Załącznik 2

**AUTOREFERAT**

przedstawiający opis

osiągnięcia naukowego oraz dorobku

dr inż. Andrzej Skwierawski

Uniwersytet Warmińsko-Mazurski

Wydział Kształtowania Środowiska i Rolnictwa

**Katedra Gospodarki Wodnej, Klimatologii i Kształtowania Środowiska**

Olsztyn, marzec 2019

**Spis treści**

1. Imię i Nazwisko 3
2. Posiadane dyplomy, stopnie naukowe 3
3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych 3
4. Wskazanie osiągnięcia wynikającego z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki (Dz. U. 2017 r. poz. 1789) 4
5. Tytuł osiągnięcia naukowego/artystycznego 4
6. Publikacje składające się na osiągniecie naukowe 4
7. Omówienie celu naukowego i uzyskanych wyników 5
   * 1. Wprowadzenie oraz cele badań składających się na osiągnięcie 5
     2. Obiekty i metody badań 7
     3. Omówienie wyników badań 10
     4. Podsumowanie 23
     5. Bibliografia 28
8. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych 30

5.1. Funkcjonowanie i procesy degradacji małych zbiorników wodnych (stawów i oczek śródpolnych) 30

5.2. Antropogeniczne przekształcenia ekosystemów jezior w różnych typach krajobrazu 31

5.3. Obieg materii i biogeochemia pierwiastków w zlewniach o różnym sposobie  
użytkowania 32

**1. Imię i nazwisko:** Andrzej Skwierawski

**2. Posiadane dyplomy, stopnie naukowe:**

|  |  |
| --- | --- |
| **2004** | Stopień doktora nauk rolniczych w dyscyplinie ochrona środowiska, specjalność inżynieria ekologiczna, ochrona ekosystemów wodnych, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Wydział Kształtowania Środowiska i Rolnictwa  Tytuł pracy: „**Przekształcenia małych zbiorników wodnych w krajobrazie rolniczym Pojezierza Olsztyńskiego**”  Promotor: prof. dr hab. Józef Koc  Recenzenci: dr hab. Jerzy Jeznach  dr hab. Andrzej Łachacz |
| **1999** | Magister inżynier ochrony środowiska, specjalność ochrona wód, Akademia Rolniczo-Techniczna w Olsztynie, Wydział Ochrony Środowiska i Rybactwa, studia ukończone z wyróżnieniem  Tytuł pracy magisterskiej: „**Ocena wpływu zlewni na stan troficzny jeziora Wulpińskiego**”  Opiekun naukowy: dr hab. Czesław Mientki prof. ART. |
| **1994** | Dyplom zawodowy: Technik – rolnik, ukończone Technikum zawodowe rolnicze w Zespole Szkół Ekonomiczno-Rolniczych w Bytowie |

**3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych:**

|  |  |
| --- | --- |
| **1999-2004** | Studia doktoranckie na Wydziale Kształtowania Środowiska i Rolnictwa, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie |
| **od 01.10.2004** | adiunkt w **Katedrze Gospodarki Wodnej, Klimatologii i Kształtowania Środowiska** (do 01.01.2015 pod nazwą Katedra Melioracji i Kształtowania Środowiska), Wydział Kształtowania Środowiska i Rolnictwa, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie |

**4. Wskazanie osiągnięcia wynikającego z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz stopniach i tytule w zakresie sztuki (Dz. U. nr 65, poz. 595 ze zm.)**

* 1. **Tytuł osiągnięcia naukowego:**

„Współczesny stan i perspektywy renaturyzacji zagłębień terenowych powstałych w XIX w. na skutek planowego osuszania jezior na Pojezierzu Olsztyńskim”

* 1. **Publikacje składające się na osiągniecie naukowe:**

1. **Skwierawski A.** 2011. [The Causes, Extent and Consequences of Lake Drainage in the Olsztyn Lakeland in the 19th and Early 20th Century](https://www.researchgate.net/publication/253340770_The_Causes_Extent_and_Consequences_of_Lake_Drainage_in_the_Olsztyn_Lakeland_in_the_19th_and_Early_20th_Century?_iepl%5BviewId%5D=N8qJjVIGpUhjUi5WBkmQH63S&_iepl%5BprofilePublicationItemVariant%5D=default&_iepl%5Bcontexts%5D%5B0%5D=prfpi&_iepl%5BtargetEntityId%5D=PB%3A253340770&_iepl%5BinteractionType%5D=publicationTitle). In book: Environment Alterations - Research and Protection Methods. Contemporary Problems of Management and Environmental Protection, vol. 8, Edition: I, Chapter: 2, Publisher: University of Warmia and Mazury in Olsztyn, Editors: Józef Koc, pp.33-52. (5 pkt. MNiSW).
2. **Skwierawski A.** 2018. [Past anthropogenic changes in the lake ecosystems of late glacial landscapes in north-eastern Poland](https://www.researchgate.net/publication/315462446_Past_anthropogenic_changes_in_the_lake_ecosystems_of_late_glacial_landscapes_in_north-eastern_Poland?_iepl%5BviewId%5D=HZKq1wFNktv0Jiy50BF8m1Gi&_iepl%5BprofilePublicationItemVariant%5D=default&_iepl%5Bcontexts%5D%5B0%5D=prfpi&_iepl%5BtargetEntityId%5D=PB%3A315462446&_iepl%5BinteractionType%5D=publicationTitle). Landscape Research, 43(1):37-49. DOI: 10.1080/01426397.2016.1276892 (25 pkt. MNiSW, IF(2017)=1,198).
3. **Skwierawski A.** 2013. [The use of the Integrated Trophic State Index in evaluation of the restored shallow water bodies](https://www.researchgate.net/publication/261098231_The_use_of_the_Integrated_Trophic_State_Index_in_evaluation_of_the_restored_shallow_water_bodies?_iepl%5BviewId%5D=N8qJjVIGpUhjUi5WBkmQH63S&_iepl%5BprofilePublicationItemVariant%5D=default&_iepl%5Bcontexts%5D%5B0%5D=prfpi&_iepl%5BtargetEntityId%5D=PB%3A261098231&_iepl%5BinteractionType%5D=publicationTitle). Ecol. Chem. Eng. A 20(11):1275-1283. DOI: 10.2428/ecea.2013.20(11)115. (6 pkt. MNiSW).
4. **Skwierawski A.** 2012. [Nitrogen and phosphorus loads in the restored lake Sawag](https://www.researchgate.net/publication/253241548_Nitrogen_and_phosphorus_loads_in_the_restored_lake_Sawag?_iepl%5BviewId%5D=N8qJjVIGpUhjUi5WBkmQH63S&_iepl%5BprofilePublicationItemVariant%5D=default&_iepl%5Bcontexts%5D%5B0%5D=prfpi&_iepl%5BtargetEntityId%5D=PB%3A253241548&_iepl%5BinteractionType%5D=publicationTitle). Ecol. Chem. Eng. A 19(9):1029-1039. DOI: 10.2428/ecea.2012.19(09)098 (7 pkt. MNiSW).
5. **Skwierawski A.,** Skwierawska M. 2013. [The Role of Hydrocharitetum morsus-ranae in Shaping the Chemical Composition of Surface Waters](https://www.researchgate.net/publication/259935946_The_Role_of_Hydrocharitetum_morsus-ranae_in_Shaping_the_Chemical_Composition_of_Surface_Waters?_iepl%5BviewId%5D=N8qJjVIGpUhjUi5WBkmQH63S&_iepl%5BprofilePublicationItemVariant%5D=default&_iepl%5Bcontexts%5D%5B0%5D=prfpi&_iepl%5BtargetEntityId%5D=PB%3A259935946&_iepl%5BinteractionType%5D=publicationTitle). Polish Journal of Environmental Studies 22(6):1825-1833. (15 pkt. MNiSW, IF(2013)=0,600).

*Mój udział w powstanie publikacji oceniam na 90% (koncepcja badań, prowadzenie prac w terenie, pobranie próbek i ich analiza, opracowanie fitosocjologiczne i kartograficzne, interpretacja wyników, przygotowanie pracy do druku, autor korespondencyjny).*

1. **Skwierawski A.,** Sidoruk M. 2014. [Heavy metal concentrations in the sediment profiles of the anthropogenically transformed Plociduga reservoir](https://www.researchgate.net/publication/261836036_Heavy_metal_concentrations_in_the_sediment_profiles_of_the_anthropogenically_transformed_Plociduga_reservoir?_iepl%5BviewId%5D=HZKq1wFNktv0Jiy50BF8m1Gi&_iepl%5BprofilePublicationItemVariant%5D=default&_iepl%5Bcontexts%5D%5B0%5D=prfpi&_iepl%5BtargetEntityId%5D=PB%3A261836036&_iepl%5BinteractionType%5D=publicationTitle). Ecological Chemistry and Engineering. S 21(1):79-88. (15 pkt. MNiSW, IF(2016)=0,717).

*Mój udział w powstanie publikacji oceniam na 80% (koncepcja badań, prowadzenie terenowych, wykonywanie analiz laboratoryjnych, opracowanie wyników i treści pracy, przygotowanie pracy do druku, autor korespondencyjny).*

Suma punktów prac wchodzących w skład w/w cyklu wynosi 73 (wg punktacji obowiązującej w roku opublikowania). Impact Factor = 2,515.

Na mój łączny dorobek składają się 54 recenzowane publikacje, w tym 12 znajdujących się na liście JCR. Suma punktów zgodnie z rokiem opublikowania wynosi 398 (wg punktacji  
z 2016 ̶ 665), sumaryczny IF = 8,688, liczba cytowań wg bazy WoS = 64, indeks Hirsha = 5.

* 1. **Omówienie celu naukowego i uzyskanych wyników**

**4.3.1. Wprowadzenie oraz cele badań składających się na osiągnięcie**

Jeziora w skali regionalnej mogą być jednym z najważniejszych elementów środowiska wpływających na ochronę bioróżnorodności, fizjonomię krajobrazu i rozwój ekonomiczny (Bronmark, Hansson 2002; Williamson i in. 2009). Współcześnie rola jezior staje się coraz większa i jest bardziej doceniana społecznie. Wzrasta bowiem nie tylko zapotrzebowanie na wodę użytkową dla ludności, przemysłu i rolnictwa, ale również rosną potrzeby w zakresie dostępu do ekosystemów wodnych reprezentujących formy bliskie naturalnym. Rosnąca świadomość społeczna, że jeziora są najcenniejsze w naturalnej postaci, albo nieznacznie zmodyfikowanej, w przeciwieństwie do obiektów zlikwidowanych albo zanieczyszczonych powoduje, że zwiększa się wysiłki w kierunku działań polepszających stan jakości jezior oraz ich ochronę (Madgwick 1999).

W zlewniach rolniczych zbiorniki wodne stanowią swoiste wyspy ekologiczne, odróżniające się od otoczenia, znacznie bogatsze pod względem różnorodności biologicznej w porównaniu do otaczających mało zróżnicowanych terenów uprawowych. Jest to funkcja szczególnie istotna wobec ochrony bioróżnorodności na poziomie gatunkowym i siedliskowym, nie tylko na obszarach cennych przyrodniczo, ale w równym stopniu także na terenach intensywnie zagospodarowanych lub wręcz zdegradowanych (United Nations 1992, Urbisz 2010). Szczególne znaczenie w kształtowaniu bioróżnorodności ma strefa brzegowa jezior, w której nakładają się wpływy środowiska wodnego i lądowego (tzw. ekotony). W strefie tej wykształcają się niezwykle bogate biocenozy, znacznie bardziej różnorodne niż otwarta toń wody, a zwłaszcza w porównaniu z sąsiednimi zagospodarowanymi terenami lądowymi (Schmieder 2004).

Płytkie jeziora (tzw. polimiktyczne) stanowią powszechny typ zbiorników wodnych w pojeziernej strefie północnej Polski (Lossow 1996). Płytkie zbiorniki od jezior głębokich odróżnia szereg cech funkcjonalnych, a w szczególności brak stratyfikacji termicznej w okresie letnim (Choiński 2007, Scheffer, van Nes 2007). Większość różnic skutkuje tym, że płytkie jeziora generalnie charakteryzują się wysoką podatnością na degradację (Tan, Ozesmi 2006, Skwierawski 2010). Wynika to z niekorzystnego układu czynników wewnętrznych (mała głębokość i objętość wody, kontakt wody z osadami dennymi, resuspensja osadów pod wpływem falowania wody i działalności organizmów bentosowych), jak i ze skutków oddziaływań zewnętrznych (dopływ materii ze zlewni), napędzających proces eutrofizacji. W płytkich jeziorach nie zakłada się letnie uwarstwienie termiczne, charakterystyczne dla jezior głębszych. W wyniku tego cała objętość wody ulega mieszaniu. Powoduje to oddziaływanie całej powierzchni osadów jako strefy tzw. dna aktywnego, w obrębie której zachodzą procesy wymiany składników w układzie osad-woda. Płytkie jeziora są również narażone na procesy resuspensji, wzmagającej proces zasilania wewnętrznego, czyli przemieszczania się biogenów z osadów dennych do wody (Qin i in. 2006).

Degradacja i zanikanie jezior prowadzą do ubożenia ich zasobów i funkcji ekologicznych, ma zatem istotne powiązanie z regionalnymi możliwościami realizacji zrównoważonego rozwoju (Du i in. 2011). Współcześnie zaczęto zauważać skutki degradacji zbiorników wodnych oraz zwiększyła się świadomość wartości przyrodniczej i gospodarczej tych ekosystemów (Schindler 2001, Cai i in. 2009, Waters i in. 2009). Negatywny wpływ działań gospodarczych na ekosystemy jeziorne przypisuje się z reguły gospodarce ostatnich dziesięcioleci, jednak również w bardziej odległej przeszłości miały miejsce istotne zmiany, co więcej − wpływające na obecny stan zasobów wodnych. W taki sposób w XIX w. na obszarze dzisiejszej północno-wschodniej Polski doprowadzono do znacznych ubytków zasobów jezior poprzez ich planowe osuszanie (**A.2**). Można odnieść wrażenie, że ten epizod w historii jezior Pojezierza Olsztyńskiego został zapomniany, podczas gdy jest istotny ze względu na znaczne zmiany w środowisku, pozostawione w wyniku realizowanych na szeroką skalę przedsięwzięć odwodnieniowych (**A.1**). Obecnie obszary po osuszonych jeziorach mogą być poddawane renaturyzacji oraz stać się potencjalnymi obiektami rozwoju małej retencji, stąd można je postrzegać również w szerszym kontekście, jako elementu realizacji zadań rozwoju gospodarki wodnej obszarów młodoglacjalnych.

Przyczyny i skutki osuszania jezior nie były dotąd rozpatrywane w literaturze jako odrębne zagadnienie związane z badaniami przekształceń krajobrazu. Nie istnieje żadne zwarte opracowanie, w którym przyczyny i zakres tych przedsięwzięć byłyby przeanalizowane. Co więcej, w pracach dotyczących ewolucji jezior i ich zmian ilościowych trudno doszukać się faktu, że przed 100 laty działalność człowieka doprowadziła do znacznych ubytków zasobów wód powierzchniowych w skali całego rozpatrywanego regionu geograficznego. W ostatnich latach pojawiły się jednak pierwsze opracowania na ten temat (Choiński i in. 2012, Ptak 2014). Działania takie były elementem prowadzonych w XIX w. melioracji gruntów, których dokumentacja techniczna wraz z projektem były już wówczas sporządzane. Dokumenty te, jak wspomina Toeppen (1870), były gromadzone w archiwach w Królewcu (obecnie Kaliningrad, Rosja). Niestety, podobnie jak wiele innych materiałów, również te dokumenty zaginęły w czasie II wojny światowej. Rozpatrywany problem osuszania jezior wydaje się jednak ważny ze względu na powstałe zmiany środowiskowe, oraz konsekwencje w funkcjonowaniu krajobrazu, sięgające również czasów współczesnych (**A.1**).

Podstawowe cele moich badań, opublikowanych w formie prac składających się na osiągnięcie, można sformułować w następujący sposób:

1. Przeprowadzenie oceny skali działań związanych z osuszaniem jezior na obszarze Pojezierza Olsztyńskiego w drugiej połowie XIX i na początku XX w., jako formy antropopresji, która przyczyniła się do znacznego i trwałego ubytku zasobów wodnych (**A.1**, **A.2**),
2. Określenie skutków, które przyniosły tego typu działania, zauważalnych z dzisiejszej perspektywy, w tym również ustalenie, w jakim stopniu adaptacja obszarów po osuszonych jeziorach do celów rolniczych jest kontynuowana współcześnie, oraz ocena współczesnego stanu tych terenów, pod kątem możliwości pełnienia funkcji środowiskowych i gospodarczych (**A.2**, **A.3**, **A.4**, **A.6**),
3. Dokonanie analizy współczesnego sposobu funkcjonowania obiektów, które zostały zrenaturyzowane po długotrwałym okresie odwodnienia (**A.3**, **A.4**, **A.5**, **A.6**).
4. Określenie, w jakim stopniu możliwe i uzasadnione jest przywracanie dawnych jezior, pod kątem technicznym, hydrologicznym i utylitarnym (**A.2**, **A.4**, **A.6**).

Szczegółowym celem prac (**A.3**) i (**A.4**) było dokonanie oceny stanu troficznego grupy płytkich jezior odtworzonych po długotrwałym okresie osuszenia, pod kątem specyfiki funkcjonowania takich obiektów na tle naturalnych zbiorników polimiktycznych. Dodatkowym celem w przypadku pracy (**A.3**) było przetestowanie jednego z nowszych systemó oceny stanu troficznego (metoda ITS, Neverowa-Dziopak 2010) w odniesieniu do zbiorników cechujących się niekorzystnym stanem ekologicznym, charakteryzujących się nadmiarem składników biogennych w obiegu, poprzez porównanie oceny ich stanu troficznego z rezultatami uzyskanymi powszechnie przyjętą metodą TSI Carlsona. Celem pracy (**A.4**) było dokonanie oceny stanu przekształconego jeziora Sawąg, które w XIX wieku zostało osuszone z przeznaczeniem na grunty rolnicze. Częściowe odtworzenie jeziora nastąpiło stosunkowo niedawno, przeprowadzone badania mogą zatem stanowić ilustrację procesów kształtowania się stanu troficznego, zachodzących w początkowej fazie ponownego istnienia zbiornika. Według Scheffera (2004) brakuje w literaturze opracowań dotyczących jezior pozbawionych przez długi czas wody. Poznanie mechanizmów i przebiegu procesu eutrofizacji takich zrenaturyzowanych zbiorników jest zatem istotne zarówno z naukowego, jak i praktycznego punktu widzenia.

W dalszych pracach (**A.5**, **A.6**) analizie poddałem stopień zanieczyszczenia wybranymi metalami ciężkimi (Zn, Pb, Cr, Cd) osadów dennych i roślinności zrenaturyzowanych jezior. W przypadku zbiornika Płociduga (**A.6**) celem była również całościowa ocena warunków funkcjonowania obiektu położonego w zlewni zurbanizowanej oraz określenie, w jaki sposób zanieczyszczenia te gromadziły się w różnych okresach funkcjonowania zbiornika w kontekście możliwości renaturyzacji badanego obiektu.

**4.3.2. Obiekty i metody badań**

Jeziorami, które zostały samoistnie lub planowo odtworzone po długotrwałym okresie osuszenia, zainteresowałem się jeszcze w okresie prowadzenia badań do rozprawy doktorskiej. Prace terenowe prowadziłem na śródpolnych oczkach wodnych, które położone były na terenie zlewni jeziora Nowe Włóki. Obecność tego 21-hektarowego akwenu, pozbawionego jakiejkolwiek dokumentacji limnologicznej i widniejącego na starszych mapach jako łąki, zainspirowała mnie do prześledzenia jego historii. Dokładniejsze rozpoznanie doprowadziło mnie do zaskakującego wniosku, że takich jezior jest w okolicach Olsztyna znacznie więcej i stanowią one pewnego rodzaju „brakujące ogniwo” w badaniach nad procesami ewolucji i zanikania zbiorników jeziornych w krajobrazie. Dokładniejsze analizy które przeprowadziłem wykazały bowiem, że redukcja liczby jezior w skali regionu mogła sięgać aż 30% w ciągu zaledwie pół wieku, w okresie od II połowy XIX w. do początków XX w.

Badania dotyczące problemu przekształceń jezior pod wpływem prac regulujących stosunki wodne, obejmowały obszar całego Pojezierza Olsztyńskiego w jego granicach geograficznych, zajmującego powierzchnię 3820 km2 (Kondracki 2000). Do opracowania oceny skali osuszania jezior na Pojezierzu Olsztyńskim wykorzystywałem archiwalne i współczesne mapy topograficzne, zdjęcia lotnicze z różnych okresów, oraz informacje dostępne w literaturze. Najstarszym dostępnym źródłem kartograficznym, które ze względu na wystarczającą dokładność pozwalało na wykonanie próby odtworzenia dawnej sieci jezior, były mapy Schroettera, sporządzone w latach 1796-1802. Mapy te uważa się za najdokładniejsze opracowanie kartograficzne przełomu XVIII/XIX w. Oprócz tego wykorzystano również mapy Reymanna w różnych wydaniach (1806 oraz zaktualizowane około roku 1874), mapy Manoeverkarte (1908), oraz dokładne (skala 1:25 000) niemieckie mapy Mestissblatter, sporządzone dla większości arkuszy w latach 1913-1915. Na mapach z początku XX w. dawne, osuszone zbiorniki są często jeszcze zaznaczone jako jeziora, łącznie z ich nazwą, lub naniesione zostały jako „byłe jeziora” (**A.1**).

Niemieckie mapy Mestissblatter, zostały również wykorzystane do analizy zmian w rozwoju infrastruktury od początku XX wieku. Na mapach pochodzących z tamtego okresu wiele z obecnie osuszonych zbiorników wodnych oznaczono jako jeziora i są one opisane nazwami własnymi w języku niemieckim lub są wymienione jako "dawne jeziora". Aby porównać te materiały z sytuacją współczesną, przeanalizowano dodatkowo polskie mapy topograficzne z lat 1980 w skali 1:10 000, a także zdjęcia lotnicze i ortofotomapy z 1997, 2010 oraz nowsze (**A.2**).

Na potrzeby prowadzonych analiz, archiwalne mapy zostały przetworzone na obrazy rastrowe z zachowaniem odpowiedniej skali, za pomocą oprogramowania do cyfrowej planimetrii (Didger 5). Aby zwiększyć dokładność skali, najstarsze mapy zostały skalibrowane do współczesnej siatki geograficznej z wykorzystaniem ArcGIS 10. Program ten wykorzystany został do ujednolicenia skali map, natomiast wszystkie pomiary powierzchni wykonywano indywidualnie dla każdego obiektu na każdej z map, w celu uniknięcia błędów automatyzacji procesu pomiarowego, wynikających z różnej specyfiki poszczególnych materiałów kartograficznych. W ten sposób prześledzono zmiany zachodzące w obrębie każdego spośród 143 obiektów wyodrębnionych jako jeziora osuszone w XIX w. na Pojezierzu Olsztyńskim (**A.2**).

Dodatkowo przeanalizowano również inne źródła archiwalne, w tym opracowanie G. Leydinga (1959) „Słownik nazw miejscowych Okręgu Mazurskiego”, do którego autor gromadził zasoby danych związanych z toponimią północno-wschodniej Polski w pierwszych latach po II wojnie światowej. W opracowaniu Leydinga znalazło się w sumie 91 obiektów geograficznych określonych mianem dawnych jezior (**A.1**). Wśród nich aż 63 (69%) stanowiły łąki użytkowe, 14 (15%) obejmowało tereny jezior „w większej części osuszonych”, a pojedyncze obiekty scharakteryzowane zostały jako bagna, podmokłe łąki, albo wprost – jako osuszone jeziora.

W pracy (**A.3**) badaniami objęto 5 niewielkich, płytkich akwenów położonych na Pojezierzu Olsztyńskim, należących do grupy 27 zbiorników odtworzonych planowo lub samoistnie po osuszeniu dokonanym w XIX w. (**A.1**, **A.2**). Ponowne napełnienie rozpatrywanych akwenów następowało od połowy lat 60’ do początku lat 80’ XX w. Wszystkie badane zbiorniki charakteryzowały się niewielką powierzchnią, małą głębokością maksymalną, oraz przewagą obszarów rolniczych w strukturze użytkowania zlewni. Pod względem charakteru ekosystemu, badane akweny reprezentowały zróżnicowane warunki funkcjonowania: od silnie wykształconego stanu stabilnego fitoplanktonowego z dominacją sinic i słabym rozwojem makrofitów, do stanu czystowodnego, w którym główną grupą producentów były makrofity, z największym udziałem roślin o liściach pływających (*Nymphaea alba* oraz *Nuphar lutea*). W okresie prowadzonych badań, z każdego z pięciu zbiorników pobierane były próbki wody, w równomiernych odstępach czasowych, obejmujących dwukrotny pobór przypadający na każdą porę roku przez okres 3 lat. Pomiar wskaźników potrzebnych do określenia wskaźnika ITS wykonywano *in situ* przy pomocy sondy wieloparametrycznej YSI 6600. Dane porównawcze do określenia TSI Carlsona pozyskano w tych samych terminach. Otrzymane dane pomiarowe przetworzone zostały zgodnie z wytycznymi obu wykorzystanych metod, a ich obróbkę statystyczną wykonano w programie Statistica 10PL.

Obiektem badań zawartych w publikacji (**A.4**) było Jezioro Sawąg, położone w gm. Świątki na Pojezierzu Olsztyńskim. Jezioro to przed osuszeniem pod koniec XIX w. posiadało znacznie wyższe od obecnego położenie zwierciadła wody i powierzchnię około 230 ha, co kwalifikuje je jako największe odwodnione jezioro Pojezierza Olsztyńskiego (**A.2**). Południowa i centralna część jeziora zostały przywrócone w latach 1994-95, a część północna – około roku 2000. Oznacza to, że zrenaturyzowane jezioro Sawąg w okresie objętym badaniami stanowiło jeszcze zbiornik w początkowej fazie istnienia, co odzwierciedlał charakter samego akwenu i jego otoczenia, w szczególności słaby rozwój roślinności wodnej i szuwarowej. W okresie prowadzonych badań, obiekt ten posiadał powierzchnię 106 ha i składał się z trzech wyraźnie od siebie oddzielonych akwenów, połączonych systemem rowów otwartych (**A.4**). Obszar zasilania całego zagłębienia po dawnym jeziorze ma powierzchnię 755 ha i w 90% jest użytkowany rolniczo.

W pracy (**A.5**) badaniami objęto 12 zbiorników wodnych położonych na Pojezierzu Mazurskim na obszarach z gospodarką zdominowaną rolniczym wykorzystaniem terenu, w tym 7 obiektów stanowiły jeziora osuszone w XIX w., a później przywrócone częściowo lub całkowicie do stanu pierwotnego. Analizy składu chemicznego roślin, oraz wpływu wielkości pokrycia powierzchni lustra wody przez *Hydrocharitetum morsus-ranae* w strefie przybrzeżnej na jakość wód, przeprowadzono w dwóch wyodrębnionych grupach zbiorników wodnych. Pierwszą grupę (I) stanowiły zbiorniki, w których żabiściek pływający występował samodzielnie (obiekty 1-6), a drugą (II), w której żabiściekowi pływającemu towarzyszyła osoka aloesowata. Dodatkowo, wykonana została analiza składu fitocenotycznego roślinności wodnej, szuwarowej, bagiennej i lądowej występującej w strefie brzegowej badanych zbiorników wodnych. Łącznie na potrzeby badań wykonano 328 zdjęć fitosocjologicznych metodą Braun-Blanquet`a.

W ostatniej publikacji z prezentowanego cyklu, składającego się na moje osiągnięcie (**A.6**), badaniami objęto obszar zagłębienia po osuszonym jeziorze, w źródłach archiwalnych występującego pod nazwą Płociduga (Leyding 1959). Obiekt położony jest w południowej części miasta Olsztyn i ma powierzchnię ok. 13 ha. Zagłębienie to jest zmeliorowane, odwadniane rowem otwartym uchodzącym do rzeki Łyny. Obecnie stagnująca woda utrzymuje się tylko w jego północnej części, oddzielonej od reszty zbiornika groblą służącą jako ścieżka piesza. Cała powierzchnia zbiornika porośnięta jest roślinnością w formie zwartego szuwaru trzcinowego *Phragmitetum australis*. Obiekt otoczony jest terenami zurbanizowanymi – zabudową mieszkaniową i przemysłową, do zbiornika kierowane są także wyloty dwóch kolektorów kanalizacji deszczowej. Analizie poddano rdzenie osadów dennych zlokalizowanych w dwóch oddzielonych od siebie częściach pozostałości po dawnym akwenie. Zakres badań obejmował również cyklicznie prowadzone pomiary i analizy wskaźników fizykochemicznych w wodzie stagnującej w zagłębieniu oraz z niego odpływającej.

**4.3.3. Omówienie wyników badań**

**Dawne przekształcenia antropogeniczne sieci jeziornej i ich współczesne skutki**

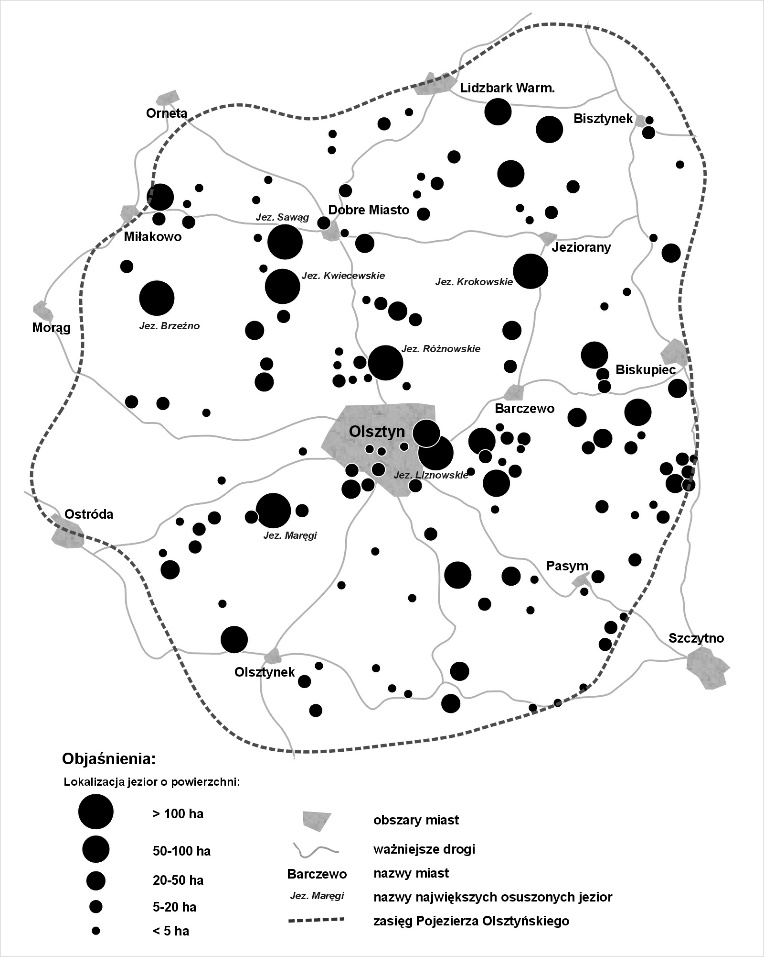
Przeobrażenia krajobrazu kulturowego, w tym również wód będących jego istotnym elementem, są uzależnione zarówno od warunków naturalnych, jak i czynników związanych z aktywnością człowieka – historycznych, społeczno-gospodarczych i kulturowych (Myga-Piątek 2010). Jedną z form antropopresji wywieranej na jeziora, są zmiany położenia zwierciadła wody, wpływające na retencję i modyfikujące odporność zbiorników na degradację. Zmiany stosunków wodnych w jeziorach mogą zachodzić zarówno z przyczyn naturalnych, jak i być efektem świadomej działalności człowieka. W praktyce dotyczą zarówno podwyższenia, jak i obniżania rzędnej zwierciadła wody w zbiornikach jeziornych. W skali europejskiej, jako najważniejsze powody piętrzenia podaje się przystosowanie dla potrzeb energetyki wodnej, retencjonowania wody, lub realizowane w celu rekultywacji jezior. Efekty takich zmian są zazwyczaj pozytywne, a ich skutek opiera się na poprawie wskaźników morfometrycznych odpowiedzialnych za odporność jeziora na degradację. Z kolei obniżanie zwierciadła wody najczęściej jest skutkiem regulacji rzek i prac melioracyjnych realizowanych w zlewniach (Schmieder 2004), prowadzących do degradacji ekosystemów wodnych. Omawiany tutaj proceder całkowitego osuszania jezior jest skrajnym przypadkiem tego drugiego zakresu oddziaływania na ekosystemy wodne.

Praca (**A.1**) tematycznie stanowi wprowadzenie do cyklu przedłożonych publikacji. Nakreśliłem w niej genezę specyficznego typu obiektów wodnych, którymi zajmowałem się w ramach głównego nurtu swoich zainteresowań badawczych. W pracy tej nakreśliłem tło geopolitycznych i gospodarczych przemian regionu, których częścią było rozpowszechnienie się idei osuszania terenów podmokłych i jezior na cele rolnicze. Przeprowadzone rozpoznanie wskazuje, że te mechanizmy gospodarcze, oraz tego typu obiekty wodne nie były dotąd przedmiotem szerszych zainteresowań badawczych. Ta część pracy badawczej, podobnie jak analizy ilościowe, zostały przeze mnie opracowane od podstaw, bowiem powodów, okoliczności oraz podłoża gospodarczego osuszania jezior w dawnych Prusach Wschodnich nie wyjaśnia w sposób bezpośredni żadne z dotychczas publikowanych opracowań omawiających stosunki gospodarcze i społeczne analizowanego obszaru. Dopiero na podstawie pośrednich studiów literatury dotyczącej historii i geografii regionu, oraz analizy materiałów kartograficznych, możliwe było wyodrębnienie tych przyczyn (**A.2**).

Analiza dostępnych materiałów kartograficznych i literaturowych pozwoliła na stwierdzenie, że obniżanie położenia zwierciadła wody jezior, a często wręcz ich całkowite osuszanie, było w XIX w. uważane za ważną metodę pozyskiwania terenów rolniczych. W miejscach do tej pory pokrytych wodą, zakładano użytki zielone, uważane w takich lokalizacjach za wyjątkowo cenne. W opracowaniach gospodarczych i geograficznych publikowanych do II Wojny Światowej, można dostrzec pogląd, że oprócz roli rybackiej nie przypisywano naturalnym zbiornikom wodnym istotnych funkcji. To samo dotyczyło również innych ekosystemów związanych z wodą (torfowiska, bagna, oczka wodne), które traktowano często jako obiekty niekorzystne w krajobrazie, wręcz kolidujące z produkcją rolną (Srokowski 1930). Trudno jednak obarczać kogokolwiek odpowiedzialnością za dokonane zmiany w środowisku, gdyż były to działania zgodne z ówczesnym stanem wiedzy i poglądem o konieczności dostosowywania przyrody do celów gospodarki (**A.1**). Z tych powodów na obszarze dzisiejszej Polski północno-wschodniej (wówczas w Prowincji Prus Wschodnich) w XIX w. osuszanie jezior stało się powszechną praktyką. Zabiegi takie dotyczyły przede wszystkim jezior, których całkowite i trwałe odwodnienie było technicznie wykonalne przy zastosowaniu dostępnych wówczas sposobów wykonywania prac melioracyjnych. Połowa XIX w. była okresem pionierskim w tego typu działaniach. Autor książki „Kultura łąk” (Haffer 1860) jako inżynier projektujący systemy odwodnień, stwierdził w swoim opracowaniu, że na ówczesny czas nie istniały żadne materiały drukowane, które mogły by być pomocne w zebraniu wiedzy o technicznych aspektach osuszania jezior (**A.1**).

Pod koniec XIX w. prace melioracyjne związane z osuszaniem jezior, przybrały formę bardziej zorganizowaną. Zaczęto wówczas organizować tzw. spółki wodne, zajmujące się pozyskiwaniem nowych terenów dla rolnictwa. Bodźcem do zwiększania areału użytków zielonych była w tym okresie tendencja wzrostu pogłowia bydła, wynikająca ze zwiększającego się w Niemczech zapotrzebowania na produkty pochodzenia zwierzęcego. Od roku 1849 do 1897 liczba sztuk bydła w prowincji Prus Wschodnich wzrosła z 600 tys. do ponad miliona sztuk (**A.1**).

Bazując na dostępnych materiałach wyjściowych, stwierdzono łącznie istnienie 143 jezior osuszonych na Pojezierzu Olsztyńskim w różnych okresach (Rys. 1). Obiekty tego typu były dość równomiernie rozmieszczone na obszarze regionu (**A.2**). Obszary zwiększonej frekwencji odwodnionych jezior korespondowały z ogólną wyższą jeziornością terenów odpowiadających fazom tzw. postoju recesji lodowca pod koniec ostatniego zlodowacenia bałtyckiego, odpowiedzialnych za powstawanie jezior moreny czołowej. Najmniejsze zagęszczenie osuszanych jezior stwierdzono na terenach większych kompleksów leśnych południowej i zachodniej części Pojezierza.



Rys. 1. Rozmieszczenie jezior osuszonych na przełomie XIX i XX w. na obszarze objętym granicami dzisiejszego Pojezierza Olsztyńskiego (opracowanie własne, praca A.2)

Ze względu na dużą dynamikę zmian wprowadzanych w środowisku, poprzez stopniowe postępowanie prac melioracyjnych, a także samoistne lub planowe odtwarzanie zbiorników, ich stan ilościowy zmieniał się znacznie w poszczególnych okresach. Według danych z początku XX w., spośród 143 obiektów pozostało zaledwie 17 istniejących akwenów. Do tego czasu odwodnione zostały wszystkie jeziora mające przed osuszeniem powierzchnię >20 ha (**A.2**). Na Pojezierzu Olsztyńskim ze względów technicznych całkowitemu osuszeniu poddawano wyłącznie jeziora płytkie, a w przeważającej części były to również zbiorniki o niewielkim areale. Spośród 143 zinwentaryzowanych tego typu obiektów aż 77% stanowiły akweny posiadające powierzchnię poniżej 20 ha.

Zagęszczenie obiektów wodnych, które zniknęły z krajobrazu na obszarze całego Pojezierza, wyniosło około 4 zb./100 km2. Biorąc pod uwagę współczesną liczbę jezior w obrębie regionu, wynoszącą 300 szt. (Lossow 1996), ubytek, który nastąpił w wyniku odwadniania należy ocenić jako znaczny. W ciągu zaledwie pół wieku doprowadzono do likwidacji aż 32% ogólnej liczby jezior. Łączną powierzchnię odwodnionych jezior, według ich stanu wyjściowego, określono na poziomie 2990 ha (**A.2**).

Oprócz zabiegów całkowitego osuszania, w wielu przypadkach dokonywano obniżenia zwierciadła wody głębszych jezior, pozostawiając część akwenu, z której całkowite odprowadzenie wody nie było technicznie możliwe. Nowe tereny lądowe pozyskane po obniżeniu zwierciadła wody, wykorzystywane były jako pola uprawne i użytki zielone. Srokowski (1930) podaje przykłady takich działań, często realizowanych na dużą skalę. Zwierciadło wody w znacznym stopniu obniżono w wielu jeziorach mazurskich, np. Orzysz, Sasek Wielki, Wydmińskim i Kruklińskim. W ten sposób także wpływano na zmniejszenie zasobów jezior, niekiedy nawet w skali liczonej w dziesiątkach km2, jednak pozostawienie akwenu, chociaż o zmniejszonej powierzchni i objętości, można ocenić jako mniejszą stratę środowiskową w porównaniu do pełnego osuszenia.

Obszary po osuszonych jeziorach w wielu przypadkach uniknęły losu nieużytków i terenów podmokłych, uproduktywnionych na szeroką skalę w latach 60. i 70. XX w. W tym czasie osuszono w Polsce około 70% terenów podmokłych (Chmielewski 2009). Zagłębienia po dawnych jeziorach były natomiast sukcesywnie wyłączane z użytkowania gospodarczego wraz ze wzrostem poziomu mechanizacji rolnictwa, ze względu na trudność uzyskania odpowiedniego poziomu odwodnienia, który mógłby umożliwić dostępność tych terenów dla maszyn rolniczych (**A.1**).

Obecnie niektóre spośród jezior dawniej zlikwidowanych zostały planowo lub samoistnie ponownie napełnione wodą. Na całym Pojezierzu Olsztyńskim stwierdziłem istnienie 27 takich akwenów, czyli 19% wśród wszystkich w przeszłości poddanych osuszeniu. Przykładem w pełni odtworzonego obiektu jest jezioro Nowe Włóki (**A.3**, **C.28**, **C.40**). Zbiorniki takie są zazwyczaj nieobecne w atlasach jezior i w bazach danych Instytutu Rybactwa Śródlądowego. Odtworzone jeziora nie posiadają sporządzonych kart i planów morfometrycznych, gdyż w okresie przygotowywania tych danych fizycznie nie istniały. Często nie posiadają nawet współcześnie nadanej nazwy geograficznej, a ich wcześniejszą jeziorną przeszłość można zweryfikować na starych mapach lub w opracowaniach historycznych np. Leydinga (1959). Dlatego stanowią niezwykle interesujący typ zbiorników wodnych, będąc niejako formą przejściową pomiędzy naturalnymi płytkimi jeziorami (którymi były przed osuszeniem), a sztucznymi zbiornikami retencyjnymi, do których upodabnia je fakt odtworzenia metodą podpiętrzenia odpływu. Od zbiorników zaporowych takie obiekty odróżnia z reguły niski stopień wymiany wody, natomiast od jezior – istnienie okresu długotrwałego braku otwartego zwierciadła wody, modyfikującego właściwości podłoża, na zasadzie przeobrażenia się osadów jeziornych w podmokłe łąki. Po odtworzeniu zbiornika siedliska te stają się górną warstwą osadów, co może mieć znaczący wpływ na kształtowanie się warunków środowiskowych odtworzonego akwenu.

Prace mające na celu rozpoznanie skali osuszania jezior na Pojezierzu Olsztyńskim wskazują, że zabiegi takie realizowane były na szeroką skalę. Podczas gromadzenia materiałów do realizacji niniejszego tematu badań i opracowywania wyników okazało się, że zakres przekształceń sieci jeziornej, jakich dokonano w środowisku w XIX i na początku XX w., jest dotychczas słabo rozpoznany, stanowi niemal białą kartę w historii zmian środowiska geograficznego obszarów pojeziernych. Rozpoznane i wzmiankowane w literaturze są zaledwie pojedyncze obiekty. Często z opracowań i informacji na ich temat wyłania się obraz braku świadomości o drastycznych zmianach, jakie zaszły w przeszłości. Niejednokrotnie nawet użytkownicy zbiorników ponownie istniejących nie zdają sobie sprawy z kilkudziesięcio- czy nawet ponad stuletniej „przerwy” w istnieniu jeziora.

Współcześnie tylko część terenów dawniej osuszonych nadal funkcjonuje jako użytki rolne, ze względu na niekorzystne z punktu widzenia rolniczego stosunki wodne (nadmierna wilgotność), w związku z czym rola gospodarcza takich obszarów jest ograniczona. Obiekty nie w pełni osuszone mogą natomiast wykazywać cechy ekosystemów mokradłowych, lub też w wyniku zaniechania konserwacji systemów odwodnieniowych powracają samoistnie do stanu z obecnością otwartego zwierciadła wody. Każdy z trzech typów obszarów po dawnych jeziorach: użytkowy – osuszony, mokradłowy – częściowo przywrócony, oraz w pełni odtworzone zbiorniki, cechuje się odmiennymi warunkami środowiskowymi. Stanowią tym samym interesujący i dotychczas słabo rozpoznany element środowiska geograficznego obszarów pojeziernych (**A.1**).

**Funkcjonowanie jezior odtworzonych po długotrwałym okresie osuszenia**

W przeszłości odwadniano głównie jeziora płytkie, które tworzą jeden z najbardziej wrażliwych typów ekosystemów na Ziemi (Moss i in. 1997). Oprócz małych zbiorników i terenów bagiennych, właśnie płytkie jeziora są eliminowane z krajobrazu jako pierwsze w ramach działań na rzecz rozwoju gospodarczego (Güneralp, Barlas 2003). Akweny o małych głębokościach charakteryzuje znacznie większa podatność na degradację w porównaniu z jeziorami głębokimi (Tan, Ozesmi 2006, Parparov, Gal 2012). Wrażliwość ekosystemów płytkich jezior wynika przede wszystkim z uwarunkowań wewnętrznych. Podstawowym czynnikiem jest mała głębokość i objętość wody, z których wynikają główne przyczyny małej odporności na zmiany ewolucyjne. Powoduje to, że stan ekologiczny istniejących płytkich jezior jest zazwyczaj niekorzystny (Scheffer, van Nes 2007). Takie zbiorniki również najłatwiej jest poddać całkowitemu osuszeniu (**A.1**, **A.2**, **A.4**).

Funkcjonowanie płytkich jezior opisuje teoria alternatywnych stanów stabilnych (Dokulil, Teubner 2003; Scheffer 2004; Peckham i in. 2006), wg której ekosystem wodny może w sposób trwały wykształcić się w formie zdominowanej przez fitoplankton (stan stabilny mętnej wody) lub przez makrofity (stan czystej wody). W przypadku bardzo żyznych jezior strefy umiarkowanego klimatu, pożądany stan makrofitowy z dominacją roślinności zanurzonej jest mało prawdopodobny (Scheffer 2004). Jego uzyskanie w zdegradowanych jeziorach jest możliwe jedynie na drodze radykalnych działań ograniczających ładunek zewnętrzny, wspomaganych zastosowaniem zabiegów rekultywacyjnych (biomanipulacja, inaktywacja fosforu), mających na celu przełamanie dominacji fitoplanktonu w ekosystemie (Jeppesen I in. 2007). Także inne działania, poprawiające odporność jeziora na degradację, jak np. powiększenie objętości wody poprzez podpiętrzenie, mogą korzystnie wpływać na stan ekologiczny płytkich jezior (**C.49**).

Celem pracy **A.3** było przeanalizowanie stanu zbiorników wodnych, które zostały osuszone po okresie długotrwałego osuszenia, sięgającego nawet 100 lat. W pracy przedstawiona została również analiza funkcjonowania takich jezior pod kątem obiegu składników biogennych w ekosystemie. Była to również próba zastosowania nowej, w porównaniu do „klasycznych” systemów, metody ITS (Integrated Trophic State) służącej do oceny stanu troficznego.

Zastosowanie wskaźnika TSI Carlsona w odniesieniu do badanych zbiorników wykazało zróżnicowanie ich stanu w zakresie od umiarkowanej do wysokiej żyzności. We wszystkich obiektach, niezależnie od uzyskanego rezultatu końcowego, zaznaczyła się wyraźna dysproporcja w układzie TSITP > TSIChl ≈ TSISD. Jest to zależność charakteryzująca zbiorniki zdominowane przez fitoplankton, w których mały zasięg warstwy eufotycznej jest czynnikiem decydującym o intensywności produkcji pierwotnej. Następuje przez to nagromadzenie niewykorzystanych rezerw fosforu w wodzie, zarówno w formie mineralnej, jak i w postaci martwej materii organicznej. Dotychczasowe badania płytkich odtworzonych jezior potwierdzają, że nadmiar fosforu jest typowy dla takich obiektów wodnych (**A.3**, **A.4**, **B.7**, **C.28**, **C.40**). Pierwiastek ten przestaje spełniać rolę czynnika limitującego produkcję pierwotną, a utrzymujące się wysokie koncentracje powodują niekorzystny wynik diagnostyczny w ocenach stanu troficznego, w systemach bazujących na ocenie stężenia fosforu. Ocena stanu trofii staje się wówczas mniej wiarygodna – następuje zawyżenie rezultatów, gdyż metody takie zakładają możliwość regulowania poziomu produktywności przez okresowe niedobory fosforu. W zbiornikach przeżyźnionych fosfor stanowi pewnego rodzaju substrat zapasowy zakumulowany w ekosystemie. Ekologicznym skutkiem takich warunków w jeziorach polimiktycznych jest przede wszystkim utrwalenie się stanu fitoplanktonowego (tzw. stan mętnej wody). W jeziorze istnieją wówczas silne mechanizmy utrudniające uzyskanie stanu czystowodnego, zdominowanego przez roślinność podwodną, pożądanego z punktu widzenia wartości użytkowej i walorów przyrodniczych jeziora (Scheffer 1989, Scheffer, van Ness 2007). Również w badanej grupie jezior zaobserwowano taki stan. Był on widoczny nawet w przypadku jeziora Gąsiorowskiego, wykazującego cechy zbiorników czystowodnych. We wszystkich obiektach składowa oceny TSITP przybierała najwyższe wartości (**A.3**).

Wyniki oceny stanu troficznego jezior rozpatrywanych w pracy **A.3**, bazujące na testowanym wskaźniku ITS nie odbiegały znacząco od rezultatów metody TSI Carlsona. W dziewięciu na 15 analizowanych przypadków zastosowanie kryteriów ITS dało taki sam wynik kategorii stanu troficznego, jak wskaźnik Carlsona. Pozostałe wyniki różniły się o jedną kategorię, przy czym w każdym z tych przypadków wskaźnik ITS wykazywał niższą trofię zbiornika. Wyniki ITS były najbliżej skorelowane z wartościami cząstkowego TSI bazującego na stężeniu chlorofilu a (TSIChl), wskaźnika stanowiącego wyznacznik biomasy fitoplanktonu. W płytkich jeziorach, spośród parametrów służących do obliczania TSI, właśnie stężenie chlorofilu ma najbliższe powiązanie z nasileniem procesów produkcji, gdyż widzialność krążka Secchiego może być ograniczana procesem resuspensji osadów, zmniejszającym przezroczystość, a jednocześnie zwiększającym ilość fosforu w wodzie (Scheffer 2004).

Ogólne rezultaty liczbowe, uzyskane metodami ITS i TSI, nie były ze sobą statystycznie istotnie skorelowane (r = 0,240 w układzie ITS-TSI). Wskaźnik ITS nie wykazywał również powiązania z żadnym ze wskaźników wyjściowych, wykorzystanych do oceny metodą TSI (stężenie fosforu, chlorofilu i widzialność krążka Secchiego). Ocena ITS jest wypadkową czynników decydujących o nasileniu procesów produkcji i rozkładu materii w zbiorniku, opiera się zatem na skutkach określonego stanu funkcjonowania ekosystemu wodnego. Metody bazujące na koncentracji związków biogennych w wodzie wskazują z kolei na potencjał jeziora do produkowania materii organicznej, który może być zakłócany przez różne czynniki ograniczające (np. dostępność światła, nagromadzenie substancji toksycznych), przez co producenci nie wykorzystują pełnego potencjału dostępnych zasobów. Tym można tłumaczyć różnice i nieco lepsze wyniki oceny stanu przy wykorzystaniu metody ITS (**A.3**). Brak korelacji pomiędzy stężeniem fosforu, a wynikiem ITS potwierdził, że przy nadmiarze fosforu w ekosystemie pierwiastek ten przestaje spełniać rolę czynnika regulującego poziom produktywności ekosystemu jeziornego, co ma miejsce w jeziorach o niskiej i umiarkowanej trofii (Wade i in. 2001, Schoumans i in. 2002). W zbiornikach o stanie stabilnym mętnowodnym czynnikiem kluczowym staje się dostępność światła (Jense 1997, Dokulil, Teubner 2003). Wąska strefa eufotyczna przy ocenie stanu troficznego jest odzwierciedlona przez widzialność krążka Secchiego. Nadwyżka fosforu natomiast, z praktycznego punktu widzenia, czyli traktowania stanu troficznego jako wyznacznika możliwości pełnienia przez zbiornik określonych funkcji przyrodniczych lub gospodarczych, przestaje mieć istotne znaczenie (**A.3**, **A.4**). Nie jest wówczas ważne, czy graniczny poziom limitowania produkcji pierwotnej jest przekroczony 3- czy nawet 10-krotnie – w każdym z tych przypadków rzeczywisty stan ekologiczny może być podobny. Przy wyższym nadmiarze fosforu wynik TSI lub stanu troficznego wg modelu diagnostycznego wskażą jednak wyższy poziom degradacji. W odniesieniu do aspektów praktycznych, ma to jednak istotną wartość informacyjną – przy dużym nadmiarze fosforu znacznie trudniej jest uzyskać pozytywne wyniki działań ochronnych lub rekultywacji jeziora (**C.49**).

Testowany integralny wskaźnik stanu troficznego (ITS) wykazał umiarkowanie wysoką żyzność badanych zbiorników (**A.3**). Ocena stanu płytkich odtworzonych jezior metodą ITS pozwoliła w większości przypadków na otrzymanie wyników zgodnych z rezultatami powszechnie stosowanej metody TSI. Wyniki wydają się być w dużym stopniu niezależne od koncentracji fosforu w wodzie, którego nadmiar skutkował otrzymaniem rezultatu w postaci wyższej trofii przy ocenie stanu metodą TSI. Uzyskane dane pozwalają stwierdzić, że ITS odzwierciedla całokształt funkcjonowania zbiornika jako ekosystemu, przy czym proces badawczy prowadzący do uzyskania wyników potrzebnych do przeprowadzenia oceny, jest w tym przypadku prostszy i mniej kosztowny niż przy zastosowaniu klasycznych metod oceny stanu troficznego.

Oddzielną pracę (**A.4**) poświęciłem największemu zbiornikowi spośród poddanych osuszeniu w XIX w. na Pojezierzu Olsztyńskim. Jezioro Sawąg po ponad 100 latach osuszenia, zostało w około 50% przywrócone w porównaniu do swojego pierwotnego zasięgu. W chwili rozpoczęcia badań zbiornik funkcjonował przez krótki okres od odtworzenia: akwen południowy i centralny – 12-13 lat, oraz zaledwie 7 lat w przypadku części północnej. Wyniki wskazują jednoznacznie, że jezioro w tym okresie wykształciło się jako ekosystem zdominowany przez fitoplankton, z niewielkim znaczeniem makrofitów jako producentów pierwotnych. Dominacja fitoplanktonu w jeziorze Sawąg była stabilna w efekcie utrzymywania się wysokiego nadmiaru fosforu w ekosystemie. Świadczy o tym stan troficzny wyznaczony na podstawie tego składnika, charakteryzujący w analizowanym okresie wszystkie części jeziora jako hipertroficzne. Trofia ulegała wahaniom w poszczególnych latach, z wyjątkiem najmniejszej części centralnej, której przeżyźnienie fosforem utrzymywało się przez cały okres badań. Na nieco lepszy stan (od eutrofii do politrofii) wskazują parametry związane z obecnością fitoplanktonu (chlorofil a i widzialność krążka Secchiego). Przy stałej dostępności fosforu mineralnego może to świadczyć o osiągnięciu przez jezioro tymczasowego stanu równowagi, przy którym dalszy wzrost produkcji pierwotnej jest limitowany przez ograniczenie dostępności światła.

Przeprowadzone badania jeziora Sawąg (**A.4**) wykazały jego ogólnie niekorzystny stan, zwłaszcza po kątem zasobności w fosfor, ważnej z punktu widzenia procesu eutrofizacji. Warunki środowiskowe, odzwierciedlone w wybranych parametrach jakości wody, wskazują, że jezioro posiada umiarkowany stan ekologiczny, jednak funkcjonuje jako ekosystem o zaburzonych warunkach, przy jednocześnie stabilnym przebiegu zmian średnich wartości badanych parametrów w kolejnych latach. Jezioro cechowało się dobrymi warunkami tlenowymi, jednak z wyraźną tendencją pojawiania się okresowego przesycenia wody tlenem w różnych sezonach. Skrajne warunki tlenowe kształtowały się na poziomie 150% w zbiorniku południowym, 172% w części centralnej i 200% w akwenie północnym. Nasycenie tlenem we wszystkich terminach pomiarów przekraczało 65%, w tym również w okresach zimowych, co oczywiście jest korzystne z punktu widzenia biocenoz zasiedlających jezioro.

Poprawa stanu płytkich jezior jest trudna do osiągnięcia, gdyż oprócz opanowania źródeł zewnętrznych musi również uwzględniać konieczność ograniczenia procesu zasilania wewnętrznego (**C.49**). Opracowania dotyczące takich zbiorników podkreślają konieczność eliminacji zakwitów wody (uzyskania tzw. stanu czystej wody). Stan taki wykształca się w jeziorach, w których rolę głównej grupy producentów pierwotnych stanowią makrofity, w szczególności roślinność zanurzona. W jeziorze Sawąg w okresie badań bezwzględną dominację wykazywał jednak fitoplankton z przeważającym udziałem sinic, co z punktu widzenia przełamania stanu „mętnej wody” stanowi jeden z najtrudniejszych przypadków (**A.4**). Zasilanie wewnętrzne i zakwity fitoplanktonu mogą w płytkich jeziorach niweczyć efekty ochrony polegającej na ograniczeniu dopływu zanieczyszczeń ze źródeł zewnętrznych. Przemieszczanie się biogenów z zasobnych osadów do wody staje się wówczas główną drogą dostawy biogenów dla producentów pierwotnych. Masowy rozwój fitoplanktonu dodatkowo prowadzi do nasilenia tego procesu. W wyniku asymilacji biogenów następuje ich wyczerpywanie (zwłaszcza fosforu) z wody, a powstające deficyty uruchamiają proces „wypompowywania” na drodze dyfuzji dodatkowych ilości z osadów (Nixdorf, Deneke 1997). W przypadku jeziora Sawąg procesy te są dodatkowo nasilane przez brak przeszkód terenowych w otoczeniu zbiornika, które mogłyby ograniczać dostęp wiatru. Jezioro jest przez to narażone na intensywne falowanie, wzmagające proces resuspensji osadów i utrudniające zasiedlanie jeziora przez roślinność naczyniową. Korzystnym rozwiązaniem mogłoby być wprowadzenie pasów zadrzewień wzdłuż linii brzegowej, pełniących jednocześnie rolę barier ograniczających dopływ zanieczyszczeń obszarowych.

Przeprowadzone badania (**A.3**, **A.4**) wskazują, że odtworzone jeziora stanowią specyficzną odmianę jezior polimiktycznych. W początkowym okresie po przywróceniu takich zbiorników na obszarach rolniczych, istnieje wysokie prawdopodobieństwo zaistnienia fitoplanktonowego stanu stabilnego, bardzo trudnego do przełamania ze względu na wysoką dostawę biogenów ze zlewni i tzw. efekt histerezy ekosystemu, utrwalający zaistniałą równowagę (Scheffer 1989). Wyniki przeprowadzonych badań wskazują, że jezioro Sawąg znalazło się w takiej „pułapce eutrofizacji” i samoistna poprawa jego stanu w miarę postępu dalszej naturalnej ewolucji może być trudna do uzyskania. W okresie prowadzonych przeze mnie badań, jezioro wciąż znajdowało się w trakcie powolnego, samoistnego podpiętrzania − przyrost stanów wody w okresie 4 lat obserwacji wyniósł około 0,5 m. Skutkuje to zwiększaniem się powierzchni jeziora i przesuwaniem się jego linii brzegowej. Oznacza to kontynuację odtwarzania się jeziora, co należy uznać za zmiany korzystne. Wiąże się z tym jednak brak możliwości zaplanowania działań ograniczających dostawę materii ze zlewni, aż do momentu ustabilizowania się warunków hydrologicznych (**A.4**).

Prace **A.5** i **A.6** dotyczyły problemu akumulacji zanieczyszczeń, w tym metali ciężkich w środowisku i ich wpływu na funkcjonowanie ekosystemów wodnych. Badania te były prowadzone na zbiornikach, które, podobnie jak inne badane przeze mnie obiekty, zostały poddane długotrwałemu obniżeniu zwierciadła wody. W publikacji **A.5** rozpatrywane były zależności pomiędzy stanem zbiorników wodnych w relacji do koncentracji metali ciężkich w wodzie oraz roślinach wodnych, należących do zespołu *Hydrocharitetum morsus-ranae*. Wyniki średnich wartości stężenia metali w wodzie w badanych grupach zbiorników wodnych pozwoliły na stwierdzenie, że istotnie większe stężenie cynku w wodzie wystąpiło w zbiornikach z żabiściekiem pływającym i osoką aloesowatą. W analizowanych akwenach nie stwierdzono istotnych zależności liniowych pomiędzy procentowym pokryciem lustra wody żabiściekiem pływającym a wartościami analizowanych wskaźników jakości wody, natomiast istotne dodatnie regresje wyznaczono dla zależności pomiędzy procentowym pokryciem lustra wody roślinnością wodną a stężeniem manganu w wodzie (y=0,0371+0,0021\*x; r=0,84) i cynku (y=0,0014+0,0021\*x; r=0,84) oraz ujemną regresję liniową pomiędzy procentowym pokryciem lustra wody roślinnością szuwarową a mętnością wody (y=10,9-0,1\*x; r=-0,82). Efektem obserwowanej zależności w odniesieniu do cynku jest prawie dwukrotnie mniejsze procentowe pokrycie powierzchni roślinnością szuwarową strefy przybrzeżnej i brzegowej badanych zbiorników wodnych oraz duża zawartość cynku w żabiścieku pływającym i osoce aloesowatej w stosunku do trzciny pospolitej. W zbiornikach, gdzie żabiściek pływający występował razem z osoką aloesowatą ustalono istotne regresje liniowe tylko pomiędzy procentowym pokryciem lustra wody przez roślinność wodną a stężeniem ołowiu w wodzie (y = 0,0050+0,0002\*x; r=0,83). Zależność tę determinowało występowanie *Hydrocharitetum morsus-ranae* (y=0,0035+0,0002\*x; r=0,89) (**A.5**).

Dane literaturowe w odniesieniu do ołowiu wskazują, że w *Hydrocharis morsus-ranae* zawartość tego metalu mieści się w zakresie 0÷67.2 µg Pb.g-1 s.m. a w *Stratiotes aloides* 2.12÷11.5 µg Pb.g-1 s.m. Duże średnie pokrycie procentowe powierzchni roślinnością wodną strefy przybrzeżnej i brzegowej w II grupie zbiorników wodnych, a szczególnie istotny udział *Stratiotes aloides* może wpływać, ze względu na znaczną biomasę tej rośliny, na akumulację ołowiu w tych ekosystemach. Rozkład liści żabiścieku pływającego i osoki aloesowatej mógł również wpływać na wzrost stężenia ołowiu w wodzie (**A.5**).

*Hydrocharitetum morsus-ranae* występował w zbiornikach wodnych, gdzie stężenie ołowiu w wodzie przekroczyło wartość 7.2 ppb, świadczącą o zanieczyszczeniu wody substancją szczególnie szkodliwą dla środowiska wodnego (Rozp. MŚ 2016). Porównując wartości badanych wskaźników jakości wody z odpowiednimi danymi podanymi przez Gałczyńską i Bednarz (2012) ustalono, że zbiorniki wodne na terenie Pojezierza Mazurskiego zarówno z żabiściekiem pływającym jak i te, gdzie żabiściek pływający występował razem z osoką aloesowatą, charakteryzowały się mniejszą średnią wartością przewodności elektrolitycznej właściwej, mniejszymi średnimi stężeniami głównie ortofosforanów(V), potasu, magnezu, wapnia, sodu, ołowiu, miedzi i cynku. Średnie stężenia manganu i żelaza w wodzie były podobne w zbiornikach, gdzie żabiściek pływający występował razem z osoką aloesowatą. Powodem obserwowanych właściwości chemicznych i fizykochemicznych wód było pobieranie mineralnych składników pokarmowych przez inne gatunków roślin wodnych i szuwarowych, występujących w sąsiedztwie żabiścieku pływającego i osoki aloesowatej. W przypadku stężenia cynku oraz związków N i P w wodzie zakres występowania obu gatunków roślin był taki sam. W przeprowadzonych badaniach skala ekologiczna występowania żabiścieku pływającego w porównaniu z osoką aloesowatą była szersza dla EC, PO43-, K, Mg, Ca, Na, a węższa dla Pog., barwy, mętności, NKjeh i chlorofilu-a. W odniesieniu do pH wody oraz stężenia ołowiu, miedzi i tlenu rozpuszczonego w wodzie zakres występowania obu gatunków roślin był taki sam (**A.5**). W pracy tej wykazałem, że zespół *Hydrocharitetum morsus-ranae* dobrze rozwijał się w zbiornikach, gdzie ze względu na stężenie ołowiu, wody można uznać za zanieczyszczone. Kumulacja mineralnych związków pokarmowych w roślinach zasiedlających badane zbiorniki wpłynęła na skład chemiczny analizowanych wód, ograniczając oddziaływanie żabiścieku pływającego i osoki aloesowatej na jakość wody. Skala ekologiczna żabiścieku pływającego względem większości chemicznych wskaźników jakości wody jest szersza niż osoki aloesowatej. W przypadku odczynu wody oraz stężenia ołowiu, miedzi i tlenu rozpuszczonego w wodzie zakres występowania obu gatunków roślin był taki sam. Obserwowany w zbiornikach z *Hydrocharis morsus-ranae* i *Stratiotes aloides* wzrost stężenia ołowiu w wodzie przy jednoczesnym wzroście procentowego pokrycia powierzchni wody tymi gatunkami związany jest z rozkładem ich liści i uwalnianiem jonów ołowiu do wody.

Obiekt Płociduga, którego dotyczy praca **A.6**, w przeciwieństwie do innych uwzględnionych w niniejszym opracowaniu, nigdy nie został zrenaturyzowany w stopniu umożliwiającym określenie go mianem jeziora. Funkcjonuje jako teren podmokły, na całej swojej powierzchni zajęty przez roślinność szuwarową. Założeniem badań było, że obiekt jest pod wpływem silnej antropopresji, która ma swoje odzwierciedlenie w charakterze osadów dennych gromadzących się w obrębie zagłębienia, a ich stopień zanieczyszczenia może kolidować z możliwością pełnienia jakichkolwiek funkcji przyrodniczych przez ten obiekt.

Prowadzone badania wskaźników jakości wody badanego zbiornika, wzdłuż trasy rowu odwadniającego teren zagłębienia, wykazywały wysokie wartości zarówno wskaźników zasolenia, związanych ze spływem ścieków deszczowych, jak i składników biogennych (**A.6**). Płociduga stanowi przykład zdegradowanego obiektu wodnego będącego odbiornikiem spływów z obszaru zlewni miejskiej. Stan taki jest w dużym stopniu wywołany przez stosowanie chlorku sodu do zimowego utrzymania ulic. Degradacja badanego obiektu jest w dużej mierze efektem procesu wzmożonego zasolenia, na co wskazują wysokie koncentracje chlorków, sodu i przewodność elektrolityczna na poziomie 842 µS·cm-1 w akwenie północnym, będącym bezpośrednim miejscem zrzutów z kanalizacji deszczowej, oraz 784 µS·cm-1 w akwenie południowym, w głównej mierze zasilanym poprzez dopływ z części północnej. Usytuowanie i sposób zasilania powodują, że pod względem stanu ekologicznego jest to zbiornik skrajnie zdegradowany.

Osady denne zbiorników położonych na terenach zurbanizowanych są współcześnie przedmiotem wielu badań, gdyż stanowią z jednej strony miejsce depozycji, a z drugiej − potencjalne wtórne źródło substancji toksycznych, które mogą być uruchamiane do środowiska wodnego (Shuchun i in. 2009). Analizy osadów dennych z pobranych rdzeni wykazały znaczne zróżnicowanie poziomu wskaźników zanieczyszczenia obu części zbiornika, zróżnicowanie występowało także w układzie pionowym pobranych rdzeni. Przede wszystkim stwierdzono bardzo wysokie koncentracje metali ciężkich w powierzchniowej warstwie osadów dennych. Charakter osadów obiektu Płociduga wskazuje, że górna 0,50 m warstwa osadu wyznacza okres, w którym zbiornik funkcjonuje jako odbiornik ścieków z kanalizacji deszczowej. Ta warstwa nagromadziła się od roku 1978, kiedy dokonano generalnej przebudowy Alei Warszawskiej w Olsztynie. Poniżej zalegały osady o wyższej zawartości materii organicznej i mniejszej gęstości, nagromadzone w okresie osuszenia zbiornika i utrzymywania go w formie podmokłej łąki. W części południowej, poniżej powierzchniowych utworów o obniżonej zawartości materii organicznej, zalegały depozyty o charakterze torfów, zawierające ponad 80% materii organicznej w suchej masie osadu. Wskazuje to, że ta część zbiornika w przeszłości miała charakter podmokłej, zarastającej roślinnością zatoki jeziora Płociduga, poprzez którą łączyło się ono z rzeką Łyną. Taka konfiguracja jest uwidoczniona na XIX-wiecznych mapach tego obszaru. Rdzeń osadu pobrany z części południowej ujawnił również, że na skutek wykonanych odwodnień obszaru degradacji uległa powierzchniowa 0,4 m warstwa osadu torfowego (**A.6**).

Regułą pionowego rozmieszczenia zanieczyszczeń antropogenicznych, a do takich zalicza się metale ciężkie, jest pojawianie się podwyższonych koncentracji w powierzchniowych warstwach osadu i stopniowy spadek wartości w głębszych strefach profilu. Odzwierciedla to wzrost poziomu antropopresji w skali globalnej, postępującej od XIX w. (Belzile i in. 2004). W zbiorniku Płociduga trend spadku stężenia analizowanych zanieczyszczeń wraz z głębokością obserwowano przede wszystkim w akwenie północnym, obciążonym bezpośrednim dopływem ścieków deszczowych. Koncentracja zanieczyszczeń była tu również znacznie wyższa w porównaniu do części południowej. W stropowej warstwie osadu północnej części zbiornika, badania wykazały bardzo wysokie stężenia ołowiu (384 mg·kg-1 s.m.), cynku (982 mg·kg-1 s.m.) i chromu (73,7 mg·kg-1 s.m.). W przypadku ołowiu i cynku stwierdzone wartości maksymalne były ponad 10-krotnie wyższe, niż w osadach jeziornych regionu północnej Polski. W profilu północnej części zbiornika wyróżniła się warstwa 0,5-0,6 m poniżej powierzchni osadu, zawierająca podwyższone stężenia kadmu, chromu i ołowiu (**A.6**). Biorąc pod uwagę gęstość osadu i koncentrację materii organicznej, poniżej tego poziomu osady miały właściwości fizyczne zbliżone do torfów. Wskazuje to prawdopodobnie na moment przywrócenia zwierciadła wody w tej części, wcześniej całkowicie osuszonej i użytkowanej jako podmokłe łąki. Okres przejściowy ujawnił się wzmożoną akumulacją zanieczyszczeń doprowadzonych poprzez zrzuty ścieków z kanalizacji deszczowej.

Przeprowadzone badania obiektu Płociduga wskazują na wyraźną kolizję funkcji przyrodniczych z gospodarczym użytkowaniem zlewni obniżeń terenowych usytuowanych na terenach miejskich. Naturalne zagłębienia, w tym mokradła i zbiorniki wodne, mogą stanowić potencjalne urządzenia do retencjonowania ścieków deszczowych (Ociepa i in. 2009). Płociduga spełnia obecnie rolę takiej niecki chłonnej, przeznaczonej do powierzchniowej infiltracji wód odprowadzanych siecią kanalizacji deszczowej. Obiekt zmniejsza ilość ścieków trafiających do odbiornika (rzeki Łyny) poprzez ubytek na infiltrację, parowanie i transpirację roślin. Retencja w zagłębieniu przyczynia się też do złagodzenia struktury odpływów, ograniczając gwałtowne wezbrania po ulewnych opadach. Te korzyści stoją jednak w sprzeczności z możliwością pełnienia innych funkcji przyrodniczych. Zbiorniki wodne czy mokradła w ubogim ekologicznie krajobrazie miasta są zawsze cenne, jednak uzyskane wyniki wskazują na poważne upośledzenie tej roli w przypadku pozostałości po jeziorze Płociduga (**A.6**). Zbiornik Płociduga, ze względu na swoje położenie i topografię, posiada potencjalne możliwości wykorzystania jako obiektu przyrodniczego w krajobrazie miejskim. W przypadku podjęcia prób jego ochrony lub zagospodarowania, należy wziąć pod uwagę, że w świetle wymogów prawnych jest to teren zdegradowany, wymagający rekultywacji.

Na podstawie przeprowadzonych badań obecnego stanu jezior osuszonych w XIX w. dokonałem klasyfikacji określającej, w jaki sposób obiekty te funkcjonują w warunkach obecnych. Klasyfikacja osuszonych jezior wg ich obecnego stanu obejmuje 3 typy obiektów:

* TYP A – obiekty odtworzone;
* TYP B – zbiorniki częściowo osuszone (mokradłowe);
* TYP C – współcześnie pozostające jako osuszone całkowicie.

Klasyfikację tę rozszerzyłem dodatkowo do sześciu podtypów:

* TYP A-1 – jeziora w pełni odtworzone (>75% otwartego zwierciadła wody w stosunku do powierzchni przed osuszeniem),
* TYP A-2 – zbiorniki odtworzone w znacznym stopniu, częściowo zarastające (40-75% zwierciadła wody),
* TYP B-3 – obiekty mokradłowe z fragmentami otwartego zwierciadła wody (10-40%),
* TYP B-4 – obiekty mokradłowe, całkowicie lub niemal całkowicie zajęte przez roślinność szuwarową (<10% otwartego zwierciadła wody),
* TYP C-5 – zbiorniki osuszone − podmokłe,
* TYP C-6 – zbiorniki całkowicie osuszone, użytkowane (zazwyczaj jako łąki) lub zakrzaczone/zadrzewione (Rys. 2).

Obraz zawierający zrzut ekranu

Opis wygenerowany automatycznie

Rys. 2. Liczebność osuszonych zbiorników w poszczególnych grupach w zależności od ich współczesnego stanu

Opracowana klasyfikacja nie tylko obrazuje współczesny stan zbiorników, ale również może być narzędziem pomocnym przy śledzeniu zmian zachodzących w obrębie poszczególnych obiektów. Pomiary przeprowadzone na materiałach kartograficznych (fotografie lotnicze z 1997, 2002, 2010 i 2018 roku) pokazują, że niektóre zagłębienia podlegają wyraźnej ewolucji, która skutkowała zmianą ich typu głównego, lub podtypu w klasyfikacji rozszerzonej. Przykładem mogą być 2 zagłębienia – dawne jeziora Paniany i Kirsyny położone w sąsiedztwie miejscowości Kochanówka, które na podstawie wcześniejszej inwentaryzacji zaliczono do typu C-5, a od 2010 roku, na skutek podpiętrzeń wykonanych przez bobry, charakter tych obiektów pozwolił na przeniesienie ich do kategorii B-4.

Inwentaryzacja stanu obecnego zbiorników odwodnionych na przełomie XIX/XX w. wykazała, że do typu A, czyli zbiorników odtworzonych, można zaliczyć 27 obiektów (**A.2**), przy czym 15 z nich ma charakter akwenów w pełni zrenaturyzowanych. Zbiorniki zaliczone do tego typu przed osuszeniem charakteryzowały się średnio około 2-krotnie większą powierzchnią zwierciadła wody niż obiekty w pozostałych kategoriach. Obecnie obiekty odtworzone zajmują w sumie 644 ha powierzchni. Najliczniejszą grupę stanowiły zbiorniki o charakterze mokradłowym typu B-4, stanowiące podmokłe zagłębienia, najczęściej w całości zajęte przez roślinność szuwarową. Łączną powierzchnię odsłoniętego lustra wody w obrębie takich obiektów oceniono na 142 ha. Porównując ją do danych z początku XIX w. można stwierdzić, że obiekty tej grupy zostały odtworzone w 14%. Tylko 26 obiektów (18% łącznej liczby analizowanych jezior), współcześnie pozostaje w stanie pełnego osuszenia, umożliwiającego użytkowanie rolnicze. W ich obrębie także notowane są przypadki otwartego zwierciadła wody (łącznie 19 ha we wszystkich obiektach). Pozornie mogłoby to być zinterpretowane jako niepoprawne ich zaklasyfikowanie, te sporadyczne przypadki obecności wód powierzchniowych to jednak najczęściej sztuczne, małe stawy wykopane na obszarze osuszonego zagłębienia, lub niewielkie rozlewiska zlokalizowane w końcowej części rowów odwadniających. Przeprowadzona przeze mnie inwentaryzacja takich obiektów wskazuje również na sukcesywnie pogarszający się stan systemów odwodnieniowych, zwłaszcza w formie podziemnych rurociągów, których niedrożność może doprowadzić do kolejnych przypadków samoistnego odtworzenia się dawnych jezior.

Obiekty typu B-4 i C-5 (Rys. 2) wydają się posiadać największy potencjał korzyści środowiskowych w wyniku ich renaturyzacji. Bez wykonania kompleksowych prac melioracyjnych są to tereny nieprzydatne rolniczo. Również pod kątem środowiskowym, ten typ mokradeł charakteryzuje się często małą różnorodnością gatunkową, w wielu przypadkach zagłębienia takie stabilizują się jako zwarty szuwar trzcinowy. Produkcja biomasy takich formacji roślinnych jest bardzo wysoka, więc wydaje się, że mogą one stanowić element systemów sekwestracji węgla atmosferycznego, jednak przed potraktowaniem tego zjawiska w kategoriach korzyści środowiskowej, konieczne jest oszacowanie potencjału emisji metanu z takich obiektów. Jest to z pewnością kwestia, na którą należy znaleźć skonkretyzowaną odpowiedź. Dzięki dostępowi do mobilnego urządzenia do pomiaru stężenia CO2 i CH4 w atmosferze, oraz emisji tych gazów z podłoża, w tym z powierzchni zbiorników wodnych, począwszy od 2019 roku przeprowadzenie takich pomiarów będzie możliwe.

**4.3.4. Podsumowanie**

Przeprowadzone badania wskazują, że skala osuszania jezior na Pojezierzu Olsztyńskim w XIX i na początku XX wieku była znacząca dla zasobów wód powierzchniowych regionu (**A.1**, **A.2**). Współcześnie większość tych obiektów pozostaje gruntami marginalnymi, zazwyczaj nie pełniącymi znaczących funkcji gospodarczych. Negatywne skutki osuszania jezior, z punktu widzenia zrównoważonego rozwoju obszarów wiejskich, to przede wszystkim:

* utrata zasobów jezior, jako ekosystemów ważnych dla równowagi ekologicznej obszarów młodoglacjalnych,
* zubożenie walorów estetycznych krajobrazu,
* eliminacja funkcji gospodarczych, jakie mogą pełnić jeziora: rybackich, rekreacyjnych, turystycznych, oraz potencjalnego źródła wody użytkowej np. dla rolnictwa,
* niekorzystne zmiany hydrografii terenu, ustroju hydrologicznego, poprzez przyspieszenie odpływu wody, wynikające ze zmniejszenia retencji wód w zlewniach.

Przywracanie dawniej osuszonych jezior do ich dawnego stanu może przynieść wiele korzyści, zarówno w aspektach związanych z wartością przyrodniczą danego obszaru, jak również na płaszczyźnie gospodarczej i ekonomicznej. Skutkiem odtwarzania jezior mogą być korzystne zmiany hydrologii zlewni, oraz przywrócenie równowagi i zwiększenie stopnia naturalności krajobrazu. Zmiany te są związane z zaistnieniem funkcji, które przypisuje się naturalnym zbiornikom jeziornym. Na skutek osuszania jezior powyższe funkcje zostały utracone, często w sposób krytyczny, jeśli pozostałością po obiektach wodnych są tereny, które można określić jako nieużytki, albo wręcz obszary zdegradowane. W tym kontekście działania w kierunku odtwarzania dawnych jezior mogą doprowadzić do przywrócenia znacznej części walorów przyrodniczych takich obszarów.

Jedną z możliwych strategii odwrócenia niekorzystnych zmian dokonanych w przeszłości jest renaturyzacja dawnych jezior. W wielu przypadkach jest to możliwe i technicznie stosunkowo łatwe do zrealizowania. Istnieją przykłady jezior odtworzonych w miejscach swoich dawnych lokalizacji. Jednym z nich jest jezioro Nowe Włóki (**A.3**, **C.28**, **C.40**), które funkcjonuje od przełomu lat 70. i 80. XX w. Również największy spośród osuszonych zbiorników Pojezierza Olsztyńskiego – jezioro Sawąg, zostało w znacznej części przywrócone w latach 1994-2000 (**A.4**). W niektórych przypadkach tereny po osuszonych jeziorach stanowią jednak obszary problemowe, niewygodne do zagospodarowania inwestycyjnego czy rolniczego, a z drugiej strony również trudne do ewentualnej renaturyzacji, ze względu na istniejącą zabudowę otoczenia i wysoki stopień zanieczyszczenia wody i osadów zgromadzonych w zagłębieniu. Przykładem takiego zbiornika jest pozostałość po dawnym jeziorze Płociduga w Olsztynie (**A.6**). Niektóre częściowo odtworzone jeziora mogą być jednak cenne przyrodniczo. Takie obiekty powinny być objęte ochroną prawną, co jest realizowane tylko w nielicznych przypadkach. W formie rezerwatu przyrody funkcjonuje obecnie pięć tego typu obiektów (**A.1**): „Zabrodzie” – rezerwat florystyczny (stanowiska brzozy niskiej *Betula humilis* oraz bór bagienny), oraz rezerwaty faunistyczne: „Ustnik”, „Bagno Nadrowskie”, „Mokradła Żegockie” oraz „Kwiecewo”. Ponadto cztery spośród osuszonych jezior położone są w obrębie obszarów posiadających status użytku ekologicznego: „Bogdany” (obejmuje 2 obiekty), „Dzika Korsakówka” i „Rozlewisko Bartniki”.

Prowadzone przeze mnie badania wykazały duży stopień zróżnicowania poszczególnych obiektów (**A.3**, **A.4**, **A.5**, **A.6**), co wskazuje, że przy planowaniu działań ochronnych jeziora odtworzone wymagają indywidualnego podejścia. Zróżnicowanie pomiędzy dwiema grupami, wyróżnionymi w celu scharakteryzowania warunków ich funkcjonowania: 1) obiekty w pełni odtworzone i 2) mokradłowe – częściowo osuszone, pozwala na znalezienie wspólnych punktów odniesienia. Każdy z dwóch stanów cechują odmienne funkcje, jakie te zbiorniki mogą spełniać, oraz wartości przyrodnicze, które reprezentują. W tym kontekście dla jezior zrenaturyzowanych można wyróżnić następujące cechy:

* obecność otwartego zwierciadła wody jest elementem budującym krajobraz i powodującym, że jezioro staje się dominantą krajobrazową,
* zapewnienie warunków siedliskowych dla biocenoz typowo wodnych (zwłaszcza ryb), a przez to wspieranie różnorodności biologicznej obszarów zagospodarowanych,
* zróżnicowana jakość wody, najczęściej od stanu umiarkowanego, do bardzo wysokiego stopnia eutrofizacji, wskazuje na trudność zadania ochrony jakości wody takich obiektów; stan czystowodny stabilizuje się zdecydowanie trudniej od fitoplanktonowego, jest też charakterystyczny dla odtworzonych jezior w początkowym etapie po odzyskaniu otwartego zwierciadła wody, co może być powodem zakwestionowania wartości takich obiektów,
* znaczny potencjał trwałej akumulacji węgla w osadach dennych, możliwa rola w łagodzeniu skutków zmian klimatu (zagadnienie to wymaga dalszych badań);
* możliwość korzystania z wody do celów gospodarczych (pobór wody), oraz zapewnienie funkcji rekreacyjnej (uzależnionej od stanu troficznego zbiornika) i przydatności rybackiej/wędkarskiej,
* większe zaangażowanie w dbałość o stan zbiornika – obiekty o pełnej gamie potencjalnych funkcji są doceniane przez lokalne społeczności, a pogarszanie ich stanu zauważane jako utrata pewnych posiadanych wartości, co sprzyja dążeniom do zapewnienia ochrony wód.

Z kolei obiekty mokradłowe charakteryzuje:

* najczęściej niezadowalająca jakość wody zalegającej w obrębie zagłębienia, wynikająca z małej objętości akwenu (skrajnie niekorzystne wartości wskaźników podatności na degradację), ograniczenia procesów tlenowych i nagromadzenia szczątków roślinnych),
* możliwość funkcjonowania jako miejsce schronienia, kryjówki zwierząt, siedlisko dla wielu gatunków ptaków wodno-błotnych;
* spełnianie funkcji jako obiekty małej retencji i sekwestracji atmosferycznego dwutlenku węgla;
* oczyszczanie wód spływających ze zlewni – rola barier biogeochemicznych jest bez wątpienia pełniona przez takie obiekty w sposób efektywny, stanowią one swoisty rodzaj „roślinnych oczyszczalni ścieków” w środowisku, jednak ze względu na ograniczoną retencję, znaczna część ładunku zanieczyszczeń odpływa poza system;
* mniejszy wpływ na krajobraz i mniej pozytywny odbiór przez społeczeństwo (są postrzegane jako „szuwary”, „bagno”, „błoto”, czyli obiekty z założenia mniej wartościowe w porównaniu do jezior);
* brak lub bardzo ograniczona możliwość osiedlania się organizmów wodnych, zwłaszcza ryb, które w takich akwenach praktycznie nie występują ze względu na małą objętość wody i złe niekorzystne warunki tlenowe;
* bardzo słabe możliwości użytkowania rekreacyjnego, uprawiania wędkarstwa i sportów wodnych.

Bardziej korzystna wydaje się zatem pełna renaturyzacja dawnych jezior, niż utrzymywanie dawniej osuszonych obiektów w formie częściowo osuszonej. Moje dotychczasowe badania wskazują, że przywracanie dawnych jezior jest korzystnym działaniem z punktu widzenia ochrony zasobów wodnych, kształtowania krajobrazu, oraz ze względów typowo utylitarnych, jednak utrzymanie ich dobrego stanu ekologicznego stanowi zadanie niezwykle trudne. Odtworzone jeziora, jako zbiorniki płytkie, charakteryzują się niekorzystnymi wskaźnikami podatności na degradację. Trzeba również uwzględnić, że podstawowym stanem stabilnym jezior odtworzonych w warunkach północno-wschodniej Polski wydaje się być stan fitoplanktonowy – mętnowodny, przy którym zakres możliwych funkcji zbiornika zostaje ograniczony. Obiekty takie wymagają restrykcyjnych działań ochronnych, a przede wszystkim uporządkowania gospodarki wodno-ściekowej w zlewni – nawet niewielkie źródła punktowe mogą znacząco pogorszyć stan zbiornika. Nowe akweny są również silnie narażone na zanieczyszczenia obszarowe, co wynika z braku naturalnych barier biogeochemicznych w postaci pasów roślinności przywodnej, które w pełni rozwijają się dopiero po okresie kilkunastu lat od odtworzenia się zbiornika. W tym celu przy planowaniu renaturyzacji zbiornika należy rozważyć utworzenie wokół niego strefy wyłączonej z użytkowania gospodarczego, w której będą zachodziły procesy wycofywania zanieczyszczeń pochodzących ze zlewni bezpośredniej.

Wiele spośród badanych przeze mnie zbiorników posiada dogodne warunki wykonania podpiętrzenia, ze względu na istniejące systemy kanałów otwartych i podziemnych rurociągów służących do odwadniania jeziora. W wielu przypadkach takie przedsięwzięcie nie byłoby kosztowne ani trudne technicznie. Przykładem mogą być jeziora Nowe Włóki, Sętalskie Duże i Dobrążek (**A.3**, **B.7**, **B.8**), oraz największe spośród badanych – jezioro Sawąg (**A.4**), których odtworzenie udało się zrealizować tylko poprzez podwyższenie dna odpływu lub budowę prostych zastawek piętrzących na kanale odpływowym. Niektóre obiekty nie dają jednak dużych możliwości piętrzenia, np. północna część przekształconego zbiornika Płociduga w Olsztynie (**A.6**), intensywnie zagospodarowana zwłaszcza w północno-wschodniej części brzegu przez zabudowę mieszkaniową. Tego akwenu w zasadzie nie można podpiętrzyć powyżej aktualnego stanu, co potwierdza przypadek z wiosny 2012 roku, kiedy utracił drożność przepust pod groblą oddzielającą część północną od południowej. Samoistne podwyższenie się zwierciadła wody zaledwie o 0,2 m spowodowało wówczas przypadki podtapiania terenów otaczających i utratę stabilności grobli rozdzielającej zbiornik. Z kolei w południowej części obiektu, niewielkie podpiętrzenie i odtworzenie otwartego zwierciadła wody byłoby wykonalne bez powodowania strat na terenach otaczających.

Na renaturyzację dawnych jezior można również spojrzeć z szerszej perspektywy. Zanik ziemskiej różnorodności biologicznej przybiera w ostatnich dziesięcioleciach katastrofalne rozmiary (De Vos i in. 2014, Strona, Lafferty 2016, Bar-On i in. 2018, Sánchez-Bayo, Wyckhuys 2019). Aby temu zapobiegać, niezbędne jest tworzenie nowych siedlisk, jednak przy obecnym sposobie zagospodarowania niewiele jest miejsc, które to umożliwiają. Odtwarzanie dawnych jezior jest jedną z szans na poprawę różnorodności siedlisk i wspierania działań z zakresu ochrony klimatu. Obiekty takie, ze względu na swoją wysoką produktywność, stanowią potencjalne miejsca akumulacji nadmiaru atmosferycznego CO2, poprzez roślinność i z wykorzystaniem zjawisk uważanych z limnologicznego punktu widzenia za niekorzystne, jak tendencja do lawinowej eutrofizacji i będących jej skutkiem intensywnych zakwitów fitoplanktonu.

Przeprowadzone badania pozwalają również na określenie kierunków dalszych działań badawczo wdrożeniowych względem tych obiektów: ich planowa renaturyzacja, oraz zbadanie wpływu takich zbiorników na obieg węgla w przyrodzie, emisję metanu i możliwości wykorzystania do sekwestracji atmosferycznego dwutlenku węgla. Jeziora, które były obiektami moich dotychczasowych badań, zostały dobrze rozpoznane, co stanowi uzasadnienie kontynuacji prac w tym właśnie kierunku.

**W syntetycznej formie, wnioski z prowadzonych przeze mnie badań można sformułować następująco:**

1. Od II połowy XIX w. prowadzone były intensywne prace odwodnieniowe, w wyniku których na Pojezierzu Olsztyńskim (w jego dzisiejszych granicach geograficznych) osuszono 143 jeziora, które zostały przekształcone w użytki rolne, w wyniku czego doszło do utraty 30% ogólnej liczby jezior regionu, o łącznej powierzchni 3000 ha.
2. Obszary po osuszonych jeziorach podlegają zmianom ewolucyjnym i obecnie charakteryzują się zróżnicowanym poziomem odwodnienia; około 50% takich obiektów utraciło przydatność rolniczą i stanowią grunty marginalne, a ze względu na zaburzone warunki hydrologiczne nie spełniają również istotnych funkcji przyrodniczych.
3. Jeziora, które zostały samoistnie lub planowo odtworzone stanowią 19% zbiorników w przeszłości poddanych osuszeniu. Zazwyczaj posiadają niekorzystny stan troficzny, dlatego ich renaturyzacja powinna uwzględniać działania ograniczające zewnętrzne obciążenie biogenami, można również traktować takie obiekty jako bariery biogeochemiczne ˗ lokalne miejsca akumulacji materii w zlewniach. Spodziewane funkcje zrenaturyzowanego zbiornika wodnego powinny być dostosowane do realnych możliwości jego ochrony.
4. Dawne jeziora można przywracać do ich pierwotnego zasięgu przy użyciu prostych rozwiązań hydrotechnicznych, stanowią dogodne obiekty które można uwzględniać w programach rozwoju małej retencji wodnej i planowaniu poprawy różnorodności biologicznej krajobrazu. W tym kierunku mam zamiar skoncentrować swoją aktywność naukową w najbliższej przyszłości.

**4.3.5. Bibliografia**

1. Bar-On Y.M., Phillips R., Milo R., 2018. The biomass distribution on Earth. Proceedings of the National Academy of Science, 115(25): 6506-6511, DOI: https://doi.org/10.1073/pnas.1711842115.
2. Belzile N., Chen Y., Gunn J.M., Dixit S.S., 2004. Sediment trace metal profiles in lakes of Killarney Park, Canada: from regional to continental influence. Environmental Pollution, 130: 239-248.
3. Bronmark C., Hansson L.A., 2002. Environmental issues in lakes and ponds: current state and perspectives. Environ. Conserv., 29: 290-307, DOI: 10.1017/S0376892902000218.
4. Cai Y.P., Huang G.H., Yang Z.F., Sun W., Chen B., 2009. Investigation of public’s perception towards rural sustainable development based on a two-level expert system. Expert Sys. Appl., 36: 8910-8924, DOI: 10.1016/j.eswa.2008.11.032.
5. Chmielewski T.J., 2009. The future of the national ecological system in Poland. Probl. Ekorozw., 4: 73-82.
6. Choiński A., 2007. Limnologia fizyczna Polski. Wyd. Nauk. UAM, Poznań, ss. 547.
7. Choiński A., Ptak M., Strzelczak A., 2012. Examples of lake disappearanceas an effect of reclamation works in Poland. Limnological Review, 12, 4: 161-167. DOI: DOI 10.2478/v10194-012-0056-2.
8. De Vos J.M., Joppa L.N., Gittleman J.L., Stephens P.R., Pimm S.L., 2014. Estimating the normal background rate of species extinction. Conservation Biology, 29, 2: 452-462. DOI: 10.1111/cobi.12380.
9. Dokulil M.T., Teubner K., 2003. Eutrophication and restoration of shallow lakes – the concept of stable equilibria revisited. Hydrobiologia, 506/509: 29-35.
10. Du Y., Xue H., Wu S., Ling F., Xiao F., Wei X., 2011. Lake area changes in the middle Yangtze region of China over the 20th century. J. Environ. Manage., 92, 1248-1255, DOI: 10.1016/j.jenvman.2010.12.007.
11. Gałczyńska M., Bednarz K., 2012. Influence of water contamination on the accumulation of some metals in Hydrocharis morsus-ranae L. J. Elementol. 17(1), 31.
12. Güneralp B., Barlas Y., 2003. Dynamic modelling of a shallow freshwater lake for ecological and economic sustainability. Ecol. Model., 167: 115-138, DOI: 10.1016/S0304-3800(03)00172-8.
13. Haffer W., 1860. Kultura łąk. Wyd. Zakł. Rolniczo-Przemysłowo-Leśnego. Ostrowski i Sp., W-wa, ss. 520.
14. Jense J.H., 1997. A model of nutrient dynamics in shallow lakes in relation to multiple stable states. Hydrobiologia, 342/343: 1-8. DOI: 10.1023/A:1017018812215.
15. Jeppesen E., Meerhoff M., Jacobsen B.A., Hansen R.S., Sondergaard M., Jensen J.P., Lauridsen T.L., Mazzeo N., Branco C.W.C., 2007. Restoration of shallow lakes by nutrient control and biomanipulation – the successful strategy varies with lake size and climate. Hydrobiologia, 581: 269-285.
16. Kędziora A., Juszczak R., 2005. Ekosystemy wodne obszarów wiejskich. Post. Nauk Rol., 3: 97-101.
17. Kondracki J., 2000. Geografia regionalna Polski. PWN, Warszawa, ss. 441.
18. Leyding G., 1959. Słownik nazw miejscowych okręgu mazurskiego. Część 2. Nazwy fizjograficzne. Wyd. PWN Poznań, ss. 550.
19. Lossow K., 1996. Znaczenie jezior w krajobrazie młodoglacjalnym Pojezierza Mazurskiego. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 431: 47-59.
20. Madgwick F. J., 1999. Strategies for conservation management of lakes. Hydrobiologia, 395/396: 309-323.
21. Myga-Piątek U., 2010. Transformation of cultural landscapes in the light of the idea of sustainable development. Probl. Ekorozw. 5(1): 95-108.
22. Moss B., Beklioglu M., Carvalho L., Kilinc S., McGovan S., Stephen D., 1997. Vertically-challenged limnology: contrasts between deep and shallow lakes. Hydrobiologia, 342/343: 257-267, DOI: 10.1007/978-94-011-5648-6\_27.
23. Neverova-Dziopak E. Podstawy zarządzania procesem eutrofizacji antropogenicznej. Kraków: Wyd. AGH; 2010.
24. Nixdorf B, Deneke R., 1997. Why “very shallow” lakes are more successful opposing reduced nutrients loads. Hydrobiologia, 342/343: 269-284.
25. Ociepa E., Kisiel A., Lach J., 2009. )chrona wód powierzchniowych przed zrzutami ścieków deszczowych z sieci kanalizacyjnych. Proceedings of ECOpole, 3, 1: 115-120.
26. Parparov A., Gal G., 2012. Assessment and implementation of a methodological framework for sustainable management: Lake Kinneret as a case study. J. Environ. Manage., 101: 111-117, DOI: 10.1016/j.jenvman.2012.01.030.
27. Peckham S.D., Chipman J.W., Lillesand T.M., Dodson S.I., 2006. Alternate stable states and the shape of the lake trophic distribution. Hydrobiologia, 571: 401-407.
28. Ptak M., 2014. Ocena możliwości zwiększenia zasobów wodnych polski w wyniku odtworzenia nieistniejących jezior – wybrane przykłady. Słupskie Prace Geograficzne, 11: 5-14.
29. Qin B., Yang L., Chen F., Zhu G., Zhang L., Chen Y., 2006. Mechanism and control of lake eutrophication. Chinese Science Bulletin, 51(19): 2401-2412.
30. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych. Dz.U. 2016, poz. 1187.
31. Sánchez-Bayo F., Wyckhuys K.A.G., 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. Biol. Conserv., 232: 8-27. DOI: 10.1016/j.biocon.2019.01.020.
32. Scheffer M., 1989. Alternative stable states in eutrophic shallow freshwater systems: a minimal model. Hydrobiol Bull., 23: 73-85. DOI: 10.1007/BF02286429.
33. Scheffer M., 2004. Ecology of shallow lakes. Kluwer Academic Publishers, ss. 357.
34. Scheffer M., van Nes E.H., 2007. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. Hydrobiologia, 584: 455-466, DOI: 10.1007/s10750-007-0616-7.
35. Schmieder K., 2004. European lake shores in danger – concepts for a sustainable development. Limnologica, 34: 3-14, 10.1016/S0075-9511(04)80016-1.
36. Schindler D.W., 2001. The cumulative effects of climate warming and other human stresses on Canadian freshwaters in the new millennium. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 58: 18-29, DOI: 10.1139/cjfas-58-1-18.
37. Shuchun Y., Bin X., Weilan X., Yuxing Z., Shijie L., 2009. Lead pollution recorded in sediments of three lakes located at the middle and lower Yangtze River basin, China. Quaternary International, 208: 145-150.
38. Skwierawski A., 2006. Kształtowanie się jakości wody odtworzonego polimiktycznego jeziora Nowe Włóki. Chem. Inz. Ekol., 13, S2: 345-354.
39. Skwierawski A., 2010. Czynniki kształtujące proces eutrofizacji wód płytkich jezior i ich podatność na degradację. W: Ochrona zasobów i jakości wody w krajobrazie wiejskim. Seria: Współczesne Problemy Kształtowania i Ochrony Środowiska, 1p: 159-174.
40. Srokowski S., 1930. Jeziora i moczary Prus Wschodnich. Wojskowy Instytut Naukowo-Wydawniczy, W-wa.
41. Schoumans O.F., Mol-Dijkstra J., Akkermans L.M.W., Roest C.W.J., 2002. SIMPLE: Assessment of non-point phosphorus pollution from agricultural land to surface waters by means of a new methodology. Wat. Sci. Tech., 45: 177-182. DOI:WebQuery/wurpubs/314355.
42. Strona G., Lafferty K.D., 2016. Environmental change makes robust ecological networks fragile. Nature Communications, 7, 12462. DOI: https://doi.org/10.1038/ncomms12462.
43. Tan C.O., Ozesmi U., 2006. Generic shallow lake ecosystem model based on collective expert knowledge. Hydrobiologia, 2006, 563: 125-142.
44. Toeppen M., 1870. Historia Mazur. Przyczynek do dziejów krainy i kultury pruskiej (reprint – tłum. pol. 1995). Wyd. Wspólnota kulturowa Borussia, Olsztyn, ss. 520.
45. United Nations, 1992. Convention on Biological Diversity. Rio de Janeiro.
46. Urbisz A. 2010. Biodiversity conservation as one of necessary conditions of ecodevelopment. Probl. Ekorozw., 5(1): 91-94.
47. Wade A.J., Hornberger G.M., Whitehead P.G., Jarvie H.P., Flynn N., 2001. On modelling the mechanisms that control in-stream phosphorus, macrophyte, and epiphyte dynamics: an assessment of a new model using general sensitivity analysis. Water Resour. Res., 37(11): 2777-2792. DOI: 10.1029/2000WR000115.
48. Waters M.N., Piehler M.F., Rodriguez A.B., Smoak J.M., Bianchi T.S., 2009. Shallow lake trophic status linked to late Holocene climate and human impacts. J. Paleolimnol., 42: 51-64, DOI: 10.1007/s10933-008-9247-x.
49. Williamson C.E., Saros J.E., Vincent W.F., Smol J.P., 2009. Lakes and reservoirs as sentinels, integrators, and regulators of climate change. Limnol. Oceanogr., 54: 2273-2282, DOI: 10.4319/lo.2009.54.6\_part\_2.2273.

**5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych**

**5.1. Funkcjonowanie i procesy degradacji małych zbiorników wodnych (stawów i oczek śródpolnych)**

Małymi zbiornikami lub oczkami wodnymi przyjęło się nazywać zbiorniki śródlądowych wód powierzchniowych stojących, których ze względów formalnie przyjętej wielkości jezior (<1 ha) nie zalicza się do akwenów jeziornych. W literaturze limnologicznej dla tego typu zbiorników istnieje pojęcie stawów naturalnych i sztucznych (podkreślające niewielkie głębokości tych obiektów) lub drobnych zbiorników astatycznych. Na obszarach młodoglacjalnych małe zbiorniki są najpowszechniejszym typem wód powierzchniowych. Średnia frekwencja oczek wodnych na Pojezierzu Mazurskim w latach 80-tych XX w. wynosiła 4,35 zb.·km-2, zaś ich ogólna liczba to 84000 szt. Objętość retencjonowanej w nich wody oszacowano na 117 mln m3. Duża liczba i dość równomierne rozmieszczenie w krajobrazie powodują, że małe zbiorniki tworzą uzupełniającą sieć ekologiczną względem rzek i jezior, a rozpoznanie ich roli jest przedmiotem wielu badań, przy czym największa popularność tego problemu badawczego przypadała w okresie 1995-2005. Przebieg ewolucji i badania stanu małych zbiorników wodnych były głównym tematem moich zainteresowań podczas realizacji rozprawy doktorskiej (**C.16**, **C.17**, **C.18**, **C.21**), a zwieńczeniem tego okresu było przygotowanie dysertacji pt. "Przekształcenia małych zbiorników wodnych w krajobrazie rolniczym Pojezierza Olsztyńskiego".

Po doktoracie kontynuowałem jeszcze tematykę małych zbiorników wodnych, co poskutkowało opracowaniem metody ich waloryzacji ekologicznej, pozwalającej na ocenę stanu takich obiektów przy wykorzystaniu prostych wskaźników. Moją ideą było sporządzenie takiej metody, która nie wymaga dostępu do specjalistycznej wiedzy i aparatury/laboratorium, jest natomiast możliwa do zastosowania nawet przez badaczy-amatorów dysponujących tylko podstawowym przygotowaniem przyrodniczym (**C.30**, **C.31**). Metoda ta była później wielokrotnie wykorzystywana m.in. w pracach dyplomowych czy podczas inwentaryzacji wykonywanych w ramach działalności koła naukowego Inżynierii Ekologicznej.

W swoich badaniach zajmowałem się różnymi typami małych zbiorników (oczkami śródpolnymi, śródleśnymi, oraz stawami położonymi na terenach zurbanizowanych), przede wszystkim pod kątem roli w środowisku w zależności od ich stanu ekologicznego, ze szczególnym uwzględnieniem jakości wody i składu chemicznego osadów dennych (**C.22**, **C.25**, **C.29**, **C.39**). Badałem również kierunki przekształceń małych zbiorników w szerszej skali, na poligonach badawczych w formie wyodrębnionych matryc krajobrazowych. Małe zbiorniki traktowałem w tych pracach jako swego rodzaju wskaźnik ewolucji krajobrazu związany z wpływami bezpośredniej i pośredniej antropopresji (**C.32**, **C.38**).

Wieloletnie badania małych zbiorników, realizowanych przez zespół ówczesnej Katedry Melioracji i Kształtowania Środowiska, pozwoliły na przygotowanie opracowań zbiorowych, w których zostały wykorzystane również wyniki prowadzonych przeze mnie badań i zaowocowały powstaniem kilku prac (**C.16**, **C.18**, **C.27**, **C.45**). W ramach podsumowania moich badań dotyczących funkcjonowania małych zbiorników wodnych, przygotowałem pracę przeglądową na ten temat, opublikowaną w formie rozdziału w monografii (**C.49**).

**5.2. Antropogeniczne przekształcenia ekosystemów jezior w różnych typach krajobrazu**

Główny nurt moich badań dotyczył stanu i funkcjonowania jezior, które zostały zrenaturyzowane po długotrwałym okresie osuszenia, opisanych w pracach wchodzących w skład osiągnięcia naukowego. Badania na ten temat zapoczątkowałem jednak już wcześniej. Pierwszym obiektem tego typu w moich badaniach było jezioro Nowe Włóki (**C.28**, **C.40**), następnie badania zostały poszerzone o leżące w tej samej zlewni jeziora Sętalskie Duże i Małe, oraz stawy, które zostały utworzone równolegle z tymi jeziorami (**B.7**, **B.8**, **C.42**). Prace dotyczyły aktualnego stanu troficznego i sezonowej zmienności chemizmu wody tych obiektów, a także rozpatrywały możliwości ich ochrony. Zajmowałem się również funkcjonowaniem jezior naturalnych, przede wszystkim znajdujących się w zlewniach rolniczych (**B.15**, **C.44**, **C.52**).

W swojej pracy naukowej zajmowałem się przede wszystkim jeziorami płytkimi, nazywanymi też polimiktycznymi. Zarówno badane przeze mnie obiekty przekształcone antropogenicznie (**A.1**-**A6**, **B.7**, **B.8**, **C.51**, **C.53**), jak i jeziora naturalne (**B.15**, **C.44**), w większości można zaliczyć do tej grupy. W pracy monograficznej (**C.49**) w sposób przekrojowy dokonałem syntezy stanu wiedzy na temat istoty zjawiska polimiksji i funkcjonowania płytkich jezior w kontekście wewnętrznych i zewnętrznych uwarunkowań procesu eutrofizacji takich zbiorników. Zarówno literatura przedmiotu, jak i badania które prowadziłem wskazują, że stan zaawansowanej trofii można traktować jako integralną cechę znacznej części populacji płytkich jezior, a utrwalenie mechanizmów wewnętrznych utrzymujących pożądany stan „czystej wody” dotyczy zbiorników o wyjątkowo korzystnych warunkach zlewniowych. Można zatem stwierdzić, że „bazowy” stan płytkich jezior plasuje się często znacznie poniżej kryteriów dobrego stanu ekologicznego określonego wymogami Ramowej Dyrektywy Wodnej, co może oznaczać, że spełnienie docelowych wymogów może okazać się niewykonalne, niezależnie od zakresu i kosztów podejmowanych działań ochronnych/rekultywacji. Moje badania potwierdzają opinię ekologów zajmujących się płytkimi jeziorami, że od płytkich jezior nie należy oczekiwać spełniania funkcji, których nie są one w stanie zapewnić.

W swojej pracy badawczej zajmowałem się również specyficznym rodzajem zbiorników jeziornych, jakimi są starorzecza (**B.10**, **B.14**). Byłem jednym z wykonawców projektu badawczego, który dotyczył funkcjonowania starorzeczy, oceny ich środowiskowej roli i zarządzania w zakresie ochrony i renaturyzacji tego rodzaju zbiorników wodnych. Publikacje, których jestem współautorem z tego zakresu, dotyczyły składu chemicznego osadów dennych, a w szczególności akumulacji metali ciężkich i ich roli w kształtowaniu się stanu ekologicznego starorzeczy. Zanieczyszczenie wód i gleb substancjami o właściwościach toksycznych stanowi jeden z najtrudniejszych problemów współczesnej ochrony środowiska. Metale ciężkie są takim właśnie specyficznym rodzajem zanieczyszczenia, ponieważ nie ulegają biodegradacji, a podlegają akumulacji w różnych elementach ekosystemów lądowych i wodnych. Osady denne zbiorników wodnych stanowią swoistą pułapkę dla większości metali trafiających do środowiska wodnego, tworząc stabilne kompleksy przede wszystkim z materią organiczną. Koncentracja metali w materii zdeponowanej w osadach dennych zbiorników wodnych może zatem być wskaźnikiem poziomu zewnętrznych oddziaływań antropogenicznych, jak również stanowią odzwierciedlenie zmian środowiskowych zachodzących w samym zbiorniku. Badania prowadzone na starorzeczach położonych w dolinie Łyny (**B.10**) wykazały, że stanowią one miejsce akumulacji metali, okresowo wnoszonych wraz z wlewami rzecznymi. Retencja starorzeczy może ograniczać ilość metali migrujących wraz z wodami rzeki, może jednak następować wtórne uruchamianie tych zanieczyszczeń do wody starorzeczy w okresach niskich stanów wód, gdy zbiornik traci połączenie z rzeką. W takich warunkach koncentracje metali ciężkich w wodach starorzeczy mogą osiągać wartości toksyczne dla organizmów wodnych.

**5.3. Obieg materii i biogeochemia pierwiastków w zlewniach o różnym sposobie użytkowania**

Prace naukowe dotyczące biogeochemii pierwiastków, których jestem współautorem, są wynikiem współpracy w kilku zespołach badawczych. Na tę tematykę składają się publikacje dotyczące odpływu fosforu (**B.7**, **C.23**, **C.26**, **C.33**, **C.36**, **C.47**, **C.48**) i innych pierwiastków (**B.9**, **C.19**, **C.20**, **C.24**, **C.34**, **C.35**, **C.41**, **C.43**) ze zlewni o zróżnicowanym sposobie użytkowania, oraz badania prowadzone w zlewniach rolniczych, dotyczące wpływu różnych form i dawek siarki na wielkość i jakość plonu roślin oraz na zmiany zawartości mikroelementów w glebie (**B.11**, **B.12**, **B.13**, **C.54**).

Odpływ fosforu ze zlewni rolniczych jest istotnym problemem współczesnej ochrony środowiska ze względu na udział tego pierwiastka w procesie eutrofizacji wód. Problem nadmiaru fosforu w wodach oraz potencjalne i rzeczywiste skutki takiego stanu zauważalne są już od kilku dziesięcioleci. Obieg fosforu nie kończy się na poziomie zlewni elementarnych, a właściwie dopiero tutaj zaczyna się migracja tego składnika w ujęciu globalnym. W dalszym swoim cyklu biogeochemicznym fosfor stanowi czynnik eutrofizacji zbiorników wodnych, do których trafia (**C.23**, **C.26**). W tym scenariuszu następuje trwała akumulacja materii, w tym fosforu w osadach dennych. W systemach rzeczno-jeziornych fosfor może podlegać retencji w poszczególnych elementach systemu (akwenach jeziornych lub odcinkach rzek) lub podlegać retencji ujemnej, w warunkach, kiedy uprzednio zakumulowany fosfor zostaje uruchamiany. Pierwiastek ten może zatem ulegać akumulacji w ekosystemach wód śródlądowych lub z migrować poza zlewnie wraz z odpływem rzecznym (**B.7**, **C.36**, **C.47**).

W prowadzonych badaniach, w których brałem udział, rozpatrywany był wpływ warunków atmosferycznych, pór roku i intensywności użytkowania na odpływ fosforu i azotu z wodą odprowadzaną z systemów melioracyjnych (**C.34**, **C.48**). Największe stężenia fosforu dla wód drenarskich notowano z reguły zimą i wiosną. Najsilniej zanieczyszczone zarówno azotem, jak i fosforem były wody w sieciach melioracyjnych odwadniających intensywnie nawożone grunty orne, na których stosowano gnojowicę (**C.43**). Dodatkowym czynnikiem, który wpłynął na ilość fosforu był brak roślinności i zwiększone opady atmosferyczne, koncentracja ludności na obszarze zlewni oraz wahania wielkości jednostkowego odpływu wód. Przemieszczaniu składnika do wód rzecznych sprzyjał wysoki udział gruntów ornych w ogólnej powierzchni zlewni (**C.33**, **C.36**, **C.48**).

Badania prowadzone w małych zlewniach rolniczych położonych w obrębie Pojezierza Mazurskiego wykazały, że koncentracja fosforu w wodach kształtowała się w zakresie 0,12÷0,43 mg⋅dm-3. Badane zlewnie charakteryzowały się niskimi wskaźnikami odpływu wody (0,32÷1,67 dm3⋅s-1⋅km-2), co w największym stopniu wpłynęło na ładunek fosforu, kształtujący się na poziomie od 0,013 do 0,060 kg⋅ha-1⋅rok-1 (**B.7**). W porównawczej zlewni drenarskiej, o wskaźniku odpływu 3,54 dm3⋅s-1⋅km-2, wykazano wielokrotnie wyższy eksport fosforu z wodami: 0,39 kg⋅ha-1⋅rok-1. Badane zlewnie charakteryzowały się dużymi zdolnościami retencyjnymi (obecność stref buforowych i wód powierzchniowych w zlewni) oraz zróżnicowanym poziomem intensywności rolniczego użytkowania. Uzyskane wartości wskazują na rolę małej retencji krajobrazowej w zlewniach rolniczych oraz skuteczność stref buforowych na styku wód i pól uprawnych, ograniczających odpływ biogenów, zwłaszcza w warunkach intensywnej produkcji rolnej. Potwierdzają to również badania, które prowadziłem w innych zlewniach (**C.20**, **C.33**, **C.46**, **C.48**). Dopływ fosforu do zbiorników wodnych z obszarów wiejskich najczęściej przekraczał poziom niebezpieczny. Ochrona zbiorników wodnych przed eutrofizacją wymaga restrykcyjnych działań profilaktycznych w zlewni. Działania w rolnictwie powinny być również wspomagane odpowiednimi sposobami melioracji,w tym rowami opaskowymi wokół zbiorników wodnych i biologiczną zabudową stref brzegowych. Dodatkowo konieczne jest odpowiednie kształtowanie struktury krajobrazu, przeciwerozyjne metody zagospodarowania stoków oraz budowa barier biogeochemicznych w zlewniach elementarnych(**C.26**, **C.47**).

Drugim ważnym składnikiem biogennym, który wpływa na stan troficzny zbiorników wodnych i którym zajmowałem się w swoich badaniach, jest azot (**C.20**, **C.34**, **C.35**, **C.43**). Pierwiastek ten jest mobilny i dynamiczny pod względem przemieszania się w środowisku. Badania dotyczyły zlewni zróżnicowanych pod względem warunków przyrodniczych oraz intensywności użytkowania i zaludnienia. Na przemieszczanie się azotu z wodami rzecznymi w cyklu rocznym wpływały wahania wielkości jednostkowego odpływu, struktura użytkowania zlewni, rodzaj gleb, pora roku, a w zlewniach użytkowanych ornie również sposób prowadzenia uprawy, nawożenie i rodzaj uprawianych roślin.

Sposób użytkowania zlewni miał również wpływ na koncentrację i ładunek odpływu magnezu z wodami odprowadzanymi ze zlewni. Z przeprowadzonych badań w zlewniach zakwalifikowanych do obszarów szczególnie narażonych na zanieczyszczenia wód ze źródeł rolniczych wynika (**B.9**), że każdego roku do jeziora trafiało średnio 14,3 kg magnezu z 1 ha powierzchni takich terenów. Straty magnezu z obszaru o intensywnym użytkowaniu rolniczym były 2,5 razy większe niż w zlewniach z rolnictwem zrównoważonym. Inne badania, w których brałem udział, dotyczyły zasobności i dynamiki środowiskowej potasu, wapnia, sodu i siarczanów (**C.20**, **C.24**, **C.41**).

Poza przedstawioną wyżej problematyką naukową, zajmowałem się badaniami ukierunkowanymi na tworzenie zasad środowiskowo zrównoważonej produkcji roślinnej, wpływu nawożenia na wielkość i jakość plonu roślin oraz na zmiany zawartości mikroelementów w glebie. Sposób nawożenia jest bez wątpienia ważnym czynnikiem wpływającym na zmiany naturalnej zawartości mikroelementów w glebie. Zakwaszenie gleby przez nawożenie siarką może pośrednio przyczyniać się do zwiększania rozpuszczalności i mobilności metali ciężkich w glebie, a tym samym ich dostępności dla roślin zarówno ze źródeł naturalnych jak i antropogenicznych. Niektóre pierwiastki, takie jak cynk czy miedź, podlegają wytrąceniu w postaci siarczków i siarczanów dając w efekcie mało mobilne formy natomiast kadm może tworzyć nieorganiczne ligandy z S-SO42-. Celem prac **B.11**, **B.12** i **C.54** było określenie wpływu wzrastających dawek siarki siarczanowej i elementarnej na zmiany naturalnej zawartości potencjalnie dostępnych form metali. Po zastosowaniu siarki siarczanowej i elementarnej nastąpiło zmniejszenie zawartości Zn w glebie w poziomie 0-40 jak i 40-80 cm w porównaniu do gleby wyjściowej. Po zakończonym 3-letnim eksperymencie badane były zmiany koncentracji metali ciężkich w zależności od zastosowanego poziomu nawożenia, oraz oceniano potencjalne skutki środowiskowe róznych poziomów nawożenia (**B.11**). Praca **B.13** miała natomiast charakter przeglądowy i celem jej był chronologiczny przegląd 100 lat polskich badań nad siarką, w aspekcie jej oddziaływania na rozwój wegetatywny i generatywny roślin, skład chemiczny oraz odporność roślin. W badaniach jednoznacznie wskazano, że niedobory siarki na ogół wpływały na spowolnienie rozwoju wegetatywnego, zamieranie stożków wzrostu, jaśniejsze wybarwianie organów generatywnych i wegetatywnych oraz opóźnienie dojrzewania. Rośliny dobrze zaopatrzone w siarkę lepiej wykorzystywały azot, co w konsekwencji wpływało na ich jakość i optymalizację stosunku N:S. Pod wpływem nawożenia siarką zwiększała się zawartość siarki ogółem i siarczanowej w roślinie. Stosowana w nadmiarze siarka prowadziła do zachwiania równowagi jonowej w roślinach i pośrednio oddziaływała na intensywność i wielkość pobierania pozostałych składników pokarmowych. W badaniach siarka stosowana w nawożeniu wykazywała na ogół ochronne działanie przed chorobami oraz poprawiała wartość odżywczą roślin.