formowaniem się wezbrań, w szczególności w południowej części zlewni. Do wyjątkowo katastrofalnych zdarzeń zalicza się wezbrania lat 1934, 1970, 1997 i 2010 [66]. Według mieszkańców [67] od 1997 r. w wyniku powodzi zniszczeniu lub uszkodzeniu ulegały m.in. drogi, mosty, linie energetyczne i wodociągowe, ujęcia wody pitnej, domy. W latach 1965-2008 most na rzece Białce, zlokalizowany pomiędzy Nową Białą a Krem-pachami, był zrywany trzykrotnie. Powodzie powodują wielomilionowe straty w samej gminie Bukowina Tatrzańska [68], a temat zagrożenia powodziowego wciąż jest przedmiotem konfliktu między interesariuszami reprezentującymi władzę lokalną i regionalną, mieszkańcami tych terenów oraz Regionalną Dyрекcją Ochrony Środowiska w Krakowie. Konflikt ten znajduje odzwierciedlenie w publikacjach miejscowych mediów, podobnie jak dyskusja na temat zanieczyszczenia wód [69-79]. Osią sporu jest kwestia – koniecznej zdaniem mieszkańców – regulacji rzeki poprzez budowę wałów i jazów. Zgoda na pogłębienie i tym samym zwężenie koryta ciekłu, także na terenie rezerwatu przyrody Natura 2000, budzi sprzeciw organizacji zajmujących się ochroną przyrody. Rozwiązanie jest przez tę stronę konfliktu oceniane jako krótkofalowe i niedostosowane do roztokowego charakteru rzeki Białki [79]. Przedstawiciele lokalnej administracji (wójtowie gmin, starosta powiatowy, sołtysi) wskazują, że ochrona mieszkańców przed skutkami wezbrań jest jednym z priorytetowych zadań [80]. Według informacji umieszczonych na stronie PGW WP, w 2009 r. podjęto pierwszą próbę wdrożenia projektu ochrony przeciwpowodziowej, z uwzględnieniem ochrony unikatowego charakteru środowiska rzeki Białki [81]. Rozwiązanie nie wzbudziło jednak entuzjazmu lokalnej społeczności. Obecnie trwają prace nad wielokierunkowym projektem ochrony przeciwpowodziowej od granicy Tatrzańskiego Parku Narodowego do ujścia Białki do Zbiornika Czorsztyńskiego. Program ma uwzględniać ochronę cennych siedlisk, zapewnienie korytarzy swobodnej migracji organizmom wodnym i od wody zależnym. Należy pamiętać, że choć tocząca się dyskusja dotyczy obrony interesów wszystkich stron konfliktu, to ramy prawne zarządzania gospodarowania wodami w Polsce określa ustawa Prawo Wodne [36], która wskazuje, że działania te powinny być prowadzone zgodnie z zasadą zrównoważonego rozwoju, w szczególności w zakresie kształtowania i ochrony zasobów wodnych, korzystania wód oraz zarządzania zasobami wodnymi. Zarządzanie zasobami wodnymi służy za-

spokajaniu potrzeb ludności i gospodarki oraz ochronie wód i środowiska związanego z tymi zasobami. Jest to rozumiane poprzez zasadę wspólnych interesów opartych o współpracę różnych grup interesariuszy w celu uzyskania maksymalnej korzyści przy minimalnych kosztach środowiskowych.

Wyniki badania ankietowego

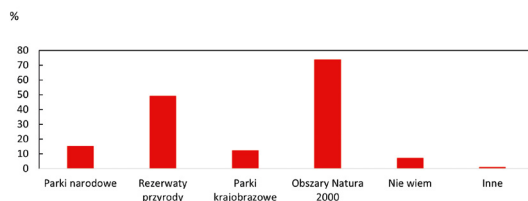
Ogółem w ankiecie wzięło udział 371 respondentów, z czego prawie 2/3 stanowiły osoby mieszkające się w przedziale wiekowym 19-45 lat. Ponad połowa respondentów (56%) legitymowała się wykształceniem wyższym (magisterskim lub licencjackim), 85% to mieszkańcy zlewni rzeki Białki, przy czym aż 64% pochodzi z gminy Nowy Targ.

Większość respondentów (59%), zapytana o zdefiniowanie procesu gospodarowania wodami, wskazała poprawną odpowiedź, że opiera się ono „na zasadach zachowania racjonalnego i całościowego traktowania zasobów wód powierzchniowych i podziemnych, z uwzględnieniem ich ilości i jakości i ochronie środowiska z nimi związanego”. Tak sformułowana treść jest zgodna z definicją gospodarowania wodami w ustawie Prawo Wodne. Co ciekawe, ponad 1/5 ankietowanych stwierdziła, że zarządzanie wodami polega na regulacji rzek i potoków.



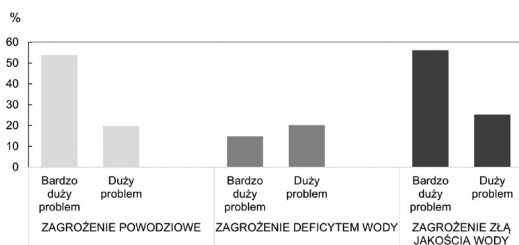
Rys. 5.1.2. Instytucje mające zdaniem respondentów największe znaczenie w gospodarowaniu wodami.

Osoby biorące udział w ankiecie zapytano, które z instytucji mają największe znaczenie w gospodarowaniu wodami zlewni. W pytaniu ankietowani mogli wskazać więcej niż jedną odpowiedź (rys. 5.1.2). Zdaniem ponad 2/3 respondentów największy udział w procesie zarządzania wodami ma Państwowe Gospodarstwo Wodne Wody Polskie. Znacznie mniejsza liczba ankietowanych wskazywała na rolę Urzędu Gminy (około 13%), Regionalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska (około 11%) czy Starostwa Powiatowego (około 4%).



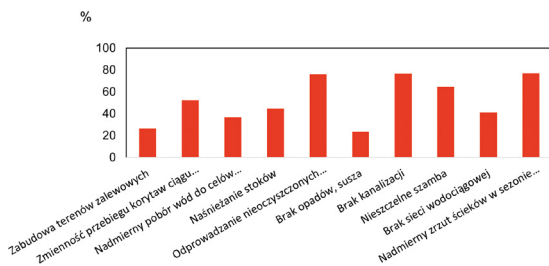
Rys. 5.1.3. Formy ochrony, występujące zdaniem respondentów na obszarze zlewni.

Kolejne pytanie, również wielokrotnego wyboru, dotyczyło form ochrony przyrody na terenie zlewni (rys. 5.1.3). Respondenci wskazywali przede wszystkim na obszary Natura 2000 (niemal ¼ respondentów) oraz rezerwy przyrody (prawie połowa ankietowanych), w mniejszym stopniu parki narodowe (15%) i parki krajobrazowe (12%).



Rys. 5.1.4. Główne problemy związane z gospodarowaniem wodami w zlewni rzeki Białki, zidentyfikowane przez respondentów.

W ankiecie przewidziano dwa pytania dotyczące problemów zlewni rzeki Białki i ich przyczyn. Obydwa dawały respondentom możliwość udzielenie więcej niż jednej odpowiedzi, a także wpisanie własnych uwag. Zdaniem ankietowanych główne problemy związane z gospodarowaniem wodami zlewni to zagrożenie złą jakością wody, zagrożenie powodziowe oraz zagrożenie deficytem wody (rys. 5.1.4). W przypadku ryzyka powodziowego i zagrożenia stanu jakościowego wód ponad połowa respondentów (odpowiednio 54% i 56%) uznała, że są to problemy bardzo dużej wagi. Zagrożenie deficytem wody jako bardzo poważny problem wskazała ponad 1/3 respondentów (37%).

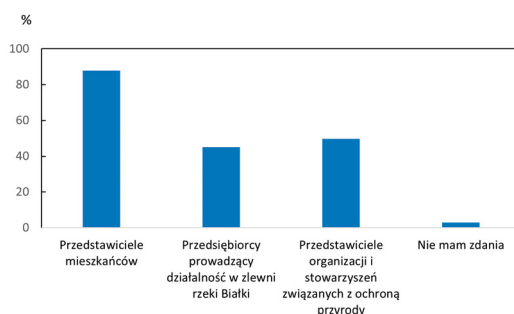


Rys. 5.1.5. Wskazane przez respondentów przyczyny problemów w gospodarowaniu wodami.

Ankietowani pytani byli również o przyczyny zidentyfikowanych problemów w zarządzaniu wodami (rys. 5.1.5). Najczęściej wskazywali czynniki związane z niewłaściwie prowadzoną gospodarką wodno-ściekową, a następnie nadmierny zrzut ścieków w sezonie turystycznym (77%), brak kanalizacji (77%), odprowadzanie nieoczyszczonych ścieków do wód (76%) oraz nieszczelne szamba (65%). Ponad połowa respondentów (52%) za znaczący czynnik uznała zmienność przebiegu koryta w ciągu roku. Z uwag wpisanych do kategorii „Inne” wynika, że najistotniejszym problemem w zlewni rzeki Białki jest „zła jakość wód”. Ankietowani dostrzegali również problem „regulacji koryta”. Spośród pozostałych wskazań wymienić należy „regulacje koryta”, a właściwie brak możliwości takiej regulacji, „uwarunkowania formalno-prawne i edukacja”, „wybieranie” materiału korytowego” oraz „zagrożenie powodziowe”.

W przypadku pytania dotyczącego wyboru grup społecznych, które powinny być zaangażowane w proces gospodarowania wodami, wśród wskazywanych odpowiedzi zdecydowanie dominują przedstawiciele mieszkańców (88%). Pozostałe grupy społeczne, o które pytano respondentów, czyli „przedsiębiorcy” oraz „przedstawiciele organizacji i stowarzyszeń związanych z ochrony przyrody”, uzyskały odpowiednio 55% i 50% odpowiedzi (rys. 5.1.6).

Wyniki przeprowadzonych analiz wskazują, że zlewnia rzeki Białki wymaga wieloaspektowego i kompleksowego podejścia do gospodarowania wodami. Rejon charakteryzuje się dużym zróżnicowaniem demograficznym oraz walorami przyrodniczymi sprzyjającymi rozwojowi turystyki. Rzeka Białka ze względu na swój górski charakter – dużą dynamikę przepływów oraz roztokowe koryto – ma znaczący wpływ na funkcjonowanie mieszkańców. Z uwagi na cenne ekosystemy górskie i rzeczne, na terenie zlewni występują liczne formy ochrony przyrody obejmujące szczególną ochroną środowiska wodne. Są one nieodłącznym elementem procesu gospodarowania wodami w regionie.



Rys. 5.1.6. Grupy interesariuszy, które zdaniem respondentów powinny uczestniczyć w procesie gospodarowania wodami zlewni Białki.

Analizy uzyskanych badań ankietowych oraz informacji zawartych w literaturze i doniesieniach medialnych wskazały, że głównymi zagrożeniami związanymi z gospodarowaniem wodami na terenie zlewni są zanieczyszczenie wód oraz powódzie. Przyczyn takiego stanu rzeczy mieszkańcy upatrują przeważnie w nieodpowiednio zorganizowanej gospodarce wodnościekowej oraz zmienności przebiegu koryta rzeki. Choć rozwój turystyki znacznie rzadziej był wskazywany jako bezpośredni powód problemów w zlewni, to rosnąca liczba odwiedzających region turystów przekłada się także na zwiększoną dostawę ścieków do wód. Występowanie negatywnych zjawisk związanych z niewydolną gospodarką wodnościekową, którą zauważają mieszkańcy, potwierdzają badania z zakresu mikrobiologii prowadzone przez Annę Lenart-Boroń z zespołem [58-61]. Wskazują one, że nawet woda z oczyszczalni nie jest wystarczająco oczyszczona. Dodatkową presję generują zwiększone pobory wód na terenie całej zlewni, wynikające m.in. z konieczności naśnieżania stoków.

Co istotne, nawet pełna dostępność danych oraz zdolność do prognozowania zmian środowiska wodnego nie wystarcza dla zapewnienia poprawności procesu gospodarowania wodami [82] – niezbędny jest w nim aspekt uspołecznienia procesu podejmowania decyzji poprzez zapewnienie udziału interesariuszy. Jest to trudne zadanie, które wymaga, aby zaangażowani interesariusze uczestniczyli w procesie podejmowania decyzji, ukierunkowując go zgodnie ze wspólnym celem jakim jest uwzględnienie potrzeb, niepewności oraz konfliktów [83, 84]. Kluczowe jest przejście od narzucania optymalnych rozwiązań opracowanych przez ekspertów

do wsparcia ekspertów w wypracowaniu odpowiednich rozwiązań poprzez udział interesariuszy [85]. Konsultacje społeczne prowadzone w Szwecji wykazały, że społeczeństwo jest zainteresowane uczestnictwem w procesie gospodarowania wodami [86]. Jednakże interesariusze niebędący ekspertami są przytłoczeni nadmiarem informacji i uwzględniając swój brak wiedzy wyrażają wątpliwości w to, czy powinni być zaangażowani we wszystkie etapy procesu. Wielu z nich wskazywało, że chętniej włączą się w rozwiązywanie problemów bezpośrednio ich dotyczących, łatwych do zauważenia w codziennym funkcjonowaniu. W zlewni rzeki Białki, w wyniku przeprowadzonej ankiety, również zaobserwowano potencjał społeczny, jeżeli chodzi o chęci zaangażowania w proces gospodarowania wodami. Respondenci wykazywali zainteresowanie partycypacją, dzielili się spostrzeżeniami związanymi z gospodarowaniem wodami zlewni czy stanem ilościowym i jakościowym wód. Warto tutaj zwrócić uwagę, że w badaniach Jacobs i in. [87] potwierdzono, że w zlewniach w Meksyku, USA, Brazylii i Tajlandii, gdzie wdrażano interesariuszy w proces gospodarowania wodami, obserwowane są pozytywne efekty tych działań, szczególnie w zakresie osiągnięcia konsensusu i rozwiązywania konfliktów. Jednocześnie barierą mogą stanowić znaczne koszty generowane w efekcie wdrażania procesów partycypacyjnych. Analizując zainteresowanie respondentów stanem rzek zlewni Białki, można założyć, że uwzględnienie ich udziału w zarządzaniu umożliwiłoby tworzenie rozwiązań bardziej wielotorowych, nastawionych na potrzeby zarówno społeczeństwa oraz środowiska. Konieczność wdrożenia nowego modelu zarządzania w zlewni rzeki ma odzwierciedlenie także w niewystarczającej komunikacji między interesariuszami, co stanowi główną barierę w skutecznym zarządzaniu zasobami wodnymi. Zarówno wyniki ankiety, jak i kwerynda literatury pokazują, że obecnie w zlewni Białki praktycznie nie istnieje dialog pomiędzy organami administracji państwowej a użytkownikami wód czy mieszkańcami. Skutkuje to społecznym odbiorem procesów zarządzania jako nieefektywnych i prowadzonych w sposób niekompetentny. Wdrożenie partycypacyjnego modelu zarządzania ułatwiłoby przepływ informacji oraz umożliwiło interesariuszom zrozumienie z czego wynikają trudności w pogodzeniu wszystkich stron problemu. Analizując odpowiedzi ankietowanych w zakresie źródeł informacji, można ocenić, że obecne metody komunikacji stosowane przez instytucje państwowe nie spełniają potrzeb społeczeństwa. Respondenci wskazują jako główne źródło wiedzy Internet, jednak nie docierają oni do informacji dystrybuowanych przez strony rządowe oraz administracji. Ograniczony dostęp do wiedzy stanowi kolejną barierę w procesie zarządzania zasobami wodnymi – około 20% respondentów definiuje gospodarowanie wodami jako regulację rzek i potoków.

Ankietowani dostrzegają zmienność rzeki w ciągu roku, zauważają problemy dotyczące gospodarki wodno-ściekowej, nie posiadają jednak wiedzy o formach ochrony przyrody na terenie zlewni. Analizując doniesienia medialne oraz wyniki ankiety, można dojść do wniosku, że negatywna ocena programu Natura 2000 oraz regulacji prawnych w zakresie ochrony środowiska nasila się. Jest to szczególnie widoczne w przypadku ochrony powodziowej. Mieszkańcy często postrzegają działania mające na celu ochronę przyrody jako wymierzone bezpośrednio przeciwko społeczeństwu zlewni. Pogłębianie się tego problemu jest widoczne zwłaszcza w przypadku ochrony przeciwpowodziowej, gdyż uwzględnienie potrzeb mieszkańców stoi w sprzeczności z celami realizowanymi przez instytucje zaangażowane w programy ochrony środowiska. Wskazuje to na niedoskonałość funkcjonowania procesu gospodarowania wodami (szczególnie w zakresie komunikacji i przekazywania wiedzy), który w założeniu ma dbać o wspólny interes całego społeczeństwa. Zarówno w ankiecie, jak i w doniesieniach medialnych, osoby związane z regionem wskazały sztuczne pogłębienie koryta rzeki i budowę wałów przeciwpowodziowych jako rozwiązanie problemu podtopień. Tymczasem działania tego typu doprowadziłyby do zniszczenia unikato-

wego charakteru Białki, a jednocześnie nie poprawiły bezpieczeństwa powodziowego. Brak wiedzy mieszkańców o przebiegu naturalnych procesów kształtujących koryta rzeki i teras zalewowych uniemożliwia zrozumienie realnych skutków proponowanego rozwiązania. Wypracowanie kompromisu jest procesem długim i żmudnym, ponadto wymaga zaakceptowania przez strony konfliktu faktu, że osiągnięcie pełnej satysfakcji przez którąkolwiek z nich nie jest możliwe. Oznacza to, że wypracowywanie optymalnych rozwiązań z użyciem partycypacji społecznej wymaga chęci do współpracy, przemyślnych i rozsądnych działań, jasnej i sprawnej komunikacji oraz budowania pozytywnych relacji opartych na wzajemnym szacunku [85]. Szerokie grono interesariuszy oraz bariery i konflikty związane z zarządzaniem zasobami wodnymi na terenie zlewni rzeki Białki wymaga wdrożenia odpowiednich zasad działania. Warto zwrócić uwagę, że pomimo niskiego poziomu wiedzy, znaczna część respondentów jest zainteresowana współpracą w zakresie tworzenia procesu gospodarowania wodami. Ten potencjał można wykorzystać do wdrażania zasad ZZZW na terenie badanego obszaru. Cele te na poziomie krajowym, dorzecza i zlewni są komplementarne [88]. Optymalne w tym zakresie jest osiągnięcie takiej równowagi w działaniach, aby zapewnić wsparcie procesu ZZZW przez wszystkie strony w nim uczestniczące. Określenie holistycznego celu spowoduje rozważenie wszystkich aspektów zarządzania gospodarką wodną, utrzymania gleb, planowania przestrzennego, użytkowania terenu, rolnictwa, transportu, rozwoju urbanizacyjnego i ochrony przyrody we właściwej skali na poziomie administracyjnym [89].

Z uwagi na liczne zidentyfikowane obszary niepewności w zarządzaniu zasobami wodnymi w zlewni rzeki Białki oraz niski poziom wiedzy społecznej na temat procesu gospodarowania wodami, koniecznym dopełnieniem jest implementacja do ZZZW zasad AZZW. Zasady te dostosowane są do budowania odpornego systemu zarządzania w oparciu o niepełne informacje, z uwzględnieniem niepewności posiadanych wyników [90]. Kluczowym narzędziem rozwijania AWM jest social learning, który powinien obejmować współpracę i wymianę wiedzy laików z ekspertami, naukowcami, rozwój zrozumienia kluczowych kwestii związanych z zarządzaniem zasobami wodnymi. Odpowiednio budowana świadomość społeczeństwa sprzyja zmniejszeniu niepewności.

Zarówno ZZZW, jak i AZZW potrzebują do rozwoju odpowiednich ram prawnych, które będą wspierać „zejście” wszystkich etapów zarządzania do skali lokalnej. Obowiązująca od 2018 r. ustawa Prawo wodne stanowi barierę dla implementacji ZZZW i AZZW, bowiem koncentruje się na procesach zarządzania na szczeblu krajowym. Na poziomie lokalnym, kluczowym dla prawidłowego wdrożenia założeń ZZZW oraz AZZW, ustawa nie uwzględnia udziału interesariuszy w procesie gospodarowania wodami. Poszczególne grupy, takie jak mieszkańcy czy przedsiębiorcy zlewni rzeki Białki, praktycznie nie posiadają narzędzi partycypacyjnych, przez co skazani są na formy komunikacji utrzymujące dystans pomiędzy społeczeństwem a organami administracyjnymi. Ponadto w aktualnym Prawie Wodnym pojawiają się niespójności pojęciowe, które utrudniają zrozumienie zagadnienia zarządzania zasobami wodnymi. Zgodnie z pierwszym artykułem ustawy [36] gospodarowanie wodami składa się z zarządzania zasobami wodnymi, kształtowania i ochrony oraz korzystania z wód. Natomiast w artykule 10 jako składowe zarządzania zasobami wodnymi zdefiniowano „zaspokajanie potrzeb ludności i gospodarki” oraz „ochrona wód i środowiska związanego z tymi zasobami”. Pojawiające się niespójności i braki odpowiednich narzędzi w Prawie Wodnym są jedną z głównych barier wdrażania AZZW, a także ZZZW. W wielu krajach znacznym utrudnieniem dla angażowania społeczeństwa w proces gospodarowania wodami są właśnie niekorzystne rozwiązania prawne [91], które nie dają narzędzi do budowania partycypacji społecznej.

Podsumowanie i wnioski

W zarządzaniu zasobami wodnymi zlewni rzeki Białki wyróżnić można dwa kluczowe problemy – zagrożenie powodziowe i zanieczyszczenie wód – których przyczyny są złożone i wynikają z uwarunkowań naturalnych (sezonowa zmienność rzeki, roztokowy charakter jej koryta) oraz czynników antropogenicznych (rozwój turystyki skutkujący nadmiernym poborem wód oraz zwiększonym zrzutem ścieków komunalnych). Choć część z tych problemów jest dostrzegana oraz definiowana przez społeczeństwo zlewni, to słaby nacisk na edukację w aspekcie gospodarowania wodami zaowocował powstawaniem konfliktów między interesariuszami a instytucjami odpowiedzialnymi za zarządzanie zasobami wodnymi. Efektem jest słaba komunikacja między administracją rządową i społecznościami lokalnymi. Powyższe zagadnienia, oprócz złożoności fizycznogeograficznej zlewni, są głównymi barierami w rozwoju skutecznego zarządzania zasobami wodnymi na analizowanym obszarze. Braki wiedzy skutkują zróżnicowanymi, niekiedy skrajnymi postawami wobec wprowadzonych w zlewni form ochrony przyrody. Część respondentów wykazała podejście silnie antropocentryczne, szczególnie w kwestii bezpieczeństwa powodziowego. W efekcie zlewnia rzeki Białki potrzebuje indywidualnych rozwiązań uwzględniających społeczne aspekty zarządzania, które będą wykorzystywać wiedzę zarówno lokalnej społeczności, jak i ekspertów. Wsparciem dla realizacji tych potrzeb wydają się być rozwiązania proponowane przez AZZW, takie jak social learning oraz holistyczne podejście do angażowania interesariuszy w proces zarządzania.

Źródła

- [1] Vörösmarty C.J., McIntyre P.B., Gessner M.O., Dudgeon D., Prusevich A., Green P., Glidden S., Bunn S.E., Sullivan C.A., Reidy Liremman C., Davies P.M., 2010, Global threats to human water security and river biodiversity, *Nature*, 467, 555-561, DOI: 10.1038/nature09440.
- [2] Parish E.S., Kodra E., Steinhäuser K., Ganguly A.R., 2012, Estimating future global per capita water availability based on changes in climate and population, *Computers and Geosciences*, 42, 79-86, DOI: 10.1016/j.cageo.2012.01.019.
- [3] Vörösmarty C.J., 2002, Global water assessment and potential contributions from Earth Systems Science, *Aquatic Sciences*, 64, 328-351, DOI: 10.1007/PL00012590.
- [4] Vörösmarty C.J., Green P., Salisbury J., Lammers R.B., 2000, Global water resources: vulnerability from climate change and population growth, *Science*, 289 (5377), 284-288, DOI: 10.1126/science.289.5477.284.
- [5] Kundzewicz Z.W., Mata L.J., Arnell N.W., Döll P., Jimenez B., Miller K., Oki T., Şen Z., Shiklomanov I., 2008, The implications of projected climate change for freshwater resources and their management, *Hydrological Sciences Journal*, 53 (1), 3-10, DOI: 10.1623/hysj.53.1.3.
- [6] Azhoni A., Holman I., Jude S., 2017, Adapting water management to climate change: Institutional involvement, inter-institutional networks and barriers in India, *Global Environmental Change*, 44, 144-157, DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2017.04.005.
- [7] IPCC, 2014, *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Core Writing Team, R.K. Pachauri, and L.A. Meyer (red.), IPCC, Geneva, Switzerland, 151 s.
- [8] Sivakumar M.V.K., 2011, Agricultural drought – WMO perspectives, [w:] *Agricultural Drought Indices. Proceedings of an Expert Meeting*, M.V.K. Sivakumar, R.P. Motha, D.A. Wilhite, D.A. Wood (red.), World Meteorological Organization, Geneva, 22-34.

- [9] Gustafson E.J., Sturtevant B.R., 2013, Modeling forest mortality caused by drought stress: implications for climate change, *Ecosystems*, 16, 60-74, DOI: 10.1007/s10021-012-9596-1.
- [10] Udmale P.D., Ichikawa Y., Kiem A.S., Panda S.N., 2014, Drought impacts and adaptation strategies for agriculture and rural livelihood in the Maharashtra State of India, *The Open Agriculture Journal*, 8, 41-47, DOI: 10.2174/1874331501408010041.
- [11] Ghimire Y.N., Shivakoti G.P., Perret S.R., 2010, Household-level vulnerability to drought in hill agriculture of Nepal: implications for adaptation planning, *Int. J. Sustain. Dev. World Ecol.* 2010, 17, 225–230. <https://doi.org/10.1080/13504501003737500>.
- [12] Sugg M., Runkle J., Leeper R., Bagli H., Golden A., Handwerger L.H., Magee T., Moreno C., Reed-Kelly R., Taylor M., Woolard S., 2020, A scoping review of drought impacts on health and society in North America, *Climate Change*, 162, 1177-1195, DOI: 10.1007/s10584-020-02848-6.
- [13] Petersen-Perlman J.D., Veilleux J.C., Wolf A.T., 2017, International water conflict and cooperation: challenges and opportunities, *Water International*, 42 (2), 105-120, DOI: 10.1080/02508060.2017.1276041.
- [14] Ashraf M.A., Maah M.J., Yusoff I., Mehmood K., 2010, Effects of polluted water irrigation on environment and health of people in Jamber, District Kasur, Pakistan, *International Journal of Basic and Applied Sciences*, 10, 37-57.
- [15] Cazarro I., López-Morales C.A., Duchin F., 2016, The global economic costs of the need to treat polluted water, *Economic Systems Research*, 28 (3), 295-314, DOI: 10.1080/09535314.2016.1161600.
- [16] Ahmed S.A., Hoque B.A., Mahmud A., 1998, Water management practices in rural and urban homes: a case study from Bangladesh on ingestion of polluted water, *Public Health*, 112 (5), 317-321, DOI: 10.1038/sj.ph.1900483.
- [17] Marsalek J., 2000, Overview of flood issues in contemporary water management, [w:] *Flood Issues in Contemporary Water Management*, J. Marsalek, W.E. Watt, E. Zeman, F. Sieker (red.), NATO Science Series. Series 2: Environment Security, 71, 1-16.
- [18] Zhang S., Li Y., Ma M., Song T., Song R., 2018, Storm water management and flood control in sponge city construction of Beijing, *Water*, 10 (8), DOI: 10.3390/w10081040.
- [19] Huntjens P., Pahl-Wostl C., Rihoux B., Schlüter M., Flachner Z., Neto S., Koskova R., Dickens C., Nabide Kiti I., 2011, Adaptive water management and policy learning in a changing climate: a formal comparative analysis of eight water management regimes in Europe, Africa and Asia, *Environmental Policy and Governance*, 21 (3), 145-163, DOI: 10.1002/eet.571.
- [20] King A.B., Thornton M., 2016, Staying the course: collaborative modeling to support adaptive and resilient water resource governance in the Inland Northwest, *Water*, 8 (6), DOI: 10.3390/w8060232.
- [21] Tran T.A., Pittock J., Tuan L.A., 2019, Adaptive co-management in the Vietnamese Mekong Delta: examining the interface between flood management and adaptation, *International Journal of Water Resources Development*, 35 (2), 326-342, DOI: 10.1080/07900627.2018.1437713.
- [22] Mutahara M., Warner J.F., Wals A.E.J., Khan M.S.A., Wester P., 2018, Social learning for adaptive delta management: Tidal River Management in the Bangladesh Delta, *International Journal of Water Resources Development*, 34 (6), 923-943, DOI: 10.1080/07900627.2017.1326880.
- [23] McLoughlin C.A., Thoms M.C., Parsons M., 2020, Reflexive learning in adaptive management: a case study of environmental water management in the Murray Darling Basin, Australia, *River Research and Applications*, 36 (4), 681-694, DOI: 10.1002/rra.3607.

- [24] Martínez-Santos P., Varela-Ortega C., Hernández-Mora N., 2007, Making inroads towards adaptive water management through stakeholder involvement, the NeWater experience in the Upper Guadiana basin, Spain, [w:] Proceedings of the International Conference of Adaptive and Integrated Water Management, Basel, 12-15 listopada 2006.
- [25] <https://www.gwp.org/en/About/why/the-need-for-an-integrated-approach/> (dostęp 26.07 2021).
- [26] Meran G., Siehlow M., von Hirschhausen C., 2021, Integrated Water resource management: principles and applications, [w:] The Economics of Water: Rules and Institutions, Springer International Publishing, 23-121, DOI: 10.1007/978-3-030-48485-9_3.
- [27] Megdal S.B., Eden S., Shamir E., 2017, Water governance, stakeholder engagement, and sustainable water resources management, *Water*, 9 (3), DOI: 10.3390/w9030190.
- [28] Mott Lacroix K.E., Megdal S.B., 2016, Explore, synthesize, and repeat: Unraveling complex water management issues through the stakeholder engagement wheel, *Water*, 8 (4), DOI: 10.3390/w8040118.
- [29] Akhmouch A., Clavreul D., 2016, Stakeholder engagement for inclusive water governance: “Practicing What We Preach” with the OECD Water Governance Initiative, *Water*, 8 (5), DOI: 10.3390/w8050204.
- [30] Dillon P., Bellchambers R., Meyer W., Ellis R., 2016, Community perspective on consultation on urban stormwater management: Lessons from Brownhill Creek, South Australia, *Water*, 8 (5), DOI: 10.3390/w8050170.
- [31] Sullivan C., 2010, Indicators and monitoring to support AWM, [w:] Adaptive Water Resource Management Handbook, J. Mysiak, J.H. Henrikson, C. Sullivan, J. Bromley, C. Pahl-Wostl (red.), Earthscan, 47-53.
- [32] Van der Keur P., Lloyd J.G., Integrated Water Resources Management (IWRM), [w:] Adaptive Water Resource Management Handbook, J. Mysiak, J.H. Henrikson, C. Sullivan, J. Bromley, C. Pahl-Wostl (red.), Earthscan, 4-6.
- [33] Cosens B., Brian C., Chaffin B.C., 2016, Adaptive governance of water resources shared with indigenous peoples: the role of law, *Water*, 8 (3), DOI: 10.3390/w8030097.
- [34] Casiano Flores C., Vikolainen V., Bressers H., 2016, Water governance decentralisation and river basin management reforms in hierarchical systems: do they work for water treatment policy in Mexico’s Tlaxcala Atoyac Sub-basin?, *Water*, 8 (5), DOI: 10.3390/w8050210.
- [35] Rouillard J.J., Spray C.J., 2017, Working across scales in integrated catchment management: lessons learned for adaptive water governance from regional experiences, *Regional Environmental Change*, 17 (7), 1869-1880, DOI: 10.1007/s10113-016-0988-1.
- [36] Dz.U. 2017 poz. 1566, Ustawa z 20 lipca 2017 – Prawo Wodne, ISAP.
- [37] Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady Wspólnoty Europejskiej z dnia 23 października 2000 roku ustanawiająca ramy działań Wspólnoty w zakresie polityki wodnej, EUR-Lex.
- [38] Kubiak-Wójcicka K., Machula S., 2020, Influence of climate changes on the state of water resources in Poland and their usage, *Geosciences*, 10 (8), DOI: 10.3390/geosciences10080312.
- [39] Więckowski M., 2010, Tourism development in the borderlands of Poland, *Geographia Polonica*, 83 (2), 67-81, DOI: GPol.2010.2.5.
- [40] Państwowe Gospodarstwo Wodne Wody Polskie, Mapa Podziału Hydrograficznego Polski w skali 1:10 000 (MPHP10k).

- [41] Kondracki J., 2002, *Geografia regionalna Polski*, Wyd. Naukowe PWN, Warszawa.
- [42] Solon J., Borzyszkowski, J., Bidlasik 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, DOI: 10.7163/GPol.0115.
- [43] Copernicus Land Monitoring Service, CORINE Land Cover (CLC) 2018, <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc2018> (accessed on 22.07.2021).
- [44] Kulesza K., Woźniak Ł., Walczykiewicz T., 2015, Czynniki determinujące funkcjonowanie korytarza ekologicznego Doliny Białki na tle możliwych zmian klimatu. [w:] *Nauka Tatrom. Tom III – Człowiek i środowisko*, A. Chrobak, T. Zwijacz-Kozica (red.), Wydawnictwa Tatrzańskiego Parku Narodowego, Zakopane, 79-88.
- [45] Wrzesiński D., 2017, Identyfikacja cech reżimu odpływu rzek w Polsce na różnych poziomach grupowania, *Badania Fizjograficzne*, 68, 265-278, DOI: 10.14746/bfg.2017.8.18.
- [46] SDF of the Natura 2000 Białka River Valley. Available online: <http://n2k-ws.gdos.gov.pl/wyszukiwar-kaN2k/webresources/pdf/PLH120024> (accessed on 28.07.2023).
- [47] Heldak M., 2010, Rzeka Białka w krajobrazie wsi podhalańskiej, *Architektura Krajobrazu*, 2, 39-46.
- [48] Dyrektywa Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory, EUR-Lex.
- [49] Bożek K., 2009, Jak udrożnić rezerwat, *Dzikie Życie*, 3/177, <https://dzikiezycie.pl/archiwum/2009/marzec-2009/jak-udroznic-rezerwat> (dostęp 16.04.2024).
- [50] Główny Urząd Statystyczny: <https://stat.gov.pl/> (dostęp 29.07.2023).
- [51] Janecka K., Lempa M., Czajka B., 2014, Przyczyny i skutki powodzi w Tatrach i na Podhalu, [w:] *Z badań nad wpływem antropopresji na środowisko. Tom 15*, R. Machowski, M.A. Rzętała (red.), Studenckie Koło Naukowe Geografów UŚ, Wydział Nauk o Ziemi UŚ, Sosnowiec, 111-119.
- [52] <https://www.nocowanie.pl/malopolskie-interesuje-turystow-najbardziej.html>
- [53] <https://www.nocowanie.pl/ferie-zimowe-2019-w-polsce---raport-nocowanie-pl.html>
- [54] Kruczek Z., 2016, Wykorzystanie wód geotermalnych w Polsce w celach rekreacyjnych i uzdrowiskowych. Studium przypadku – Białka Tatrzańska, [w:] *Wybrane aspekty zarządzania zakładem uzdrowiskowym*, A. Szromek (red.), Proksenia, Kraków, 157-173.
- [55] Duda E., Ziaja W., 2010, Wpływ turystyki i rekreacji na środowisko przyrodnicze i krajobraz Białki Tatrzańskiej, *Problemy Ekologii Krajobrazu*, 27, 131-140.
- [56] Heldak M., Szczepański J., 2011, Wpływ rozwoju turystyki na transformację krajobrazu wsi Białka Tatrzańska, *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, 1, 151-161.
- [57] Krąż P., 2012, Problemy w zarządzaniu systemem krajobrazowym Doliny Białki, *Problemy Ekologii Krajobrazu*, 33, 229-234.
- [58] Lenart-Boroń A., Wolanin A., Jelonkiewicz Ł., Chmielewska-Błotnicka D., Żelazny M., 2016, Spatiotemporal variability in microbiological water quality of the Białka River and its relation to the selected physico-chemical parameters of water. *Water Air Soil Pollution*, 227, DOI: 10.1007/s11270-015-2725-7.

- [59] Lenart-Boroń A., Prajsnar J., Krzesiwo K., Bojarczuk A., Jelonkiewicz Ł., Jelonkiewicz E., Żelazny M., 2016, Diurnal variation in the selected indicators of water contamination in the Białka River affected by a sewage treatment plant discharge, *Fresenius Environmental Bulletin*, 25 (12), 5271-5279.
- [60] Bojarczuk A., Jelonkiewicz Ł., Lenart-Boroń A., 2018, The effect of anthropogenic and natural factors on the prevalence of physicochemical parameters of water and bacterial water quality indicators along the river Białka, southern Poland, *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 10102-10114, DOI: 10.1007/s11356-018-1212-2.
- [61] Lenart-Boroń A., Prajsnar J., Guzik M., Boroń P., Chmiel M., 2020, How much of antibiotics can enter surface water with treated wastewater and how it affects the resistance of waterborne bacteria: a case study of the Białka River sewage treatment plant, *Environmental Research*, 191, DOI: 10.1016/j.envres.2020.110037.
- [62] Białka Tatrzańska: Płyną ścieki do rzeki, 2014, <https://24tp.pl/?mod=news&id=21987> (dostęp 16.04.2024).
- [63] Podhale. Ekolodzy w szoku! Wodę w rzece Białce zanieczyściły... bobry?, 2019. <https://zakopane.naszemiasto.pl/podhale-ekolodzy-w-szoku-wode-w-rzece-bialce-zanieczyscily/ar/c8-7436941> (dostęp 16.04.2024).
- [64] Zubek A., 2021, Białka Tatrzańska na kanalizację musi poczekać do 2027 roku? Pytamy w gminie, <https://podhaleregion.pl/index.php/z-podhala/33168-bialka-tatrzańska-na-kanalizację-musi-poczekac-do-2027-roku-pytamy-w-gminie> (dostęp 16.04.2024).
- [65] Podhale. Kiedy ruszy budowa kanalizacji w Białce Tatrzańskiej?, 2020, <https://gazetakrakowska.pl/podhale-kiedy-ruszy-budowa-kanalizacji-w-bialce-tatrzańskiej/ar/c15-14888421>, (dostęp 16.04.2024).
- [66] Stoffel M., Wyźga B., Niedźwiedz T., Ruiz-Villanueva V., Ballesteros-Cánovas J.A., Kundzewicz Z.W., 2016, Floods in mountain baśni, [w:] *Flood Risk in the Upper Vistula Basin. GeoPlanet: Earth and Planetary Sciences*, Z.W. Kundzewicz, M. Stoffel, T. Niedźwiedz, B. Wyźga (red.), Springer, Berlin, 23-37, DOI: 10.1007/978-3-319-41923-7_2.
- [67] Petition RPW/5997/2019N. Krempachy, Poland, 2019.
- [68] <https://www.sejm.gov.pl/sejm7.nsf/InterpelacjaTresc.xsp?key=09288B00&view=null> (dostęp 16.04.2024).
- [69] Para M., 2012, Jurgów: Zdążyć przed powodzią, <https://24tp.pl/n/17151> (dostęp 16.04.2024).
- [70] Wody Polskie o regulacji Białki: „Chronimy mieszkańców przed powodzią”, 2018, https://podhale24.pl/aktualnosci/artypul/60844/Wody_Polskie_o_regulacji_Bialki_quotChronimy_mieszkanow_przed_powodziąquot.html (dostęp 16.04.2024).
- [71] Bożek K., 2009, Jak udroźnić rezerwat, *Dziki Życie*, 3/177, <https://dzikiezycie.pl/archiwum/2009/marzec-2009/jak-udroznic-rezerwat> (dostęp 16.04.2024).
- [72] Brezko B., 2018, Mieszkańcy kontra ekolodzy kontra państwo. A rzeka płynie jak chce, <https://tech.wp.pl/mieszkanicy-kontra-ekolodzy-kontra-panstwo-a-rzeka-plynie-jak-chce-6327138770130561a?nil=&src01=f1e45&src02=isgf> (dostęp 16.04.2024).
- [73] Giżycka A., Szkaradzińska B., 2013, Ochrona siedzib ludzi, a ochrona przyrody, <https://podhaleregion.pl/index.php/z-podhala/3936-ochrona-siedzib-ludzi,-a-ochrona-przyrody> (dostęp 16.04.2024).
- [74] Topiński P., 2018, Protest nad Białką, <https://studioopinii.pl/archiwa/190156> (dostęp 16.04.2024).
- [75] Kaźmierczak P., 2016, Powódź przez urzędników?, https://interwencja.polsatnews.pl/repor-taz/2011-02-08/powodz-przez-urzednikow_853131/ (dostęp 16.04.2024).

- [76] Pałahicki M., Potocka J., Wiosło M., 2018, Protest ekologów przeciwko pracom na chronionej rzece Białka, https://www.rmfm24.pl/fakty/polska/news-protest-ekologow-przeciwko-pracom-na-chronionej-rzece-bialka,nId,2731131#crp_state=1 (dostęp 16.04.2024).
- [77] Rzecha Białka niszczone ciężkim sprzętem, 2018, http://eko.org.pl/index_news.php?dzial=2&kat=20&art=2206 (dostęp 16.04.2024).
- [78] Ciężki sprzęt dewastuje Rezerwat Przełom Białki!, 2018, <https://www.wwf.pl/aktualnosci/ciezki-sprzet-dewastuje-rezerwat-przelom-bialki> (dostęp 16.04.2024).
- [79] Skowron G., 2018, Kraków. Protest przeciwko regulacji rzeki Białki, <https://dziennikpolski24.pl/krakow-protest-przeciwko-regulacji-rzeki-bialki/ar/c3-13741932> (dostęp 16.04.2024).
- [80] Wody Polskie zabezpieczają Białkę przed powodzią, 2018, <https://www.kzgw.gov.pl/index.php/pl/aktualnosci/699-wody-polskie-zabezpieczaja-bialke-przed-powodzią> (dostęp 16.04.2024).
- [81] Ochrona przeciwpowodziowa doliny rzeki Białki w zgodzie z przyrodą, 2021, <https://krakow.wody.gov.pl/aktualnosci/1837-ochrona-przeciwpowodziowa-doliny-rzeki-bialki-w-zgodzie-z-przyroda-2> (dostęp 16.04.2024).
- [82] Refsgaard J.C., Arnbjerg-Nielsen K., Drews M., Halsnæs K., Jeppesen E., Madsen H., Markandya A., Olesen J.E., Porter J.R., Christensen J.H., 2012, The role of uncertainty in climate change adaptation strategies – a Danish water management example, *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 18, 337-359, DOI: 10.1007/s11027-012-9366-6.
- [83] Gallego-Ayala J., Juízo D., 2014, Integrating stakeholders' preferences into water resources management planning in the Incomati River basin, *Water Resources Management*, 28, 527-540, DOI: 10.1007/s11269-013-0500-3.
- [84] Basco-Carrera L., Warren A., van Beek E., Jonoski A., Giardino A., 2017, Collaborative modelling or participatory modelling? A framework for water resources management, *Environmental Modelling and Software*, 91, 95-110, DOI: 10.1016/j.envsoft.2017.01.014.
- [85] Langsdale S., Beall A., Bourget E., Hagen E., Kudlas S., Palmer R., Tate D., Werick W., 2013, Collaborative modeling for decision support in water resources: principles and best practices, *Journal of American Water Resource Association*, 49 (3), 629-638, DOI: 10.1111/jawr.12065.
- [86] Jonsson A., 2005, Public participation in water resources management: Stakeholder voices on degree, scale, potential, and methods in future water management, *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 34 (7), 495-500, DOI: 10.1579/0044-7447-34.7.495.
- [87] Jacobs K., Lebel L., Buizer J., Addams L., Matson P., McCullough E., Garden P., Saliba G., Finan T., 2016, Linking knowledge with action in the pursuit of sustainable water-resources management, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113, 4591-4596, DOI: 10.1073/pnas.0813125107.
- [88] A Handbook for Integrated Water Resources Management in Basins, 2009, Global Water Partnership and International Network of Basin Organisations, Elanders, Sweden, <https://www.gwp.org/globalassets/global/toolbox/references/a-handbook-for-integrated-water-resources-management-in-basins-inbo-gwp-2009-english.pdf> (dostęp 16.04.2024).
- [89] Konieczny R., Walczykiewicz T., 2005, Wstępna analiza proponowanych rozwiązań zawartych w projektowanej dyrektywie powodziowej i ich wpływu na rozwiązania prawne i organizacyjne w Polsce, IMGW, niepublikowany maszynopis.

- [90] Van der Keur P., Jeffrey P., Boyce D., Pahl-Wostl C., Hall A., Lloyd J.G., 2010, Adaptive Water Management in terms of development and application within IWRM, [w:] Adaptive Water Resource Management Handbook, J. Mysiak, J.H. Henrikson, C. Sullivan, J. Bromley, C. Pahl-Wostl (ed.), Earthscan, 7-9.
- [91] Saravanan V.S., McDonald G.T., Mollinga P.P., 2009, Critical review of integrated water resources management: moving beyond polarised discourse, *Natural Resources Forum*, 33, 76-86, DOI: 10.1111/j.1477-8947.2009.01210.x.

5.2. Narzędzie do oceny zagrożenia zaopatrzenia ludności w wodę przeznaczoną do spożycia

AUTORZY: MONIKA BRYŁA, MATEUSZ ŻELAZNY, BOGDAN OZGA-ZIELIŃSKI, TOMASZ WALCZYKIEWICZ, MAGDALENA SKONIECZNA, KATARZYNA KRAJ

W rozdziale przedstawiono analizę wpływu zanieczyszczeń ze źródeł rolniczych oraz komunalnych na wody powierzchniowe. Jako obszar pilotażowy wybrano odcinek rzeki Dunajca od potoku Brzeźniana do ujęcia w Świniarsku. Analizę przeprowadzono przy pomocy dynamicznego modelu WASP służącego do symulacji zmian jakości wody. Wykorzystanie modelu WASP umożliwia ocenę bieżących i przyszłych zmian jakości wody oraz pozwala na planowanie działań redukujących ich negatywny wpływ na wody powierzchniowe. Wyniki symulacji rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w korycie Dunajca wskazują, że w dwóch przyjętych scenariuszach, zakładających zwiększoną podaż zanieczyszczeń oraz niekorzystne warunki hydrologiczne, nie wystąpi negatywny wpływ na pracę i efektywność ujęcia wody. W tych przypadkach ryzyko mieści się zatem w akceptowalnych granicach. W przypadku scenariusza symulującego awarię oczyszczalni ścieków zlokalizowanej w pobliżu ujęcia wody, może jednak wystąpić poważne zagrożenie. Przeprowadzone analizy wskazują, że WASP może mieć znaczący potencjał aplikacyjny w ocenie ryzyka ujęć wód powierzchniowych.

Wstęp

Zadaniem stref ochronnych ujęć wody jest zabezpieczenie zasobów wodnych przed zanieczyszczeniem i tym samym zapewnienie odpowiedniej jakości wody do spożycia dla ludności oraz wody wysokiej jakości dla zakładów wymagających dostępu do takiego źródła. Nowelizacja ustawy Prawo Wodne z dnia 20 lipca 2017 r. [1], która weszła w życie 1 stycznia 2018 r., wprowadza m.in. zasadnicze zmiany w zakresie ustanawiania stref ochronnych ujęć wód. Nakłada ona na właścicieli ujęć obowiązek przeprowadzenia analizy ryzyka dla ujęć wód realizujących zadania w zakresie zbiorowego zaopatrzenia w wodę. Analiza ta stanowi podstawę do wyznaczenia terenu ochrony pośredniej ujęcia (rys. 5.2.1) lub stwierdzenia braku takiej potrzeby. Jednakże ustawa nie określa w sposób jednoznaczny, w jaki sposób oraz w jakim zakresie analiza ryzyka powinna zostać wykonana. Tymczasem, jak informuje Najwyższa Izba Kontroli w 2016 r. „(...) w 4 z 12 przedsiębiorstw wodociągowych oraz w 5 z 9 gmin, eksploatujących ujęcia wód przeznaczonych do spożycia przez ludzi, tj. w 42,9% kontrolowanych jednostek, stwierdzono przypadki nieuzasadnionego odstąpienia od ustanowienia strefy ochronnej z terenem ochrony pośredniej, pomimo istnienia przesłanek do ustanowienia takiego terenu. Niewystępowanie z wnioskiem w tej sprawie wyjaśniano brakiem potrzeby ustanowienia takiego terenu i potencjalnymi konfliktami związanymi z naruszeniem interesów właścicieli terenów” [2].

Według PGW Wody Polskie [3] ponad 70% wody przeznaczonej dla ludności to woda z ujęć podziemnych, prawie 30% pobierane jest z wód powierzchniowych. Na obszarze dwóch województw, w Małopolsce i na Śląsku, przeważają ujęcia powierzchniowe. Według statystyk prowadzonych od 2018 r. przez PGW Wody Polskie, za zaopatrzenie w wodę w Polsce odpowiedzialnych jest blisko 2800 podmiotów posiadających różną formę organizacyjną [3]. Mówiąc o wodach powierzchniowych, mówimy o ujęciach z cieków i zbiorników retencyjnych, rzadziej jezior. Zbiorniki retencyjne mogą wypełniać funkcję zaopatrzenia w wodę na dwa sposoby – stanowiąc bezpośrednie źródło, jak np. Zbiornik Dobczycki (rys. 5.2.2), lub zasilając ciek poniżej piętrzenia dla zwiększenia przepływów w czasie niżówek i zwiększając bezpieczeństwo poboru w zlokalizowanych tam ujęciach. Przykładem takiego rozwiązania może być Zbiornik Czorszyński (rys. 5.2.3).



Rys. 5.2.1. Teren ochrony pośredniej dla ujęcia wody z Rudawy dla Krakowa. Fot. T. Walczykiewicz.



Rys. 5.2.2. Zbiornik w Dobczycach – widok na ujęcie wieżowe z prawej strony. Fot. T. Walczykiewicz.



**Rys. 5.2.3. Zbiornik Czorsztyński bez funkcji zaopatrzenia w wodę –
zwiększenie przepływów w czasie niżówek. Fot. T. Walczykiewicz.**



Rys. 5.2.4. Dolina rzeki Rudawy powyżej ujęcia dla Krakowa. Fot. T. Walczykiewicz.

Proces ustanawiania strefy ochronnej ujęć wód reguluje ustawa Prawo Wodne [1]. Strefa obejmuje wyłącznie teren ochrony bezpośredniej (TOB) związany z obiektami ujęcia, do którego dostęp jest możliwy dla upoważnionych osób albo teren ochrony bezpośredniej i teren ochrony pośredniej (TOP). W przypadku ujęć wody z potoków górskich lub z górnego biegu rzeki, strefa ochronna może obejmować całą zlewnię cieku powyżej tego ujęcia. Na terenie ochrony bezpośredniej zakazuje się użytkowania gruntów do celów niezwiązanych z eksploatacją ujęcia wody, z kolei na terenie ochrony pośredniej ustawa umożliwia wprowadzenie istotnych ograniczeń w działalności gospodarczej i inwestycyjnej związanej m.in. z lokalizacją nowych obiektów. Ponadto wprowadza się możliwość zakazu takich działalności, które mogą mieć wpływ na jakość ujmowanej wody lub wydajność ujęcia. Jest to uszczegółowienie poprzednich zapisów prawnych, dostosowujące przepisy krajowe do zaleceń Światowej Organizacji Zdrowia oraz Komisji Europejskiej pod kątem ochrony zdrowia ludzkiego poprzez kontrolę jakości wody surowej przeznaczonej do spożycia. W Polsce doliny rzek są bardzo często silnie zabudowane w wyniku wzrastającej presji inwestycyjnej. Dotyczy to szczególnie Małopolski i Śląska [3], w których akurat przeważają ujęcia wód powierzchniowych. Obecnie pod znaczną presją znajdują się tereny gmin sąsiadujących z dużymi miastami, np. Krakowem, gdzie trwa intensywny rozwój zabudowy mieszkaniowej. Przykładem takiej gminy może być Zabierzów w zlewni Rudawy (rys. 5.2.4).

Materiały i metody

Wspomniane wyżej możliwe ograniczenia w strefie należy analizować na dwóch płaszczyznach [4, 5]. Z jednej strony powinny one zapewnić bezpieczną pod względem jakości wodę dla użytkowników, z drugiej zaś być racjonalnie uzasadnione i wprowadzane z uwzględnieniem interesów gospodarczych i inwestycyjnych realizowanych powyżej ujęcia. Tylko wówczas granica strefy zostanie wyznaczona optymalnie. Jednym z dostępnych narzędzi jest schemat analityczny DPSIR (Driving forces – czynniki/siły sprawcze, Pressures – presje, State – stan, Impacts – oddziaływania, Responses – odpowiedzi), opisujący interakcje między społeczeństwem i środowiskiem, a więc wpływ człowieka na środowisko i odwrotnie, ze względu na współzależność komponentów [6]. Schemat ten jest wykorzystywany przez Europejską Agencję Ochrony Środowiska. Znalazł również zastosowanie w analizie wpływu pochodzenia antropogenicznego na jakość wód w procesie wdrażania Ramowej Dyrektywy Wodnej [7]. W przypadku analizy ryzyka dla ujęć wód, schemat postępowania można przedstawić następujący sposób (rys. 5.2.5):

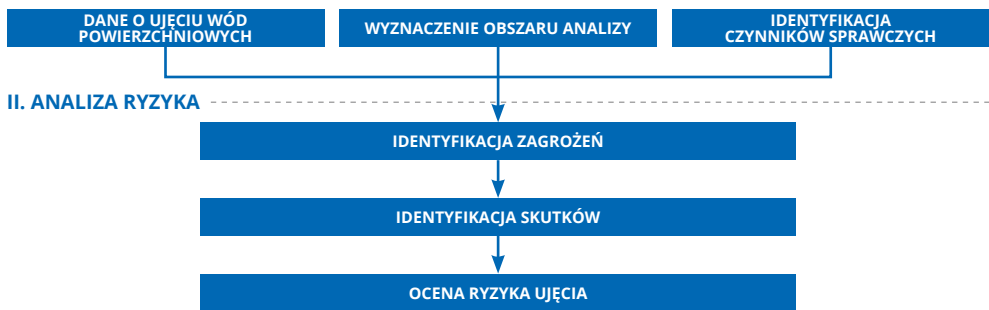
- Czynniki (siły sprawcze) – wszelka działalność gospodarcza powyżej ujęcia i istniejące obiekty wywołujące presje na jakość wód.
- Presje – emitowane w wyniku procesów gospodarczych i uwalniane w wyniku zjawisk meteorologicznych zanieczyszczenia oraz pobory wód mające wpływ na koncentrację zanieczyszczeń.
- Stan (zagrożenia) – parametry jakościowe wód powierzchniowych w miejscu ujęcia wód.
- Wpływ (skutki) – możliwe ograniczenia wynikające z jakości wód ujmowanej wody.
- Reakcja – wyznaczenie strefy o granicach pozwalających na zapewnienie bezpieczeństwa wody spełniającej wymagane parametry w miejscu poboru, wprowadzenie ograniczeń dla nowych przedsięwzięć w strefie.

Wobec powyższej klasyfikacji ryzyko dla ujęcia wód może być interpretowane jako funkcja stanu (zagrożenia) i oddziaływań (skutków). Schemat prac służący opracowaniu metodyki analizy ryzyka dla konkretnego ujęcia składa się z dwóch etapów (rys. 5.2.6). Pierwszy etap dotyczy zebrania danych na temat ujęcia. Są to informacje dotyczące dokumentacji hydrologicznej, która może zawierać m.in. dane dotyczące lokalizacji ujęcia, charakterystyk hydrologicznych oraz pozwolenia wodnoprawnego. Na wyznaczonym obszarze dokonuje się identyfikacji czynników spraw-



Rys. 5.2.5. Schemat analityczny DPSIR.

I. DANE DO ANALIZY



Rys. 5.2.6. Etapy przeprowadzania analizy ryzyka. Źródło: IMGW-PIB/ZGWiSW.

czych, czyli potencjalnych źródeł zanieczyszczeń. Drugi etap odnosi się do przygotowania analizy ryzyka dla badanego ujęcia, z uwzględnieniem zgromadzonych danych. Wiąże się to z identyfikacją zagrożeń oraz potencjalnych skutków, a następnie z oceną ryzyka dla określonej lokalizacji. W przypadku skomplikowanych interakcji zachodzących w środowisku wodnym powyżej ujęcia, dla wyznaczenia optymalnej granicy strefy pomocne jest wykorzystanie narzędzia do modelowania jakości wody.

Jednym z głównych czynników wpływających na obniżenie jakości wód oraz pogorszenie ich stanu jest wprowadzanie zanieczyszczeń chemicznych, biologicznych oraz mechanicznych [8]. Szczególną uwagę należy zwrócić na zanieczyszczenia troficzne (głównie fosfor i azot), które stanowią kluczowy czynnik prowadzący do eutrofizacji w wyniku dopływu substancji biogenych pochodzących głównie z rolnictwa, depozycji atmosferycznej oraz zrzucanych ścieków. Należy również odnotować postępujący wpływ prognozowanych zmian klimatu, a w szczególności wzrost temperatury prowadzący do przyspieszania procesów biochemicznych w wodach powierzchniowych. Na ich jakość negatywnie oddziałuje również obecność metali ciężkie i substancji toksycznych oraz zakwaszenie i podgrzanie wód. Zgodnie z Ramową Dyrektywą Wodną [7] w skali europejskiej za główne presje uważa się:

- rozproszone źródła zanieczyszczeń (głównie z rolnictwa oraz depozycja atmosferyczna);
- punktowe źródła zanieczyszczeń;
- pobory wód;
- zmiany hydromorfologiczne.

Metoda uproszczona i metoda szczegółowa

Proponuje się dwa podejścia metodyczne w kwestii przeprowadzania analizy ryzyka, a wybór właściwej metody uzależniony jest od wielkości ujęcia. Podział na metody został opracowany zgodnie z zapisem art. 133 ust. 5 ustawy Prawo Wodne [1], gdzie wymienione są parametry ujęć wód, dla których należy wykonać analizę. Dla ujęć zbiorowych, dostarczających więcej niż 10 m³ wody na dobę lub zaopatrujących w wodę więcej niż 50 osób, zaleca się stosowanie metody szczegółowej, natomiast dla indywidualnych ujęć wody, dostarczających do 10 m³ wody na dobę lub zaopatrujących w wodę do 50 osób, jeżeli woda jest dostarczana jako przeznaczona do spożycia przez ludzi, w ramach działalności handlowej, usługowej, przemysłowej albo do budynków użyteczności publicznej, zaleca się stosowanie metody uproszczonej.

Przystępując do przeprowadzenia analizy ryzyka, zarówno metodą uproszczoną, jak i szczegółową, wymagane jest pozyskanie dokumentacji na temat ujęcia wód, na podstawie której możliwe będzie dokonanie charakterystyki uwzględniającej:

- lokalizację ujęcia;
- stan techniczny ujęcia;
- stan formalno-prawny ujęcia;
- jakość ujmowanych wód powierzchniowych;
- sposób monitoringu pracy ujęcia.

Opracowane metody przeprowadzania analizy ryzyka wymagają również zgromadzenia szeregu innych informacji, m.in. danych hydrologicznych, przestrzennych, w tym o pokryciu terenu, oraz statystycznych. W związku z tym przygotowana została lista uwzględniająca propozycję ogólnodostępnych źródeł danych możliwych do wykorzystania podczas przeprowadzania analizy.

Metoda uproszczona przeprowadzania analizy ryzyka jest stosowana w przypadku mniejszych ujęć wód, w warunkach ograniczonego dostępu do danych. Koncepcja oraz poszczególne kroki jej wykonania przedstawione zostały w poniższych punktach.

- 1) Wyznaczenie obszaru analizy.
- 2) Analiza wyników badania jakości ujmowanej wody.
- 3) Identyfikacja presji generowanych przez czynniki sprawcze.
- 4) Obliczenie ładunków zanieczyszczeń wytwarzanych przez zidentyfikowane presje.
- 5) Ocena i klasyfikacja ryzyka.
- 6) Ocena konieczności ustanowienia TOP.

Metodę szczegółową przeprowadzania analizy ryzyka oparto na modelowaniu rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w rzece za pomocą modelu matematycznego. Uważa się, że może on stanowić skuteczne narzędzie wspomagające działania mające na celu ochronę i poprawę jakości wód powierzchniowych, w tym cieków przeznaczonych do lokalizacji ujęć wody pitnej. Jednakże należy pamiętać, iż każdy model jakości wody posiada unikalne właściwości symulacji oraz przeznaczenie.

Powszechnie stosowanymi przez użytkowników zajmujących się modelowaniem jakości wody w rzekach są modele WASP, SWAT czy też QUAL. Narzędzia te wykorzystywane są zarówno przez służby oraz organizacje związane z ochroną środowiska, jak i przez ośrodki badawcze z całego świata.

MODEL QUAL

Model QUAL opracowano w latach 70. XX wieku. Jego najnowsza dostępna wersja to QUAL2Kw. Jest to jednowymiarowy, stały model jakości wody. Daje możliwość symulacji zarówno punktowych, jak i rozproszonych źródeł zanieczyszczeń dla 20 parametrów jakości wody. Model ma wbudowanym system automatycznej kalibracji wykorzystujący algorytm genetyczny [9].

MODEL WASP

Rzówój modelu WASP rozpoczął się w latach 70. XX wieku i jest stale ulepszany przez Amerykańską Agencję Ochrony Środowiska. Najnowszą dostępną wersją modelu jest WASP 8.32. WASP jest dynamicznym modelem przeznaczonym dla systemów wodnych, pozwalającym przeprowadzać symulację jedno-, dwu- lub trójwymiarowe. Wykorzystuje się go do interpretacji i prognozowania zmienności jakości wody spowodowanej zarówno czynnikami naturalnymi, jak i antropogenicznymi [9].

MODEL SWAT

SWAT jest modelem fizycznym, co oznacza, że opisuje związki pomiędzy parametrami wejścia i wyjścia za pomocą równań fizycznych a nie regresyjnych [10]. Obliczenia prowadzone są w kroku dziennym, miesięcznym bądź rocznym, a modelowanie przebiega w sposób ciągły. SWAT może analizować zlewnie poprzez podział ich powierzchni na homogeniczne części. Model symuluje hydrologię, cykl obiegu pestycydów, składników odżywczych, erozję i transport osadów.

Aplikacja modelu WASP

Na podstawie zgromadzonych informacji uznano, że proponowane podejście koncepcyjne przeprowadzenia analizy ryzyka metodą szczegółową zostanie zrealizowane przy zastosowaniu modelu WASP [11]. W rozpatrywanych warunkach model ten stanowić będzie najdokładniejsze wsparcie w określeniu zmian jakości wody, następujących pod wpływem zidentyfikowanych punktowych i rozproszonych źródeł zanieczyszczeń pochodzenia naturalnego oraz antropogenicznego. Ponadto uważa się, że WASP modelując rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń w wyznaczonym do analizy odcinku rzeki pozwoli na ostateczne wyznaczenie obszaru strefy ochrony pośredniej ujęcia.

CHARAKTERYSTYKA MODELU WASP

Zbudowanie modelu matematycznego dowolnego obiektu wodnego w WASP wymaga wykonania określonych działań w odpowiedniej kolejności. Działania te mają na celu matematyczny opis modelowanej przestrzeni i procesów, które w niej zachodzą. Kolejność niezbędnych kroków jest w zasadzie niezmienna dla każdej aplikacji modelu, aczkolwiek lokalne uwarunkowania oraz stawiane cele mogą powodować konieczność modyfikacji.

Podstawową zasadą modelu WASP jest zasada zachowania masy [9, 12]. W równaniu bilansu masy dla rozpuszczonych składników jakości wody muszą zostać uwzględnione:

- wszystkie substancje wprowadzane i usuwane z systemu (zarówno bezpośrednio, jak i na drodze dyfuzji);
- zjawisko transportu adwekcyjnego i dyspersyjnego;
- procesy transformacji chemicznej, fizycznej i biologicznej.

Dla nieskończonej małej objętości cieczy równanie bilansu masy ma następującą postać [11]:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x}(U_x C) - \frac{\partial}{\partial y}(U_y C) - \frac{\partial}{\partial z}(U_z C) + \frac{\partial}{\partial x}\left(E_x \frac{\partial C}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(E_y \frac{\partial C}{\partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(E_z \frac{\partial C}{\partial z}\right) + S_L + S_B + S_K$$

gdzie: C – stężenie składowej jakości wody [mg/l]; t – czas [d]; U_x, U_y, U_z – podłużna, poprzeczna i pionowa prędkość adwekcyjna [m/d]; E_x, E_y, E_z – podłużne, poprzeczne i pionowe współczynniki dyfuzji [m²/d]; S_L – wielkość ładunku (bezpośrednio i dyfuzyjnie) [g/m³-d]; S_B – brzegowa wielkość ładunku (strumienia górnego, strumienia dolnego, bentosowy i atmosferyczny) [g/m³-d]; S_K – całkowita wielkość transformacji kinetycznej (dodatnia – zwiększenie, ujemna – ubytek [g/m³-d]).

Równania bilansowe rozwiązywane są za pomocą iteracyjnej metody różnic skończonych w układzie – zdefiniowanych przez użytkownika – segmentów podziałowych dyskretyzujących modelowany obiekt. W tym celu wykonuje się przejście od nieskończonej małej objętości cieczy do większej objętości segmentów podziałowych zdefiniowanych przez użytkownika oraz ustala się parametry transportu, obciążenia ładunkiem i transformacji. Równanie bilansowe posiada wówczas następującą postać [12]:

$$\frac{\partial}{\partial t}(AC) = \frac{\partial}{\partial x}\left(-U_x AC + E_x A \frac{\partial C}{\partial x}\right) + A(S_L + S_B) + AS_K$$

gdzie: A – powierzchnia przekroju poprzecznego [m²].

Powyższe równanie opisuje trzy główne grupy procesów kształtujących jakość wody:

- procesy transportu (człon pierwszy równania);
- obciążenie ładunkiem (człon drugi równania);
- procesy transformacji (człon trzeci równania).

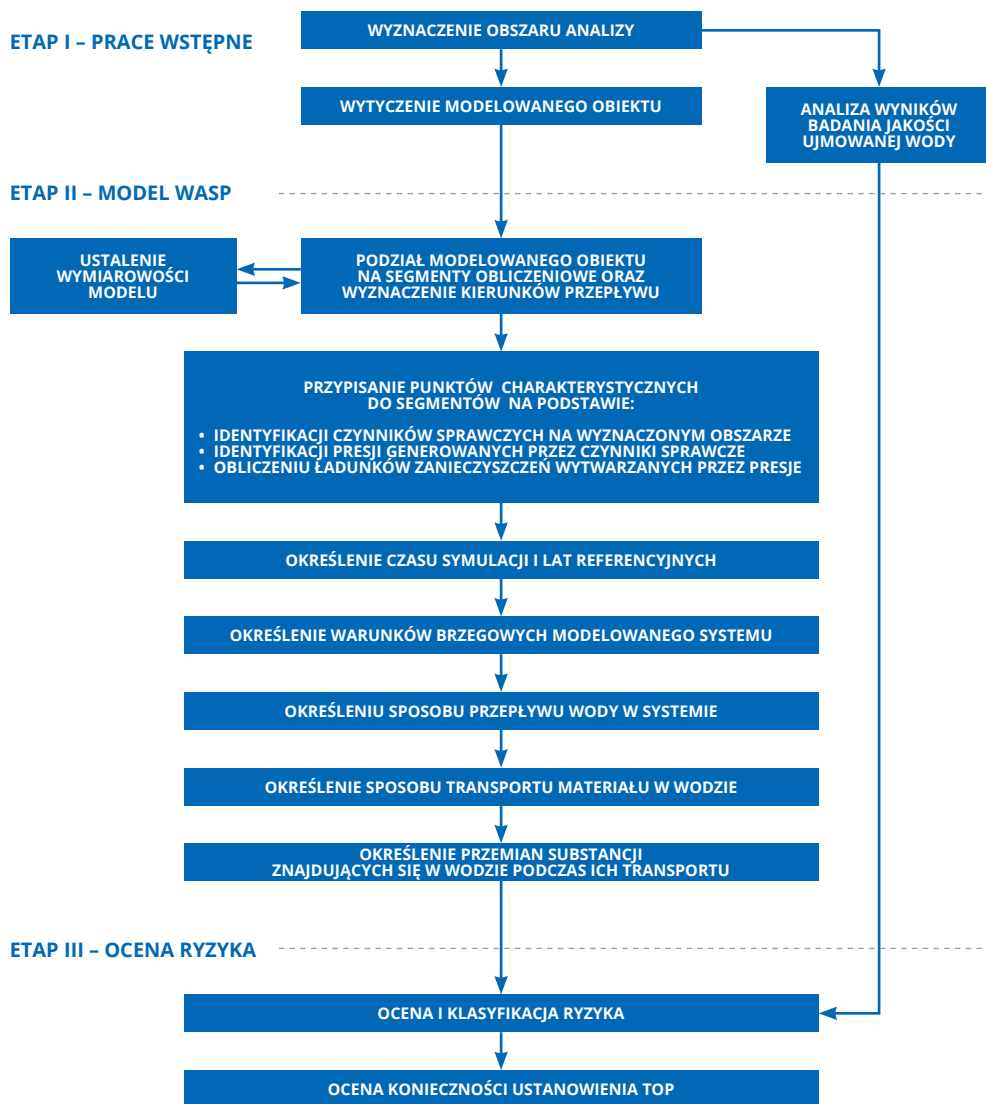
Zapis powyższego równania przedstawia przypadek ruchu jednowymiarowego opisującego transport podłużny (w przypadku tym zakłada się ustalone warunki ruchu w kierunkach poprzecznym i pionowym).

KONCEPCJA APLIKACJI MODELU WASP

Autorska koncepcja przeprowadzania analizy ryzyka metodą szczegółową z zastosowaniem modelu WASP została podzielona na trzy główne etapy (rys. 5.2.7)

I Etap – Prace wstępne

Pierwszy etap analizy polega na wyznaczeniu właściwego obszaru analizy, wytyczeniu modelowanego obiektu oraz analizie wyników badania jakości ujmowanej wody.



Rys. 5.2.7. Autorski schemat przeprowadzania analizy ryzyka metodą szczegółową, z wykorzystaniem modelu WASP.

1) Wyznaczenie obszaru analizy

Proces wyznaczenia obszaru analizy w metodzie szczegółowej jest analogiczny do procesu opisanego w metodzie uproszczonej. Obszarem analizy jest zlewnia rzeki, na której znajduje się ujęcie wód. Punktem zamykającym zlewnię jest ujęcie. Granicę analizowanego obszaru powyżej ujęcia określa się na podstawie:

- charakterystyki ujęcia;
- ukształtowania powierzchni;
- zagospodarowania przestrzennego oraz użytkowania terenu;

- budowy geologicznej;
- warunków hydrologicznych oraz hydrogeologicznych;

oraz innych dane, które zostaną zidentyfikowane w trakcie analiz (np. presja antropogeniczna na terenie zlewni związana z melioracjami, gospodarką komunalną, presją turystyczną).

W przypadku ujęć zlokalizowanych na potokach górskich lub w górnych biegach rzeki obszar analizy może obejmować całą zlewnię powyżej ujęcia wody.

2) Wytyczenie modelowanego obiektu

Z wyznaczonego obszaru zlewni należy wytyczyć obiekt (np. odcinek rzeki, jezioro, zbiornik wodny), na którym zlokalizowane jest ujęcie wód. Punktem końcowym wybranego obiektu jest wybrane ujęcie.

3) Analiza wyników badania jakości ujmowanej wody

Proces analizy wyników badania jakości ujmowanej wody jest taki sam, jak w metodzie uproszczonej (punkt 2. metody uproszczonej).

II ETAP – MODEL WASP

W drugim etapie analizy następuje budowa modelu WASP dla wybranego obiektu. Dokonuje się podziału obiektu na segmenty, wyznaczone zostają kierunki przepływu oraz przypisane punkty charakterystyczne. Ustala się również wymiarowość modelu, czas symulacji i warunki brzegowe. Dalszy proces budowy modelu zakłada wykonanie czterech zasadniczych kroków dotyczących: hydrodynamiki, transportu masy, transformacji jakości wody oraz toksykologii środowiska.

1) Podział modelowanego obiektu na segmenty obliczeniowe oraz wyznaczenie kierunków przepływu

Siatka segmentów obliczeniowych ukazuje fizyczną konfigurację wyznaczonego obiektu. Przykładowe sieci podziałów na segmenty wraz z zaznaczonymi kierunkami przepływu zostały przedstawione na rysunku 5.2.8.

Podział na segmenty obliczeniowe ma wpływ na zakres wyprowadzanych wyników. Stężenia składowych jakości wody są obliczane wewnątrz każdego segmentu, natomiast wielkości opisujące transport składowych jakości wody oblicza się dla powierzchni połączenia sąsiednich segmentów.

Generalnie, segmenty opisywane w modelu WASP mogą należeć do jednej z czterech klas, opisujących odrębne strefy akwenu wodnego. Każdy segment można zdefiniować jako [13]:

- powierzchniowy – reprezentujący segment słupa wody, mający kontakt z atmosferą;
- podpowierzchniowy – reprezentujący segment słupa wody, niemający kontaktu z atmosferą;
- górna warstwa bentosu – segmenty osadów bentosowych stykające się z wodą;
- dolna warstwa bentosu – segmenty poniżej górnej warstwy bentosu.

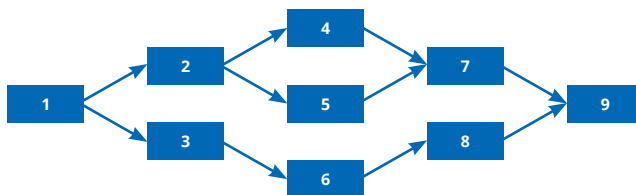
2) Ustalenie wymiarowości modelu

Ustalenie wymiarowości modelu jest w sposób bezpośredni związane z podziałem modelowanego obiektu na segmenty obliczeniowe. Przedstawiony na rysunku „Schemat przepływu A” (rys. 5.2.8) dopuszcza wystąpienie dwóch układów podziału na segmenty. W przypadku, gdy nie występuje pionowy podział na segmenty, będzie definiowany

SCHEMAT PRZEPLYWU „A”



SCHEMAT PRZEPLYWU „B”



Rys. 5.2.8. Przykłady sieci segmentów podziałowych z zaznaczonymi kierunkami przepływu [12].

model jednowymiarowy o wzdłużnym kierunku transportu, natomiast w przypadku uwzględnienia podziału pionowego, model będzie dwuwymiarowy. Podobnie w przedstawionym na rysunku przykładzie „Schemat przepływu B” (rys. 5.2.8) możemy mieć do czynienia z modelem quasi dwuwymiarowym lub modelem trójwymiarowym.

3) Przypisanie punktów charakterystycznych do segmentów

Do utworzonej siatki segmentów obliczeniowych przypisane powinny zostać punkty charakterystyczne, takie jak: punkty poboru prób jakościowych, miejsca odprowadzenia zanieczyszczeń czy punkty poboru wody. Punkty te powinny być zlokalizowane w pobliżu środka segmentu, natomiast punkty zrzutu zanieczyszczeń w strumieniach i rzekach o jednokierunkowym przepływie („Schemat przepływu A”, na rys. 5.2.8) – powyżej końca segmentu.

Przypisanie punktów charakterystycznych odbywa się na podstawie kolejno następujących po sobie działań:

- identyfikacja czynników sprawczych na wyznaczonym obszarze;
- identyfikacja presji generowanych przez czynniki sprawcze;
- obliczenie ładunków zanieczyszczeń wytwarzanych przez presje;

Przebieg powyższych działań został opisany w metodzie uproszczonej (punkty 3, 4 i 5 metody uproszczonej).

4) Określenie czasu symulacji i lat referencyjnych

Do przeprowadzenia obliczeń wymagane jest określenie czasu symulacji oraz lat referencyjnych. Czas symulacji powinien wynosić okres jednego roku lub więcej, a okresem referencyjnym jest ostatnie dziesięciolecie w momencie przeprowadzania analizy. Korzystne dla wybranego okresu jest występowanie w nim zarówno przepływów niskich, jak i wysokich. Szczególnie istotne w kontekście modelowania jakości wody są ciągi występowania przepływów niskich, które mogą negatywnie wpływać na stopień rozcieńczania się zanieczyszczeń w wodzie.

5) Określenie warunków brzegowych modelowanego systemu

W modelu WASP system zasilany jest w wodę przede wszystkim poprzez wielkości przepływu opisywane przez warunek brzegowy dopływu górnego oraz dopływów bocznych. Warunki brzegowe wielkości dopływu mogą zostać wprowadzone do systemu w formie ciągów dobowych przepływów określonych na podstawie pozyskanych danych (np. danych wodowskazowych), danych literaturowych lub własnych pomiarów.

Wprowadzone do systemu muszą zostać również warunki brzegowe dopływu górnego oraz dopływów bocznych, dotyczące jakości wody. Warunki brzegowe jakości wody mogą zostać wprowadzone w formie ciągów dobowych stężeń jakości wody określonych na podstawie pozyskanych danych (np. dane WIOŚ), danych literaturowych lub własnych pomiarów.

6) Określenie sposobu przepływu wody w systemie

Sposób przepływu wody w systemie może być określony przy pomocy pomiarów wodowskazowych, prac studialnych oraz z zastosowaniem modelowania hydrodynamicznego. Dane dotyczące przepływu mogą być interpolowane i ekstrapolowane przy wykorzystaniu zasady ciągłości. Schemat cyrkulacji wody w systemie może być określany za pomocą opcji opisowej, fali kinematycznej lub importu wyników zewnętrznych modeli hydrodynamicznych.

Opcja opisowego przepływu wody powierzchniowej polega na jawnym przypisaniu do każdego segmentu wielkości strumienia dopływającego i odpływającego, przy zachowaniu ciągłości przepływu oraz uwzględnieniu zmienności przepływów w czasie.

Opcja fali kinematycznej przepływu strumienia zapewnia bardziej realistyczną symulację dynamiki przepływu w odcinkach sieci jednowymiarowej. Równanie fali kinematycznej służy obliczeniu propagacji przepływu i pozwala na określenie zmienności przepływu, objętości głębokości oraz prędkości występujących w segmentach siatki obliczeniowej. Przepływ kinematyczny jest zależny od spadku oraz szorstkości dna. Schemat przepływu jest definiowany jako części przepływu wejściowego dopływające do poszczególnych segmentów obliczeniowych. Dla określenia warunków hydraulicznych wykorzystuje się zależności wiążące prędkość, szerokość kanału oraz głębokość strumienia z następującymi zależnościami [12]:

$$V = aQ^b$$

$$D = cQ^d$$

$$B = eQ^f$$

gdzie: D – średnia głębokość [m]; B – średnia głębokość [m]; Q – przepływ [m^3/d]; a, b, c, d, e, f – współczynniki empiryczne.

Opcja importu wyników zewnętrznych modeli hydrodynamicznych umożliwia realistyczną symulację nieustalonego transportu w rzekach, zbiornikach i estuariach poprzez wykorzystanie wyników kompatybilnych z WASP zewnętrznego modelu hydrodynamicznego.

7) Określenie sposobu transportu substancji w wodzie [12]

Model WASP symuluje transport substancji na podstawie przepływu. Dobór metody dla każdego segmentu jest zależny od rodzaju modelowanego obiektu (np. segment dla wody w zbiorniku lub jeziorze, rzeka na odcinku cofki). W przypadku rzek i strumieni wykorzystuje się równanie fali kinematycznej, która pozwala na obliczenie propagacji fali przepływu w całym modelowanym odcinku rzeki. Przepływ wody w korycie (między segmentami) oddziałuje na procesy napowietrzania, ulatniania i fotolizy. Na tempo tych procesów wpływa dyspersja, która jest określana odpowiednim współczynnikiem (współczynniki dyspersji określa się poprzez badania znacznikowe metodą barwnikową lub z wykorzystaniem soli, które nie podlegają przemianom w trakcie transportu).

8) Określenie przemian substancji znajdujących się w wodzie podczas ich transportu

Krok ten jest docelowym w wielu problemach rozwiązywanych za pomocą modelowania matematycznego, gdyż polega na określeniu przemian substancji znajdujących się w wodzie i osadach, zachodzących w trakcie ich transportu. Prawidłowe określenie przemian substancji w środowisku wodnym może wymagać wykorzystania wyników badań laboratoryjnych, pomiarów terenowych, estymacji para-

metrów modelu oraz jego kalibracji i testowania. Wyniki tych prac w wielu przypadkach prowadzą do walidacji weryfikacji modelu.

ETAP III – OCENA RYZYKA

W etapie trzecim na podstawie uzyskanych wyników następuje ocena i klasyfikacja ryzyka oraz ocena konieczności ustanowienia TOP.

1) Ocena i klasyfikacja ryzyka

W końcowym czwartym kroku prac uzyskujemy wyniki prognozowanych stężeń zanieczyszczeń w modelowanym obiekcie. Wpływ otrzymanych wyników na bezpieczeństwo ujęcia można określić wykonując ocenę oraz klasyfikację ryzyka opisaną w metodzie uproszczonej (punkt 6 metody uproszczonej).

2) Ocena konieczności ustanowienia TOP

Proces konieczności ustanowienia TOP przebiega tak samo, jak w metodzie uproszczonej.

Charakterystyka obszaru pilotowego

Do przeprowadzenia analizy ryzyka wybrano ujęcie wód powierzchniowych w Świniarsku, zlokalizowane w km 110+780 rzeki Dunajec. Według zgromadzonych informacji, ujęcie to składa się z [14]:

- zespolonego ujęcia na bazie dwóch nurtowych ujęć wody, zasilanego rowem nawadniającym zlokalizowanym na terenie stacji uzdatniania wody, z którego woda pobierana jest przez 16 studni wierconych;
- infiltracyjnego ujęcia wód, bazującego na 11 studniach wierconych rozmieszczonych wzdłuż rzeki Dunajec.

Wydajność ujęcia według pozwolenia wodnoprawnego wynosi $612,6 \text{ m}^3/\text{h}$ [2]. Ujęcie wód w Świniarsku wraz z ujęciem w Starym Sączu oraz innymi mniejszymi lokalnymi punktami poboru zaopatruje w wodę około 100 tys. mieszkańców Nowego Sącza oraz gmin sąsiednich.

Na podstawie zgromadzonych informacji stwierdzono, że dla wybranego ujęcia spełnione zostały wszystkie założenia do wykonania analizy ryzyka metodą szczegółową – ujęcie wód w Świniarsku:

- jest ujęciem zbiorowym;
- dostarcza więcej niż 10 m^3 wody na dobę;
- zaopatruje w wodę więcej niż 50 osób.

Dunajec to rzeka w południowej Polsce, będąca prawym dopływem Wisły (zlewisko Morza Bałtyckiego). Długość rzeki do przekroju wodowskazowego w Nowym Sączu wynosi około 141 km, a powierzchnia jej zlewni to 4334 km^2 [15]. Głównym dopływem Dunajca na tym odcinku jest Poprad (rzeka transgraniczna), której długość do ujścia wynosi około 170 km. Jest to obszar zróżnicowany pod względem budowy geologicznej i rzeźby. Południowa, wysokogórska część zlewni (powyżej 2000 m n.p.m.) – będąca częścią Łańcucha Tatrzańskiego (Centralne Karpaty Zachodnie) – zbudowana jest ze skał krystalicznych oraz odpornych wapieni i dolomitów [16]. Rozległe Obniżenie Orawsko-Podhalańskie na przedpolu Tatr jest wypełnione fliszem podhalańskim. W kierunku północno-wschodnim rzeka Dunajec odwadnia wapienne szczyty Pienin oraz zbudowane z fliszu karpackiego Gorce, Beskid Sądecki i Wyspawy – wschodnie części Zewnętrznych Karpat Zachodnich. Zlewnia Dunajca jest jednym z najcenniejszych obszarów przyrodniczych Polski. Powyżej ujęcia znajdują się trzy parki narodowe, park krajobrazowy, rezerваты, obszary chronionego krajobrazu



Rys. 5.2.9. Obszar badań [22].

oraz Natura 2000 (ptasie oraz siedliskowe) [17]. W zlewni występują także dwa ośrodki miejskie – Zakopane (25,5 tys. mieszkańców) oraz Nowy Targ (33 tys. mieszkańców) [18]. Gęstość zaludnienia tego obszaru to około 129 osób na km². Z uwagi na złożone uwarunkowania środowiskowe (rozległe obszary górskie) sieć osadnicza oraz miasta rozwijały się głównie w dnach dolin i kotlin w sąsiedztwie rzek [19]. Ze względu na nachylenia stoków oraz duże deniwelacje rolnictwo nie zajmuje znacznych powierzchni w ogólnej strukturze użytkowania zlewni [20]. Roczna zmienność przepływu jest modyfikowana przez zespół zbiorników Czorsztyn–Stromowce z elektrowniami wodnymi na rzece Dunajec, zlokalizowany ok. 10 km na wschód od Nowego Targu [21].

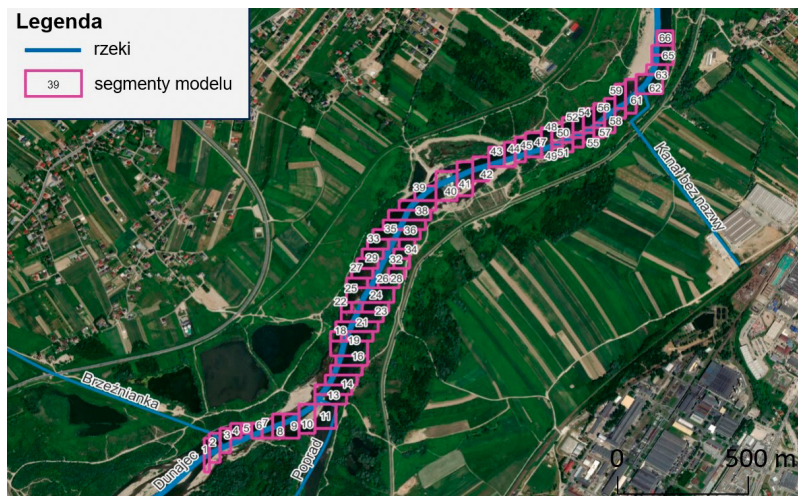
Odcinek objęty modelowaniem stanowi 2,5-kilometrowy fragment rzeki Dunajec – od potoku Brzeźnianka do ujęcia wody w Świniarsku (ok. 2 km powyżej wodowskazu Nowy Sącz, sieć IMGW-PIB; rys. 5.2.9). Na wyznaczonym odcinku do Dunajca wpływają następujące dopływy: Brzeźnianka, Poprad oraz Kanał bez nazwy.

Dane, badania terenowe i przyjęte scenariusze

Dane wejściowe zgromadzono na podstawie wykonanych badań terenowych oraz danych z sieci pomiarowo-obszaryjnej IMGW-PIB.

Badania terenowe obejmowały trzy serie pomiarowe przeprowadzone w terminach 22 czerwca, 13 września i 4 listopada 2021 roku. Pomiarów wykonano w trzech punktach zlokalizowanych na rzekach Dunajec, Poprad oraz Brzeźnianka (rys. 5.2.9). Na podstawie pobranych próbek wody przeprowadzone zostały badania laboratoryjne uwzględniające następujące wskaźniki fizykochemiczne oraz mikrobiologiczne: temperatura wody, azot amonowy, azot azotanowy, azot ogólny, ortofosforany, *Enterococcus faecalis*, bakterie grupy coli, *Escherichia coli*. Dodatkowo, podczas badań terenowych mierzono wielkość i prędkość przepływu, temperaturę wody oraz przewodność.

Dane wejściowe dotyczące wielkości przepływu na stacjach Gołkowice (Dunajec) i Stary Sącz (Poprad) pozyskano w formie ciągów dobowych z Centralnej Bazy Danych Historycznych IMGW-PIB (CBDH). Wielkość przepływu rzeki Brzeźnianka ustalono na podstawie przeprowadzonych pomiarów terenowych. Natomiast wielkość przepływu Kanału ustalono jako połowę wielkości przepływu rzeki Brzeźnianki na podstawie przyjętego założenia proporcjonalności powierzchni zlewni obu cieków.



Rys. 5.2.10. Podział modelowanego odcinka Dunajca na segmenty [22].

Do modelu wprowadzono również dane meteorologiczne: temperaturę powietrza i prędkość wiatru dla najbliższej stacji meteorologicznej IMGW-PIB Nowy Sącz (CBDH) oraz promieniowanie słoneczne z Atlasu warunków solarnych Polski [23].

W modelu WASP siatka segmentów obliczeniowych odwzorowuje modelowany obiekt. Podział na segmenty obliczeniowe ma wpływ na zakres wyprowadzanych wyników. Stężenia składowych jakości wody są obliczane wewnątrz każdego segmentu, natomiast wielkości opisujące transport składowych jakości wody są obliczane dla powierzchni połączenia sąsiednich segmentów.

Podział modelowanego odcinka rzeki na segmenty wykonano w oprogramowaniu ArcGIS 10.2.5 na podstawie aktualnej ortofotomapy [22]. Odwzorowano przebieg rzeki Dunajec na wybranym odcinku, a następnie wyznaczony poligon został podzielony poprzez naniesienie siatki podziałowej w formie kwadratów o wymiarach 20 m × 20 m. Wydzielone kwadraty stanowiły podstawy prostopadłościanów będących odwzorowaniem koryta Dunajca. Wysokość prostopadłościanów stanowiła rzędna wysokości wody w rzece.

Tak przygotowana siatka stanowiła podstawę do utworzenia właściwej siatki segmentów, składającej się z 66 segmentów obliczeniowych. Wymiar finalnych segmentów stanowi wielokrotność elementów pierwotnie utworzonej siatki podziałowej. Ostateczny kształt siatki segmentów obliczeniowych przedstawiono na rysunku 5.2.10.

Tab. 5.2.1. Przepływy czerwiec-listopad 2021 – wodowskaz Nowy Sącz Dunajec.

Dunajec – Nowy Sącz		
Miesiąc	Średni dobowy przepływ [m^3/s]	Minimalny dobowy przepływ [m^3/s]
Czerwiec	64,5	53,3
Lipiec	61,3	42,5
Sierpień	91,7	47,9
Wrzesień	126,3	57,0
Październik	49,7	36,8
Listopad	27,1	24,8

Tab. 5.2.2. Charakterystyka segmentów.

Parametr	Wartość
Spadek w segmencie [m m ⁻¹]	0,0042
Szorstkość w segmencie	0,04
Głębokość początku [m]	1,00
Prędkość [m s ⁻¹]	0,97

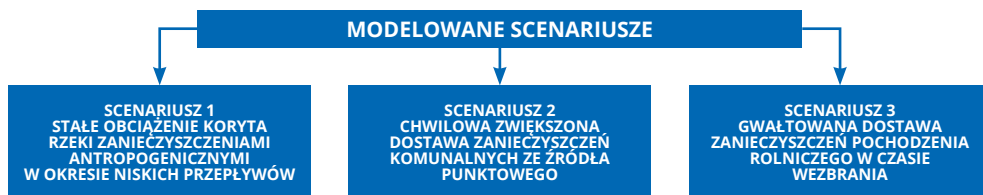
Tab. 5.2.3. Opis segmentów charakterystycznych.

Segment	Rzeka	Opis	Odległość od ujęcia [km]
Segment-1	Dunajec	Start modelu	2,5
Segment-2		Dopływ Brzeźnianki	2,5
Segment-11		Dopływ Popradu	2,4
Segment-62		Dopływ Kanału	0,2
Segment-66		Koniec modelu Świniański	-

Punktom charakterystycznym modelowanego odcinka rzeki, w postaci dopływów do rzeki Dunajec, oraz punktom otwierającym i zamykającym model przyporządkowano segmenty przedstawione w tabeli 5.2.3.

Wyniki i dyskusja

Analizy przeprowadzono dla trzech scenariuszy: S-1, S-2 i S-3 (rys. 5.2.11).



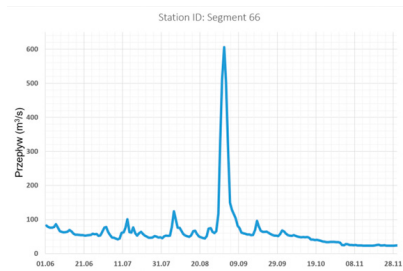
Rys. 5.2.11. Modelowane scenariusze.

SCENARIUSZ 1

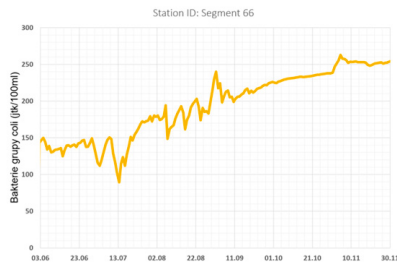
Założony w scenariuszu – dla symulowanych wskaźników – ładunek zanieczyszczeń został określony na podstawie pomiarów terenowych. Temperatura wody w analizowanym okresie wynosiła od 7,6 do 23,0°C osiągając najniższe wartości w listopadzie, natomiast najwyższe w czerwcu.

Wskaźniki chemiczne osiągają najwyższe wartości w pierwszych miesiącach okresu analizy. Następnie do września sukcesywnie maleją. W okresie najmniejszych przepływów stężenia azotu azotanowego, azotu amonowego oraz ortofosforanów znajdują się na stałym poziomie i nie obserwuje się w tym czasie istotnych zmian. W analizowanym okresie stężenie azotu amonowego waha się w przedziale od 0,12 do 0,99 mg/l, azotu azotanowego od 2,34 do 4,32 mg/l, ortofosforanów od 0,02 do 0,76 mg/l.

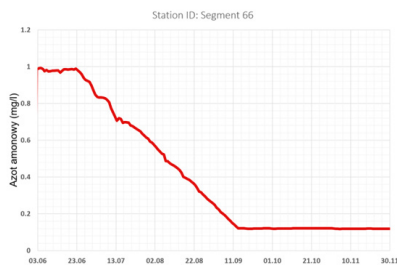
Wskaźniki mikrobiologiczne w pierwszych miesiącach okresu analizy charakteryzują się najmniejszą liczebnością bakterii. Bakterie *Enterococcus faecalis* osiągają najwyższą liczebność w środkowym okresie, natomiast bakterie grupy coli oraz *Escherichia coli* w końcowym. W czasie pogłębiającej się niżówki bakterie grupy coli oraz *Escherichia coli* wykazują niewielką wzrostową tendencję liczebności, natomiast bakterie *Enterococcus faecalis*



Rys. 5.2.12. Scenariusz 1 – przepływ w okresie czerwiec-listopad.



Rys. 5.2.13. Scenariusz 1 – stężenie bakterii z grupy coli.



Rys. 5.2.14. Scenariusz 1 – stężenie azotu amonowego.

nie wykazują istotnych zmian liczebności. W analizowanym okresie liczebność bakterii *Enterococcus faecalis* mieści się w przedziale od 8,01 do 101,60 jtk/100 ml, bakterii grupy coli od 89,63 do 262,83 jtk/100 ml, bakterii *Escherichia coli* od 35,43 do 243,99 jtk/100 ml. Przykładowy przebieg stężenia azotu amonowego oraz bakterii z grupy coli w okresie symulacji dla segmentu zamykającego zaprezentowano na rysunkach 5.2.12 – 5.2.14.

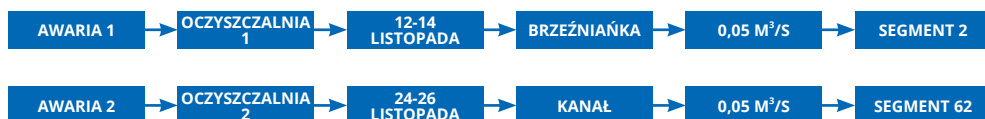
SCENARIUSZ 2

Scenariusz 2 obejmował symulację dwóch awarii oczyszczalni ścieków w różnych terminach (rys. 5.2.15). Ładunki zanieczyszczeń dla obu oczyszczalni przyjęto na podstawie literatury [24] (tab. 5.2.4). W przypadku wskaźników chemicznych dla obu zrzutów ścieków odnotowano ponad dwukrotny wzrost stężenia azotu amonowego (z poziomu 0,11 do 0,23 mg/l), ponad dziesięciokrotny wzrost stężenia ortofosforanów (z poziomu 0,03 do 0,32 mg/l), natomiast wzrost stężenia azotu azotanowego był niewielki (z poziomu 2,24 do 2,28 mg/l).

Dużo większe wzrosty miały miejsce w przypadku wskaźników mikrobiologicznych. Liczebność bakterii *Enterococcus faecalis* w wyniku pierwszego zrzutu wzrosła ponad 200-krotnie (z poziomu 53,75 jtk/100 ml

do 11165,51 jtk/100 ml), natomiast w wyniku drugiego ponad 230-krotnie (z poziomu 53,75 jtk/100 ml do 12653,57 jtk/100 ml). Podobny wzrost można zaobserwować w przypadku bakterii grupy coli. Ich liczebność w wyniku pierwszego zrzutu ścieków wzrosła ponad 180-krotnie, a w zrzucie drugim ponad 210-krotnie.

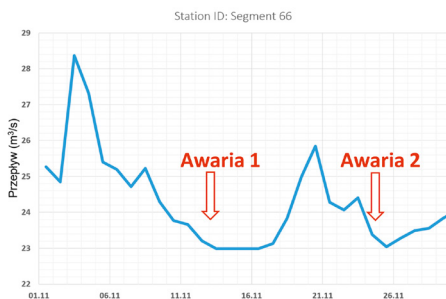
Wyraźnie mniejszy wzrost liczebności bakterii odnotowano w odniesieniu do bakterii Escherichia coli. Ich liczebność w wyniku obu zrzutów wzrosła ponad 50-krotnie. W przypadku zrzutu pierwszego z poziomu 23,77 jtk/100 ml do 12148,43 jtk/100 ml oraz do 13744,40 jtk/100 ml w przypadku zrzutu drugiego. Przebieg stężenia azotu amonowego oraz bakterii z grupy coli został zaprezentowany na rysunkach 5.2.17 i 5.2.18.



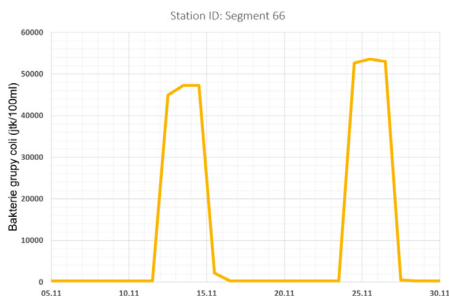
Rys. 5.2.15. Scenariusz 2 – założenia.

Tab. 5.2.4. Ładunek zanieczyszczeń z oczyszczalni 1 oraz 2 [24].

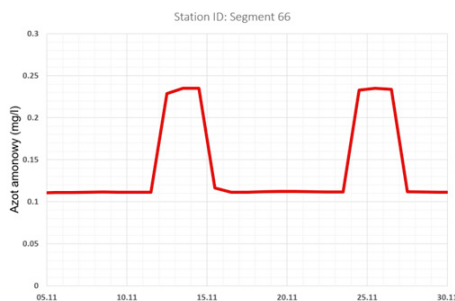
Wskaźnik		Jednostka	Ładunek
Mikrobiologiczny	Enterococcus faecalis	[jtk/100 ml]	5876000
	Bakterie grupy coli		24860000
	Escherichia coli		6300000
Chemiczny	Ortofosforany	[mg/l]	134,847
	Azot amonowy		56,92
	Azot azotanowy		20,546



Rys. 5.2.16. Scenariusz 2 – przepływ listopadzie.



Rys. 5.2.17. Scenariusz 2 – stężenie bakterii z grupy coli.



Rys. 5.2.18. Scenariusz 2 – stężenie azotu amonowego.

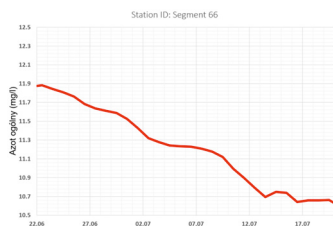
SCENARIUSZ 3

Scenariusz 3 zakładał gwałtowną dostawę zanieczyszczeń pochodzenia rolniczego w czasie wezbrania (rys. 5.2.19). Przeanalizowano dwa warianty dostawy azotu z gruntów rolnych. Powierzchnia wyznaczonej zlewni wynosiła 683 ha. Pokrycie terenu określono na podstawie danych Corine Land COVER [25]. Powierzchnia użytków rolnych wynosiła 331 ha, co stanowiło 48% wyznaczonej zlewni. Na podstawie literatury [26, 27] określono ładunek azotu całkowitego odpływającego z gruntów rolnych dla Polski. W pierwszym wariantcie ładunek azotu całkowitego wynosił 108 kg d^{-1} (dla opadów 30 mm d^{-1}). W drugim wariantcie ładunek azotu wyniósł do 4037 kg d^{-1} (dla opadów 100 mm d^{-1}).

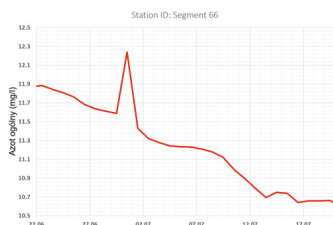
W wyniku wprowadzenia w dniu 30 czerwca 2021 r. do Dunajca w Segmencie 62 ładunku azotu ogólnego, w pierwszym analizowanym wariantcie (rys. 5.2.20) nie obserwuje się znaczących zmian stężenia azotu ogólnego w rzece. Wzrost stężenia wynosi zaledwie 0,2% (z poziomu 11,50 do 11,52 mg/l). Natomiast w drugim analizowanym wariantcie (rys. 5.2.21) wzrost stężenia azotu ogólnego w rzece wyniósł 6,4% (do 12,24 mg/l).



Rys. 5.2.19. Scenariusz 3 – założenia.



Rys. 5.2.20. Scenariusz 3 – stężenie azotu amonowego; wariant 1.



Rys. 5.2.21. Scenariusz 3 – stężenie azotu amonowego; wariant 2.

Dunajec jest ważnym źródłem wody dla ludności, a ujęcia wód w Świniarsku i Starym Sączu oraz mniejsze lokalne punkty poboru zaopatrują w wodę około 100 tys. mieszkańców miasta Nowy Sącz i sąsiednich miejscowości. Ponadto, rzeka charakteryzuje się dużą zmiennością przepływów, co jest typowe dla cieków górskich. Warto odnotować, że podczas największego wezbrania na przełomie sierpnia i września 2021 r. przepływ Dunajca był ponad 20 razy większy niż podczas niżówki w listopadzie. Przeprowadzone modelowanie jakości wód w tak zmiennych warunkach hydrologicznych świadczy o dużych aplikacyjnych możliwościach modelu WASP, które można zastosować dla innych polskich rzek. Należy odnotować, że maksymalny badany przepływ rzeki Dunajec jest wyższy niż średniodobowy przepływ rzeki Odry (drugiej największej w Polsce rzeki) w 2021 r. w miejscu ujścia do Zalewu Szczecińskiego ($448 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$).

Przedstawiona analiza aplikacyjności modelu WASP bezpośrednio wiąże się także z nowelizacją ustawy Prawo Wodne [1]. Zmiana przepisów w Polsce otworzyła dyskusję, w jaki sposób właściwie oszacować i ocenić ryzyko dla ujęć wód w szczególności dla konsumentów i zakładów wymagających wód wysokiej jakości. Liczne wątpliwości interpretacyjne w zakresie prawidłowej oceny ochrony ujęć spowodowały potrzebę pilnego opracowania jednolitej na skalę kraju metodyki sporządzania analizy ryzyka dla ujęć wód powierzchniowych, z których pochodzi około 29% całkowitej ilości wody wykorzystywanej do spożycia w Polsce [3]. Z perspektywy bezpieczeństwa dostaw wody oraz aktualnych wymagań prawnych istnieje istotna potrzeba poszukiwania rozwiązań pozwalających na ocenę ryzyka. Model WASP, dzięki możliwości modelowania migracji zanieczyszczeń w korycie rzeki w różnych scenariuszach, może stanowić odpowiedź na to zapotrzebowanie.

WASP znajduje również zastosowanie w analizie różnych problemów związanych z transportem zanieczyszczeń. W swoich pracach Ziemińska-Stolarska i Kempa [28] oraz Iqbali i in. [29] wykazali, że model ten może być wykorzystywany do identyfikacji zagrożeń i prognozowania warunków jakie muszą zostać spełnione, aby osiągnąć akceptowalne lub nawet lepsze parametry jakości wody w zbiorniku wodnym czy rzece. Lin i in. [30] sięgnęli po WASP podczas symulacji jakości wody za pomocą propagacji wstecznej i identyfikacji potencjalnych źródeł zanieczyszczeń. Te wyjątkowe możliwości modelu pozwalają na symulację stężenia zanieczyszczeń wzdłuż całej drogi ich transportu od źródła zanieczyszczeń aż do miejsca lokalizacji czujnika, który mógłby znajdować się w miejscu ujęcia wód. Z kolei Dumlu [31] na podstawie symulacji wykonanych modelem WASP wskazał lokalizacje na rzece, w których zaobserwowano pogarszające się parametry jakości wody. Powyższe prace ukazują WASP jako wszechstronne narzędzie służące do identyfikacji zagrożeń, prognozowania zmiennych warunków środowiskowych, symulacji jakości wody i rozprzestrzeniania zanieczyszczeń. Potencjał modelu jest wystarczający, aby wykorzystywać go w procesie przeprowadzania analizy ryzyka oraz wyznaczania stref ochronnych ujęć wody. Przytoczone przykłady mogą również świadczyć o innych możliwościach zastosowania WASP, na przykład jako narzędzia do określenia bezpiecznej lokalizacji dla nowych ujęć, która pozwoli na zachowanie pożądanego stanu jakości wód. Model może być również wykorzystany do wyznaczenia lokalizacji zrzutów ścieków w taki sposób, aby w kontrolowanych warunkach nie wpływały one na pracę i wydajność najbliższego ujęcia wód.

W procesie budowy modelu WASP dla dowolnej rzeki kluczową kwestią jest zgromadzenie danych hydrologicznych, meteorologicznych oraz w zakresie jakości wód. W analizowanym przypadku wprowadzenie danych wejściowych wykonano wyłącznie z wykorzystaniem modelu WASP, natomiast uniwersalne właściwości modelu umożliwiają również zaimplementowanie danych z innego modelu. Tą funkcjonalność ukazali w swojej pracy Shabani i in. [32], wykorzystując na wejściu dane hydrodynamiczne z modelu HEC-RAS. Cope i in. [33] wykazali, że kompatybilne są również dane z tzw. hydrodynamic models: DYNHY5, RIVMOD,

DYRESM, EFDC and SWMM. Kolejną niezbędną czynnością jest podział koryta rzeki na segmenty obliczeniowe oraz ich charakterystyka przy wykorzystaniu np. profili poprzecznych koryta rzeki. Etap końcowy pracy nad modelem obejmuje poprawne określenie stałych obliczeniowych oraz jego kalibrację.

W wyniku przeprowadzonych symulacji, dla trzech opracowanych scenariuszy uzyskano zróżnicowane wyniki stężeń i liczebności analizowanych wskaźników chemicznych i mikrobiologicznych. W okresie niskich przepływów nie stwierdzono znaczących zmian parametrów jakości wody. Również ekstremalny spływ powierzchniowy, odprowadzający duży ładunek azotu ogólnego bezpośrednio do rzeki w okolicy ujęcia wód, nie wpływa negatywnie na jakość wód. Zarówno w przypadku scenariusza 1 (rys. 5.2.12 – 5.2.14), jak i scenariusza 3 (rys. 5.2.20 – 5.2.21) stwierdza się brak wpływu przyjętych założeń na pracę i wydajność ujęcia wód. Natomiast symulacja zakładająca awarię komunalnej oczyszczalni ścieków (rys. 5.2.16 – 5.2.18) pozwala zaobserwować znaczne pogorszenie parametrów jakości wody dla wskaźników chemicznych i mikrobiologicznych. W przypadku wskaźników mikrobiologicznych w obu wariantach zrzutu ścieków – zlokalizowanych zarówno powyżej, jak i poniżej dopływu rzeki Poprad do rzeki Dunajec – w Segmencie 66 nastąpiło przekroczenie wartości granicznych wskaźników jakości wody jakim powinny odpowiadać wody powierzchniowe wykorzystywane do zaopatrywania ludności w wodę przeznaczoną do spożycia przez ludzi. Aktualne normy w tym zakresie oraz metody uzdatniania zapisane są w obowiązującym Rozporządzeniu [34], gdzie wydziela się trzy klasy czystości: A1, A2 i A3 (tab. 5.2.22).

W Polsce na podstawie aktualnie transponowanych przepisów Unii Europejskiej maksymalne dopuszczalne wartości wskaźników jakości wody wyznacza Kategoria A3. Wody te wymagają wysokosprawnego uzdatniania fizycznego i chemicznego lub metod biologicznych. Należy jednak pamiętać, że w przypadku przekroczenia wyznaczonych norm nawet zastosowanie wysokosprawnego uzdatniania fizycznego, chemicznego oraz biologicznego może okazać się niewystarczające.

Tab. 5.2.5. Scenariusze – ryzyko przekroczenia norm [34].

Wskaźnik	Jednostka	A1	A2	A3	Scenariusz 1	Scenariusz 2	Scenariusz 3
Temperatura	°C	25	25	25	23,01	-	-
Azotany	mg/l	50	50	50	11,9	-	12,24
BZT5	mg/l	<3	<5	<7	4,17	-	-
Bakterie grupy coli	jtk/100 ml	50	5000	50000	263	53561	-
Escherichia coli	jtk/100 ml	20	2000	20000	244	13744	-
Enterokoki	jtk/100 ml	20	1000	10000	102	12653	-

Wyniki badań umożliwiają również obserwację procesów rozcieńczenia zanieczyszczeń i samooczyszczania rzeki. W przypadku analizowanych wskaźników mikrobiologicznych zaobserwowano redukcję liczebności bakterii o ponad 40% od miejsca zrzutu do ujęcia wód. Świadczyć to może o dobrym stanie Dunajca powyżej zrzutu ścieków i dużych zdolnościach buforowych rzeki.

Przeprowadzone przez Mamani i Zuniga [35] analizy są argumentem wskazującym na potrzebę dalszych badań oraz wykonania kwantyfikacji aktualnych i potencjalnych źródeł zanieczyszczeń, co może prowadzić do opracowania lepszych regionalnych praktyk w zakresie zrównoważonego rozwoju dla środowiska wodnego. Wyznaczanie na podstawie symulacji kierunków rozprzestrzeniania zanieczyszczeń może być istotnym etapem planowania stref ochronnych dla ujęć wód.

Z praktycznego punktu widzenia, uzyskane wyniki wskazują, że dla funkcjonowania nie tylko samego ujęcia, ale także instalacji sanitarnej oraz zbiorników magazynujących wodę, istotnym zagrożeniem są bakterie grupy coli. Ich obecność oznacza konieczność dokładnej dezynfekcji całego systemu zaopatrzenia w wodę, ponieważ niektóre rodzaje bakterii wykazują zdolność do ponownego namnażania i wtórnego skażenia wodociągu. Należy podkreślić, że kontakt człowieka z bakteriami coli jest groźny również w pośredniej formie, np. poprzez nawodnienia rolnicze (przedstawianie się bakterii do żywności). Częstoą przyczyną występowania bakterii coli w wodzie przeznaczony do spożycia jest zanieczyszczenie fekaliami lub odchodami zwierzęcymi. Mogą one dostać się do wód powierzchniowych i podziemnych poprzez nieszczelne instalacje lub obfite opady deszczu i spływ z nawożonych pól.

Podsumowanie i wnioski

W Polsce doliny rzek są bardzo często mocno przekształcone i poddawane silnej presji inwestycyjnej. Dotyczy to szczególnie południowej części kraju, gdzie w systemie zaopatrzenia w wodę przeważają ujęcia powierzchniowe. Możliwe restrykcje w strefach ochrony ujęć należy analizować w dwóch płaszczyznach. Z punktu widzenia korzystających z wody użytkowników ograniczenia powinny zapewnić bezpieczną jakościowo wodę, natomiast z punktu widzenia prowadzących działalność gospodarczą i inwestycyjną powyżej ujęcia – być racjonalnie uzasadnione i uwzględniać ich wpływ na kondycję ekonomiczną i możliwość rozwoju gospodarczego regionu. Wówczas granica strefy ochronnej ujęcia zostanie wyznaczona optymalnie. Model w tym zakresie stanowi istotne wsparcie dla decydenta, jako narzędzie służące monitoringowi i diagnozie aktualnych warunków w zlewni powyżej ujęcia. Ponadto, modele takie jak WASP mogą służyć do symulacji zmian jakości wody wynikających ze zmiany struktury opadów w ciągu roku czy charakterystyki reżimu hydrologicznego rzeki. Zmiana klimatu może wywołać kryzys, np. związany ze zmniejszeniem dostępu do wody pitnej, dlatego w wielu przypadkach powyższe rozwiązanie jest jedyną szansą na odpowiednio wczesną reakcję na zagrożenie.

Wyniki przedstawionej aplikacji modelu WASP dla badanego odcinka Dunajca w wymiarze praktycznym mogą być również wykorzystane dla celów zarządzania kryzysowego. Zagrożenia dla ujęcia wód można analizować zakładając ich różne scenariusze. Mogą to być zagrożenia wywołane czynnikami naturalnymi, jak przyjęty w badaniach scenariusz spływu zanieczyszczeń w wyniku gwałtownych opadów. Drugą grupą mogą być zagrożenia zaliczane do NATECH (Natural Disasters Triggering Technological Disasters). Przykładem takiego zdarzenia może być wyciek oleju w wyniku katastrofy cysterny, spowodowanej niekorzystnymi warunkami meteorologicznymi panującymi na trasie jej przejazdu. Dla ograniczenia potencjalnych strat możliwe jest zwiększenie gotowości służb kryzysowych i odpowiadających za utrzymanie ujęcia na wypadek wystąpienia zagrożenia poprzez zaplanowanie odpowiednich działań mitygujących w planie zarządzania kryzysowego. Wdrożenie modelu i jego sukcesywna aktualizacja pozwala na wykorzystywanie owego narzędzia w analizach związanych z zarządzaniem kryzysowym. Z kolei analiza wariantowych scenariuszy zagrożeń umożliwia opracowanie planu zarządzania kryzysowego dla ujęcia i lepsze przygotowanie odpowiednich służb. W tym zakresie wdrożony model pozwala na zwiększenie gotowości (preparedness) tych służb, poprzez odpowiednie i optymalne reagowanie pozwalające na ograniczanie strat związanych ze skażeniem instalacji wewnętrznych ujęcia w wyniku awaryjnego zanieczyszczenia i uruchomienie alternatywnych dostaw wody w przypadku zamknięcia ujęcia. Bazą dla takich działań jest posiadanie wiarygodnej informacji o wynikach symulacji z modelu. Wobec powyższego WASP może być również uznany jako element systemu wczesnego ostrzegania.

Bezpieczeństwo dostaw wody dla ludzi jest jednym z kluczowych zadań gospodarki wodnej. W południowej Polsce ujęcia wód powierzchniowych – szczególnie te zaopatrujące większe miasta – są zlokalizowane na tranzytowych rzekach górskich, gdzie zlewnie uległy znaczącym przekształceniom. Koncentracja sieci osadniczej, działania inwestycyjne oraz nieregulowana gospodarka wodno-ściekowa sprawiają, że wody w rzekach górskich są szczególnie narażone na presje antropogeniczne, które mogą negatywnie oddziaływać na bezpieczeństwo dostaw wody dobrej jakości i ilości. Odpowiedzią na te problemy są nowe ramy prawne wprowadzane w polskim ustawodawstwie, nakładające obowiązek przeprowadzenia analizy ryzyka oraz wyznaczenia strefy ochrony ujęć wód powierzchniowych [1]. Prawodawstwo nie definiuje jednak metod, które mają być stosowane. Przeprowadzone badania wskazują, że model WASP dzięki modelowaniu procesów zachodzących w profilu podłużnym koryta rzeki może stanowić istotne wsparcie dla decydentów w zakresie wyznaczania obszaru oddziaływania zanieczyszczeń w odniesieniu do ujęcia. Wyniki przeprowadzonych symulacji rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w korycie rzeczonym są – w świetle wymagań ustawy Prawo Wodne – merytoryczną podstawą do wyznaczenia terenu ochrony pośredniej ujęcia lub stwierdzenia braku takiej potrzeby. Możliwość stosowania modelu WASP do symulacji scenariuszy awaryjnych jest wsparciem dla zarządzania kryzysowego, opracowywania planów działania oraz przygotowania służb na wypadek wystąpienia zagrożenia. Identyfikacja zagrożeń oraz symulacja dyspersji zanieczyszczeń w korycie może także stanowić podstawę rozwoju wczesnego ostrzegania o ryzyku spadku jakości wody na ujęciu.

Należy zwrócić uwagę, że wprowadzone prawem [1] wymagania odnośnie do analizy ryzyka dla ujęć wód dotyczą już istniejących ujęć wód i obszarów, w których zlokalizowane są źródła presji mogące negatywnie wpływać na jakość ujmowanych wód. Z tego punktu widzenia analiza ryzyka ma charakter analizy ex-post, bowiem oprócz możliwej lokalizacji nowych źródeł presji musi również uwzględnić źródła istniejące. Wnioski z analizowanego w badaniach przypadku Dunajca wskazują, że ryzyko zagrożenia zanieczyszczeniami mikrobiologicznymi będzie wzrastać w przypadku lokalizacji w analizowanej domenie modelu kolejnych źródeł emitujących takie zanieczyszczenia. Jednocześnie wzrastać będzie ryzyko awarii w związku ze zwiększeniem liczby źródeł zanieczyszczeń. Przedstawiona w badaniach przykładowa analiza ryzyka dla ujęcia wody pokazuje możliwości modelu WASP dla tak postawionego zadania, natomiast nie rozstrzyga o zasięgu strefy pośredniej z uwagi na wybrany jako przykład do analizy krótki odcinek rzeki objęty modelowaniem. Przeprowadzone symulacje rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w korycie rzeki Dunajec wskazują, iż przyjęte scenariusze – obejmujące zwiększoną dostawę zanieczyszczeń oraz niekorzystne warunki hydrologiczne – w stabilnych warunkach i przy poprawnej eksploatacji nie mają negatywnego wpływu na funkcjonowanie ujęcia wód. Niebezpieczne dla jakości wody pozyskiwanej dla konsumentów na ujęciu mogą być natomiast awarie, które gwałtownie pogarszają jakość wody w rzece. Zaimplementowany dla analizowanego odcinka rzeki model WASP wyklucza lokalizację w badanym obszarze obiektów nieposiadających odpowiednich urządzeń oczyszczających.

Źródła

- [1] Dz.U. 2017 poz. 1566, Ustawa z 20 Lipca 2017 – Prawo Wodne, ISAP.
- [2] Informacja NIK o wynikach kontroli Ochrona jakości wód ujmowanych do zaopatrzenia ludności w wodę przeznaczoną do spożycia, 2016, <https://www.nik.gov.pl/plik/id,12624,vp,15022.pdf> (dostęp 17.04.2024).
- [3] Wody pitnej nam nie brakuje, 2020, <https://www.wody.gov.pl/aktualnosci/1017-wody-pitnej-nam-nie-brakuje> (dostęp 17.04.2024).

- [4] Žurovec O., Čadro S., Sitaula B.K., 2017, Quantitative assessment of vulnerability to climate change in rural municipalities of Bosnia and Herzegovina, *Sustainability*, 9 (7), DOI: 10.3390/su9071208.
- [5] Szpak D., Boryczko K., Żywiec J., Piegdoń I., Tchórzewska-Cieślak B., Rak J.R., 2021, Risk assessment of water intakes in South-Eastern Poland in relation to the WHO requirements for water safety plans, *Resources*, 10 (10), DOI: 10.3390/resources10100105.
- [6] EEA, 1997, Air pollution in Europe in 1997. Executive summary, European Environment Agency, <https://www.eea.europa.eu/publications/92-9167-059-6-sum> (dostęp 17.04.2024).
- [7] Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej, EUR-Lex.
- [8] Grizzetti B., Pistocchi A., Liqueste C., Udias A., Bouraoui F., Van De Bund W., 2017, Human pressures and ecological status of European rivers, *Scientific Reports*, 7 (1), DOI: 10.1038/s41598-017-00324-3.
- [9] Mulla N.H., Krishna B.M., Kumar M., 2019, Review on water quality models: QUAL, WASP, BASINS, SWAT and AGNPS, *International Journal of Scientific Research in Civil Engineering*, 3 (4), 58-68.
- [10] Wilk P., Orlińska-Woźniak P., Gębala J., 2018, The river absorption capacity determination as a tool to evaluate state of surface water, *Hydrology and Earth System Sciences*, 22 (2), 1033-1050, DOI: 10.5194/hess-22-1033-2018.
- [11] Wool T., Ambrose Jr. R.B., Martin J.L., Comer A., 2020, WASP 8: The next generation in the 50-year evolution of USEPA's water quality model, *Water*, 12 (5), DOI: 10.3390/w12051398.
- [12] https://www.chiwater.com/Company/Staff/WJamesWebpage/original/homepage/Teaching/661/WASP6_Manual.pdf
- [13] Ambrose Jr. R.B., Wool T.A., 2017, WASP8 Stream Transport – Model Theory and User's Guide, Supplement to Water Quality Analysis Simulation Program (WASP) User Documentation, U.S. Environmental Protection Agency, <https://www.epa.gov/sites/default/files/2018-05/documents/stream-transport-user-guide.pdf> (dostęp 17.04.2024).
- [14] Polok-Kowalska A., 2010, Zespólone ujęcia wody z uwzględnieniem kryteriów techniczno-ekonomiczno-niezawodnościowych oraz ochrony ichtiofauny, Politechnika Krakowska im. Tadeusza Kościuszki, Wydział Inżynierii Środowiska, Instytut Zaspotrzenia w Wodę i Ochrony Środowiska, praca doktorska.
- [15] Mapa Podziału Hydrograficznego Polski w Skali 1:10,000 (MPHP10k), Państwowe Gospodarstwo Wodne Wody Polskie. <https://dane.gov.pl/pl/dataset/2167,mapa-podzialu-hydrograficznego-polski-wskali-110> (dostęp 17.04.2024).
- [16] Solon J., Borzyszkowski J., Bidlasik 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., Ziąja 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, DOI: 10.7163/GPol.0115.
- [17] Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska. Geoserwis. <https://geoserwis.gdos.gov.pl/mapy/> (dostęp 17.04.2024).
- [18] Główny Urząd Statystyczny, Bank Danych Lokalnych, 2022, <https://bdl.stat.gov.pl/bdl/start> (dostęp 17.04.2024).
- [19] Rajman J., 2000, Miejska sieć osadnicza województwa małopolskiego, *Rocznik Naukowo-Dydaktyczny Akademii Pedagogicznej w Krakowie, Prace Geograficzne*, XVIII, 7-14.

- [20] Guzik Z., Górka Z., 1991, Użytkowanie ziemi i rolnictwo, [w:] Dorzecze górnej Wisły. Część 1, I. Dynowska, M. Maciejewski (red.), Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa-Kraków, 119-127.
- [21] Jaguś A., Rzętała M., 2010, Zbiorniki Czorszyński i Sromowiecki – położenie, charakterystyka, nazwy, [w:] Pieniny – Zapora – Zmiany, S. Knutelski, J. Bodziarczyk (red.), Monografie Pienińskie, Tom 2, Pieniński Park Narodowy, Krościenko nad Dunajcem, 9-22.
- [22] Geoportal Krajowy, https://mapy.geoportal.gov.pl/imap/Imgp_2.html?gpmmap=gp0 (dostęp 17.04.2024).
- [23] Atlas warunków solarnych, https://klimat.imgw.pl/pl/solar-atlas/#sis/Monthly/1991/1/02/Monthly_mean/ (dostęp 17.04.2024).
- [24] Lenart-Boroń A., Bojarczuk A., Jelonkiewicz Ł., Żelazny M., 2019, The effect of a Sewage Treatment Plant modernization on changes in the microbiological and physicochemical quality of water in the receiver, *Archives of Environmental Protection*, 45 (2), 37-49, DOI: 10.24425/aep.2019.127979.
- [25] Corine Land Cover 2018.
- [26] Wolak M., 2021, Ochrona wód przed zanieczyszczeniem azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych, Małopolski Ośrodek Doradztwa Rolniczego z s. w Karniowicach.
- [27] Pulikowski K., Czyżyk F., Pawęska K., Strzelczyk M., 2011, Sezonowe zmiany wielkości ładunku azotu odpływającego z mikrozelewni użytkowanych rolniczo, *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, 10, 161-171.
- [28] Ziemińska-Stolarska A., Kempa M., 2021, Modeling and monitoring of hydrodynamics and surface water quality in the Sulejów Dam Reservoir, Poland, *Water*, 13 (3), DOI: 10.3390/w13030296.
- [29] Iqbal M.M., Shoaib M., Agwanda P., Lee J.L., 2018, Modeling approach for water-quality management to control pollution concentration: a case study of Ravi River, Punjab, Pakistan, *Water*, 10 (8), DOI: 10.3390/w10081068.
- [30] Lin Y.P., Mukhtar H., Huang K.T., Petway J.R., Lin C.M., Chou C.F., Liao S.W., 2020, Real-time identification of irrigation water pollution sources and pathways with a wireless sensor network and blockchain framework, *Sensors*, 20 (13), DOI: 10.3390/s20133634.
- [31] Dumlu E., Elci S., 2022, Application of the WASP model for assessment of aeration impact on water quality of Porsuk River, Turkey, *Scientific Research Communications*, 2 (2), DOI: 10.52460/src.2022.008.
- [32] Shabani A., Woznicki S.A., Mehaffey M., Butcher J., Wool T.A., Whung P.Y., 2021, A coupled hydrodynamic (HEC-RAS 2D) and water quality model (WASP) for simulating flood-induced soil, sediment, and contaminant transport, *Journal of Flood Risk Management*, 14 (4), DOI: 10.1111/jfr3.12747.
- [33] Cope B., Shaikh T., Parmar R., Chapra S., Martin J., 2020, Literature review on nutrient-related rates, constants, and kinetics formulations in surface water quality modeling, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/R-19/241.
- [34] Dz.U. 2019 poz. 1747, Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 29 sierpnia 2019 r. w sprawie wymagań, jakim powinny odpowiadać wody powierzchniowe wykorzystywane do zaopatrzenia ludności w wodę przeznaczoną do spożycia przez ludzi, ISAP.
- [35] Mamani Larico A.J., Zúñiga Medina S.A., 2019, Application of WASP model for assessment of water quality for eutrophication control for a reservoir in the Peruvian Andes, *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, 24 (1), 37-47, DOI: 10.1111/lre.12256.

5.3. Ślad wodny jako wskaźnik adaptacyjnego zarządzania zasobami wodnymi w zlewni

AUTORZY: TAMARA TOKARCZYK, WIWIANA SZALIŃSKA, IWONA LEJCUŚ, IWONA ZDRALEWICZ,
MARIUSZ ADYNKIEWICZ-PIRAGAS, MONIKA BRYŁA, TOMASZ WALCZYKIEWICZ

Kompleksowy obraz zasobów wodnych zlewni w danych warunkach hydroklimatycznych, uwzględniający obecny sposób gospodarowania wodami, przedstawia ślad wodny (SW). Stanowi on zintegrowaną ocenę zużycia zasobów wodnych zlewni (wody niebieskiej) w połączeniu z oceną zużycia wody deszczowej (wody zielonej) i poziomem zanieczyszczenia wód powierzchniowych i podziemnych (wody szarej). Maksymalne wartości poszczególnych składowych śladu wodnego, zapewniające zachowanie standardów środowiskowych, prowadzenie działalności gospodarczej oraz dostarczanie usług ekosystemowych, reprezentują stopień zrównoważenia zasobów wodnych. SW tworzy podstawę powiązania w jednym systemie decyzyjnym obligatoryjnych i zalecanych wskaźników wykorzystywanych na potrzeby gospodarki wodnej ujmujących specyfikę regionalną i lokalną. Analiza zmienności czasowej i przestrzennej śladu wodnego daje możliwość wskazania okresów oraz obszarów o największej podatności na wystąpienie niedoboru zasobów wodnych, jak również potrzeb i możliwości podnoszenia rezyliencji systemów społeczno-środowiskowych.

Wskaźnikowa ocena efektywności zarządzania/gospodarowania wodą w zlewni daje szansę na zrównoważone zabezpieczenie ilościowych i jakościowych potrzeb wodnych użytkowników zlewni. Analiza śladu wodnego, oparta na zasadach prakseologicznego systemu działań, jest podstawą do budowania scenariuszy kształtowania się zasobów wodnych zlewni w różnych warunkach gospodarczo-przyrodniczych z uwzględnieniem zdarzeń ekstremalnych. Różnica pomiędzy szacowanymi wartościami śladu wodnego a potencjałem zlewni reprezentuje miarę stresu zasobów wodnych zlewni. Wskaźnik stresu zasobów wodnych stanowi podstawę doskonalenia procesów decyzyjnych w dążeniu do uzyskania optymalnych decyzji i priorytetyzacji działań w gospodarce wodnej w warunkach zmieniającego się klimatu.

Ślad wodny jako wskaźnik zrównoważonego zarządzania zasobami wodnymi odpowiada wymogom Ramowej Dyrektywy Wodnej, Dyrektywy Powodziowej, Dyrektywy w sprawie wody pitnej, Dyrektywy w sprawie ścieków komunalnych oraz polityki Unii Europejskiej w zakresie ochrony zasobów wodnych w Europie (The Blueprint), zwłaszcza w odniesieniu do przeciwdziałania niedoborom zasobów słodkowodnych.

Wstęp

Zarządzanie zasobami wodnymi jest ważnym zagadnieniem polityki międzynarodowej dzięki, zawartemu w Agendzie 2030, światowemu porozumieniu ukierunkowanemu na zrównoważony rozwój (SDG). Kluczowym czynnikiem poprawy zarządzania zasobami wodnymi jest lepsze zrozumienie problematyki ilości i jakości wody w różnych skalach przestrzennych gospodarki wodnej oraz ich zmienności w czasie [1]. Dostępność zasobów jest zróżnicowana przestrzennie i czasowo, zarówno ze względu na naturalną zmienność klimatu, która determinuje reżim hydrologiczny, jak i ingerencję człowieka w naturalne funkcjonowanie zlewni oraz jego antropogeniczny wpływ na klimat. Chociaż globalne ocieplenie, jak sama nazwa wskazuje, jest zjawiskiem ogólnoswiatowym, to jego niekorzystne skutki odczuwane są lokalnie i wymagają wprowadzenia planowania oraz działań adaptacyjnych. Rozwiązywanie problemów bezpie-

czeństwa wodnego wymaga zrozumienia zmienności klimatu i skutków zmiany klimatu, od skali globalnej do lokalnej, oraz ich wieloaspektowego wpływu na zasoby wodne.

W 1998 roku J.A. Allan [2] wprowadził pojęcie wody wirtualnej, które określa ilość wody potrzebnej do wytworzenia określonego produktu. Na bazie tego wskaźnika możliwe było obliczenie globalnej wymiany wody zawartej w produktach i oszacowanie objętości wody zużytej do wytworzenia produktu (żywności) w pełnym łańcuchu produkcji. Przy czym zużycie dzieli się na bezpośrednie, które stanowi woda potrzebna do produkcji oraz pośrednie, gdzie mówimy o wodzie niezbędnej do wytworzenia składowych procesu produkcji. Nawiązująca do tego koncepcja wskaźnika śladu wodnego (Water Foodprint WF) funkcjonuje w nauce od 2002 r. [3] i definiowana jest jako miara przyswajania przez ludzkość świeżej wody w ilościach wody zużytej i/lub zanieczyszczonej. Obejmuje zużycie wody i zanieczyszczenie w całym cyklu produkcyjnym – zarówno w odniesieniu do bezpośredniego, jak i pośredniego zużycia wody. Może odnosić się do pojedynczego procesu (np. uprawa zboża), wybranego obszaru (zlewni) czy państwa. Ślad wodny składa się z trzech elementów: zielonego, niebieskiego i szarego. Zgodnie z definicją [4] zielona woda to woda glebowa utrzymywana w strefie nienasyconej, utworzona przez opady atmosferyczne i dostępna dla roślin. Niebieska woda odnosi się do ciekłej wody w rzekach, jeziorach, terenach podmokłych i warstwach wodonośnych. Ślad wody szarej odpowiada ilości słodkiej wody potrzebnej do asymilacji zanieczyszczeń w celu spełnienia określonych norm jakości wody.

Ślad wodny jest ważnym wskaźnikiem w identyfikacji konsumpcji i zanieczyszczania zasobów słodkiej wody. Istotną informację stanowi miejsce pobierania wody, ponieważ jeśli pochodzi z miejsca, w którym już brakuje wody, konsekwencje mogą być znaczące i wymagają wprowadzenia działań łagodzących.

Dotychczasowe badania śladu wodnego koncentrują się na pięciu poziomach: procesu, produktu, sektora, jednostki administracyjnej oraz globalnym. Przykładem oceny śladu wodnego na poziomie procesu jest produkcja jednego kilograma wołowiny, na który zużywa się średnio 15 tysięcy litrów wody (93% zielonego, 4% niebieskiego, 3% szarego śladu wodnego), [5]. Oszacowano również ślad wodny dla 126 upraw na całym świecie w latach 1996-2005 [6, 7]. Analizą śladu wodnego na poziomie sektorów domowego, przemysłowego i rolniczego zajmowali się Aldaya i in. [8], Garrido i in. [9] oraz Duarte i in. [10]. Badacze stwierdzili, że nieefektywna alokacja zasobów wodnych i złe zarządzanie w sektorze rolnym prowadzą do niedoboru wody w Hiszpanii.

Na poziomie krajowym ślad wodny oceniono między innymi dla Chin [11-13], Indii [14], Indonezji [15], Holandii [16], Maroko [17], Wielkiej Brytanii [18], Brazylii [19] i Hiszpanii [9]. W przypadku wielu krajów ślad wodny w znacznym stopniu przekracza granice danego państwa ze względu na import towarów. To wywiera presję na zasoby wodne w regionach eksportujących, gdzie zbyt często brakuje mechanizmów zrównoważonego zarządzania wodą i jej ochrony. W Polsce ślad wodny zewnętrzny kształtuje się na poziomie 25% [5].

Na poziomie globalnym ślad wodny został określony ilościowo dla dóbr i usług konsumowanych przez ludzi [18, 20, 21]; w latach 1996-2005 wynosił 9087 miliardów metrów sześciennych rocznie (74% zielony, 11% niebieski, 15% szary), z czego 92% stanowiła produkcja rolna.

Do szacowania śladu wodnego na poszczególnych poziomach wykorzystuje się dane o różnej rozdzielczości przestrzennej i czasowej, co determinuje wyniki oraz możliwości ich wykorzystania. Źródła danych oraz możliwości zastosowania ŚW przedstawiono w tabeli 5.3.1.

Tab. 5.3.1. Poziomy szacowania śladu wodnego oraz ich zastosowanie. Opracowanie IMGW-PIB.

Poziom	Zasięg przestrzenny	Czas uśredniania	Źródła danych	Zastosowanie
A	Globalny	Rok	Literatura i bazy danych o zużyciu wody i zanieczyszczeniu w produkcji lub procesie	Zwiększanie świadomości; zgrubna identyfikacja komponentów mających największy wpływ na ogólny ślad wodny; opracowanie globalnych prognoz zużycia wody.
B	Krajowy, regionalny, dorzecza, wybrane zlewnie	Rok, miesiąc	Jw., ale dla kraju, regionu, zlewni	Zgrubna identyfikacja przestrzennej zmienności; baza wiedzy do identyfikacji hotspotów i decyzji o rozdziale wody.
C	Małe zlewnie, wybrany obszar	Miesiąc, dzień	Dane empiryczne lub szacunkowe wartości dotyczące zużycia wody i zanieczyszczeń, określone w ciągu roku dla wskazanej lokalizacji.	Baza wiedzy śladu wodnego, zrównoważonych zasobów wodnych; opracowanie strategii redukcji śladów wodnych.

W literaturze światowej część prac poświęcona jest ocenie śladu wodnego w dorzeczach [22], dzięki temu wiemy coraz więcej na temat wpływu działalności człowieka na naturalny cykl wodny. Ślad wodny może stanowić podstawę zintegrowanego zarządzania zasobami wodnymi i zrównoważonego wykorzystania wody oraz określenia sposobów poprawy gospodarki wodnej w różnych skalach przestrzennych. Jednak ocena śladu wodnego dla zlewni jest utrudniona, głównie ze względu na brak danych statystycznych na tym poziomie. Środowisko naukowe deklaruje konieczność prowadzenia badań w zakresie stosowania podejścia oddolnego promowanego przez Water Footprint Network [33] na poziomie dorzeczy [23, 24] czy zlewni. Przykładem takich działań są opracowania na temat śladu wodnego dorzecza rzek w Chinach – Haihe [25], Żółta Rzeka [26], Hetao [27], Egipcje – Abbay [28], Nil [29] oraz Turcji – Tygrys [30], które skupiają się w głównej mierze na rolnictwie. Istotny wkład do oceny śladu wodnego w zlewniach rzek europejskich, w tym Odry i Wisły, wnosi praca Vanhama i Bidoglio [31].

Bogata literatura przedmiotowa dotyczy kalkulacji śladu wodnego w rolnictwie, gdzie niebieski ślad wodny pochodzi z nawadniania, zaś zielony z opadów atmosferycznych. Zieloną wodę stanowi woda deszczowa używana przez uprawy. W przypadku rolnictwa zasilanego deszczem występuje tylko zielony ślad wodny. Szary ślad wodny jest wskaźnikiem stopnia zanieczyszczenia wody [5, 32, 33]. Odpowiada ilości słodkiej wody potrzebnej do asymilacji zanieczyszczeń w celu spełnienia określonych norm jakości wody. Uwzględnia zanieczyszczenie ze źródeł punktowych odprowadzanych bezpośrednio przez rurę lub pośrednio poprzez spływ lub wypłukiwanie z gleby, nieprzepuszczalnych powierzchni lub innych rozproszonych źródeł. Wszystkie te elementy razem zapewniają kompleksowy obraz zużycia wody, określając źródło zużywanej wody oraz ilość świeżej wody wymaganej do asymilacji zanieczyszczeń.

Powszechne statystyki informują o poborze wody, tymczasem znaczna część tego zasobu powróci do lokalnych zbiorników wodnych i będzie mogła zostać ponownie wykorzystana. W skali globalnej około 40% pobranej na potrzeby rolnictwa wody wraca do zbiorników w dolnym biegu rzeki jako zrzuty [34, 35]. Ostatnio rozwijane jest szacowanie ilościowe śladu wodnego z podziałem na niebieską i zieloną wodę, a tradycyjne statystyki dotyczące poboru wody uwzględniają tylko wodę niebieską [36].

Niebieski ślad wodny opisuje wody pobrane z wód powierzchniowych i podziemnych do nawadniania. Szacuje się, że na świecie około 20% wszystkich gruntów ornych jest nawadnianych z wykorzystaniem nawodnień grawitacyjno-podsiąkowych i deszczowni, które jednocześnie dostarczają ok. 40% całej produkowanej

na świecie żywności⁷. Rolnictwo korzystające z systemu nawadniania – zwłaszcza na terenach o dobrych warunkach wegetacyjnych pod względem nasłonecznienia i rodzaju gruntów – jest dwa razy bardziej wydajne na jednostkę powierzchni niż opierające się tylko na wodzie pochodzącej bezpośrednio z opadów. W Europie nawadnianie stosuje się głównie w państwach basenu Morza Śródziemnego, gdzie uprawy tego typu stanowią ponad 30% (tab. 5.3.2). W Polsce rozwiązanie to odgrywa znikomą rolę – zarówno w produkcji rolnej, jak i gospodarce wodnej. Według danych literaturowych udział powierzchni użytków rolnych ze strukturą irygacyjną stanowi od 0,5% [38, 37] do ok. 1,9% [39].

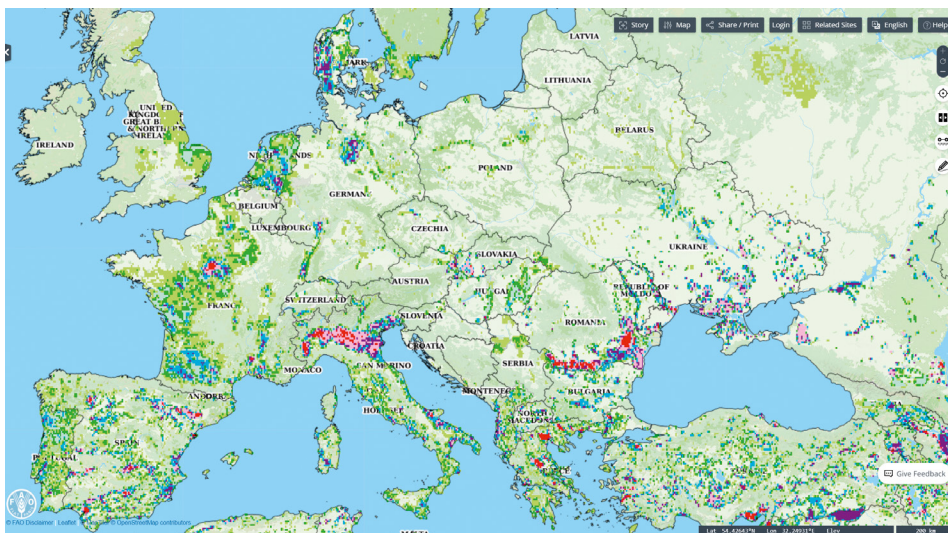
Tab. 5.3.2. Procentowy udział gruntów nawadnianych w wybranych krajach [39].

Tereny nawadniane	2010	2019	2010	2019
	tys. ha		%	
Świat	321895	341585	6,7	7,2
Dania	435	354	16,6	13,5
Francja	2727	2691	9,4	9,4
Grecja	1385	1530	18,5	25,1
Hiszpania	3660	3923	13,3	15
Holandia	486	522	26	28,7
Indie	67700	70400	37,7	39,2
Niemcy	652	735	6	7,1
Polska	85	271	0,6	1,9
Portugalia	544	548	14,9	15,3
Włochy	3735	4124	26,1	31,4

W ciągu ostatnich 10 lat powierzchnia obszarów nawadnianych na świecie wzrosła o 0,5% (19690 tys. ha). W 2019 r. w Indiach, Włoszech, Holandii, Grecji procentowy udział terenów nawadnianych był wyższy od średniej światowej i wynosił odpowiednio: 39,2; 31,4; 28,7 i 25,1%. W większości krajów Unii Europejskiej odsetek powierzchni nawadnianych w stosunku do powierzchni użytków rolnych wynosi 9,1% i jest wyższy o 2% od średniej światowej. W Polsce udział powierzchni nawadnianych jest niewielki – w 2010 r. wynosił około 0,5% (85 tys. ha), a w 2019 r. wzrósł do 1,9% (271 tys. ha) powierzchni użytków rolnych. Niewielki odsetek gruntów nawadnianych wynika z tego, że Polska leży w strefie klimatycznej, gdzie wysokość opadów atmosferycznych zasadniczo wystarcza do prowadzenia produkcji roślinnej, a nawadnianie ma charakter interwencyjny, lokalny, jako uzupełnienie okresowych niedoborów deszczu. Natomiast największa powierzchnia obszarów nawadnianych występuje w Holandii, Grecji i we Włoszech (rys. 5.3.1).

W związku z obserwowanym na świecie ciągłym wzrostem zapotrzebowania na nawadnianie i zmianami w lokalnych zasobach wodnych [9, 41, 42], coraz większe zainteresowanie badaczy budzi gospodarka zieloną wodą [8, 44, 45]. Efektywne jej wykorzystanie ma kluczowe znaczenie dla usprawnienia gospodarowania wodą w dorzeczach oraz zagwarantowania bezpieczeństwa żywnościowego. Zrozumienie kwestii związanych z bezpieczeństwem wodnym w odniesieniu do zmienności klimatu i zmian klimatycznych, istniejących praktyk gospodarowania wodami oraz identyfikacja luk w wiedzy i praktyk stanowi obecne wyzwanie. Zlewnia ma określony potencjał zasobów wodnych, ale jest ograniczona zmieniającymi się w czasie i przestrzeni warunkami klimatycznymi, co skutkuje bardzo niestabilnym zaopatrzeniem rolnictwa w wodę.

⁷ <https://www.worldbank.org/en/topic/water-in-agriculture>

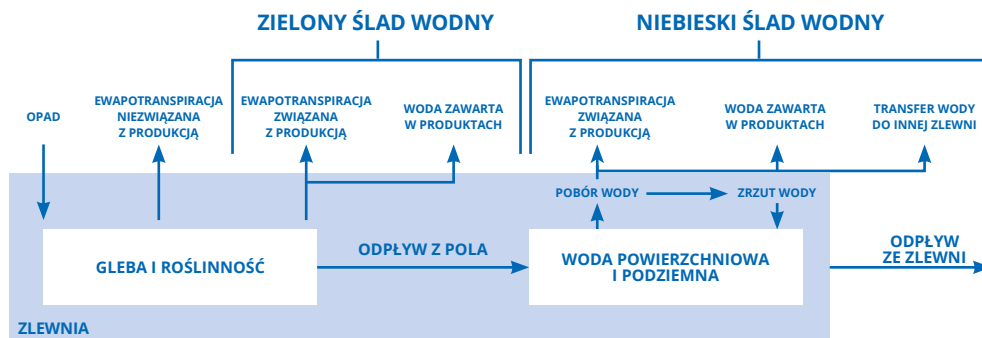


Rys. 5.3.1. Powierzchnie nawadniane, baza FAO [40].

W niniejszej pracy ocenę śladu wodnego ujęto jako element planistyczny reprezentujący miarę efektywności zarządzania wodą w zlewni pod kątem możliwości zrównoważonego zabezpieczenia ilościowych i jakościowych potrzeb wodnych użytkowników. Skupiono się przede wszystkim na kalkulacji śladu wodnego w wybranej zlewni nizinnej użytkowanej rolniczo, z dominującą produkcją roślinną, oraz dostępności danych pod kątem zastosowania metodyki zalecanej przez Water Footprint Network.

Materiały i metody

Ślad wodny składa się z trzech elementów: zielonego, niebieskiego i szarego. Znajomość ilościowa tych elementów daje kompleksowy obraz zużycia wody, określając źródło wody jako opad deszczu/wilgotność gleby, wody powierzchniowe/podziemne czy ilość świeżej wody do asymilacji zanieczyszczeń. Kalkulację śladu wodnego w niniejszej pracy przeprowadzono zgodnie z metodyką Globalnego Standardu Śladu Wodnego opracowaną przez Water Footprint Network [33]. Konceptyjny schemat wyznaczania śladu wodnego na poziomie zlewni rzecznej przedstawiono na rysunku 5.3.2.



Rys. 5.3.2. Składowe zielonego i niebieskiego śladu wodnego na poziomie zlewni [33].

Ślad wodny upraw WF_{agri} oblicza się ze wzoru [33]:

$$WF_{agri} = WF_{green} + WF_{blue_surf} + WF_{blue_ground} + WF_{grey}$$

gdzie:

WF_{green} – ślad wodny zielony – iloczyn zużycia zielonej wody w uprawach CWC (crop water consumption) wyrażony w m^3/ha i powierzchni (ha) każdej uprawy nienawadnianej (S_{rain}) oraz nawadnianej (S_{irrig}). Stąd $WF_{green} = \sum((S_{rain} + S_{irrig}) \times CWC_g)$, gdzie: CWC_g – zużycie wody zielonej – wartość minimalna różnicy między efektywnym opadem (P_{eff}) a zapotrzebowaniem upraw na wodę (CWR) określana z miesięcznym krokiem czasowym. W zależności od wartości sumy miesięcznej opadu P_{eff} według USDA przyjmuje następujące wartości:

$$P_{eff} = (P(125 - 0.23P))/125 \text{ dla } P \leq 250/3 \text{ mm,}$$

$$P_{eff} = 125/3 + 0,1P \text{ dla } P > 70 \text{ mm.}$$

CWR – zapotrzebowanie uprawy na wodę – iloczyn ewapotranspiracji (ET₀) przez współczynnik uprawy [2]. WF_{blue_surf} – ślad wodny niebieski – iloczyn sumy powierzchni gruntów nawadnianych wodami powierzchniowymi (S_{surf}) każdej uprawy przez zużycie wody niebieskiej (CWC_b), wyrażony w jednostkach m^3/ha . Stąd: $WF_{blue_surf} = \sum(S_{surf} \times CWC_b)$. W przypadku nawadniania wodą podziemną, jest to iloczyn sumy powierzchni gruntów nawadnianych wodami podziemnymi (S_{ground}) każdej uprawy przez zużycie wody niebieskiej (CWC_b), wyrażony w jednostkach m^3/ha . Stąd: $WF_{blue_ground} = \sum(S_{ground} \times CWC_b)$.

WF_{grey} – ślad wodny szary – oblicza się, dzieląc ładunek substancji zanieczyszczającej (L) przez różnicę między normą jakości wody otoczenia dla tej substancji zanieczyszczającej (maksymalne dopuszczalne stężenie c_{max}) a jej naturalnym stężeniem w rzece/jeziorze (c_{nat}). Stąd: $WF_{grey} = L/c_{max} - c_{nat}$.

Do kalkulacji wartości śladu wodnego z podziałem na zielony i niebieski zastosowano model CROPWAT Organizacji Narodów Zjednoczonych do spraw Wyżywienia i Rolnictwa⁸. Model służy do obliczania zapotrzebowania upraw na wodę i ilości wody niezbędnej do nawadniania oraz ustalania harmonogramu nawadniania na podstawie danych klimatycznych, parametrów gleby i szczegółowych cech upraw [45]. Elementami modelu są:

- ewapotranspiracja potencjalna (ET₀) na podstawie miesięcznych danych klimatycznych;
- opad efektywny (E_{eff,rain}) na podstawie sum opadów;
- zapotrzebowanie upraw na wodę (E_{tc}) w ciągu dekady na podstawie ET₀ i danych upraw;
- ilość wody niezbędnej do nawodnień (Irr. Req.);
- harmonogram nawadniania oparty na danych na temat upraw, parametrach gleby i wybranych kryteriach planowania nawadniania.

ŚLAD WODNY ZIELONY

Zielony ślad wodny to woda pochodząca z opadów atmosferycznych, która jest przechowywana w strefie korzeniowej roślin, odparowywana lub zużywana przez rośliny.

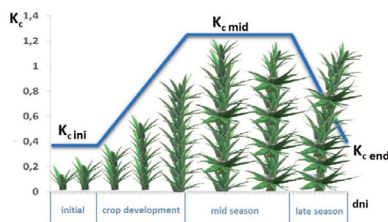
⁸ <https://www.fao.org/land-water/databases-and-software/cropwat/en/>

Evapotranspiracja potencjalna ET_0 obliczana jest metodą Penmana-Monteitha dla upraw referencyjnych, którą stanowi powierzchnia z zieloną trawą o określonych standardowych cechach. Rzeczywista ewapotranspiracja upraw różni się od ewapotranspiracji upraw referencyjnych, stąd uwzględnia się współczynnik roślinny K_c określający relację pomiędzy uprawą referencyjną a rzeczywistą (FAO). Zależy on głównie od:

- rodzaju uprawy, np. ewapotranspiracja w fazie maksymalnego wzrostu roślin o dużej powierzchni liści zachodzi intensywniej w porównaniu do uprawy referencyjnej, stąd wartość współczynnika K_c będzie większa od 1;
- fazy rozwojowej rośliny uprawnej – roślina w fazie pełnego wzrostu zużywa więcej wody niż w fazie inicyjalnej (rys. 5.3.3);
- klimatu, który ma wpływ na długość całego okresu wegetacyjnego i długość poszczególnych faz rozwojowych.

Wartość współczynnika K_c dla konkretnej uprawy wyznacza się na podstawie całkowitej długości sezonu wegetacyjnego oraz długości fazy rozwojowej rośliny.

Opad efektywny stanowi tę część opadu atmosferycznego, która jest zgromadzona w strefie korzeniowej i może być wykorzystana przez uprawę. Część opadu może zostać utracona w wyniku spływu powierzchniowego, parowania lub infiltracji. Na potrzeby oszacowania opadu efektywnego wybrano metodę USDA Soil Conservation Service spośród czterech dostępnych, pozostałe to: (i) formuła FAO/AGLW opracowana dla klimatu suchego i subwilgotnego, (ii) formuła empiryczna oraz (iii) stosunek opadu efektywnego do rzeczywistego wyrażony w procentach (FAO) [46].



Rys. 5.3.3. Krzywa charakteryzująca współczynnik roślinny w całym okresie wegetacji upraw [46].

NIEBIESKI ŚLAD WODNY

Niebieski ślad wodny to woda, która została pozyskana z zasobów wód powierzchniowych lub gruntowych i jest albo odparowywana, włączana do produktu, albo pobierana z jednego zbiornika wodnego i zawracana do innego. Niebieski ślad wodny można określać dla takich sektorów jak nawadnianie rolnictwo, przemysł i woda użytkowa.

W przypadku wody niebieskiej istnieje wiele czynników, m.in. klimatycznych, ekonomicznych i agronomicznych, wpływających na faktyczne wykorzystanie wody do nawadniania. Na wielu obszarach, gdzie zwykle odbywa się nawadnianie, zapotrzebowanie na wodę przekracza dostępność wody. W przypadku, gdy dane dotyczące rzeczywistego wykorzystania wody do nawodnień są niedostępne lub są nieistotne, przyjmuje się założenie, że zapotrzebowanie wody na poszczególne uprawy jest zaspokojone, a błąd oszacowania pomijalny (nieistotny). Bilans zużycia wody zielonej i niebieskiej w skali zlewni ocenia się na podstawie względnej wagi zielonego i niebieskiego śladu wodnego oraz zużycia wody przez ekosystemy na podstawie następujących założeń:

- całkowity odpływ stanowi sumę niebieskiej wody z odpływu z rzek oraz odpływu ze zlewni uzupełniających wody podziemne, bez uwzględnienia WF_{blue_ground} z zasobów wód podziemnych;
- ewapotranspiracja równa się sumie zielonej wody dla rolnictwa w sezonie wegetacyjnym.

SZARY ŚLAD WODNY

Szary ślad wodny definiuje się jako część słodkiej wody, która jest wymagana do zasymilowania ładunku zanieczyszczeń w oparciu o naturalne stężenia tła i istniejące normy jakości wody. Przez asymilację rozumie się takie rozcieńczenie wody, po którym stężenie danego zanieczyszczenia: (i) będzie równe bądź niższe stężeniu tła lub obowiązującym normom, (ii) spadnie do poziomu, w którym staje się ono nieszkodliwe. Oszacowanie ładunku chemicznego pochodzącego z rozproszonych źródeł zanieczyszczeń wód nie jest proste. Substancja zanieczyszczająca jest dawkowana na glebę lub wprowadzana w głąb gleby (nawozy lub pestycydy) – część przedostaje się do wód podziemnych, część spływa po powierzchni bezpośrednio do cieku. Pomiar stężenia jest również utrudniony, gdyż zanieczyszczenia dostają się do wody w sposób rozproszony. Wobec powyższego przyjęto, że pomiar jakości wody na wodowskazie zamykającym zlewnię będzie reprezentował sumę zanieczyszczeń pochodzących z różnych źródeł. Stąd powszechną praktyką jest szacowanie frakcji zanieczyszczeń, które przedostają się do wód z wykorzystaniem modelowania, przy założeniu, że pewna stała frakcja zanieczyszczeń trafia do wód podziemnych.

W obliczeniach śladu wodnego szarego uwzględnia się najbardziej krytyczne zanieczyszczenia, których zapotrzebowanie na wodę do asymilacji stanowi największą objętość, tj. nawozy azotu i fosforu oraz pestycydy i insektycydy. Szary ślad wodny oblicza się tylko dla jednego składnika zanieczyszczającego. Jako krytyczne zanieczyszczenie w rolnictwie najczęściej przyjmuje się azot wprowadzany do środowiska wraz z nawozami. Przyjmuje się, że ilość azotu docierająca do swobodnie płynących zbiorników wodnych wynosi 10% zastosowanej dawki nawożenia, czyli $\alpha = 0,1$ [33].

$$WF_{proc, grey} = \frac{L}{c_{max} - c_{nat}} = \frac{\alpha \cdot A_{ppl}}{c_{max} - c_{nat}}, \quad [m^3/t]$$

gdzie: $WF_{proc, grey}$ – ślad wodny szary; L – ładunek substancji zanieczyszczającej; C_{max} – maksymalne stężenie dopuszczalne/akceptowalne [mg/l]; C_{nat} – stężenia naturalne [mg/l]; α – zanieczyszczenia docierające do zbiorników słodkowodnych [%]; A_{ppl} – dawka substancji zanieczyszczających na polu [kg/ha].

Szary komponent śladu wodnego dla określonej uprawy uzyskuje się poprzez obliczenie śladu wodnego dla konkretnej uprawy w odniesieniu do jej plonu [t/ha].

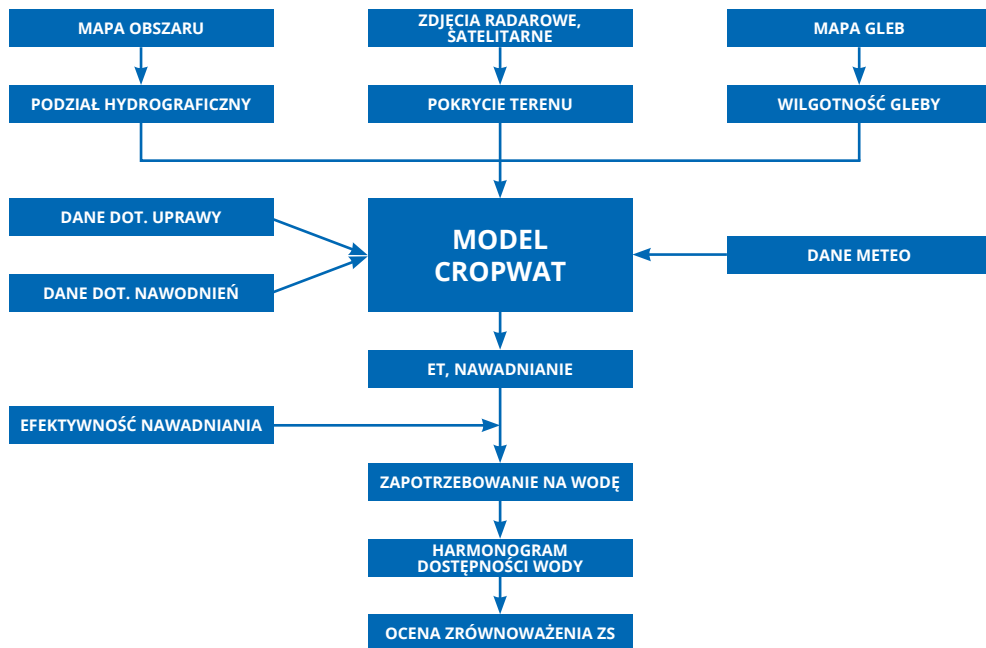
$$WF_{proc, grey} = \frac{(\alpha \cdot A_{ppl}) / (c_{max} - c_{nat})}{Y} \quad [\text{objętość/masa}]$$

gdzie: Y – plon w danym roku gospodarczym [t/ha].

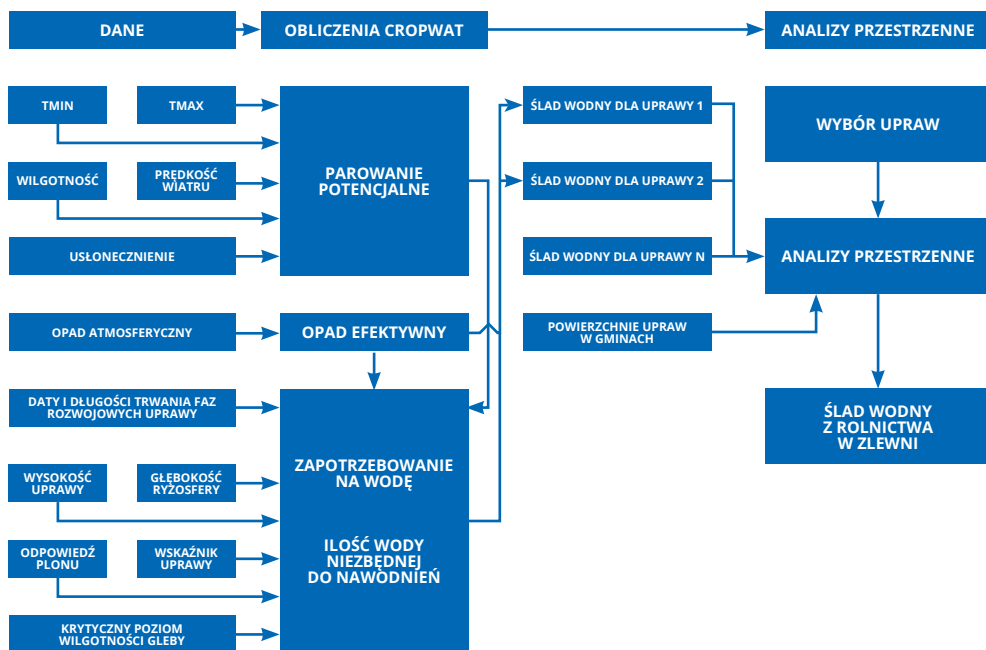
Na rysunkach 5.3.4 i 5.3.5 przedstawiono ogólny schemat obliczeniowy śladu wodnego z wykorzystaniem modelu CROPWAT oraz schemat obliczeniowy zastosowany do szacowania wody zielonej wraz z identyfikacją danych wejściowych oraz wejść do modelu Cropwat 8.

Parametrami modelu CROPWAT są następujące czynniki:

- T_{min} – średnia miesięczna temperatura minimalna powietrza [°C];
- T_{max} – średnia miesięczna temperatura maksymalna powietrza [°C];



Rys. 5.3.4. Schemat obliczeniowy śladu wodnego z wykorzystaniem modelu CROPWAT 8.



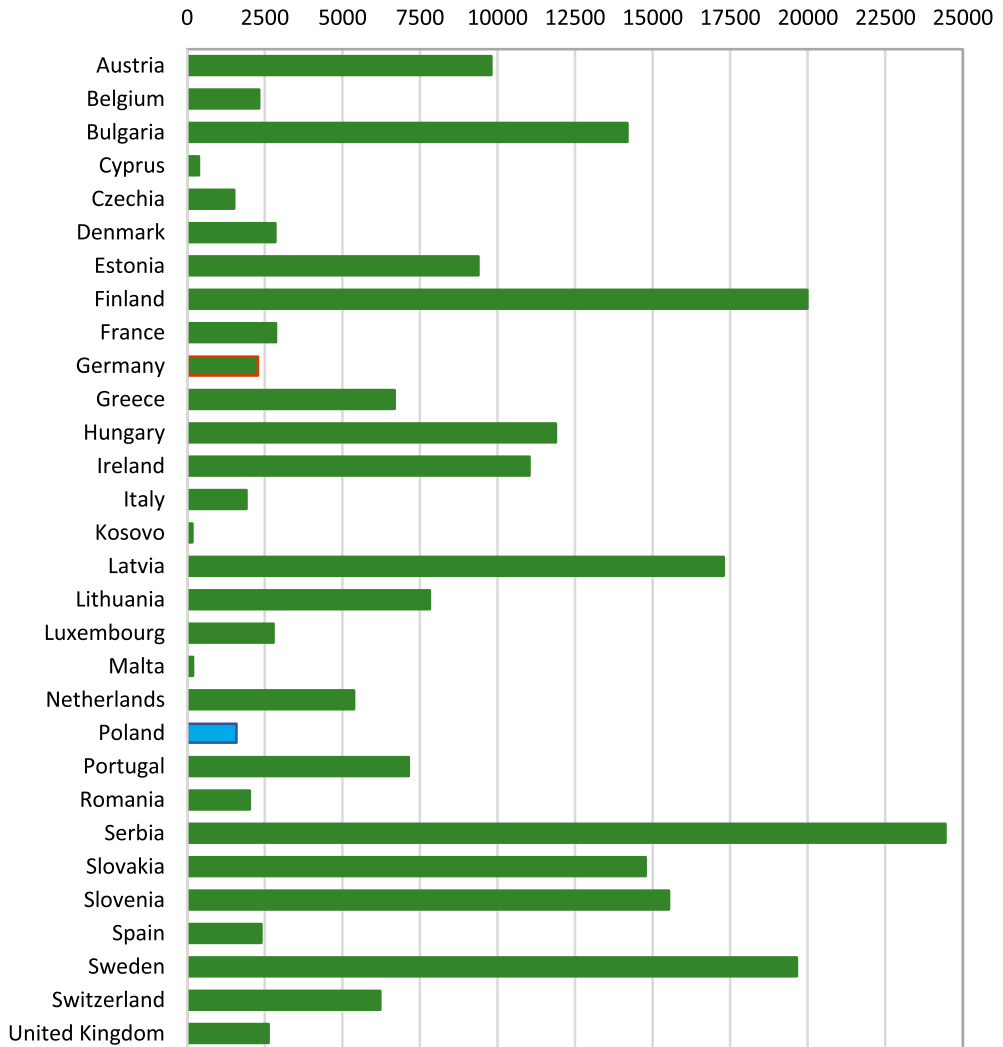
Rys. 5.3.5. Schemat do oceny wody zielonej z rolnictwa w zlewnii. Materiały IMGW-PIB.

- U_{sr} – średnia miesięczna wilgotność względna powietrza [%];
- f_{sr} – średnia miesięczna prędkość wiatru [m/s];
- S_{suma} – średnie dobowe usłonecznienie [h];
- ET_o – średnie miesięczne parowanie potencjalne [mm];
- Rd_{suma} – średnia suma miesięczna opadu atmosferycznego [mm];
- Eff_{rain} – średnia miesięczna opadu efektywnego [mm];
- daty i długość trwania faz rozwojowych uprawy;
- wysokość uprawy [m];
- głębokość uprawy, ang. *rooting deep* – głębokość strefy korzeniowej, ryzosfery [m];
- odpowiedź plonu (K_y – współczynnik odpowiedzi plonu, charakterystyczny dla danego gatunku i fazy rozwojowej roślin; określa wielkość ewapotranspiracji rzeczywistej/zapotrzebowanie uprawy na wodę (ET_c));
 $K_y > 1$ – dla upraw wrażliwych na deficyt wody, oznacza większą redukcją plonów;
 $K_y < 1$ – dla upraw tolerancyjnych na deficyt wody, które częściowo mają zdolność regeneracji po stresie i mniejszy spadek plonów;
- wskaźnik uprawy, ang. *cropheight* [m];
- krytyczny poziom wilgotności *Crit. Depl.* – krytyczny poziom wilgotności gleby; moment, w którym występuje pierwszy stres suszy, mający wpływ na ewapotranspirację upraw i produkcję roślinną;
- K_c – współczynnik roślinny charakterystyczny dla danego gatunku i fazy rozwojowej roślin (współczynnik K_c stosuje do określania wielkości ewapotranspiracji rzeczywistej równej zapotrzebowaniu uprawy na wodę (ET_c), $ET_c = ET_o \times K_c$);
- Etc – suma dekadowa zapotrzebowania uprawy na wodę [mm];
- $Irr. Req$ – suma dekadowa ilości wody do nawodnień [mm].

Ocena śladu wodnego jest narzędziem analitycznym, opisującym związek między działalnością człowieka a niedoborem wody. Powszechnym wskaźnikiem badania krajowego niedoboru wody jest wskaźnik dostępności wód odnawialnych w przeliczeniu na 1 mieszkańca na rok (LTAA). Wartości tego wskaźnika świadczą o dużym ich zróżnicowaniu w krajach UE (rys. 5.3.6). W przypadku Polski, na 1 mieszkańca przypada ok. 1,6 tys. m³, co stawia to nasz kraj na 25 miejscu wśród państw UE (dane Eurostat). Najwyższe zasoby wody słodkiej stwierdzono natomiast w Chorwacji, gdzie średnia roczna długoterminowa wyniosła 27,3 tys. m³ na mieszkańca.

Ślad wodny pozwala na innowacyjne podejście do zintegrowanego zarządzania zasobami wodnymi [33]. Umożliwia ocenę zrównoważenia i wskazania czy nie doszło do naruszenia środowiskowych przepływów istotnych dla naturalnych ekosystemów słodkowodnych. Miarą zrównoważonego wykorzystania zasobów wodnych jest wskaźnik niedoboru wody niebieskiej. Podejście do skategoryzowanego określenia niedoboru wody niebieskiej (ang. *blue water scarcity*, BWS) na poziomie dorzecza w różnych okresach (rocznym, miesięcznym) jako stosunek niebieskiego śladu wodnego do dostępności wody przedstawiają [47]. Niedobór wody niebieskiej podzielony został na cztery klasy: niski (<100%), umiarkowany (100-150%), znaczący (150-200%) i ostry (>200%). Jeśli niedobór wody niebieskiej wynosi powyżej 100% oznacza to, że zużycie wody do celów działalności człowieka przekracza zrównoważony poziom dostępności wody, a potrzeby zostały częściowo zaspokojone kosztem naruszenia przepływów wody w środowisku.

odnawialne zasoby wód słodkich w m³/mieszk



Rys. 5.3.6. Odnawialne zasoby wód powierzchniowych (LTAA - średnia roczna wieloletnia) w UE na podstawie danych EUROSTAT.

Dane wejściowe dla zlewni testowej Widawy

Identyfikacja potencjalnych źródeł danych na potrzeby kalkulacji śladu wodnego obejmowała przede wszystkim dane dostępne publicznie oraz znajdujące się w bazach IMGW-PIB. Ze względu na dostępność niektórych zbiorów, zawierających podobne lub zbieżne informacje, w pracy przedstawiono alternatywne źródła danych, dokonano porównania tych danych dla zlewni testowej Widawy oraz możliwości ich prezentacji i asymilacji na potrzeby kalkulacji śladu wodnego (tab. 5.3.3).

**Tab. 5.3.3. Identyfikacja potencjalnych źródeł danych wejściowych
do szacowania śladu wodnego na poziomie zlewni. Opracowanie IMGW-PIB.**

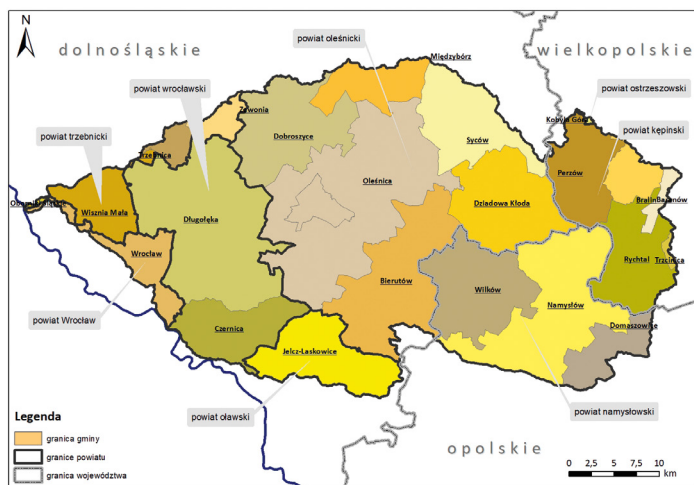
Lp.	Rodzaj danych	Wyszczególnienie	Źródło	Rozdzielczość przestrzenna
1	Podział terytorialny kraju	Jednostki administracyjne	PRG	Gminy, powiaty, województwa
2	Użytkowanie zlewni	Numeryczny model pokrycia terenu	CORINE Land Cover – CLC2018 BDOT 10k – GUGIK,	1:1000
3	Informacje z zakresu rolnictwa, biosfera	zasiewy/plony/uprawy indeksy wegetacji	GUS, PSR, ARIMR Sentinel-2 MSI, NOAA, Landsat 8	gmina, ha 10 m, 4 km, 30 m
4	Dane społeczno-gospodarcze	nawodnienia PWP melioracje podstawowe obiekty małej retencji	Kataster Wodny BDOT10k, CLC2018	województwo, powiat, gmina, 1:10000 1:25000
5	Warunki meteorologiczne	wysokość opadów, prędkość i kierunek wiatru, usłonecznienie, temperatura powietrza, wilgotność powietrza	stacje meteorologiczne radar meteorologiczny (IMGW-PIB)	punkty pomiarowe 1km
6	Hydrografia	podział hydrograficzny zlewni na zlewnie cząstkowe	MPHP 2015	skala 1:10000
7	Warunki hydrologiczne	przepływ, odpływ	Stacje wodowskazowe (IMGW-PIB)	pomiar w przekroju wodowskazowym
8	Inne wybrane dane wymagane do obliczeń	wilgotność gleby na różnych głębokościach ewapotranspiracja aktualna	HSAF Meto ASCAT Land SAF	25 km 5-6 km

Pierwszą grupą danych wejściowych do szacowania śladu wodnego na poziomie zlewni jest podział terytorialny kraju. Granice jednostek administracyjnych leżących w obszarze zlewni Widawy – województw, powiatów oraz gmin – wydzielono na podstawie referencyjnej bazy danych Państwowego Rejestru Granic PRG [53]. Zostały one opracowane ze względu na dostępność niektórych danych (np. GUS) zagregowanych do granic administracyjnych. Zlewnia Widawy leży w trzech województwach: wrocławskim, opolskim i wielkopolskim, na terenie 8 powiatów oraz 25 gmin, z których 5 (Oleśnica – gmina miejska i wiejska, Dziadowa Kłoda, Długołęka i Wilków) znajduje się w całości w granicach zlewni (tab. 5.3.4, rys. 5.3.7).

Tab. 5.3.4. Jednostki administracyjne (województwo, powiat, gmina) w granicach zlewni Widawy.

Opracowanie IMGW-PIB na podstawie PRG (Państwowy Rejestr Granic).

Województwo	Nazwa powiatu	Kod gminy	Rodzaj jednostki	Nazwa gminy	Powierzchnia całkowita gminy [km ²]	Powierzchnia gminy w zlewni Widawy [km ²]
wrocławskie	oleśnicki	0214011	gmina miejska	Oleśnica	20,9	20,9
wrocławskie	oleśnicki	0214023	gmina miejsko-wiejska	Bierutów	146,8	136,6
wrocławskie	oleśnicki	0214032	gmina wiejska	Dobroszyce	131,8	106,5
wrocławskie	oleśnicki	0214042	gmina wiejska	Dziadowa Kłoda	105,2	105,2
wrocławskie	oleśnicki	0214053	gmina miejsko-wiejska	Międzybórz	87,7	0,1
wrocławskie	oleśnicki	0214062	gmina wiejska	Oleśnica	242,6	242,6
wrocławskie	oleśnicki	0214073	gmina miejsko-wiejska	Syców	145,4	87,7
wrocławskie	oleśnicki	0214083	gmina miejsko-wiejska	Twardogóra	167,7	48,8
wrocławskie	olawski	0215033	gmina miejsko-wiejska	Jelcz-Laskowice	167,5	87,2
wrocławskie	trzebnicki	0220013	gmina miejsko-wiejska	Oborniki Śląskie	154,1	1,1
wrocławskie	trzebnicki	0220033	gmina miejsko-wiejska	Trzebnica	199,8	15,2
wrocławskie	trzebnicki	0220042	gmina wiejska	Wisznia Mała	103,2	50,2
wrocławskie	trzebnicki	0220052	gmina wiejska	Zawonia	117,3	17,5
wrocławskie	wrocławski	0223012	gmina wiejska	Czernica	83,5	71,0
wrocławskie	wrocławski	0223022	gmina wiejska	Długoleś	212,7	212,7
wrocławskie	Wrocław	0264011	gmina miejska	Wrocław	292,5	46,1
opolskie	namysłowski	1606012	gmina wiejska	Domaszowice	113,9	42,2
opolskie	namysłowski	1606023	gmina miejsko-wiejska	Namysłów	289,7	159,9
opolskie	namysłowski	1606052	gmina wiejska	Wilków	100,6	100,6
wielkopolskie	kepiński	3008012	gmina wiejska	Baranów	74,3	10,4
wielkopolskie	kepiński	3008022	gmina wiejska	Bralin	85,3	28,3
wielkopolskie	kepiński	3008052	gmina wiejska	Perzów	75,2	68,4
wielkopolskie	kepiński	3008062	gmina wiejska	Rychtal	96,5	78,1
wielkopolskie	kepiński	3008072	gmina wiejska	Trzcinica	75,0	3,1
wielkopolskie	ostrzeszowski	3018042	gmina wiejska	Kobyła Góra	129,1	0,9



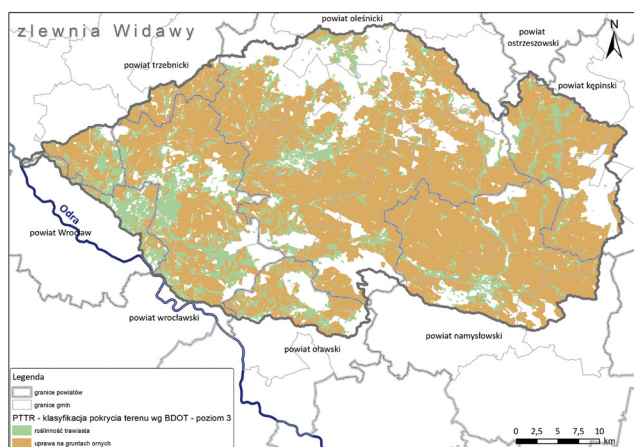
Rys. 5.3.7. Jednostki administracyjne gminy i powiaty w granicach zlewni Widawy.

Opracowanie IMGW-PIB na podstawie PRG.

Druga grupa danych wejściowych do szacowania śladu wodnego na poziomie zlewni to informacje na temat użytkowania terenu. Głównym źródłem danych numerycznych dla obszaru Polski jest Baza Danych Obiektów Topograficznych (BDOT10k), zawierająca lokalizację przestrzenną obiektów topograficznych wraz z ich podstawową charakterystyką opisową [53]. Na potrzeby kalkulacji śladu wodnego wykorzystano kategorię klasy obiektów na poziomach 1, 2, 3 (tab. 5.3.5). Rozkład przestrzenny obszarów zdefiniowanych jako „PTTR – roślinność trawiasta i uprawa rolna” na tle gmin w zlewni Widawy przedstawiono na rysunku 5.3.8.

Tab. 5.3.5. Powierzchnie skalsyfikowane jako uprawy na gruntach ornym oraz roślinność trawiasta w zlewni Widawy. Opracowanie IMGW-PIB na podstawie BDOT.

POZIOM 2 – klasa obiektów		POZIOM 3 – obiekt		Powierzchnia [km ²]
PTTR	Roślinność trawiasta i uprawa rolna	PTTR01	Roślinność trawiasta – grunty pokryte zwartą wieloletnią roślinnością, złożoną z licznych gatunków wieloletnich traw, roślin motylkowatych i ziół, użytkowane jako łąki kośne lub do okresowego wypasu, dla obszarów górskich hale i połoniny, a na terenach miejskich trawniki.	231,34 km ²
		PTTR02	Uprawa na gruntach ornym – obszar poddany stałej uprawie mechanicznej, zajęty przez rośliny polowe uprawiane na gruntach ornym.	973,14 km ²

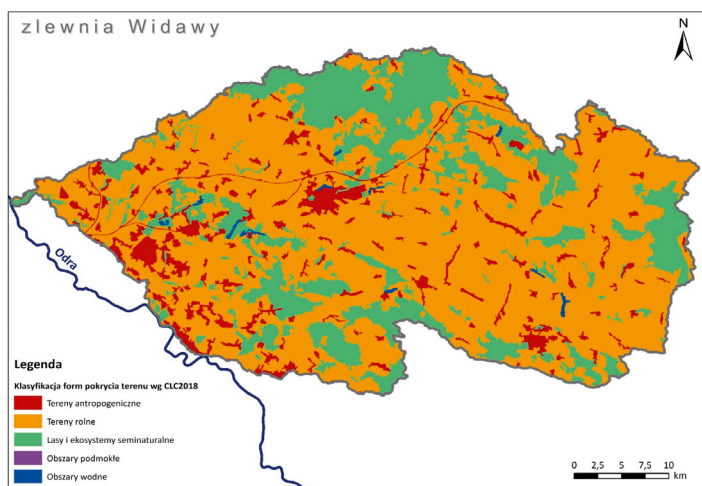


Rys. 5.3.8. Rozkład przestrzenny obszarów upraw rolnych i roślinności trawiastej na tle gmin w zlewni Widawy. Opracowanie IMGW-PIB na podstawie MPHP 2015 oraz BDOT (Baza Danych Obiektów Topograficznych).

Informacje o pokryciu terenu/użytkowaniu ziemi zawiera również baza danych CORINE Land Cover – CLC2018, opracowana w ramach europejskiego programu monitorowania Ziemi – Copernicus Land Monitoring. Do kartowania pokrycia terenu/użytkowania ziemi w okresie 2012-2018 oraz opracowania jednolitej bazy CLC2018 wykorzystano zobrazowania satelitarne z satelitów RapidEye i IRS-P6 pozyskane w roku 2011 i 2012 oraz z satelitów Sentinel-2 i Landsat-8 z roku 2017. Krajowy projekt Corine Land Cover 2018 (CLC2018) udostępniany jest na stronie GIOŚ [49]. Baza CLC zawiera dane o pokryciu terenu, podzielone na 44 klasy w hierarchicznej 3-poziomowej nomenklaturze CLC. Rozkład przestrzenny obszarów skategoryzowanych jako gruntu orne, uprawy trwałe, łąki i pastwiska oraz obszary upraw mieszanych w zlewni Widawy przedstawiono na rysunku 5.3.10.

Tab. 5.3.6. Obszary sklasyfikowane jako grunty orne, uprawy trwałe, łąki i pastwiska oraz uprawy mieszane w zlewni Widawy. Opracowanie IMGW-PIB na podstawie CLC2018.

POZIOM 1	POZIOM 2	POZIOM 3		Powierzchnia [km ²]
2. Tereny rolne	21 – Grunty orne	211	Grunty orne poza zasięgiem urządzeń nawadniających	1007,5 km ²
		212	Grunty orne stale nawadniane	-
		213	Ryżowiska	-
	22 – Uprawy trwałe	221	Winnice	-
		222	Sady i plantacje	0,87 km ²
		223	Gaje oliwne	-
	23 – Łąki i pastwiska	231	Łąki, pastwiska	134,63 km ²
	24 – Obszary upraw mieszanych	241	Uprawy jednoroczne występujące wraz z uprawami	-
		242	Złożone systemy upraw i działek	13,69 km ²
		243	Tereny zajęte głównie przez rolnictwo z dużym udziałem roślinności naturalnej	7,05 km ²
		244	Tereny rolno-leśne	-



Rys. 5.3.9. Użytkowanie terenu w zlewni Widawy. Opracowanie IMGW-PIB na podstawie CLC18.

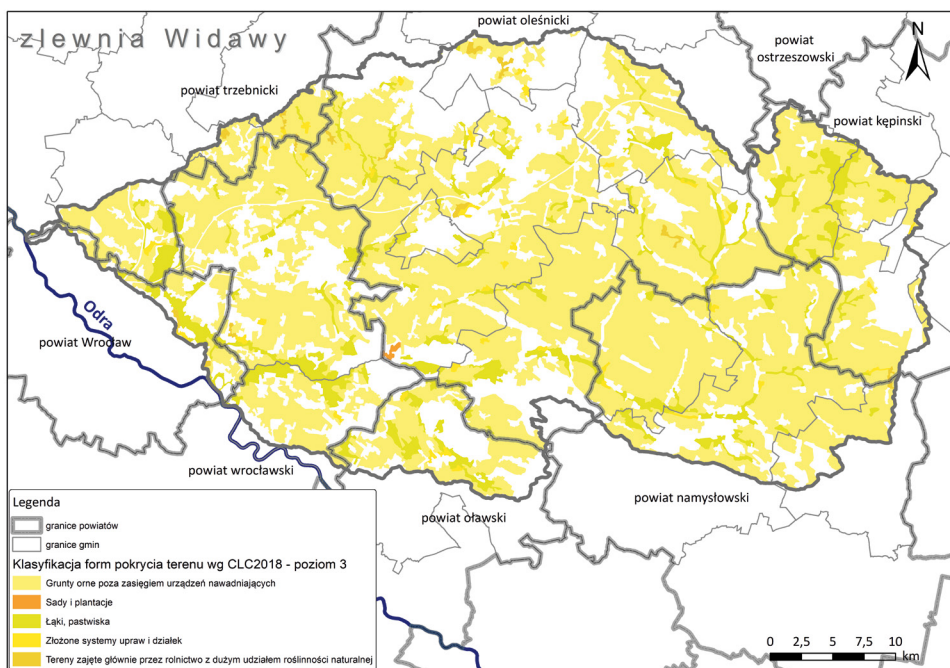
W obu analizowanych bazach (tj. CLC18 oraz BDOT10k) obowiązuje różna klasyfikacja gruntów. W CLC18 występują grunty orne stale nawadniane, sady i plantacje, łąki i pastwiska raz uprawy mieszane. Natomiast w BDOT klasa PTTR zawiera roślinność trawiastą i uprawy rolne, klasa PTUT – uprawy trwałe, tj. ogrody działkowe, plantacje, sady, szkółki leśne i szkółki roślin ozdobnych. Dokonano porównania użytkowania terenów – uprawa na gruntach ornych (źródło: BDOT10k: Gr PTTR02) oraz grunty orne poza zasięgiem urządzeń nawadniających (źródło: CLC18: 211) w obszarze zlewni Widawy (tab. 5.3.7).

Zgodnie z klasyfikacją CLC18 w zlewni Widawy nie ma gruntów ornych stale nawadnianych (poziom 212), sady i plantacje zajmują powierzchnię 0,87 km², łąki i pastwiska – 134,63 km², a obszary upraw – 20,74 km². Powierzchnie tego typu w poszczególnych gminach są niewielkie i nie przekraczają 10%, średnio dla zlewni Widawy wynoszą 3,07%.

Tab. 5.3.7. Porównanie użytkowanie terenów - uprawa na gruntach ornych (źródło: BDOT10k; Gr PTTR02) oraz grunty orne poza zasięgiem urządzeń nawadniających (źródło: CLC2018; 211) w obszarze zlewni Widawy. Opracowanie IMGW-PIB na podstawie BDOT10k oraz CLC2018.

Nazwa gminy	Powierzchnia gminy w zlewni Widawy [km ²]	Powierzchnia gminy w zlewni Widawy [%]	BDOT10k: Gr PTTR02 uprawa na gruntach ornych			CLC18: 211 Grunty orne poza zasięgiem urządzeń nawadniających			Różnice w powierzchni i % udziale wydzielonych gruntów pomiędzy CLC18 a BDOT10k		RÓŻNICA pomiędzy powierzchnią CLC18 a BDOT10k względem powierzchni gminy (leżącej w zlewni Widawy) [%]
			w gminie [km ²]	w gminie w zlewni Widawy [km ²]	w gminie w zlewni Widawy [%]	w gminie [km ²]	w gminie w zlewni Widawy [km ²]	w gminie w zlewni Widawy [%]	[km ²]	[%]	
Oleśnica	20,9	100%	8,11	8,11	100%	9,02	9,02	100%	-0,91	0,0%	4,3%
Bierutów	136,6	93%	90,37	89,95	100%	90,03	89,51	99%	0,44	0,1%	0,3%
Dobroszyce	106,5	81%	48,33	47,96	99%	53,32	52,10	98%	-4,14	1,5%	3,9%
Dziadowa Kłoda	105,2	100%	70,35	70,35	100%	68,78	68,78	100%	1,57	0,0%	1,5%
Międzybórz	0,1	0%	28,62		0%	30,13		0%	0,00	0,0%	0,0%
Oleśnica	242,6	100%	133,27	133,27	100%	139,92	139,92	100%	-6,64	0,0%	2,7%
Syców	87,7	60%	70,72	42,23	60%	72,47	42,15	58%	0,08	1,5%	0,1%
Twardogóra	48,8	29%	32,65	4,38	13%	47,34	8,46	18%	-4,08	4,5%	8,4%
Jelcz-Laskowice	87,2	52%	63,81	36,49	57%	67,69	38,42	57%	-1,94	0,4%	2,2%
Oborniki Śląskie	1,1	1%	49,19	0,07	0%	59,06	0,07	0%	0,00	0,0%	0,1%
Trzebnica	15,2	8%	103,93	10,81	10%	108,99	11,16	10%	-0,35	0,2%	2,3%
Wisznia Mała	50,2	49%	54,62	25,59	47%	60,12	27,63	46%	-2,05	0,9%	4,1%
Zawonia	17,5	15%	43,27	13,37	31%	48,12	14,52	30%	-1,15	0,7%	6,6%
Czernica	71,0	85%	31,73	28,63	90%	32,50	30,77	95%	-2,14	4,5%	3,0%
Długołęka	212,7	100%	109,38	109,38	100%	121,50	121,50	100%	-12,12	0,0%	5,7%
Wrocław	46,1	16%	43,57	11,42	26%	55,74	14,92	27%	-3,50	0,6%	7,6%
Domaszowice	42,2	37%	66,50	30,87	46%	65,98	31,15	47%	-0,28	0,8%	0,7%
Namysłów	159,9	55%	162,89	106,63	65%	159,70	105,05	66%	1,58	0,3%	1,0%
Wilków	100,6	100%	87,24	87,24	100%	85,86	85,86	100%	1,38	0,0%	1,4%
Baranów	10,4	14%	48,92	5,13	10%	48,56	5,19	11%	-0,06	0,2%	0,6%
Bralin	28,3	33%	49,37	22,44	45%	46,18	19,84	43%	2,60	2,5%	9,2%
Perzów	68,4	91%	47,41	42,77	90%	51,24	46,09	90%	-3,32	0,3%	4,9%
Rychtal	78,1	81%	53,87	43,69	81%	53,48	43,20	81%	0,49	0,3%	0,6%
Trzcinica	3,1	4%	46,01	2,38	5%	46,79	2,22	5%	0,16	0,4%	5,3%
Kobyła Góra	0,9	1%	44,24	0,00	0%	40,37	0,00	0%	0,00	0,0%	0,2%

Trzecią grupę danych wejściowych do szacowania śladu wodnego na poziomie zlewni stanowią informacje z zakresu rolnictwa. Głównym źródłem danych o ziemiopłodach rolnych jest Powszechny Spis Rolny (<https://spisrolny.gov.pl/>). W zlewni Widawy dominują zboża (pszenica, pszenżyto i żyto), uprawiane głównie w gminach: Namysłów, Oleśnica, Długołęka i Wisznia Mała (tab. 5.3.8), znacznie mniejsze obszary zajmuje rzepak i rzepik, ziemniaki, buraki cukrowe oraz poplony jare i ozime. Uzupełnieniem danych o uprawach jest baza Agencji Rozwoju i Modernizacji Rolnictwa (ARiMR), gdzie



Rys. 5.3.10. Rozkład przestrzenny obszarów skategoryzowanych jako grunty orne, uprawy trwałe, łąki i pastwiska oraz obszary upraw mieszanych w zlewni Widawy. Opracowanie IMGW-PIB na podstawie CLC2018, MPHP (Mapa Podziału Hydrograficznego Polski), PRG (Państwowy Rejestr Granic).

informacje na temat powierzchni upraw w gminach gromadzi się na podstawie wniosków o przyznanie płatności bezpośrednich (tab. 5.3.9).

Informacje dotyczące powierzchni nawadnianych użytków rolnych i gruntów leśnych wraz z danymi o ilości pobranej wody znajdują się w bazach Głównego Urzędu Statystycznego (tylko do 2018 r.). Ich zestawienie, z podziałem na sposób nawadniania (ogółem, podsiąk, deszczowanie i zalew), przedstawiono w tabeli 5.3.10. Z kolei w tabeli 5.3.11 zebrano dostępne dane dla województw (również do 2018 r.). Najniższy udział powierzchni nawadnianych, na poziomie 0,4%, występuje w województwie dolnośląskim, najwyższy – 28,9% – w Wielkopolsce. Najwięcej wody do nawodnień pobrano w mazowieckiem (33,4%). W zestawieniu brakuje danych dla trzech województw: małopolskiego, śląskiego i świętokrzyskiego.

Od 2019 r. dane GUS zawierają informacje na temat powierzchni stawów i ilości pobieranej wody do napełnienia dla obszaru Polski w podziale na województwa (tab. 5.3.12). W przypadku dolnośląskiego pobór wód do napełnienia stawów stanowił 14,6% wielkości oszacowanej dla całej Polski, przy czym powierzchnia stawów stanowiła 15,2%.

**Tab. 5.3.8. Powierzchnie zasiewów wybranych upraw w gminie. Materiały IMGW-PIB
na podstawie Powszechnego Spisu Rolnego 2020 (<https://spisrolny.gov.pl/>).**

Nazwa gminy	Pow. całkowita gminy [km ²]	Pow. gminy w zlewni Widawy [km ²]	Pow. gminy w zlewni Widawy [%]	Użytkowanie gruntów w gminie: użytki rolne [km ²]		Powierzchnia zasiewów wybranych upraw w gminie: gospodarstwa rolne ogółem [km ²]						
				ogółem	pod zasiewami	ogółem	zboża razem	zboża podstawowe z mieszaninkami zbożowymi	ziemniaki	buraki cukrowe	rzepak i rzepik razem	warzywa gruntowe
Oleśnica	20,9	20,9	100%	17,23	13,44	13,44	9,65	5,38	0,19	0,00	2,27	0,06
Bierutów	146,8	136,6	93%	86,14	81,61	81,61	57,57	31,00	4,09	2,17	13,34	0,14
Dobroszyce	131,8	106,5	81%	31,54	27,75	27,75	19,44	13,02	2,94	0,64	3,65	0,02
Dziadowa Kłoda	105,2	105,2	100%	59,25	54,13	54,13	39,49	27,76	3,11	0,95	6,85	1,17
Międzybórz	87,7	0,1	0%	27,44	19,59	19,59	16,00	11,63	0,11	0,00	0,00	0,00
Oleśnica	242,6	242,6	100%	139,82	130,89	130,89	91,53	63,16	13,73	2,66	18,67	0,70
Syców	145,4	87,7	60%	66,76	58,27	58,27	45,20	29,26	1,36	0,34	5,22	0,00
Twardogóra	167,7	48,8	29%	49,18	31,10	31,10	22,28	16,90	0,17	0,00	0,00	0,01
Jelcz-Laskowice	167,5	87,2	52%	53,14	44,75	44,75	35,12	17,64	1,94	0,00	3,05	0,00
Oborniki Śląskie	154,1	1,1	1%	40,42	31,20	31,20	25,68	20,82	0,36	0,00	2,38	0,21
Trzebnica	199,8	15,2	8%	121,35	98,85	98,85	71,99	50,43	1,98	3,48	13,38	2,22
Wisznia Mała	103,2	50,2	49%	50,02	44,62	44,62	31,89	23,17	0,70	0,00	4,47	0,14
Zawonia	117,3	17,5	15%	38,06	29,26	29,26	23,68	18,24	0,36	0,00	3,61	0,12
Czernica	83,5	71,0	85%	30,32	24,53	24,53	22,02	11,13	0,24	0,00	0,38	0,32
Długoleka	212,7	212,7	100%	130,94	121,37	121,37	80,45	54,81	11,13	5,63	20,04	0,70
Wrocław	292,5	46,1	16%	119,18	71,53	71,53	47,31	32,86	0,48	1,75	5,87	1,49
Domaszowice	113,9	42,2	37%	67,51	60,07	60,07	46,33	37,61	0,26	0,80	7,93	0,00
Namysłów	289,7	159,9	55%	215,63	196,66	196,66	133,48	101,02	7,46	6,45	39,69	0,05
Wilków	100,6	100,6	100%	86,76	81,65	81,65	52,18	37,19	2,36	6,37	16,82	1,96
Baranów	74,3	10,4	14%	58,90	49,72	49,72	44,09	37,63	0,87	0,00	1,75	0,00
Bralin	85,3	28,3	33%	53,66	46,47	46,47	34,68	30,81	1,26	1,65	4,20	0,00
Perzów	75,2	68,4	91%	48,51	42,61	42,61	34,65	27,69	0,41	0,00	4,37	0,06
Rychtal	96,5	78,1	81%	55,39	52,64	52,64	40,44	33,58	1,21	0,79	9,08	0,00
Trzcínica	75,0	3,1	4%	49,54	42,97	42,97	32,85	29,80	5,91	0,00	0,91	0,00
Kobyła Góra	129,1	0,9	1%	49,41	34,72	34,72	26,40	24,67	0,25	0,00	0,00	0,04

Tab. 5.3.9. Powierzchnie zasiewów upraw na podstawie danych z wniosków o przyznanie płatności bezpośrednich dla gmin w zlewni Widawy.

Materiały IMGW-PIB na podstawie bazy ARiMR (Agencja Rozwoju i Modernizacji Rolnictwa).

Nazwa gminy	Dane z ARiMR 2020. Powierzchnie upraw w gminach [km ²]										
	użytki rolne	jęczmień jary	jęczmień ozimy	owies	pszenica jara	pszenica ozima	pszenżyto jare	pszenżyto ozime	ziemniaki	żyto jare	żyto ozime
Oleśnica	7,4	0,0	0,0	0,0	0,1	2,5	0,0	0,1	0,6	0,0	0,0
Bierutów	89,4	1,8	4,3	0,5	0,4	20,4	0,2	3,6	4,2	0,0	1,6
Dobroszyce	47,8	0,2	0,9	0,3	0,5	14,9	0,0	0,8	7,2	0,0	0,5
Dziadowa Kłoda	69,5	1,6	2,0	1,1	0,6	13,0	0,2	6,1	3,3	0,1	2,1
Międzybórz	30,3	0,5	1,0	1,1	0,5	1,2	0,5	3,5	0,1	0,0	1,8
Oleśnica	137,6	1,8	3,3	0,9	1,2	34,0	0,5	8,2	11,5	0,0	2,7
Syców	68,0	2,9	3,3	0,9	0,7	11,7	0,3	4,7	1,5	0,0	1,6
Twardogóra	43,9	0,9	0,2	1,6	0,2	2,7	0,4	4,3	0,1	0,4	3,8
Jelcz-Laskowice	66,1	0,9	4,0	0,8	0,3	6,9	0,5	2,3	2,2	0,1	2,9
Oborniki Śląskie	53,4	1,5	1,3	1,9	0,3	9,9	0,1	5,0	0,3	0,1	2,0
Trzebnica	110,3	3,3	0,8	2,5	0,7	24,1	0,5	6,5	2,0	0,0	2,4
Wisznia Mała	51,1	1,7	0,3	0,3	0,9	12,1	0,1	3,5	0,8	0,0	0,1
Zawonia	44,2	1,6	0,1	1,4	0,3	12,8	0,0	1,7	0,3	0,0	0,3
Czernica	33,3	0,5	1,8	0,2	0,3	3,6	0,1	2,5	0,1	0,0	0,8
Długoleśka	110,8	1,1	0,6	1,1	0,8	32,1	0,0	5,3	8,8	0,0	1,0
Wrocław	39,1	1,4	0,7	0,3	0,1	4,2	0,0	1,1	0,2	0,0	3,6
Domaszowice	68,3	4,3	3,2	0,5	0,1	17,0	0,0	2,7	1,3	0,0	0,9
Namysłów	167,7	3,4	6,2	1,8	2,4	38,5	0,5	14,9	4,6	0,1	8,6
Wilków	85,2	3,7	2,4	0,3	0,5	26,4	0,4	3,0	2,3	0,1	1,2
Baranów	50,9	2,8	1,5	2,6	0,2	3,7	0,0	6,2	0,8	0,1	5,4
Bralin	55,1	2,3	1,9	1,0	0,3	7,3	0,2	6,5	1,1	0,0	3,9
Perzów	58,4	3,2	3,6	1,5	0,6	8,7	0,2	7,5	0,4	0,0	1,3
Rychtal	52,6	4,4	2,2	1,3	0,4	10,5	0,1	6,1	1,3	0,3	4,4
Trzcianica	48,2	2,6	1,1	1,3	0,3	3,0	0,2	7,4	5,0	0,1	4,8
Kobyła Góra	45,9	1,2	0,6	1,7	0,2	0,6	0,2	3,2	0,1	0,0	4,9

Tab. 5.3.10. Powierzchnia nawadnianych użytków rolnych i leśnych oraz ilość pobranej wody z podziałem na sposoby nawadniania dla obszaru Polski [38].

Polska	Powierzchnia nawadniana wg sposobu nawadniania [ha]				Pobór wody do nawadnień wg sposobu nawadniania [tys. m ³]			
	ogółem	podsiąk	deszczowanie	zalew	ogółem	podsiąk	deszczowanie	zalew
2006	78792	73930	4756	48	91,5	84,6	6,8	0,02
2010	68893	62887	5766	249	76766	72022	4604	140
2013	69538	62182	7241	73	79,7	76,4	3,3	bd
2015	70012	60699	9057	188	85997	79608	5838	276
2016	73202	64077	8737	168	89870	83853	5405	262
2017	69196	61020	7812	193	82131	77852	3652	278
2018	70705	60900	8891	193	84153	77985	5272	282
2019	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd
2020	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd

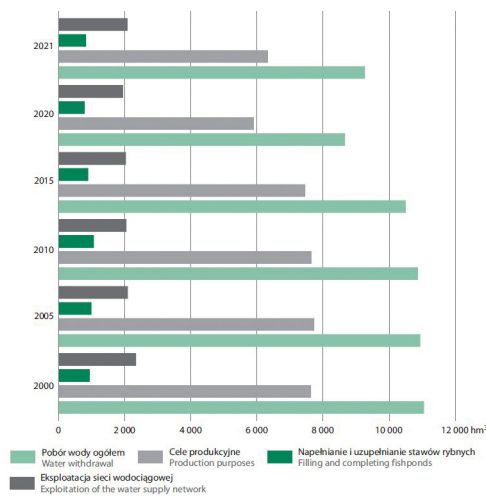
Tab. 5.3.11. Zestawienie powierzchni nawadnianych użytków rolnych i leśnych oraz ilość pobranej wody z podziałem na sposoby nawadniania dla obszaru województw [38].

2018 r.	Powierzchnia nawadniana					Pobór wody do nawadnień				
	ogółem [ha]	ogółem [%]	podsiąk [ha]	deszczow. [ha]	zalew [ha]	ogółem [tys. m ³]	ogółem [%]	podsiąk [tys. m ³]	deszczow. [tys. m ³]	zalew [tys. m ³]
dolnośląskie	310	0,4	185	53	bd	338	0,4	319	3	bd
kujawsko-pomorskie	2726	3,9	2098	628	bd	11477	13,6	11204	273	bd
lubelskie	4928	7,0	4655	242	bd	6354	7,6	5615	388	bd
lubuskie	827	1,2	681	46	100	1276	1,5	1041	35	200
łódzkie	286	0,4	126	160	bd	749	0,9	471	278	bd
małopolskie	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd
mazowieckie	12231	17,3	11960	271	bd	28145	33,4	27863	282	bd
opolskie	2777	3,9	bd	2777	bd	843	1,0	bd	843	bd
podkarpackie	1230	1,7	1230	bd	bd	1772	2,1	1772	bd	bd
podlaskie	14059	19,9	12364	1200	bd	1249	1,5	868	162	bd
pomorskie	7385	10,4	6649	736	bd	7395	8,8	6649	746	bd
śląskie	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd
świętokrzyskie	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd
warmińsko-mazurskie	2608	3,7	2608	bd	bd	8651	10,3	8651	bd	bd
wielkopolskie	20466	28,9	17823	2427	93	15409	18,3	13152	2147	82
zachodniopomorskie	872	1,2	521	351	bd	495	0,6	380	115	bd

Tab. 5.3.12. Zestawienie powierzchni stawów rybnych oraz ilości poboru wody do ich napełnienia z podziałem na województwa (2020 r.) [38].

Województwa	Napełniane stawy rybne [ha]		Pobór wody do napełniania stawów rybnych [dm ³]		
	razem	w tym leśne	razem	w tym leśnych	na 1 ha
dolnośląskie	7013,0	539,0	116943,0	1477,0	16,7
kujawsko-pomorskie	1095,0	–	37174,0	–	34,0
lubelskie	6593,0	38,0	104537,0	508,0	15,9
lubuskie	2213,0	950,0	23908,0	9542,0	10,8
łódzkie	3033,0	42,0	45160,0	695,0	14,9
małopolskie	2603,0	43,0	50661,0	380,0	19,5
mazowieckie	3466,0	36,0	47809,0	5000,0	13,8
opolskie	2015,0	1248,0	45073,0	10606,0	22,4
podkarpackie	2824,0	–	48855,0	–	17,3
podlaskie	1536,0	186,0	23474,0	1932,0	15,3
pomorskie	62,0	–	1000,0	–	16,1
śląskie	4360,0	465,0	81160,0	3337,0	18,6
świętokrzyskie	2632,0	–	63347,0	–	24,1
warmińsko-mazurskie	1121,0	–	17139,0	–	15,3
wielkopolskie	4526,0	31,0	84082,0	452,0	18,6
zachodniopomorskie	899,0	–	11302,0	–	12,6
Polska	45991,0	3578,0	801624,0	33929,0	17,4

W ostatnich 20 latach struktura poboru wody w Polsce nie uległa znaczącej zmianie. Pobór wody na potrzeby przemysłu wynosi około 69%, gospodarki komunalnej – 23%, a do nawodnień w rolnictwie, leśnictwie oraz do napełniania i uzupełniania stawów rybnych – ok. 9% (rys. 5.3.11). Przedstawione statystyki nie zawierają wody używanej w produkcji rolnej w całym okresie wegetacji z uwzględnieniem wody pochodzącej z opadów atmosferycznych oraz wody ze źródeł niewidencjonowanych. W Polsce na potrzeby rolnictwa zużywane jest rocznie ok. 51,4 mld m³ wody (88% całkowitych zasobów wodnych kraju), z czego 75% pochodzi z opadów atmosferycznych [51].



Rys. 5.3.11. Pobór wody na cele gospodarki narodowej i ludności [38].

Czwartą grupą danych wejściowych do szacowania śladu wodnego na poziomie zlewni są dane społeczno-gospodarcze. Wykorzystano w tym przypadku kataster wodny, który jest systemem informacyjnym o gospodarowaniu wodami gromadzącym dane na temat wielkości poboru wody powierzchniowej i podziemnej. W obszarze zlewni Widawy, który nadzoruje PGW WP RZGW Wrocław, największą ilość pozwoleń wodno-prawnych (PWP) wydano w powiatach: oleśnickim (36), namysłowskim (7), wrocławskim (3), olawskim (2) i we Wrocławiu (1).

W bazie danych obiektów topograficznych (BDOT10k) znajdują się informacje dotyczące roślinności trawiastej i uprawy rolnej (klasa PTTR), pokrywające się z danymi z katastru wodnego sklasyfikowanymi jako uprawy trwałe, tj. ogrody działkowe, plantacje, sady, szkółki leśne i szkółki roślin ozdobnych (klasa PTUT). Porównanie danych dla części ZZ RZGW we Wrocławiu wskazuje, że około $\frac{3}{4}$ punktów poboru wód do nawodnień zarejestrowanych w katastrze wodnym pokrywa się z terenami w bazie BDOT zakwalifikowanymi jako roślinność trawiasta (PTTR01) oraz uprawy na gruntach omych (PTTTR02). Tylko dwa punkty odpowiadają terenom nawadnianym ogrodu działkowego (Rodzinny Ogród Działkowy Frezja w Kłokoczycach) oraz szkółki roślin ozdobnych w Kamieniu (rys. 5.3.12). Generalnie w województwie dolnośląskim odnotowano niski (0,4%) udział powierzchni nawadnianych [38].

Jeśli chodzi o gęstość zaludnienia w gminach leżących w obrębie zlewni, sięgnięto po dane GUS/BDL z 2019 r. (rys. 5.3.13).

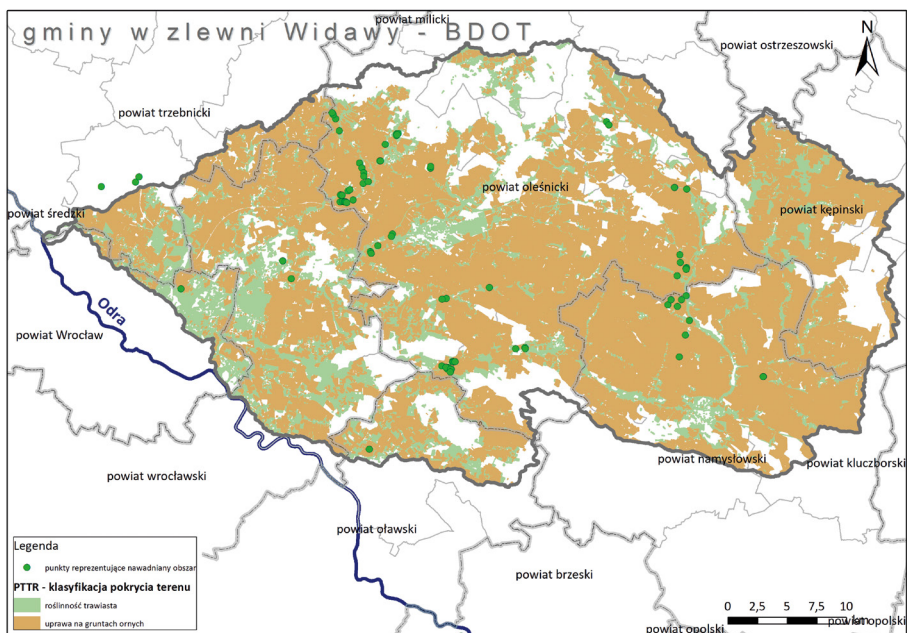
Następna grupa danych wejściowych odnosi się do warunków meteorologicznych. Dane meteorologiczne niezbędne do obliczenia śladu wodnego to przede wszystkim temperatura, opad, prędkość wiatru, usłonecznienie. Pozyskano je ze zbioru IMGW-PIB dla stacji synoptycznej we Wrocławiu⁹. Przebieg średniej rocznej temperatury dla wielolecia oraz dla półroczia letniego i zimowego przedstawiono na rysunku 5.3.14. Najwyższą i najniższą temperaturę dobową w poszczególnych latach w wieloleciu 1961-2020 oraz w układzie miesięcznym przedstawia rysunek 5.3.15. Rozkład temperatur maksymalnej i minimalnej miesięcznej w wieloleciu pokazano na rysunku 5.3.16. Ostatnie dziesięciolecie charakteryzuje się wzrostem zarówno temperatury minimalnej, jak i maksymalnej w poszczególnych miesiącach, co wyraźnie widać na prezentowanych grafikach. Istotną charakterystyką meteorologiczną dla upraw jest liczba dni upalnych, tu obserwujemy tendencję wzrostową, oraz liczba dni bardzo mroźnych, których jest coraz mniej (rys. 5.3.17).

Na podstawie przebiegu opadów w wieloleciu (rys. 5.3.18) odnotowano nieznaczny spadek zarówno sumy rocznej, jak i w odniesieniu do półroczy letniego i zimowego. Rozkład sumy miesięcznej opadów – średniej, maksymalnej i minimalnej w wieloleciu 1991-2020 – wskazuje na letni typ zasilania zlewni od czerwca do sierpnia. Najniższe zasilanie występuje zimą (rys. 5.3.19).

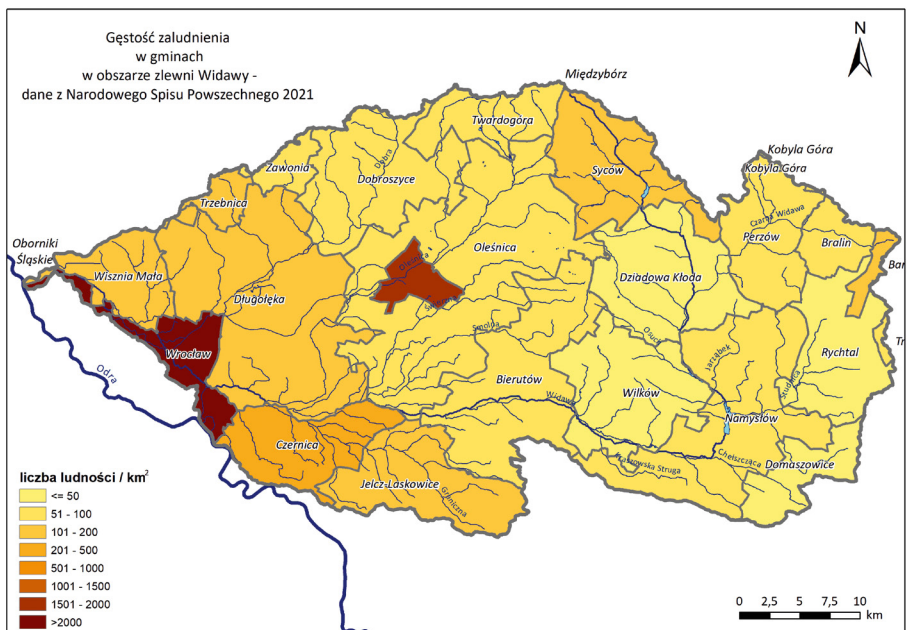
Liczba dni z opadem $>0,1$ mm w wieloleciu, zarówno średnia, jak i maksymalna, mają zbliżony przebieg w układzie miesięcznym. Jedynie minimalna liczba dni z opadem ma nieco inny przebieg w ciągu roku. Największe zróżnicowanie występuje w listopadzie (rys. 5.3.20).

Kolejną charakterystyką meteorologiczną jest liczba dni z pokrywą śnieżną w kolejnych sezonach w wieloleciu 1966-2021 (rys. 5.3.21). Ostatnie dziesięciolecie cechuje się znaczącym spadkiem, z najmniejszą liczbą dni zarejestrowaną na stacji Wrocław w sezonie 2018/2019 i wynoszącą jeden dzień. Dużym zróżnicowaniem charakteryzuje się również maksymalna prędkość wiatru w porywie w poszczególnych miesiącach w wieloleciu 1993-2021 (rys. 5.3.22). Jeśli zaś chodzi o usłonecznienie, to w ostatnich latach liczba godzin ze słońcem wzrosła do ponad 2000 (rys. 5.3.23). Zwiększył się również czas bezpośredniego padania promieni słonecznych na powierzchnię Ziemi na stacji Wrocław – rok 2018 był pod tym względem rekordowym (rys. 5.3.24).

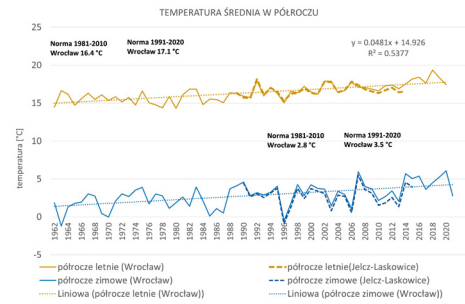
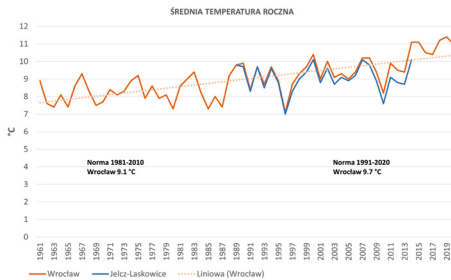
⁹ Dane meteorologiczne niezbędne do obliczenia śladu wodnego dostępne są w lokalizacji https://danepubliczne.imgw.pl/data/dane_pomiarowo_observacyjne/.



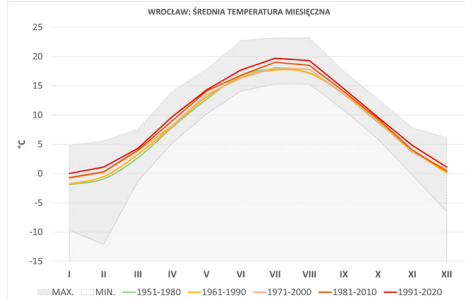
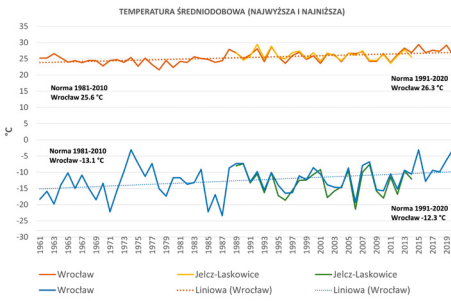
Rys. 5.3.12. Punkty poboru wody do nawodnień rolniczych.
Opracowanie IMGW-PIB na podstawie BDOT.



Rys. 5.3.13. Gęstość zaludnienia w gminach leżących w zlewni.
Opracowanie IMGW-PIB na podstawie bazy danych GUS/BDL 2019.



Rys. 5.3.14. Przebieg średniej rocznej temperatury oraz średniej temperatury dla półrocza letniego i zimowego dla stacji Wrocław. Opracowanie IMGW-PIB.



Rys. 5.3.15. Przebieg średniodobowej (max, min) temperatury w roku oraz średniej temperatury miesięcznej dla stacji Wrocław. Opracowanie IMGW-PIB.

Absolutna temperatura maksymalna

+37.9°C
08.08.2015

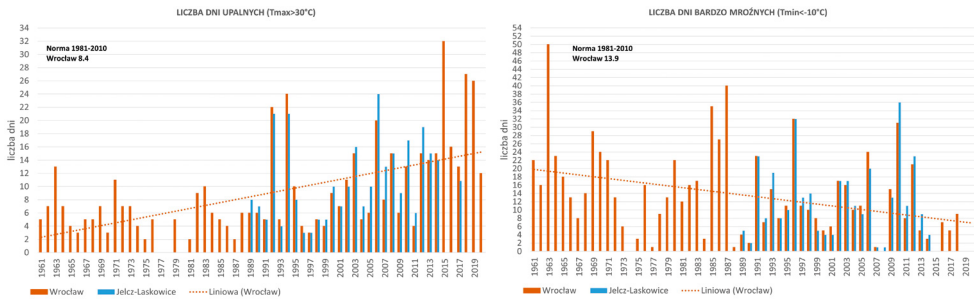
Rok	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	
1981	7.7	9.7	19.4	21.4	26.0	31.7	28.4	29.9	27.2	21.9	15.1	7.8	
1982	10.1	7.8	19.3	21.2	27.3	31.3	30.8	31.0	29.6	22.5	18.9	13.1	
1983	14.0	10.9	15.8	24.2	29.2	29.2	35.9	33.8	30.3	25.2	18.4	12.9	
1984	9.7	7.6	17.4	22.4	23.7	26.7	34.4	31.0	29.6	22.7	16.2	8.8	
1985	6.0	7.5	15.7	23.6	29.0	28.4	32.1	32.4	25.1	26.0	16.0	10.3	
1986	9.8	12.1	17.8	26.2	27.8	30.1	31.4	31.5	24.0	21.8	13.9	13.1	
1987	7.2	8.9	13.4	23.3	24.0	30.2	31.4	29.6	26.2	21.4	12.5	12.0	
1988	12.2	12.9	13.9	23.8	27.4	28.5	36.2	31.4	26.0	22.4	9.5	9.9	
1989	9.4	14.9	20.3	22.7	25.3	28.0	31.3	34.6	28.8	24.9	14.1	14.0	
1990	11.8	19.7	22.0	21.6	26.6	29.4	33.1	34.3	29.8	24.8	13.0	9.6	
1991	14.8	13.5	17.9	18.7	23.1	30.0	32.6	33.6	27.4	22.9	13.6	10.6	
1992	10.8	15.4	17.0	24.6	28.8	30.7	33.3	37.8	25.2	23.1	13.6	13.0	
1993	15.3	7.5	18.1	26.1	28.8	30.4	29.5	31.1	26.2	22.3	10.8	11.7	
1994	11.7	14.4	21.8	24.7	25.0	33.4	37.1	37.4	24.4	19.2	6.3	13.4	
1995	12.0	15.8	16.9	26.1	29.7	27.3	35.0	31.6	24.7	24.9	11.2	9.7	
1996	7.7	6.3	16.7	26.1	25.9	31.7	26.6	29.4	21.8	21.6	17.5	6.7	
1997	5.8	15.8	15.9	19.2	29.5	33.0	26.1	30.0	26.4	22.4	17.0	11.6	
1998	12.2	15.5	19.1	24.0	29.5	34.0	35.4	29.3	25.9	21.1	11.1	11.5	
1999	14.0	13.4	20.5	19.0	29.8	24.8	32.1	30.1	27.5	22.1	18.5	11.6	
2000	10.7	14.7	18.4	27.1	29.4	34.5	28.5	32.7	26.2	25.2	15.1	14.3	
2001	11.5	13.5	17.0	26.1	26.8	28.0	31.0	31.2	21.7	26.2	17.7	6.2	
2002	15.8	15.9	18.4	19.8	29.3	33.3	34.3	29.4	27.4	16.5	16.4	7.7	
2003	9.0	8.3	18.4	25.0	30.5	31.8	33.4	30.3	30.4	18.0	16.9	10.9	
2004	6.7	16.2	20.1	22.1	23.6	27.4	30.4	32.6	27.9	26.6	17.9	10.6	
2005	13.2	8.2	16.9	21.2	32.4	31.0	35.1	27.9	29.6	21.1	16.3	6.8	
2006	3.1	7.3	16.9	22.9	25.2	32.2	34.9	28.9	27.9	21.1	18.3	13.4	
2007	15.1	12.7	17.6	25.7	30.0	30.5	34.5	32.2	24.8	21.0	13.6	12.3	
2008	13.6	18.0	17.2	20.4	27.9	31.1	32.0	32.0	31.4	21.6	18.8	11.5	
2009	5.6	12.6	14.6	25.6	28.6	28.2	32.6	33.1	37.6	24.3	16.2	12.8	
2010	1.9	10.9	21.8	26.2	21.7	31.4	34.1	29.7	24.3	17.4	19.7	6.0	
2011	10.2	11.2	18.7	24.1	29.0	30.0	30.8	30.9	29.6	25.6	18.1	11.3	
2012	12.4	10.0	21.9	30.0	29.9	31.5	33.8	35.9	30.0	22.8	13.0	11.2	
2013	11.1	16.0	14.1	16.4	26.4	28.4	33.7	36.7	34.2	26.0	22.9	17.0	12.6
2014	13.3	14.0	22.5	29.5	29.6	33.1	33.8	31.1	27.8	23.9	18.1	13.0	
2015	15.3	10.6	18.8	25.5	27.3	31.9	34.5	37.9	35.3	23.7	17.3	16.0	
2016	13.5	14.5	17.2	24.5	28.2	31.1	34.1	31.9	30.9	22.7	15.5	13.9	
2017	6.6	16.1	22.2	23.4	31.2	32.0	32.1	35.4	25.4	26.0	15.1	13.6	
2018	11.9	18.5	16.6	27.2	30.6	33.0	33.2	33.9	31.1	25.3	19.9	11.6	
2019	11.1	15.5	20.5	26.4	25.9	38.9	34.2	32.8	33.2	26.4	16.9	14.8	
2020	13.0	15.4	19.0	25.0	23.3	31.2	32.7	32.4	29.9	24.3	17.3	13.1	
2021	13.5	20.6	23.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

Absolutna temperatura minimalna

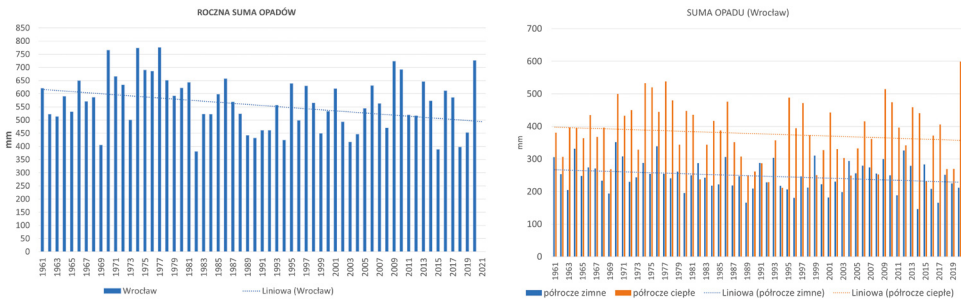
-30°C
08.01.1985

Rok	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
1981	-15.7	-9.3	-4.6	-5.3	1.0	7.7	10.1	7.2	3.5	-1.4	-4.0	-16.2
1982	-17.4	-11.0	-4.4	-3.3	-1.1	6.5	8.8	7.2	4.8	-4.7	-6.9	-6.1
1983	-4.3	-18.1	-6.6	-1.6	1.3	4.0	8.5	6.0	2.1	-3.3	-8.4	-17.0
1984	-7.2	-13.6	-10.0	-3.6	2.7	3.7	5.5	3.4	4.9	-1.8	-4.9	-9.0
1985	-8.0	-27.0	-5.1	-3.0	0.8	5.0	8.2	8.0	0.9	-3.9	-11.3	-14.3
1986	-14.6	-22.2	-17.4	-6.9	3.1	4.5	7.0	4.8	0.6	-1.3	-4.1	-12.2
1987	-29.3	-20.4	-13.3	-0.9	1.1	3.4	7.2	5.5	4.0	-3.5	-4.2	-11.7
1988	-7.0	-5.1	-6.7	-4.7	2.4	5.7	7.7	5.2	5.8	-7.6	-16.8	-8.8
1989	-8.9	-5.9	-5.4	-6.1	2.2	3.8	6.5	7.0	2.9	0.7	-12.0	-11.2
1990	-12.9	-5.9	-2.6	-5.9	1.3	6.6	6.0	6.0	3.4	-6.7	-4.2	-7.9
1991	-14.7	-17.0	-5.6	-4.2	-0.3	1.9	7.8	8.0	8.0	-7.5	-6.6	-15.9
1992	-11.1	-3.0	-5.1	-2.5	2.6	8.2	9.0	10.5	3.0	-4.2	-6.4	-14.3
1993	-19.3	-12.4	-10.2	-4.7	5.2	7.5	6.7	5.4	2.4	-3.6	-12.1	-10.0
1994	-7.0	-13.9	-4.6	-2.6	-0.8	2.2	9.7	7.0	3.4	-5.9	-7.0	-8.8
1995	-13.4	-3.4	-5.8	-2.3	-0.1	5.7	9.1	7.4	2.5	-4.3	-12.5	-18.3
1996	-16.0	-21.6	-14.2	-5.4	2.8	6.6	8.8	8.1	0.7	-0.4	-5.4	-20.6
1997	-19.5	-9.5	-6.5	-6.0	2.7	5.4	10.1	7.5	11.0	-4.5	-6.4	-15.8
1998	-10.7	-13.6	-8.1	-1.6	1.5	8.3	8.1	6.0	3.7	0.1	-10.9	-21.7
1999	-16.7	-17.3	-4.9	-1.9	1.4	6.5	9.7	3.4	5.1	-7.4	-10.8	-8.8
2000	-17.1	-8.2	-3.5	-3.8	2.1	4.0	8.6	7.0	5.1	0.0	-3.7	-9.4
2001	-11.7	-12.8	-7.0	-3.8	2.9	2.5	11.8	6.3	1.9	1.1	-6.1	-13.5
2002	-16.7	-8.5	-4.2	-5.6	4.6	7.2	7.2	10.8	2.5	-2.6	-5.1	-15.1
2003	-22.2	-15.7	-8.0	-6.5	3.5	8.7	9.7	7.1	1.4	-8.3	-8.8	-12.4
2004	-19.9	-12.3	-8.7	-2.5	2.1	5.7	7.0	6.2	2.1	-4.2	-6.6	-8.8
2005	-10.0	-15.2	-17.6	-4.0	4.0	4.4	9.4	7.0	2.5	-2.6	-6.6	-12.2
2006	-22.5	-18.7	-11.7	-4.2	4.2	3.4	9.4	8.6	4.8	-1.9	-9.8	-7.1
2007	-19.0	-5.3	-2.9	-2.8	-0.6	7.4	9.1	5.0	1.1	-1.7	-8.3	-9.2
2008	-10.0	-7.0	-7.5	-3.8	2.8	6.9	7.6	4.7	2.3	-2.8	-5.6	-8.5
2009	-22.1	-10.6	-3.9	-3.4	1.4	1.9	8.9	6.2	3.6	-3.1	-4.4	-18.9
2010	-21.0	-16.8	-12.9	-3.0	5.1	6.7	9.6	7.7	3.2	4.5	-12.7	-20.8
2011	-13.1	-17.4	-7.8	-2.5	-1.9	7.3	8.8	5.6	2.8	-4.4	-7.7	-7.0
2012	-13.5	-21.8	-7.7	-7.4	-1.5	2.3	8.4	5.6	0.8	-3.3	-5.5	-15.4
2013	-14.5	-7.7	-12.2	-5.6	4.1	7.6	10.0	8.5	0.5	-0.9	-3.6	-15.6
2014	-13.0	-4.6	-4.9	-2.5	-0.2	7.5	7.7	6.7	1.6	-2.2	-2.5	-8.6
2015	-6.7	-7.4	-3.8	-1.8	0.9	6.0	8.5	7.1	4.8	-1.3	-6.3	-6.3
2016	-15.8	-5.2	-4.6	-2.2	4.3	7.2	9.0	7.8	3.7	0.0	-5.8	-7.3
2017	-15.6	-8.1	-2.9	-0.2	1.0	9.6	7.8	2.6	2.0	-3.0	-5.0	-
2018	-8.8	-13.7	-14.4	-1.0	8.9	8.8	7.2	8.4	0.4	-1.9	-8.0	-6.1
2019	-9.7	-6.8	-3.4	-2.3	1.6	8.2	9.3	7.2	3.0	-5.1	-8.6	-8.3
2020	-7.8	-3.7	-5.9	-6.7	1.1	8.1	8.3	7.6	3.0	-2.8	-5.4	-6.2
2021	-16.7	-16.1	-8.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-

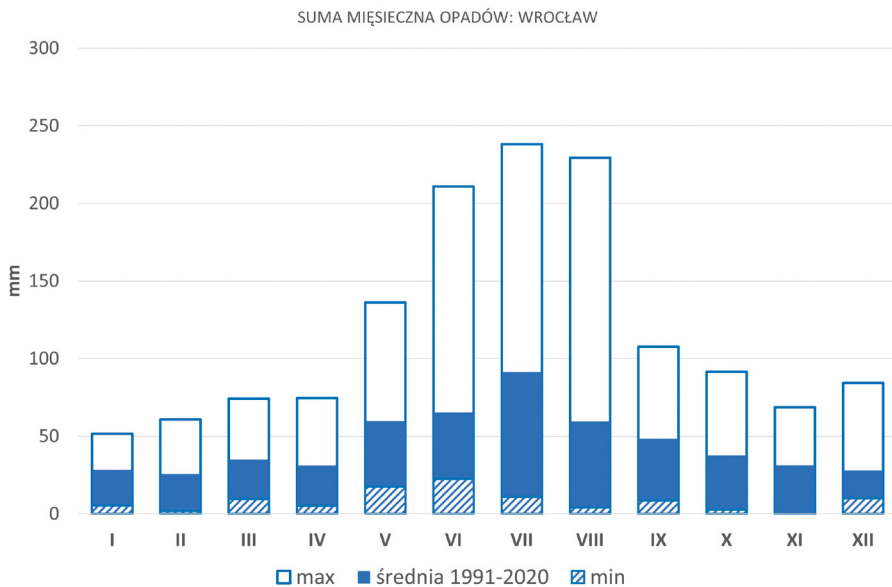
Rys. 5.3.16. Temperatura maksymalna i minimalna miesięczna w wieloletciu, stacja Wrocław. Opracowanie IMGW-PIB.



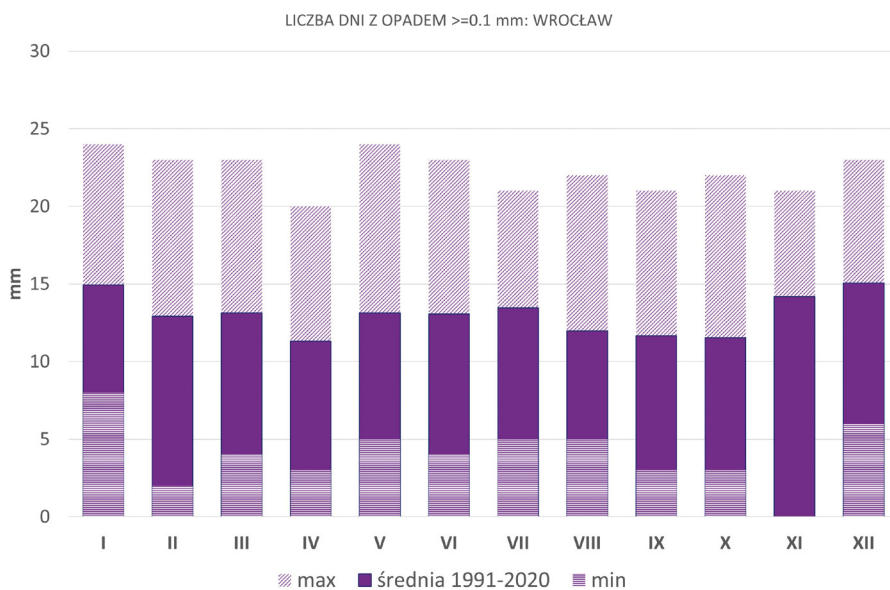
Rys. 5.3.17. Liczba dni upalnych i bardzo mroźnych w wieloleciu, stacja Wrocław. Opracowanie IMGW-PIB.



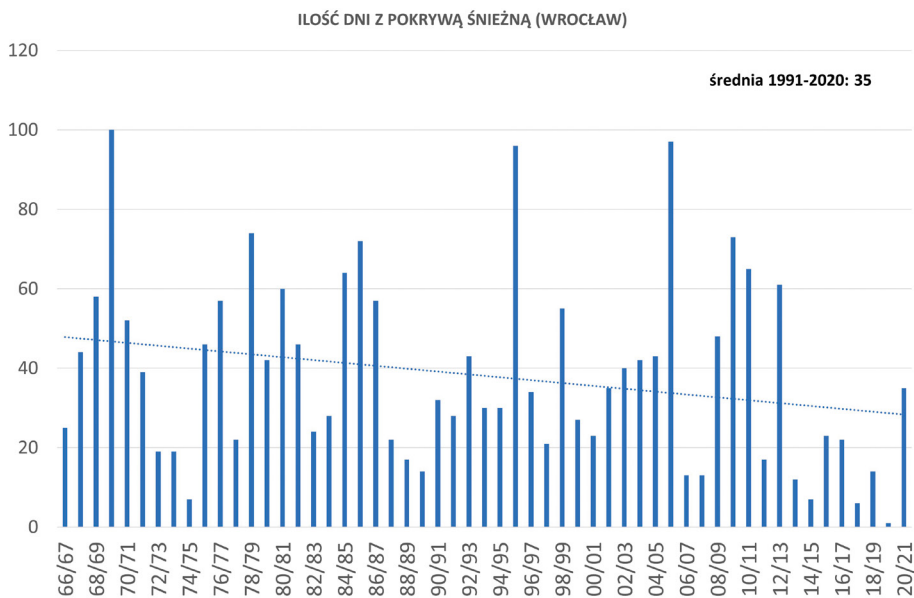
Rys. 5.3.18. Przebieg rocznej sumy opadów w wieloleciu oraz z podziałem na półrocze letnie i zimowe, stacja Wrocław. Opracowanie IMGW-PIB.



Rys. 5.3.19. Suma miesięczna opadów: średnia, maksymalna i minimalne w wieloleciu 1991-2020, stacja Wrocław. Opracowanie IMGW-PIB.



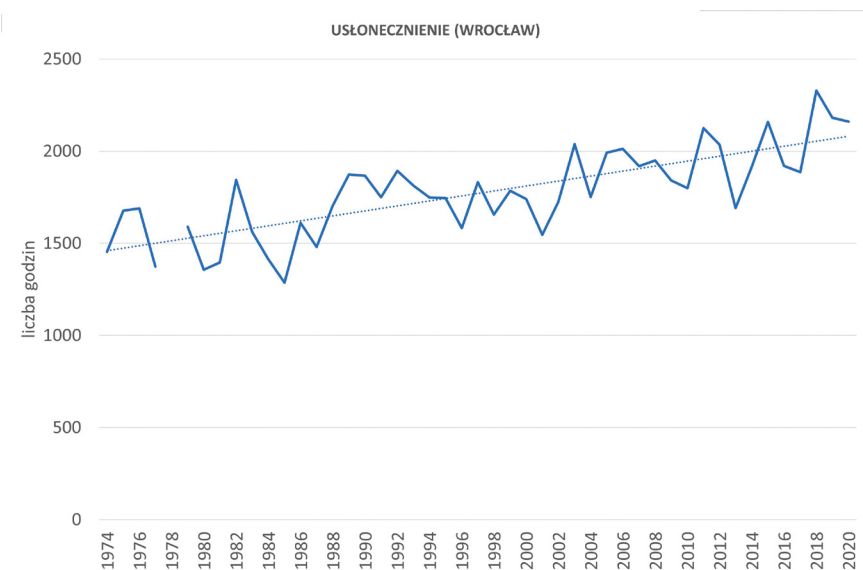
Rys. 5.3.20. Liczba dni z opadem $>0,1$ mm: średnia, maksymalna i minimalna w wieloleciu 1991-2020, stacja Wrocław. Opracowanie IMGW-PIB.



Rys. 5.3.21. Liczba dni z pokrywą śnieżną w poszczególnych sezonach wielolecia 1966-2021, stacja Wrocław. Opracowanie IMGW-PIB.

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
1993	27	15	16	14	19	18	16	13	19	15	18	19
1994	21	14	20	17	17	17	13	16	16	15	17	21
1995	22	23	19	23	17	14	15	14	15	14	14	18
1996	16	17	14	13	17	18	18	14	14	20	17	16
1997	15	20	26	23	18	14	15	14	15	17	16	15
1998	20	20	22	17	14	13	15	20	12	22	17	18
1999	14	21	17	18	14	14	13	15	17	13	-	18
2000	26	19	19	15	15	14	17	11	12	-	14	18
2001	18	18	19	13	16	14	16	15	15	15	16	19
2002	20	21	22	18	14	14	16	19	12	24	17	-
2003	17	13	14	18	14	15	13	18	13	14	14	19
2004	18	19	23	-	16	16	16	14	17	16	20	18
2005	10	18	15	13	16	14	13	13	12	16	11	14
2006	12	10	17	16	20	19	18	14	16	22	22	19
2007	24	19	18	16	18	18	19	13	15	13	17	13
2008	20	18	21	16	-	15	14	15	11	17	17	14
2009	16	14	17	15	17	16	18	18	18	17	14	18
2010	14	13	20	14	14	16	15	15	14	13	13	17
2011	15	17	14	18	16	14	14	14	12	14	18	17
2012	19	18	16	16	18	14	15	16	13	13	13	17
2013	19	14	14	10	14	14	14	11	15	15	12	22
2014	15	18	16	15	14	13	16	18	12	14	13	17
2015	20	15	16	20	14	10	19	13	19	18	20	20
2016	15	19	20	12	14	14	19	11	13	15	13	20
2017	13	22	21	14	14	16	16	15	19	16	14	20
2018	24	12	16	17	17	16	14	19	19	20	16	17
2019	16	10	20	19	-	13	13	17	24	16	16	16
2020	18	16	19	16	15	14	12	15	15	14	14	17
2021	13	20	18	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Rys. 5.3.22. Maksymalna prędkość wiatru w porywie, w poszczególnych miesiącach w wieloleciu 1993-2021, stacja Wrocław. Opracowanie IMGW-PIB.

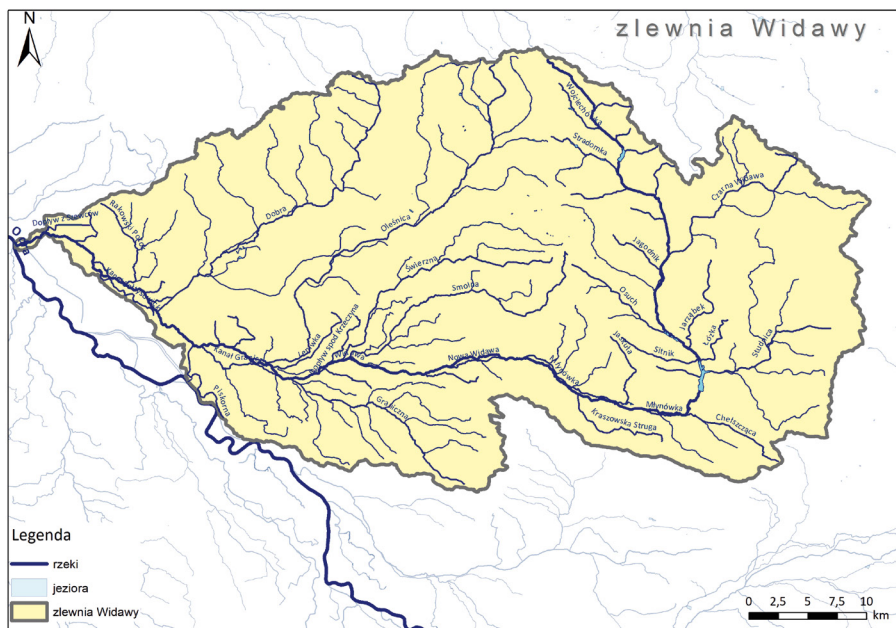


Rys. 5.3.23. Uśłonecznienie w godzinach, w poszczególnych latach wielolecia 1974-2020, stacja Wrocław. Opracowanie IMGW-PIB.

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	
1981	32,8	5,8	16,9	18,8	30,4	30,6	30,2	30,6	14,2	30,8	30,3	25,1	
1982	44,7	30,5	137,5	159,2	206,2	215,2	234,2	238,2	170,5	133,2	75,9	45,1	
1983	34,8	36,1	166,8	177,4	176,3	212,2	201,4	204,1	142,3	114,8	66,1	43,8	
1984	52,9	51,4	129,2	144,9	182,9	192,8	178,9	144,2	104,1	114,4	86,5	43,8	
1985	30,6	17,0	166,6	154,4	184,4	186,6	171,4	188,3	121,3	100,1	66,1	35,7	
1986	50,3	51,0	114,1	129,2	129,9	228,9	211,1	201,7	109,1	118,8	148,5	101,9	46,1
1987	11,0	14,1	129,1	130,7	188,6	186,6	161,4	191,1	121,1	115,1	148,6	106,0	46,0
1988	68,9	70,8	87,1	222,6	207,6	207,9	188,8	247,2	224,2	189,0	129,9	57,4	29,2
1989	30,6	30,2	139,4	132,6	197,6	214,4	174,8	188,2	105,4	124,4	106,6	46,2	
1990	71,1	116,6	139,3	151,3	164,4	187,1	212,1	202,2	144,7	172,7	204,6	57,4	
1991	61,1	61,2	102,1	114,1	129,1	197,1	214,1	214,1	204,1	144,1	102,1	45,1	
1992	61,7	100,3	139,1	144,1	177,3	200,0	204,4	207,1	174,9	103,3	144,3	46,3	
1993	57,0	57,2	105,1	104,4	106,2	224,1	217,1	204,1	144,1	102,2	102,1	45,1	
1994	40,1	75,6	95,7	174,6	208,4	205,4	205,6	157,2	114,5	135,5	68,2	26,7	
1995	36,1	47,1	111,1	108,1	129,2	103,1	105,6	107,1	105,1	107,1	72,1	45,1	
1996	43,2	103,7	100,0	104,9	105,2	244,4	221,9	101,1	104,1	103,1	101,1	46,3	
1997	42,1	104,7	114,1	121,9	114,1	247,1	230,7	207,1	105,1	110,1	110,1	45,1	
1998	72,2	51,4	137,4	161,5	107,1	211,1	186,5	211,1	114,8	100,9	51,6	45,2	
1999	71,2	100,0	122,1	146,2	166,2	171,1	179,2	201,1	109,9	145,1	144,1	46,1	
2000	49,3	81,5	85,6	238,4	206,4	202,0	224,4	210,4	126,6	102,6	76,1	51,6	
2001	63,1	81,3	79,6	129,2	174,1	178,1	178,1	201,1	105,1	105,1	110,1	46,2	
2002	79,7	62,9	121,1	103,0	106,4	202,4	202,4	210,4	210,4	102,6	102,6	48,8	
2003	42,1	103,1	103,0	127,1	105,1	105,0	205,0	205,0	105,1	110,1	110,1	46,2	
2004	44,3	101,9	104,1	104,2	208,2	210,2	210,4	210,4	107,1	144,4	144,4	43,0	
2005	49,1	64,4	132,1	120,1	109,1	103,0	213,0	205,0	105,0	105,0	106,0	49,1	
2006	68,1	103,3	106,1	102,3	212,4	201,0	200,0	100,0	100,0	110,1	102,1	44,8	
2007	71,2	106,8	119,1	104,0	207,0	170,1	170,1	170,1	100,1	110,1	110,1	45,0	
2008	83,7	106,8	145,9	150,2	201,0	300,6	278,4	222,1	122,0	110,0	170,1	70,3	
2009	71,2	106,8	145,9	150,2	201,0	300,6	278,4	222,1	122,0	110,0	170,1	70,3	
2010	44,4	76,9	143,1	141,4	100,0	100,8	276,1	216,1	174,9	143,9	67,9	46,4	
2011	44,2	111,8	101,0	111,1	110,0	201,0	201,0	201,0	101,0	101,0	101,0	44,2	
2012	63,3	104,7	104,8	218,7	188,8	208,8	227,1	208,1	182,3	132,2	68,3	47,1	
2013	62,4	117,4	117,4	104,0	200,0	200,0	200,0	200,0	100,0	100,0	100,0	46,4	
2014	62,4	107,4	117,4	171,5	171,5	207,8	204,4	108,1	107,6	146,7	64,4	42,4	
2015	44,0	104,4	124,4	144,4	144,4	144,4	144,4	144,4	144,4	144,4	144,4	44,0	
2016	62,4	75,1	108,1	108,1	108,1	270,1	241,2	217,4	107,1	107,1	107,1	46,4	
2017	60,0	60,0	100,0	140,0	201,0	200,0	210,0	210,0	100,0	100,0	114,4	44,4	
2018	37,4	103,1	131,4	146,2	239,2	227,1	101,7	101,7	101,7	101,7	101,7	34,8	
2019	42,1	106,6	124,1	124,1	171,9	166,6	211,1	201,1	109,0	109,0	109,0	42,1	
2020	100,0	64,0	100,0	100,0	220,1	190,8	204,9	204,9	104,9	104,9	104,9	100,0	
2021	43,0	100,0	104,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

Rys. 5.3.24. Czas bezpośredniego padania promieni słonecznych na powierzchnię Ziemi, w poszczególnych latach i miesiącach w wieloleciu 1981-2021, stacja Wrocław. Opracowanie IMGW-PIB.

Do szacowania śladu wodnego na poziomie zlewni niezbędne jest przeanalizowanie hydrografii. Aktualny podział hydrograficzny kraju przedstawia Mapa Podziału Hydrograficznego Polski w skali 1:10000 (MPHP-10k)¹⁰ w układzie współrzędnych PUWG 1992. Na podstawie MPHP10k wyznacza się granice jednostek podziału administracyjnego obowiązującego w polskiej gospodarce wodnej, tzn. obszary dorzeczy, regiony wodne i zlewnie. Mapa zawiera również dane dotyczące obszarów zlewni cieków naturalnych i sztucznych, jezior i sztucznych zbiorników wodnych, zlewni obszarów bezodpływowych oraz zlewni różnicowych cieków.



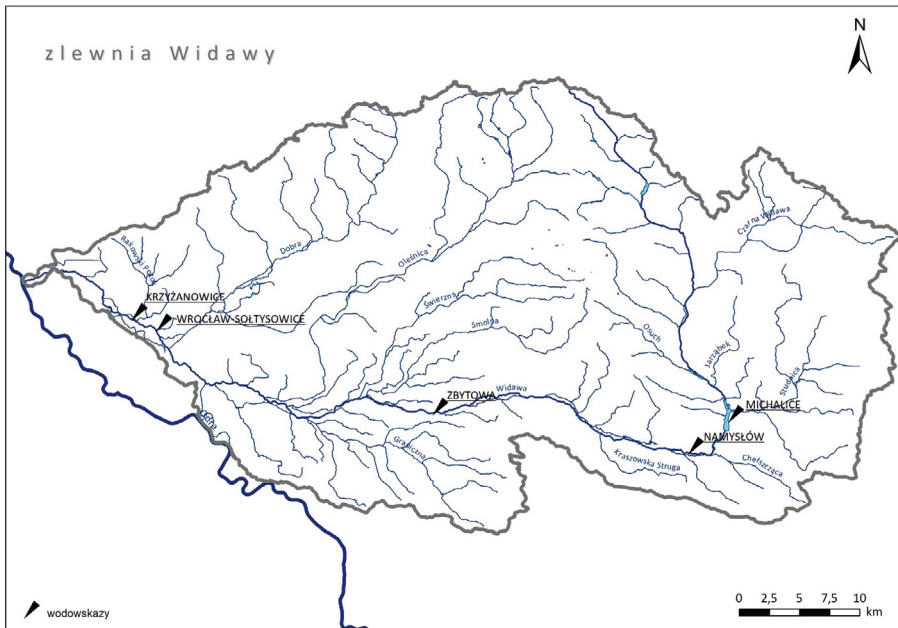
Rys. 5.3.25. Hydrografia zlewni Widawy. Opracowanie IMGW-PIB na podstawie MPHP 2015.

Kolejna grupa to dane hydrologiczne. Obejmują one charakterystyki rejestrowane w zlewni rzeki Widawa, inwentaryzowane na stacjach hydrologicznych (rys. 5.3.26). Obserwacje prowadzone są w stacjach wodowskazowych, dla których dysponujemy ciągami stanów wody i przepływów z lat:

- Namysłów – dane od 2001 r., profil zarastający;
- Michalice – dane z lat 1948-2000, posterunek zamknięty;
- Zbytowa – dane od 1953 r., profil zarastający, powyżej wodowskazu zlokalizowany jest jaz;
- Krzyżanowice – dane od 1995 r., profil zarastający;
- Wrocław-Sołtysowice – dane z lat 1966-1995, posterunek zamknięty.

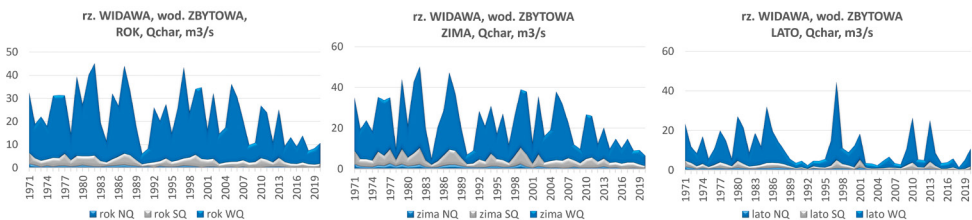
Dane hydrologiczne zostały przedstawione dla dwóch stacji wodowskazowych zlokalizowanych na rzece Widawa – Zbytowa i Krzyżanowice – w postaci przepływów charakterystycznych, ich zmienności w wieloleciu, w sezonach zimowym i letnim (rys. 5.3.27 i 5.3.28).

¹⁰ <https://dane.gov.pl/pl/dataset/2167,mapa-podzialu-hydrograficznego-polski-w-skali-110>



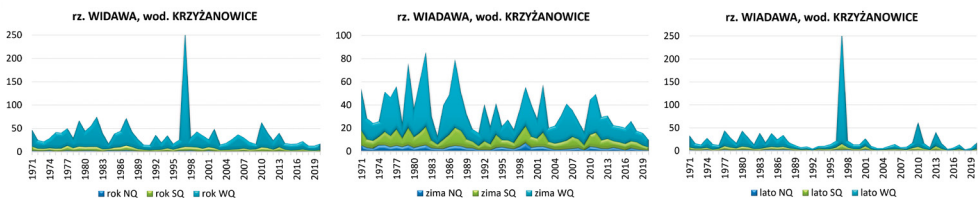
Rys. 5.3.26. Lokalizacja stacji wodowskazowych na Widawie.

Opracowanie IMGW-PIB na podstawie MPHP 2015.



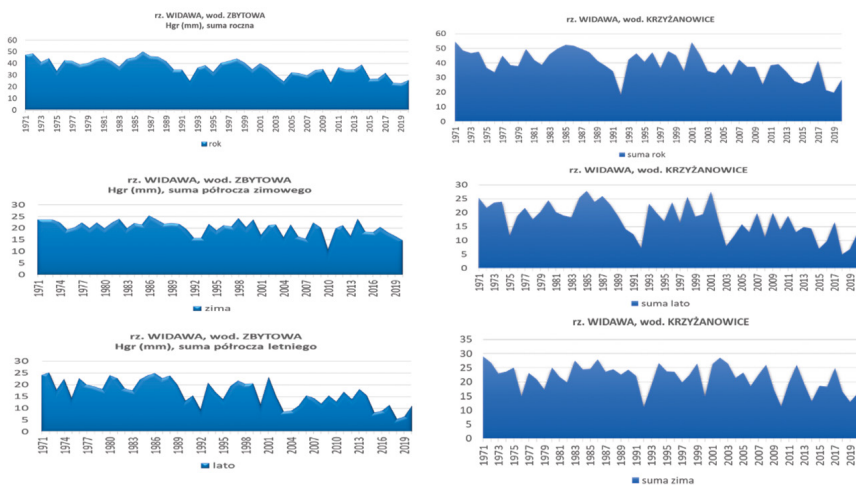
Rys. 5.3.27. Przebieg NQ, SQ, WQ w wieloleciu 1971-2020, wodowskaz Zbytowa.

Opracowanie IMGW-PIB.



Rys. 5.3.28. Przebieg NQ, SQ, WQ w wieloleciu 1971-2020, wodowskaz Krzyżanowice.

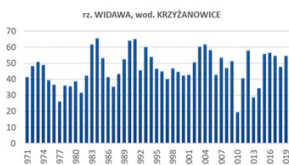
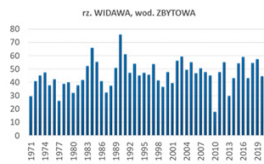
Opracowanie IMGW-PIB.



Rys. 5.3.29. Odpływ podziemny (mm) roczny dla półrocza zimowego i letniego w wieloleciu 1971-2020; wodowszaz Zbytowa (lewy) i Krzyżanowice (prawy). Opracowanie IMGW-PIB.

WSPÓŁCZYNNIK PODZIEMNEGO ZASILANIA
 H_g/H_c –
 procentowy udział odpływu podziemnego
 do całkowitego odpływu rzeki
 ($H_g/H_c_{1966-2020} = 46\%$)

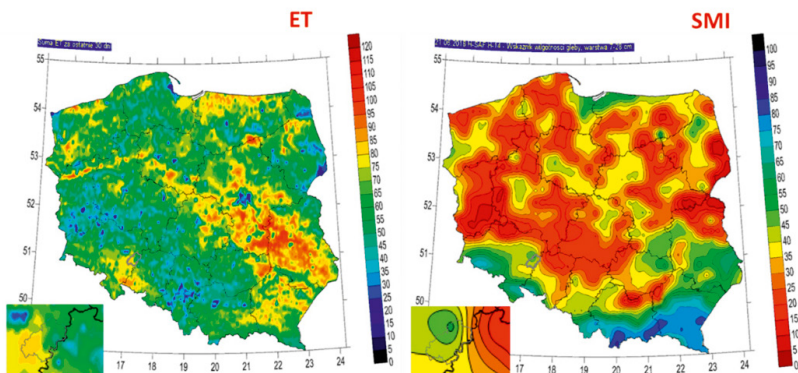
WSPÓŁCZYNNIK PODZIEMNEGO ZASILANIA
 H_g/H_c –
 procentowy udział odpływu podziemnego
 do całkowitego odpływu rzeki
 ($H_g/H_c_{1971-2020} = 48\%$)



Rys. 5.3.30. Wartości współczynnika podziemnego zasilania w wieloleciu 1971-2020; wodowszaz Zbytowa (lewy) i Krzyżanowice (prawy). Opracowanie IMGW-PIB.

Evapotranspiracja aktualna

Wskaźnik wilgotności gleby



Rys. 5.3.31. Rozkład przestrzenny ewapotranspiracji aktualnej (suma miesięczna) oraz wskaźnika wilgotności gleby dla Polski.

Zmienność odpływu podziemnego w poszczególnych latach w wieloleciu 1971-2020 oraz sezonach zimowym i letnim przedstawiono na rysunku 5.3.29. Wartość współczynnika zasilania podziemnego (wyrażonego jako procentowy udział odpływu podziemnego do całkowitego odpływu rzecznej) dla wodowskazów Zbytowa i Krzyżanowice wynosi blisko 50%, co świadczy o znacznym udziale wód podziemnych w odpływie Widawy (rys. 5.3.30).

Ostatnia grupa danych wejściowych, wykorzystanych w niniejszym opracowaniu do szacowania śladu wodnego na poziomie zlewni, to obrazy satelitarne HSAF na temat ewapotranspiracji aktualnej (ET) oraz wskaźnika wilgotności gleby (SMI). Przykład rozkładu przestrzennego ET i SMI dla czerwca 2018 r. przedstawia rysunek 5.3.31.

Wyniki

Ślad wodny dla zlewni Widawy obliczono z wykorzystaniem modelu CROPWAT (FAO). Wybrano rok 2020 z uwagi na dostępność danych, m.in. pochodzących z przeprowadzonego wówczas Powszechnego Spisu Rolnego. Wartości zielonego śladu wodnego upraw, oszacowanego z wykorzystaniem modelu CROPWAT, przedstawiono w kolejności, jak w rozdziale „Materiały i metody”, tj.:

- ewapotranspiracja potencjalną (ET_0);
- opad efektywny (Eff rain);
- zapotrzebowanie upraw na wodę (Etc) w ciągu dekady;
- ilość wody niezbędnej do nawodnień (Irr. Req.).

Wartość ewapotranspiracji potencjalnej obliczono dla zlewni Widawy metodą USDA Soil Conservation Service na podstawie danych ze stacji klimatycznej Wrocław-Strachowice (50-letni ciąg danych dobowych). Bilans wilgotności gleby został opracowany dla każdego dnia poprzez dodanie opadu lub nawadniania z dnia poprzedniego i odjęcie zużycia wody. Obliczono wartości parowania dla trzech grup upraw związane z różnymi porami zasiewu upraw – jare, ozime i rzepak ozimy (rys. 5.3.32). Roczna wartość parowania potencjalnego w okresie wrzesień 2019 – sierpień 2020 wyniosła 876,52 mm, dla roku kalendarzowego 2020 – 856,38 mm (tab. 5.3.13), a dla okresu sierpień 2019 – lipiec 2020 – 878,24 mm.



Rys. 5.3.32. Warianty obliczeniowe parowania potencjalnego upraw w zlewni Widawy.

Opracowanie IMGW-PIB.

Tab. 5.3.13. Dane wejściowe oraz wyniki obliczeń parowania potencjalnego dla stacji Wrocław Strachowice dla okresu styczeń – grudzień 2020. Opracowanie IMGW-PIB.

Miesiąc	T _{min} [°C]	T _{max} [°C]	Uśr [%]	ffśr [m/s]	S _{suma} [h]	ET _o [mm/miesiąc]
Styczeń	-1,3	6,6	81	3,3	3,4	19,18
Luty	2,3	9,4	73	4,9	2,9	38,07
Marzec	0,7	11,3	63	3,7	6,8	64,23
Kwiecień	2,4	17,8	51	2,8	10,4	106,02
Maj	6,3	18,1	66	2,6	7,5	101,68
Czerwiec	13,8	23,2	75	2,5	6,4	108,30
Lipiec	13,4	25,5	66	2,6	9,2	141,22
Sierpień	15,3	26,9	69	2,5	8,4	127,72
Wrzesień	10,4	21,9	76	2,3	7,5	78,71
Październik	8,1	14,9	84	2,8	2,8	37,93
Listopad	2,7	9,7	86	2,7	2,7	18,97
Grudzień	-0,3	6,3	86	3,4	2,8	14,37
Średnia	6,2	16,0	73	3,0	5,9	856,38

Uzyskana wartość parowania potencjalnego dla wszystkich wariantów jest dość wysoka ze względu na rok 2019, który dla Wrocławia był ekstremalnie ciepły oraz anomalnie ciepły rok 2020 (wg skali klasyfikacji termicznej H. Lorenc). Średnia roczna temperatura powietrza w 2019 r. przewyższała temperaturę średnią z wielolecia 1981-2010 o 2,5 odchylenia standardowego, natomiast w 2020 r. kształtowała się między 2,0 a 2,5 odchylenia standardowego [54, 55]. W odniesieniu do średnich miesięcznych z wielolecia 1971-2020, wrzesień 2019 był cieplejszy o 1,6°C, październik o 2,6°C, listopad o 4°C, a grudzień o 3,3°C. Do weryfikacji otrzymanych wyników wykorzystano klasyfikację termiczną lat dla referencyjnych stacji meteorologicznych [54, 55]. Opad efektywny obliczono dla zlewni Widawy metodą USDA, również dla trzech wariantów. Wartość opadu efektywnego dla roku kalendarzowego 2020 wyniosła 596,9 mm, co stanowiło 82% opadu atmosferycznego zanotowanego na stacji Wrocław Strachowice (tab. 5.3.14).

Tab. 5.3.14. Wartości opadu efektywnego w poszczególnych miesiącach dla upraw jarych (styczeń – grudzień 2020, stacja Wrocław Strachowice). Opracowanie IMGW-PIB.

Miesiąc	Opad [mm]	E _{ff rain} [mm]
Styczeń	7,6	7,5
Luty	60,9	55,0
Marzec	12,7	12,4
Kwiecień	12,4	12,2
Maj	84,4	73,0
Czerwiec	210,9	139,7
Lipiec	42,0	39,2
Sierpień	77,2	67,7
Wrzesień	93,1	79,2
Październik	91,4	78,0
Listopad	19,5	18,9
Grudzień	14,4	14,1
Razem	726,5	596,9

Zapotrzebowanie na wodę (Etc) w dekadach oszacowano na podstawie parametrów uprawy, parowania potencjalnego oraz opadu efektywnego (tab. 5.3.15). W kolejnym kroku obliczono zielony ślad wodny dla 11 upraw. Otrzymane wartości prezentowane są w tabeli 5.3.16. Najniższe wartości zielonego śladu wodnego otrzymano dla poplonu ozimego i jarego, odpowiednio 1119 i 1417 m³/ha. Dla zbóż wartości wahały się od około 2500 do ponad 3000 m³/ha. Wartości śladu wodnego przedstawiono również w jednostkach tona/plon. Najmniejsze wartości wody zielonej uzyskano na tonę buraka cukrowego i ziemniaka, natomiast najwyższe dla rzepaku. Wartości wody zielonej dla poszczególnych gmin w zlewni Widawy, dla upraw wg Powszechnego Spisu Rolnego z 2020 r., przedstawia tabela 5.3.17.

Tab. 5.3.15. Zapotrzebowanie na wodę oraz ilość wody niezbędnej do nawodnień kukurydzy.

Miesiąc	Dekada	Faza	Kc	Etc [mm/dzień]	Etc [mm/dekadę]	E _{ff,rain} [mm/dekadę]	Irr. Req
Maj	1	initial	0,30	1,01	6,1	10,4	0,0
Maj	2	initial	0,30	0,98	9,8	24,1	0,0
Maj	3	initial	0,30	1,02	11,2	31,6	0,0
Czerwiec	1	crop developm.	0,35	1,23	12,3	44,5	0,0
Czerwiec	2	crop developm.	0,53	1,90	19,0	54,5	0,0
Czerwiec	3	crop developm.	0,71	2,77	27,2	40,7	0,0
Lipiec	1	crop developm.	0,89	3,82	38,2	20,2	18,1
Lipiec	2	crop developm.	1,07	4,97	49,7	7,0	42,8
Lipiec	3	mid season	1,20	5,37	59,0	12,2	46,9
Sierpień	1	mid season	1,20	5,21	52,1	19,9	32,2
Sierpień	2	mid season	1,20	5,08	50,8	23,3	27,5
Sierpień	3	mid season	1,20	4,44	48,8	24,3	24,5
Wrzesień	1	mid season	1,20	3,76	37,6	25,5	12,1
Wrzesień	2	mid season	1,20	3,16	31,6	27,0	4,6
Wrzesień	3	late season	1,12	2,41	24,1	26,6	0,0
Październik	1	late season	0,92	1,56	15,6	27,9	0,0
Październik	2	late season	0,73	0,89	8,9	28,7	0,0
Październik	3	late season	0,55	0,56	5,1	17,4	0,0
Razem			-	-	507,7	465,8	208,6

Tab. 5.3.16. Wartości poszczególnych elementów zielonego śladu wodnego dla 11 rodzajów upraw, dla roku gospodarczego 2019/2020. Opracowanie IMGW-PIB.

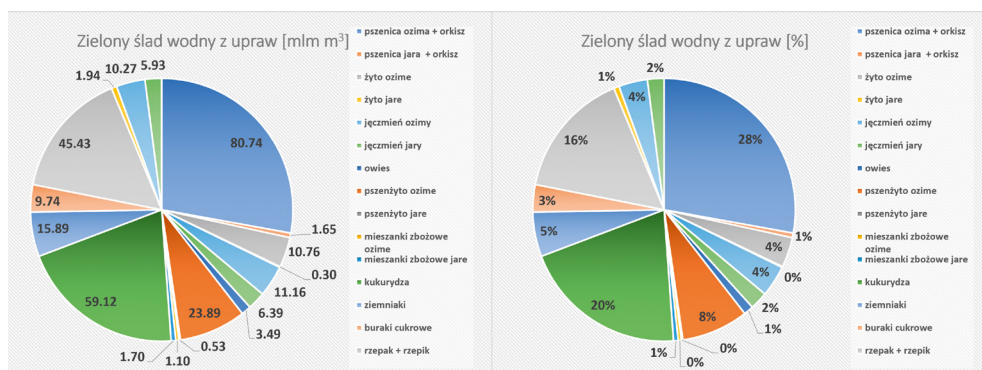
Uprawa		Plon [t/ha]	Plon [t/ha]	Eff rain [mm]	Et green [mm]	CWU green [m ³ /ha]	Wfproc,green [m ³ /t]
zboża	ozime	żyto ozime	4,03	482,3	491,7	318,5	790,3
		pszenica ozima	5,66	551,1	457,1	320,3	565,9
		pszenżyto ozime	5,13	460,4	491,6	317,6	619,1
	jare	jęczmień jary	4,68	353,8	279,1	245,5	524,6
		owies jary	3,68	522,4	330,6	303,7	825,3
		kukurydza	7,37	507,6	465,8	299,2	406
inne	burak cukrowy	59,7	586,2	499,6	352,4	59	
	ziemniaki	34,5	571,1	406,5	332,9	96,5	
	rzepak ozimy	3,08	429,3	475,6	334,2	1085,1	
poplon	ozimy		174,5	259,3	141,7		
	jary		111,9	191,4	111,9		

Tab. 5.3.17. Wartości zielonego śladu wodnego dla 11 upraw w poszczególnych gminach zlewni Widawy. Opracowanie IMGW-PIB.

Nazwa gminy	ŚLAD WODNY tys m ³														zieleni ślad wodny z upraw dla gmin [mln m ³]				
	pszenica ozima + orkisz	pszenica jara + orkisz	żyto ozime	żyto jare	jęczmień ozimy	jęczmień jary	owies	pszennyto ozime	pszennyto jare	mieszanka zbożowe ozime	mieszanka zbożowe jare	kukurydza	ziemniaki	buraki cukrowe		rzepak + rzepik gruntowe	mieszanko jare	mieszanko (poplony) ozime	mieszanko (poplony) jare
Oleśnica	1370.28	36.11	31.85	25.43	37.54	12.28	39.69	141.94	0	0	1262.15	64.52	0	758.03	20.21	98.95	133.98	4.03	
Bierutów	6233.52	58.85	300.03	0	1200.83	442.49	198.22	1109.03	39.48	15.85	7946	1362.99	765.41	4459.3	45.27	900.33	507.16	25.63	
Dobroszyce	3252.59	103.97	69.37	0	61.41	58.33	132.95	234.15	14.58	62.4	1896.18	969.73	223.25	1208.69	6.59	188.48	61.01	8.60	
Działdowa Kłoda	4325.43	193.67	747.77	0	551.69	398.81	325.48	1766.81	38.03	108.29	3462.34	1034.55	335.8	2290.61	390.03	452.27	512.84	17.06	
Międzybórz	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.00
Oleśnica	13079.26	159.06	925.08	0	1475.04	333.27	255.5	3166.28	135.07	202.33	8449.65	4572.31	938.41	6238.88	233.33	2153.88	450.58	42.89	
Syców	2196.23	82.24	408.82	7.37	810.55	328.48	107.71	1252.34	17.68	37.05	2806.83	271.09	71.97	1046.17	0	488.14	263.15	10.32	
Twardogóra	141.85	12.49	150.01	13.4	6.62	19.06	63.21	204.37	16.28	35.52	11.96	32.29	7.16	0	55.61	0.63	10.83	23.01	0.80
Jelcz-Laskowice	1336.38	51.55	628.18	0	357.55	22.39	171	474.87	29.95	29.32	34.98	2964.82	368.35	301.3	580.64	0	126.58	72.8	7.55
Oborniki Śląskie	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.00
Trzebnica	962.31	16.64	57.8	0	29.81	105.25	96.27	252.17	10.07	7.4	642.93	65.85	122.68	447.28	74.02	106.79	34.7	3.05	
Wisznia Mała	2170.94	59.17	95.37	0	11.96	155.97	49.73	768.68	19.34	66.51	1226.23	109.6	260.04	702.04	21.48	156.57	164.41	6.04	
Zawonia	1302.22	13.72	47.52	0	14.38	12.63	119	253.93	0	10.69	14.46	491.46	36.7	61.18	374.29	12.2	80.43	37	2.88
Czernica	1386.06	58.46	232.42	0	366.48	220.46	116.33	642	10.96	0	35.35	2929.6	71.73	180.78	114.42	95.4	263.88	90.85	6.82
Długoleka	12586.73	238.6	589.42	0	1082.32	269.83	373.34	1864.15	33.51	191.38	7640.04	3703.91	1983.38	6697.17	232.76	1612.94	702.52	39.84	
Wrocław	1312.17	37.22	587.5	11	142.48	93.56	119.26	307.6	10.51	27.89	1113.45	41.66	160.02	510.25	129.28	161.85	74.75	4.85	
Domaszowice	2847.17	3.55	232.76	0	702.24	645.76	78.09	721.06	15.81	0	23.86	1200.26	40.41	129.05	1219.56	0	352.93	127.9	8.34
Namysłów	10943.77	93.32	2769.29	79.79	1299.26	737.56	407.74	3977.19	0	104.7	6296.08	1613.89	1476.41	8621.01	11.25	960.71	1640.86	41.17	
Wilków	8221.81	171.19	283.02	100.66	736.03	923.2	47.65	942.64	22.1	9.61	4484.41	786.64	2244.65	5621.88	652.78	695.11	673.64	26.63	
Baranów	230.41	5.97	255.73	10.54	47.94	71.43	123.62	293.14	13.55	12.99	72.79	193.37	29.09	0	58.44	0	21.56	16.85	1.46
Bralin	945.77	40.73	706.86	6.55	301.48	245.6	200.75	1341.19	25.62	70.19	315.27	506.31	188.33	261.74	632.33	0	191.03	73.94	6.05
Perzów	2474.94	73.2	426.71	41.98	1021.06	452.99	254.17	2426.95	49.01	80.72	1872.68	123.35	0	1315.88	18.07	597.13	119.3	11.64	
Rychtal	3341.06	134.05	1123.45	0	874.67	795.7	186.61	1611.53	25.47	25.94	161.83	1663.29	325.06	225.47	4457.43	0.19	637.75	131.39	13.72
Trzcianica	76.88	6.71	86.12	1.26	26.53	44.74	28.23	140.91	1.19	5.13	29.14	44.48	98.4	3.35	15.19	0	12.21	15.92	0.64
Kobyła Góra	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.00
ZLEWNIA WIDAWY [mln m ³]	80.74	1.65	10.76	0.3	11.16	6.39	3.49	23.89	0.53	1.1	59.12	15.89	9.74	45.43	1.94	10.27	5.93		

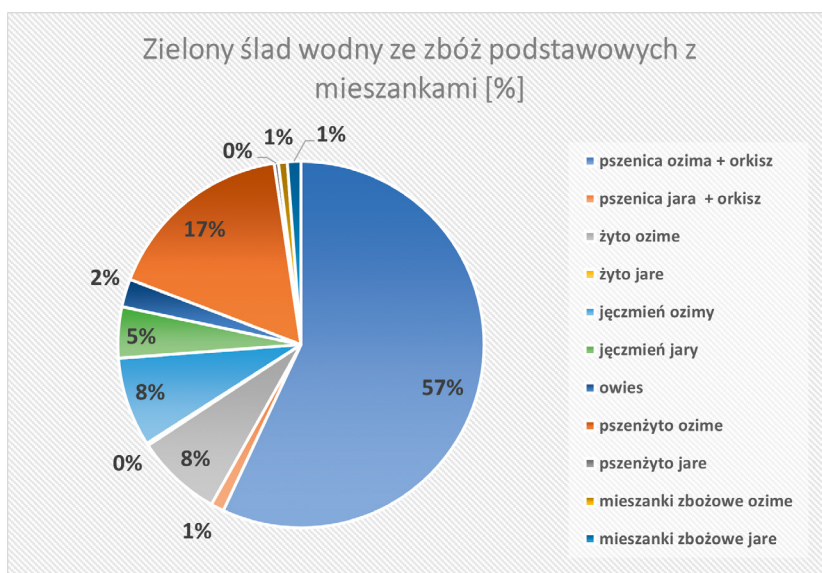
Uprawami, które generują największą wartość śladu zielonego w zlewni Widawy są pszenica ozima z orkiszem (80,74 mln m³), kukurydza (59,12 mln m³) i rzepak z rzepikiem (45,43 ml m³). Stanowią odpowiednio 28%, 20% i 16%, co sumarycznie daje 2/3 ogólnej wody zielonej z upraw (rys. 5.3.33). Spośród zbóż z mieszankami 57% zielonego śladu wodnego pochodzi z uprawy pszenicy z orkiszem, 17% z pszenżyta ozimego oraz po 8% z jęczmienia ozimego oraz żyta ozimego (rys. 5.3.34). Rozkład przestrzenny zielonego śladu wodnego pszenicy w poszczególnych gminach zlewni Widawy przedstawiono na rysunku 5.3.35. Największe wartości występują w gminach: Oleśnica (gmina wiejska), Długołęka, Namysłów oraz Wilków.

Największe wartości zielonego śladu wodnego dla kukurydzy występują w gminach: Oleśnica (gmina wiejska), Bierutów, Długołęka i Namysłów (rys. 5.3.36), natomiast dla rzepaku z rzepikiem w gminach Namysłów, Długołęka, Oleśnica (gmina wiejska) oraz Wilków (rys. 5.3.37).

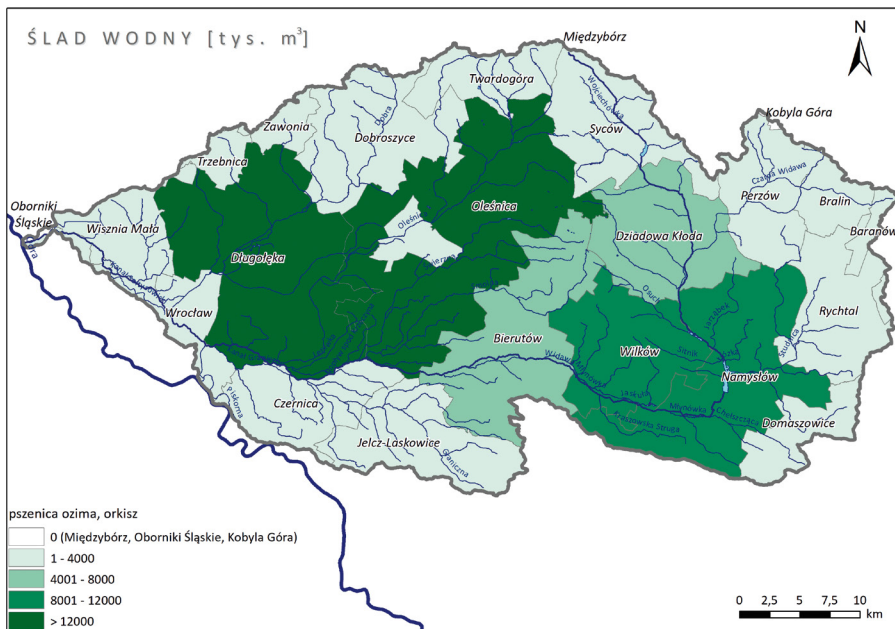


Rys. 5.3.33. Wartości zielonego śladu wodnego z upraw na gruntach ornych w zlewni Widawy.

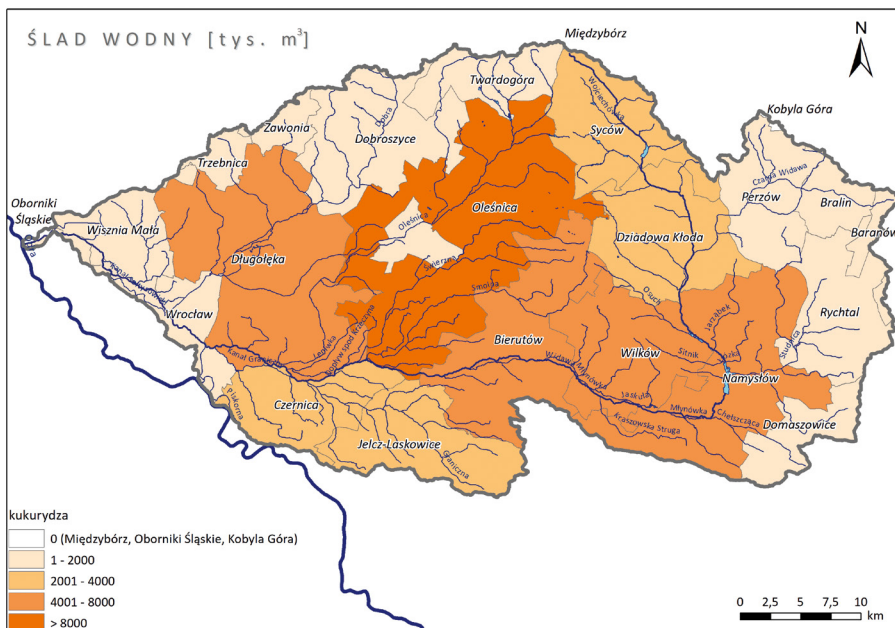
Opracowanie IMGW-PIB.



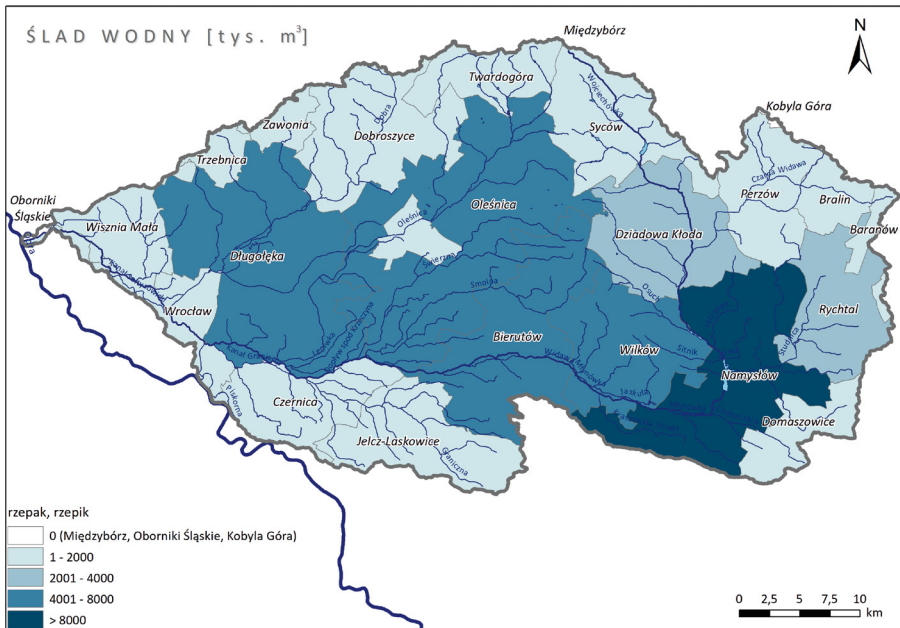
Rys. 5.3.34. Udział zbóż w zielonym śladzie wodnym w zlewni Widawy. Opracowanie IMGW-PIB.



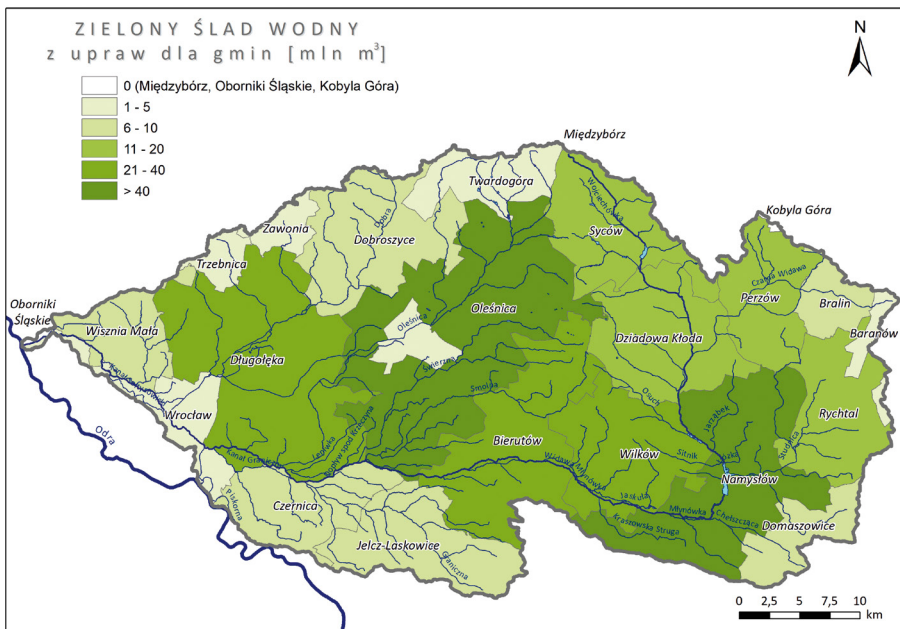
Rys. 5.3.35. Rozkład wartości zielonego śladu wodnego pszenicy ozimej (tys. m³) w poszczególnych gminach zlewni Widawy. Opracowanie IMGW-PIB.



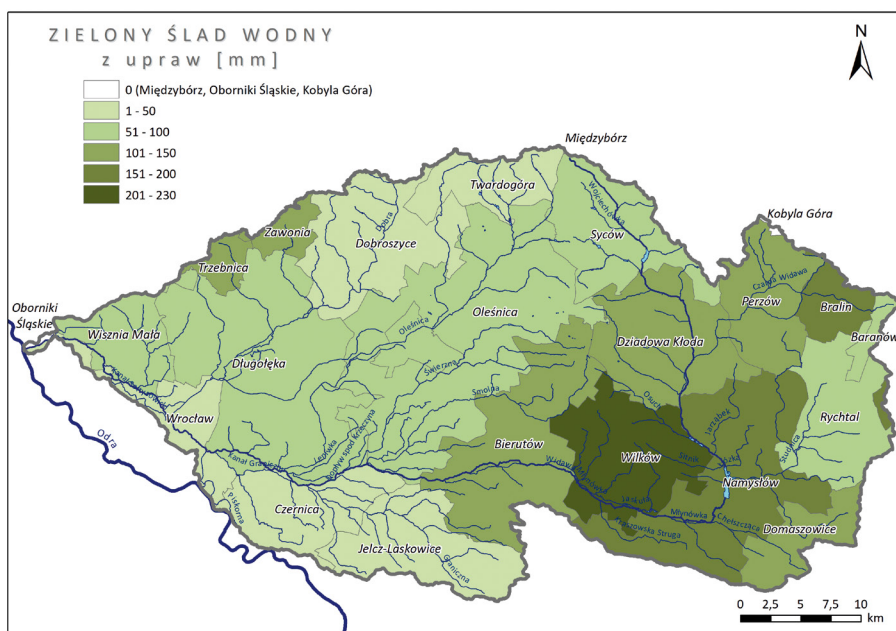
Rys. 5.3.36. Rozkład wartości zielonego śladu wodnego kukurydzy (tys. m³) w poszczególnych gminach zlewni Widawy. Opracowanie IMGW-PIB.



Rys. 5.3.37. Rozkład wartości zielonego śladu wodnego rzepaku i rzepiku (tys. m³) w poszczególnych gminach zlewni Widawy. Opracowanie IMGW-PIB.



Rys. 5.3.38. Rozkład sumarycznego zielonego śladu wodnego dla wszystkich upraw (mln m³) w poszczególnych gminach zlewni Widawy. Opracowanie IMGW-PIB.



Rys. 5.3.39. Rozkład sumarycznego zielonego śladu wodnego dla wszystkich upraw (mm) w poszczególnych gminach zlewni Widawy. Opracowanie IMGW-PIB.

Sumaryczna wartość zielonego śladu wodnego jest największa w gminach Oleśnica (gmina wiejska) i Namysłów (rys. 5.3.38), natomiast w przeliczeniu na milimetry – w gminach: Wilków, Namysłów, Bralin i Trzebnica (rys. 5.3.39).

Na potrzeby oszacowania niebieskiego śladu wodnego w zlewni Widawy dokonano inwentaryzacji poborów wody do nawodnień rolniczych dla roku 2020 zawartych w PWP katastrze wodnym. Zidentyfikowano 49 użytkowników wykorzystujących zasoby wodne do rolniczego nawadniania gruntów lub upraw. W większości przypadków są to PWP wydane dla osób fizycznych, cztery dla podmiotów gospodarczych, tj.: Przedsiębiorstwa Produkcyjnego „AGRO-TIM” Sp. z o.o. (cztery punkty poboru), Przedsiębiorstwa Produkcji Rolniczej ATTIS Sp. z o.o. (trzy punkty poboru), Polskiego Związku Działkowców – Rodzinnego Ogrodu Działkowego „Frezja” (jeden punkt poboru z wód podziemnych) i Przedsiębiorstwa Rolno-Handlowego KŁOS (trzy punkty poboru). W siedmiu przypadkach wody pobierane są z zasobów wód podziemnych, pozostałe z wód powierzchniowych. Jak wynika z analizowanych PWP, pobory wód odbywają się w wybranych miesiącach (1 lub 2) okresu kwiecień – wrzesień. W PWP wydanych na osoby fizyczne wartości Q_{maxh} wahały się od 0,012 do 0,018 m³/s (odpowiednio 1 – 47,6 m³/h), zaś w PWP dla podmiotów gospodarczych od 0,002 do 0,03 m³/s (odpowiednio 9,1 – 216 m³/h). Jak widać z powyższego zestawienia, pobory na potrzeby nawodnień rolniczych nie stanowią znaczącego elementu w gospodarowaniu wodami w sektorze rolnym. Może to wynikać z wysokich kosztów instalacji (deszczowni z niezbędnym osprzętem i przyłączem do punktu poboru wody) oraz wysokich kosztów jednostkowych energii i pobranej wody, a także powszechniejszego w przypadku Polski wykorzystywania nawodnień do upraw roślin sadowniczych i warzyw, które w przypadku omawianej zlewni występują lokalnie (0,05% całkowitej pow. zlewni).

Lokalizację użytkowników pobierających wody na potrzeby rolniczego nawadniania gruntów lub upraw w zlewni Widawy przedstawiono na rysunku 5.3.12. Charakterystyka danych zawartych w katastrze wodnym uniemożliwia wskazanie lokalizacyjne nawadnianej uprawy, jak również wykonanie obliczeń w oprogramowaniu CROPWAT niebieskiego śladu wodnego.

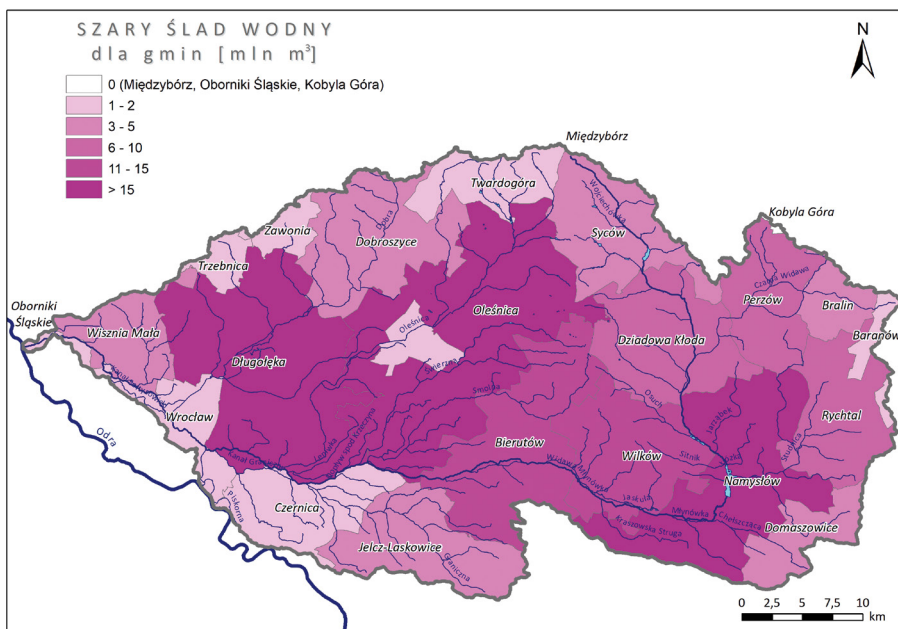
Wyznaczone wielkości potencjalnej wymaganej wartości niebieskiego śladu wodnego dla wybranych upraw dla dorzecza Odry [57] przedstawiono w tabeli 5.3.8. Uzyskane wyniki mieszczą się poniżej wartości <1%, jedynie dla buraka cukrowego wynoszą 1%, a dla ziemniaków 3%. Podobne wielkości uzyskano w analizach dedykowanych obszarowi Dolnego Śląska, gdzie niebieski ślad wodny w produkcji roślinnej oszacowano na 0,5% [58]. Takie wyniki należy tłumaczyć niewielkim wykorzystaniem zasobów wód powierzchniowych i podziemnych do nawadniania upraw polowych w badanej zlewni (głównie ze względu na rodzaj upraw niewymagających nawodnień, tj. zbóż, zbóż na paszę, roślin strączkowych i roślin oleistych na nasiona, roślin korzeniowych oraz bulwiastych – ziemniaków i buraków). Tak niskie wartości niebieskiego śladu wodnego wskazują, iż nie stanowi on istotnej składowej całkowitego śladu wodnego.

Tab. 5.3.18. Zestawienie wybranych upraw w dorzeczu Odry oraz ich szacunkowego rocznego niebieskiego śladu wodnego [57].

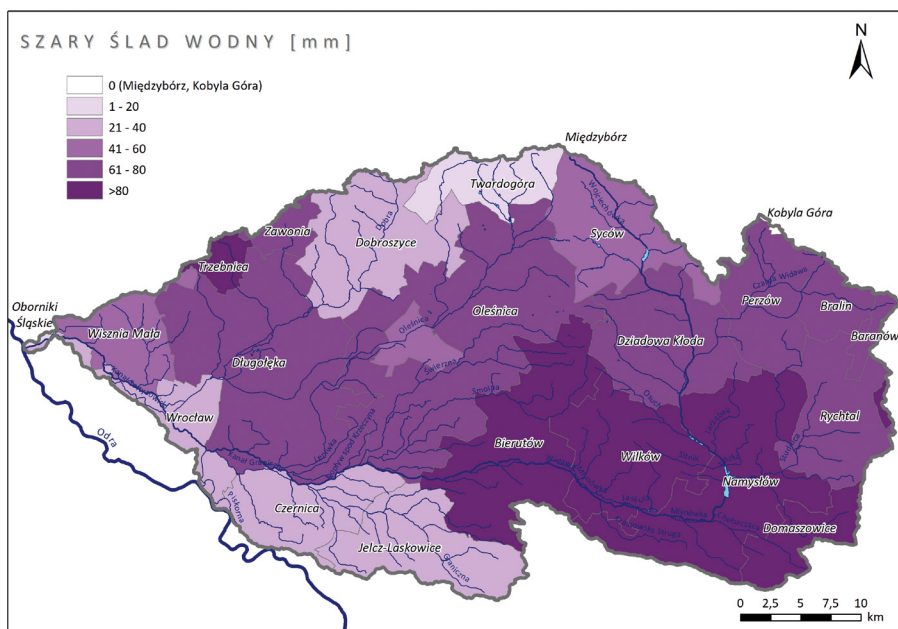
Uprawa	Niebieski ślad wodny [m ³ /rok]	Niebieski ślad wodny [%]
Pszennica	1,6 106	<1
Jęczmień	0	<1
Kukurydza	2,4 106	<1
Żyto	360000	<1
Owies	630000	<1
Proso	0	<1
Gryka	20000	<1
Pszennyżyto	830000	<1
Mieszanki zbóż	2,3 106	<1
Inne zboża	0	<1
Ziemniaki	10 106	3
Burak cukrowy	4,9 106	1
Rzepak	0	<1

W kolejnym kroku oszacowano wartość szarego śladu wodnego z rolnictwa. W przypadku zlewni Widawy nie ma możliwości obliczenia śladu wodnego dla poszczególnych upraw, ponieważ dane o ilości dawkowanych nawozów dostępne są tylko w odniesieniu do gminy, bez rozbicia na rodzaje upraw. Informacje na temat ilości azotu wprowadzanego z nawozami mineralnymi i naturalnymi do gruntów ornych w poszczególnych gminach w zlewni Widawy pozyskano z Powszechnego Spisu Rolnego (tab. 5.3.19). Ładunek azotu został przeliczony na kg N/ha, odpowiednio do powierzchni gruntów rolnych znajdujących się w części gminy leżącej w zlewni Widawy.

Wysokie wartości szarego śladu wodnego występują w gminach, gdzie wartości zielonego śladu wodnego z upraw na gruntach ornych są wysokie. Największe zapotrzebowanie na wodę do rozcieńczenia związków azotu wprowadzanych wraz z nawozami mineralnymi i naturalnymi występuje w gminach: Oleśnica (18,68 mln m³), Długołęka oraz Namysłów. Wysokie potrzeby, powyżej 10 mln m³, są również w gminach Bierutów oraz Wilków – odpowiednio 11,19 i 10,29 mln m³. Z kolei największe wartości szarego śladu wodnego w przeliczeniu na wartość jednostkową w mm uzyskano w gminach: Wilków (102 mm), Trzebnica (100 mm) oraz Namysłów (96 mm).



Rys. 5.3.40. Rozkład szarego śladu wodnego z rolnictwa (mln m³) w poszczególnych gminach zlewni Widawy. Opracowanie IMGW-PIB.



Rys. 5.3.41. Rozkład szarego śladu wodnego z rolnictwa (mm) w poszczególnych gminach zlewni Widawy. Opracowanie IMGW-PIB.

Tab. 5.3.19. Zużycie nawozów mineralnych i naturalnych w gminach zlewni Widawy.

Źródło: Powszechny Spis Rolny 2020 (<https://spisrolny.gov.pl/>).

Nazwa gminy	Zużycie nawozów mineralnych (czysty składnik)	Zużycie nawozów naturalnych			
	azotowe [t]	obornik [t]	pomiot ptasi [t]	gnojówka [m ³]	gnojowica [m ³]
Oleśnica	84	220	64	0	0
Bierutów	1073	4186	101	130	9219
Dobroszyce	266	1246	263	0	0
Dziadowa Kłoda	674	6139	530	460	2371
Międzybórz	158	10486	268	2536	2432
Oleśnica	1690	9514	3363	916	16157
Syców	608	11788	90	5492	5377
Twardogóra	158	3161	58	1078	0
Jelcz-Laskowice	354	2497	82	0	0
Oborniki Śląskie	211	3057	42	276	0
Trzebnica	1305	8138	2316	465	20449
Wisznia Mała	452	5352	94	0	0
Zawonia	345	456	13	0	0
Czernica	186	715	33	0	0
Długołęka	1422	4081	4201	240	0
Wrocław	541	2027	300	300	13
Domaszowice	664	3178	191	396	25082
Namysłów	2132	10940	194	485	47674
Wilków	1020	2653	1	0	0
Baranów	494	22417	141	5163	7430
Bralin	427	13269	84	3168	1286
Perzów	462	17991	424	3162	5670
Rychtal	697	3873	0	846	2360
Trzcinica	391	13504	611	7833	1962
Kobyła Góra	281	27869	773	4512	3054

Podsumowanie i wnioski

Wzrost presji na zasoby wodne powoduje potrzebę zmiany w podejściu do zarządzania zasobami wodnymi, w ramach którego użytkownicy nie tylko oszczędzają zużycie wody, ale także działają odpowiedzialnie i wpływają pozytywnie na gospodarkę wodną w ujęciu lokalnym i regionalnym. Zrozumienie zagrożeń i możliwości w różnych skalach można osiągnąć poprzez badanie śladu wodnego, który jest miarą zużycia i oddziaływania słodkiej wody bardziej wszechstronną niż tradycyjny pobór wody i odprowadzanie ścieków. Ślad wodny obejmuje całkowite zużycie wody, co umożliwia określenie wpływu na zasoby wodne. Ponadto pozwala na lepsze zrozumienie konieczności opracowania odpowiednich strategii. Może stanowić również wskaźnikową ocenę efektywności zarządzania (gospodarowania) wodą w różnych obszarach, w tym w zlewni, pozwolić na zrównoważone zabezpieczenie ilościowych i jakościowych potrzeb wodnych użytkowników zlewni oraz być podstawą zrównoważonego gospodarowania wodą i oceny skutków środowiskowych, społecznych i gospodarczych.

Dokonane w pracy rozpoznanie śladu wodnego dla obszaru zlewni Widawy dostarcza informacji przestrzenno-czasowych wykorzystywania wody do celów rolniczych (konkretnie produkcji roślinnej) w podziale na poziom JST (gmin). W wykonanych analizach wykorzystano narzędzie CROPWAT, które posłużyło do

oszacowania wskaźnikowych wartości zielonego śladu wodnego w dominującym w zlewni Widawy rolnictwie deszczowym, dla wybranych 11 gatunków roślin w 2020 r. (wg danych z Powszechnego Spisu Rolnego).

Wyniki badań wykazały, że wartość całkowitego zielonego śladu wodnego dla analizowanych upraw dla 2020 r. wahał się w przedziale od 0,3 mln m³ (żyto jare) do 80,74 mln m³ (pszenica ozima wraz z orkiszem). Gminami z największym zielonym śladem wodnym były Oleśnica i Namysłów (odpowiednio 42,89 i 41,17 mln m³). Generalnie największy udział w zielonym śladzie wodnym mają gminy położone w środkowej i południowo-wschodniej części zlewni Widawy (Długołęka, Oleśnica, Namysłów, Bierutów, Wilków).

Niebieski ślad wodny nie ma dużego udziału w przypadku zlewni Widawy (ok. 0,5% całkowitego śladu wodnego). Natomiast wyniki szarego śladu wodnego wskazują, że największe wielkości w przeliczeniu na wartość jednostkową w mm uzyskano w gminach: Wilków (102 mm), Trzebnica (100 mm), oraz Namysłów (96 mm). Znaczący szary ślad wodny występuje w gminach, gdzie odnotowuje się większe wartości zielonego śladu wodnego. Może to wynikać z dużego udziału w tych gminach terenów użytkowanych jako grunty orne i powiązanych z tym praktyk wykorzystania nawozów w celu podniesienia wydajności upraw.

Mając na uwadze obserwowany wzrost średniej rocznej temperatury powietrza, zwiększone parowanie, częstsze przypadki okresów bezopadowych przeplatanych opadami nawalnymi oraz zwiększoną częstotliwość występowania suszy i okresów z niskimi przepływami, pojawia się potrzeba poprawy rezylencji (odporności) systemów społeczno-ekologicznych [59] zlewni Widawy. Nasilające się zjawisko suszy rolniczej (na znacznym obszarze Polski obserwowanej w latach 2015, 2016, 2018, 2019, 2020), a także fakt, że blisko 40% obszarów rolnych i leśnych w Polsce jest zagrożonych suszą w stopniu ekstremalnym i silnym, skutkuje znacznymi stratami w produkcji roślinnej. Szacuje się je, w skali całego kraju, na 0,5 mld złotych w 2015 r., ponad 2 mld złotych w 2018 r. i blisko 1,9 mld złotych w 2019 r. [60]. Jak widać, rolnictwo musi liczyć się z potencjalnymi stratami, ale równocześnie pracujący w tym sektorze mają możliwości znaczącego oddziaływania na sposób gospodarowanie wodą (począwszy od szerokiego wprowadzania różnorodnej małej retencji, zróżnicowania rodzaju upraw po wpływ na poziom obszarowych zanieczyszczeń wód). Stąd wśród potrzeb i możliwości rolników funkcjonujących na obszarze zlewni Widawy wskazać można: większe zainteresowanie uprawami odpornymi na suszę i o krótszym okresie wegetacji, odtwarzanie oczek wodnych i terenów podmokłych, tworzenie stref buforowych brzegowych wzdłuż cieków, wprowadzanie zadrzewień, zakrzaczeń śródpolnych, korzystanie z metod agrotechnicznych (mulczowanie gleb słomą, stosowanie międzyplonów, uprawy bezorkowej, poplony) sprzyjających zatrzymaniu wody w glebie. Dodatkowo, zabiegi te mogą pozytywnie oddziaływać na zachowanie standardów środowiskowych, czyli lokalną faunę i florę, zwłaszcza w wyznaczonych terenach objętych ochroną przyrodniczą, które w zlewni Widawy występują głównie w dolinach cieków. Wykorzystanie na szerszą skalę wymienionych rozwiązań, zwłaszcza w gminach (Długołęka, Oleśnica (gm. wiejska), Namysłów, Bierutów i Wilków, sprzyjałyby zrównoważonemu podejściu do zasobów wodnych w tej zlewni nizinnej i mogłyby przyczynić się do zmniejszenia wielkości zielonego i szarego śladu wodnego. Wymienione działania zastosowane lokalnie, z uwzględnieniem warunków cieków i krajobrazu, znacząco mogą spowolnić spływ i wspomóc odbudowę lokalnych zasobów wody w glebie, będącej podstawą efektywnej produktywności.

Źródła

- [1] Loucks D.P., van Beek E., 2017, Water resources planning and management: an overview, [w:] Water Resource Systems Planning and Management, D.P. Loucks, van Beek E. (red.), Springer, 1-49, DOI: 10.1007/978-3-319-44234-1_1.
- [2] Allan J.A., 1998, Virtual water: A strategic resource global solutions to regional deficits, *Groundwater*, 36 (4), DOI: 10.1111/j.1745-6584.1998.tb02825.x.
- [3] Hoekstra A.Y., Hung P.Q., 2002, Virtual Water Trade: A Quantification of Virtual Water Flows Between Nations in Relation to International Crop, Water Research Report Series, No. 11, UNESCO-IHE, <https://www.waterfootprint.org/resources/Report11.pdf> (dostęp 17.04.2024).
- [4] Rockströma J., Falkenmark M., Karlberg L., Hoff H., Rost S., Gerten D., 2009, Future water availability for global food production: The potential of green water for increasing resilience to global change, *Water Resources Research*, 45 (7), DOI: 10.1029/2007WR006767.
- [5] Mekonnen M.M., Hoekstra A.Y., 2011, National Water Footprint Accounts: The Green, Blue and Grey Water Footprint of Production and Consumption. Volume 1: Main Report, Water Research Report Series, No. 50, UNESCO-IHE, <https://www.waterfootprint.org/resources/Report50-NationalWaterFootprints-Vol1.pdf> (dostęp 17.04.2024).
- [6] Mekonnen M.M., Hoekstra A.Y., 2010, The Green, Blue and Gray Water Footprint of Crops and Derived Crop Products, Volume 1: Main Report, Water Research Report Series, No. 47, UNESCO-IHE, <https://www.waterfootprint.org/resources/Report47-WaterFootprintCrops-Vol1.pdf> (dostęp 17.04.2024).
- [7] Mekonnen M.M., Hoekstra A.Y., 2011, The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products, *Hydrology and Earth System Sciences*, 15 (5), 1577-1600, DOI: 10.5194/hess-15-1577-2011.
- [8] Aldaya M.M., Martínez-Santos P., Llamas M.R., 2009, Incorporating the water footprint and virtual water into policy: reflections from the Mancha Occidental region, Spain. *Water Resources Management*, 24, 941-958, DOI: 10.1007/s11269-009-9480-8.
- [9] Garrido A., Llamas M.R., Varela-Ortega C., Novo P., Rodríguez-Casado R., Aldaya M.M., 2010, Water Footprint and Virtual Water Trade in Spain, Series: Natural Resource Management and Policy, 35, Springer, 153 s., DOI: 10.1007/978-1-4419-5741-2.
- [10] Duarte R., Pinilla V., Serrano A., 2014, The water footprint of the Spanish agricultural sector: 1860-2010, *Ecological Economics*, 108, 200-207, DOI: 10.1016/j.ecolecon.2014.10.020.
- [11] Liu J., Savenije H.H.G., 2008, Food consumption patterns and their effect on water requirement in China, *Hydrology and Earth System Sciences*, 12 (3), 887-898, DOI: 10.5194/hess-12-887-2008.
- [12] Ma J., Hoekstra A.Y., Wang, H., Chapagain A.K., Wang D., 2006, Virtual versus real water transfers within China, *Philosophical Transactions of the Royal Society. Biological Science*, 361 (1469), 835-842, DOI: 10.1098/rstb.2005.1644.
- [13] Mao G., Liu J., Han F., Meng Y., Tian Y., Zheng Y., Zheng Ch., 2020, Assessing the interlinkage of green and blue water in an arid catchment in Northwest China, *Environmental Geochemistry and Health*, 42, 933-953, DOI: 10.1007/s10653-019-00406-3.
- [14] Kampman D.A., Hoekstra A.Y., Krol M.S., 2008, The Water Footprint of India, Water Research Report Series, No. 32, UNESCO-IHE.

- [15] Bulsink F., Hoekstra A.Y., Booij M.J., 2010, The water footprint of Indonesian provinces related to the consumption of crop products, *Hydrology and Earth System Sciences*, 14 (1), 119-128, DOI: 10.5194/hess-14-119-2010.
- [16] Van Oel P.R., Mekonnen M.M., Hoekstra A.Y., 2009, The external water footprint of the Netherlands: geographically-explicit quantification and impact assessment, *Ecological Economics*, 69 (1), 82-92, DOI: 10.1016/j.ecolecon.2009.07.014.
- [17] Hoekstra A.Y., Chapagain A.K., 2007, The water footprints of Morocco and the Netherlands: global water use as a result of domestic consumption of agricultural commodities, *Ecological Economics*, 64 (1), 143-151, DOI: 10.1016/j.ecolecon.2007.02.023.
- [18] Hoekstra A.Y., Chapagain A.K., 2008, *Globalization of Water: Sharing the Planet's Freshwater Resources*, Blackwell Publishing, Oxford.
- [18] Chapagain A.K., Orr S., 2008, *UK Water Footprint: The impact of the UK's food and fibre consumption on global water resources*, Volume 1, WWF-UK, Godalming, UK.
- [19] Van Oel P.R., Krol M., Hoekstra A.Y., 2009, A river basin as a common-pool resource: a case study for the Jaguaribe basin in the semi-arid Northeast of Brazil, *International Journal of River Basin Management*, 7 (4), 345-353, DOI: 10.1080/15715124.2009.9635393.
- [20] Hoekstra A.Y., Chapagain A.K., 2007, Water footprints of nations: water use by people as a function of their consumption pattern, *Water Resource Management*, 21, 35-48, DOI: 10.1007/s11269-006-9039-x.
- [21] Mekonnen M.M., Hoekstra A.Y., 2012, A global assessment of the water footprint of farm animal products, *Ecosystems*, 15 (3), 401-415, DOI: 10.1007/s10021-011-9517-8.
- [22] UNEP, 2011, *Water Footprint and Corporate Water Accounting for Resource Efficiency*, <https://ceowatermandate.org/files/UNEP-2011.pdf> (dostęp 17.04.2024).
- [23] Zeng Z., Liu J., Koeneman P.H., Zarate E., Hoekstra A.Y., 2012, Assessing water footprint at river basin level: a case study for the Heihe River Basin in northwest China, *Hydrology and Earth System Sciences*, 16 (8), 2771-2781, DOI: Assessing water footprint at river basin level: a case study for the Heihe River Basin in northwest China.
- [24] Aldaya M.M., Llamas M.R., 2008, *Water Footprint Analysis for the Guadiana River Basin*, Water Research Report Series, No. 35, UNESCO-IHE, <https://www.waterfootprint.org/resources/Report35-WaterFootprint-Guadiana.pdf> (dostęp 17.04.2024).
- [25] Zhao X., Chen B., Yang Z.F., 2009, National water footprint in an input– output framework – a case study of China 2002, *Ecological Modelling*, 220 (2), 245-253, DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2008.09.016.
- [26] Feng K., Siu Y.L., Guan D., Klaus H., 2012, Assessing Regional virtual water flows and water footprints in the Yellow River Basin, China: a consumption based approach, *Applied Geography*, 32 (2), 691-701, DOI: 10.1016/j.apgeog.2011.08.004.
- [27] Luan X.-B., Yin Y.-L., Wu P.-T., Sun S.-K., Wang Y.-B., Gao X.-R., Liu J., 2018, An improved method for calculating the regional crop water footprint based on a hydrological process analysis, *Hydrology and Earth System Sciences*, 22 (10), 5111-5123, DOI: 10.5194/hess-22-5111-2018.
- [28] Tibebe D., Teferi E., Bewket W., Zeleke G., 2022, Climate induced water security risks on agriculture in the Abbay River basin: a review, *Frontiers in Water*, 4, DOI: 10.3389/frwa.2022.961948.
- [29] Samia M.E.M., Mohamed A.I., 2021, Water footprint of Egyptian crops and its economics, *Alexandria Engineering Journal* 60 (5), 4711-4721, DOI: 10.1016/j.aej.2021.03.019.

- [30] Muratogu A., 2019, Water footprint assessment within a catchment: A case study for Upper Tigris River Basin, *Ecological Indicators*, 106, DOI: 10.1016/j.ecolind.2019.105467.
- [31] Vanham D., Bidoglio G., 2014, The water footprint of agricultural products in European river basins, *Environmental Research Letters*, 9, DOI: 10.1088/1748-9326/9/6/064007.
- [32] Chapagain A.K., Hoekstra A.Y., 2011, The blue, green and grey water footprint of rice from production and consumption perspectives, *Ecological Economics*, 70 (4), 749-758, DOI: 10.1016/j.ecolecon.2010.11.012.
- [33] Hoekstra A.Y., Chapagain A.K., Aldaya M.M., Mekonnen M.M., 2011, The water footprint assessment manual: Setting the global standard, Earthscan, London, UK, https://waterfootprint.org/resources/TheWaterFootprintAssessmentManual_English.pdf (dostęp 17.04.2024).
- [34] Perry C., 2007, Efficient irrigation; inefficient communication; flawed recommendations, *Irrigation and Drainage*, 56 (4), 367-378, DOI: 10.1002/ird.323.
- [35] Shiklomanov I.A., 2000, Appraisal and assessment of world water resources, *Water International*, 25 (1), 11-32, DOI: 10.1080/02508060008686794.
- [36] Dumont A., Salmoral G., Llamsa M.R., 2013, The water footprint of a river basin with a special focus on groundwater: The case of Guadalquivir basin (Spain), *Water Resources and Industry*, 1-2, 60-76, DOI: 10.1016/j.wri.2013.04.001.
- [37] <https://www.worldbank.org/en/topic/water-in-agriculture>
- [38] GUS, 2017, Ochrona środowiska 2017, Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.
- [39] GUS, 2021, Rocznik statystyczny rolnictwa 2020, Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.
- [40] <https://data.apps.fao.org/>
- [41] Chukalla A.D., Krol M.S., Hoekstra A. Y., 2015, Green and blue water footprint reduction in irrigated agriculture: effect of irrigation techniques, irrigation strategies and mulching, *Hydrology and Earth Systems Sciences*, 19 (12), 4877-4891, DOI: 10.5194/hess-19-4877-2015.
- [42] Liu X., Liu W., Tang Q., Liu B., Wada Y., Yang H., 2022, Global agricultural water scarcity assessment incorporating blue and green water availability under future climate change, *Earth's Future*, 10 (4), DOI: 10.1029/2021EF002567.
- [43] Aldaya M.M., Allan J.A., Hoekstra A.Y., 2009, Strategic importance of green water in international crop trade, *Ecological Economics*, 69 (4), DOI: 10.1016/j.ecolecon.2009.11.001.
- [44] Savenije H.H.G., 2000, Water scarcity indicators; the deception of the numbers, *Physics and Chemistry of the Earth. Part B. Hydrology, Oceans and Atmosphere*, 25 (3), 199-204, DOI: 10.1016/S1464-1909(00)00004-6.
- [45] Liu J., Yang H., 2010, Spatially explicit assessment of global consumptive water uses in cropland: green and blue water, *Journal of Hydrology*, 384 (3-4), 187-197, DOI: 10.1016/j.jhydrol.2009.11.024.
- [46] <https://www.fao.org/land-water/databases-and-software/cropwat/en/> (dostęp 17.04.2024).
- [45] Swennenhuis J., 2009, CROPWAT version 8.0 model, FAO, Vialdelle Terme di Caracalla, 00100 Rome, Italy.
- [47] Hoekstra A.Y., Mekonnen M.M., 2012, The water footprint of humanity, *The Proceedings of the Academy of Natural Sciences*, 109 (9), 3232-3237, DOI: 10.1073/pnas.1109936109.
- [48] www.geoportal.gov.pl

- [49] <https://clc.gios.gov.pl/>
- [50] GUS, 2020, Ochrona środowiska 2020, Główny Urząd Statystyczny, Warszawa
- [51] FIR, 2020, Analiza kształtowania i wykorzystania zasobów wodnych dla celów rolnictwa i obszarów wiejskich, Fundusz Inicjatyw Rrozwojowych, Warszawa.
- [52] Bac S., Rojek M., 1999, Meteorologia i klimatologia w inżynierii środowiska, Wydawnictwa Akademii Rolniczej we Wrocławiu, Wrocław, 314 s.
- [53] www.geoportal.gov.pl
- [54] IMGW, 2020, Rocznik Meteorologiczny 2019, IMGW-PIB, Warszawa.
- [55] IMGW, 2021, Rocznik Meteorologiczny 2020, IMGW-PIB, Warszawa.
- [56] <https://www.waterfootprintassessmenttool.org/>
- [57] <https://www.waterfootprintassessmenttool.org/basins/~100/accounting/table/blue/15>
- [58] Burszta-Adamiak E., Fijałkiewicz W., 2018, Ślad wodny jako wskaźnik zużycia zasobów wodnych w produkcji roślinnej na terenie województwa dolnośląskiego, Inżynieria Ekologiczna, 19 (6), 71-79, DOI: 10.12912/23920629/95281.
- [59] Masik G., 2022, Koncepcja odporności systemów społeczno-ekonomicznych wobec innych aktualnych koncepcji rozwoju oraz uwagi krytyczne, Prace i Studia Geograficzne, 67.2, 7-18, DOI: 10.48128/pisg/2022-67.2-01.
- [60] <https://aerisfuturo.pl/projekt/poprawa-stosunkow-wodnych-w-rolnictwie/>

5.4. Zarządzanie zasobami wodnymi w przypadku niepełnej i niepewnej informacji o systemie wodnogospodarczym, jego elementach i otoczeniu

AUTORZY: BOGDAN OZGA-ZIELIŃSKI, MONIKA BRYŁA, TOMASZ WALCZYKIEWICZ, KATARZYNA KRAJ

Podstawową cechą systemu wodnogospodarczego jest jego złożona struktura, łącząca różne elementy, tj. zasoby wodne, infrastrukturę, procesy sterowania i zarządzania. Jednym z elementów infrastruktury systemu wodnogospodarczego jest ujęcie wody powierzchniowej, będące składową sieci zaopatrzenia ludności i gospodarki w wodę. Wyznaczenie stref ochronnych (w tym ochrony pośredniej) punktu poboru oraz ocena ryzyka spadku jakości wody ze względu na możliwość dostawy zanieczyszczeń są niezbędne dla zapewnienia bezpiecznych dostaw wody. Ocena wymaga przeanalizowania uwarunkowań naturalnych i antropogenicznych, a kluczowym utrudnieniem dla jej wykonania jest niska dostępność danych, cechująca zwłaszcza niewielkie ujęcia. W takich sytuacjach przeprowadzenie oceny ryzyka dla ujęcia wody powierzchniowej możliwe jest poprzez opracowanie modelu wykorzystującego teorię zbiorów rozmytych. Takie podejście pozwala na wykonanie analizy i oceny ryzyka spadku jakości wody w oparciu na wiedzy ekspertów z zastosowaniem technik lingwistycznych w warunkach niskiej dostępności danych. Do analiz wykorzystywane jest oprogramowanie Fuzzy Logic Toolbox w aplikacji MatLab. Struktura modelu rozmytego składa się z trzech głównych części: konwersji danych wejściowych na zbiór rozmyty wraz z określeniem funkcji przynależności (blok fuzyfikacji), określenia reguł oraz ich relacji z funkcjami przynależności (blok wnioskowania), konwersji wyjścia rozmytego na konkretny wynik (blok defuzyfikacji). Biorąc pod uwagę powyższe, opracowano strukturę modelu rozmytego dla zagrożenia zanieczyszczeniem związkami azotu i bakterii z grupy coli. Struktura modelu uwzględnia następujące parametry: wielkość zlewni, napełnienie koryta, punktowy kontrolowany zrzut ścieków, punktowy niekontrolowany zrzut ścieków, obszarowe zrzuty zanieczyszczeń oraz odległość ujęcia wody od źródeł zanieczyszczeń. W celu uzyskania odpowiedniej bazy wiedzy oraz określenia funkcji przynależności wytypowano dwadzieścia ujęć wód powierzchniowych, które zgodnie z przyjętymi założeniami powinny być przedmiotem ankiety przeprowadzonej wśród wybranych ekspertów z zakresu hydrologii i gospodarki wodnej. Wiedza uzyskana dzięki opracowanej ankiecie będzie miała wpływ na określenie funkcji przynależności oraz reguł systemu rozmytego. Opracowany model rozmyty zostanie wykorzystany do oceny jakości wody ujęć powierzchniowych wód w zlewni Czarnej Orawy: 1. Pod Danielkami, 2. Grzesiówka, 3. Pod Polonkom. Przyjmuje się, że docelowo narzędzie stanowić będzie wsparcie merytoryczne w zakresie metod uproszczonych dla potrzeb oceny ryzyka ujęć wód powierzchniowych, wykonywanej metodami bardziej złożonymi, takimi jak model WASP, wymagającymi dużej liczby danych pomiarowych i czasu na budowę modelu.

Wstęp

TEORIA LOGIKI ROZMYTEJ

Klasyczne wnioskowanie, oparte na logice dwuwartościowej i definicji zbioru wprowadzonej w XIX w. przez Georga Cantora, często uniemożliwia miarodajne opisanie rzeczywistości i występujących w niej problemów [1]. W praktyce podejście zero–jedynekowe, operujące jedynie pojęciami prawdy (1) lub fałszu (0), nie oddaje natury zjawisk niejednoznacznych i utrudnia definiowanie stopnia przynależności elementu do danego zbioru [2]. Alternatywę dla logiki Arystotelesa (dwuwartościowej) stanowi logika wielowartościowa,

w której elementom zbioru mogą zostać przypisane wartości inne niż tylko 0 czy 1. W tym ujęciu oceną prawdziwości twierdzenia o przynależności elementu do zbioru nie jest jedynie „prawda” lub „fałsz”, gdyż elementy mogą spełniać przynależność do zbioru w pewnym stopniu, określanym przez funkcję przynależności. W takim przypadku elementom przypisywane są wartości pośrednie, zawierające się w przedziale liczbowym od 0 do 1. Należy jednak pamiętać, że nie każda stopniowalna cecha wyrażana jest liczbowo. Problematycznym w kontekście uzyskania ścisłego wyniku może być wnioskowanie na podstawie danych obarczonych niepewnością lingwistyczną. Aby umożliwić przetwarzanie informacji słownej („ciemne”, „jasne”, „wysokie”, „niskie”, „zimne”, „gorące”), Lofti Zadeh zaproponował pojęcie logiki rozmytej jako swego rodzaju metodę przetłumaczenia etykiet (wartości lingwistycznych) na język Fuzzy Dependency and Command Language (FDCL) [3]. Język FDCL jest centralnym punktem rachunku reguł rozmytych, którego składnia dotyczy formy reguł, podczas gdy semantyka FDCL zajmuje się ich znaczeniem. Logika rozmyta stanowi przykład logiki wielowartościowej, rozszerzenie klasycznego ujęcia, z rozmyciem granic poza poszczególnymi wartościami [4].

W niniejszym opracowaniu teorię zbiorów rozmytych Zadeha [5, 6] proponuje się wykorzystać do określenia zagrożenia i ryzyka hydrologicznymi zjawiskami ekstremalnymi związanymi z występowaniem ekstremalnych wartości przepływu rzecznoego (wezbrania – powódzie, niżówki – susze) i ekstremalnych wartości parametrów jakościowych wody w rzece oraz ich wpływu na bezpieczeństwo funkcjonowania obiektów, z których zbudowany jest system wodnogospodarczy, w sytuacji niepełnej i niepewnej informacji o systemie i jego otoczeniu, w tym niepewności wynikającej ze zmiany klimatu. System wodnogospodarczy można zdefiniować jako układ funkcjonalno-przestrzenny zlewni rzecznej, obejmujący naturalne zasoby wód powierzchniowych i podziemnych, środowisko przyrodnicze, w którym one występują, działania techniczne i nietechniczne umożliwiające kształtowanie tych zasobów oraz powiązania występujące między tymi elementami. Proponowana koncepcja wykorzystania zbiorów rozmytych do wyznaczania zagrożenia i ryzyka w oparciu o lingwistyczną bazę wiedzy ma na celu poprawę bezpieczeństwa i niezawodności działania tego układu. Co ważne, w przypadku systemów złożonych, jakimi są systemy wodnogospodarcze, wskazane podejście ma szczególne znaczenie w procesie planowania budowy nowych elementów systemów, modernizacji już istniejących urządzeń gospodarki wodnej, jak również przy projektowaniu zagospodarowania przestrzennego i użytkowania zlewni rzecznej oraz wykorzystania środków nietechnicznych. Celem teorii zbiorów rozmytych jest sformalizowane wyrażenie niejednoznaczności i niepewności występującej w ocenie działania różnego rodzaju elementów systemu. Logika rozmyta stanowiąca podstawę matematyczną teorii zbiorów rozmytych, a także modelowania rozmytego, naśladuje ludzki sposób wnioskowania, czyli logiczne dochodzenie do konkluzji na podstawie wiarygodnych przesłanek. Modelowanie rozmyte jest stosowane wszędzie tam, gdzie nie posiada się dostatecznej wiedzy o dokładnym funkcjonowaniu systemu i jego elementów lub nie potrafi się zapisać zasad ich funkcjonowania w sformalizowanej postaci matematycznej; a więc wszędzie tam, gdzie zachodzi konieczność podejmowania decyzji w warunkach niepełnej i niepewnej informacji o systemie i jego otoczeniu [5, 6].

SYSTEMY WODNOSPONDARCZE

System wodnogospodarczy cechuje się złożoną strukturą [7], a jego wrażliwość jest zależna od otoczenia oraz elementów, które go budują, m.in. zasobów wodnych, infrastruktury, procesów zarządzania. Jednym z ważniejszych obiektów w systemie wodnogospodarczym jest ujęcie wody powierzchniowej będące częścią sieci zaopatrzenia ludności i gospodarki w wodę. Ponieważ punkt czerpania jest narażony na zanieczyszczenia,

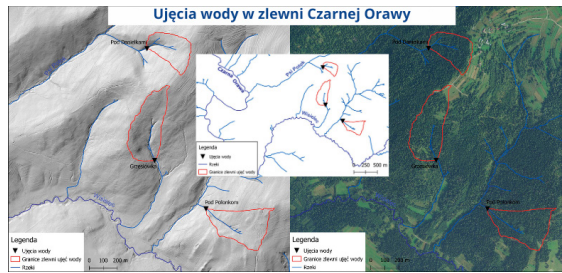
niezbędne jest wyznaczenie stref ochronnych, w tym często terenu ochrony pośredniej, a także opracowanie oceny ryzyka pogorszenia się jakości wody. Ocena ta wymaga przeanalizowania uwarunkowań naturalnych i antropogenicznych, co w przypadku niewielkich ujęć może być utrudnione ze względu na niską dostępność danych. Rozwiązaniem może być wówczas opracowanie modelu wykorzystującego teorię zbiorów rozmytych.

Zagrożenia występujące w systemie wodnogospodarczym mogą być pochodzenia naturalnego lub antropogenicznego, w tym antropotechnicznego. Naturalne są w dużej mierze niezależne od człowieka i często możemy je jedynie monitorować, prognozować i przygotować się na ich wystąpienie oraz próbować łagodzić ich skutki. Zagrożenia antropogeniczne wiążą się z działalnością w dolinie rzeki i na obszarze zlewni, dlatego mogą być w dużym stopniu kontrolowane, a ryzyko w dużej mierze rozpoznane i monitorowane. Zarządzanie ryzykiem zagrożeń naturalnych, do których należą ekstremalne zdarzenia hydrologiczne i meteorologiczne, jest znacznie trudniejsze.

Bezpieczeństwo i niezawodność w aspekcie ochrony naturalnego środowiska zależy w dużej mierze od przemyślanej i zrównoważonej działalności człowieka. Niewłaściwe planowanie działań w zakresie technicznej ochrony przed suszą i powodzią oraz spadkiem jakości wody mogą pogorszyć skuteczność tej ochrony. Tym samym będzie to generowało dodatkowe koszty społeczne, gdyż pomimo poniesionych nakładów inwestycji, nie zostaną spełnione oczekiwania w zakresie bezpieczeństwa społeczeństwa i gospodarczego wykorzystania wody.

MODELOWANIE SYSTEMÓW FIZYCZNYCH

Modelowanie rozmyte systemów fizycznych, do których zalicza się systemy wodnogospodarcze, polega na wyrażeniu ich podstawowych własności stosunkowo łatwo definiowanymi regułami lingwistycznymi, bazującymi na funkcjach i zmiennych lingwistycznych oraz operującymi w obszarze eksperckiej bazy wiedzy. Przybliżenie złożonych systemów za pomocą jakościowych pojęć i operacji lingwistycznych jest znacznie prostsze i efektywniejsze niż ich odtwarzanie przy użyciu formalnych modeli matematycznych, a co najważniejsze zupełnie wystarczające do opisu działania. Używane w tym celu narzędzia nazywane są sterownikami rozmytymi (ang. fuzzy logic controlers), do których zalicza się najczęściej wykorzystywane sterowniki typu Mamdaniego oraz Takago-Sugeno. Sterownik rozmyty jest modelem matematycznym opisanym za pomocą zmiennych lingwistycznych oraz reguł logicznych definiujących dopuszczalne operacje na tych zmiennych. Z matematycznego punktu widzenia sterownik rozmyty aproksymuje pewną funkcję realizowaną przez system rzeczywisty z określoną dokładnością. Działanie modelowego sterownika rozmytego dekomponowane jest na kilka sekwencyjnie realizowanych etapów, które mogą przebiegać według zróżnicowanych zasad i różnych schematów logicznych. W klasycznych sterownikach rozmytych można wyróżnić trzy chronologiczne bloki funkcjonalne odgrywające podstawową rolę w procesie wnioskowania rozmytego – blok rozmywania (fuzyfikacja), wnioskowania (inferencji) i wyostrzania (defuzyfikacji). Blok wnioskowania operuje na rozmytych w bloku rozmywania lingwistycznych zmiennych wejściowych, które zostały zamienione na stopnie spełnienia odpowiednich predyktantów w przesłankach reguł logicznych (funkcji przynależności) znajdujących się w bazie reguł, które odzwierciedlają relacje przyczynowo-skutkowe opisujące badany system lub jego elementy. W bloku wnioskowania następuje uruchomienie każdej reguły, której przesłanki są spełnione, w celu otrzymania zbioru rozmytego będącego wynikiem jej działania. Ostatnim etapem modelu jest blok wyostrzania, na wejściu którego pojawia się zbiór rozmyty z jedną lub wieloma funkcjami przynależności, a produktem jest jedna wartość liczbową będącą odpowiedzią modelu (sterownika) na wymuszenia wejściowe [2, 3].



Rys. 5.4.1. Zlewnie ujęć wód powierzchniowych: Pod Danielkami, Grzesiówka i Pod Polonkom, zlewnia Czarnej Orawy. Opracowanie własne na podstawie Geoportal.gov.pl.

W funkcjonowaniu złożonej struktury systemów wodnogospodarczych, których elementami są ujęcia wód powierzchniowych, może wystąpić wiele zakłóceń stanowiących zagrożenie dla zaopatrzenia ludności w wodę. Narażenie ujęcia powierzchniowego na przedostawanie się zanieczyszczeń, a tym samym ryzyko spadku jakości wody, wymaga podjęcia działań zapobiegawczych w postaci oceny występującego ryzyka, która zgodnie z ustawą Prawo Wodne [8] jest podstawą wyznaczenia stref ochronnych, również strefy ochrony pośredniej. Jednocześnie, w przypadku wielu obszarów informacje niezbędne do przeprowadzenia takiej oceny, na przykład dotyczące naturalnych uwarunkowań oraz czynników antropogenicznych, są niekompletne, niedostępne lub niejednorodne. Z tego względu właśnie zaproponowano model wykorzystujący teorię zbiorów rozmytych. Pozwoli on na wykonanie analizy i oceny ryzyka spadku jakości wody w oparciu o wiedzę ekspertów i w oparciu o opracowaną ankietę z zastosowaniem technik lingwistycznych w warunkach niskiej dostępności danych.

Zakłada się wykorzystanie modelu rozmytego dla ujęć wód powierzchniowych w zlewni Czarnej Orawy: 1. Pod Danielkami, 2. Grzesiówka, 3. Pod Polonkom (rys. 5.4.1). Są to niewielkie ujęcia, o zlewniach nieprzekraczających $0,1 \text{ km}^2$, w zlewni Czarnej Orawy. Reprezentują górne odcinki potoków o charakterze zalesionym i relatywnie niewielkim oddziaływaniu antropopresji (brak rozległej sieci osadniczej oraz rolnictwa). Ocena ryzyka dla zdefiniowanych ujęć wód powierzchniowych zostanie wykonana dla zlewni każdego z ujęć.

Wybór danych wejściowych do modelu

W pierwszej kolejności, dokonano wyboru danych wejściowych do modelu, które stanowią podstawę analizy. Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Zdrowia z dnia 7 grudnia 2017 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi [9], woda dostarczona do użytkownika, w zależności od klasy, musi osiągać wartości progowe szeregu parametrów mikrobiologicznych (grupa A) i fizykochemicznych (grupa B) jak np. bakterie grupy *coli*, formy azotu, organiczne związki chemiczne (pochodne etanu), metale ciężkie oraz wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne. Z uwagi na fakt, że czynniki wpływające na występowanie zanieczyszczeń mogą być bardzo zróżnicowane i złożone, w pierwszym etapie prac zawężono analizę do związków azotu oraz bakterii *Escherichia coli*. W ramach prac badawczych przeprowadzono analizę czynników mogących wpływać na występowanie wybranych zanieczyszczeń w wodach powierzchniowych oraz dokonano selekcji parametrów, które zostaną uwzględnione w modelu. Model docelowo będzie uwzględniał czynniki, mające bezpośredni lub pośredni wpływ na propagację zanieczyszczeń oraz ryzyko ich przedostawania do ujęć wód powierzchniowych w zlewni Czarnej Orawy. Należy do nich zaliczyć: wielkość zlewni, napełnienie koryta, punktowe kontrolowane i niekontrolowane zrzuty ścieków, obszarowe zanieczyszczenia i odległość od źródła zanieczyszczenia do ujęcia wody.

Charakterystyka zlewni stanowiących podstawy opracowanej ankiety dla ekspertów

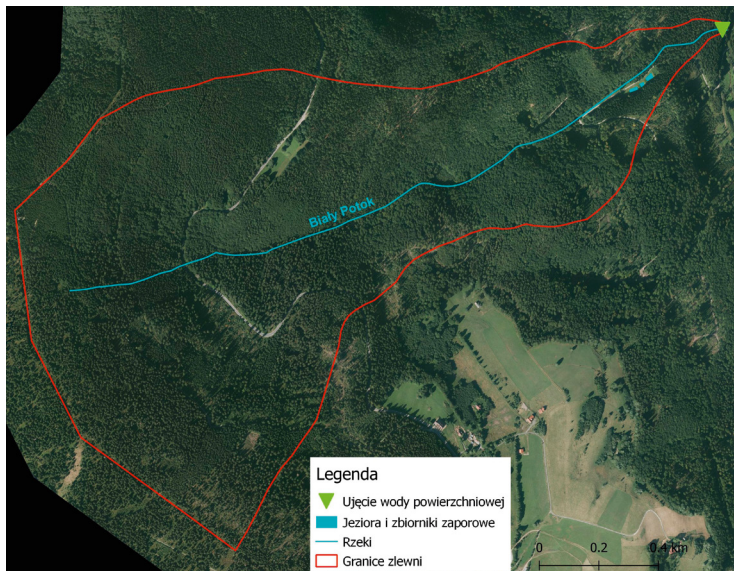
Ponieważ do prawidłowego zastosowania metody niezbędna jest wiedza ekspercka oraz doświadczenie w szacowaniu ryzyka dla zlewni, zdecydowano, że w zaproponowanej ankiecie zlewnia będzie stanowiła podstawową jednostkę, do której swoje opinie będą odnosili wybrani eksperci. Podjęto również decyzję, aby w ankiecie wykorzystać dane odpowiadające rzeczywistym zlewniom ujęć wód powierzchniowych. Dzięki temu ilość oraz jakość dostępnych informacji odpowiadają rzeczywistemu poziomowi danych, jakie można pozyskać planując przeprowadzenie analizy dla istniejącej zlewni ujęcia wód powierzchniowych. W tabeli 5.4.1 zaprezentowano dwadzieścia referencyjnych ujęć wód powierzchniowych, eksploatowanych do celów komunalnych, zróżnicowanych pod względem sześciu wspomnianych czynników, stanowiących podstawę analizy.

Tab. 5.4.1. Ujęcia komunalne wód powierzchniowych wybrane do dla celów ankiety, z podanymi współrzędnymi lokalizacji ujęcia wody X i Y.

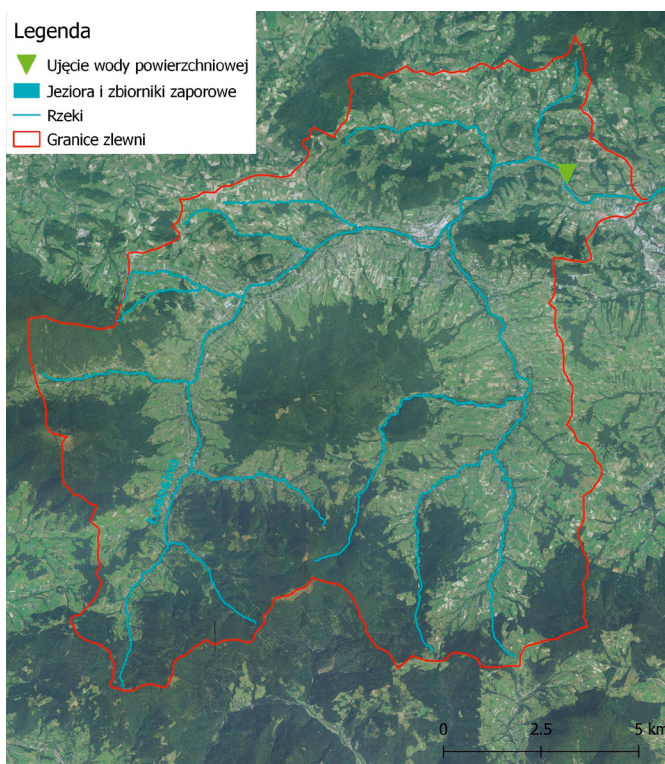
Lp.	Rzeka	Miejscowość	X	Y
1	Łososina	Limanowa	20.370	49.747
2	Wisłoka	Jasło	21.466	49.721
3	Bóbr	Wojanów	15.806	50.883
4	Jasiołka	Zręcin	21.700	49.664
5	Wisłok	Sieniawa	21.931	49.565
6	Iwoniczanka	Iwonicz-Zdrój	21.781	49.553
7	Biały Potok	Duszniki-Zdrój	16.394	50.360
8	San	Medyka	18.550	54.276
9	Kanał Giławy	Pasym	20.817	53.713
10	Radunia	Straszyn	18.550	54.276
11	Jezioro Miedwie	Żelewo	14.872	53.297
12	Pisia Gągolina	Kaczków	20.598	51.983
13	Obrzyca	Sadowa	15.674	52.038
14	Drwęca	Lubicz	18.760	53.028
15	Poroniec	Bukowina Tatrzańska	20.079	49.333
16	Ścieklec	Proszowice/Opatkowice	20.286	50.208
17	Brdą	Bydgoszcz	17.962	53.159
18	Poniczanka	Rabka Zdrój	19.962	49.600
19	Sanka	Kraków	19.823	50.036
20	Biała Tarnowska	Bobowa	20.938	49.709

Wyboru ujęć dokonano w taki sposób, aby w ankiecie mogły zostać uwzględnione zlewnie różnej wielkości, zarówno górskie, jak i nizinne, mające zróżnicowany stopień skanalizowania. W każdym z obszarów występują odmienne zagrożenia. Istotnym było dokonywanie wyboru tak, by nie zostały pominięte również ujęcia i zlewnie reprezentujące warunki utrudniające ocenę ryzyka. Poniżej zaprezentowano krótką charakterystykę przykładowych ujęć.

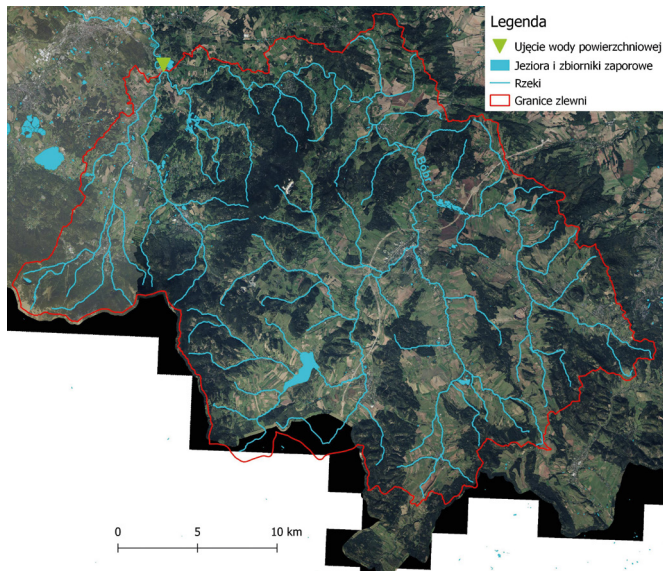
Przykładem zlewni górskiej o niskim stopniu zagospodarowania, praktycznie pozbawionej zabudowy mieszkalnej, jest zlewnia ujęcia w miejscowości Duszniki-Zdrój na Białym Potoku (rys. 5.4.2). Dominują w niej głównie obszary leśne – jest to typowa cecha małych zlewni położonych na południu Polski, które dodatkowo charakteryzują się ograniczoną ilością danych możliwych do wykorzystania podczas analizy. Ujęcie w Dusznikach Zdroju zostało wskazane do udziału w ankiecie również ze względu na podobieństwo do zlewni ujęć testowych



Rys. 5.4.2. Wyznaczona zlewnia na Białym Potoku dla ujęcia w Dusznikach-Zdroju.
Opracowanie własne na podstawie <https://isok.gov.pl/hydroportal.html>.



Rys. 5.4.3. Wyznaczona zlewnia na Łososinie dla ujęcia w Limanowej.
Opracowanie własne na podstawie <https://isok.gov.pl/hydroportal.html>.



Rys. 5.4.4. Wyznaczona zlewnia na rzece Bóbr dla ujęcia w Wojanowie.
Opracowanie własne na podstawie <https://isok.gov.pl/hydroportal.html>.



Rys. 5.4.5. Wyznaczona zlewnia na rzece Ścieklec dla ujęcia w Proszowiczach/Opatkowicach.
Opracowanie własne na podstawie <https://isok.gov.pl/hydroportal.html>.

(rys. 5.4.1). W analizie ryzyka dla tego typu ujęć skorzystanie z metody szczegółowej jest utrudnione lub niemożliwe, rozwiązanie stanowi podejście oparte na logice rozmytej.

Część wybranych ujęć zlokalizowana jest na obszarach objętych w większym stopniu antropopresją, np. w sąsiedztwie zabudowy mieszkalnej. W przypadku ujęcia na rzece Łososinie w miejscowości Limanowa, wyznaczona zlewnia obejmuje tereny o zabudowie rozproszonej (rys. 5.4.3). Część z tych obszarów nie jest podłączona do sieci kanalizacyjnej, powszechnie korzysta się tu ze zbiorników bezodpływowych. Sytuacja ta stanowi potencjalne zagrożenie punktowymi niekontrolowanymi zrzutami ścieków, przy założeniu, że w wielu przypadkach zbiorniki są nieszczelne lub opróżniane w sposób niezgodny z prawem [10]. Jednak nie tylko zrzuty niekontrolowane stanowią zagrożenie dla jakości wody.

Zlewnia rzeki Bóbr z ujęciem w Wojanowie (rys. 5.4.4) jest przykładem zlewni dobrze skanalizowanej. Na jej obszarze zlokalizowane są miejscowości należące do kilku różnych aglomeracji, cechujących się bardzo wysokim stopniem skanalizowania. Zwiększona gęstość zaludnienia zazwyczaj pociąga za sobą podniesione ryzyko generowania kontrolowanych zrzutów punktowych, np. z oczyszczalni ścieków, które mogą stanowić potencjalne niebezpieczeństwo w sytuacjach kryzysowych. Zagrożenie to występuje w zasadzie niezależnie od stopnia skanalizowania, gdyż presje punktowe związane są nie tylko z gospodarką komunalną, ale też z obiektami gospodarczymi czy przemysłowymi.

Należy pamiętać, że zagrożeniem dla jakości wody są także zanieczyszczenia ze źródeł rolniczych. Pola uprawne i ich nawożenie stanowią jedno z najistotniejszych źródeł związków azotu. Przykładem zlewni zlokalizowanej w otoczeniu terenów rolnych jest zlewnia rzeki Ścieklec, z ujęciem zaopatrującym Proszowice oraz Opatkowice (rys. 5.4.5). Stanowi ona reprezentację typu zlewni, dla których istotny będzie zarówno prawdopodobny wpływ zanieczyszczenia ze źródeł obszarowych, jak i zagrożenie zrzutami punktowymi. Ujęcie jest narażone nie tylko na zanieczyszczenia biogenami. Główny problem stanowią pojawiające się w proszowickiej wodzie pitnej bakterie *E. coli*, za których obecność po części odpowiada przestarzała, niewydolna stacja uzdatniania wody [11, 12].

Budowa modelu rozmytego wymaga w pierwszej kolejności zdefiniowania danych wejściowych, które posłużą do opracowania funkcji przynależności dla zbioru rozmytego. W tym przygotowano dwadzieścia zestawów danych wejściowych na podstawie wybranych wcześniej dwudziestu zlewni (20 ujęć referencyjnych), dla których została wykonana charakterystyka w zakresie opracowanych czynników wpływających na ryzyko spadku jakości wody na ujęciu. Odpowiednie grupy danych powiązanych z powyższymi czynnikami wraz z potencjalnymi źródłami pozyskania danych przedstawiono na rysunku 5.4.6.



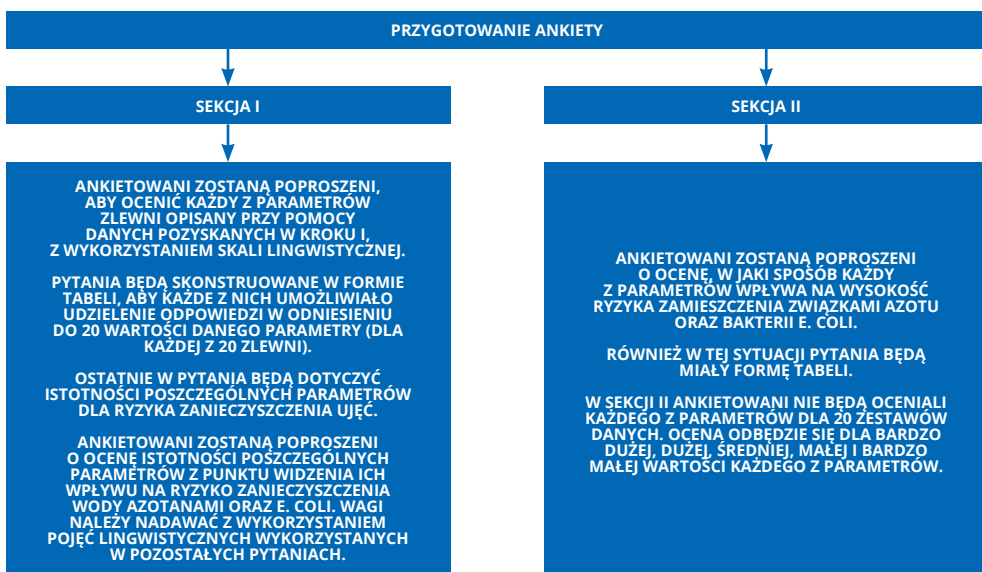
Rys. 5.4.6. Schemat pozyskiwania danych wejściowych do modelu rozmytego.

Opracowanie własne.

Badanie ankietowe

KONCEPCJA STRUKTURY ANKIETY

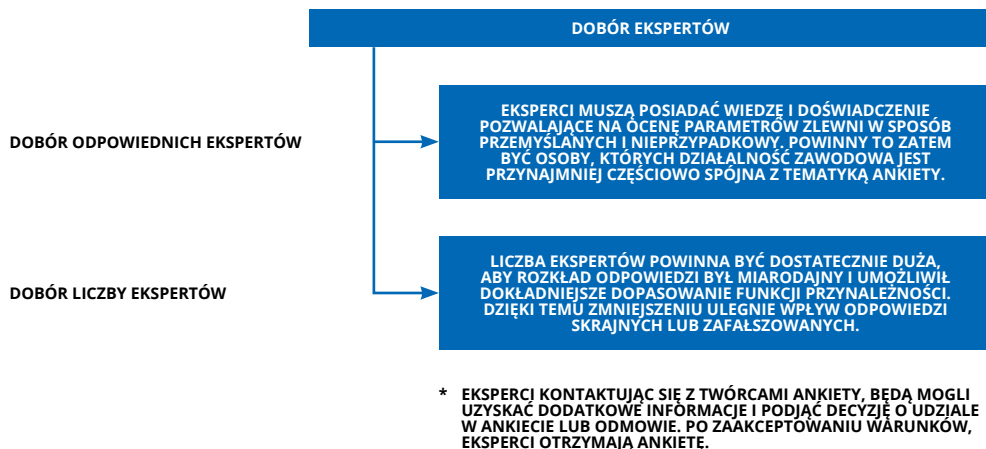
Kolejnym krokiem było przygotowanie struktury ankiety, w której eksperci mają za zadanie określić jak wysokie jest ryzyko zanieczyszczenia wód związkami azotu oraz bakterii *E. coli* w przypadku wystąpienia konkretnych wartości lingwistycznych danej cechy. Dzięki temu możliwe jest wyznaczanie sumarycznego ryzyka dla zróżnicowanych warunków na podstawie dostępnych danych. Ankieta została podzielona na dwie części. W sekcji I eksperci będą mieli za zadanie zaklasyfikować każdy z parametrów zlewni w trzystopniowej skali operując na pojęciach lingwistycznych. Proces ten będzie powtarzany dwudziestokrotnie, gdyż pytania będą dotyczyły zlewni wszystkich ujęć referencyjnych. Następnie w części II ankietowani poproszeni zostaną o nadanie wag poszczególnym parametrom, tj. w jaki sposób każdy parametr wpływa na wysokość ryzyka zanieczyszczenia ujęcia związkami azotu oraz bakterii *E. coli*. Przygotowanie ankiety przedstawiono na rysunku 5.4.7.



Rys. 5.4.7. Schemat przygotowania ankiety. Opracowanie własne.

KONCEPCJA WYBORU EKSPERTÓW

Kolejnym krokiem był wybór ekspertów. Powinni oni posiadać odpowiednią wiedzę i doświadczenie, które pozwoli im na prawidłową ocenę parametrów zlewni. Zatem działalność zawodowa ekspertów musi pokrywać się z tematyką ankiety. Oddzielną sprawą jest wybór liczby ekspertów. Powinna być ona stosunkowo duża, tak aby rozkład odpowiedzi był miarodajny, co pozwoli na dokładne oszacowanie funkcji przynależności modelu rozmytego. Udział ekspertów w ankiecie jest dobrowolny. Mogą oni podczas wypełniania ankiety kontaktować się z osobami przeprowadzającymi badanie ankietowe, co pozwoli na bardziej precyzyjną ocenę parametrów zlewni. Schemat doboru ekspertów przedstawiony jest na rysunku 5.4.8.



Rys. 5.4.8. Schemat doboru ekspertów. Opracowanie własne.

KONCEPCJA PRZEPROWADZENIA BADANIA ANKIETOWEGO

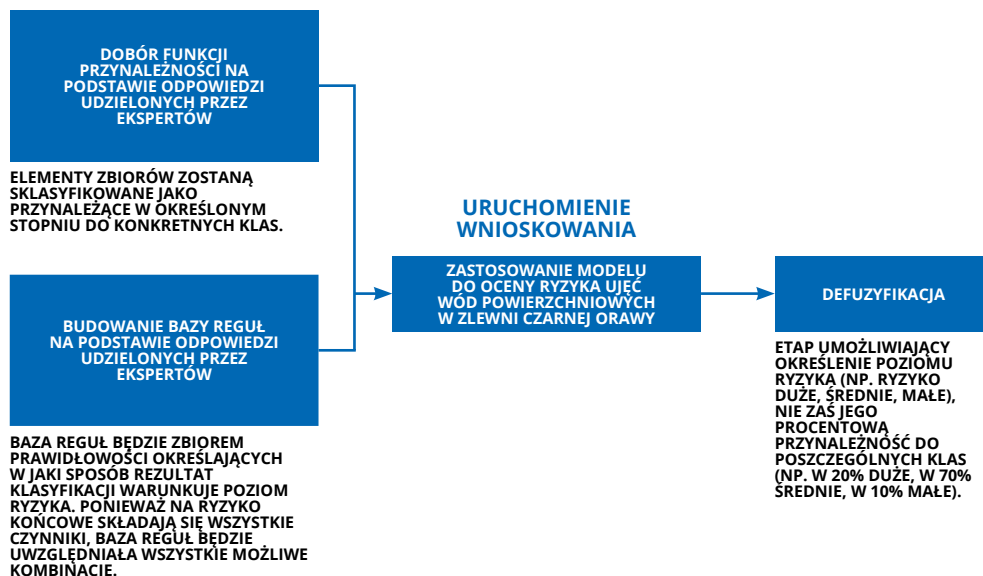
Czwartym krokiem procedury wykonania badania ankietowego jest przesłanie ankiety ekspertom. W tym kroku trzeba spełnić trzy warunki: (i) wraz z ankietą musi być przesłane Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2016/679 z dnia 27 kwietnia 2016 r. w sprawie ochrony osób fizycznych w związku z przetwarzaniem danych osobowych i w sprawie swobodnego przepływu takich danych oraz uchylenia dyrektywy 95/46/WE (ogólne rozporządzenie o ochronie danych RODO), (ii) ustalone muszą być warunki kontaktowania się między ekspertami i osobami przeprowadzającymi badanie ankietowe oraz (iii) ustalony termin zwrotu ankiety, tak aby eksperci mieli wystarczająco dużo czasu na wypełnienie i jednocześnie aby badanie ankietowe zbyt długo nie przedłużało się. Powyższe kwestie przedstawiono na rysunku 5.4.9.



Rys. 5.4.9. Schemat warunków przesłania ankiety ekspertom. Opracowanie własne.

Wyniki

Po spełnieniu powyższych czterech kroków związanych z przeprowadzeniem badania ankietowego, będzie możliwe przystąpienie do budowy modelu rozmytego z wykorzystaniem danych pozyskanych w kwestionariuszu. Schemat budowy modelu przedstawiono na rysunku 5.4.10. Tak przygotowany model wnioskowania rozmytego, wraz z przygotowaną bazą reguł, zostanie zastosowany jako metoda oceny ryzyka spadku jakości wody spowodowanej wystąpieniem nadmiernej ilości związków azotanowych i zwiększonej liczby bakterii *E. coli*. dla ujęć wód powierzchniowych w zlewni Czarnej Orawy (rys. 5.4.1).



Rys. 5.4.10. Schemat budowy modelu rozmytego. Opracowanie własne.

W podrozdziale 5.2 opisano metodę szczegółową oceny ryzyka spadku jakości wody na ujęciu, opartą na modelowaniu jakości wody z wykorzystaniem modelu WASP (Water Quality Analysis Simulation Program) [13]. W wielu przypadkach, szczególnie w małych, niekontrolowanych zlewniach, nie jest możliwe zgromadzenie wystarczających danych wejściowych do tego typu modelu, stąd też niezbędne jest zastosowanie rozwiązania, które przy ograniczonych zasobach informacji pozwoli uzyskać maksymalnie reprezentatywny wynik analizy. Zastosowanie modelu rozmytego umożliwi wykonanie oceny ryzyka w sytuacjach niskiej dostępności danych wejściowych. W tym celu określono zestaw podstawowych czynników mogących wpływać na ryzyko spadku jakości wody na ujęciu. Wykorzystanie danych wejściowych o wysokiej dostępności w skali Polski, jak np. numeryczny model terenu, pozwoli na uzyskanie aplikacyjności modelu w dowolnym regionie kraju – w tym także ujęć wód powierzchniowych poza siecią pomiarową WIOŚ oraz IMGW-PIB. Satisfakcjonujące wyniki oceny ryzyka pozwoliły na szerokie zastosowanie proponowanego modelu w analizie ryzyka w obszarach niekontrolowanych. Model rozmyty może także stanowić rozwiązanie „wstępnej oceny” dla obszarów, które docelowo będą wymagać analizy metodą szczegółową (bardzo duże zlewnie), tj. jako rozwiązanie dopasowane do przypadków niskiej dostępności danych, gdy nie można przeprowadzić oceny metodą szczegółową.

Analizy będą prowadzone z wykorzystywaniem modelu Fuzzy Logic Toolbox w aplikacji MatLab. Jest to zestaw narzędzi umożliwiających projektowanie systemów logiki rozmytej, dających możliwość automatycznego dostosowania reguł wnioskowania oraz funkcji przynależności. Model rozmyty składa się z trzech głównych etapów – bloków [14]:

Blok fuzyfikacji to etap obejmujący rozmycie danych wejściowych, czyli określenie ich stopnia przynależności do poszczególnych zbiorów rozmytych (zmiennych lingwistycznych). Na zmiennych lingwistycz-

nych dokonywane są różnego rodzaju operacje, mające na celu koncentrację lub rozszerzenie wartości funkcji przynależności. Otrzymane wartości stanowią dane wejściowe do kolejnego etapu modelowania – bloku wnioskowania.

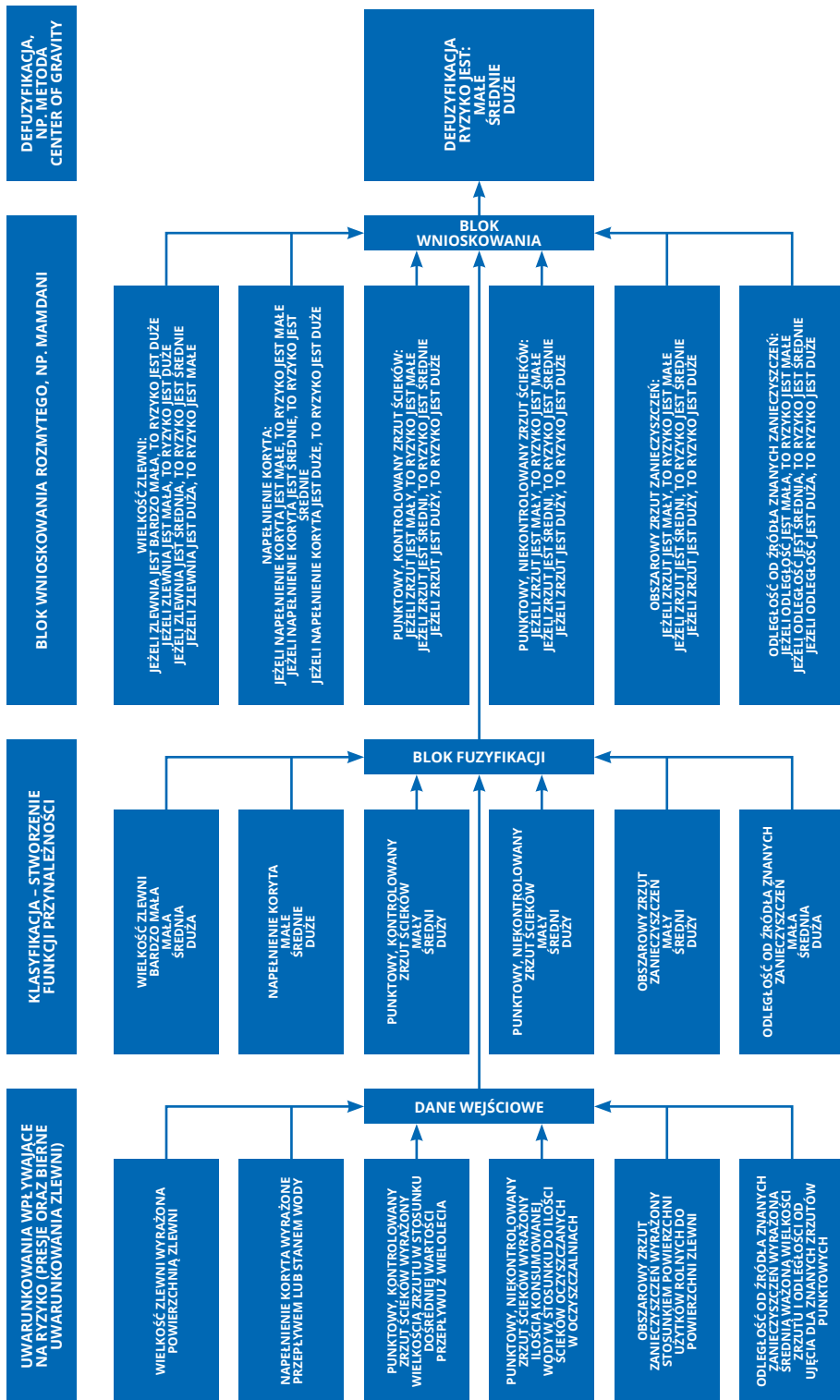
Blok wnioskowania to etap, w którym niezbędna jest wiedza o badanym obiekcie oraz doświadczenie osoby kontrolującej i przeprowadzającej proces wnioskowania. Wnioskowanie prowadzone jest na podstawie przygotowanej bazy reguł, budowanej wg instrukcji warunkowych. Przesłanki (instrukcje warunkowe) stanowią podstawę do określenia zachowania obiektu w przypadku zaistnienia poszczególnych warunków na wejściu. Do utworzenia bazy reguł, opisujących zależności najlepiej oddające rzeczywistość i dopasowanych do celu analizy, konieczna jest umiejętność przewidywania scenariuszy. Z tego względu na etapie wnioskowania niezbędne może okazać się skorzystanie z pomocy ekspertów. Danymi wyjściowymi są wynikowe funkcje przynależności, które jednocześnie stanowią dane wejściowe do bloku defuzyfikacji.

Blok defuzyfikacji jest ostatnim etapem, w którym rozmyty wynik w postaci wynikowej funkcji przynależności konwertowany jest na wartość liczbową. Spośród wielu istniejących metod defuzyfikacji, rekomendowaną do stosowania modelu Fuzzy Logic Toolbox jest metoda Mamdaniego. Rozwiązanie to uznawane jest za najbardziej naturalne do zastosowań w logice rozmytej [15].

Zgodnie z powyższą koncepcją modelu rozmytego, utworzonego na potrzeby przeprowadzenia analizy ryzyka spadku jakości wód na ujęciu, uwzględniono czynniki istotne z punktu widzenia najpowszechniej występujących skażeń azotanami i bakterią *E. coli* (rys. 5.4.11). Jako uwarunkowania, istotne z punktu widzenia ryzyka, wybrano parametry takie jak: wielkość zlewni, napelnienie koryta, punktowy kontrolowany zrzut ścieków, punktowy niekontrolowany zrzut ścieków, obszarowy zrzut zanieczyszczeń oraz odległość pomiędzy ujęciem a źródłem znanych zanieczyszczeń.

Powierzchnię zlewni wyznaczono na podstawie Mapy Hydrograficznego Podziału Polski 1:10000 oraz Numerycznego Modelu Terenu, z wykorzystaniem narzędzi GIS. Napelnienie koryta zostało wyrażone przepływem (stanem wody) na podstawie Centralnej Bazy Danych Historycznych (CBDH) IMGW-PIB. W przypadku zlewni niekontrolowanych, napelnienie koryta zakłada się obliczać metodą podobieństwa zlewni. Dane dotyczące obiektów uwalniających ścieki do środowiska w kontrolowany sposób uzyskano z analizy presji, wykonywanej w ramach aktualizacji planów gospodarowania wodami. Dodatkowym źródłem informacji o wielkości kontrolowanego zrzutu ścieków są pozwolenia wodnoprawne obiektów mogących generować obciążenia, np. oczyszczalnie. Jednym z kluczowych zagrożeń jakości wody na ujęciach są zbiorniki bezodpływowe. Według danych publikowanych w 2021 r. przez Najwyższą Izbę Kontroli (NIK) ponad 80% ścieków pochodzących z nieruchomości nieposiadających podłączenia do kanalizacji jest wprowadzana do środowiska bez wcześniejszego oczyszczenia [10]. Odsetek ten jest na tyle duży, iż na potrzeby analiz przyjęto założenie, że każdy zbiornik bezodpływowy powinien być traktowany jako nieszczelny. Z uwagi na zróżnicowaną dostępność danych na temat rozmieszczenia zbiorników bezodpływowych, ocena ilości zrzucanych ścieków będzie mieć złożony charakter.

Przeprowadzono analizę wstępną dostępnych źródeł danych oraz możliwości ich wykorzystania. Podstawowym źródłem informacji o zbiornikach są Uchwały Rad Gmin oraz Krajowy Program Oczyszczania Ścieków, określające wielkość ładunku zanieczyszczeń generowanych przez obiekty niepodłączone do sieci kanalizacyjnej oraz liczbę tych obiektów. Utrudnienie analizy stanowi fakt, że dane te, o ile są dostępne, publikowane są dla jednostek administracyjnych (gminy, aglomeracje), których granice nie pokrywają się z granicami zlewni. Ze względu na to, na podstawie Bazy Danych Obiektów Topograficznych oraz danych o uzbrojeniu terenu



Rys. 5.4.11. Schemat modelu rozmytego, przygotowanego na potrzeby do analizy możliwości spadku jakości wody na ujęciu w wyniku zanieczyszczenia bakterią E. coli i biogenami. Opracowanie własne.

w Geoportalu (sieć kanalizacyjna, sieć wodociągowa), wykonywana jest dodatkowa analiza możliwego rozmieszczenia zbiorników w zlewni ujęcia. Zdobyta w ten sposób wiedza na temat umiejscowienia obszarów bez podłączenia do sieci oraz założenie, że większość zbiorników nie jest we właściwy sposób opróżniana, pozwolą na oszacowanie wielkości zanieczyszczeń uwalnianych do środowiska powyżej ujęć. Podstawą do określenia obszarowego zrztu zanieczyszczeń, zdefiniowanego na potrzeby analizy jako stosunek powierzchni użytków rolnych do powierzchni zlewni, będzie baza Corine Land Cover 2018 oraz oprogramowanie GIS. Odległość od źródła znanych zanieczyszczeń zostanie wyznaczona jako średnia ważona wielkości zrztu i odległości punktu zrztu od ujęcia. W analizie będą brane pod uwagę wyłącznie presje zlokalizowane powyżej ujęcia.

Aby można było wykonać ocenę ryzyka spadku jakości wody w obszarach testowych, niezbędne jest opracowanie funkcji przynależności dla zbioru rozmytego. W tym celu zgromadzono dane dla wspomnianych wyżej dwudziestu ujęć referencyjnych, dla których została wykonana charakterystyka w zakresie opracowanych czynników wpływających na ryzyko. Na podstawie pozyskanych danych wyznaczona zostanie funkcja przynależności najlepiej oddająca ich rozkład. Właściwy dobór kształtu funkcji przynależności wymaga przeprowadzenia klasyfikacji danych w oparciu o wiedzę ekspertów. Ponieważ logika rozmyta operuje na wartościach lingwistycznych a nie liczbowych, istotność poszczególnych parametrów powinna zostać oceniona na podstawie doświadczenia i praktycznej wiedzy. W tym celu zostanie zastosowana wspomniana wcześniej metoda ankietyzacji, w której osoby posiadające szeroką wiedzę w tematyce oceny ryzyka spadku jakości wody w rzekach i na ujęciach ocenią wysokość zagrożenia dla różnych scenariuszy. Ankietyzacja zostanie wykonana z wykorzystaniem rzeczywistych danych, zebranych dla dwudziestu zlewni, wybranych tak, aby stanowiły zróżnicowaną próbę badawczą. Kwestionariusz został podzielony na dwie części. W sekcji I eksperci będą mieli za zadanie zaklasyfikować każdy z parametrów zlewni w trzystopniowej skali operując na pojęciach lingwistycznych. Proces ten powtarzany jest dwudziestokrotnie, gdyż pytania dotyczą zlewni wszystkich ujęć referencyjnych. Następnie ankietowani poproszeni zostaną o nadanie wag poszczególnym parametrom, które klasyfikowali w tej części ankiety. Po uzupełnieniu sekcji przez wszystkich respondentów, rozkład ich odpowiedzi zostanie przedstawiony w formie wykresu punktowego. Na podstawie rozmieszczenia punktów, dobiera się kształt funkcji przynależności najlepiej oddających uzyskany rozkład. Dobrane funkcje pozwolą na zbudowanie klasyfikacji zbioru rozmytego. Pytania sekcji II umożliwią budowanie bazy reguł i ocenę wpływu określonego czynnika na zagrożenie spadkiem jakości wody na ujęciu. Zadanie ekspertów będzie określenie, jak wysokie jest ryzyko zanieczyszczenia wód związkami azotu oraz bakterii *E. coli* w przypadku wystąpienia konkretnych wartości lingwistycznych danej cechy. Dzięki temu możliwe będzie wyznaczanie sumarycznego ryzyka dla zróżnicowanych warunków na podstawie dostępnych danych. Tak przygotowany model wnioskowania rozmytego, wraz z przygotowaną bazą reguł, zostanie zastosowany jako metoda oceny ryzyka dla ujęć wód powierzchniowych w zlewni Czarnej Orawy (rys. 5.4.1).

Podsumowanie i wnioski

Ocenę ryzyka spadku jakości wody dla ujęć wód powierzchniowych zawężono do dwóch parametrów, tj. bakterii *E. coli* oraz azotanów, które są najczęstszymi zanieczyszczeniami wód powierzchniowych. Przygotowano badanie ankietowe i wybrano dwadzieścia zlewni referencyjnych, na podstawie których zostaną utworzone funkcje przynależności służące opracowaniu struktury modelu rozmytego i wykonaniu obliczeń dla zlewni niezależnych. Aktualnie obowiązująca Ustawa Prawo wodne w zakresie stref ochronny pośredniej ujęć wód wymaga przeprowadzenia analizy ryzyka dla ujęć wód powierzchniowych [8]. Analiza ta stanowi podstawę wyznaczania strefy

ochrony pośredniej. W podrozdziale 5.2 opisano podstawy metody szczegółowej oceny ryzyka spadku jakości wody na ujęciu z wykorzystaniem modelu WASP. Jednak w przypadku wielu zlewni wykonanie tej analizy byłoby bardzo kosztowne z uwagi na brak danych pomiarowych wymaganych do kalibracji i walidacji modelu, a następnie przeprowadzenia symulacji z wykorzystaniem modelu. Stąd potrzeba opracowania tzw. „metody uproszczonej”, która pozwoliłaby na wykonanie analizy ryzyka w obszarach o niskiej dostępności danych. Podstawowym założeniem proponowanej metody jest relatywnie małe zapotrzebowanie na szczegółowe dane pomiarowe, co w założeniu pozwoli na szeroką aplikacyjność modelu.

Źródła

- [1] Kamble A.J., Pratham H., Rithe S., 2021, A comprehensive survey on classical set to fuzzy set, *Advances in Fuzzy Sets and Systems*, 26 (1), 61-75, DOI: 10.17654/FS026010061.
- [2] Omar A., Ali M., Ali A., Sumait B.S., 2015, Comparison between the effects of different types of membership functions on fuzzy logic controller performance, *International Journal of Emerging Engineering Research and Technology*, 3 (3), 76-83.
- [3] Dernoncourt F., 2013, *Introduction to fuzzy logic*, Massachusetts Institute of Technology.
- [4] <https://ww2.mathworks.cn/help/fuzzy/what-is-fuzzy-logic.html>
- [5] Rutkowska D., Piliński M., Rutkowski L., 1999, *Sieci neuronowe, algorytmy genetyczne i systemy rozmyte*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 410 s.
- [6] Chmielowski W.Z., 2013, *Sterowanie rozmyte w inżynierii środowiska*, Wydawnictwo Politechniki Krakowskiej, Kraków, 290 s.
- [7] Ozga-Zieliński B., 2015, *Bezpieczeństwo i niezawodność systemów hydrologicznych*, *Prace Naukowe Politechniki Warszawskiej – Inżynieria Środowiska*, 69, 126 s.
- [8] Dz.U. 2017 poz. 1566, *Ustawa z dnia 20 lipca 2017 – Prawo Wodne*, ISAP.
- [9] Dz.U. 2017 poz. 2294, *Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 7 grudnia 2017 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi*, ISAP.
- [10] NIK o zanieczyszczeniu wód ściekami pochodzącymi z obszarów nieskanalizowanych, 2021, <https://www.nik.gov.pl/aktualnosci/zanieczyszczenia-wod-sciekami-pochodzacyimi-z-obszarow-nieskanalizowanych.html> (dostęp 17.04.2024).
- [11] Proszowice. Woda z miejskich studni nie jest do picia, 2015, <https://dziennikpolski24.pl/proszowice-woda-z-miejskich-studni-nie-jest-do-picia/ar/9118509> (dostęp 17.04.2024).
- [12] Proszowice. Za kilkanaście miesięcy stacja uzdatniania wody ma się zmienić nie do poznania, 2022, <https://dziennikpolski24.pl/proszowice-za-kilkanascie-miesiecy-stacja-uzdatniania-wody-ma-sie-zmienic-nie-do-poznania/ar/c1-16542927> (dostęp 17.04.2024).
- [13] EPA, *Water Quality Analysis Simulation Program (WASP)*, United States Environmental Protection Agency, <https://www.epa.gov/hydrowq/water-quality-analysis-simulation-program-wasp> (dostęp 17.04.2024).
- [14] Iancu I., 2012, A Mamdani type fuzzy logic controller, [w:] *Fuzzy Logic-Controls, Concepts, Theories and Applications*, E.P. Dadios (red.), 325-350, DOI: 10.5772/36321.
- [15] Czabański R., Jeżewski M., Leski J., *Introduction to fuzzy systems*, [w:] *Theory and Applications of Ordered Fuzzy Numbers*, P. Prokopowicz, J. Czerniak, D. Mikołajewski, Ł. Apiecionek, D. Śl zak (red.), *Studies in Fuzziness and Soft Computing*, 356, Springer, 23-43, DOI: 10.1007/978-3-319-59614-3_2_23-43.

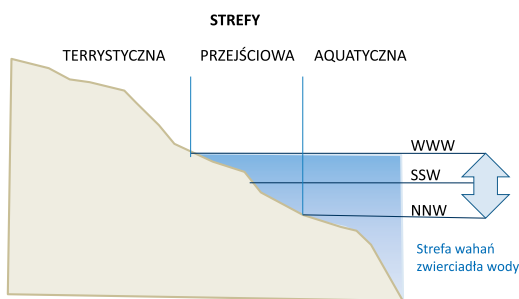
6. ROZWÓJ METOD BADANIA ZASOBÓW WODNYCH JEZIOR

AUTORZY: BARBARA NOWICKA

Jeziora są ważnym źródłem wody. Metody badania ich zasobów są ciągle doskonalone, powstają nowatorskie zastosowania już istniejących narzędzi, nie ma jednak konsensusu co do uniwersalnych technik pozwalających na przeprowadzanie dokładnych i opłacalnych pomiarów całych akwenów. W obliczu nasilającej się antropopresji i zmieniającego się klimatu, rozwój metod badawczych pozwalających wiarygodnie ocenić zasoby wodne jezior może być kluczowy.

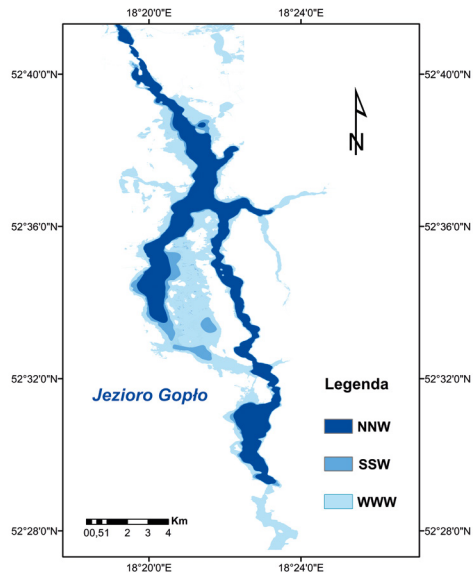
Wraz ze wzrostem populacji ludności zwiększa się zapotrzebowanie na wodę. Jednocześnie, w wyniku antropopresji obserwuje się niekorzystne zmiany w jakości i ilości dostępnych zasobów, a zachodząca współcześnie zmiana klimatu problem ten jeszcze zaostrza. W efekcie rośnie ryzyko częstszych i bardziej dotkliwych niedoborów wody [1].

Zasoby wodne jezior najczęściej są odnoszone do średniego stanu wody SSW i określa się je jako zasoby statyczne. Jednakże, informacja ta nie uwzględnia zmian retencji. Stąd, dodatkowo oblicza się zasoby dynamiczne występujące w przypowierzchniowej warstwie akwenu i ograniczone ekstremalnymi stanami wody WWW i NNW [2] – rys. 6.1. i 6.2. Wielkość zasobów statystycznych zależy od ukształtowania misy jeziornej i tradycyjnie jest oceniana na podstawie planów batymetrycznych. Obliczenie zasobów dynamicznych jest dużo trudniejsze, albowiem niezbędne są dodatkowe informacje o zmienności poziomu wody w zbiorniku wodnym. Co więcej, dostępna batymetria nie zawsze obejmuje misę jeziorną przy maksymalnych stanach wody. Stąd, bardzo ważne staje się zobrazowanie ukształtowania strefy przybrzeżnej. Pominięcie tej strefy może znacząco wpłynąć na ocenę wielkości zasobów wodnych jeziora. Skrajnym przykładem może być porównanie zmian objętości jeziora Gopło w wieloletnim okresie 1981-2021. Przy średnim stanie wody wartość ta wynosiła 78497 tys. m³, zaś przy maksymalnym wzrosła do 107167 tys. m³. Powierzchnia jeziora podczas najwyższego poziomu wody wzrosła o ponad 36% [3].



Rys. 6.1. Zmiany zasięgu zwierciadła wody w przekroju poprzecznym misy jeziornej.

Już w na początku ubiegłego wieku doceniano konieczność rozpoznania zasobów wodnych jezior. Z upływem lat zmieniały się możliwości techniczne i metodyka wykonywanych badań, co oczywiście utrudnia porównywanie wyników pomiarów [4-6]. Poniżej zamieszczono przegląd rozwoju badań limnometrycznych w Polsce.



Rys. 6.2. Ekstremalne zmiany zasięgu jeziora Gopło w latach 1981-2021 [3].

Źródła

- [1] Mekonnen M.M., Hoekstra A.Y., 2016, Four billion people facing severe water scarcity, *Science Advances*, 2 (2), DOI: 10.1126/sciadv.15003.
- [2] Borowiak D., 2017, Zasoby i bilans wodny jezior, [w:] *Hydrologia Polski*, P. Jokiel, W. Marszelewski, J. Pociask-Karteczka, PWN, Warszawa.
- [3] Nowicka B., 2022, Badania zmian morfologicznych i hydrologicznych jezior, (w:) *Raport roczny FBW-9 Deskrytory zmian morfologicznych i hydrologicznych (w warunkach niekontrolowanych) w aspekcie planowania i gospodarowania zasobami wodnymi*, (kierownik proj. M. Adyńkiewicz), IMGW-PIB Wrocław (materiały arch.).
- [4] Pan Z., Glennie C., Fernandez-Diaz J.C., Shrestha R., Carter B., Hauser D., Sartori M., 2016, Fusion of bathymetric LiDAR and hyperspectral imagery for shallow water bathymetry. [w:] *2016 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, 3792-3795, DOI: 10.1109/IGARSS.2016.7729983.
- [5] Yeu Y., Yee J.J., Yun H.S., Kim K.B., 2018, Evaluation of the accuracy of bathymetry on the Nearshore coastlines of Western Korea from satellite altimetry, multi-beam, and airborne bathymetric LiDAR, *Sensors*, 18 (9), DOI: 10.3390/s18092926.
- [6] Parrish C.E., Magruder L.A., Neuenschwander A.L., Forfinski-Sarkozi N., Alonzo M., Jasinski M., 2019, Validation of ICESat-2 ATLAS bathymetry and analysis of ATLAS's bathymetric mapping performance, *Remote Sensing*, 11 (14), DOI: 10.3390/rs11141634.
- [7] Bandini F., Olesen D.H., Jakobsen J., Kittel C.M.M., Wang S., Garcia M., Bauer-Gottwein P., 2018, Bathymetry observations of inland water bodies using a tethered single-beam sonar controlled by an unmanned aerial vehicle, *Hydrology and Earth System Sciences*, 22 (8), 4165-4181, DOI: 10.5194/hess-22-4165-2018.

6.1. Przegląd badań limnimetrycznych w Polsce

AUTORZY: BARBARA NOWICKA, TOMASZ HESSE, BOGUMIŁ NOWAK

Niniejszy rozdział ma charakter metodyczny i dotyczy rozwoju technik wykonywania planów batymetrycznych. W opracowaniu sięgnięto do badań historycznych, kiedy to powoli tworzone zaplecze techniczne do realizowania tego typu pomiarów. Następnie uwzględniono prace prowadzone po zakończeniu II wojny światowej, związane z szeroko zakrojoną inwentaryzacją zasobów wodnych jezior w nowych granicach Polski. Prześlędzono również współczesne trendy badawcze związane z rozwojem zdalnych technik pomiarowych.

Historia badań

Jak podaje Lencewicz [1], pierwsze sondowanie głębokości jeziora zostało wykonane w końcu XVII wieku w jeziorze Wlk. Kiekrzkim (współczesna nazwa Jez. Kierskie), zlokalizowanym na północny zachód od Poznania. Jednak znaczący wzrost zainteresowania badaniami morfometrycznymi przypada na przełom XIX i XX wieku, gdy polscy badacze zajęli się szczegółowymi pomiarami stawów tatrzańskich. Sondowania tych jezior rozpoczął Dziewulski [36]. W latach 1871-1881 wykonał on w Tatrach badania morfometryczne siedmiu stawów, a w 1881 r. opisał zastosowaną metodę mierzenia głębokości wody. Po ponad 25 latach pomiary batymetryczne w tym regionie wznowili Kończca i Sawicki [1]. W latach 50. XX wieku prace te były kontynuowane przez Szaflarskiego [2] i Śliwierskiego z ośrodka krakowskiego [3] i są powtarzane współcześnie [4, 5]. Poza stawami tatrzańskimi pomiary batymetryczne realizowano także na jeziorach regionu poznańskiego. Początkowo byli to głównie badacze związani z niemieckimi zakładami geologicznymi. Nieco później do badań limnologicznych włączył się Zakład Geograficzny Uniwersytetu Poznańskiego [1]. Większość planów batymetrycznych wykonanych pod koniec XIX i na początku XX przedstawiono na pruskich mapach geologicznych¹¹ [1, 6, 7].

Po odzyskaniu przez Polskę niepodległości zaczęto realizować wcześniejszą (1911) inicjatywę Sawickiego dotyczącą inwentaryzacji jezior. W 1926 r. Lencewicz wraz z pracownikami Zakładu Geograficznego Uniwersytetu Warszawskiego przedstawił kwerendę badań jeziornych w ówczesnych granicach kraju. Zespołowi Lencewicza udało się zebrać informacje morfometryczne na temat 6659 jezior o powierzchni powyżej 1 ha. Ze względu na ograniczone środki finansowe, dane opracowano w formie kartoteki z podstawowymi opisami kartometrycznymi odczytanymi ze źródeł kartograficznych [8]. Jak podaje Kondracki [3], w tym czasie posiadano informacje o batymetrii 850 mis jeziornych, co stanowiło zaledwie 13% akwenów.

W 20-lecie międzywojennym badania batymetryczne były wykonywane jedynie dla wybranych grup jezior i prowadzone głównie przez geografów w ośrodkach uniwersyteckich oraz pracowników Dyrekcji Lasów Państwowych [3, 9]. Przykładem takich prac są badania 40 jezior na Pojezierzu Gostyńskim prowadzone w latach 1921-1929 przez zespół Lencewicza [10]. W tym czasie metody pomiarów znacznie różniły się od współczesnych. Co więcej, jak wskazuje Lencewicz, metodyka wykonywania planów była niespójna, a dokładność poszczególnych zdjęć zależała „(...) nie tylko od użytych instrumentów, ale też od dostępności brzegów, możliwości bytowania na miejscu, a nawet jakości łódek” [9]. Zaplecze techniczne systematycznie uzupełniano. Można przyjąć, że od 1926 r. sprzęt pomiarowy został skompletowany, a pozyskane plany batymetryczne stały się bardziej wiarygodne.

¹¹ Geologische Karte von Preussen 1:25 000 Pr. Geolog. Landesamt, Berlin.

Do najlepiej zbadanych w tym okresie Kondracki [3] zaliczył jeziora tatrzańskie, suwalskie, gostyńskie i poleskie. Niestety, podczas II wojny światowej duża część wyników badań jeziornych została zniszczona.

Po zakończeniu działań wojennych wzmożono badania limnologiczne. Już w 1946 r. Wydział Spraw Naukowych Polskiego Towarzystwa Geograficznego (PTG) poparł inicjatywę utworzenia nowego katalogu obejmującego jeziora znajdujące się w zmienionych granicach Polski. Prace podjął Oddział Warszawski PTG pod kierunkiem Kondrackiego i Instytut Geograficzny Uniwersytetu Poznańskiego pod kierunkiem Majdanowskiego [8]. W efekcie w latach 1951-1953 opublikowano *Katalog Jezior Polskich*. W 13 zeszytach zamieszczono dane dotyczące 9296 jezior naturalnych o powierzchni powyżej 1 ha. Pominięto stawy, zbiorniki powstałe ze spiętrzenia rzek oraz starorzecza [8]. Dane kartometryczne były opracowywane na podstawie dostępnych map topograficznych 1:25000 i 1:100000. W katalogu tym można znaleźć również informacje o wykonanych planach batymetrycznych inwentaryzowanych zbiorników wodnych. Jak wskazuje Choiński [11], wadą tego opracowania był fakt, że wyjściowe źródła informacji kartograficznej powstawały w różnych okresach trzydziestolecia 1900-1930, co ma wpływ na porównywalność danych limnometrycznych o poszczególnych akwenach. Opisany katalog był głównym źródłem informacji o morfometrii jezior do lat 80. ubiegłego wieku, kiedy to Choiński zweryfikował, uzupełnił i zestawiał dane o 7081 jeziorach w 3-tomowym *Katalogu Jezior Polskich* [12, 13, 14]. Opracowania kartometryczne wykonał na podstawie jednorodnych podkładów topograficznych w skali 1:50000 z około 1975 r., wykonanych w odwzorowaniu PUW 1965 i w odniesieniu do poziomu Kronsztad. Po wojnie prowadzono również niezależne, szczegółowe badania terenowe nad batymetrią wybranych jezior. Jak podaje Kondracki [3], w większości wykonywali je przedstawiciele różnych ośrodków naukowych i branżowych¹². Przykładem mogą być prace zespołu Stangenberga z Katedry Limnologii i Rybactwa we Wrocławiu nad morfometrią misy Jeziora Charzykowskiego [15].

„Pomiary batymetryczne wykonywano w zimie 1948 r. z lodu. Na domiarach prowadzonych co 50 względnie 100 metrów prostopadle do magistrali (tyczonej środkiem wzdłuż największej długości jeziora) bito otwory w lodzie co 40 m, przy brzegu co 10 i 20 m, sondując głębokość przy pomocy windy Altmana. Poślizg linki stalowej był praktycznie minimalny, co sprawdzano wielokrotnie w ciągu pomiarów, winda nie obmarzała, a ciężar sondy był zaopatrzony w talerz tak, że nie zanurzał się w muł. Tyczenie magistrali i domiarów odbywało się przy pomocy teodolitu. Kontur jeziora uzyskano przez połączenie krańcowych punktów domiarów. Zatoki i półwyspy wyznaczano przy pomocy domiarów dodatkowych. Mając do dyspozycji parę koni i siedmiu robotników (trzech do bicia otworów dwóch do tyczenia) mierzono przy lekkim mrozie i dobrej widoczności, zależnie od głębokości jeziora. Od 60 do 100 ha dziennie. Łącznie wykonano około 7000 sondowań. Pomiary długości domiarów wykonywano taśmą stalową. Wyniki codziennych pomiarów porządkowano systematycznie każdego wieczoru nanosząc je na odrębny plan”. [15]

Powojenne prace limnologiczne nie były początkowo koordynowane przez jednostkę nadrzędną. W tym czasie Skibniewski [17] postulował zebranie istniejących rękopisów planów batymetrycznych i archiwizowanie ich w Państwowym Instytucie Hydrologiczno-Meteorologicznym (PIHM)¹³. Kompletowanie planów

¹² Jak wspomniano wcześniej, ośrodek krakowski prowadził badania limnometryczne w Tatrach oraz na kilku jeziorach mazurskich. Pojezierze było przede wszystkim kierunkiem zainteresowań limnologów warszawskich. Na Uniwersytecie Warszawskim kontynuowano również tradycje eksploracji Pojezierza Gostyńskiego [9], a z czasem włączono do badań jeziora Borów Tucholskich. W ośrodku lubelskim zespół Wilgata prowadził pomiary na Pojezierzu Łęczysko-Włodawskim. W ośrodku łódzkim Pietkiewicz zajął się badaniem jezior kujawskich. Z kolei ośrodek poznański tradycyjnie eksplorował Nizinę Wielkopolsko-Kujawską oraz Pojezierze Pomorskie. Do badań tego regionu z czasem przyłączył się ośrodek w Gdańsku. Wschodnią częścią Pojezierza Pomorskiego zajął się ośrodek toruński. Tamtejsi limnologzy prowadzili też pomiary na jeziorach Pojezierza Chełmińskiego. Ośrodek wrocławski wyróżnił się pomiarami jez. Ślawskiego i stawów karkonoskich. Po latach, na Uniwersytecie Śląskim, Jankowski i Rzętała [16] rozpoczęli badania antropogenicznego pojezierza GOP.

¹³ Dzisiejsze IMGW-PIB.

batymetrycznych jezior sondowanych w Polsce rozpoczęto dopiero w 1953 r. Gromadzono je w ramach Oddziału Warszawskiego PTG [3]. Podstawowym mankamentem zbieranych materiałów był nadal brak jednolitej metodyki pomiarowej, a przez to ograniczona porównywalność wyników. Problem ten został dostrzeżony w PIHM i w 1947 r. wydano na potrzeby Państwowej Służby Hydrologicznej obszernie *Wskazówki do hydrologicznego badania jezior*. Zostały one opracowane przez Skibniewskiego [17] i miały stanowić zaczyn do dalszej dyskusji metodycznej. W opracowaniu tym znalazło się szerokie omówienie sposobu wykonywania pomiarów batymetrycznych. Jednak dopiero prace prowadzone na przełomie lat 50. i 60. w Instytucie Rybactwa Śródlądowego (IRŚ) w Olsztynie zaowocowały opracowaniem 2500 planów batymetrycznych wykonanych według spójnej metodyki. Została ona opublikowana w grudniu 1957 r. w *Instrukcji do prac nad zagospodarowaniem jezior* [18]. Według zaleceń Instrukcji IRŚ plany były opracowywane na podstawie pomiarów batymetrycznych wykonywanych z łodu. Sondowania głębokości prowadzono w otworach bitych w łodzie w węzłach siatki kwadratów o bokach 50 m, a w trudnych przypadkach co 100 m. Pomiarów wykonywano za pomocą liny stalowej na kołowrocie obciążonej sondą do pomiaru mułu. Szkic pomiarowy wykonywano na papierze milimetrowym w skali 1:2000. Na szkicu zaznaczano wszystkie otwory wybite w łodzie wraz z głębokością oraz domiary do brzegu lub pasa szuwaru.

Plany batymetryczne IRŚ do dziś stanowią podstawę wielu opracowań dotyczących oceny zasobów wodnych jezior. Dane te zostały również ujęte w *Katalogu Jezior Polskich* opracowanych przez Choińskiego [12-14], a następnie w 3-tomowym *Atlasie Jezior Polskich* przygotowanym w Instytucie Meteorologii i Gospodarki Wodnej (IMGW) pod red. Jańczaka [19-21]. W atlasie tym opublikowano m.in. uproszczone plany batymetryczne 2913 jezior o powierzchni powyżej 10 ha. Plany batymetryczne IRŚ zostały zgeneralizowane do skali 1:25000¹⁴. Dla jezior nie ujętych w badaniach IRŚ wykonano w latach 80. pomiary uzupełniające [22]. Badania te były wykonywane z łodzi¹⁵, przy wykorzystaniu najnowszych jak na owe czasy metod pomiaru głębokości¹⁶. Uczestniczyły w nich trzy ekipy z ośrodków IMGW w Poznaniu, Słupsku i Białymstoku. Ponadto, w atlasie zamieszczono plany wykonywane na dodatkowe zlecenia (np. na jeziorach województwa konińskiego na zlecenie ówczesnego wojewody konińskiego).

Pomiary batymetryczne IMGW do *Atlasu Jezior Polskich* (1996-1998) prowadzone były najczęściej z pontonu, który był wyposażony w pawęż umożliwiającą podczepienie sondy. Na małych jeziorach o nieskomplikowanej kształcie misy jeziornej wykonywano jeden przekrój podłużny i jeden poprzeczny oraz szukano głębozczków. Przy większych akwenach wykonywano jeden przekrój podłużny i kilka lub kilkanaście przekrojów poprzecznych oraz szukano głębozcza/głębozczków. Pomiarów realizowano do linii szuwarów lub do miejsca, w którym możliwe było zanurzenie łodzi z silnikiem. Od tego miejsca domierzano się teodolitem do brzegu. Liczba przekrojów poprzecznych ustalana była metodą ekspercką – brano pod uwagę kształt misy jeziornej, informacje uzyskane od okolicznych mieszkańców i użytkowników akwenu oraz bieżące wyniki badań uzyskiwane w trakcie realizacji pomiarów. Azymut linii przepływu ustalono za pomocą kompasu i punktów charakterystycznych widocznych na mapach topograficznych w skali 1:10000. Dane zawarte w *Atlasie Jezior Polskich* zostały wykorzystane przy próbie budowy *Interaktywnego atlasu limnologicznego*, w którym zestawiono zasoby informacyjne dotyczące ponad 1000 jezior o powierzchni powyżej 50

¹⁴ Z wyjątkiem jez. Gopło i Miedwie.

¹⁵ Dla większości małych jezior badanych w IMGW zastosowano uproszczoną siatkę sondowań.

¹⁶ Echosonda Raytheonon Company So. San Francisco model DE-719.

ha [23]. Przełom XX i XXI wieku zaowocował rozwojem nowych technologii pomiarowych, stwarzających dodatkowe możliwości obrazowania ukształtowania misy jeziornej wraz ze strefą przybrzeżną aquatyczną, przejściową i terrystyczną (rys. 6.1). Dało to silny impuls do rozwoju badań limnometrycznych. Zaczęto testować i wdrażać zdalne techniki pomiarowe z wody, pokrywy lodowej i z powietrza. Plany batymetryczne są tworzone przez liczne ośrodki. Brak jednak jeszcze spójnych zaleceń uwzględniającej nowe możliwości pomiarowe.

Przegląd stosowanych metod limnometrycznych

Niezależnie od przyjętych rozwiązań, przy badaniu morfometrii misy jeziornej konieczne jest zaplanowanie i przeprowadzenie następujących prac:

1. Zebranie dostępnych materiałów kartograficznych (mapy topograficzne, plany gruntowe i geodezyjne, zdjęcia lotnicze itp.) w celu wstępnego określenia zarysu jeziora.
2. Zaplanowanie rozmieszczenia i pozycjonowanie w terenie sieci punktów pomiarowych.
3. Wykonanie pomiarów głębokości.
4. Weryfikacja linii brzegowej i strefy przybrzeżnej wraz z określeniem bezwzględnej wysokości zwierciadła wody.
5. Kameralne opracowanie planów batymetrycznych.

AD. 1

Wstępne wyznaczenie linii brzegowej na potrzeby konstrukcji planu batymetrycznego i późniejszej weryfikacji sezonowej zmienności zasięgu jeziora wymaga zgromadzenia dostępnych materiałów kartograficznych. Najlepiej, aby materiały źródłowe były w jak najdokładniejszej skali. Te nie zawsze były w jednakowym stopniu dostępne. Dotyczy to szczególnie I połowy ubiegłego wieku. Do opracowań limnometrycznych wykorzystywano przeważnie mapy topograficzne w skali 1:25000 oraz 1:100000 (rys. 6.1.1).



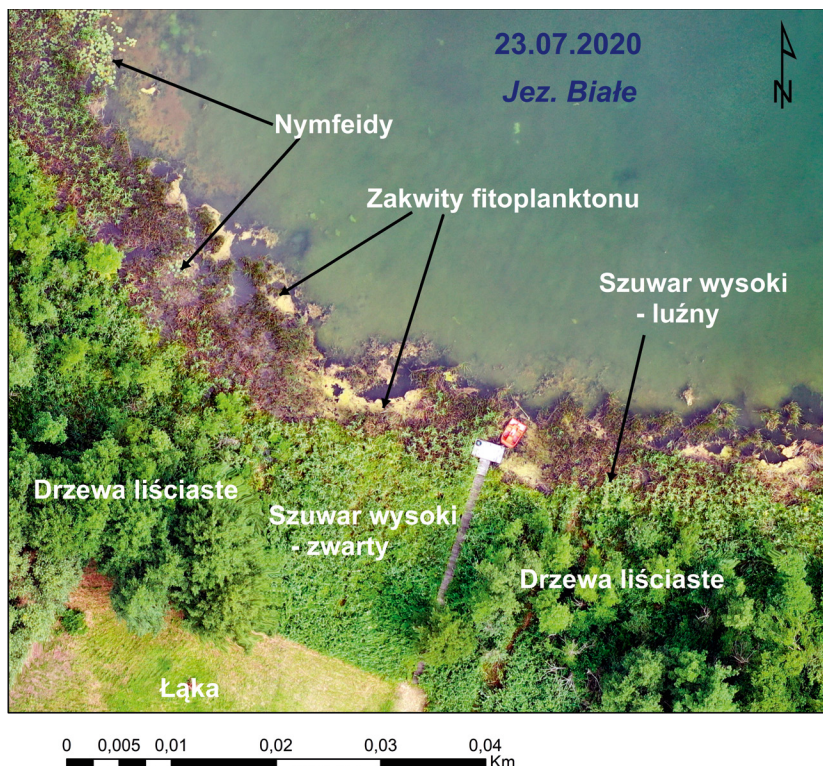
Rys. 6.1.1. Powiększone fragmenty Map Taktycznych Polski Arkuszy Gostynin 1:100000 z różnych lat wydania WIG. Źródło: Zasoby kartograficzne WGSU UW.



Rys. 6.1.2. Przykłady trudności w wizualnej ocenie przebiegu linii brzegowej jeziora. Fot. B. Nowicka.

Jak podawał Lencewicz [10], zarys jezior przetwarzano do docelowej skali opracowania poprzez kilkukrotne powiększenie mapy. Wyznaczany na ich podstawie zarys brzegów jeziora weryfikowano na podstawie map katastralnych lub gruntowych. Często materiały te były uproszczone, co wymuszało przeprowadzenie oceny eksperckiej na podstawie wizji terenowej, a i ta może budzić wątpliwości. Dotyczy to szczególnie niedostępnych brzegów porośniętych szuwarem bądź osłem lub występowania mokradeł (rys. 6.1.2).

Jak pisze Lencewicz, „Do sprawdzania zarysu linii brzegowej posługiwaliśmy się też planami gruntowymi, o ile były dla nas dostępne. Ponieważ jednak zazwyczaj przedstawiają one jeziora inaczej, niż mapy topograficzne, przeto opieraliśmy się na tym źródle, które wzbudzało więcej zaufania. A więc jezioro Czarne rysowane zostało z planu gruntowego, na jeziorze Krzewenckiem powierzchnię do obliczeń wzięto z takiego planu, ale zarys brzegów z mapy topograficznej; kiedy indziej znów te dwa źródła różniły się tak znacznie, że trzeba było coś częściowo poprawiać, lub robić nowe zdjęcie”. [10]



Rys. 6.1.3. Zdjęcie strefy brzegowej Jez. Białego z bezałogowego statku powietrznego.

Oprac. B. Nowicka, J. Jóźwiak, J. Chormański.

Współcześnie różnorodność materiałów wyjściowych stwarza nowe możliwości. Wśród dostępnych opracowań należy wymienić mapy topograficzne w skali 1:10000, cyfrową Mapę Podziału Hydrograficznego Polski (MPHP) czy zdjęcia lotnicze. Szczególnie te ostatnie budzą duże zainteresowanie. Jednakże, ogólnodostępne ortofotomapy pozyskane ze zdjęć lotniczych z zasobów Państwowego Zakładu Geodezji i Kartografii (PZGiK) nie zawsze przedstawiają obraz z jednego nalotu. Standardowa rozdzielczość obrazów (piksel 25 m × 25 cm) bywa niewystarczająca, przez co w szczegółach bywają one niewyraźne i trudne do interpretacji. Cień rzucany przez przeszkody pionowe (drzewa, budynki) ogranicza możliwości precyzyjnego wyznaczenia linii brzegowej. Co więcej, zależy on od wysokości słońca podczas przelotów samolotu. Ponadto, często niemożliwe jest określenie rzędnych zwierciadła wody jeziora w chwili wykonywania zdjęć. Dotyczy to szczególnie jezior niekontrolowanych hydrometrycznie. Zapobiegać temu może jednoczesna niwelacja zwierciadła wody, co w praktyce oznacza konieczność wykonania nalotów zamawianych. Od dostępnych zdjęć lotniczych znacznie dokładniejsze są ortofotomapy (rys. 6.1.3) wykonane na podstawie pomiarów fotogrametrycznych bezałogowych statków powietrznych (drony), dające zobrazowanie jeziora z bliskiego zasięgu [24]. Dane tego typu mogą być przydatne do oceny przebiegu linii brzegowej oraz stopnia zagospodarowania i zarostania jezior. Z drugiej strony nie da się ich wykorzystać do oceny wysokości zwierciadła wody oraz głębokości jezior w strefie przybrzeżnej, co stwarza kłopoty w uzyskaniu wiarygodnych modeli 3D strefy przybrzeżnej jeziora [25].

AD. 2

Do wykonania dokładnego planu batymetrycznego jeziora niezbędne jest rozpoznanie kształtu dna na całej jego powierzchni. Wybór miejsc sondowania powinien być uzależniony od wielkości akwenu i zróżnicowania morfometrycznego dna. Ważne są przy tym takie cechy rzeźby misy jeziornej jak: nieregularność dna, występowanie wysp i progów rozdzielających jezioro na baseny, występowanie stożków napływowych, strefy gwałtownych spadków dna oraz płytkich, miejscami silnie zarośniętych stref brzegowych. Możliwości pomiarowe w dużym stopniu zależą od warunków wykonywania pracy.

Rezultaty sondowań w dużym stopniu wynikają z liczebności i reprezentatywności punktów pomiarowych [28]. W pracach Lencewicza [10] i Skibniewskiego [17] można znaleźć zalecenia dotyczące gęstości wykonywania pomiarów (tab. 6.1.1).

Tab. 6.1.1. Zalecana gęstość sondowania w pierwszej połowie XX wieku.

Powierzchnia jeziora w ha	Liczba sondowań/km ²	
	Wg Schültze* za Lencewiczem (1929)	Wg Skibniewskiego (1947)
<50	100-200	150-200
50-100	100	150
100-200	50-100	150-100
200-1000	30	100-50

Dobre efekty w pozycjonowaniu i zwiększaniu gęstości punktów pomiarowych dało wdrożenie pomiarów z lodu. Przykładem tego może być pierwszy plan batymetryczny Jeziora Charzykowskiego [15]. Przy jego opracowaniu wykonywano z lodu ponad 500 sondowań na 1 km². Współcześnie te żmudne prace terenowe zaczęto zastępować nowymi technikami pomiarowymi. Wraz z ich rozwojem zwiększały się możliwości zagęszczania sondowań i ich pozycjonowania. Po wprowadzeniu technik akustycznych można osiągać częstotliwość pomiaru głębokości do 4 sygnałów na sekundę. Pozwala to na wyeliminowanie błędnych lub wątpliwych odczytów w czasie pomiarów, które są nieodłącznym problemem w czasie pomiarów głębokości. Przykładowo, współczesny plan batymetryczny Jeziora Charzykowskiego został wykonany na podstawie 268 tys. punktów pomiarowych, tj. 20600 pkt na 1 km² [26]. Innym jeszcze bardziej wymownym przykładem może być Jezioro Kierskie o powierzchni 300 ha, którego plan batymetryczny wykonano na podstawie 40570 punktów pomiarowych [27].

Kolejnym ważnym czynnikiem determinującym końcową precyzję odwzorowania kształtu dna jest sposób wyznaczenia szlaków pomiarowych – ścieżek pomiarów [28, 29]. Standardowe zasady lokalizacji punktów sondażowych wymagają wykonywania pomiarów w siatce równopowierzchniowych kwadratów nałożonej na zarys linii brzegowej. Werner-Więckowska [29] zwróciła uwagę na zniekształcenia przebiegu izobat podczas procedur interpolacyjnych prowadzonych w takim układzie siatki punktów. W związku z powyższym przedstawiła propozycję wprowadzenia przy pomiarach z lodu sieci trójkątów równobocznych. Ta metoda jednak w praktyce nie znalazła szerszego zastosowania.

Lange [28] zalecał wytypowanie głównego profilu pomiarowego pokrywającego się z osią jeziora. Proponował oznaczanie w terenie jego przebiegu za pomocą tyczek na przeciwległych brzegach. Na tej bazie wytyczano ciągi poprzeczne w odstępach co 50 m, na których można odznaczać kolejne punkty (na odcinkach 50 m). Jak wskazuje Lencewicz [10], we wcześniejszych opracowaniach często przyjmowano inne odległości



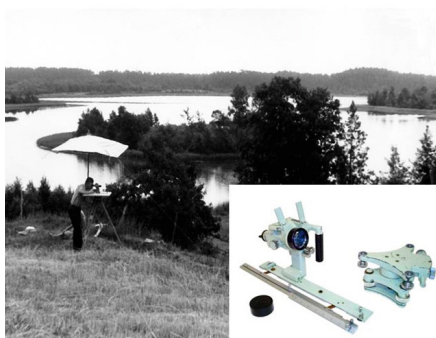
Rys. 6.1.4. Sondowanie profilu poprzecznego jeziora wzdłuż rozciągniętej linii z pływakami.

Fot. B. Nowicka.

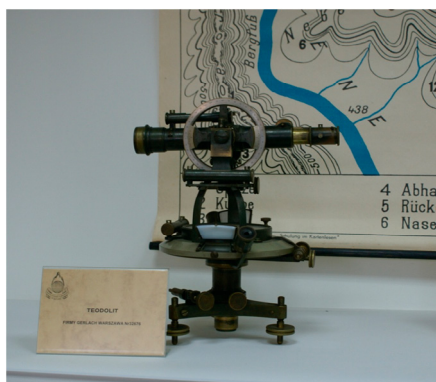
między wytypowanymi punktami (od 10 do 300 m). Uzależniano to od złożoności kształtu i wielkości powierzchni zwierciadła wody. W praktyce przy mniejszych zbiornikach wodnych, o nieskomplikowanym kształcie misy, wykonywano jeden przekrój podłużny i jeden poprzeczny oraz szukano głębozka [22].

Jak wynika z przeglądu historii metod wykonywania planów batymetrycznych, pozycjonowanie punktów sondowania w terenie było jednym z trudniejszych i bardzo pracochłonnych zadań. Od początku badań limnimetrycznych pomiary były wykonywane z lodu (bardziej precyzyjne) lub z wody. Przy pomiarach z lodu odległości pomiędzy punktami mierzono cechowaną taśmą metalową, a kąty proste wyznaczano za pomocą węgielnicy [10]. Sytuacja była znacznie trudniejsza w przypadku pomiarów z łodzi. W zeszłym wieku częstą praktyką mierzenia odległości pomiędzy poszczególnymi punktami sondowań było liczenie uderzeń wiosel o wodę. Na mniejszych jeziorach rozciągano liny na ponumerowanych pływakach zawieszonych w odmierzonych odstępach (jak na rys. 6.1.4) lub naciągniętą na dwóch bębnoch na przeciwległych brzegach. Kierunek takiego ciągu (linii sondowań) wyznaczany był na mapie topograficznej przy pomocy busoli.

Wprowadzenie do badań batymetrycznych instrumentów geodezyjnych przeznaczonych do pomiarów kątów (poziomych i pionowych) zdecydowanie zwiększyło dokładność pozycjonowania punktów sondażowych. Początkowo były to pomiary stolikowe z wykorzystaniem kierownicy (rys. 6.1.5) [30]. Jak wskazuje Skibniewski [17], zdjęcia stolikowe większych jezior wymagają wielokątowania i obchodzenia ze stolikiem całego akwenu. W przypadku mniejszych zbiorników wodnych stosowano metodę wciąć. Do pomiarów używano też teodolity optyczne (rys. 6.1.6). Ustawienie urządzeń na brzegu jeziora po obu stronach linii bazowej pozwala na mierzenie z obu stron kątów do punktu pomiarowego, a przez to jego dokładną lokalizację graficzną. Urządzenia te miały ograniczenia – mogły być stosowane przy niewielkiej szerokości jeziora [28]. Teodolity optyczne zostały wyparte przez teodolity elektroniczne wyposażone w dalmierz (tachimetr) – rys.



Rys. 6.1.5. Pomiary stolikowe z wykorzystaniem kierownicy. Fot. B. Horodyski.



Rys. 6.1.6. Teodolit optyczny. Fot. B. Horodyski.



Rys. 6.1.7. Pozycjonowanie pontonu pomiarowego przy wykorzystaniu tachimetru elektronicznego Nikon. Fot. B. Nowicka.

6.1.7. To znacząco uprościło prace terenowe. Przy dobrych warunkach atmosferycznych (dobra widoczność) pomiary odległości osiągają 2-3 km. W prezentowanych metodach warunkiem osiągnięcia pożądanego celu jest dostępność brzegu.

Kolejnym narzędziem upraszczającym namierzanie punktów sondażowych są techniki nawigacji satelitarnej GNSS (Global Navigation Satellite Systems). Wykorzystanie nowoczesnych odbiorników satelitarnych do



Rys. 6.1.8. Ruchoma antena DGPS zamontowana na rufie łodzi. Fot. B. Nowicka.

pracy w technice GNSS RTK (Real Time Kinematic), w tym RTN (Real Time Network) lub DGNSS (Differential GNSS), pozwala na śledzenie śladów przejazdu łodzi i precyzyjne wyznaczanie pozycji sondowania w układzie współrzędnych geograficznych (rys. 6.1.8).

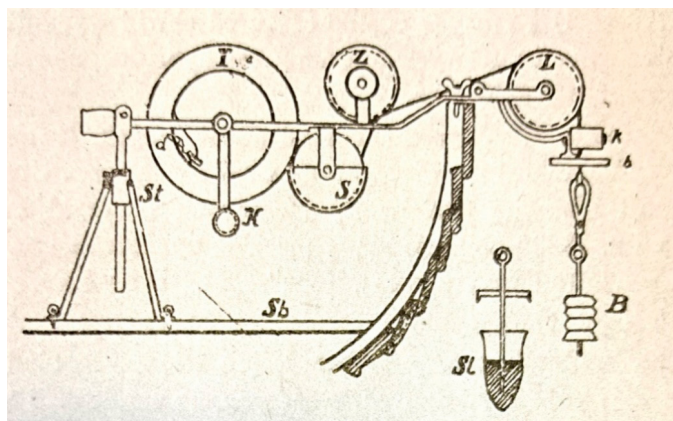
Jakość pozycjonowania w układzie współrzędnych GUGiK1992 przy pomiarach pozycji metodą DGNSS pozwala na uzyskanie dokładności decymetrowych, podczas gdy wykorzystanie systemu RTK/RTN umożliwia ustalenie lokalizacji w dokładności odczytu pozycji nieprzekraczającej kilku centymetrów, co na mapie w skali 1:1500 jest wartością niemierzalną.

Wymogiem prawidłowego przeprowadzenia pomiarów jest zgranie zapisu cyfrowego pozycji ruchomego odbiornika sygnału z sondowanymi punktami pomiarowymi. W celu integracji zapisów głębokości i danych z systemu pozycjonowania tworzone jest oprogramowanie umożliwiające korelację danych z obu systemów pomiarowych. Ma to ponadto ułatwić proces opracowania obserwacji [31-33].

Rozwój współczesnych możliwości technicznych, pozwalających na łatwe pozycjonowanie sondowanych punktów i precyzyjne ustalanie ścieżek pomiarów umożliwia dowolne ich zagęszczanie. Wyjątek stanowią porośnięte roślinnością szuwarową płytkie strefy brzegowe [33]. Pomimo faktu, że wielu limnologów zwraca uwagę na konieczność eksploracji tych obszarów, ograniczenia techniczne utrudniają tam przeprowadzenie zaawansowanych pomiarów.

AD. 3

Na przestrzeni lat metody sondowania głębokości jeziora zmieniały się. Pomiarzy te zaczynało się od opuszczania ciężarków zawieszonych na linie konopnej lub nierozciągliwej linie stalowej. Dziewulski w 1881 r. opisał zastosowanie do pomiarów 2,5-kilogramowej kuli ołowianej [36]. Z czasem zaczęto wprowadzać różne modyfikacje tego rodzaju sprzętu. Miały one umożliwić równoczesny pomiar głębokości i pobór próbek osadów wyściełających miś jeziorną (np. sonda Belloc'a czy ołowianka Dybowskięgo). Pomysłowość badaczy była duża. Na przykład stosowano wkłęsłe od spodu ciężarki, które smarowano lojem. Gdy zostały opuszczone na dno jeziora, przyklejał się do nich zalegający tam osad. Wraz z upływem czasu udoskonalano sposób mechanicznego pomiaru głębokości sprzężonego z poborem osadu. Zaczę-



Rys. 6.1.9. Schemat sondy mechanicznej Richtera [15].

St – trójnóg przymocowany do ławki; T – oś kołowrotu z przyczepioną liną stalową; K – korba; S – koło pomocnicze z naczyniem wypełnionym tłuszczem; Z – kółko licznikowe; L – krążek kierowniczy; k – kauczukowy przyrząd hamujący; b – podwójna szczotka; B – ciężarek (zwykły); Sl – wymienny ciężarek żelazny do poboru osadów dennych z drewniana pokrywką opadającą w chwili poboru próbki.

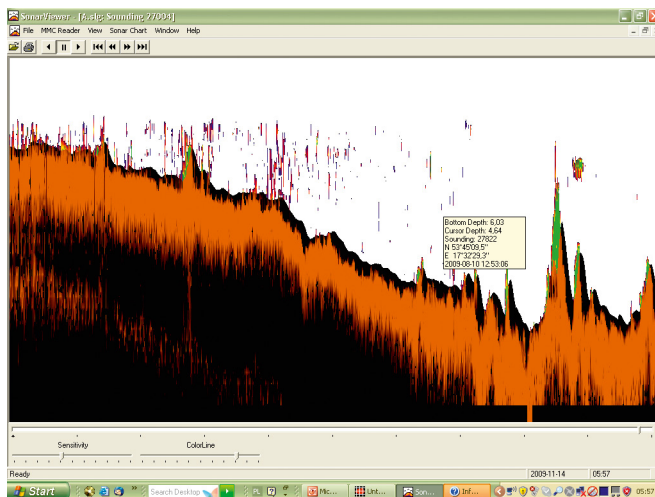


Rys. 6.1.10. Echosonda Raythenvon Company So. San Francisco model DE-719. Fot. B. Nowak.

to używać sond zawieszonych na kołowrotach z mechanicznym licznikiem. Szczegółowy schemat jednej z nich (system Richtera) zilustrował Skibniewski [17] – rys. 6.1.9. System ten ułatwiał pomiary zarówno z łódki, jaki z sań na pokrywie lodowej.

Kolejnego przełomu w pomiarach głębokości jeziora dokonano, wprowadzając sondy akustyczne, w których rejestrowano odbicie fal dźwiękowych od dna. Początkowo echosondy te były stosowane do badań morskich i nastawione na identyfikację dna na znacznych głębokościach. Pierwsze echosondy w Polsce miały analogowy zapis wyników pomiaru na papierze (rys. 6.1.10). Opracowanie takiego materiału było żmudne i pracochłonne. Ciągły zapis przyrządu wymagał tworzenia reperów i geodezyjnego namierzenia położenia przyrządu w chwili zapisu.

Współcześnie echosonda składa się nie tylko z zespołu nadawczo-odbiorczego, ale również z przenośnego komputera. Zapis pomiarów przechowywany jest w postaci cyfrowej, co znacząco ułatwia przetwarzanie



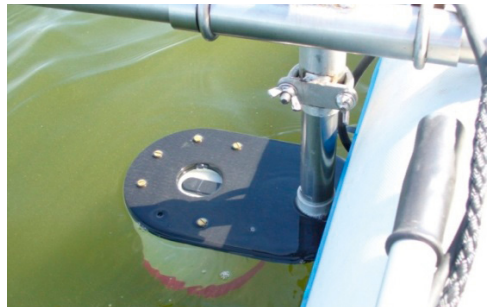
Rys. 6.1.11. Obraz sondowanego dna w programie SonarView. Oprac. K. Skompski, B. Nowicka.

danych. Nowoczesne oprogramowanie wykorzystane do obsługi sond ma wyeliminować problemy, takie jak: falowanie powierzchni wody, fałszywe echo, niestabilność łodzi w czasie pomiarów czy niekontrolowaną interferencję fali odbitej. Do każdego typu echosondy dedykowane jest inne specjalistyczne oprogramowanie, a te wciąż są ulepszone. Powstają również oprogramowania dodatkowe. Dla przykładu, przy występowaniu nieskonsolidowanych osadów dennych typu sapropel do detekcji i identyfikacji dna przydatne jest oprogramowanie Echosounder Operator Station Seafloor Information System SEABEC (Kongsberg), które pozwala na eliminację zakłóceń w odczycie dna, wskazując prawdopodobną głębokość dna właściwego. Dokładność takiego odczytu jest ściśle powiązana z miąższością osadów półpłynnych oraz stopniem konsolidacji osadów dna właściwego. Korzystanie z tego oprogramowania ogranicza znacznie dopuszczalną prędkość pływającej jednostki pomiarowej (prędkość maksymalna przy normalnej pracy echosondy – 1,0 m/s, przy pracy z oprogramowaniem do detekcji dna – 0,5 m/s) [26].

Podczas pomiaru na ekranie komputera można śledzić obraz przebiegu dna wzdłuż przemieszczającej się łodzi (rys. 6.1.10). Przy bezpośredniej interpretacji pozyskanego obrazu należy pamiętać, że zapis jest wykonywany w funkcji czasu. Zatem każde zahamowanie łodzi (np. w celu wykonywania innych pomiarów) z automatu ilustruje to samo położenie dna.

Ważnym elementem wpływającym na jakość pomiarów jest częstotliwość sondowania. W latach 90. ubiegłego wieku do badań jeziornych wykorzystywano sondy jednowiązkowe o częstotliwości 200 kHz, np. SBES Simrad [29]. Duża częstotliwość pozwala na wyeliminowanie błędnych lub wątpliwych odczytów w czasie sondowania głębokości. Wobec tego zaczęto stosować sondy o coraz większej częstotliwości emitowanego sygnału. Skrajnym przykładem są badania przeprowadzone w IMGW-PIB i Uniwersytet Warszawski. Testowano wówczas możliwości wykorzystania do badań jeziornych Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP), przyrządu emitującego falę dźwiękową o częstotliwości 1200 kHz – rys. 6.1.10.

Zasada działania ADCP polega na wysyłaniu impulsu dźwiękowego i odbiorze fali odbitej od rozpraszaczy zawieszonych w wodzie. Porównanie czasu przebytej drogi przez falę wysłaną i odbitą (echo) pozwala na określenie średniej prędkości z jaką porusza się woda. Przepływomierz ADCP wykorzystuje, występujące przy



Rys. 6.1.12. Ponton pomiarowy z ADCP, echosondą Lowrance i komputerem pracującym jako chart-ploter (a). Głowica ADCP zamontowana do pontonu (b). Fot. A. Magnuszewski.



Rys. 6.1.13. Zobrazowanie przekroju porzecznego Jeziora Charzykowskiego wg wyniku pomiaru ADCP. Oprac. A. Magnuszewski, B. Nowicka.

propagacji fali dźwiękowej, zjawisko Dopplera, które polega na zmianie częstotliwości sygnału odbitego od poruszającego się obiektu. Fale akustyczne, rozchodząc się w środowisku wodnym i natrafiając na niesione przez wodę zawiesiny, ulegają rozproszeniu, tłumieniu i odbiciu. Składowa odbita trafia do odbiornika przyrządu, gdzie jest mierzona amplituda i częstotliwość. Różnica między częstotliwością wyemitowaną a odebraną jest proporcjonalna do prędkości z jaką porusza się ośrodek, od którego nastąpiło odbicie.

Najważniejszą cechą ADCP wykorzystaną przy wykonywaniu planu batymetrycznego jeziora jest jego zdolność do profilowania ośrodka wodnego. Śledzenie ścieżki dna odbywa się za pomocą impulsów dźwiękowych oddzielnych od wykorzystywanych do określenia prędkości wody. Impulsy te są dłuższe, a echo odbite od dna przetwarzane jest w inny sposób. Możliwość połączenia sondy z zewnętrznym odbiornikiem GPS pozwala na dokładne określenie pozycji geograficznej poszczególnych segmentów wykonanego profilu. Zebrane w ten sposób dane zapisywane są w plikach wyjściowych w kodzie ASCII. Znajdują się tam informacje m.in. o głębokości, prędkości i pozycji GPS poszczególnych segmentów wykonanego profilu. Podczas opracowywania zebranych wyników istnieje możliwość dzielenia na podzbiory, uśredniania, skalowania i przetwarzania danych. Tak przygotowane pliki mogą być użyte w innych programach (GIS, bazy danych, arkusze kalkulacyjne).



Rys. 6.1.14. Zestaw HDS-7Combo GPS z sonarem bocznym LSS-1Structure Scan. Fot. B. Nowicka

Zaletą ADCP jest to, że obok pomiaru głębokości istnieje możliwość wychwytywania prądów powstałych w wyniku dopływu rzek, przepływu wody pomiędzy basenami oraz zapisu zmiany gęstości wody w strefie metalimnionu [37, 38] – rys. 6.1.13. Przy temperaturze wody ok. 10°C i zasoleniu równym 0,0‰ maksymalna głębokość, jaką może poprawnie zmierzyć ADCP, wynosi około 30 m.

Przedstawione powyżej urządzenia nie dają możliwości dokładnego odwzorowania niewielkich form, takich jak np. miejsca alimentacji osadów rzecznych czy abrazji w strefach falowania, czy wreszcie poszukiwania zatopionych wraków samochodów, łodzi itp. W takim przypadku zastosowanie znajdują echosondy dwuczęstotliwościowe. Stosowane w nich przetworniki są zazwyczaj dostępne na zakres częstotliwości od 38 do 710 kHz. Przykładem takiego urządzenia jest stosowana w IMGW-PIB norweska echosonda EA400 SIMRAD. Dobrym rozwiązaniem w tym zakresie są sonary boczne. W IMGW-PIB wykorzystywany jest Sonar boczny LSS-1, zapewniający obrazowanie dna w trybie SideScan i DownScanImaging, współpracujący z echosondą rybacką Lowrance HDS-7 ComboGPS (rys. 6.1.14). Jego zaletą jest możliwość pomiarów niewielkich głębokości, nawet do około 0,5 m. Daje on również opcję śledzenia poboru próbek osadów dennych [26]. Dodatkowe zalety to niewielka waga, małe gabaryty i łatwy sposób montażu, co dobrze sprawdza się podczas prac w strefach brzegowych.

Inną propozycją są echosondy wielowiązkowe, bardzo dobrze odwzorowujące kształtowanie dna do głębokości powyżej 1,5-2 m, co jest niestety ograniczeniem przy badaniu płytkiej strefy przybrzeżnej.

AD. 4

Trudności w obrazowaniu płytkich stref przybrzeżnych jezior dostrzegano od początku badań batymetrycznych. Jednocześnie zwracana jest uwaga na konieczność dokładnego rozpoznania kształtowania strefy przybrzeżnej z ewentualnym zagęszczeniem pomiarów [18].

Wśród istniejących barier pomiarowych należy wymienić zarastanie litoralu ograniczającego penetrację stref brzegowych (roślinność szuwarowa, nymfeidy i hydrofity zanurzone tworzące zwarte rozległe kolonie), występowanie bagien i falowanie. Oznacza to konieczność zastosowania odmiennych rozwiązań technicznych niż w przypadku

stref głębokich. Przy płytkich strefach brzegowych zbiornika ważne jest niewielkie zanurzenie łodzi. Kluczowe jest również zapewnienie dużej manewrowości jednostki pływającej i bezpieczeństwa zespołu napędowego [24, 33, 35].

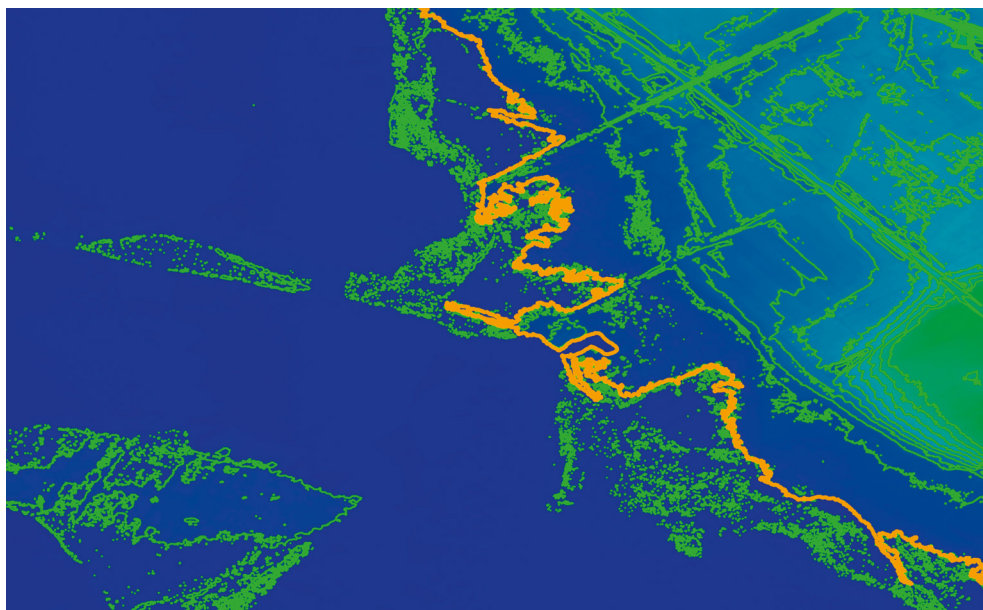
Z drugiej strony, w wytycznych IRŚ dotyczących określania linii brzegowej proponuje się zaznaczanie punktów charakterystycznych na brzegu „w odległości zmierzonej od niego lub ocenionej na oko”. Jak wskazuje Skibniewski [17], przy zagęszczaniu pomiarów w strefach brzegowych można wykorzystywać 5-, 6-metrowe tyczki zakończone blaszanym talerzykiem zapobiegającym wbijaniu sondy w dno. Mogły to być tyczki drewniane (sosnowe lub jodłowe) lub rurowe (pływające) z blachy stalowej. Te bardzo pracochłonne rozwiązania zaczęto zastępować całkiem nowymi propozycjami. Przełom XX i XXI wieku zaowocował rozwojem nowych technologii pomiarowych stwarzających dodatkowe możliwości. Zaczęto testować i wdrażać zdalne techniki pomiarowe z powietrza. Należą do nich badania fotolimnologiczne [39, 40]. Wykorzystuje się w nich zdjęcia lotnicze w rozbiciu na różne charakterystyki spektralne lustra wody w zakresie promieniowania widzialnego. Pasmo czerwone tego promieniowania jest całkowicie absorbowane, dając kompletnie czarny obraz zbiornika wodnego, dzięki czemu widoczna jest wyraźna granica pomiędzy ośrodkiem wodnym a lądowym. Zakres niebieski i zielony promieniowania transmitowany jest w głąb ośrodka wodnego, umożliwiając interpretację dna [40-42]. Przykładem takich zastosowań mogą być prace badawcze wykonane na Uniwersytecie Adama Mickiewicza i IMGW-PIB przy badaniu ukształtowania misy Jez. Powidzkiego [43].

„Zdjęcia lotnicze wykorzystane w pracy zostały wykonane w sierpniu 2017 roku, przy optymalnych, bezwietrznych warunkach atmosferycznych, determinujących falowanie. Wartości charakterystyk spektralnych przypisanych dla każdej komórki rastrowej o wymiarach 5 m × 5 m zostały porównane z pomiarami przeprowadzonymi echosondą o nieregularnym próbkowaniu oraz ze zdigitalizowanym planem batymetrycznym wykonanym przez Instytut Rybactwa Śródlądowego w 1960 roku. Na podstawie tożsamy wartości pasm (w oparciu o barwy przyporządkowane głębokościom) i wyników echosondy zostały interpolowane głębokości wód strefy litoralnej w miejscach niepróbkowanych. W dalszej kolejności przeprowadzono ręczną korektę izobat, w oparciu o punkty referencyjne z echosondy i wiedzę ekspercką scalono z LiDAR-em”. [40]

W ostatnich latach dużym zainteresowaniem limnologów cieszy się nowy produkt Głównego Urzędu Geodezji i Kartografii (GUGiK), jakim jest Numeryczny Model Terenu (NMT) wykonany na podstawie zdjęć LiDAR w bliskiej podczerwieni [44, 45]. Biorąc pod uwagę fakt, że pozyskiwane w ten sposób dane wysokościowe nie obrazują terenu poniżej zwierciadła wody, można założyć, że tym sposobem można pozyskać przebieg linii brzegowej w chwili nalotu. Według założenia naloty LiDAR powinny być wykonywane przy najniższych stanach wody, aby powstający NMT obejmował również strefę wahań zwierciadła wód powierzchniowych.

Model wykonany na terenie Polski ma rozdzielczość 1 m × 1 m. Średni błąd wysokościowy wynosi 20 cm, maksymalna rozbieżność wysokości 60 cm [46]. Jednym z ograniczeń wykorzystania tego typu obrazów w limnometrii jest fakt, że naloty lidarowe nie zawsze były wykonywane przy najniższych stanach wody jezior. Potwierdzają to testy przeprowadzone w IMGW-PIB [34, 35]. W takiej sytuacji materiałem uzupełniającym może być mapa topograficzna w skali 1:10000. Co więcej, pozyskana za pomocą narzędzi GIS z obrazu LiDAR najniższa poziomicą (teoretycznie odpowiadająca linii brzegowej) ma często bardzo nieregularny przebieg (rys. 6.1.15). Pojawiają się też trudne do identyfikacji liczne artefakty (falowanie, zasięg szuwaru wysokiego). Prawdopodobnie jest to efekt błędów w automatycznej klasyfikacji punktów LIDAR-owych użytych do generowania NMT, ewentualnie wynik algorytmu stosowanego do usunięcia obiektów wystających ponad powierzchnię terenu.

Duże nadzieje budzi tzw. zielony LiDAR, który przenika przez zwierciadło wody i może obrazować dno jeziora. Początkowo był stosowany do badań morskich. Obecnie jest testowany w Szkole Głównej Gospodar-



Rys. 6.1.15. Poziomice wygenerowane z NMTLiDAR-u (linie zielone) na tle zarysu linii brzegowej Jeziora Powidzkiego przy poziomie zwierciadła wody 97,5 m n.p.m. (linia żółta).

Oprac. B. Nowicka [34].

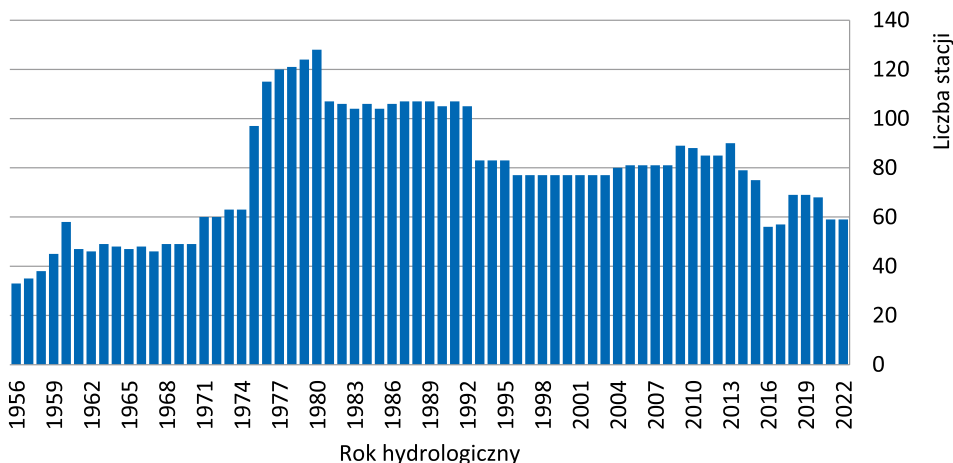
stwa Wiejskiego (SGGW) i IMGW-PIB. Efekty przeprowadzonych testów został opisane w kolejnym rozdziale. Nałożenie zarejestrowanych obrazów nie daje jednoznacznej odpowiedzi, które źródło informacji powinno mieć charakter referencyjny. Przed scaleniem obrazów należy każdorazowo przeanalizować sytuację.

AD. 5

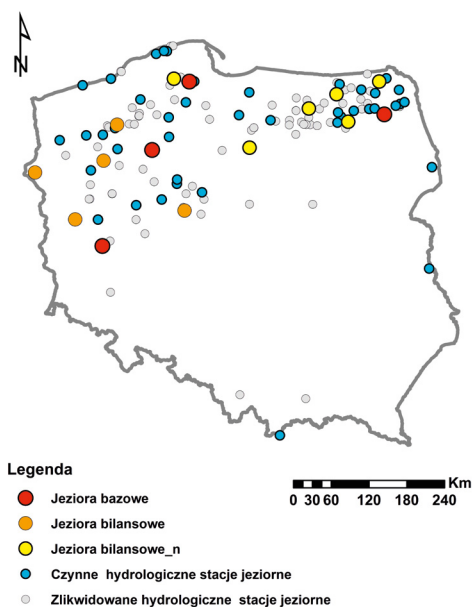
Plany batymetryczne pierwotnie były wykonywane ręcznie. Dane uzyskane z pomiarów nanoszono na zarys zweryfikowanej linii brzegowej opracowanej w szczegółowej skali. Uzyskany obraz pozwalał na graficzną interpolację danych w celu wykreślenia izobat. Współcześnie cyfrowa postać pozyskiwanych danych pomiarowych pozwala na ich konwersję do formatu wymaganego przez narzędzia GIS (Geographic Information System) i automatyzację procesu tworzenia mapy batymetrycznej jeziora w dowolnym odwzorowaniu, skali i cięciu izobat. Nowe narzędzia ułatwiają wizualizację misy jeziornej w dwu- lub trójwymiarze w bardzo dużej rozdzielczości (najczęściej 1 m). Wobec dużej automatyzacji procesu przetwarzania danych, w opracowaniach należy wziąć pod uwagę konieczność weryfikacji eksportowanego do oprogramowania GIS materiału pomiarowego (patrz rozdział 6.3).

Monitoring poziomu wody jezior polskich w latach 1951-2021

Według danych Państwowej Służby Hydrometeorologicznej (PSHM) kontrola zmienności stanów wody sięga XIX wieku, przy czym najdłuższe – bo 120-letnie – ciągi obserwacyjne dotyczą jezior: Gopło, Elckiego, Jagodne, Jeziorak, Mikołajskiego oraz Roś. Korzystnym czasem dla rozwoju jeziornych obserwacji i pomiarów wodowskazowych był okres powojenny drugiej połowy lat 50. ubiegłego wieku. Najwięcej pomiarów uruchomiono w latach 70., jednak już w latach 90. ubiegłego stulecia zaczęto redukować sieć pomiarową. Zlikwidowano



Rys. 6.1.16. Zmiany liczby jeziornych stacji wodowskazowych PIHM/IMGW od roku 1956.



Rys. 6.1.17. Rozmieszczenie jeziornych stacji wodowskazowych obserwowanych w latach 1981-2023.

*bilansowe (n) – od 2015 r. sukcesywnie redukowane obliczenia bilansowe. Na jeziorach: Dadaj, Dejguny i Bachotek utrzymano pomiary termiczno-tlenowe w głębozczkach i zaliczono je do jezior monitoringowych, w pozostałych – podstawowy zakres pomiarów. Oprac. na podstawie danych PSHM 2021.

wano wówczas 31 stacji pomiarowych i tylko dla 3 z nich przywrócono pomiary po 2007 r. Krótkim okresem ponownej rozbudowy sieci były lata 2007-2012 (rys. 6.1.16). Nowymi obserwacjami objęto wówczas głównie jeziora Polski północno-zachodniej. W latach 2014-2016 nastąpiła kolejna znacząca redukcja – zrezygnowano z pomiarów na 24 stacjach wodowskazach.

Problemem pozostaje dostępność danych archiwalnych sprzed i z okresu II wojny światowej (zmiana granic państwowych). Dane z obserwacji powojennych – do 1982 r. – publikowane były w rocznikach hydrologicznych PIHM/IMGW. Po tym okresie rejestrowane są one w cyfrowej Centralnej Bazie Danych Historycznych (SDDH). Szczegółowe informacje dotyczące zakresu pomiarów, obserwatorów, zmian rzędnych zera wodowskazu, zakłóceń pomiarów oraz zdjęcia z posterunków pomiarowych można znaleźć w bazie danych Systemu Zarządzania Siecią (SZS) IMGW-PIB.

Oceniając dostępność danych hydrologicznych i morfologicznych w zasobach IMGW-PIB, można zauważyć niewielki odsetek jezior kontrolowanych w stosunku do liczby jezior w Polsce oraz trudności w doborze wspólnego okresu referencyjnego do analiz zmienności czasowej reżimu zasobów wodnych jezior. Analiza baz danych IMGW-PIB wskazała, że spójnym okresem przechowywania informacji cyfrowych dla największej liczby jezior są lata 1981-2014. Współcześnie obserwacje wodowskazowe prowadzone są na 59 akwenach. Stacje te mają różny zakres obserwacji i pomiarów (tab. 6.1.2, rys. 6.1.17).

Tab. 6.1.2. Współczesny zakres obserwacji i pomiarów PSHM na jeziorach Polski [34].

Rodzaj stacji	Zakres obserwacji	Liczba
Jeziora bazowe	stany wody, temperatura wody, zjawiska lodowe przy wodowskazie, w półroczu letnim termika i natlenienie wody oraz SD w pionach głębokościowych, dopływ i odpływ powierzchniowy, parowanie z powierzchni jeziora oraz elementy meteorologiczne mierzone na tratwach pomiarowych	4
Jeziora bilansowe	stany wody, temperatura wody, zjawiska lodowe przy wodowskazie, w półroczu letnim termika i natlenienie wody oraz SD w pionach głębokościowych, dopływ i odpływ powierzchniowy	5
Jeziora monitoringowe	stany wody, temperatura wody, zjawiska lodowe przy wodowskazie, w półroczu letnim termika i natlenienie wody oraz SD w pionach głębokościowych	3
Jeziora standardowe	stany wody, temperatura wody, zjawiska lodowe przy wodowskazie	50

Źródła

- [1] Lencewicz S., 1926, Badania Jeziorne w Polsce, Przegląd Geograficzny, 5, 1-52.
- [2] Szaflarski J., 1936, Morfometria jezior tatrzańskich, Wiadomości Służby Geograficznej, 1.
- [3] Kondracki J., 1954, Rozwój i stan badań limnologicznych (pozabiologicznych) w Polsce, Przegląd Geograficzny, 26 (2), 3-11.
- [4] Borowiak D., 2000, Uzupełniające pomiary batymetryczne jezior tatrzańskich, [w:] Z badań geograficznych w Tatrach Polskich, T. Czochoński, D. Borowiak (red.), Wydawnictwo UG, Gdańsk, 81-96.
- [5] Choiński A., 2000, Najgłębsze jeziora Tatr polskich w świetle najnowszych pomiarów głębokościowych, Czasopismo Geograficzne, 71 (1), 99-103.
- [6] Choiński A., 2007, Limnologia fizyczna Polski, Wydawnictwa Naukowe UAM, Poznań, 10-18.
- [7] Ptak M., 2013, Zmiany powierzchni i batymetrii wybranych jezior Pojezierza Pomorskiego, Prace Geograficzne, 133, 61-76.
- [8] Majdanowski S., 1954, Zestawienie ogólne jezior Polski, Biuletyn Geograficzny, 4, 3-20.
- [9] Kondracki J., Mikulski Z., 1990, Badania Jeziorne w warszawskim ośrodku geograficznym, Przegląd Geofizyczny, 35 (3-4), 211-223.
- [10] Lencewicz S., 1929, Jeziora Gostyńskie, Przegląd Geograficzny, 9, 87-132.
- [11] Choiński A., 1998, Stan badań limnologicznych w Polsce, [w:] Zagrożenia degradacyjne a ochrona jezior, Badania Limnologiczne, 1, Wyd. DJ, Gdańsk, 9-16.
- [12] Choiński A., 1991a, Katalog jezior Polski, cz. 1. Pojezierze Pomorskie, Wyd. Nauk. UAM, Poznań.

- [13] Choiński A., 1991b, Katalog jezior Polski, cz. 2. Pojezierze Mazurskie, Wyd. Nauk. UAM, Poznań.
- [14] Choiński A., 1992, Katalog jezior Polski, cz. 3. Pojezierze Wielkopolsko-Kujawskie i jeziora na południe od linii zasięgu zlodowacenia bałtyckiego, Wyd. Nauk. UAM, Poznań.
- [15] Stangenberg M., 1950, Morfometria i skład chemiczny wody Jeziora Charzykowskiego, [w:] Jezioro Charzykowo, cz. I, M. Stangenberg (red.), Państwowe Wrocławskie Zakłady Graficzne, Wrocław, 10-13.
- [16] Jankowski A.T., Rzętała M., 2004, Stan badań limnologicznych w regionie górnośląskim, [w:] Jeziora i sztuczne zbiorniki wodne – funkcjonowanie rewitalizacja i ochrona, A.T. Jankowski, M. Rzętała (red.), Uniwersytet Śląski PTLim., PTG – Oddz. Katowicki, Sosnowiec, 101-115.
- [17] Skibniewski L., 1947, Wskazówki do hydrologicznego badania jeziora, Instrukcje i Podręczniki PIHM, 6, 5-19.
- [18] Instrukcja do prac nad zagospodarowaniem jezior, 1957, numer 1, IRŚ Olsztyn.
- [19] Atlas Jezior Polskich, 1996, Tom 1, J. Jańczak (red.), Bogucki Wyd. Nauk., IMGW, Poznań.
- [20] Atlas Jezior Polskich, 1997, Tom 2, J. Jańczak (red.), Bogucki Wyd. Nauk., IMGW, Poznań.
- [21] Atlas Jezior Polskich, 1998, Tom 3, J. Jańczak (red.), Bogucki Wyd. Nauk., IMGW, Poznań.
- [22] Jańczak J., Kowalik A., Brodzińska B., Sziwa R., 2000, Morfometria jezior polskich, [w:] Naturalne i antropogeniczne przemiany jezior, K. Lossow, H. Gawrońska (red.), UW-M., Olsztyn, 7-15.
- [23] Baza danych jezior Polski i jej wykorzystanie w badaniach limnologicznych, 2014, W. Sobolewski (red.), Wyd. Pikador Komunikacja Graficzna, UMCS, Lublin.
- [24] Chormański J., Nowicka B., Więckowski A., Ciupak M., Józwiak J., Figura T., 2021, Coupling of dual channel waveform als and sonar for investigation of lake bottoms and shore zones, Remote Sensing, 13, 1-27, DOI: 10.3390/rs13091833.
- [25] He J., Lin J., Ma M., Liao X., 2021, Mapping topo-bathymetry of transparent tufa lakes using UAV-based photogrammetry and RGB imagery, Geomorphology, 389, DOI: 10.1016/j.geomorph.2021.107832.
- [26] Nowicka B., Nadolna A., Grześkowiak A., 2012, Wykorzystanie echosondy i sonaru bocznego w badaniach Jeziora Charzykowskiego, [w:] Full raport EuLakes WP3.3.4, B. Nowicka (red.), IMGW-PIB, Warszawa, 6-11.
- [27] Brodzińska B., Kornaś M., Żak J., Grześkowiak A., Nowak B., Nowak D., Szymański K., 2009, Szczegółowa analiza jakości wód Jeziora Kierskiego w Poznaniu, ocena skuteczności dotychczasowych zabiegów rekultywacyjnych oraz opracowanie wieloletniego planu działań ochronnych i rewitalizacyjnych (praca wykonana na zlecenie Urzędu Miasta Poznania), IMGW, Poznań, 237 s.
- [28] Metody badań fizyczolimnologicznych, 1993, W. Lange (red.), UG, Gdańsk, 20-27.
- [29] Lange W., Churski Z., 1989, Badanie jezior i zbiorników [w:] Przewodnik do hydrograficznych badań terenowych, M. Gutry-Korycka, H. Werner-Więckowska (red.), PWN, Warszawa, 166-174.
- [30] Horodyski B., Pasławski J., 2006, Wprowadzenie do kartografii i topografii, Nowa Era, Warszawa, 400.
- [31] Popielarczyk D., Templin T., Gryszko M., 2008, Elaboration of digital bottom models on the basis of single beam acoustic measurements with different resolution, Annual of Navigation, 13, 97-106.
- [32] Templin T., Popielarczyk D., 2011, Tworzenie numerycznego modelu dna zbiornika wodnego w oparciu o jednowiązkowy sondaż hydroakustyczny i system DGPS, Acta Scientiarum Polonorum. Geodesia et Descriptio Terrarum, 7 (3), 3-13.
- [33] Nowicka B., Ciupak M., Gomuła K., 2022, Wpływ przestrzennej struktury makrofitów na zobrazowanie batymetrii jeziora rynnowego echosondą Lowrenca HDS-7 z sonarem bocznym L-SS1 Struktura Scan, Monografie Komitetu Gospodarki Wodnej PAN, 45.

- [34] Nowicka B., 2022, Badania zmian morfologicznych i hydrologicznych jezior, [w:] Raport roczny FBW-9 Deskrytory zmian morfologicznych i hydrologicznych (w warunkach niekontrolowanych) w aspekcie planowania i gospodarowania zasobami wodnymi, IMGW-PIB Wrocław, materiały archiwalne.
- [35] Nowicka B., Ciupak M., 2022, Wspomaganie zarządzania zasobami wodnymi jezior Polski Północno-Zachodniej, [w:] Adaptacyjne planowanie i zarządzanie zasobami wodnymi, IMGW-PIB, Warszawa, 1-22, materiały archiwalne.
- [36] Dziewulski E., 1881, Ołowianka i jej użycie przy mierzeniu głębokości wód, Pamiętniki Fizjograficzne, 1.
- [37] Magnuszewski A., Nowicka B., 2019, Flow between the sub-basins of Charzykowskie Lake – modeling and measurements, [w:] Recent Trends in Environmental Hydraulics, M.B. Kalinowska, M.M. Mrokowska, P.M. Rowiński (red.), 38th International School of Hydraulics, Springer Nature, Switzerland, DOI: 10.1007/978-3-030-37105-0_13.
- [38] Nowak B., Jawgiel K., Nadolna A., 2011, Morfometria jeziora Powidzkiego, [w:] Jezioro Powidzkie wczoraj i dziś, B. Nowak (red.), IMGW-PIB, Warszawa, 31-37.
- [39] Ciołkosz A., Miszański J., Ołędzki J.R., 1999, Interpretacja zdjęć lotniczych. PWN, Warszawa.
- [40] Choiński A., Kijowski A., 2015, Fotolimnologia, Wyd. Nauk. UAM, Poznań.
- [41] Aarnink J.L., 2017, Batymetry Mapping using Drone Imagery. Costal Engineering, MSc thesis, Delft University of Technology, Delft.
- [42] Dominguez Gomez J.A., Garcia Galiano S., 2018, Batymetry time series using high spatial resolution satellite images, Remote Sensing and Hydrology Symposium (ICRS-IAHS), 1, 8-10.
- [43] Jawgiel K., Nowak B., 2018, Rozpoznanie morfometryczne masy Jeziora Powidzkiego z wykorzystaniem technik fotolimnologicznych, [w:] Streszczenia referatów i posterów. II Ogólnopolska Konferencja Hydrologiczna z okazji Światowego Dnia Wody „Naturalne i antropogeniczne zmiany obiegu wody”, 22 marca 2018, UAM Poznań, s. 23.
- [44] Nowicka B., 2018, Wspomaganie zarządzania zasobami wodnymi jezior Polski północnej i zachodniej (2018), DS. H4/2018, koordynator T. Tokarczyk, IMGW-PIB, Warszawa, materiały archiwalne.
- [45] Ptak M., Choiński A., Pych A., Piekarczyk J., 2020, Applicability of airborne laser scanning in the identification of lake shoreline, Limnological Review, 2, 51-58, DOI: 10.2478/limre-2020-0006.
- [46] Podręcznik dla uczestników szkoleń z wykorzystania produktów LiDAR, 2015, Główny Urząd Geodezji i Kartografii, Warszawa, 328 s.

6.2. Detekcja batymetrii stref brzegowych jezior

AUTORZY: BARBARA NOWICKA, MAURZYCI CIUPAK, JAROSŁAW CHORMAŃSKI, TADEUSZ FIGURA,
ALEKSANDER WIĘCKOWSKI

W tej części pracy przedstawiono możliwości włączenia technik teledetekcji do mapowania dna strefy przybrzeżnej jeziora. Ze względu na niedostępność tej strefy, spowodowaną gęstą roślinnością, pomiary dna jeziora i linii brzegowej są trudne do wykonania tradycyjnymi metodami echo sondażu akustycznego. W poszukiwaniu nowych rozwiązań autorzy zweryfikowali możliwości zastosowania zielonego LiDARu. Do pomiarów dna zbiornika wykorzystano jednowiązkowa echosondę Lowrance HDS-7 ComboGPS z sonarem bocznym LSS-1 oraz dwuwiązkowy skaner LiDAR RIEGL VQ-1560i-DW. Do weryfikacji zasięgu linii brzegowej opracowanej z pomiarów LiDARem wykorzystano pomiary techniką GNSS RTK. Pomiary prowadzono na dwóch sąsiadujących ze sobą jeziorach, różniących się przezroczystością wody. Wykonane badania potwierdziły przydatność testowanego LDARu do badania zarastających akwenów o dużej przejrzystości wody. Przy widzialności 4,7 m mapowanie dna sięgało do 1,6 m głębokości, co odpowiadało 20% powierzchni badanego jeziora. W takich warunkach sprawdza się połączenie dwóch różnych metod pomiarowych: sonaru bocznego do mapowania strefy sublitoralnej i pelagicznej oraz LiDARu do mapowania litoralu strefy brzegowej jeziora – szczególnie w odniesieniu do ograniczeń związanych z występowaniem roślinności.

Wstęp

W ochronie jezior szczególnej uwagi wymagają strefy brzegowe (rys. 6.2.1), które są siedliskiem łączącym cechy środowisk lądowych i wodnych. Mogą one odgrywać istotną rolę buforową chroniącą przed negatywnym wpływem antropopresji. Dotyczy to zarówno usuwania biogenów, filtrowania zanieczyszczeń, ochrony antyerozyjnej, łagodzenia falowania, jak i regulacji temperatury wody [1-4]. Zdolności buforowe strefy brzegowej są uzależnione od cech hydromorfologicznych misy jeziornej [5, 6] i sposobu zagospodarowania [3]. Jednocześnie jest to element ulegający silnej presji – dynamicznie kształtowany w wyniku falowania, erozji i denudacji brzegów oraz zmian zasięgu zwierciadła wody [7, 8], a ze względu na potencjał przyrodniczy, turystyczny i gospodarczy intensywnie wykorzystywany przez człowieka. Kluczową rolę tego obszaru doceniono w ocenie hydromorfologicznej stanu ekologicznego jezior [9, 10]. Stąd, coraz większego znaczenia nabiera odwzorowanie batymetrii stref brzegowych. Niestety tworzenie obrazów płytkich części misy jeziornej jest ograniczone. Wynika to m.in. z niedostosowania powszechnie wykorzystywanych urządzeń pomiarowych penetrujących dno z powierzchni wody. Tymczasem przy opracowywaniu planów batymetrycznych wciąż zwraca się największą uwagę na zobrazowanie najgłębszych stref jezior. Metody pomiarów batymetrycznych są ciągle doskonalone i powstają nowatorskie zastosowania istniejących już urządzeń [11-14]. Dobór metody jest uzależniony od wielu czynników i nie ma konsensusu co do uniwersalnych technik pozwalających na przeprowadzanie dokładnych i opłacalnych pomiarów batymetrycznych całych akwenów. Zaistniała zatem potrzeba przetestowania istniejących i sformułowania nowych rozwiązań, pozwalających na szybką rejestrację postępujących zmian w rzeźbie stref przybrzeżnych i tworzeniu aktualnych modeli rzeźby misy jeziornej (Numeryczny Model Terenu – NMT).

W IMGW-PIB, przy współpracy z SGGW i Opegięka Sp. z o.o., przeprowadzono porównawcze badania pilotażowe wybranych zdalnych technik pomiarowych do pozyskiwania danych o zasięgu i ukształtowaniu

strefy brzegowej. Jedną z metod pomiarów batymetrycznych wód głębokich i nieprzejrzytych są echosondy. Pomiaru wykonywane z łodzi przemieszczającej się wzdłuż wytypowanych tras polegają na zmierzeniu czasu przechodzenia fali od przetwornika wytwarzającego falę do dna i z powrotem. Na podstawie pomiaru czasu wyznaczana jest droga sygnału, która zapisywana jest wraz ze współrzędnymi pomiaru tego sygnału. W celu stworzenia DEM punkty są interpolowane przy pomocy różnych algorytmów [15, 16]. Echosondy nie są uniwersalnymi urządzeniami do pomiarów batymetrycznych. Mają zastosowanie przy głębokich wodach, ale ich możliwości są ograniczone w przypadku płytyzn [17]. Dotyczy to zarówno penetracji zarastających stref brzegowych z łodzi, jak i zakresu pomiarów głębokościowych sonarem.

Proponowaną metodą badania batymetrii brzegów oraz płytyzn jeziornych jest LiDAR (Light Detection and Ranging). W przypadku badań płytych wód stosowane są w świecie (co prawda bardziej w badaniach morskich) pomiary ALB (Airborne LiDAR Bathymetry), które wykonuje się przy pomocy lasera batymetrycznego, operującego w długości fali światła zielonego [18] przenikającego kolumnę wody i odbijającego się od dna. Najlepsze efekty daje zastosowanie dwuwiązkowego systemu LiDAR, wysyłającego dwie fale o różnej długości jednocześnie i będącego kombinacją zielonego lasera przenikającego kolumnę wody oraz lasera operującego w długości fali światła podczerwonego (lasera topograficznego), które absorbowane jest przez powierzchnię wody, pozwalając na dokładną rejestrację linii brzegowej [19, 20]. Badania polegają na pomiarze czasu przejścia wiązki światła od lasera do celu i z powrotem do sensora, a następnie zapisywane są w postaci chmur punktów o określonych współrzędnych (długości i szerokości geograficznej i wysokości punktu) wraz z przypisaną im intensywnością odbitego sygnału. W związku z powyższym, rozwiązanie nadaje się do mapowania płytych stref przybrzeżnych w relatywnie przejrzystych wodach. O ograniczeniach lasera batymetrycznego w mapowaniu głębokości wód głębokości wód na płytyźnie i dużych głębokościach i płytyźnie i dużych głębokościach pisali Li i in. [21] oraz Szafarczyk i Toś [22]. Generalnie metoda była stosowana i jest polecana dla oceny głębokości wód w zakresie 0-2 m [23].

Podczas testów różnych metod pomiarowych wykorzystano echosondę z sonarem bocznym oraz LiDAR w wersji dwuwiązkowej. W celu weryfikacji uzyskanych wyników przeprowadzono dodatkowe pomiary geodezyjne wzdłuż linii brzegowej jeziora oraz wykonano zdjęcia RGB z dronów.

Badania przeprowadzono na przykładzie dwóch, blisko siebie położonych jezior o różnym stanie ekologicznym. Możliwości penetracji kolumny wody przez światło lasera zielonego jest dodatkowo ograniczane przez wysokie stężenie chlorofilu i substancji zawieszonych, które absorbują światło zielone, co zostało opisane na przykładzie wybrzeży morskich [24]. Dlatego też celowo badania przeprowadzono na dwóch jeziorach o różnym stopniu przejrzystości, wynikającym z różnego stanu ekologicznego.

Obszar badań

Do badań wybrano dwa jeziora rynnowe (Białe i Lucieńskie) położone w pradolinie rzeki Wisły w makroregionie Kotliny Płockiej (rys. 6.2.1). Należą one do unikalnego w Europie zespołu jezior Pojezierza Gostynińskiego ukształtowanych podczas glacjału północnopolskiego. Badane zbiorniki wodne wyróżniają się na tle monotonna krajobrazu (dominujące nachylenie stoków w granicach 3-4°). Wypełniają głębokie misy polodowcowe o przebiegu równoleżnikowym. Północne i południowe brzegi obu jezior mają znaczne spadki sięgające 30°. Od zachodu i wschodu zbiorniki graniczą ze zmeliorowanymi torfowiskami.

Misa Jeziora Białego jest zróżnicowana. Największe głębokości osiąga w części centralnej (31 m). W zachodniej części jeziora występuje mała wyspa, łącząca się z północnym brzegiem wysokim podwodnym progami i oddzielająca

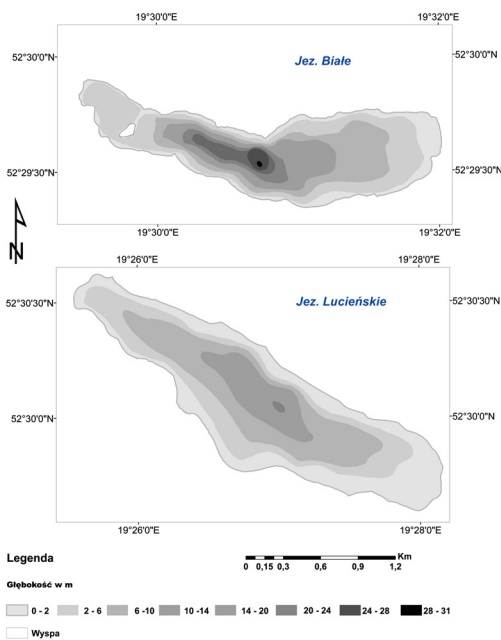


Rys. 6.2.1. Położenie terenu badań na tle granic Polski.

plyszą zarastająca część jeziora. Od zachodu dno jeziora łagodnie wypłyca się. Jezioro Lucieńskie jest zbiornikiem większym, a jego dno jest bardziej rozległe (tab. 6.2.1, rys. 6.2.1). W części północno-wschodniej i wschodniej stok misy jeziornej ma najmniejszy spadek, a strefa przybrzeżna jest najszersza. W pozostałych częściach rynnny strefa przybrzeżna jest wąska, a stok stromy.

Tab. 6.2.1. Charakterystyka morfologiczna badanych jezior [25].

Charakterystyka	Jez. Białe	Jez. Lucieńskie
Powierzchnia (ha)	148,09	197,69
Długość (m)	2993	3315
Szerokość maksymalna (m)	702	895
Objętość (tys. m ³)	15607	15499
Głębokość średnia (m)	10,1	10,9
Głębokość maksymalna (m)	31,3	20
Powierzchnia zlewni (km ²)	27	309



Rys. 6.2.2. Batymetria badanych jezior.

Oba jeziora należą do zlewni Skrwy Lewej, reprezentują jednak różne typy hydrologiczne. Jezioro Białe, okresowo bezodpływowe, zasilane jest przez system rowów melioracyjnych i ma niewielką zlewnię (27 km²). W latach 2018-2020 zarejestrowane wahania zwierciadła wody zbiornika sięgały 35 cm. W tym samym czasie zmiany poziomu wody w Jeziorze Lucieńskim były o 10 cm większe. W przeciwieństwie do wcześniej opisanego akwenu jest to jezioro przepływowe, w zachodniej części zasilane przez Skrwę Lewą, wypływającą ze zbiornika zaledwie 290 m dalej na północ. Powierzchnia zlewni Jeziora Lucieńskiego wynosi aż 309 km². Aby poprawić stan ekologiczny akwenu, w latach 1982-1993 zamknięto dopływ Skrwy Lewej, która transportowała zanieczyszczenia z miejscowości (w tym z Gostynina) i obszarów rolniczych położonych powyżej zbiornika. Od 1994 r., w związku z poprawą jakości wody w rzece, ponownie przekierowano jej dopływ do Jeziora Lucieńskiego. Połączenie to funkcjonuje podczas stanów średnich i wysokich Skrwy Lewej [26]. Opisane warunki hydrologiczne mają wpływ na lepszy stan ekologiczny Jeziora Białego.

Według oceny GIOŚ przeprowadzonej w 2017 i 2018 roku Jezioro Białe osiągnęło umiarkowany stan ekologiczny, podczas gdy Jezioro Lucieńskie miało stan słaby. Decydują o tym przede wszystkim elementy biologiczne, a szczególnie rozwój fitoplanktonu powodujący znaczne zmniejszenie przezroczystości wody. Średnia widzialność krążka Secciego (SD) wynosi 1,35 m, podczas gdy na Jeziorze Białym jest większa i wynosi 4,75 m. Jak wykazały badania, prowadzone podczas eksperymentów pomiarowych w okresie 2018-2020 w trakcie intensywnego rozwoju fitoplanktonu, widzialność SD na Jeziorze Lucieńskim spadała i wynosiła poniżej 0,5 m. W tym samym czasie na Jeziorze Białym nie była mniejsza niż 3,4 m.

Metody pomiarów

SONAR

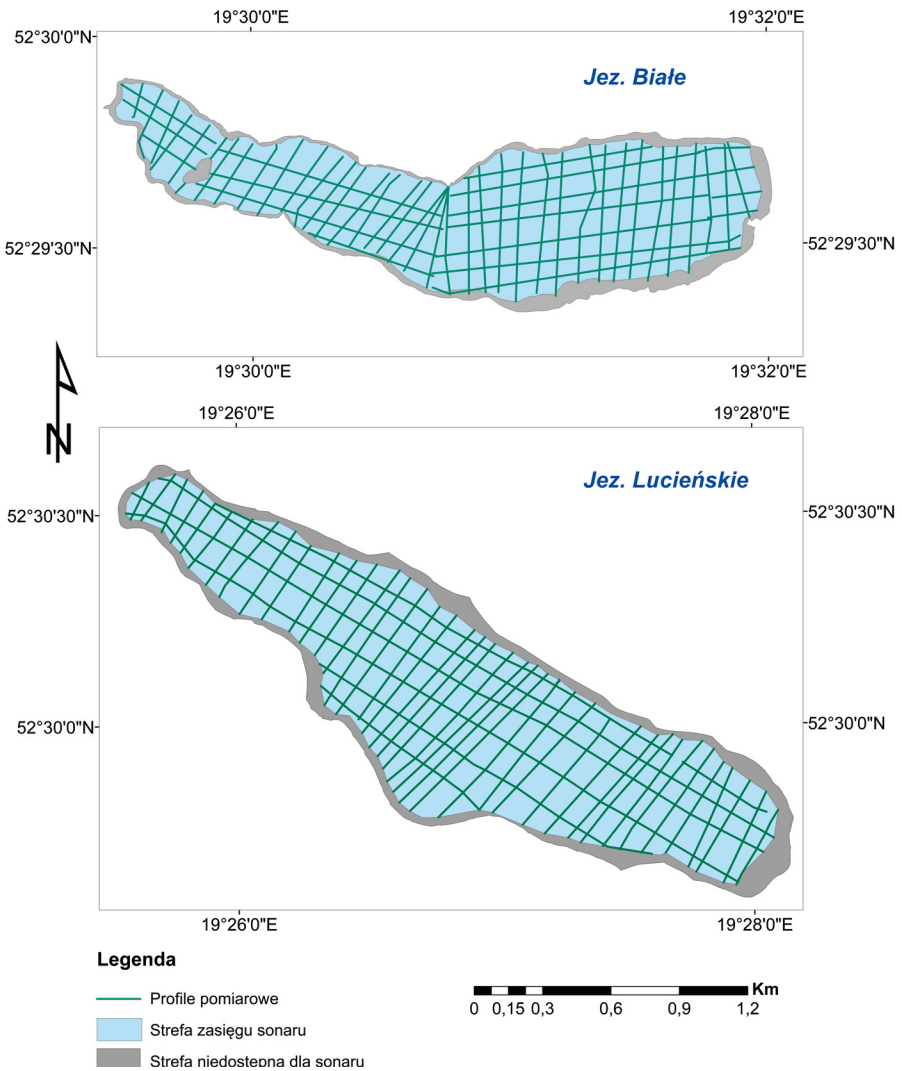
Badania przeprowadzono w pełni rozwoju wegetacyjnego w sierpniu 2019 r. przy minimalnym falowaniu. Do pomiarów głębokości wykorzystano jednowiązkową echosondę Lowrance HDS-7 ComboGPS z przetwornikiem 83/200 kHz. Minimalna głębokość pracy echosondy to 0,4 m. Echosonda wyposażona jest w 16-kanalową antenę GNSS o wysokiej czułości. W pamięci echosondy można przechowywać do 5 tys. „Waypointów”. Pozwala to na śledzenie śladów przejazdu (powyżej 10 śladów po 12 tysięcy pkt. na ścieżkę). Podczas pomiarów zastosowano również sonar boczny LSS-1 Structure Scan, pozwalający na zapis kształtu dna oraz przeszkód zaburzających odczyty z echosondy (np. roślinność denną). Sonar boczny LSS-1 zapewnia obrazowanie dna w trybie SideScan i DownScanImaging. Podczas pomiaru śledzono trasę przejazdu na kolorowym (16-bit) wyświetlaczu (6,4" 163 mm) Full VGA SolarMAX™ PLUS TFT o rozdzielczości 480×640 (H×W) – rys. 6.2.3.

W trakcie badań korzystano z łodzi Texas 360 o długości 3,6 m, szerokości 1,6 m, wysokości 0,7 m i głębokości zanurzenia 0,60 m. Sonar i echosonda mocowane były na wysięgnikach po lewej stronie burty. Pomiaru głębokości wykonywano w siatce profili poprzecznych i podłużnych. Odległość między węzłami siatki wahała się od 50 do 130 m. Łącznie na Jeziorze Białym pomierzono 52 profile (39 poprzecznych 13 podłużnych), na Jeziorze Lucieńskim wykonano 46 echogramów (40 poprzecznych i 6 podłużnych) – rys. 6.2.4. Pomiaru starano się wykonywać jak najbliżej brzegów. W większości przypadków była to odległość 30-40 m od linii łądu. Odległość ta zwiększała się w przypadku występowania zwartej pokrywy szuwaru wysokiego (max 150 m).

Dane pozyskane z echosondy (zapisane w formacie Sonar Log Files*.SL2) zostały przetworzone za pomocą Sonar Viewer 2.1.2 do formatu Comma Delimited Text Files*.csv, co dało możliwość ich edycji w programach MS Excel oraz ArcGIS. Do dalszych analiz pozostawiono informacje o położeniu sondowanych punktów (XY w układzie



Rys. 6.2.3. Wyposażenie podczas pomiarów echosondą: obrazy dna jeziora na wyświetlaczu Full VGA SolarMAX™ PLUS TFT (a); łódź Texas 360 (b).



Rys. 6.2.4. Pokrycie pomiarami echosondą badanych jezior [27].

odniesień Merkatora) oraz głębokości (w m) pomierzonej przy częstotliwości sonaru 200kHz (dedykowanej dla małych głębokości). W kolejnym kroku układ współrzędnych przeliczono na układ EPSG:2180 (Poland CS92). Ze względu na wysoką częstotliwość pomiaru głębokości oraz zmianę prędkości łodzi przy zwartej pokrywie roślinności dennej, sonar wykonywał od kilku do stu sondowań dla określonej kombinacji współrzędnych. Aby uniknąć szumu informacyjnego, dla każdej pary współrzędnych usunięto powtarzające się informacje i określano trzy wartości głębokości – minimalną, średnią i maksymalną. Do porównań z wynikami LiDAR wykorzystywano wartość średnią.

LiDAR

Dane LiDAR dla badanych jezior pozyskano 5 września 2019 r. podczas jednej misji fotogrametrycznej. Pomiary wykonano platformą SP-OPG firmy Opegięka Sp. z o.o. (samolot Vulcanair P68C), która była wyposażona w skaner laserowy VQ-1560i DW umożliwiający pomiar w dwóch kanałach (zielonym i podczerwonym) oraz posiadający unikalne rozwiązanie rejestracji danych „w przód” i „w tył” pod różnymi kątami skanowania (rys. 6.2.5).

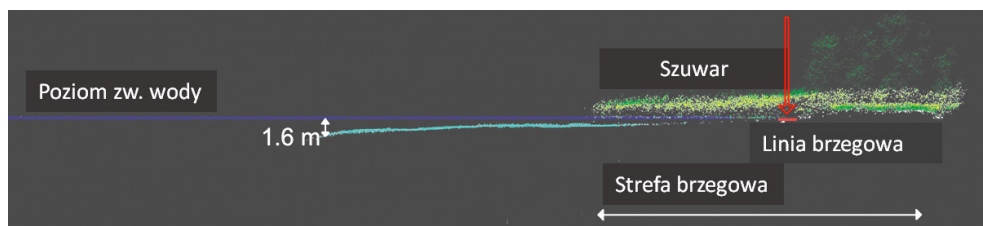
Podstawowe parametry nalotu rejestracyjnego danych LiDAR:

- wysokość lotu – 1400 m;
- FOV (Field of View) – 58 stopni;
- częstotliwość powtarzania impulsu lasera (PRR) – 1 Mhz (dla obu kanałów);
- projektowana gęstość punktów - 5 pkt/m² (dla obu kanałów);
- długość spektralna Kanału 1 (zielonego) lasera – 532 nm;
- długość spektralna Kanał 2 (podczerwonego) lasera – 1064 nm.

W wyniku zaprojektowanego nalotu pozyskano dane LiDAR, które pokryły 97% powierzchni Jeziora Lucyńskiego oraz 90% powierzchni Jeziora Białego. Postprocessing danych wykonano z wykorzystania



Rys. 6.2.5. Skaner laserowy VQ-1560i DW.



Rys. 6.2.6. Wyznaczanie zasięgu linii brzegowej jeziora na podstawie danych LiDAR [27].

nieniem trzech pakietów oprogramowania: RiPROCESS (Riegl) (wyrównanie, georeferencja), RiHYDO (Riegl) (uwzględnienie refrakcji dla odbić powierzchni dna jezior) oraz TerraScan – TerraSolid (klasyfikacja danych).

Czynnością wstępną przed wykonaniem klasyfikacji danych LiDAR było uwzględnienie wpływu refrakcji na punkty odbić dna jeziora, a następnie przeprowadzenie automatycznej klasyfikacji punktów do następujących klas:

- Klasa 1 – Default – punkty nieklasyfikowane.
- Klasa 2 – Ground – punkty definiujące powierzchnię terenu.
- Klasa 3 – LowVeg – punkty definiujące niską roślinność o wysokości od 0,0-0,4 m.
- Klasa 4 – MidVeg – punkty definiujące średnią roślinność o wysokości od 0,41-2,0 m.
- Klasa 5 – HighVeg – punkty definiujące wysoką roślinność o wysokości powyżej 2,01 m.
- Klasa 6 – Building – punkty definiujące dachy i ściany budynków.
- Klasa 7 – Noise – szumy.
- Klasa 9 – Water – punkty definiujące powierzchnię wody.
- Klasa 13 – UnderWater – punkty definiujące dno jeziora po uwzględnieniu wpływu refrakcji.

Po wykonaniu automatycznej klasyfikacji danych, wyznaczono manualnie zasięg obu jezior na granicy punktów definiujących 9 i 13 klasę. W tym celu jako pomoc wizualną wykorzystano sklasyfikowane wcześniej punkty, wyświetlając je w trybie „intensity”, „RGB” oraz Numeryczny Model Pokrycia Terenu utworzony metodą interpolacji TIN. Mając tak przygotowany zasięg (obrys) jezior, dokonano finalnej klasyfikacji punktów.

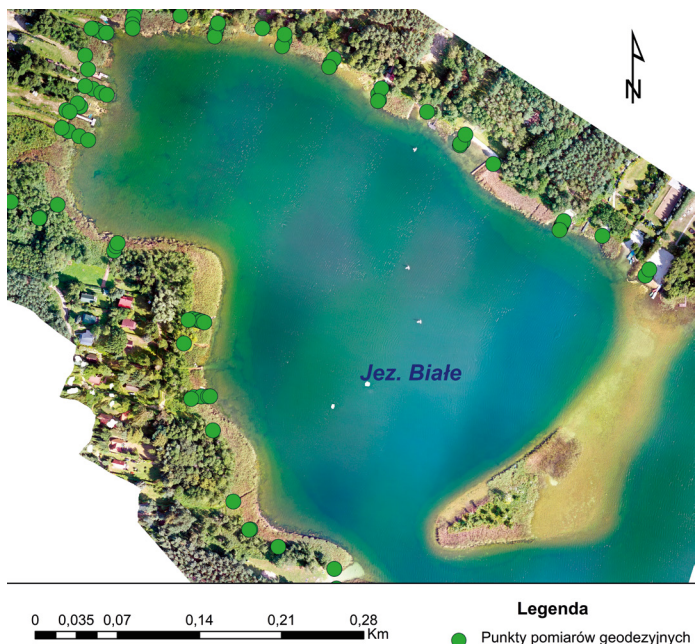
Następnie w programie CloudCompare, zezwalającym na wizualizację i modyfikację chmury punktów, wykonywano wytypowane przekroje poprzeczne ułatwiające porównywanie wyników z danymi z profili pomiarowych echosondy (rys. 6.2.6).

Pomiary geodezyjne zasięgu zwierciadła wody

Pomiary geodezyjne zasięgu zwierciadła wody przekrojów strefy brzegowej wykonano wokół obu jezior odbiornikiem GNSSCHC /X900+M (nr fabryczny 160717) metodą sieciową RTN z wykorzystaniem poprawek z sieci stacji referencyjnych systemu ASG-EUPOS¹⁷. Pomiary prowadzono wzdłuż profili obejmujących strefę przejściową ląd-woda (rys. 6.2.7). Zostały pominięte tereny zamknięte na Jeziorze Lucieńskim i niedostępne bagna przy zbiornikach. Punkty pomiarowe dobierane były na podstawie ortofotomapy oraz wywiadu terenowego. Do pomiarów wykorzystano pomosty oraz inne budowle wodne. Łącznie pomierzono 261 pkt na Jeziorze Lucieńskim i 413 pkt na Jeziorze Białym.

Uzyskane wyniki sprowadzono do warstwy punktowej w programie ArcGIS. Obliczenia wykonano w układzie współrzędnych prostokątnych płaskich „1992” i w układzie wysokości Kronsztadt 86. Następnie porównano je z przebiegiem linii brzegowej wyznaczonej na podstawie analizy punktów LiDAR. Ponieważ w dniu pomiarów geodezyjnych poziom lustra wody wynosił 72,53 m n.p.m., a w dniu nalotu LiDAR – 72,54 m n.p.m., na potrzeby dalszych analiz przyjęto, że zasięg zwierciadła wody określony pomiarami terenowymi i danymi laserowymi jest taki sam.

¹⁷ https://www.asgeupos.pl/?wpg_type=news_show&news_id=232



Rys. 6.2.7. Rozmieszczenie geodezyjnych punktów pomiarowych w strefie brzegowej Jeziora Białego na tle zdjęcia RGB (poziom zwierciadła wody 72,53 m n.p.m.).

Warunki hydrologiczne w trakcie testów terenowych

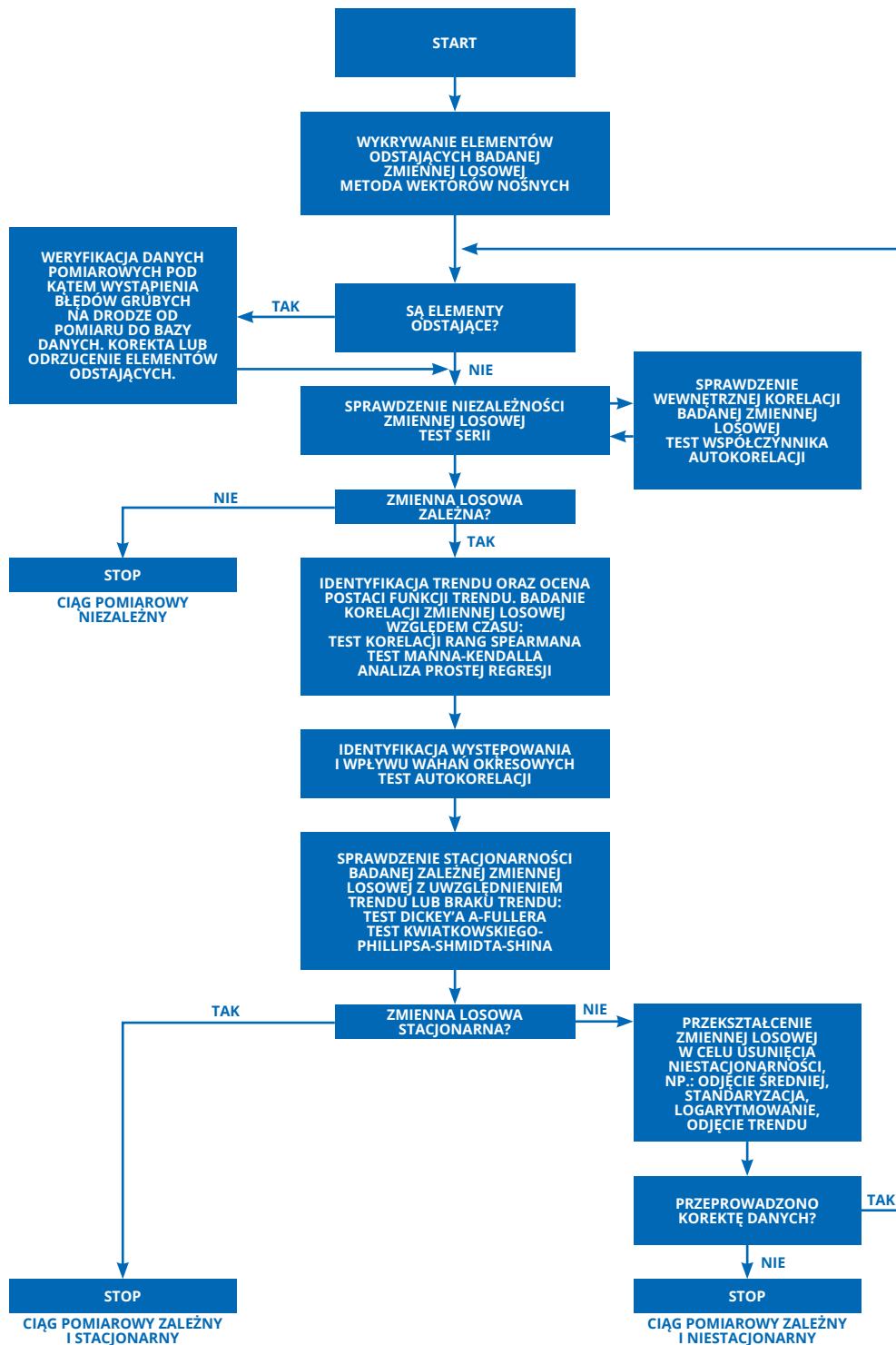
Dla oceny zależności między wynikami różnych typów pomiarów (geodezja, sonar i LiDAR), które są zbierane w różnych momentach, największe znaczenie ma analiza poziomu lustra wody w danym dniu. Kontrola stanów wody na obu jeziorach potwierdziła niewielkie różnice poziomu wody podczas prowadzonych badań (tab. 6.2.2). Pomiar geodezyjne były wykonywane przy wyższych stanach wody niż pozostałe pomiary. Prowadzone w transektach prostopadłych do linii brzegowej jeziora pozwoliły na łatwą weryfikację wyników przy niższym położeniu zwierciadła wody.

Tab. 6.2.2. Poziom zwierciadła wody podczas pomiarów stref brzegowych badanych jezior.

Jezioro	Rodzaj pomiarów	Data	Stan wody	
			cm	m a. s. l.
Jez. Lucieńskie	Geodezja	5-7, 15.11.2018	236	73,05
	LiDAR	5.09. 2019	223	72,89
	Sonar	23.09.2019	218	72,87
Jez. Białe	Geodezja	6-7.12.2018	124	72,53
	LiDAR	5.09.2019	125	72,59
	Sonar	8.08.2019	131	72,58

Metodyka analizy statystycznej danych wejściowych

W celu oceny związku między wynikami pomiarów techniką Sonar i LiDAR badano próbę N par średnich wartości głębokości pomierzonych w tym samym położeniu XY. Biorąc pod uwagę fakt, że podczas wykony-



Rys. 6.2.8. Procedura analizy niejednorodności zależnych ciągów pomiarowych.

wania pomiarów różnymi metodami poziom zwierciadła wody jeziora różnił się (tab. 6.2.2), wyniki odczytów głębokości sprowadzono do rzędnej zwierciadła wody występującej w trakcie pomiarów sonarem.

Analiza statystyczna danych wejściowych, tj. wyników pomiarów batymetrycznych Sonar i LiDAR składa się z dwóch etapów – badania jednorodności statystycznej zależnych zmiennych losowych oraz wyznaczenia charakterystyk rozkładu prawdopodobieństwa. Analizę niejednorodności ciągów pomiarowych metodami statystycznymi wykonano zgodnie z procedurą zaznaczoną na rysunku 6.2.8. Użyta w niniejszym opracowaniu procedura analizy zależnych ciągów losowych została po raz pierwszy zastosowana w odniesieniu do ciągów hydrologiczno-meteorologicznych danych pomiarowych, będących wejściem do analizy niepewności w prognozowaniu hydrologicznym [28].

W pierwszym kroku analizy wykrywane są elementy odstające badanej zmiennej losowej metodą wektorów nośnych SVM [29, 30]. Powyższa metoda jest preferowana w odniesieniu do prób losowych o większej liczebności. SVM wyznacza uogólniony rozkład generujący dane z analizowanego zbioru. Na tej podstawie wyodrębniane są dwa podzbiory obserwacji pochodzące i niepochodzące z rozkładu generującego dane. W ten sposób uzyskiwana jest liczebność obserwacji odstających i nieodstających. Powyższą metodę zastosowano dla przypadku modelu 1-wymiarowego.

Podstawową procedurą analizy jednorodności zależnych ciągów losowych (rys. 6.2.8) jest zbadanie zależności i wewnętrznego skorelowania badanej zmiennej losowej. W niniejszym opracowaniu zastosowano test serii i test współczynnika autokorelacji [31, 32], które sprawdzają losowość badanych zmiennych. W badaniu przyjęto arbitralnie opóźnienie $lag = 100$. Oznacza to, że wyznaczone są autokorelacje między pierwszą, drugą, ..., i setną obserwacją. Sprawdzian testu dla odpowiednich przesunięć jest porównywany z wartościami dolnej i górnej granicy przedziału ufności. W przypadku, gdy sprawdzian testu nie mieści się w przedziale ufności, hipotezę zerową H_0 o braku autokorelacji między elementami badanego ciągu należy odrzucić. Brak autokorelacji między kolejnymi elementami z maksymalnym przesunięciem $lag = 100$ wskazuje na brak wewnętrznej współzależności (skorelowania) i tym samym na losowy charakter badanej zmiennej losowej. W przeciwnym przypadku możemy wnioskować o istnieniu wewnętrznej współzależności i tym samym o nielosowym charakterze badanej próby losowej.

Najważniejszą własnością losową w przeprowadzanej procedurze jest badanie stacjonarności zmiennej losowej, tj. niezmienności czasowej charakterystyk statystycznych ciągów pomiarowych, które najczęściej ulegają zmianom, czyli wartości średniej i wariancji.

W przypadku zależnej zmiennej losowej sprawdzenie stacjonarności poprzedzone jest procedurą identyfikacji trendu, oceny funkcji trendu oraz identyfikacji występowania i wpływu wahań okresowych [28]. Szczegóły procedury zaznaczono na rysunku 6.2.8. W przypadku zmiennej zależnej korelacje między badanymi zmiennymi losowymi określane są za pomocą nieparametrycznego testu korelacji rang Spearmana [33], rzadziej za pomocą współczynnika Kendalla. Dla porównania uzyskanych wyników obliczenia wykonano również za pomocą współczynnika korelacji Pearsona dla zależnych prób losowych. Ujemne i dodatnie wartości wskazują na występowanie trendu odpowiednio malejącego lub rosnącego. Współczynniki pozwalają również określić siłę występującego trendu. Im wartości są bliższe -1 lub $+1$, tym związek między badanymi zmiennymi losowymi jest silniejszy. Współczynnik Pearsona określa proporcjonalność (tj. zależność liniową) zmiennych względem siebie, natomiast współczynnik Spearmana i Kendalla – dowolną monotoniczną zależność, także nieliniową.

Wykrywanie i badanie istotności tendencji zmian w ciągach pomiarowych wykonywane jest testem Manna-Kendalla M-K [34] oraz analizą prostej regresji [35]. Test M-K służy do analizy danych w dziedzinie czasu pod kątem stale rosnących lub malejących trendów. Jest to test nieparametryczny, zatem może zostać zastosowany dla dowolnego rozkładu, tzn. badany ciąg nie musi spełniać założenia normalności, jednak w badanym ciągu nie powinna występować autokorelacja. Do potwierdzenia lub wykluczenia wahań okresowych w badanym ciągu pomiarowym służy funkcja autokorelacji. Zastosowanie jej nie wymaga eliminowania w badanym ciągu ewentualnego trendu. Ocenę funkcji trendu wykonuje się za pomocą analizy prostej regresji, gdzie zmienną zależną jest badana zmienna losowa, a zmienną niezależną czas τ .

Zasadnicza procedura sprawdzenia stacjonarności badanej zmiennej losowej uwzględnia wykryty trend lub jego braku. Ciąg pomiarowy jest stacjonarny, jeżeli ma skończoną wariancję oraz kowariancja między obserwacjami nie zależy od czasu, a jedynie od odległości między obserwacjami. Podstawowym testem zastosowanym do badania stacjonarności jest rozszerzony test pierwiastka jednostkowego Dickey'a-Fullera ADF [36]. Rozszerzony test ADF uwzględnia możliwość występowania autokorelacji składnika losowego [37] poprzez odpowiedni dobór wartości krytycznej testu dla przyjętego w badaniu poziomu istotności $\alpha = 0,05$. Testem uzupełniającym badanie w całym zakresie pomiarowym jest test Kwiatkowskiego, Phillipsa, Schmidta i Shina KPSS [38].

Wyjściem z procedury (rys. 6.2.8) jest informacja o jednorodności badanych ciągów pomiarowych. Badany ciąg może zostać zakwalifikowany jako zależny stacjonarny lub zależny niestacjonarny. W zależności od uzyskanej informacji badane ciągi będą przetwarzane za pomocą odpowiednich modeli matematycznych.

Metody i modele do opracowania wyników pomiarów batymetrycznych Sonar i LiDAR

Jednym z celów matematycznego modelowania jest dopasowanie modelu do obserwowanych danych. Często stosowanym rozwiązaniem są modele regresyjne, które formalnie opisują stochastyczne zależności różnego rodzaju zjawisk od czynników je kształtujących i wyrażone są w formie odpowiedniego równania matematycznego. Przykładem są modele: prostej regresji, wielokrotnej liniowej regresji (WLR) lub wielowymiarowej wielokrotnej liniowej regresji (WWLR), w którym to modelu zmienną zależną opisano nie tylko jako skalar, ale również jako wektor. Równania regresji opisują zjawisko przyrodnicze w taki sposób, że można wyjaśnić je za pomocą zależności przyczynowo-skutkowej.

W niniejszym opracowaniu zbudowano model prostej liniowej regresji $\text{Sonar_Y} = f(\text{LiDAR_X})$, gdzie zmienną zależną są pomiary Sonar_Y, a niezależną wyniki pomiarów laserem LiDAR_X. Obliczono współczynniki regresji (β), błąd standardowy estymacji β (błąd std. β), współczynniki dolnej i górnej granicy wyrazu wolnego i zmiennej niezależnej LiDAR_X, test t testujący istotność każdego współczynnika regresji wyrażony w postaci ilorazu, współczynnik korelacji Pearsona (r), współczynnik determinacji (r^2), błąd standardowy estymacji. Ponadto, za pomocą globalnego testu F (Fishera-Snedecora) zbadano trzy równoważne hipotezy zerowe: $H_0: \beta_1=0$ – istotność współczynnika kierunkowego, $H_0: r^2=0$ – istotność współczynnika determinacji i $H_0: \beta_1x + \beta_0=y$ – istotność liniowego związku między analizowanymi zmiennymi, gdzie: β_1 jest współczynnikiem kierunkowym, β_0 jest wyrazem wolnym, a x i y odpowiednio zmienną niezależną i zależną. Weryfikowano hipotezę zerową, że zmienna niezależna x (LiDAR_X) nie wywiera wpływu na badaną zmienną zależną y (Sonar_Y). W modelu przyjęto poziom istotności $\alpha < 0,05$.

Do oceny jakości modelu zastosowano trzy miary statystyczne: średni błąd absolutny MAE (ang. mean absolute error), pierwiastek błędu średniokwadratowego RMSE (ang. root mean square error), współczynnik skuteczności Nasha i Sutcliffe'a NSE (ang. Nash-Sutcliffe efficiency).

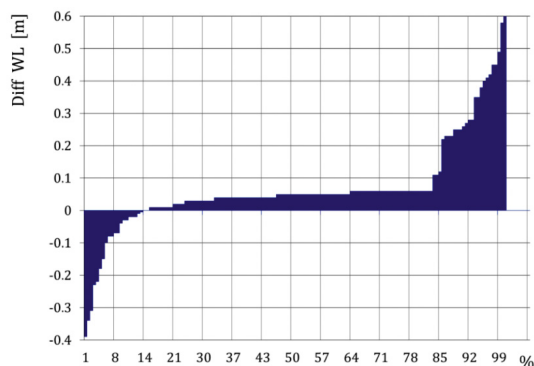
Wyniki badań

WERYFIKACJA METODY LIDAR W OKREŚLANIU ZASIĘGU LINII BRZEGOWEJ I POZIOMU ZWIERCIADŁA WODY

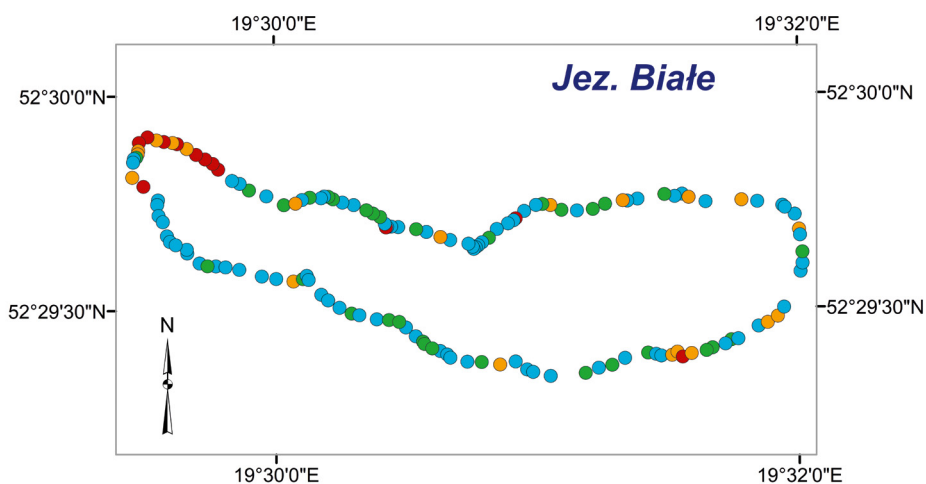
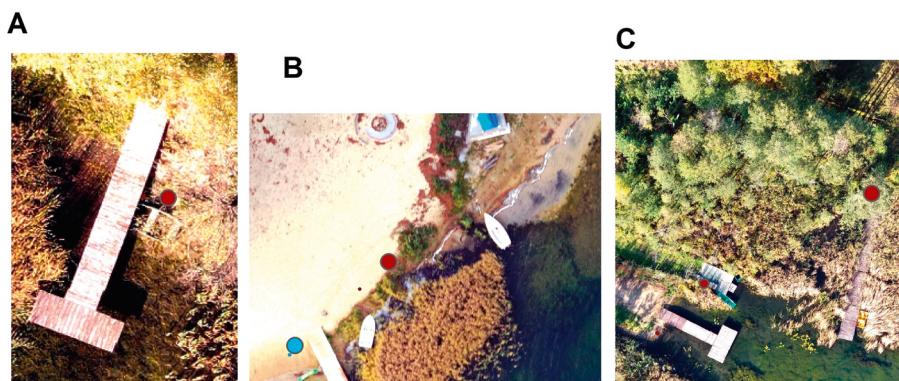
Poziom zwierciadła wody w Jeziorze Białym zweryfikowano, porównując wartości pobrane z DEM wygenerowanego z danych zielonej wiązki LiDAR, pokrywających dno jeziora w płytkiej strefie przybrzeżnej, z punktami geodezyjnymi pomierzonymi w strefach przybrzeżnych wyznaczającymi zasięg zwierciadła wody. Na wstępie wyeliminowano punkty, których NMT nie obejmował oraz punkty na transektach geodezyjnych, schodzące poniżej lustra wody. Procentowy rozkład różnic wskazań poziomu lustra wody (WL) wyznaczonych porównywanymi metodami przedstawiono na rysunku 6.2.9.

W 78% przypadków błąd był pomijalnie mały i nie przekraczał 6 cm. Ponadto 8% wartości jest zaniżonych, w tym 2% przekracza 30 cm. Znacznie większy odsetek odpowiada wartościom przeszacowanym, a aż 7% przekracza 30 cm, czyli zakres wahań poziomu zwierciadła wody. Średni błąd wyznaczenia wysokości terenu na podstawie LiDAR-u, przyjmując jako odniesienie pomiar geodezyjny, wynosi 7 cm (średnia bezwzględna wartości różnicy pomiarów zwierciadła wody przez LiDAR i geodezję). Odchylenie standardowe różnic wynosi 16 cm. Jezioro Lucieńskie nie zostało uwzględnione w powyższej analizie ze względu na właściwości zbiornika, które uniemożliwiały penetrację słupa wody wiązce laserowej, w związku z czym model DEM nie powstał na podstawie danych batymetrycznych z sklasyfikowanej chmury punktów LiDAR.

Na rysunku 6.2.10 przedstawiono przestrzenne zróżnicowanie wyników weryfikacji zwierciadła wody. Największe rozbieżności w pomiarach zwierciadła wody obiema metodami występują w północno-wschodniej strefie brzegowej, gdzie w wąskich pasach ścinanych trzcinowisk występują liczne pomosty. Interpretacja linii brzegowej na podstawie danych LiDAR często pokazuje w tych miejscach przebieg pomostu, a nie rzeczywistą linię brzegową. Inną przyczyną różnic może być jednostka pływająca zacumowana przy pomostach, zmieniająca swoje położenie podczas skanowania w stosunku do pomiaru geodezyjnego, co skutkuje niejednorodnością pomiaru (rys. 6.2.10.A-B). Innym problemem jest przekształcenie stref przybrzeżnych na skutek antropopresji. Przykładem może być wysypanie piasku na plażę (rys. 6.2.10.B), co przy rocznej różnicy między pomiarem geodezyjnym a skanowaniem LiDAR może być przyczyną niedokładności. Kolejnym zidentyfikowanym problemem, mogącym wpływać na różnice wysokości, jest występowanie gęstych koron drzew w granicy wodno-łądowej (linia brzegowa) (rys. 6.2.10.C) oraz bliskość trzcinowisk (rys. 6.2.10.A).



Rys. 6.2.9. Odchylenia odczytów poziomu zwierciadła wody mierzonych metodą LiDAR i geodezyjną [27].



Legenda

Odchylenia poziomu zw. wody [m]

- | | |
|-----------------|---------------|
| ● <-0.30 | ● 0.06 - 0.10 |
| ● -0.29 - -0.11 | ● 0.10 - 0.30 |
| ● -0.10 - -0.06 | ● >0.30 |
| ● -0.05 - 0.05 | |

0 0,150,3 0,6 0,9 1,2 Km

Rys. 6.2.10. Korekta zmierzonoego poziomu lustra wody z danych LiDAR do wyników pomiarów geodezyjnych. Przykłady najbliższego dopasowania zwierciadła wody i ich przyczyny: (A) – molo w bliskiej odległości od linii brzegowej, (B) – antropogeniczne zmiany wysokości brzegów, związane m.in. zasypywanie plaży piaskiem, (C) – występowanie zwartych koron drzew pokrywających wodno-ładowe linia graniczna (linia brzegowa) [27].

PORÓWNANIE WYNIKÓW POMIARÓW BATYMETRYCZNYCH METODAMI LiDAR/SONAR

Pomiary LiDAR wykonano przy niskim stanie wody: Jezioro Białe – 72,54 m n.p.m., Jezioro Lucieńskie – 72,89 m n.p.m. W tych warunkach długość linii brzegowej wyniosła odpowiednio 7,74 km i 10,13 km (łącznie z wyspą). W wyniku skaningu LiDAR uzyskano łącznie 70829903 punktów pomiarowych. Wyniki ich

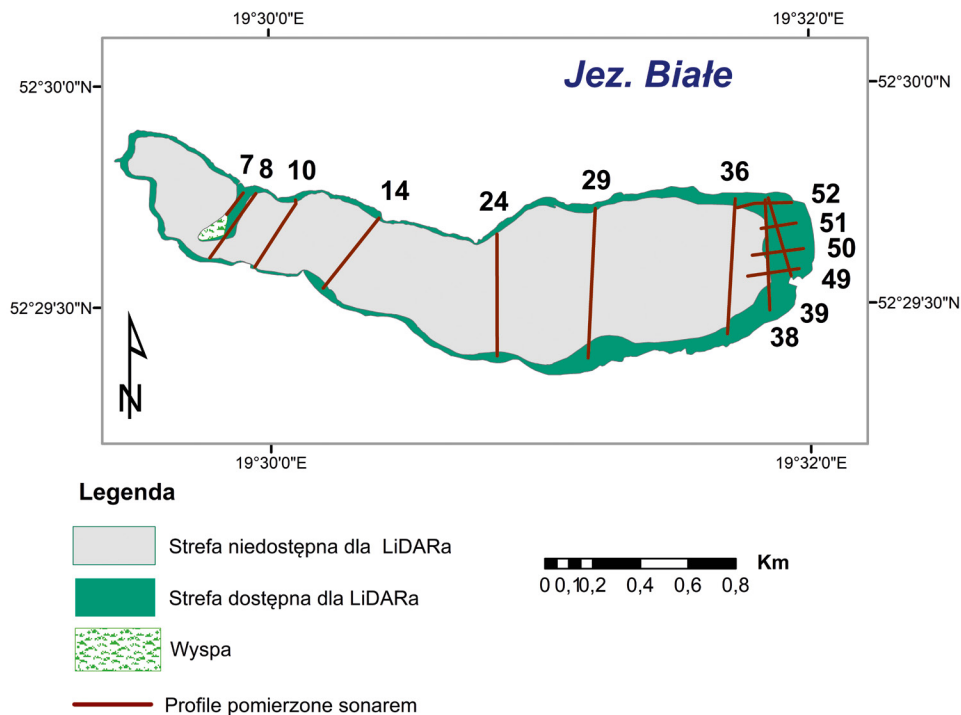
klasyfikacji przedstawiono w tabeli 6.2.3. Analizując wyniki pomiarów, należy zwrócić uwagę na skuteczność przeprowadzonej klasyfikacji (tab. 6.2.4).

Tab. 6.2.3. Liczba punktów pomiarowych wykonanych techniką LiDAR wg klas mierzonych obiektów [27].

Nazwa klasy punktów	Liczba punktów	
	Jez. Białe	Jez. Lucieńskie
	503118	48696
Powierzchnia terenu	18391	-
Niska roślinność	607667	1355998
Średnia roślinność	3188558	6981341
Wysoka roślinność	678452	1989941
Szумы	179326	8136833
Woda	19944183	23693284
Podwodne	3504119	-

Tab. 6.2.4. Dostępność strefy podwodnej dla sonaru i LiDAR [27].

Jezioro	Powierzchnia (ha)	Sonar (%)	Lidar (%)
Jez. Białe	148,09	85	20
Jez. Lucieńskie	197,69	88	0



Rys. 6.2.11. Strefa dna Jeziora Białego dostępna dla odczytów LiDAR wraz z lokalizacją transektów do porównania pomiarów zielonym LiDAR-em i sonarem [27].

Możliwość penetracji dna sonarem była większa w przypadku Jeziora Lucieńskiego, gdzie rzeźba dna jest mniej urozmaicona. Z kolei pomiary batymetrii LiDAR-em napotkały na ograniczenia. W przypadku Jeziora Lucieńskiego zielona wiązka LiDAR nie przeniknęła kolumny wody o słabej przezroczystości (widzialność krążka Secciego 0,5 m). W Jeziorze Białym, gdzie widzialność krążka Secchiego wynosiła 4 m, wiązka sięgnęła do głębokości 1,6 m, co pozwoliło na pomierzenie głębokości na 20% powierzchni zbiornika, zwykle w strefie przybrzeżnej (rys. 6.2.11). Na rysunku 6.2.12 zilustrowano wybrane przekroje głębokościowe misy jeziornej uzyskane dwiema porównywanymi metodami. Wspólne pomiary objęły strefę wyznaczoną przez głębokości od 0,5 do 1,6 m i te posłużyły do porównawczych analiz statystycznych. Łącznie wybrano 1359 par punktów.

WYNIKI I OCENA STATYSTYCZNA PORÓWNANIA POMIARÓW BATYMETRYCZNYCH SONAR I LiDAR

Badania statystyczne ciągów pomiarowych Sonar_Y i LiDAR_X potwierdziły ich zależność i stacjonarność. Test serii wykazał, że dla każdej analizowanej zmiennej liczba obserwacji powyżej i poniżej mediany była różna (rys. 6.2.13), a p-wartość była mniejsza od przyjętego w badaniu poziomu istotności $\alpha = 0,05$ (tab. 6.2.5). W takiej sytuacji uznano, że weryfikowaną hipotezę zerową o niezależności badanej zmiennej losowej należy odrzucić. Uznano, że realizacje obu ciągów nie mają charakteru losowego, a ich dobór do próby podlega tendencji lub cykliczności, tzn. badane zmienne losowe są zależne. Badania autokorelacji obu serii pomiarowych pokazano na rysunku 3.2.14. Na wykresach nie wykryto wahań okresowych.

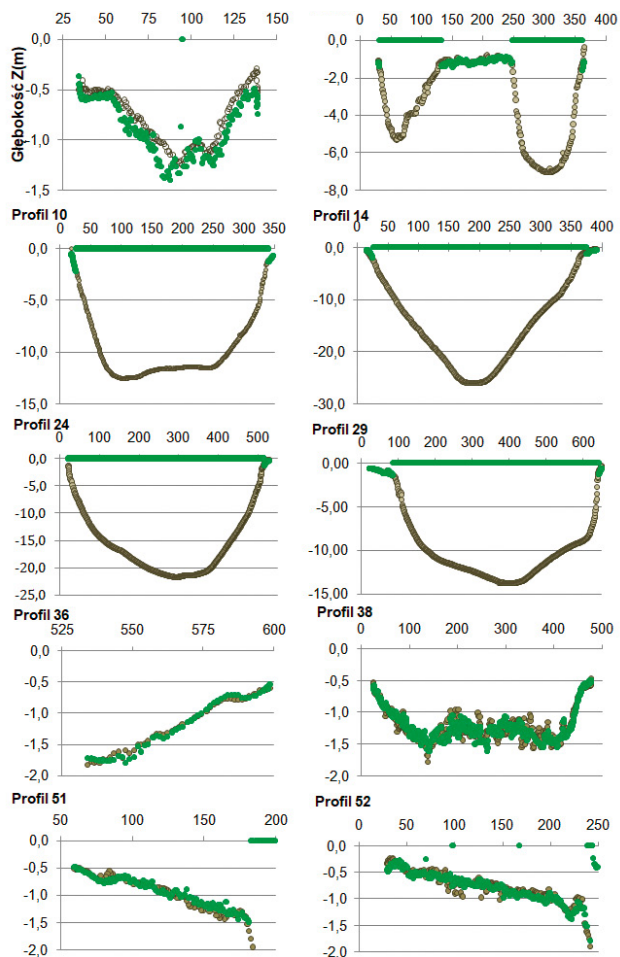
Sprawdzenie stacjonarności rozszerzonego testu Dickey'a-Fullera wskazało, że statystyka ADF jest niższa od wartości krytycznej przy poziomie istotności $\alpha = 0,05$ (tab. 6.2.5). W związku z tym, należy odrzucić H_0 o występowaniu w obu badanych ciągach pierwiastka jednostkowego na rzecz hipotezy alternatywnej o stacjonarności badanych zmiennych losowych. Podobny wynik oceny stacjonarności uzyskano za pomocą testu Kwiatkowskiego, Phillipsa, Schmidta i Shina. Statystyka testowa w obu przypadkach była wyższa od przyjętej w badaniu wartości krytycznej, zatem nie było podstaw do odrzucenia H_0 o stacjonarności badanych zmiennych losowych (tab. 6.2.5).

Przeprowadzone w dalszej kolejności badania w strefach brzegowych Jez. Białego potwierdziły istotną statystycznie zależność liniową między pomiarami uzyskanymi z Sonaru i z LiDAR u (tab. 6.2.6).

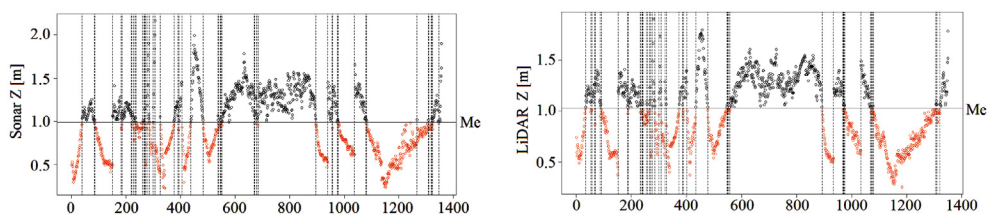
Do modelowania zależności $\text{Sonar_Y} = f(\text{LiDAR_X})$ zastosowano model liniowy (rys. 6.2.15). Wyniki analizy regresji prostej potwierdziły istnienie istotnego liniowego wpływu zmiennej losowej LiDAR_X na badaną zmienną zależną Sonar_Y, z $p < 0,05$ (pogrubione wartości w tab. 6.2.7). Test F-Fishera ma wartość zdecydowanie większą od p testowego. Co oznacza, że odrzucana jest hipoteza zerowa, że nie ma relacji między zmienną niezależną a zależną.

Wyniki oceny jakości modelu $\text{Sonar_Y} = f(\text{LiDAR_X})$ wg miar statystycznych przedstawia tabela 6.2.8. Uzyskano wysokie miary jakości uzyskanego modelu.

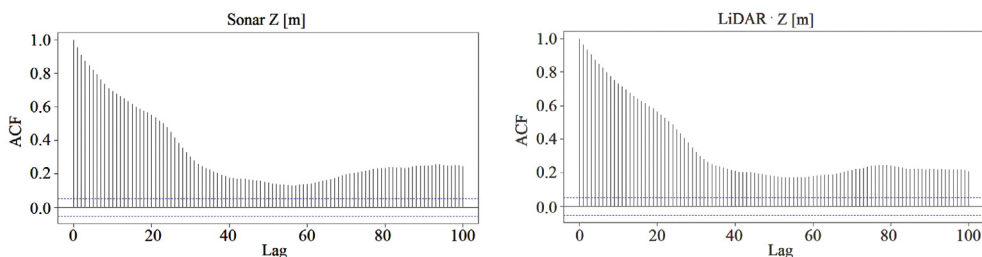
Pogrubione wartości wskazują na istotność wyników przy założonym poziomie istotności $p < 0,05$.



Rys. 6.2.12. Porównanie wyników pomiarów batymetrycznych metodą sonarową (szary) i Green LiDAR (zielony) w wybranych profilach na Jeziorze Białym. Profile 7, 8 – przecinają progi we wschodniej części jeziora. Profile 10, 14, 29 – przecinają środkową część misy. Profile 36, 38, 49 – przecinają strefę przybrzeżną w zachodniej części jeziora (z roślinnością podwodną). Profile 50, 51, 52 – przecinają stok i strefa płytkiej wody w zachodniej części jeziora [27].



Rys. 6.2.13. Wykres weryfikujący liczbę obserwacji powyżej i poniżej mediany, jak również liczbę przebiegów w górę i w dół dla ciągów pomiarowych Sonar_Y i LiDAR_X za pomocą testu serii.



Rys. 6.2.14 Funkcja autokorelacji ciągów pomiarowych wykonanych za pomocą Sonaru i Lasera dla opóźnienia, Lag = 100 [27].

Tab. 6.2.5. Analiza niejednorodności ciągów pomiarowych wykonanych przy pomocy Sonaru i LIDAR przy poziomie istotności $\alpha = 0,05$. Pogrubiona czcionka wskazuje na zależność losową, stacjonarność i istotność trendu [27].

	Sonar [m]	LiDAR [m]
Sprawdzenie niezależności TEST ZALEŻNOŚCI WALDA-WOLFOWITZA		
I. obs. powyżej/poniżej Me	678/679	676/674
p-wartość	<2,2e-16	<2,2e-16
Ocena zmiennej	zależna	zależna
Identyfikacja występowania i wpływu wahań okresowych TEST AUTOKORELACJI (opóźnienie Lag = 100) – TESTY ACF I PACF		
Występują (+)	(-)	(-)
Sprawdzenie stacjonarności z uwzględnieniem trendu lub braku trendu TEST DICKEY'A-FULLERA, ADF		
Statystyka ADF	-3,8674	-3,8434
ADFCr. = -3.41 (z trendem)		
Lag	11	11
p-value	0,0156 istotny	0,0168 istotny
Ocena zmiennej	stacjonarna	stacjonarna
TEST KWIATKOWSKIEGO-PHILLIPSA-SHMIDTA-SHINA, KPSS		
Statystyka KPSS	1,3121	1,3520
KPSScr. = 0.463		
Lag	7	7
p-value	0,01 istotny	0,01 istotny
Ocena zmiennej	stacjonarna	stacjonarna

Tab. 6.2.6. Korelacje między pomiarami wykonanymi za pomocą Sonaru i LiDARu oraz wyniki nieparametrycznego testu Manna-Kendalla.

Nachylenie liniowe (Slope) wyznaczono dla poziomu istotności $\alpha = 0,05$ [27].

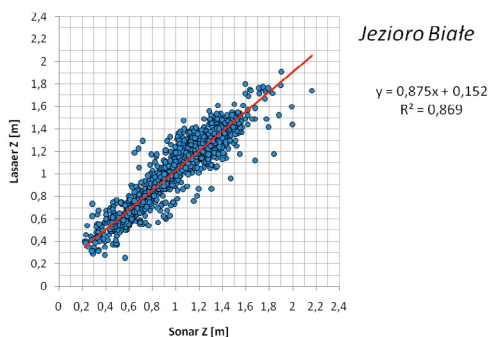
Zmienna losowa	Obserwacje	
	Sonar_Y (zależna)	LiDAR_X (niezależna)
NIEPARAMETRYCZNE I PARAMETRYCZNE WSPÓŁCZYNNIKI KORELACJI		
Współczynnik korelacji Spearmana	0,9328 dla $p < 2,22e-16$	
Współczynnik korelacji Kendalla	0,7838 dla $p < 2,2e-16$	
Współczynnik korelacji Pearsona	0,9324 dla $p < 2,2e-16$	
CECHY TRENDU		
Mann-Kendalla	-0,0091	-0,0502
p-wartość	0,6168	0,0057
Nachylenie	-1,3089	-6,40e-05
Górna granica	3,95e-05	-1,12e-04
Dolna granica	-6,53e-05	-1,48e-05

Tab. 6.2.7. Wyniki analizy regresji prostej, gdzie zmienną zależną są pomiary Sonar_Y, a zmienną niezależną pomiary Laser_X o liczebności, n = 1359 [27].

	β	Błąd std. β	Dolna granica	Górna granica	t(n-2)	Poziom p
Sonar_Y	R = 0,8694, R2 = 0,8693, F(1,1357) = 9032, Błąd std. estym. = 0,1218, n = 1359					
Wyraz wolny	-0,0239	0,0110	-0,0456	-0,0022	-2,165	0,0305
LiDAR_X	0,9929	0,0104	0,9724	1,0113	95,036	<2,2e-16

Tab. 6.2.8. Wyniki sprawdzenia poprawności modelu liniowej regresji LM.

Zmienna losowa	Obserwacje
Urządzenie	Sonar_Y
Miary jakości modelu	
MAE	0,0882
RMSE	0,1220
NSE	0,8693



Rys. 6.2.15. Regresja liniowa wyników pomiaru głębokości wykonanych Sonarem (zmienna zależna) i LiDAR-em (zmienna niezależna) [27].

Dyskusja

Ocena zasięgu zwierciadła wody w strefie przybrzeżnej naturalnych jezior jest jednym z trudniejszych technicznie zadań ze względu na zarastanie brzegów i związane z tym ograniczenia przemieszczania się łodzi, z której dokonuje się pomiarów. Krzewy i drzewa uniemożliwiają również zobrazowania technikami lotniczymi teledetekcji pasywnej i fotogrametrii co w konsekwencji nie pozwala na precyzyjną ocenę przebiegu linii brzegowej [39, 40]. Z kolei występowanie mokradeł ogranicza dostępność brzegów dla pomiarów geodezyjnych z ładu [41, 42]. Dodatkowo, silna antropopresja przyczynia się do częstych zmian ukształtowania brzegów w krótkim czasie (np. budowa pomostów, usypywanie sztucznych plaż, wyciągnięcie szuwaru). W interpretacji obrazowania z powietrza problemem mogą być np. cumujące przy brzegu jednostki pływające, których wpływ na rejestrację LiDAR powinien być skorygowany. Podobnie jest z badaniem ukształtowania dna jeziora, gdzie roślinność denna oraz pólplynne osady stanowią przeszkodę w rejestracji i interpretacji danych sonarowych, przez co wymagają szczegółowej interpretacji wszystkich danych pozyskiwanych z wody, ładu i powietrza. Z uwagi na ten fakt, LiDAR staje się atrakcyjną technologią pomiarową, umożliwiającą dokładne mapowanie strefy brzegowej [19]. Jednak, jeśli zależy nam

na wynikach w zakresie całego jeziora, a nie jedynie strefy brzegowej, badania powinny być prowadzone różnymi metodami (LiDAR i Sonar) i uzupełnione przez pomiary geodezyjne oraz obserwacje z pokładu BSP, co zwiększa możliwość interpretacji danych.

Przeprowadzona analiza możliwości wykorzystania skanera wyposażonego w wiązkę zieloną i podczerwoną daje akceptowalne wyniki detekcji rzędnej linii brzegowej, porównywalne z wynikami otrzymywanymi przez innych autorów [43, 44]. Możliwości detekcji zmniejszały się w obszarach pokrytych gęstą roślinnością w strefie nadbrzeżnej i przybrzeżnej. W takich przypadkach dane LiDAR weryfikowano poprzez równoczesne wykonywanie zdjęć UAV i na tej podstawie eliminowano punkty wątpliwe. Uśrednione wartości odchyłek pomiędzy danymi pozyskanymi metodami LiDAR i GNSS oscylowały w przedziale dokładności pomiarowej. W analizie szczegółowej różnice w określaniu rzędnej linii brzegowej osiągały ekstremalnie w kilku przypadkach 0,6 m, a średnie odchyłki wyrażone wartością odchylenia standardowego nie przekraczały 0,16 m. Wynik ten należy uznać za satysfakcjonujący z uwagi na ograniczenia technologii LiDAR i GNSS.

Skuteczność pomiarów głębokości dla zarejestrowanych odbić światła w zakresie wiązki zielonej została pozytywnie zwalidowana. LiDAR nie wykazywał istotnych trudności, jeśli chodzi o penetrację wody przy występowaniu roślinności wodnej w strefie przybrzeżnej (w porównaniu do techniki Sonar). Pomiary ukształtowania dna dwoma metodami LiDAR i Sonar dały podobne rezultaty, a korelacje między danymi z obu źródeł wykazują silny związek statystyczny. W świetle uzyskanych wyników analizy porównawczej dopuszczalna jest teza, że pomiar wykonany technologią Sonar można uzupełnić/zastąpić technologią LiDAR na obszarze wykraczającym poza tradycyjne transekty pomiarowe. Szczególnie dobre wyniki uzyskano dla głębokości zbiornika w przedziale od 0 do 1,6 m. Na uwagę zasługuje fakt, że skaner zielony był w stanie pozyskać wiarygodne dane na minimalnej głębokości 0,15 m, podczas gdy Sonar dawał możliwość rejestracji dopiero od 0,4 m. Zbliżone wnioski uzyskali również Corti Meneses i in. [45]. W podobnym porównaniu tych technologii [42] uzyskiwano brak korelacji w przypadku głębokości poniżej 10 cm. O trudnościach w uzyskaniu wysokich dokładności pomiarowych dla wód o głębokościach kilkucentymetrowych pisali też inni autorzy [21]. Jednocześnie należy zauważyć dużą zaletę i przewagę techniki dwuwiązkowego systemu LiDAR, przejawiającą się możliwością mapowania obszarowego, dzięki czemu uzyskane wyniki nie odbiegając jakością od sonaru mierzącego w wytypowanych transektach i dają możliwość opracowania warstwy ciągłej NMT dna.

Ograniczeniem dla metody LiDAR jest słaba przezroczystość wody, co udowodniły wyniki jednoczesnych pomiarów na dwóch jeziorach Białym i Lucieńskim. Wyniki skanowania obu jezior są od siebie różne. Na Jeziorze Lucieńskim nie stwierdzono punktów odbicia zielonego lasera od dna. Jest to związane z niską przejrzystością wody w tym akwenie – przy średniej przejrzystości Secchi Dysk poniżej 1,4 m penetracja światła jest praktycznie niemożliwa [46, 47]. W przypadku Jeziora Białego zidentyfikowano ponad 3,5 miliona punktów LiDAR zaklasyfikowanych jako dno, pokrywających w sumie ok. 20% powierzchni zbiornika (wartość widzialności krążka Secchiego dla jeziora Białego = 4,7 m) z maksymalną zmierzoną głębokością 1,6 metra. Daje to możliwości pomiaru strefy wód płytkich, w tym strefy brzegowej trudno dostępnej do pomiaru zarówno z wykorzystaniem tradycyjnej geodezji, jak i metody sonarowej. W porównaniu do innych skanerów LiDAR stosowanych do pomiarów batymetrycznych, testowany przez nas LiDAR ma stosunkowo niską wydajność ok. 30% widzialności krążka Secchiego). Tymczasem, jak podaje Quadros [48], maksymalna głębokość jaką udało się zmierzyć przy pomocy LiDARa Hawkeye II wyniosła 13,65 m. Znaczna różnica zasięgu detekcji dna jest prawdopodobnie spowodowana mniejszą mocą stosowanego przez nas

skanera (ok. 0,6 mJ). Jednak głównym ograniczeniem jest tu brak przejrzystości wody. W literaturze tematu [49, 50] autorzy nie podają zmierzonej przezroczystości wody w trakcie nalotu, podczas gdy w badanych przez nas jeziorach różnica jest bardzo wyraźna, przy jednoczesnym wykonaniu skanowania obu zbiorników w tym samym czasie oraz położeniu ich w bezpośrednim sąsiedztwie.

Ponownie więc należy zauważyć, że przewagą zastosowanego rozwiązania jest technika wykonania pomiarów powierzchniowych, w wyniku których uzyskujemy możliwość mapowania strefy brzegowej. Metoda geodezyjna, z powodu trudnego dostępu w porośniętych szuwarami wypłyeniach zbiorników, staje się nieefektywna, a metoda sonar jest ze względu na zbyt duże płycizny wręcz niewykonalna. Dzięki skaningowi z wykorzystaniem wiązki światła zielonego, uzyskujemy możliwość mapowania stref przybrzeżnych naturalnych zbiorników wodnych do tej pory niedostępnych bez naruszenia ich stanu ekologicznego, przy jednoczesnej opcji wykorzystania wiązki w podczerwieni do skanowania i mapowania terenu powyżej linii brzegowej.

Wnioski

Pomiary technologią LiDAR umożliwiły opracowanie mapy wysokościowej dna Jeziora Białego w strefie brzegowej i płytkich wód, a liczba zarejestrowanych odbić w tej strefie sięgała 3,5 mln punktów. W odróżnieniu od niego, na Jeziorze Lucieńskim skaning laserowy nie dostarczył wyników w postaci punktów odbicia od dna z wyjątkiem wąskiej strefy przy linii brzegowej. Przyczyną upatrywać należy w bardzo małej przejrzystości wody w tym zbiorniku. Można w tym przypadku wykluczyć wpływ parametrów skanera oraz warunków meteorologicznych, ponieważ pomiary Jeziora Białego i Jeziora Lucieńskiego były wykonywane tym samym sensorem i w tym samym czasie, a jak pokazano wyżej odczyty z dna Jeziora Białego są wyraźne. W świetle przeprowadzonych badań należy stwierdzić, że w przypadku badania płytkich stref jezior o dobrych warunkach optycznych, pomiary głębokości metodą sonarową można uzupełnić technologią LiDAR. Największy wpływ na wyniki miały charakterystyki przejrzystości wody, a zwarta pokrywa roślinna występująca przy linii brzegowej wpływała raczej na możliwości detekcji tej linii. Aczkolwiek, aby uzyskać większą dokładność pomiaru, należy odfiltrować punkty zaklasyfikowane jako szuwar. Zagadnieniem otwartym pozostaje automatyzacja tego procesu, co jest trudne, biorąc pod uwagę zróżnicowanie cech roślinności (gęstość skład, gatunkowy).

Sondowanie dna jeziora metodą sonar ma pewne ograniczenia w płytkiej części strefy litoralnej. W porównaniu do niej, technologia LiDAR pozwoliła ww. trudności przezwyciężyć. Sprawdzała się w płytkiej strefie zarastania jeziora i umożliwiła mapowanie stref, w które nie mogła wpłynąć łódź pomiarowa wyposażona w sonar, jednak przy założeniu przejrzystości wody. Przekłada się to również na możliwość detekcji linii brzegowej, której dokładność jest bardzo wysoka w sytuacji dostatecznej penetracji wód jeziora, natomiast spada przy braku tej przejrzystości. Tym samym, przy planowaniu pomiarów za pomocą LiDAR konieczna jest wcześniejsza ocena stanu jeziora i wykluczenie z terminarza badań okresów zakwitów fitoplanktonu czy występowania innych elementów zawiesiny ograniczających transmisję światła (np. barwna rozpuszczalna materia organiczna, cząsteczki mineralne). Należy brać pod uwagę indywidualne charakterystyki każdego ze zbiorników wodnych. Nawet te znajdujące się w niewielkiej odległości i o podobnym kształcie misy jeziornej, mogą znacząco się różnić.

W obu metodach można poprawić dokładność odczytów poprzez wprowadzenie poprawek na występowanie półpłynnych osadów jeziornych, identyfikację roślinności podwodnej o różnej zwartości i wyeli-

minowanie elementów zatopionych. Można to zrobić korzystając z zapisów sonaru bocznego, wspomagając się manualnym pobieraniem roślinności zanurzonej (np. za pomocą grabi, chwytaków itp.). Ta metoda jest bardzo pracochłonna i wydłuża czas pracy w terenie. Stąd dalsze wdrożenia powinny zmierzać do automatyzacji procesu wprowadzania poprawek.

Wyznaczanie linii brzegowej i mapowanie strefy brzegowej przy pomocy technologii LiDAR wymaga niewielkiego nakładu pracy w terenie. Dzięki temu, że koszty nalołów spadają sukcesywnie wraz z rozwojem dostępnych technologii, LiDAR staje się atrakcyjnym rozwiązaniem dla limnologów, umożliwiającym mapowanie strefy brzegowej z dokładnością nieporównywalną do innych metod. Wyniki tego typu badań mogą służyć do oceny zasobów dynamicznych jezior, ochrony zasobów w czasie suszy, oceny hydromorfologicznej itp. W związku z powyższym, technologia LIDAR nadaje się do mapowania płytkich stref przybrzeżnych z zastrzeżeniem, że jest to możliwe w relatywnie przejrzystych wodach.

Ze względu na właściwości obu urządzeń (sonar i LiDAR), mają one potencjał do równoczesnego stosowania – sonar przy mapowaniu sublitoralu i pelagialu, a LiDAR przy mapowaniu litoralu – i fuzję otrzymanych zestawów danych w celu stworzenia całościowego obrazu dna akwenu. Tak powstały planu batymetrycznego nie tylko łączy ze sobą dane zebrane przez oba urządzenia pomiarowe i informacje wynikające z każdego z nich z osobna, ale pozwala także na porównanie ich w części wspólnej, co może być podstawą do naniesienia korekt na oba zestawy danych.

Podziękowania

Autorzy pragną podziękować Maciejowi Szmierce, Maciejowi Wagnerowi, Bartoszowi Borkowskiemu i Pawłowi Gołubowskiemu z PSHM IMGW-PIB za aktywność i udział w pracach pomiarowych.

Źródła

- [1] Guidelines for the Integrated Management of the Watershed – Phytotechnology and Ecohydrology, 2004, M. Zalewski, I. Wagner-Lotkowska (red.), UNEP/IETC(05)/F885/no. 5, 246 s., <https://digital-library.un.org/record/498035?v=pdf> (dostęp 12.04.2024).
- [2] Ostendorp W., Schmieder K., Johnk K., 2004, Assessment of human pressures and their hydromorphological impacts on lakeshores in Europe, *International Journal of Ecohydrology and Hydrology*, 4, 379-395.
- [3] Siligardi M., Zennaro B., Nowicka B., Nadolna A., 2016, SFI –Metoda oceny funkcjonalności stref brzegowych jezior, *Gospodarka Wodna*, 12, 410-417.
- [4] Nowicka B., Nadolna A., 2012, Shore zone functionality (case study – Lake Charzykowskie, [w:] Anthropogenic and natural transformations of lakes, Vol. 6, A. Grześkowiak, B. Nowak, B. Grzonka (red.), IMGW-PIB, Poznań, 115-124.
- [5] Hellsten S., Dudley B., 2006, Hydromorphological pressures in lakes, [w:] Indicators and methods for the ecological status assessment under the Water Framework Directive: Linkages between chemical and biological quality of surface waters, A. Solimini, A.C. Cardoso, A.S. Heiskanen (red.), Office for Official Publications of the European Communities.
- [6] Mc Parland C., Barrett O., 2009, Hydromorphological Literature Reviews for Lakes, Science Report, Environment Agency, Bristol, 59 s.

- [7] Fischer P., Ohl U., Wacker N., 2004, Effects of seasonal water level fluctuations on the benthic fish community in lakes – a case study of juvenile burbot (*Lota lota* L.), *Ecohydrology and Hydrobiology*, 4 (4), 481-486.
- [8] Brauns M., Garcia X.F., Pusch M.T., 2008, Potential effects of water-level fluctuations on littoral invertebrates in lowland lakes. *Water-Level Fluctuations in Lakes*, *Hydrobiologia*, 613, 5-12, DOI: 10.1007/s10750-008-9467-0.
- [9] 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, EUR-Lex.
- [10] Soszka H., Kutyla S., 2015, Obserwacje hydromorfologiczne jezior, IOŚ-PIB, Warszawa.
- [11] Pan Z., Glennie C., Fernandez-Diaz J.C., Shrestha R., Carter B., Hauser D., Sartori M., 2016, Fusion of bathymetric LiDAR and hyperspectral imagery for shallow water bathymetry, [w:] 2016 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS), 3792-3795, DOI: 10.1109/IGARSS.2016.7729983.
- [12] Parrish C.E., Magruder L.A., Neuenschwander A.L., Forfinski-Sarkozi N., Alonzo M., Jasinski M., 2019, Validation of ICESat-2 ATLAS bathymetry and analysis of ATLAS's bathymetric mapping performance, *Remote Sensing*, 11 (14), DOI: 10.3390/rs11141634.
- [13] Yeu Y., Yee J.J., Yun H.S., Kim K.B., 2018, Evaluation of the accuracy of bathymetry on the Nearshore coastlines of Western Korea from satellite altimetry, multi-beam, and airborne bathymetric LiDAR, *Sensors*, 18 (9), DOI: 10.3390/s18092926.
- [14] Bandini F., Olesen D.H., Jakobsen J., Kittel C.M.M., Wang S., Garcia M., Bauer-Gottwein P., 2018, Bathymetry observations of inland water bodies using a tethered single-beam sonar controlled by an unmanned aerial vehicle, *Hydrology and Earth System Sciences*, 22 (8), 4165-4181, DOI: 10.5194/hess-22-4165-2018.
- [15] Arseni M., Voiculescu M., Georgescu L.P., Iticescu C., Rosu A., 2019, Testing different interpolation methods based on single beam echosounder river surveying. Case study: Siret River, *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 8 (11), DOI: 10.3390/ijgi8110507.
- [16] Diaconu D.C., Bretcan P., Peptenatu D., Tanisla, D., Mailat E., 2019, The importance of the number of points, transect location and interpolation techniques in the analysis of bathymetric measurements, *Journal of Hydrology*, 570, 774-785, DOI: 10.1016/j.jhydrol.2018.12.070.
- [17] Conner J.T., Tonina D., 2014, Effect of cross-section interpolated bathymetry on 2D hydrodynamic results in a large river, *Earth Surface Processes and Landforms*, 39 (4), 463-475, DOI: 10.1002/esp.3458.
- [18] Zhao J., Zhao X., Zhang H., Zhou F., 2017, Shallow water measurements using a single green laser corrected by building a near water surface penetration model, *Remote Sensing*, 9 (5), DOI: 10.3390/rs9050426.
- [19] Sesli F.A., Caniberk M., 2015, Estimation of the coastline changes using LIDAR, *Acta Montanistica Slovaca*, 20 (3), 225-233.
- [20] Saylam K., Brown R.A., Hupp J.R., 2017, Assessment of depth and turbidity with airborne Lidar bathymetry and multiband satellite imagery in shallow water bodies of the Alaskan North Slope, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 58, 191-200, DOI: 10.1016/j.jag.2017.02.012.
- [21] Szafarczyk A., Toś C., 2023, The use of green laser in LiDAR bathymetry: state of the art and recent advancements, *Sensors*, 23 (1), DOI: 10.3390/s23010292.

- [22] Li S., Su D., Yang F., Zhang H., Wang X., Guo Y., 2022, Bathymetric LiDAR and multibeam echo-sounding data registration methodology employing a point cloud model, *Applied Ocean Research*, 123, DOI: 10.1016/j.apor.2022.103147.
- [23] Yang A., Wu Z., Yang F., Su D., Ma Y., Zhao D., Qi C., 2020, Filtering of airborne LiDAR bathymetry based on bidirectional cloth simulation, *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 163, 49-61, DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2020.03.004.
- [24] Kutser T., Miller I., Jupp D.L.B., 2006, Mapping coral reef benthic substrates using hyperspectral space-borne images and spectral libraries, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 70 (3), 449-460, DOI: 10.1016/j.ecss.2006.06.026.
- [25] Atlas Jezior Polskich, 1997, Tom 2, J. Janczak (red.), Bogucki Wyd. Nauk., IMGW, Poznań.
- [26] Brykała D., 2009, Przestrzenne i czasowe zróżnicowanie odpływu rzecznoego w dorzeczu Skrzywy Lewej, IGI PAN, Prace Geograficzne, 221, 142 s.
- [27] Chormański J., Nowicka B., Więckowski A., Ciupak M., Józwiak J., Figura T., 2021, Coupling of dual channel waveform als and sonar for investigation of lake bottoms and shore zones, *Remote Sensing*, 13 (9), DOI: 10.3390/rs13091833.
- [28] Ciupak M., 2021, Niepewność w prognozowaniu hydrologicznym, IMGW-PIB, Warszawa, 173 s.
- [29] Hawkins D., 1980, Identification of Outliers, Springer Dordrecht, 188 s., DOI: 10.1007/978-94-015-3994-4.
- [30] Ben-Hur A., Horn D., Siegelman H.T., Vapnik V., 2001, Support vector clustering, *Journal of Machine Learning Research*, 2, 125-137.
- [31] Wald A., Wolfowitz J., 1940, On a test whether two samples are from the same population, *The Annals of Mathematical Statistics*, 11, 147-162, DOI: 10.1214/aoms/1177731909.
- [32] Anderson R.L., 1941, Distribution of the serial correlation coefficient, *The Annals of Mathematical Statistics*, 8 (1), 1-13, DOI: 10.1214/aoms/1177731638.
- [33] Spearman C., 1904, The proof and measurement of association between two thigs, *The American Journal of Psychology*, 15 (1), 72-101, DOI: 10.2307/1412159.
- [34] Hamed K.H., 2008, Trend detection in hydrologic data: the Mann-Kendall trend test under the scaling hypothesis, *Journal of Hydrology*, 349 (3-4), 350-363, DOI: 10.1016/j.jhydrol.2007.11.009.
- [35] Kala R., 2002, Statystyka dla przyrodników, Wydawnictwo Akademia Rolnicza w Poznaniu, Poznań, 232 s.
- [36] Dickey D.A., Fuller W.A., 1979, Distribution of the estimators for autoregressive time series with a unit root, *Journal of the American Statistical Association*, 74 (366), 427-431, DOI: 10.2307/2286348.
- [37] Charemza W., Deadman D., 1997, Nowa ekonometria, PWE, Warszawa, 292 s.
- [38] Kwiatkowski D., Phillips P.C.B., Schmidt P., Shin Y., 1992, Testing the null hypothesis of stationarity against the alternative of a unit root: how sure are we that economic time series have a unit root?, *Journal of Econometrics*, 54 (1-3), 159-178, DOI: 10.1016/0304-4076(92)90104-Y.
- [39] Paravididakis V., Ragia L., Moirogiorgou K., Zervakis M.E., 2018, Automatic coastline extraction using edge detection and optimization procedures, *Geosciences*, 8 (11), DOI: 10.3390/geosciences8110407.
- [40] Sabuncu A., Dogru A., Ozener H., Turgut B., 2016, Detection of coastline deformation using remote sensing and geodetic surveys, *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 41, 1169-1174, DOI: 10.5194/isprs-archives-XLI-B8-1169-2016.

- [41] Nowicka B., Nadolna A., Grzeskowiak A., 2012, The use of echo sounder and side scan sonar in research of Lake Charzykowski, [w:] *European Lakes Under Environmental Stressors (Supportinglake governance to mitigate the impact of climate change)*, Project EuLakes, Ref. Nr. 2CE243P3, Poland full raport 3.3.4.
- [42] Góraj M., Karsznia K., Sikorska D., Hejduk L., Chormański J., 2018, Multi-wavelength airborne laser scanning and multispectral UAV-borne imaging. Ability to distinguish selected hydromorphological indicators, [w:] *Science and technologies in geology, oil and gas exploration, water resources, forest ecosystems*, 18th International Multidisciplinary Scientific Geoconference SGEM 2018, 3-6 grudnia 2018, Wiedeń, Austria, STEF92 Technology Ltd., DOI: 10.5593/sgem2018V/1.5/S02.045.
- [43] Morsy S., Shaker A., El-Rabbany A., 2018, Using multispectral airborne LiDAR data for land/water discrimination: a case study at Lake Ontario, Canada, *Applied Sciences*, 8 (3), DOI: 10.3390/app8030349.
- [44] Agrafiotis P., Skarlatos D., Georgopoulos A., Karantzas K., 2019, Shallow water bathymetry mapping from UAV imagery based on machine learning, *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 42, 9-16.
- [45] Corti Meneses N., Baier S., Geist J., Schneider T., 2017, Evaluation of green-LiDAR data for mapping extent, density, and height of aquatic reed beds at Lake Chiemsee, Bavaria – Germany, *Remote Sensing*, 9 (12), DOI: 10.3390/rs9121308.
- [46] Saylam K., Hupp J.R., Andrews J.R., Averett A.R., Knudby A.J., 2018, Quantifying airborne lidar bathymetry quality-control measures: a case study in Frio River, Texas, *Sensors*, 18 (12), DOI: 10.3390/s18124153.
- [47] Tamari S., Guerrero-Meza V., Rifad Y., Bravo-Inclán L., Sánchez-Chávez J.J., 2016, Stage monitoring in turbid reservoirs with an inclined terrestrial near-infrared Lidar, *Remote Sensing*, 8 (12), DOI: 10.3390/rs8120999.
- [48] Quadros N.D., 2013, Unlocking the characteristics of bathymetric lidar sensors, *Lidar Magazine*, 3 (6).
- [49] Richter K., Maas H.G., Westfeld P., Weiß R., 2017, An approach to determining turbidity and correcting for signal attenuation in airborne lidar bathymetry, *PFG – Journal of Photogrammetry, Remote Sensing and Geoinformation Science*, 85 (1), 31-40, DOI: 10.1007/s41064-016-0001-0.
- [50] Launeau P., Giraud M., Robin M., Baltzer A., 2019, Full-waveform LIDAR fast analysis of a moderately turbid bay in Western France, *Remote Sensing*, 11 (2), DOI: 10.3390/rs11020117.

7. ZASTOSOWANIE NOWOCZESNYCH TECHNOLOGII POMIAROWYCH W ZARZĄDZANIU ZASOBAMI WODNYMI

AUTORZY: NATALIA STROJNA

Zmiana klimatu wymaga systematycznego dostosowywania się do nowych warunków środowiskowych, zagrożeń oraz problemów w zakresie gospodarki wodnej. Jednocześnie coraz ważniejsze staje się sprawne zarządzanie zasobami wodnymi. Rozwój nowoczesnych technologii pomiarowych wspiera monitoring środowiskowy. W ostatnich dekadach najszybszy postęp występuje w zakresie teledetekcji satelitarnej, której rozdzielczość czasowa i przestrzenna uległa znacznej poprawie, nie tylko dzięki nowym misjom i nowoczesnym czujnikom, ale też dzięki ulepszeniu metod i modeli wykorzystywanych w ewaluacjach. Techniki satelitarne umożliwiają kompleksową analizę stanu zasobów wodnych na większych obszarach. Najczęściej opracowywane są analizy z zakresu opadów atmosferycznych, wilgotności gleby, stanu roślinności, ewapotranspiracji, bilansu wodnego czy szeroko pojętego monitoringu wód śródlądowych. Ma to ogromne znaczenie, szczególnie w kontekście śledzenia zmian w skali kraju czy nawet w analizie procesów obejmujących cały świat. Jednocześnie nie ulega wątpliwości, iż pomiary miejscowe znacznie wspomagają produkty satelitarne jako narzędzie do odpowiedniej kalibracji oraz jako dane referencyjne, które swoim zasięgiem czasowym wykraczają poza działalność satelitów. Rozwój sztucznej inteligencji oraz szeroko rozumianej dziedziny IT istotnie wspomógł działanie tradycyjnych czujników. Przyspieszona komunikacja, łatwiejsze wykrywanie usterek czy stanów alarmowych znalazły przede wszystkim zastosowanie w zarządzaniu zasobami wodnymi dla celów miejskich oraz rolniczych, ułatwiając zrównoważony rozwój i bezpieczną dystrybucję.

Wstęp

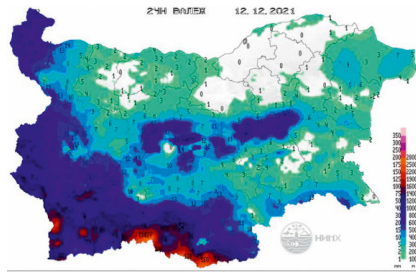
Dynamicznie postępująca zmiana klimatu stawia wiele wyzwań środowiskowych oraz socjoekonomicznych. Coraz częściej występujące zjawiska ekstremalne, powódzie, zaburzone działanie ekosystemów, susze i zagrożenie brakami wody pitnej, to tylko część bardzo poważnych komplikacji. Aby lepiej dostosowywać się do nowych warunków, potrzebny jest systematyczny monitoring jakościowy i ilościowy zasobów wodnych, pozwalający podejmować lepsze decyzje strategiczne. Szczególnie istotne staje się to w obliczu rosnącego zagrożenia niedoboru wody słodkiej w skali światowej [1]. Monitoring może się odbywać in situ jako pomiary naziemne, z wykorzystaniem czujników takich jak np. wodowskazy czy piezometry. Są to metody sprawdzone i działające od lat, w wielu przypadkach przesyłające dane w czasie rzeczywistym i często wykorzystywane w monitoringu pojedynczych rezerwuarów lub przy dystrybucji wody słodkiej do celów komunalnych i rolnych [2]. W skali kraju, czy nawet Europy i świata, analizy wykonywane są przy pomocy pomiarów satelitarnych. Teledetekcja satelitarna pozwala na lepsze zobrazowanie zmian na większym terenie, w sytuacjach, gdzie pomiary in situ nie dają wystarczająco dużo informacji w takiej skali przestrzennej. Minusami tej metody są natomiast mniejsza dokładność i wyższe niepewności. Problemy te są systematycznie poprawiane wraz z uruchamianiem nowszych misji satelitarnych, dając optymistyczne perspektywy na przyszłość. Na niekorzyść działa również fakt, że pomiary satelitarne jako historycznie nowa metoda nie obejmują szerokiego zakresu czasowego. Nie znaczy to jednak, że w dobie pomiarów satelitarnych należy odrzucić utrzymywanie sieci pomiarowych. Wspomagają one kalibrację czujników oraz zwiększają dokładność produktów [3]. Rozwój technologii pomiarowych jest kluczowy w badaniu stanu, ilości i dystrybucji zasobów wodnych w obliczu bezprecedensowych wyzwań jakie stawiają zmiany klimatu, ale także rozwój cywilizacyjny oraz zwiększające się zapotrzebowanie, m.in. w sektorze rolniczym.

Technologie Smart

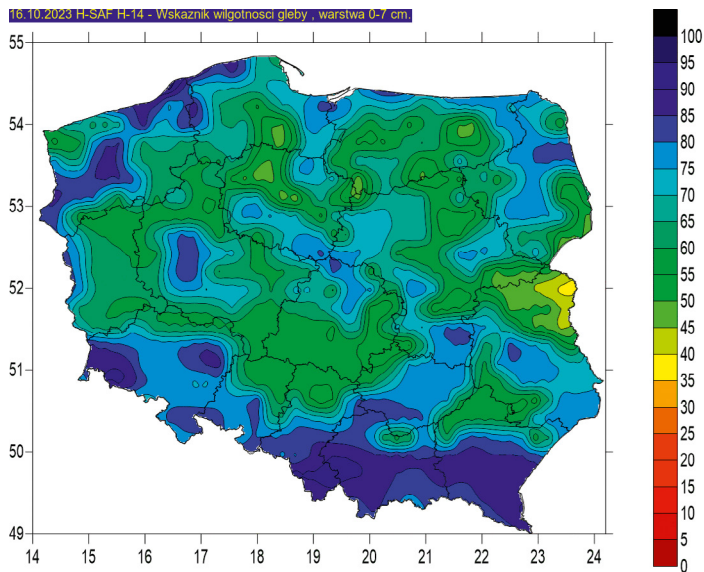
Technologia Smart (w kontekście zarządzania zasobami wodnymi często nazywana SWT – Smart Water Technologies) stała się wartościowym dodatkiem wspomagającym tradycyjne czujniki w pomiarach oraz sprawnym przetwarzaniu i przesyłaniu informacji. Rozwiązania te znacznie poprawiają wydajność zarządzania zasobami oraz przyspieszają diagnostykę problemów [4]. Czujniki tego typu umieszczane są na różnego rodzaju rezerwuarach, ale przede wszystkim korzysta się z nich w rolnictwie. Monitorują w trybie ciągłym poziom wody oraz wybrane właściwości, takie jak np. pH, prędkość i objętość przepływu czy nasycenie tlenem. Pozwala to na ocenę jakości warunków w kontrolowanej przestrzeni. Dodatkowo, w instalacjach rozprowadzania wody wykrywają przecieki poprzez kontrolę panującego ciśnienia oraz mierzą zużycie [5]. Zebrane dane mogą być gromadzone w chmurze. Przy odpowiednim zaprogramowaniu, dobrze zorganizowany system potrafi zaplanować potrzebne renowacje czy wymianę części, zinterpretować warunki pogodowe oraz glebowe, aby podjąć decyzję o nawadnianiu upraw [6]. SWT stały się rozwiązaniem rozważanym nie tylko na pojedynczych zbiornikach, czy też gospodarstwach rolnych. Koncepcja inteligentnych miast (Smart Cities), która wdrożona została np. w Songdo w Korei Południowej, uwzględnia właśnie SWT. Jest to realny kierunek w planowaniu miast przyszłości, pozwalający na zminimalizowanie strat i trwonienia wody użytkowej i pitnej, lepszą kontrolę jej jakości oraz szybszą reakcję na awarie [7]. Brazylia, która posiada w swoich zasobach 12% wody słodkiej całego świata, ma duży problem ze stratami wody podczas dystrybucji. Szacuje się, że traci w ten sposób około 40% swoich zasobów, dlatego też kraj ten coraz częściej się po narzędzia SWT [8].

Monitoring opadów atmosferycznych

Opady atmosferyczne stanowią podstawowy czynnik konieczny do uwzględnienia w kontekście zarządzania zasobami wodnymi. Opady zarówno deszczu, jak i śniegu mają znaczący wkład w spływ powierzchniowy, uzupełnienie zasobów wody podziemnej oraz dopływ wody słodkiej do rezerwuarów i rzek. Odpowiedni monitoring opadów pomaga w podejmowaniu działań przeciwdziałających suszy czy powodzi. Teledetekcja satelitarna opadów atmosferycznych stanowi bardzo ważne rozszerzenie punktowych pomiarów naziemnych i daje dostęp do wielu nowych możliwości, które są szczególnie istotne w kontekście postępującej zmiany klimatu. Metoda ta stała się priorytetem wśród badań rozwijanych w XXI wieku, zwiększając diametralnie dokładność [9]. Satelitarne prognozowanie opadów ma szereg zalet. Jest stosunkowo tanią metodą w porównaniu do wielu skomplikowanych modeli numerycznych. Daje dużo lepsze wyniki w analizach zdarzeń ekstremalnych oraz wyznaczaniu trendów dla danego regionu niż same pomiary naziemne, a w przeciwieństwie do nich nie wymaga częstej i zwykle kosztownej konserwacji. Badania satelitarne nie dają jednak informacji o składzie chemicznym opadów, co może być bardzo istotne w kontrolowaniu wpływu antropologicznego na jakość opadów [10]. Najlepsze efekty osiąga się używając danych naziemnych do kalibracji produktów satelitarnych [11, 12]. Do badań opadów atmosferycznych wykorzystuje się głównie dwa typy sensorów – optyczne i mikrofalowe – jednak najlepsze efekty uzyskuje się za pomocą tych drugich lub przy połączeniu produktów z obu typów. Czujniki optyczne w przeciwieństwie do mikrofalowych są wrażliwe na zachmurzenie, co stanowi przeszkodę przy pomiarach opadów. Zazwyczaj są one jednak umieszczone na orbitach geostacjonarnych, przez co mają lepszą rozdzielczość czasową i przestrzenną – to duży atut przy pomiarach krótkotrwałych szybko przemieszczających się opadów [13]. Jakościowe wyniki otrzymywane są również w prognozowaniu wzorców epizodów deszczowych i susz w skali rocznej i miesięcznej [14]. W projekcie Eumetsat H-SAF (Hydrology Satellite Application Facilities) systematycznie tworzy i waliduje się produkty satelitarne dotyczące opadów. Wykorzystywane są one operacyjnie oraz do studiów przypadków ekstremalnych w części krajów uczestniczących w programie, np. przy opracowaniu przypadku intensywnych opadów w Bułgarii (rys.



Rys. 7.1. Intensywne opady nad południową Bułgarią między godz. 7:00, 11.12.2021 r. a godz. 7:30, 12.12.2021 r. [15].



Rys. 7.1. Mapa wskaźnika wilgotności gleby dla Polski stworzona na podstawie danych satelitar-nych EUMETSAT H-SAF w warstwie powierzchniowej (0-7 cm) w dniu 16.10.2023 r. Źródło: IMGW-PIB.

7.1). W Polsce za walidację danych projektu H-SAF odpowiada IMGW-PIB. Pomiary satelitarne okazały się również użyteczne jako dane wejściowe do modeli zarządzania ryzykiem, takich jak np. RainyDay stworzony w USA [16].

Monitoring wilgotności gleby

Jednym z najszerszej stosowanych wskaźników w badaniach klimatycznego bilansu wodnego jest wilgotność gleby, podawana jako procentowy stan nasycenia wodą. Wskaźnik ten stanowi niewielki odsetek dostępnej wody słodkiej, jednak ma fundamentalne znaczenie dla wielu procesów hydrologicznych oraz biologicznych. Metody badań wilgotności gleby możemy podzielić na bezpośrednie i pośrednie. W metodach bezpośrednich wyliczana jest różnica między wagą pewnej objętości gleby przed oraz po jej wysuszeniu. Pomiar taki, mimo wielu zalet, takich jak dokładność i łatwość przeprowadzenia, wiąże się z destrukcyjnym wpływem na środowisko, przez co obecnie nie jest preferowany. Rozwijane są natomiast metody pośrednie polegające na wykorzystaniu powiązań między wilgotnością a innymi właściwościami gleby, które są możliwe do pomiaru

[17]. Przykładami mogą być metoda płyty dociskowej, wykorzystanie radaru penetrującego glebę czy pomiar z użyciem bloku gipsowego. Są to metody od wielu lat znane i dobrze opisane. Najintensywniej rozwijają się pomiary przy pomocy teledetekcji satelitarnej. Przez długi czas ta technika nie cieszyła się popularnością ze względu na niską dokładność [18]. Najlepiej sprawdza się dla analiz dużego obszaru i daje informacje w kilku warstwach w głąb gleby. Podobnie jak w przypadku opadów, w projekcie H-SAF tworzone są produkty wilgotności i od wielu lat prowadzone prace nad walidacją i poprawą ich jakości [19]. Również w tym zakresie projektu H-SAF w Polsce odpowiedzialne jest IMGW-PIB. Analizy wykonane na podstawie danych z H-SAF wykorzystywane są operacyjnie i zamieszczone na portalach <https://agrometeo.imgw.pl> oraz <https://stopsusy.imgw.pl>, gdzie publikowane są w formie biuletynów oraz infografik z rozdzielczością do 25 km (rys. 7.2). Dane satelitarne pozyskiwane są z czujnika Metop, a następnie przekazywane do modelu.

Dzięki ciągłej walidacji oraz nowym misjom satelitarnym, dane pozyskane na drodze teledetekcji są ciągle udoskonalane, a ich dokładność wzrasta. Do obliczeń wykorzystać można szereg różnych czujników: optyczne, w tym bliską podczerwień (NIR) i podczerwień krótkofalową (SWIR), kanały termiczne oraz kanały pasywne i aktywne mikrofalowe. Zalety i ograniczenia wszystkich sposobów pomiarów przedstawiono w tabeli 7.1.

Przykładem wykorzystania technik satelitarnych w zarządzaniu zasobami wodnymi jest Brazylia, gdzie na potrzeby walki z długotrwałym nieurodzajem przeprowadzono analizę zmian wilgotności gleby w całym kraju. Dzięki przeprowadzonym badaniom udało się wyznaczyć strefy wzrostu i spadku wilgotności gleby, co umożliwiło podjęcie właściwych kroków w procesie zarządzania rolnictwem [21].

Tab. 7.1. Przegląd metod wyliczania wilgotności gleby z użyciem teledetekcji satelitarnej [20].

Instrument	Zalety	Ograniczenia
Kanały optyczne, NIR i SWIR	Wysoka rozdzielczość przestrzenna	Podatność na zakłócenia meteorologiczne
	Duże pokrycie terenu	Sygnał częściowo rozpraszany przez atmosferę
	Możliwe wykorzystanie dronów	
	Obiecujące wyniki multi- i hiperspektralne	Niska rozdzielczość czasowa
Kanał termiczny	Duże pokrycie terenu	Wysoka wrażliwość na warunki atmosferyczne oraz roślinność
	Wysoka rozdzielczość przestrzenna	
	Możliwe wykorzystanie dronów	Rozpraszanie przez atmosferę ziemską
	Silna korelacja między powierzchnią wilgotnością gleby a temperaturą	
Teledetekcja aktywna mikrofalowa	Wrażliwość na stałą dielektryczną gleba-woda	Niska rozdzielczość czasowa
	Duże pokrycie terenu	Wrażliwość na szorstkość terenu i biomasa roślinną
	Wysoka rozdzielczość przestrzenna	
	Silna korelacja między wilgotnością gleby a siłą rozpraszania wstecznego	
	Rozpraszanie wsteczne nie podatne na chmury i warunki atmosferyczne	
	Rozpraszanie wsteczne nie jest zależne od oświetlenia słonecznego	
Teledetekcja pasywna mikrofalowa	Wrażliwość na stałą dielektryczną gleba-woda	Niska rozdzielczość przestrzenna
	Duże pokrycie terenu	Wrażliwość na szorstkość terenu i biomasa roślinną
	Wysoka rozdzielczość czasowa	
	Brak zależności od chmur i warunków atmosferycznych	

Monitoring wegetacji

Systematyczny monitoring wegetacji ma ogromne znaczenie w kontekście zrównoważonego rozwoju, dążeniu do neutralności klimatycznej, bilansie wodnym i rozwoju bioróżnorodności. Na podstawie opracowań wegetacji wyznaczyć można strefy degradacji środowiska, obszary wymagające objęcia szczególną ochroną. Teledetekcja satelitarna stwarza ogromne możliwości monitorowania jakości oraz ilości roślinności na dużych obszarach z rozdzielczością czasową i przestrzenną różniącą się w zależności od instrumentu wykorzystanego w obliczeniach i jest obecnie najefektywniejszą dostępną metodą [22]. W zależności od badanej charakterystyki wegetacji, stosowane są różne czujniki (tab. 7.2), wśród nich różne satelity czy nawet odpowiednio przygotowane drony (tzw. UAV) [23].

Ze względu na wszechstronność badań wegetacji, w zależności od zapotrzebowania wypracowano szereg wskaźników, które opisują stan roślinności (tab. 7.3) i na podstawie których dokonuje się późniejszej klasyfikacji. Różne częstotliwości i tryby czujników zapewniają dostęp do szerokiego zakresu zmiennych opisujących wegetację [25].

Tab. 7.2. Sposoby pomiaru jakości wegetacji w zależności od zastosowania [24].

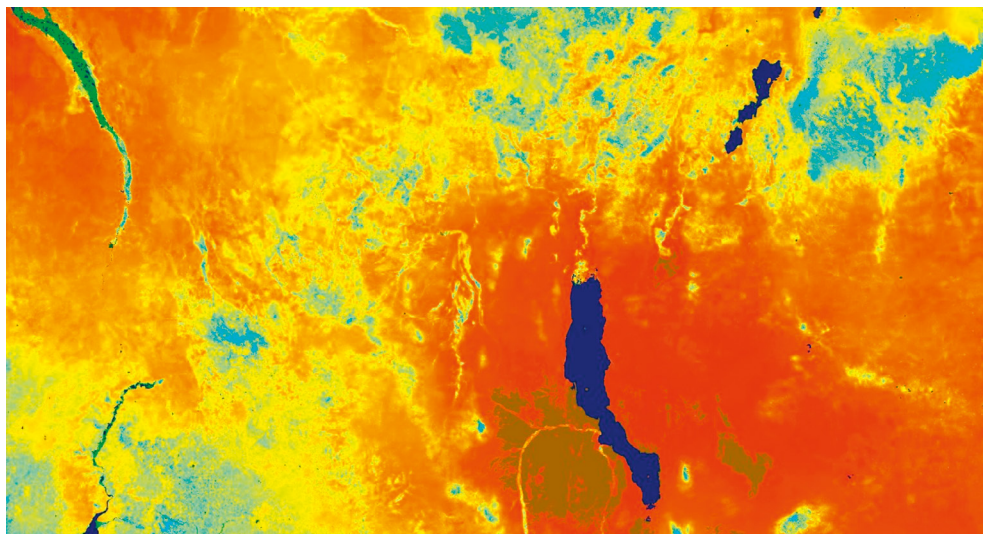
Zastosowanie	Sposób pomiaru
Cechy roślinności	Czujniki optyczne i multispektralne
Diagnoza chorób	Czujniki multispektralne i hiperspektralne
Mapowanie chwastów	Czujniki optyczne
Zawartość substancji odżywczych	Czujniki multispektralne i optyczne
Zawartość wody	Czujniki termiczne, optyczne i multispektralne

Tab. 7.3. Wskaźniki wegetacji wyliczane teledetekcyjnie [24].

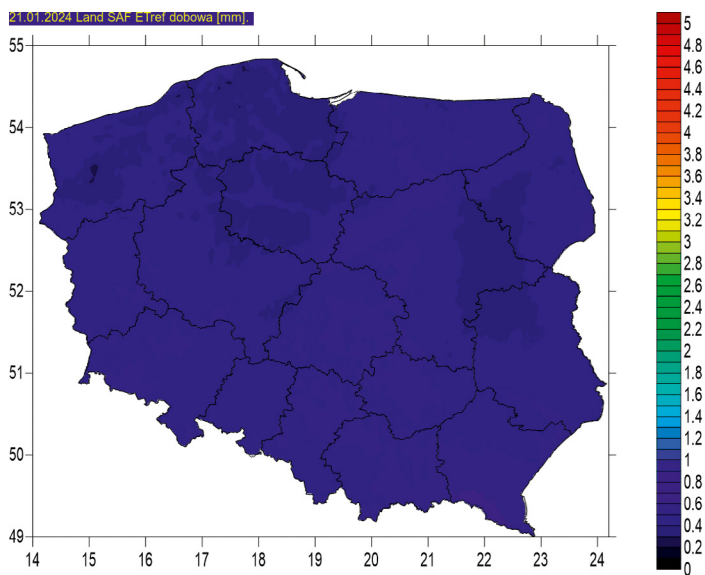
Sposób pomiaru	Indeks Wegetacji
Czujniki optyczne	ExG (Excess Green)
	RGBVI (Red Green Blue Vegetation Index)
	H (Hue)
	MGRVI (Modified Green Red Vegetation Index)
	NDLab (Normalized Difference CIELab Index)
Czujniki multispektralne	NDVI (Normalized Difference Vegetation Index)
	GNDVI (Green Normalized Difference Vegetation Index)
	ReNDVI (Red-edge Normalized Difference Vegetation Index)
	NRVI (Normalized Ratio Vegetation Index)
	NDRE (Normalized Difference Red-edge Index)
	IRVI (Inversed Ratio Vegetation Index)
	SAVI (Soil-Adjusted Vegetation Index)
	MSAVI (Modified Soil-Adjusted Vegetation Index)
	Clgreen (Green Chlorophyll Index)
	CIRE (Red-edge Chlorophyll Index)
s-CCI (Simplified Canopy Chlorophyll Index)	
Czujniki hiperspektralne	SIPI (Structural Independent Pigment Index)
	PSRI (Plant Senescence Reflectance Index)
	PRI (Photochemical Reflectance Index)
	MSR (Modified Simple Ratio)
Czujniki termiczne	CWSI (Crop Water Stress Index)

Monitoring ewapotranspiracji

W bilansie wodnym ewapotranspiracją nazywamy sumę: ewaporacji gleby, ewapotranspiracji wegetacji, ewaporacji zbiorników wodnych oraz sublimacji śniegu i lodu. Wskaźnik ten jest istotny ze względu na jego przydatność w zarządzaniu zasobami wodnymi, planowaniu irygacji w rolnictwie, monitoringu powodzi czy susz oraz w zarządzaniu ryzykiem [26]. Jednym z najczęściej stosowanych sposobów wyliczania ewapotranspiracji jest wzór Penmana-



Rys. 7.3. Ewapotranspiracja nad wschodnią Afryką, opracowana przez MODIS Terra jako produkt MOD16A2 dla 1-8 stycznia 2021 (USGS). Źródło: <https://lpdaac.usgs.gov/products/mod16a2v061/>.

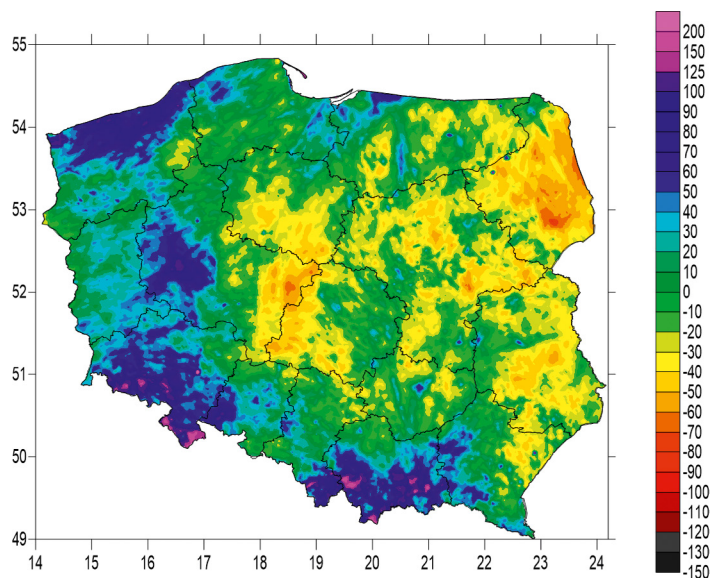


Rys. 7.4. Mapa dobowej ewapotranspiracji referencyjnej stworzonej na podstawie produktów EUMETSAT Land SAF z dnia 21.01.2024 r. Źródło: https://agrometeo.imgw.pl/monitoring/rozklad_opadow.

-Monteitha, liczony dla danej lokalizacji i uznawany za referencyjny przez FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). W ostatnich trzech dekadach intensywnie rozwijano jakość pomiarów satelitarnych w tym zakresie, ze względu na bardzo dobry stosunek kosztów do efektywności oraz szeroki zasięg przestrzenny [27]. Badania ewapotranspiracji bazują na szerokiej gamie czujników i metod – od lizymetrów po kowariancję wirów [28]. Do satelitarnego wyznaczenia ewapotranspiracji można podejść w sposób uproszczony lub poprzez kompleksowe połączenie szeregu produktów, takich jak wilgotność gleby, NDVI (Normalized Difference Vegetation Index), temperatura powierzchniowa albedo czy ilość opadów [29]. W uproszczonym podejściu można posłużyć się np. tylko temperaturą powierzchniową (nazywaną LST). Nie jest to popularne rozwiązanie ze względu na ograniczenia związane z zachmurzeniem [30]. Wyznaczanie tego wskaźnika jest procesem niezwykle złożonym [26], wymagającym zintegrowania wielu czynników, często w skomplikowany model. Przykładami opracowań ewapotranspiracji jest MOD16 [31], projekt bazujący na pomiarach satelitów MODIS, opracowywany z rozdzielczością 500 m jako 8-dniowy kompozyt (rys. 7.3), oraz produkty projektu Eumetsat LSA SAF (rys. 7.4).

Klimatyczny bilans wodny

Klimatyczny bilans wodny (KBW) jest wskaźnikiem wyliczonym na podstawie różnicy między opadami atmosferycznymi a ewaporacją i transpiracją dla danego okresu, najczęściej wyrażanym w milimetrach. Tak więc, aby otrzymać KBW dla danego obszaru należy posiadać wcześniej przygotowane produkty satelitarne dotyczące opadów oraz ewapotranspiracji, jak również mieć na uwadze różnice w rozdzielczości czasowej i przestrzennej warstw wejściowych. Badania przeprowadzone w Ameryce Południowej sugerują, że jakość KBW wyliczonego metodą produktów satelitarnych jest niska w suchych obszarach i zdecydowanie różnie w rejonach o wysokiej wilgotności [33]. KBW dla Polski publikowany jest na bieżąco na stronie https://agrometo.imgw.pl/klimatyczny_bilans_wodny (rys. 7.5).



Rys. 7.5. Mapa wskaźnika klimatycznego bilansu wodnego [mm] dla sierpnia 2023 r.

Źródło: https://agrometo.imgw.pl/klimatyczny_bilans_wodny.

Analiza klimatycznego bilansu wodnego dla konkretnych zlewni, rezerwarów czy jezior jest niezwykle przydatna w kontrolowaniu procesów zachodzących w zasobach wodnych. Może wskazywać również na potrzebę relokacji lub zmianę użytkowania danych zasobów. Dzięki KBW, w niektórych modelach hydrologicznych wyliczony zostaje odpływ z rezerwarów lub nawet na terenie całej zlewni [33].

Monitoring wód śródlądowych

Światowe rzeki zmieniają się w obecnych czasach znacznie szybciej niż w przeszłości [34]. Najbardziej aktualnym źródłem informacji o ich stanie są aktualnie pomiary z różnego rodzaju urządzeń zainstalowanych do regularnego zbierania danych oraz pomiary obserwacyjne. Takie zapisy sięgają w niektórych przypadkach nawet wielu dziesięcioleci wstecz. Stanowią one podstawową bazę wiedzy na temat zmian historycznych, a zarazem najbardziej dokładne źródło informacji, szczególnie przy wsparciu nowoczesnych systemów SMART oraz kompleksowej analizy danych w celach prognostycznych. Podstawowym problemem takich pomiarów jest jednak ich niewielki zasięg przestrzenny oraz koszty utrzymania i konserwacji urządzeń. Powoduje to dynamiczny rozwój teledetekcji satelitarnej jako wsparcia dla kompleksowego monitoringu środowiskowych zasobów wodnych.

Satelitarne zobrazowania powodzi historycznych pozwalają na praktyczne wyznaczenie stref narażonych na ryzyko zalania, a co za tym idzie, przygotowanie do minimalizowania skutków wezbrań wody. Wyznaczyć takie strefy można za pomocą zobrazowań optycznych, przy użyciu wskaźnika NDWI (Normalized Difference Water Index) z dość dużą dokładnością przestrzenną. Niestety, w większości przypadków podwyższonych stanów rzeki występuje zachmurzenie uniemożliwiające wykorzystanie tej metody. Dodatkowo rozwiązaniem stanowią zobrazowania radarowe, które mimo nieco słabszej rozdzielczości przestrzennej nie są wrażliwe na warunki atmosferyczne [35].

Obecnie szybko rozwijającą się gałęzią satelitarnych badań wód powierzchniowych jest altymetria satelitarna. Metoda ta pierwotnie stworzona została do monitorowania poziomu wody w morzach i oceanach, a więc ma szereg ograniczeń w zastosowaniu na rzekach i jeziorach. Głównym problemem jest czas rewizyty, który w przypadku czujników optycznych wynosi kilka dni, a dla altymetrii – od 10 (Sentinel-6) do 27 (Sentinel-3) dni. Jest to stanowczo za niska rozdzielczość czasowa do pracy operacyjnej. Dodatkowo pomiary altymetryczne dają informację punktową, która umożliwia wyznaczenie wysokości zwierciadła wody tylko w miejscu przecięcia trajektorii r. wystrzeliły nową misję altymetryczną nazwaną SWOT (Surface Water and Ocean Topography), który właśnie kończy fazę testów i kalibracji. Dane z misji powinny zostać udostępnione do publicznego użytku w pierwszych miesiącach 2024 r.¹⁸ Obecnie SWOT, jako instrument rewolucjonizujący altymetryczne pomiary ziemi poprzez dużo większą czułość, lepszą rozdzielczość oraz prowadzenie pomiarów w postaci chmury punktów a nie jako pojedynczy track, stał się prekursorem nowej jakości, która będzie stawiana jako wzór dla następnych misji [9]. Rozwój metod altymetrycznych umożliwi dalsze monitorowanie objętości zbiorników wodnych oraz przepływy wody w rzekach.

Podsumowanie

Odpowiedzialne zarządzanie zasobami wodnymi jest kluczowym aspektem zrównoważonego rozwoju w świetle zmiany klimatu, a koncept ten wszedł na stałe do dyskusji socjoekonomicznych i stał się jednym z priorytetów współczesnego świata [36]. Rozwój technologii pomiarowych w ostatnich dekadach umożliwił szybsze planowanie strategii

¹⁸ <https://swot.jpl.nasa.gov/news/113/swot-data-first-public-release/>

adaptacyjnych oraz skuteczniejsze przeciwdziałanie sytuacjom kryzysowym. Jest to istotne ze względu na wyjątkowy wzrost zapotrzebowania na wodę do celów rolniczych, przemysłowych i miejskich. Koncepcja Smart Cities obecnie uznawana jest za przyszłość miejskiej gospodarki wodnej. Technolgie SWT nie tylko poprawiły dokładność pomiarów samych czujników, zwiększyły też wydajność zasobów wodnych, znacząco zmniejszając ubytki podczas usterek czy dystrybucji. Są nieocenionym narzędziem do zarządzania globalnymi problemami kontroli zużycia i ubytków wody w sektorach rolniczym i miejski [37]. Największy skok technologiczny przeszły techniki satelitarne, gdzie istotnie zwiększono jakość pomiarów, co pozwala na kompleksowe badania większych obszarów. Dzięki szerokiej gamie czujników oraz rozwijanych wskaźników i modeli, nigdy wcześniej nie było możliwości stworzenia tak dokładnej wielkoskalowej analizy środowiska. Nie należy jednak zapominać, że najlepsze efekty w przypadku większości metod teledetekcyjnych osiąga się przy jednoczesnym wykorzystaniu pomiarów naziemnych, czy to w formie kalibracji, czy jako dodatkowa informacja wejściowa do modelu. Należy zatem kłaść nacisk na równorzędne utrzymywanie i rozwijanie sieci pomiarowych *in situ*. Imperatywem jest dalszy rozwój szeroko pojętych technologii pomiarowych, gdyż w dobie gwałtownej zmiany klimatu pozostaje jeszcze sporo wyzwań, aby osiągnąć stabilne zasoby wodne.

Źródła

- [1] IPCC, 2019, Climate Change and Land: An IPCC Special Report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems, <https://www.ipcc.ch/srccl/> (dostęp 11.04.2024).
- [2] Ahmed S.S., Bali R., Khan H., Mohamed H.I., Sharma S.K., 2021, Improved water resource management framework for water sustainability and security, *Environmental Research*, 201, DOI: 10.1016/j.envres.2021.111527.
- [3] Latif S.D., Hazrin A.N., Koo C.H., Ng J.L., Chaplot B., Huang Y.F., Ahmed A.N., 2023, Assessing rainfall prediction models: Exploring the advantages of machine learning and remote sensing approaches. *Alexandria Engineering Journal*, 82, 16-25, DOI: 10.1016/j.aej.2023.09.060.
- [4] Yasin H.M., Zeebaree S.R., Sadeeq M.A., Ameen S.Y., Ibrahim I.M., Zebari R.R., Sallow A.B., 2021, IoT and ICT based smart water management monitoring and controlling system: a review, *Asian Journal of Research in Computer Science*, 8 (2), 42-56, DOI: 10.9734/ajrcos/2021/v8i230198.
- [5] Palermo S.A., Maiolo M., Brusco A.C., Turco M., Pirouz B., Greco E., Spezzano G., Piro P., 2022, Smart technologies for water resource management: an overview, *Sensors*, 22 (16), DOI: 10.3390/s22166225.
- [6] Gupta A.D., Pandey P., Feijóo A., Yaseen Z.M., Bokde N.D., 2020, Smart water technology for efficient water resource management: a review, *Energies*, 13 (23), DOI: 10.3390/en13236268.
- [7] Carvalho L., 2015, Smart cities from scratch? A socio-technical perspective, *Cambridge Journal of Regions, Economy, and Society*, 8 (1), 43-60, DOI: 10.1093/cjres/rsu010.
- [8] Gonçalves R., Soares J.J., Lima R.M., 2020, An IoT-based framework for smart water supply system management, *Future Internet*, 12 (7), DOI: 10.3390/fi12070114.
- [9] Levizzani V., Cattani E., 2019, Satellite remote sensing of precipitation and the terrestrial water cycle in a changing climate, *Remote Sensing*, 11 (19), DOI: 10.3390/rs11192301.
- [10] Kulshrestha U.C., Granat L., Engardt M., Rodhe H., 2005, Review of precipitation monitoring studies in India – a search for regional patterns, *Atmospheric Environment*, 39 (38), 7403-7419, DOI: 10.1016/j.atmosenv.2005.08.035.

- [11] Bai X., Wu X., Wang P., 2019, Blending long-term satellite-based precipitation data with gauge observations for drought monitoring: considering effects of different gauge densities, *Journal of Hydrology*, 577, DOI: 10.1016/j.jhydrol.2019.124007.
- [12] Kumar P., Varma A.K., Kubota T., Yamaji M., Tomoko T., Mega T., Ushio T., 2022, Long-term high-resolution gauge adjusted satellite rainfall product over India, *Earth and Space Science*, 9 (12), DOI: 10.1029/2022EA002595.
- [13] Prakash S., Bhan S.C., 2023, How accurate are infrared only and rain gauge adjusted multi satellite precipitation products in the southwest monsoon precipitation estimation across India?, *Environmental Monitoring and Assessment*, 195, DOI: 10.1007/s10661-023-11148-2.
- [14] Wu W., Feng X., Wang Z., Chen Y., Deng Z., 2023, Multi-source precipitation products assessment on drought monitoring across global major river basins, *Atmospheric Research*, 295, DOI: 10.1016/j.atmosres.2023.106982.
- [15] Artinyan E., Tsarev P., Hristov H., 2021, Heavy rain and flooding event – 12.12.2021 in South Bulgaria, National Institute of Meteorology and Hydrology, <https://hsaf.meteoam.it/CaseStudies> (dostęp 12.04.2024).
- [16] Wright D.B., Mantilla R., Peters-Lidard C.D., 2017, A remote sensing-based tool for assessing rainfall-driven hazards, *Environmental Modelling and Software*, 90, 34-54, DOI: 10.1016/j.envsoft.2016.12.006.
- [17] Muñoz-Carpena R., 2004, Field Devices For Monitoring Soil Water Content, *EDIS*, 8.
- [18] Dobriyal P., Quereshi A., Badola R., Hussain S.A., 2012, A review of the methods available for estimating soil moisture and its implications for water resource management, *Journal of Hydrology*, 458-459, 110-117, DOI: 10.1016/j.jhydrol.2012.06.021.
- [19] Gruber A., De Lannoy, G., Albergel, C., Al-Yaari, A., Brocca, L., Calvet, J.-C., Colliander A., Cosh M., Crow W., Dorigo W., Draper C., Hirschi M., Kerr Y., Konings A., Lahoz W., McColl K., Montzka C., Munoz-Sabater J., Peng J., Reichle R., Richaume P., Rudiger C., Scanlon T., van der Schalie R., Wigneron J.-P., Wagner W., 2020, Validation practices for satellite soil moisture retrievals: what are (the) errors?, *Remote Sensing of Environment*, 244, DOI: 10.1016/j.rse.2020.111806.
- [20] Babaeian E., Sadeghi M., Jones S.B., Montzka C., Vereecken H., Tuller M., 2019, Ground, proximal, and satellite remote sensing of soil moisture, *Reviews of Geophysics*, 57 (2), 530-617, DOI: 10.1029/2018RG000618.
- [21] Getirana A., Libonati R., Cataldi M., 2021, Brazil is in water crisis – It needs a drought plan, *Nature*, 600 (7888), 218-220, DOI: 10.1038/d41586-021-03625-w.
- [22] Jiang H., Yao M., Guo J., Zhang Z., Wu W., Mao Z., 2022, Vegetation monitoring of protected areas in rugged mountains using an improved Shadow-Eliminated Vegetation Index (SEVI), *Remote Sensing*, 14 (4), DOI: 10.3390/rs14040882.
- [23] Chen Y., Guerschman J.P., Cheng Z., Guo L., 2019, Remote sensing for vegetation monitoring in carbon capture storage regions: a review, *Applied Energy*, (240), 312-326, DOI: 10.1016/j.apenergy.2019.02.027.
- [24] de Castro A.I., Shi Y., Maja J.M., Peña J.M., 2021, UAVs for vegetation monitoring: overview and recent scientific contributions, *Remote Sensing*, 13 (11), DOI: 10.3390/rs13112139.

- [25] Frappart F., Wingneron J.-P., Li X., Liu X., Al-Yaari A., Fan L., Wang M., Moisy C., Le Masson E., Lafkih Z.A., Valle C., Ygorra B., Baghdadi N., 2020, Global monitoring of the vegetation dynamics from the Vegetation Optical Depth (VOD): a review, *Remote Sensing*, 12 (18), DOI: 10.3390/rs12182915.
- [26] Zheng C., Jia L., Hu G., 2022, Global land surface evapotranspiration monitoring by ETMonitor model driven by multi-source satellite earth observations, *Journal of Hydrology*, 613, DOI: 10.1016/j.jhydrol.2022.128444.
- [27] Zhang K., Kimball J.S., Running S.W., 2016, A review of remote sensing based actual evapotranspiration estimation, *WIREs Water*, 3 (6), 834-853, DOI: 10.1002/wat2.1168.
- [28] Gavahi K., Abbaszadeh P., Moradkhani H., Zhan X., Hain C., 2020, Multivariate assimilation of remotely sensed soil moisture and evapotranspiration for drought monitoring, *Journal of Hydrometeorology*, 21 (10), 2293-2308, DOI: 10.1175/JHM-D-20-0057.1.
- [29] Allen R.G., Pereira L.S., Howell T.A., Jensen M.E., 2011, Evapotranspiration information reporting: I. Factors governing measurement accuracy, *Agricultural Water Management*, 98 (6), 899-920, DOI: 10.1016/j.agwat.2010.12.015.
- [30] Zheng C., Jia L., Hu G., Lu J., 2019, Earth observations-based evapotranspiration in Northeastern Thailand, *Remote Sensing*, 11 (2), DOI: 10.3390/rs11020138.
- [31] Szewczak K., Łoś H., Pudelko R., Doroszewski A., Gluba Ł., Łukowski M., Rafalska-Przysucha A., Słomiński J., Usowicz B., 2020, Agricultural drought monitoring by MODIS potential evapotranspiration remote sensing data application, *Remote Sensing*, 12 (20), DOI: 10.3390/rs12203411.
- [32] Moreira A.A., Ruhoff A.L., Roberti D.R., de Arruda Souza V., da Rocha H.R., Dias de Paiva R.C., 2019, Assessment of terrestrial water balance using remote sensing data in South America, *Journal of Hydrology*, 575, 131-147, DOI: 10.1016/j.jhydrol.2019.05.021.
- [33] Jasiwal R.K., Yadav R.N., Lohani A.K., Tiwari H.L., Yadav S., 2020, Water balance modeling of Tandula (India) reservoir catchment using SWAT, *Arabian Journal of Geosciences*, 13, DOI: 10.1007/s12517-020-5092-7.
- [34] Piégay H., Arnaud F., Belletti B., Bertrand M., Bizzi S., Carbonneau P., Dufour S., Liebault F., Ruiz-Vilanova V., Slater L., 2020, Remotely sensed rivers in the Anthropocene: state of the art and prospects, *Earth Surface Processes and Landforms*, 45 (1), 157-188, DOI: 10.1002/esp.4787.
- [35] Munawar H.S., Hammad A.W., Waller S.T., 2022, Remote sensing methods for flood prediction: a review, *Sensors*, 22 (3), DOI: 10.3390/s22030960.
- [36] Maiolo M., Pantusa D., 2019, Sustainable Water Management Index, SWaM_Index, *Cogent Engineering*, 6 (1), DOI: 10.1080/23311916.2019.1603817.
- [37] Foster T., Mieno T., Brozović N., 2020, Satellite-based monitoring of irrigation water use: assessing measurement errors and their implications for agricultural water management policy, *Water Resources Research*, 56 (11), DOI: 10.1029/2020WR028378.

8. PODSUMOWANIE

AUTORZY: TOMASZ WALCZYKIEWICZ

Zmiana klimatu, w połączeniu z przemianami społeczno-gospodarczymi, w coraz większym stopniu dotyka krajów europejskich, wpływa na zasoby wodne, a co za tym idzie na rozwój społeczno-ekonomiczny. Opracowanie odpowiednich strategii reagowania na te zmiany staje się koniecznością, szczególnie, że zapotrzebowanie na wodę wykazują praktycznie wszystkie sektory gospodarki. Zagospodarowanie zasobów oraz dbałość o ich jakość będzie wymagała podjęcia współpracy pomiędzy wszystkimi ich użytkownikami, zatem niezbędne jest doskonalenie instrumentów prawnych mających w perspektywie zapewnić odpowiednie standardy ilościowe i jakościowe. Zaniedbanie w tych obszarach skutkować może pogarszaniem jakości życia społeczeństw, ale również powstawaniem nieodwracalnych szkód dla środowiska.

W Polsce, podobnie jak w pozostałych krajach Unii Europejskiej, dążenie do dobrego stanu ekologicznego i chemicznego wód powierzchniowych i podziemnych wspiera szereg dokumentów, w tym Ramowa Dyrektywa Wodna, której założenia są realizowane poprzez wdrażanie planów gospodarowania wodami w obszarze dorzeczy.

Prowadzone w ostatnich latach działania mających na celu wdrażanie Adaptacyjnego Zarządzania Zasobami Wodnymi wciąż wymagają usprawnień, szczególnie w aspekcie szerszego uwzględnienia w założeniach konieczności dbałości o jakość wód. Centralizacja struktury zarządzającej wodami w Polsce ogranicza rolę społeczeństwa w gospodarowaniu wodami, co w praktyce oznacza wyłączenie z procesu decyzyjnego bezpośrednich użytkowników zasobów. Pośrednim skutkiem takiego podejścia może być zmniejszona dbałość o środowisko, gdyż rolę użytkowników wyłączonych z procesów decyzyjnych staje się głównie korzystanie z wód, co w obliczu rozwoju społeczno-gospodarczego oraz postępującej zmiany klimatu realnie zagraża zasobom.

Podjęcie dalszych działań w gospodarce wodnej, zarówno o charakterze prewencyjnym, jak i renowacyjnym, powinno ściśle korespondować ze zidentyfikowanymi problemami. Reakcja na zjawiska musi uwzględniać ich złożone przyczyny, a zatem działania powinny zostać podjęte wielotorowo. Niezwykle ważnymi w aspekcie zmiany klimatu stają się działania mające na celu rozwój sieci pomiarowych i metod badawczych, specjalistycznych narzędzi, które mogą pomóc w monitorowaniu procesów i zrozumieniu zależności pomiędzy nimi.

SPIS RYSUNKÓW

- Rys. 2.1. Zespół Zbiorników Wodnych Czorsztyn–Niedzica Sromowce Wyżne na Dunajcu – jedna z ostatnich dużych inwestycji zrealizowanych w Polsce. Fot. Tomasz Walczykiewicz.
- Rys. 2.2. Spływ przełomem Dunajca w Pieninach. Fot. Tomasz Walczykiewicz.
- Rys. 2.3. Przekształcone koryto rzeki Rudawa w Krakowie. Fot. Tomasz Walczykiewicz.
- Rys. 3.1. Biogazownie – ogniwo w GOZ. Fot. T. Walczykiewicz.
- Rys. 3.2. Sadownictwo – sektor produkcji rolniczej szczególnie wrażliwy na rozwiązania w zakresie nawodnień. Fot. T. Walczykiewicz.
- Rys. 4.1. Typy niepewności w gospodarce wodnej.
- Rys. 4.2. Struktura organizacyjna Państwowego Gospodarstwa Wodnego, Wody Polskie (PGW WP).
- Rys. 5.1.1. Koryto rzeki Białki. Fot. M. Bryła.
- Rys. 5.1.2. Instytucje mające zdaniem respondentów największe znaczenie w gospodarowaniu wodami.
- Rys. 5.1.3. Formy ochrony występujące zdaniem respondentów na obszarze zlewni.
- Rys. 5.1.4. Główne problemy związane z gospodarowaniem wodami w zlewni rzeki Białki, zidentyfikowane przez respondentów.
- Rys. 5.1.5. Wskazane przez respondentów przyczyny problemów w gospodarowaniu wodami.
- Rys. 5.1.6. Grupy interesariuszy, które zdaniem respondentów powinny uczestniczyć w procesie gospodarowania wodami zlewni Białki.
- Rys. 5.2.1. Teren ochrony pośredniej dla ujęcia wody z Rudawy dla Krakowa. Fot. Tomasz Walczykiewicz.
- Rys. 5.2.2. Zbiornik w Dobczycach – widok na ujęcie wieżowe z prawej strony. Fot. Tomasz Walczykiewicz.
- Rys. 5.2.3. Zbiornik Czorsztyński bez funkcji zaopatrzenia w wodę – zwiększenie przepływów w czasie niżówek. Fot. Tomasz Walczykiewicz.
- Rys. 5.2.4. Dolina rzeki Rudawy powyżej ujęcia dla Krakowa. Fot. Tomasz Walczykiewicz.
- Rys. 5.2.5. Schemat analityczny DPSIR.
- Rys. 5.2.6. Etapy przeprowadzania analizy ryzyka. Źródło: IMGW-PIB/ZGWiSW.
- Rys. 5.2.7. Autorski schemat przeprowadzania analizy ryzyka metodą szczegółową, z wykorzystaniem modelu WASP.
- Rys. 5.2.8. Przykłady sieci segmentów podziałowych z zaznaczonymi kierunkami przepływu [12].
- Rys. 5.2.9. Obszar badań [22].
- Rys. 5.2.10. Podział modelowanego odcinka Dunajca na segmenty [22].
- Rys. 5.2.11. Modelowane scenariusze.
- Rys. 5.2.12. Scenariusz 1 – przepływ w okresie czerwiec-listopad.
- Rys. 5.2.13. Scenariusz 1 – stężenie bakterii z grupy coli.
- Rys. 5.2.14. Scenariusz 1 – stężenie azotu amonowego.
- Rys. 5.2.15. Scenariusz 2 – założenia.
- Rys. 5.2.16. Scenariusz 2 – przepływ listopadzie.
- Rys. 5.2.17. Scenariusz 2 – stężenie bakterii z grupy coli.
- Rys. 5.2.18. Scenariusz 2 – stężenie azotu amonowego.
- Rys. 5.2.19. Scenariusz 3 – założenia.

Rys. 5.2.20. Scenariusz 3 – stężenie azotu amonowego; wariant 1.

Rys. 5.2.21. Scenariusz 3 – stężenie azotu amonowego; wariant 2.

Rys. 5.3.1. Powierzchnie nawadniane, baza FAO [40].

Rys. 5.3.2. Składowe zielonego i niebieskiego śladu wodnego na poziomie zlewni [33].

Rys. 5.3.3. Krzywa charakteryzująca współczynnik roślinny w całym okresie wegetacji upraw [46].

Rys. 5.3.4. Schemat obliczeniowy śladu wodnego z wykorzystaniem modelu CROPWAT 8.

Rys. 5.3.5. Schemat do oceny wody zielonej z rolnictwa w zlewni. Materiały IMGW-PIB.

Rys. 5.3.6. Odnawialne zasoby wód powierzchniowych (LTAA – średnia roczna wieloletnia) w UE na podstawie danych EUROSTAT.

Rys. 5.3.7. Jednostki administracyjne gminy i powiaty w granicach zlewni Widawy. Opracowanie IMGW-PIB na podstawie PRG.

Rys. 5.3.8. Rozkład przestrzenny obszarów upraw rolnych i roślinności trawiastej na tle gmin w zlewni Widawy. Opracowanie IMGW-PIB na podstawie MPHP 2015 oraz BDOT (Baza Danych Obiektów Topograficznych).

Rys. 5.3.9. Użytkowanie terenu w zlewni Widawy. Opracowanie IMGW-PIB na podstawie CLC18.

Rys. 5.3.10. Rozkład przestrzenny obszarów skategoryzowanych jako gruntu orne, uprawy trwałe, łąki i pastwiska oraz obszary upraw mieszanych w zlewni Widawy. Opracowanie IMGW-PIB na podstawie CLC2018, MPHP (Mapa Podziału Hydrograficznego Polski), PRG (Państwowy Rejestr Granic).

Rys. 5.3.11. Pobór wody na cele gospodarki narodowej i ludności [38].

Rys. 5.3.12. Punkty poboru wody do nawodnień rolniczych. Opracowanie IMGW-PIB na podstawie BDOT.

Rys. 5.3.13. Gęstość zaludnienia w gminach leżących w zlewni. Opracowanie IMGW-PIB na podstawie bazy danych GUS/BDL 2019.

Rys. 5.3.14. Przebieg średniej rocznej temperatury oraz średniej temperatury dla półrocza letniego i zimowego dla stacji Wrocław. Opracowanie IMGW-PIB.

Rys. 5.3.15. Przebieg średniodobowej (max, min) temperatury w roku oraz średniej temperatury miesięcznej dla stacji Wrocław. Opracowanie IMGW-PIB.

Rys. 5.3.16. Temperatura maksymalna i minimalna miesięczna w wieloleciu, stacja Wrocław. Opracowanie IMGW-PIB.

Rys. 5.3.17. Liczba dni upalnych i bardzo mroźnych w wieloleciu, stacja Wrocław. Opracowanie IMGW-PIB.

Rys. 5.3.18. Przebieg rocznej sumy opadów w wieloleciu oraz z podziałem na półrocze letnie i zimowe, stacja Wrocław. Opracowanie IMGW-PIB.

Rys. 5.3.19. Suma miesięczna opadów: średnia, maksymalna i minimalne w wieloleciu 1991-2020, stacja Wrocław. Opracowanie IMGW-PIB.

Rys. 5.3.20. Liczba dni z opadem >0,1 mm: średnia, maksymalna i minimalna w wieloleciu 1991-2020, stacja Wrocław. Opracowanie IMGW-PIB.

Rys. 5.3.21. Liczba dni z pokrywą śnieżną w poszczególnych sezonach wielolecia 1966-2021, stacja Wrocław. Opracowanie IMGW-PIB.

Rys. 5.3.22. Maksymalna prędkość wiatru w porywie, w poszczególnych miesiącach w wieloleciu 1993-2021, stacja Wrocław. Opracowanie IMGW-PIB.

Rys. 5.3.23. Usłonecznienie w godzinach, w poszczególnych latach wielolecia 1974-2020, stacja Wrocław. Opracowanie IMGW-PIB.

Rys. 5.3.24. Czas bezpośredniego padania promieni słonecznych na powierzchnię Ziemi, w poszczególnych latach i miesiącach w wieloleciu 1981-2021, stacja Wrocław. Opracowanie IMGW-PIB.

Rys. 5.3.25. Hydrografia zlewni Widawy. Opracowanie IMGW-PIB na podstawie MPHP 2015.

Rys. 5.3.26. Lokalizacja stacji wodowskazowych na Widawie. Opracowanie IMGW-PIB na podstawie MPHP 2015.

Rys. 5.3.27. Przebieg NQ, SQ, WQ w wieloleciu 1971-2020, wodowskaz Zbytowa. Opracowanie IMGW-PIB.

Rys. 5.3.28. Przebieg NQ, SQ, WQ w wieloleciu 1971-2020, wodowskaz Krzyżanowice. Opracowanie IMGW-PIB.

Rys. 5.3.29. Odpływ podziemny (mm) roczny dla półrocza zimowego i letniego w wieloleciu 1971-2020, wodowskaz Zbytowa (lewy) i Krzyżanowice (prawy). Opracowanie IMGW-PIB.

Rys. 5.3.30. Wartości współczynnika podziemnego zasilania w wieloleciu 1971-2020, wodowskaz Zbytowa (lewy) i Krzyżanowice (prawy). Opracowanie IMGW-PIB.

Rys. 5.3.31. Rozkład przestrzenny ewapotranspiracji aktualnej (suma miesięczna) oraz wskaźnika wilgotności gleby dla Polski.

Rys. 5.3.32. Warianty obliczeniowe parowania potencjalnego upraw w zlewni Widawy. Opracowanie IMGW-PIB.

Rys. 5.3.33. Wartości zielonego śladu wodnego z upraw na gruntach ornych w zlewni Widawy (w mln m³). Opracowanie IMGW-PIB.

Rys. 5.3.34. Udział zbóż w zielonym śladzie wodnym w zlewni Widawy. Opracowanie IMGW-PIB.

Rys. 5.3.35. Rozkład wartości zielonego śladu wodnego pszenicy ozimej (tys. m³) w poszczególnych gminach zlewni Widawy. Opracowanie IMGW-PIB.

Rys. 5.3.36. Rozkład wartości zielonego śladu wodnego kukurydzy (tys. m³) w poszczególnych gminach zlewni Widawy. Opracowanie IMGW-PIB.

Rys. 5.3.37. Rozkład wartości zielonego śladu wodnego rzepaku i rzepiku (tys. m³) w poszczególnych gminach zlewni Widawy. Opracowanie IMGW-PIB.

Rys. 5.3.38. Rozkład sumarycznego zielonego śladu wodnego dla wszystkich upraw (mln m³) w poszczególnych gminach zlewni Widawy. Opracowanie IMGW-PIB.

Rys. 5.3.39. Rozkład sumarycznego zielonego śladu wodnego dla wszystkich upraw (mm) w poszczególnych gminach zlewni Widawy. Opracowanie IMGW-PIB.

Rys. 5.3.40. Rozkład szarego śladu wodnego z rolnictwa (mln m³) w poszczególnych gminach zlewni Widawy. Opracowanie IMGW-PIB.

Rys. 5.3.41. Rozkład szarego śladu wodnego z rolnictwa (mm) w poszczególnych gminach zlewni Widawy. Opracowanie IMGW-PIB.

Rys. 5.4.1. Zlewnie ujęć wód powierzchniowych: Pod Danielkami, Grzesiówka i Pod Polonkom, zlewnia Czarnej Orawy. Opracowanie własne na podstawie Geoportal.gov.pl.

Rys. 5.4.2. Wyznaczona zlewnia na Białym Potoku dla ujęcia w Dusznikach-Zdroju. Opracowanie własne na podstawie <https://isok.gov.pl/hydroportal.html>.

Rys. 5.4.3. Wyznaczona zlewnia na Łososinie dla ujęcia w Limanowej. Opracowanie własne na podstawie <https://isok.gov.pl/hydroportal.html>.

Rys. 5.4.4. Wyznaczona zlewnia na rzece Bóbr dla ujęcia w Wojanowie. Opracowanie własne na podstawie <https://isok.gov.pl/hydroportal.html>.

Rys. 5.4.5. Wyznaczona zlewnia na rzece Ścieklec dla ujęcia w Proszowicach/Opatkowicach. Opracowanie własne na podstawie <https://isok.gov.pl/hydroportal.html>.

Rys. 5.4.6. Schemat pozyskiwania danych wejściowych do modelu rozmytego. Opracowanie własne.

Rys. 5.4.7. Schemat przygotowania ankiety. Opracowanie własne.

Rys. 5.4.8. Schemat doboru ekspertów. Opracowanie własne.

Rys. 5.4.9. Schemat warunków przesłania ankiety ekspertom. Opracowanie własne.

Rys. 5.4.10. Schemat budowy modelu rozmytego. Opracowanie własne.

Rys. 5.4.11. Schemat modelu rozmytego, przygotowanego na potrzeby do analizy możliwości spadku jakości wody na ujęciu w wyniku zanieczyszczenia bakterią *E. coli* i biogenami. Opracowanie własne.

Rys. 6.1. Zmiany zasięgu zwierciadła wody w przekroju poprzecznym misy jeziornej.

Rys. 6.2. Ekstremalne zmiany zasięgu jeziora Gopło w latach 1981-2021 [3].

Rys. 6.1.1. Powiększone fragmenty Map Taktycznych Polski Arkusz Gostynin 1:100 000 z różnych lat wydania WIG. Źródło: Zasoby kartograficzne WGSR UW.

Rys. 6.1.2. Przykłady trudności w wizualnej ocenie przebiegu linii brzegowej jeziora. Fot. B. Nowicka.

Rys. 6.1.3. Zdjęcie strefy brzegowej Jez. Białego z bezzałogowego statku powietrznego. Oprac. B. Nowicka, J. Józwiak, J. Chormański

Rys. 6.1.4. Sondowanie profilu poprzecznego jeziora wzdłuż rozciągniętej liny z pływakami. Fot. B. Nowicka.

Rys. 6.1.5. Pomiary stolikowe z wykorzystaniem kierownicy. Fot. B. Horodyski.

Rys. 6.1.6. Teodolit optyczny. Fot. B. Horodyski.

Rys. 6.1.7. Pozycjonowanie pontonu pomiarowego przy wykorzystaniu tachimetru elektronicznego Nikon. Fot. B. Nowicka.

Rys. 6.1.8. Ruchoma antena DGPS zamontowana na rufie łodzi. Fot. B. Nowicka.

Rys. 6.1.9. Schemat sondy mechanicznej Richtera [15].

Rys. 6.1.10. Echosonda Raytheon Company So. San Francisco model DE-719. Fot. B. Nowak.

Rys. 6.1.11. Obraz sondowanego dna w programie SonarViewer. Oprac. K. Skompski, B. Nowicka.

Rys. 6.1.12. Ponton pomiarowy z ADCP, echosondą Lowrance i komputerem pracującym jako chart-ploter (a). Głowica ADCP zamontowana do pontonu (b). Fot. A. Magnuszewski.

Rys. 6.1.13. Zobrazowanie przekroju porzecznego Jeziora Charzykowskiego wg wyniku pomiaru ADCP. Oprac. A. Magnuszewski, B. Nowicka.

Rys. 6.1.14. Zestaw HDS-7Combo GPS z sonarem bocznym LSS-1Structure Scan. Fot. B. Nowicka.

Rys. 6.1.15. Poziomice wygenerowane z NMTLiDAR-u (linie zielone) na tle zarysu linii brzegowej Jeziora Powidzkiego przy poziomie zwierciadła wody 57,5 m n.p.m. (linia żółta). Oprac. B. Nowicka [34].

Rys. 6.1.16. Zmiany liczby jeziornych stacji wodowskazowych PIHM/IMGW od roku 1956.

Rys. 6.1.17. Rozmieszczenie jeziornych stacji wodowskazowych obserwowanych w latach 1981-2000.

Rys. 6.2.1. Położenie terenu badań na tle granic Polski.

Rys. 6.2.2. Batymetria badanych jezior.

Rys. 6.2.3. Wyposażenie podczas pomiarów echosondą: obrazy dna jeziora na wyświetlaczu Full VGA Solar-MAX™ PLUS TFT (a); łódź Texas 360 (b).

Rys. 6.2.4. Pokrycie pomiarami echosondą badanych jezior [27].

Rys. 6.2.5. Skaner laserowy VQ-1560i DW.

Rys. 6.2.6. Wyznaczanie zasięgu linii brzegowej jeziora na podstawie danych LiDAR.

Rys. 6.2.7. Rozmieszczenie geodezyjnych punktów pomiarowych w strefie brzegowej Jeziora Białego na tle zdjęcia RGB (poziom zwierciadła wody 72,53 m n.p.m.).

Rys. 6.2.8. Procedura analizy niejednorodności zależnych ciągów pomiarowych.

Rys. 6.2.9. Odchylenia odczytów poziomu zwierciadła wody mierzonych metodą LiDAR i geodezyjną [27].

Rys. 6.2.10. Korekta zmierzonego poziomu lustra wody z danych LiDAR do wyników pomiarów geodezyjnych. Przykłady najslabszego dopasowania zwierciadła wody i ich przyczyny: (A) – molo w bliskiej odległości od linii brzegowej, (B) – antropogeniczne zmiany wysokości brzegów, związane m.in. zasypywanie plaży piaskiem, (C) – występowanie zwartych koron drzew pokrywających wodno-łądową linią graniczną (linia brzegowa) [27].

Rys. 6.2.11. Strefa dna Jeziora Białego dostępna dla odczytów LiDAR wraz z lokalizacją transektów do porównania pomiarów zielonym LiDAR-em i sonarem [27].

Rys. 6.2.12. Porównanie wyników pomiarów batymetrycznych metodą sonarową (szary) i Green LiDAR (zielony) w wybranych profilach na Jeziorze Białym. Profile 7, 8 – przecinają progi we wschodniej części jeziora. Profile 10, 14, 29 – przecinają środkową część masy. Profile 36, 38, 49 – przecinają strefę przybrzeżną w zachodniej części jeziora (z roślinnością podwodną). Profile 50, 51, 52 – przecinają stok i strefa płytkiej wody w zachodniej części jeziora [27].

Rys. 6.2.13. Wykres weryfikujący liczbę obserwacji powyżej i poniżej mediany, jak również liczbę przebiegów w górę i w dół dla ciągów pomiarowych Sonar_Y i LiDAR_X za pomocą testu serii.

Rys. 6.2.14 Funkcja autokorelacji ciągów pomiarowych wykonanych za pomocą Sonaru i Lasera dla opóźnienia, Lag = 100 [27].

Rys. 6.2.15. Regresja liniowa wyników pomiaru głębokości wykonanych Sonarem (zmienna zależna) i LiDAR-em (zmienna niezależna) [27].

Rys. 7.1. Intensywne opady nad południową Bułgarią między 7:00 11.12.21 r. a 7:30 12.12.21 r. [15].

Rys. 7.2. Mapa wskaźnika wilgotności gleby dla Polski stworzona na podstawie danych satelitarnych EUMETSAT H-SAF w warstwie powierzchniowej (0-7 cm) w dniu 16.10.2023 r. Źródło: IMGW-PIB.

Rys. 7.3. Ewapotranspiracja nad wschodnią Afryką, opracowana przez MODIS Terra jako produkt MOD16A2 dla 1-8 stycznia 2021 (USGS). Źródło: <https://lpdaac.usgs.gov/products/mod16a2v061/>.

Rys. 7.4. Mapa dobowej ewapotranspiracji referencyjnej stworzonej na podstawie produktów EUMETSAT Land SAF z dnia 21.01.2024 r. Źródło: https://agrometeo.imgw.pl/monitoring/rozklad_opadov.

Rys. 7.5. Mapa wskaźnika klimatycznego bilansu wodnego [mm] dla sierpnia 2023 r. Źródło: https://agrometeo.imgw.pl/klimatyczny_bilans_wodny.

SPIS TABEL

Tab. 5.2.1. Przepływy czerwiec-listopad 2021 – wodowskaz Nowy Sącz Dunajec.

Tab. 5.2.2. Charakterystyka segmentów.

Tab. 5.2.3. Opis segmentów charakterystycznych.

Tab. 5.2.4. Ładunek zanieczyszczeń z oczyszczalni 1 oraz 2 [24].

Tab. 5.2.5. Scenariusze – ryzyko przekroczenia norm [34].

Tab. 5.3.1. Poziomy szacowania śladu wodnego oraz ich zastosowanie. Opracowanie IMGW-PIB.

Tab. 5.3.2. Procentowy udziału gruntów nawadnianych w wybranych krajach [39].

Tab. 5.3.3. Identyfikacja potencjalnych źródeł danych wejściowych do szacowania śladu wodnego na poziomie zlewni. Opracowanie IMGW-PIB.

Tab. 5.3.4. Jednostki administracyjne (województwo, powiat, gmina) w granicach zlewni Widawy. Opracowanie IMGW-PIB na podstawie PRG (Państwowo Rejestr Granic).

Tab. 5.3.5. Powierzchnie skalsyfikowane jako uprawy na gruntach ornych oraz roślinność trawiasta w zlewni Widawy. Opracowanie IMGW-PIB na podstawie BDOT.

Tab. 5.3.6. Obszary sklasyfikowane jako grunty orne, uprawy trwałe, łąki i pastwiska oraz uprawy mieszane w zlewni Widawy. Opracowanie IMGW-PIB na podstawie CLC2018.

Tab. 5.3.7. Porównanie użytkowanie terenów – uprawa na gruntach ornych (źródło: BDOT10k; Gr PTTR02) oraz grunty orne poza zasięgiem urządzeń nawadniających (źródło: CLC2018; 211) w obszarze zlewni Widawy. Opracowanie IMGW-PIB na podstawie BDOT10k oraz CLC2018.

Tab. 5.3.8. Powierzchnie zasiewów wybranych upraw w gminie. Materiały IMGW-PIB na podstawie Powszechnego Spisu Rolnego 2020 (<https://spisrolny.gov.pl/>).

Tab. 5.3.9. Powierzchnie zasiewów upraw na podstawie danych z wniosków o przyznanie płatności bezpośrednich dla gmin w zlewni Widawy. Materiały IMGW-PIB na podstawie bazy ARiMR (Agencja Rozwoju i Modernizacji Rolnictwa).

Tab. 5.3.10. Powierzchnia nawadnianych użytków rolnych i leśnych oraz ilość pobranej wody z podziałem na sposoby nawadniania dla obszaru Polski [38].

Tab. 5.3.11. Zestawienie powierzchni nawadnianych użytków rolnych i leśnych oraz ilość pobranej wody z podziałem na sposoby nawadniania dla obszaru województw [38].

Tab. 5.3.12. Zestawienie powierzchni stawów rybnych oraz ilości poboru wody do ich napełnienia z podziałem na województwa (2020 r.) [38].

Tab. 5.3.13. Dane wejściowe oraz wyniki obliczeń parowania potencjalnego dla stacji Wrocław Strachowice dla okresu styczeń – grudzień 2020. Opracowanie IMGW-PIB.

Tab. 5.3.14. Wartości opadu efektywnego w poszczególnych miesiącach dla upraw jarych (styczeń-grudzień 2020, stacja Wrocław Strachowice). Opracowanie IMGW-PIB.

Tab. 5.3.15. Zapotrzebowanie na wodę oraz ilość wody niezbędnej do nawodnień kukurydzy.

Tab. 5.3.16. Wartości poszczególnych elementów zielonego śladu wodnego dla 11 rodzajów upraw, dla roku gospodarczego 2019/2020. Opracowanie IMGW-PIB.

Tab. 5.3.17. Wartości zielonego śladu wodnego dla 11 upraw w poszczególnych gminach zlewni Widawy. Opracowanie IMGW-PIB.

- Tab. 5.3.18. Zestawienie wybranych upraw w dorzeczu Odry oraz ich szacunkowego rocznego niebieskiego śladu wodnego [57].
- Tab. 5.3.19. Zużycie nawozów mineralnych i naturalnych w gminach zlewni Widawy. Źródło: Powszechny Spis Rolny 2020 (<https://spisrolny.gov.pl/>).
- Tab. 5.4.1. Ujęcia komunalne wód powierzchniowych, wybrane do dla celów ankiety, z podanymi współrzędnymi lokalizacji ujęcia wody X i Y.
- Tab. 6.1.1. Zalecana gęstość sondowania w pierwszej połowie XX wieku.
- Tab. 6.1.2. Współczesny zakres obserwacji i pomiarów PSHM na jeziorach Polski [34].
- Tab. 6.2.1. Charakterystyka morfologiczna badanych jezior [25].
- Tab. 6.2.2. Poziom zwierciadła wody podczas pomiarów stref brzegowych badanych jezior.
- Tab. 6.2.3. Liczba punktów pomiarowych wykonanych techniką LiDAR wg klas mierzonych obiektów [27].
- Tab. 6.2.4. Dostępność strefy podwodnej dla sonaru i LiDAR [27].
- Tab. 6.2.5. Analiza niejednorodności ciągów pomiarowych wykonanych przy pomocy Sonaru i LIDAR przy poziomie istotności $\alpha = 0,05$. Pogrubiona czcionka wskazuje na zależność losową, stacjonarność i istotność trendu [27].
- Tab. 6.2.6. Korelacje między pomiarami wykonanymi za pomocą Sonaru i LiDARu oraz wyniki nieparametrycznego testu Manna-Kendalla. Nachylenie liniowe (Slope) wyznaczono dla poziomu istotności $\alpha = 0,05$ [27].
- Tab. 6.2.7. Wyniki analizy regresji prostej, gdzie zmienną zależną są pomiary Sonar_Y, a zmienną niezależną pomiary Laser_X o liczebności, $n = 1359$ [27].
- Tab. 6.2.8. Wyniki sprawdzenia poprawności modelu liniowej regresji LM.
- Tab. 7.1. Przegląd metod wyliczania wilgotności gleby z użyciem teledetekcji satelitarnej [20].
- Tab. 7.2. Sposoby pomiaru jakości roślinności w zależności od zastosowania [24].
- Tab. 7.3. Wskaźniki roślinności wyliczane teledetekcyjnie [24].

EXAMPLES OF ADAPTIVE MEASURES IN WATER MANAGEMENT IN THE LIGHT OF CLIMATE CHANGE

CHAPTER 1. INTRODUCTION

The presented monograph is the result of the project “Adaptive planning and management of water resources in the light of climate change” carried out at IMGW-NRI in 2020-2022, continued from 2023 under the name “Development and improvement of tools and methods in reducing risk in water management and adaptation to climate change”. Its aim is to develop a database of information and tools enabling the construction and organization of water management more resistant to climate change. The developed recommendations concern the implementation of adaptive planning and management of water resources, which is an extension of the concept of the principles of Integrated Water Resources Management (IWRM). Adaptive management refers to the systematic process of continuous improvement of the applied principles and practices depending on the changing environment and needs and the associated risks. As a process, it fits into the area of water management in the face of climate change and variability. Adaptive management Its aim in the area of water management is to increase the ability of the water system to prepare, among others, on the adverse effects and impacts occurring in the atmosphere and hydrosphere. Risk research should take into account uncertainties related to climate change and variability, financing of tasks limiting the effects of change, as well as anthropogenic threats resulting from the dynamics of changes in population and water needs resulting from economic transformations. Adaptive management provides added value to IWRM by taking into account uncertainty and adaptation to changes in the system (e.g. climate change, lack of full hydrological data, changing water demand), and also places particular emphasis on education of involved stakeholders. One of the most important elements is social learning, the task of which is to connect lay enthusiasts, business representatives and experts in a common goal, which is the management of water resources. It should be emphasized that the territorial scale of the work required by the Water Framework Directive focuses on river basin areas, not individual catchments, where the application of principles would be easier and possible to link with local spatial planning. The composition of partial tasks in the project allowed for the analysis of selected water management problems in the context of climate change and the proposal of specific solutions for the analyzed examples. The project itself is in line with one of the main goals of the IMWM-NRI Strategy 2021-2025, i.e., “Climate – strategic goal: building climate modeling competences with particular emphasis on the effects of climate change for Poland”, in particular in the scope of:

- Operational goal 3 – Assessment of the impact of climate change on the Polish economy.
- Operational goal 4 – Assessment of the impact of Poland’s climate change on society and state security.

CHAPTER 2. WATER MANAGEMENT IN THE 21ST CENTURY AND ITS TASKS

As a scarce resource in Poland, water is also a key factor driving economic development. Surface resources, which are the main source of water used for economic purposes, as a result of adopting short-sighted strategies both in centuries past and nowadays, are currently undergoing unfavorable transformations, posing a threat not only to the natural environment, but also to the quantity and quality of water intake. The de-

velopment of knowledge and conducted research make it possible to plan activities affecting the water environment in a sustainable manner, in accordance with the principles of the Integrated Water Resources Management concept. The need to consider factors such as progressing climate change, various possible scenarios of socio-economic development as a response to these changes and the increasingly noticeable differentiation of the global hydrological cycle generates the need for a multi-sectoral approach to water management. Such an approach will make it possible to adapt the water management process to meet the needs of both the population and the natural environment.

LIST OF FIGURES AND TABLES

Fig. 2.1. Water Reservoir Complex Czorsztyn–Niedzica Sromowce Wyżne on the Dunajec River – one of the last large investments completed in Poland. Photography: T. Walczykiewicz.

Fig. 2.2. Rafting along the Dunajec gorge in the Pieniny Mountains. Photography: T. Walczykiewicz.

Fig. 2.3. The transformed bed of the Rudawa River in Kraków. Photography: T. Walczykiewicz.

CHAPTER 3. HAZARDS IN WATER MANAGEMENT IN POLAND IN THE LIGHT OF CLIMATE CHANGE

Progressing climate change is already affecting Poland's water management, generating the need to adapt actions and strategies to the forecasted trends. The resulting threats to the quantitative and qualitative status of waters could be reflected in the functioning of all sectors of the economy because water as a scarce resource is an important driving force for the energy sector, industry, and agriculture, and is also the basis for municipal management. These sectors are therefore the areas most vulnerable to water stresses exacerbated by climate change, while at the same time putting pressure on water resources by using their significant part. Difficulties in determining the direction and pace of climate change make it even more uncertain to define an appropriate socio-economic development scenario that would enable sustainable use of resources and effective risk management.

LIST OF FIGURES AND TABLES

Fig. 3.1. Biogas plants – link in the circular economy. Photography: T. Walczykiewicz.

Fig. 3.2. Orchards – agricultural sector particularly sensitive to irrigation solutions. Photography: T. Walczykiewicz.

CHAPTER 4. ADAPTIVE WATER RESOURCES MANAGEMENT IN THE CONTEXT OF CLIMATE CHANGE

Climate change results in changes in the spatial and temporal availability of water resources, which affects the security of the Polish economy and society. The main challenge is uncertainty in water management, which increases the risk of, among other things, water deficits in the future. Reducing the risk in water resources management requires taking appropriate, systemic adaptation efforts to reduce the impact of adverse climatic events. A systems approach in water management allows for multi-sectoral management through the creation of appropriate legal frameworks in water management and knowledge transfer between stakeholders in the process. Implementing the principles of concepts that treat water resources management in a holistic

manner is also a crucial element. The presented article characterizes the current approach to water management in Poland in terms of adaptation to climate change. Currently, water management is based on the Water Law based on the Water Framework Directive. Despite the systemic approach to water management, the centralisation of water resources management implemented in recent years is not fully conducive to climate change adaptation due to the local character of water resources in the Polish space.

LIST OF FIGURES AND TABLES

Fig. 4.1. Types of uncertainty in water management.

Fig. 4.2. Organisational structure of the State Water Management Authority, Polish Waters (PGW WP).

CHAPTER 5. PLANNING AND WATER RESOURCES MANAGEMENT FOR CLIMATE CHANGE ADAPTATION

CHAPTER 5.1. STRENGTHENING THE PARTICIPATORY WATER RESOURCES MANAGEMENT PROCESS

The availability of water resources for humans and the environment is variable in time and space and is a result of the characteristics of climate, terrain morphology and the geographical location of an area. Additional factors modifying the availability of water resources are human activities such as river channel regulation, water abstraction, changes in use or water pollution by municipal, agricultural, and industrial wastewater. Managing water resources requires reconciling environmental and human needs, including security of water supply, and flood protection. Given the many stakeholders with diverse perspectives, dialogue and knowledge sharing are necessary to implement effective management. Adequate communication supports the development of solutions dedicated to a catchment or river basin. In the paper presented here, an analysis of available knowledge and a survey on the implementation of Adaptive Water Resource Management (AWM) in the Białka River catchment was carried out. The results indicate that the Białka River, as an area of natural value (protected under the Natura 2000 programme), remains under strong pressure from tourism, which has a negative impact on, among other things, water quality. At the same time, the braided character of the river generates a very high flood risk. Both issues are the subject of public debate, in which the local community shows a lack of trust in stakeholders representing the state administration. Problems related to dialogue between stakeholders and knowledge exchange are the main barriers to water resources management in the Białka River catchment.

LIST OF FIGURES AND TABLES

Fig. 5.1.1. Białka River bed. Photography: M. Bryła.

Fig. 5.1.2. Institutions which, according to the respondents, are the most significant in water management.

Fig. 5.1.3. Forms of nature protection occurring in the opinion of the respondents in the catchment area.

Fig. 5.1.4. Main problems related to water management in the Białka River basin, identified by the respondents.

Fig. 5.1.5. Causes of water management problems indicated by the respondents.

Fig. 5.1.6. Stakeholder groups that, according to the respondents, should participate in the management of the waters of the Białka River catchment.

CHAPTER 5.2. A TOOL FOR ASSESSING THE RISK OF SUPPLYING WATER TO THE POPULATION

The article presents an analysis of the impact of pollutants from the agricultural and municipal sectors on surface waters. The analysis was conducted using a dynamic Water Quality Analysis Simulation Program (WASP) model, designed to simulate changes in water quality, for the Dunajec River from the Brzeźnianka stream to the intake in Świniarsko, selected as a pilot section. The use of the WASP model enables the assessment of current and future changes in water quality and the planning of actions, limiting their negative impact on surface waters. Based on the prepared data, the model simulated the impact of pollutant inflow on the water quality of a selected section. The results of the simulation of the spread of pollutants in the Dunajec riverbed indicate that in two of the adopted scenarios, assuming an increased supply of pollutants and unfavorable hydrological conditions, there will be no negative effects on the operation and efficiency of the water intake. Therefore, in these cases the risk is within acceptable limits. However, in the case of a scenario simulating a failure of a sewage treatment plant located near a water intake, a serious threat may occur. The conducted analysis indicates that WASP may have significant application potential in supporting the risk assessment process of surface water intakes.

LIST OF FIGURES AND TABLES

Fig. 5.2.1. The area of indirect protection of the water intake on the Rudawa River for Kraków. Photography: T. Walczykiewicz.

Fig. 5.2.2. Reservoir in Dobczyce – view of the intake tower (on the right). Photography: T. Walczykiewicz.

Fig. 5.2.3. Czorsztyn Reservoir without water supply function – increase of flows during low flows. Photography: T. Walczykiewicz.

Fig. 5.2.4. Rudawa River valley above the intake for Kraków. Photography: T. Walczykiewicz.

Fig. 5.2.5. DPSIR analytical scheme.

Fig. 5.2.6. Stages of the risk analysis. Source: IMGW-PIB/ZGWiSW.

Fig. 5.2.7. Scheme of risk analysis, using the WASP model.

Fig. 5.2.8. Examples of segment networks with designated flow directions [12].

Fig. 5.2.9. The pilot area [22].

Fig. 5.2.10. Segmentation of the Dunajec River [22].

Fig. 5.2.11. Modeled scenarios.

Fig. 5.2.12. Scenario 1 – flow in June-November.

Fig. 5.2.13. Scenario 1 – coliform concentration.

Fig. 5.2.14. Scenario 1 – ammonium nitrogen concentration.

Fig. 5.2.15. Scenario 2 – assumptions.

Fig. 5.2.16. Scenario 2 – flow in November.

Fig. 5.2.17. Scenario 1 – coliform concentration.

Fig. 5.2.18. Scenario 2 – ammonium nitrogen concentration.

Fig. 5.2.19. Scenario 3 – assumptions.

Fig. 5.2.20. Scenario 3 – ammonium nitrogen concentration: variant 1.

Fig. 5.2.21. Scenario 3 – ammonium nitrogen concentration: variant 2.

Table 5.2.1. Flows June-November 2021 – Nowy Sącz Dunajec River gauge.

Table 5.2.2. Segments characteristics.

Table 5.2.3. Description of characteristic segments.

Table 5.2.4. Load of pollutants from sewage treatment plants 1 and 2 [24].

Table 5.2.5. Scenarios – the risk of exceeding the standards [34].

CHAPTER 5.3. WATER FOOTPRINT AS AN INDICATOR OF ADAPTIVE MANAGEMENT OF WATER RESOURCES IN THE CATCHMENT

A comprehensive picture of the water resources of the catchment in given hydroclimatic conditions, considering the current method of water management, is presented by the water footprint (WF). It is an integrated assessment of the use of water resources in the catchment area (blue water) combined with the assessment of rainwater consumption (green water) and the level of contamination of surface and groundwater (gray water). The maximum values of individual components of the water footprint ensuring compliance with environmental standards, conducting business activities, and providing ecosystem services represent the degree of sustainability of water resources. It creates the basis for linking obligatory and recommended indicators used for water management, covering regional and local specificity, in one decision-making system. The analysis of the temporal and spatial variability of the water footprint makes it possible to identify periods and areas with the greatest susceptibility to water resource shortages and the needs and possibilities of increasing the resilience of socio-environmental systems.

The index assessment of management efficiency and water management in the catchment allows for balancing the provision of quantitative and qualitative water needs of the catchment users. Water footprint analysis, based on the principles of the praxeological system of activities, is the basis for building scenarios for developing water resources in the catchment in various economic and natural conditions, considering extreme events. The difference between the estimated water footprint values and the catchment potential represents a measure of the stress on the catchment's water resources. The water resources stress indicator is the basis for improving decision-making processes in pursuit of optimal decisions and prioritisation of water management activities in a changing climate.

The water footprint, as an indicator of sustainable water resources management, complies with the requirements of the Water Framework Directive, the Floods Directive, the Drinking Water Directive, the Urban Waste Water Directive and the European Union's policy on the protection of water resources in Europe (The Blueprint), especially with counteracting shortages of freshwater resources.

LIST OF FIGURES AND TABLES

Fig. 5.3.1. Irrigated areas FAO database [40].

Fig. 5.3.2. Components of the green, blue water footprint at the catchment level [33].

Fig. 5.3.3. A curve characterizing the plant coefficient throughout the entire growing season of crops [46].

Fig. 5.3.4. Water footprint calculation scheme based on CROPWAT 8 model.

Fig. 5.3.5. Scheme for assessing green water from agriculture in a catchment. IMGW-PIB materials.

Fig. 5.3.6. Renewable surface water resources, (LTAA – long-term annual average) in the EU based on EUROSTAT data.

Fig. 5.3.7. Administrative units (communes and districts) within the Widawa catchment area. IMGW-PIB study based on PRG.

Fig. 5.3.8. Spatial distribution of agricultural crops and grass vegetation areas in comparison to communes in the Widawa catchment area. IMGW-PIB study based on MPHP 2015 and BDOT (Topographic Objects Database).

Fig. 5.3.9. Land use in the Widawa catchment area. IMGW-PIB study based on CLC18.

Fig. 5.3.10. Spatial distribution of areas categorized as arable land, permanent crops, meadows and pastures, and areas of mixed crops in the Widawa catchment area. IMGW-PIB study based on CLC2018, MPHP (Map of Poland's Hydrographic Division), PRG (State Border Register).

Fig. 5.3.11. Water abstraction for national economy and population purposes [38].

Fig. 5.3.12. Water intakes for agricultural irrigation. IMGW-PIB study based on BDOT.

Fig. 5.3.13. Population density in communes located in the catchment area. IMGW-PIB study based on the Central Statistical Office 2019.

Fig. 5.3.14. Average annual temperature and average temperature for the summer half-year and winter half-year for the Wrocław station. IMGW-PIB study.

Fig. 5.3.15. Average daily (max, min) temperature in the year and average monthly temperature for the Wrocław station. IMGW-PIB study.

Fig. 5.3.16. Maximum and minimum monthly temperatures in the multiannual period, Wrocław station. IMGW-PIB study.

Fig. 5.3.17. Number of hot and very frosty days in multiannual period, Wrocław station. IMGW-PIB study.

Fig. 5.3.17. Number of hot and very frosty days in multiannual period, Wrocław station. IMGW-PIB study.

Fig. 5.3.18. Annual sum of precipitation in the multiannual period and annual sum of precipitation for the summer half-year and the winter half-year in the multiannual period, Wrocław station. IMGW-PIB study.

Fig. 5.3.19. Total monthly precipitation: average, maximum and minimum in the multiannual period 1991-2020, Wrocław station. IMGW-PIB study.

Fig. 5.3.20. Number of days with precipitation >0.1 mm: average, maximum and minimum in the multiannual period 1991-2020, Wrocław station. IMGW-PIB study.

Fig. 5.3.21. Number of days with snow cover in particular seasons of the multiannual period 1966-2021, Wrocław station. IMGW-PIB study.

Fig. 5.3.22. Maximum gust wind speed in particular months of the multiannual period 1993-2021, Wrocław station. IMGW-PIB study.

Fig. 5.3.23. Insolation in hours, in particular years of the multiannual period 1974-2020, Wrocław station. IMGW-PIB study.

Fig. 5.3.24. Time of direct sunlight falling on the Earth's surface, in individual years and months in the years 1981-2021, Wrocław station. IMGW-PIB study.

Fig. 5.3.25. Hydrography of the Widawa catchment area. IMGW-PIB study based on MPHP 2015.

Fig. 5.3.26. Location of water gauge stations on Widawa. IMGW-PIB study based on MPHP 2015.

Fig. 5.3.27. NQ (low flow), SQ (medium flow), WQ (high flow) in the multiannual period 1971-2020, the Zbytowa water gauge. IMGW-PIB study.

Fig. 5.3.28. NQ, SQ, WQ in the multiannual period 1971-2020, Krzyżanowice water gauge. IMGW-PIB study.

Fig. 5.3.29. Annual underground runoff (mm), for the winter half-years and summer half-years in the multi-annual period 1971-2020, the Zbytowa water gauge (left) and the Krzyżanowice water gauge (right). IMGW-PIB study.

Fig. 5.3.30. Values of the underground recharge coefficient in the multiannual period 1971-2020, the Zbytowa water gauge (left) and the Krzyżanowice water gauge (right). IMGW-PIB study.

Fig. 5.3.31. Spatial distribution of current evapotranspiration (monthly sum) and soil moisture index for Poland.

Fig. 5.3.32. Calculation variants of potential crop evaporation in the Widawa catchment area. IMGW-PIB study.

Fig. 5.3.33. Values of the green water footprint from crops on arable land in the Widawa catchment area (in million m³) – figure on the left, (in %) – on the right. IMGW-PIB study.

Fig. 5.3.34. Share of cereals (in %) in the green water footprint in the Widawa catchment area. IMGW-PIB study.

Fig. 5.3.35. Distribution of the value of the green water footprint of winter wheat (thousand m³) in individual communes of the Widawa catchment area. IMGW-PIB study.

Fig. 5.3.36. Distribution of the green water footprint of corn (thousand m³) in individual communes of the Widawa catchment area. IMGW-PIB study.

Fig. 5.3.37. Distribution of the value of the green water footprint of rapeseed and turnip rape (thousand m³) in individual communes of the Widawa catchment area. IMGW-PIB study.

Fig. 5.3.38. Distribution of the total green water footprint for all crops (million m³) in individual communes of the Widawa catchment area. IMGW-PIB study.

Fig. 5.3.39. Distribution of the total green water footprint for all crops (mm) in individual communes of the Widawa catchment area. IMGW-PIB study.

Fig. 5.3.40. Distribution of the gray water footprint from agriculture (million m³) in individual communes of the Widawa catchment area. IMGW-PIB study.

Fig. 5.3.41. Distribution of the gray water footprint from agriculture (mm) in individual communes of the Widawa catchment area. IMGW-PIB study.

Table 5.3.1. Water footprint estimation levels and their application. IMGW-PIB study.

Table 5.3.2. Percentage of irrigated land in selected countries [39].

Table 5.3.3. Identification of potential sources of input data for water footprint estimation at the catchment level. IMGW-PIB study.

Table 5.3.4. Administrative units (voivodeship, district, commune) within the Widawa catchment area. IMGW-PIB study based on PRG (State Border Register).

Table 5.3.5. Areas classified as crops on arable land and grass vegetation in the Widawa catchment area. IMGW-PIB study based on BDOT.

Table 5.3.6. Areas classified as arable land, permanent crops, meadows and pastures and mixed crops in the Widawa catchment area. IMGW-PIB study based on CLC2018.

Table 5.3.7. Comparison of land use: cultivation on arable land (source: BDOT10k; Gr PTTR02) and arable land beyond the reach of irrigation facilities (source: CLC2018; 211) in the Widawa catchment area. IMGW-PIB study based on BDOT10k and CLC2018.

Table 5.3.8. Areas sown with selected crops in the commune. IMGW-PIB materials based on General Agricultural Census 2020 (<https://spisrolny.gov.pl/>).

Table 5.3.9. Areas sown with crops based on data from applications for direct payments for communes in the Widawa catchment area. IMGW-PIB materials based on Agricultural Development and Modernization Agency (ARiMR).

Table 5.3.10. The area of irrigated agricultural and forest land and the amount of water abstracted divided into irrigation methods for the territory of Poland [38].

Table 5.3.11. Summary of the area of irrigated agricultural and forest land and the amount of water abstracted divided into irrigation methods for the area of voivodeships [38].

Table 5.3.12. Summary of the area of fish ponds and the amount of water abstracted to fill them, divided into voivodeships (2020) [38].

Table 5.3.13. Input data and results of potential evaporation calculations for the Wrocław Strachowice station for the period January – December 2020. IMGW-PIB study.

Table 5.3.14. Effective precipitation in particular months for spring crops (January – December 2020, Wrocław Strachowice station). IMGW-PIB study.

Table 5.3.15. Water demand and the amount of water necessary for corn irrigation.

Table 5.3.16. Values of individual elements of the green water footprint for 11 types of crops, for the 2019/2020 economic period. IMGW-PIB study.

Table 5.3.17. Green water footprint values for 11 crops in individual communes of the Widawa catchment area. IMGW-PIB study.

Table 5.3.18. A list of selected crops in the Oder basin and an estimate of their annual blue water footprint [57].

Table 5.3.19. Usage of mineral and natural fertilisers in the communes of the Widawa catchment area. Source: General Agricultural Census 2020 (<https://spisrolny.gov.pl/>).

CHAPTER 5.4. WATER RESOURCES MANAGEMENT IN THE CASE OF INCOMPLETE AND UNCERTAIN INFORMATION ABOUT THE WATER MANAGEMENT SYSTEM, ITS ELEMENTS AND SURROUNDINGS

A fundamental feature of a water-management system is its complex structure. It requires the interconnection of the various objects of the system, i.e., water resources, infrastructure, management processes and the legal framework that defines its operation. The system is affected by its surroundings and its sensitivity is dependent on the objects that build it. One of the most important elements of the water management system is the surface water intake, which is the object of the water supply system for the population and the economy. The collection point is exposed to a decrease in water quality because of the supply of pollutants, and due to the security of supply, it is necessary to designate protection zones, including indirect protection, and to assess the risk of water quality decrease. This assessment requires an analysis of natural and anthropogenic conditions, and its key obstacle is the low availability of data, especially in the case of small intakes. In such situations, it is possible to carry out a risk assessment for the surface water intake by developing a model using the theory of fuzzy sets. Such an approach may make it possible to perform an analysis and assessment of the risk of water quality decline based on expert knowledge using linguistic

techniques in conditions of low data availability. The Fuzzy Logic Toolbox software in the MatLab application is used for analysis. The structure of a fuzzy model consists of 3 main parts: conversion of input data into a fuzzy set along with determination of the affiliation function (fuzification block), determination of rules and their relation to affiliation functions (inference block), conversion of fuzzy output to a specific result (defuzification block). Considering the above, a fuzzy model structure was developed for the risk of contamination with nitrogen compounds and coliform bacteria. The structure of the model considers the following parameters: the size of the catchment, the filling of the riverbed, the controlled point discharge of sewage, the point uncontrolled discharge of sewage, the diffuse discharge of pollutants, and the distance of the water intake from the sources of pollution. To obtain an appropriate knowledge base and determine the membership function, 20 surface water intakes were selected, which, according to the adopted assumptions, should be the subject of a survey conducted among selected experts in the field of hydrology and water management. The knowledge gained from the developed survey will have an impact on the determination of the membership function and the rules of the fuzzy system. The developed fuzzy model will be used to assess the water quality of surface water intakes in the Czarna Orawa catchment: 1. Pod Danielkami, 2. Grzesiówka, 3. Pod Polonkom. It is assumed that ultimately the tool will provide substantive support in the field of simplified methods for the purposes of risk assessment of surface water intakes, performed using more complex methods, such as the WASP model, which require a large number of measurement data and time to build the model.

LIST OF FIGURES AND TABLES

Fig. 5.4.1. Catchments of surface water intakes: Pod Danielkami, Grzesiówka and Pod Polonkom in Czarna Orawa basin. Own preparation based on Geoportal.gov.pl.

Fig. 5.4.2. Designated catchment area on Biały Potok for intake in Duszniki-Zdrój. Own preparation based on <https://isok.gov.pl/hydroportal.html>.

Fig. 5.4.3. Designated catchment area on Łososina River for the intake in Limanowa. Own preparation based on <https://isok.gov.pl/hydroportal.html>.

Fig. 5.4.4. Designated catchment area on the Bóbr River for the intake in Wojanów. Own preparation based on <https://isok.gov.pl/hydroportal.html>.

Fig. 5.4.5. Designated catchment area on the Ścieklec River for intake in Proszowice/Opatkowice. Own preparation based on <https://isok.gov.pl/hydroportal.html>.

Fig. 5.4.6. Scheme of obtaining input data to a fuzzy model. Own preparation.

Fig. 5.4.7. Scheme of preparation of the survey. Own preparation.

Fig. 5.4.8. Scheme of selection of experts. Own preparation.

Fig. 5.4.9. Scheme of conditions for sending the survey to the experts. Own preparation.

Fig. 5.4.10. Fuzzy model construction diagram. Own preparation.

Fig. 5.4.11. Diagram of a fuzzy model, prepared for the analysis of the possibility of water quality decline in the intake because of contamination with *E. coli* bacteria and nutrients. Own preparation.

Table 5.4.1. Municipal intakes of surface waters, selected for the purposes of the survey with the coordinates of the location of the water intake X and Y.

CHAPTER 6. DEVELOPMENT OF METHODS FOR STUDYING LAKE WATER RESOURCES

One of the important sources of water are lakes. Methods for examining water resources of lakes are constantly being improved and innovative applications of existing ones are being developed. The choice of method depends on many factors and there is no consensus on universal techniques that allow for accurate and cost-effective measurements of entire water bodies.

LIST OF FIGURES AND TABLES

Fig. 6.1. Changes in the extent of the water table in the cross-section of the lake.

Fig. 6.2. Extreme changes in the extent of Lake Gopło in the years 1981-2021 [3].

CHAPTER 6.1. REVIEW OF LIMNIMETRIC RESEARCH IN POLAND

This chapter is methodological in nature and concerns the development of the technique of preparing bathymetric plans. The study goes back to historical research, when the technical base for conducting this type of measurements was slowly being created. Then, work carried out after the end of World War II was taken into account, when a large-scale inventory of water resources of lakes in the new borders of Poland was carried out. Contemporary research trends related to the development of remote measurement techniques were also examined. It has been shown that measurement methods are constantly being improved and innovative applications of existing devices are being developed.

LIST OF FIGURES AND TABLES

Fig. 6.1.1. Enlarged fragments of Tactical Maps of Poland Gostynin Sheet 1:100000 from various years of publication WIG. Cartographic resources of University of Warsaw.

Fig. 6.1.2. Examples of difficulties in visual assessment of the lake shoreline. Photography: B. Nowicka.

Fig. 6.1.3. Photo of the shore zone of Lake Białe from an unmanned aerial vehicle. Prepared by: Nowicka B., Józwiak J., Chormański J.

Fig. 6.1.4. Sounding the transverse profile of the lake along a stretched rope with floats. Photography: B. Nowicka.

Fig. 6.1.5. Topographic plane table survey. Photography: B. Horodyski.

Fig. 6.1.6. Optical theodolite. Photography: B. Horodyski.

Fig. 6.1.7. Positioning of the measuring pontoon using a Nikon electronic total station. Photography: B. Nowicka.

Fig. 6.1.8. Movable DGPS antenna mounted on the stern of the boat. Photography: B. Nowicka.

Fig. 6.1.9. Scheme of the Richter mechanical probe [15].

Fig. 6.1.10. Echosounder Raytheon Company So. San Francisco model DE-719. Photography: B. Nowak.

Fig. 6.1.11. Image of the sounded bottom in SonarViewer. Prepared by: K. Skompski, B. Nowicka.

Fig. 6.1.12. Measuring pontoon with ADCP, Lowrance echosounder and computer working as a chart plotter (a). ADCP head mounted to the ponton (b). Photography: A. Magnuszewski.

Fig. 6.1.13. Illustration of the cross-section of the Charzykowskie Lake according to the ADCP measurement result. Prepared by: A. Magnuszewski, B. Nowicka.

Fig. 6.1.14. HDS-7Combo GPS set with LSS-1 Structure Scan. Photography: B. Nowicka.

Fig. 6.1.15. Contours generated from DEMLiDAR (green lines) against the outline of the shoreline of Lake Powidzkie at a water level of 57.5 m a. s. l. (yellow line). Prepared by B. Nowicka [34].

Fig. 6.1.16. Changes in the number of observed water gauge stations PIHM/IMGW since 1956.

Fig. 6.1.17. Location of lake water gauge stations observed in 1981-2000.

Table 6.1.1. Recommended sounding density in the first half of the 20th century.

Table 6.1.2. Contemporary scope of PSHM observations and measurements on Polish lakes.

CHAPTER 6.2. Bathymetry detection of lake shore zones

In this part of the work, we proposed incorporating remote sensing techniques into mapping the bottom of the lake's coastal zone. Due to the inaccessibility of this zone due to dense vegetation, measurements of the lake bottom and shoreline are difficult to perform using traditional echo acoustic survey methods. In search of novel solutions, we verified the possibilities of using green LiDAR. To measure the bottom of the tank, we used a Lowrance HDS-7 ComboGPS single-beam echosounder with LSS-1 side sonar and a RIEGL VQ-1560i-DW dual-beam LiDAR scanner. GNSS RTK measurements were used to verify the extent of the coastline developed from lidar measurements. We carried out measurements on two neighboring lakes, which differ in water transparency. The study showed strong correlation between sonar and LiDAR in mapping bottom depths down to 1.6 m and enabled LiDAR to map approximately 20% of a highly transparent lake, but was not found to be useful in water with low transparency. In the light of the conducted research, both devices, sonar, and LiDAR, have the potential for complementary use by combining both methods: sonar for mapping the sublittoral and pelagic zone and LiDAR for mapping the littoral lake shore zone, overcoming the limitations related to the presence of vegetation.

LIST OF FIGURES AND TABLES

Fig. 6.2.1. Location of the research area on the background of the Polish borders.

Fig. 6.2.2. Bathymetry of studied lake.

Fig. 6.2.3. Equipment used during echo sounder measurements owned by IMGW-PIB: images of the lake bottom analysed during measurements on the Full VGA SolarMAX™ PLUS TFT screen (a); Texas 360 boat (b).

Fig. 6.2.4. Echosounder coverage of the studied lakes [27].

Fig. 6.2.5. Laser scanner VQ-1560i DW.

Fig. 6.2.6. The process of determining the course of shoreline based on LiDAR data [27].

Fig. 6.2.7. Distribution of geodetic measurement points in the shore zone of the Białe Lake on the background of the RGB photo (at the water table level 72.53 m above sea level).

Fig. 6.2.8. Analysis of the homogeneity of dependent data.

Fig. 6.2.9. Deviations of the water table level readings measured by LiDAR and geodetic surveying [27].

Fig. 6.2.10. Adjusting the measured water table level from LiDAR data to the results of geodetic measurements. Examples of the weakest matching of the water table level and their causes: (A)—pier in close proximity to the shoreline, (B)—anthropogenic changes in shore height, e.g., related to the dumping of sand on the beach, (C)—occurrence of dense tree crowns covering the water-land boundary line (coastline) [27].

Fig. 6.2.11. Bottom zone available for LiDAR and location of transects compared to points measured by Green LiDAR and sonar on Biale Lake [27].

Fig. 6.2.12. Comparison of the bathymetric measurements results using the sonar (grey) and Green LiDAR (green) methods in selected profiles on the Biale Lake. Profiles 7, 8 – transect through the sill in the eastern part of the lake. Profiles 10, 14, 29 – transects through the central part of the bowl. Profiles 36, 38, 49 – transects through the coastal zone in the western part of the lake (with underwater vegetation). Profiles 50, 51, 52 – transects through the slope and shallow water zone in the western part of the lake [27].

Fig. 6.2.13. The chart that verifies the runs above and below the median as well the runs up and down for variables: Sonar_Y and LiDAR_X using runs test.

Fig. 6.2.14. Autocorrelation function of random variables: Sonar_Y and LiDAR_X for a delay, lag = 100 with autocorrelation coefficients and confidence level α (dotted line).

Fig. 6.2.15. Linear regression of Sonar (dependent variable) and LiDAR (independent variable) depth measurement results.

Table 6.2.1. Morphological characteristics of studied lakes [25].

Table 6.2.2. Water table level during the shore zone measurements of the studied lakes.

Table 6.2.3. Number of measuring points made with the LiDAR technique according to the classes of the measured objects [27].

Table 6.2.4. Zone UnderWater availability for sonar and LiDAR [27].

Table 6.2.5. Nonhomogeneity analysis of the variables: Sonar and LiDAR at significance level $\alpha = 0,05$. The bold values indicate on the dependence, stationarity of the random sample and the significance of the trend.

Table 6.2.6. Correlations between Sonar_Y and LiDAR_X measurements and the results of the non-parametric Mann-Kendall test. The linear slope was determined for the significance level $\alpha = 0.05$.

Table 6.2.7. The results of the simple regression analysis, where the dependent variable is Sonar_Y measurements, and the independent variable is Laser_X measurements with a count of $n = 1359$.

Table 6.2.8. Linear LM regression model validation results.

CHAPTER 7. APPLICATION OF MODERN MEASURING TECHNOLOGIES IN WATER RESOURCES MANAGEMENT

Climate change exports fast and systematic adaptation to new environmental conditions, threats, and water management challenges. Functional water resource management is now of more importance than ever. The development of new measurement technologies enhances environmental monitoring. During the last few decades, satellite remote sensing became the fastest-growing field for earth observation, rapidly increasing its temporal and spatial resolution, not only by creating new missions and developing better sensors but also by increasing the quality of processing methods and models used for analysis. Remote sensing enables complex evaluation of the state of water resources on a larger scale. The most common fields of use of satellite techniques are atmospheric precipitation, soil moisture, vegetation, evapotranspiration, climatic water balance analysis, and understood inland water monitoring. This is of particular importance, especially in the context of observing the changes on a national scale or analysing the worldwide processes. Undoubtedly field measurements, which have the additional advantage of having a much wider time range, enhance remote sensing products

as reference points and calibration devices. AI and general IT technologies aid the functionality and traditional gauges as they enable faster communication, and easier flow or alarming state detection. Those are crucial for fast decision-making and proper water resource management for urban and agricultural purposes, supporting sustainable development and safe distribution.

LIST OF FIGURES AND TABLES

Fig. 7.1. Intense rainfall over southern Bulgaria between 7:00 a.m. on December 11, 2021. and 7:30 12/12/21 [15].

Fig. 7.2. Map of the soil moisture index for Poland created based on EUMETSAT H-SAF satellite data in the surface layer (0-7 cm) on October 16, 2023. Source: IMGW-PIB.

Fig.7.3. Evapotranspiration over eastern Africa, developed by MODIS Terra as product MOD16A2 for January 1-8, 2021 (USGS). Source: <https://lpdaac.usgs.gov/products/mod16a2v061/>.

Fig. 7.4. Map of daily reference evapotranspiration created based on EUMETSAT Land SAF products from January 21, 2024. Source: https://agrometeo.imgw.pl/monitoring/rozklad_opadow.

Fig. 7.5. Map of the water balance climate index [mm] for August 2023. Source: https://agrometeo.imgw.pl/klimatyczny_bilans_wodny.

Table 7.1. Review of methods for calculating soil moisture using satellite remote sensing [20].

Table 7.2. Methods of measuring vegetation quality depending on application [24].

Table 7.3. Vegetation indices calculated by remote sensing [24].

CHAPTER 7. SUMMARY

Climate change, combined with socio-economic changes, increasingly affects European countries, affects water resources and, consequently, socio-economic development. Developing appropriate strategies to respond to these changes is becoming necessary, especially since all sectors of the economy are in demand for water. Resource management and care for their quality will require cooperation between all their users, therefore it is necessary to improve legal instruments that will ensure appropriate quantitative and qualitative standards in the long term. Neglect in these areas may result in a deterioration of the quality of life of societies, but also in the occurrence of irreversible damage to the environment.

In Poland, as in other European Union countries, striving for a good ecological and chemical condition of surface waters and groundwater is supported by a number of documents, including the Water Framework Directive, the assumptions of which are implemented through the implementation of water management plans in river basins.

The actions taken in recent years to implement Adaptive Water Resources Management still require improvement, especially in terms of broader consideration of the need to care for water quality in the assumptions. The centralization of the water management structure in Poland has an impact on limiting the role of society in water management, which in practice may mean excluding direct users of resources from the decision-making process. An indirect effect of such an approach may be reduced care for the environment because the role of users excluded from the decision-making processes is to use water, which in the face of socio-economic development and ongoing climate change really threatens resources.

Taking further preventive and renaturalization actions in water management should closely correspond to the identified problems. The response to phenomena must consider their complex causes, and therefore actions should be taken in many ways. Actions aimed at developing measurement networks and research methods, specialized tools that can help monitor processes and understand the relationships between them, are becoming extremely important in the context of climate change.

