



**WYDZIAŁ BIOLOGII
i OCHRONY
ŚRODOWISKA**
Uniwersytet Łódzki

Zbigniew Kaczkowski

AUTOREFERAT

ZAŁĄCZNIK 3a

AUTOREFERAT

1. Imię i Nazwisko

Zbigniew Kaczkowski

2. Posiadane dyplomy, stopnie naukowe/artystyczne – z podaniem nazwy, miejsca i roku ich uzyskania oraz tytułu rozprawy doktorskiej:

- tytuł licencjata biologii w zakresie zoologii, Muzeum Przyrodnicze Wydział Nauk Przyrodniczych Uniwersytetu Wrocławskiego, 1996 r. tytuł pracy licencjackiej: „Pstrąg źródłany (*Salvelinus fontinalis* Mitchell) introdukowany gatunek w Polsce, jego morfologia, biologia oraz rola w ekosystemach wodnych”, promotor: prof. dr hab. Andrzej Witkowski
- tytuł magistra biologii w zakresie zoologii, Muzeum Przyrodnicze Wydział Nauk Przyrodniczych Uniwersytetu Wrocławskiego, 1998 r. tytuł pracy magisterskiej: „Płodność głowacza pręgopłetwego (*Cottus poecilopus* Heckel, 1840) wybranych cieków Sudetów i Karpat”, promotor: prof. dr hab. Andrzej Witkowski
- stopień naukowy doktora nauk biologicznych w zakresie ekologii, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska Uniwersytetu Łódzkiego, 2006 r. tytuł rozprawy doktorskiej: „Zarybianie gatunkami reofilnymi jako narzędzie ochrony i kształtowania ichtiofauny niewielkich rzek nizinnych”, promotor: prof. dr hab. Piotr Frankiewicz

3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych/ artystycznych oraz inne doświadczenie zawodowe:

- 1998 - 1999 – pracownik techniczny w Katedrze Ekologii Stosowanej na Wydziale Biologii i Nauk o Ziemi Uniwersytetu Łódzkiego,
- 1999 - 2006 – słuchacz Studiów Doktoranckich Ekologii i Ochrony Środowiska na Wydziale Biologii i Nauk o Ziemi Uniwersytetu Łódzkiego,
- 2003 - 2006 – asystent w Katedrze Ekologii Stosowanej na Wydziale Biologii i Ochrony Środowiska Uniwersytetu Łódzkiego,
- 2006 - obecnie – adiunkt w Katedrze Ekologii Stosowanej na Wydziale Biologii i Ochrony Środowiska Uniwersytetu Łódzkiego,
- 2006 - 2008 – asystent w Europejskim Regionalnym Centrum Ekohydrologii Polskiej Akademii Nauk (1/2 etatu),
- 2009 – obecnie – nauczyciel biologii w Publicznym Liceum Ogólnokształcącym Uniwersytetu Łódzkiego (realizowane 50% pensum dydaktycznego nauczyciela akademickiego),
- 2016 – obecnie - adiunkt w Europejskim Regionalnym Centrum Ekohydrologii Polskiej Akademii Nauk (1/8 etatu).

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. nr 65, poz. 595 ze zm.):

4.A. Tytuł osiągnięcia naukowego/artystycznego:

Trofia wód, połowy wędkarskie oraz zakwity sinicowe jako czynniki kształtujące strukturę zespołu ryb płytkiego zbiornika zaporowego

Osiągnięcie naukowe stanowi cykl 5 publikacji, których sumaryczny IF wynosi 7,357, a liczba punktów Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego zgodnie z Załącznikiem wykaz czteroletni część A do komunikatu Ministerstwa z dnia 26 stycznia 2017 wynosi 140.

4.B. Lista publikacji wchodzących w skład osiągnięcia naukowego.

Oświadczenia współautorów publikacji zawarte są w Załączniku 5 (autor/autorzy, tytuł/tytuły publikacji, rok wydania, nazwa wydawnictwa).

H1. Kaczkowski Z., Frankiewicz P. (2017). Long-term changes in fish community structure revealed by gillnet monitoring in a shallow, lowland reservoir. Acta Ichthyologica et Piscatoria 47(3): 279–288. DOI: 10.3750/AIEP/02150

IF=0,708, MNiSW 20 pkt, cytowania wg WoS=0 (logowanie 14.04.2019)

Byłem autorem korespondującym, mój wkład w powstanie tego artykułu polegał na: współtworzeniu koncepcji badań, a w okresie ostatnich dziesięciu lat także na corocznym planowaniu i kierowaniu realizacją prac terenowych, pozyskaniu stosownych zezwoleń, analizie statystycznej danych, udziale w napisaniu manuskryptu, w tym przygotowaniu rycin i tabel, oraz sformułowaniu wniosków. Mój udział procentowy szacuję na 80% (kopia manuskryptu w Załączniku A, deklaracje współautorów dotyczące ich wkładu w Załączniku 5).

H2. Kaczkowski Z., Frankiewicz P., Góralczyk A. (2018). Long-term changes of fish assemblages and anglers catch composition in Sulejów Reservoir, Central Poland, accompanied by warming climate. Fisheries Management and Ecology 00: 1 – 13. DOI: 10.1111/fme.12337

IF=1,624, MNiSW 25 pkt, cytowania wg WoS=0 (logowanie 14.04.2019)

Byłem autorem korespondującym, mój wkład w powstanie tego artykułu polegał na: zainspirowaniu zespołu do uwzględnienia czynnika klimatycznego w badaniach, współtworzeniu koncepcji badań, a także na corocznym planowaniu i kierowaniu realizacją prac terenowych, pozyskaniu stosownych zezwoleń, analizie statystycznej danych, udziale w napisaniu manuskryptu, w tym przygotowaniu rycin i tabel, oraz sformułowaniu wniosków. Mój udział procentowy szacuję na 70% (kopia manuskryptu w Załączniku A, deklaracje współautorów dotyczące ich wkładu w Załączniku 5).

H3. Kaczkowski Z., Wojtal-Frankiewicz A., Gągała I., Mankiewicz-Boczek J., Jaskulska A., Frankiewicz P., Izydorczyk K., Jurczak T., Godlewska M. (2017). Relationships among cyanobacteria, zooplankton and fish in sub-bloom conditions in the Sulejow Reservoir. Journal of Limnology 76(2):380-396. DOI: 10.4081/jlimnol.2017.1521

IF=1,277, MNiSW 25 pkt, cytowania wg WoS=7 (logowanie 14.04.2019)

Byłem autorem korespondującym, mój wkład w powstanie tej pracy polegał na: współtworzeniu koncepcji badań i uczestniczeniu w pisaniu wniosku o dofinansowanie prac (grant: „Czy ryby adaptują się do zakwitów sinicowych” Nr UMO-2012/05/B/NZ8/00980), koordynowaniu ich realizacji oraz udziale w pracach terenowych, w tym pozyskaniu zezwoleń oraz planowaniu i udziale w przeprowadzeniu odłowów ryb, nadzorowaniu i wykonywaniu pomiarów punktowych oraz poborze prób wody do analiz toksyn, fitoplanktonu i zooplanktonu, wykonaniu części pomiarów fitoplanktonu metodą fluorymetryczną, wykonaniu analiz statystycznych, udziale w napisaniu manuskryptu, w tym przygotowaniu ryciny 1 i tabel 1-4, oraz sformułowaniu wniosków. Mój udział procentowy szacuję na 40% (kopia manuskryptu w Załączniku A, deklaracje współautorów dotyczące ich wkładu w Załączniku 5).

H4. Godlewska M., Izydorczyk K., Kaczkowski Z., Józwik A., Długoszewski B., Ye S., Lian Y., Guillard J. (2016). Do fish and blue-green algae blooms coexist in space and time? *Fisheries Research* 173: 93 – 100. DOI:10.1016/j.fishres.2015.06.018

IF=2,185, MNiSW 35 pkt, cytowania wg WoS=6 (logowanie 14.04.2019)

Mój wkład w powstanie tej pracy polegał na: współtworzeniu koncepcji badań i uczestniczeniu w pisaniu wniosku o dofinansowanie prac (grant: „Czy ryby adaptują się do zakwitów sinicowych” Nr UMO-2012/05/B/NZ8/00980), koordynowaniu ich realizacji oraz udziale w pracach terenowych, w tym pozyskaniu zezwoleń oraz planowaniu i udziale w przeprowadzeniu odłowów ryb, nadzorowaniu i wykonywaniu pomiarów punktowych oraz poborze prób wody do analiz toksyn, fitoplanktonu i zooplanktonu, udziale w napisaniu manuskryptu, w tym przygotowaniu ryciny 1 i tabeli 6, oraz sformułowaniu wniosków. Mój udział procentowy szacuje na 25% (kopia manuskryptu w Załączniku A, deklaracje współautorów dotyczące ich wkładu w Załączniku 5).

H5. Godlewska M., Balk H., Kaczkowski Z., Jurczak T., Izydorczyk K., Długoszewski B., Jaskulska A., Gągała-Borowska I., Mankiewicz-Boczek J. (2018). Night fish avoidance to *Microcystis* bloom revealed by simultaneous hydroacoustic measurements of both organisms. *Fisheries Research* 207: 74 – 84. DOI: 10.1016/j.fishres.2018.05.025

IF=1,874, MNiSW 35 pkt, cytowania wg WoS=1 (logowanie 14.04.2019)

Mój wkład w powstanie tej pracy polegał na: współtworzeniu koncepcji badań i pisaniu wniosku o dofinansowanie prac (grant: „Czy ryby adaptują się do zakwitów sinicowych” Nr UMO-2012/05/B/NZ8/00980), koordynowaniu ich realizacji oraz udziale w pracach terenowych, w tym pozyskaniu zezwoleń oraz planowaniu i udziale w przeprowadzeniu odłowów ryb, nadzorowaniu i wykonywaniu pomiarów punktowych oraz poborze prób wody do analiz toksyn, fitoplanktonu i zooplanktonu, wykonaniu analiz statystycznych, udziale w napisaniu manuskryptu, w tym przygotowaniu rycin 1, 6 i tabel 1-3, oraz w tym w sformułowaniu wniosków. Mój udział procentowy szacuje na 20% (kopia manuskryptu w Załączniku A, deklaracje współautorów dotyczące ich wkładu w Załączniku 5).

4.C. Omówienie celu naukowego ww. prac i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania

Zapewnienie trwałości użytkowania zasobów ryb, przejawiającej się między innymi dostosowaniem poziomu oraz charakteru presji eksploatacyjnej do zdolności reprodukcyjnej określonej ichtiocenozy, wymaga poznania mechanizmów odpowiedzialnych za kształtowanie jej wieloletniej oraz sezonowej dynamiki. Pomimo ważkości tego zagadnienia, dopiero w połowie ubiegłego stulecia, wraz z rozwojem badań ekologicznych, zaczęto rozwijać modele wyjaśniające obserwowane zróżnicowanie zespołów ryb w ciekach i wodach stojących (Huet, 1959; Colby i in., 1972; Holčík, 1989; Kubečka, 1993). Nie są one jednak w stanie wyjaśnić wielu aspektów obserwowanego zróżnicowania tempa oraz kierunku przemian sukcesyjnych, co jest niezbędne dla zwiększenia bezpieczeństwa rybactwa w okresie dynamicznych przemian społecznych i klimatycznych. Dlatego też w swoich badaniach starałem się określić jaka jest zależność między czynnikami kluczowymi dla ochrony jakości wód oraz trwałego użytkowania zasobów ryb w Zbiorniku Sulejowskim a zmianami struktury ichtiofauny zasiedlającej ten akwen. Pierwszym analizowanym zagadnieniem była weryfikacja hipotezy, że długoterminowe zmiany gatunków dominujących w zespole ryb są kierunkowe i uzależnione od zmian stężeń związków biogenicznych, tj. całkowitego węgla organicznego i fosforu całkowitego (H1). Przede wszystkim starałem się wyjaśnić, dlaczego w badanym akwencie dominantem jest płoć *Rutilus rutilus*, nie leszcz *Abramis brama*, jak ma to miejsce w większości nizinnych zbiorników zaporowych (H1). Rozwinięciem tych badań było uwzględnienie wędkarskiej eksploatacji ryb. Wybór takiego zagadnienia badawczego uzasadniał fakt, że od 2004 roku miasto Łódź zrezygnowało z wykorzystywania Zbiornika Sulejowskiego jako źródła wody pitnej, co zdecydowanie zmieniło rangę poszczególnych funkcji zbiornika. Obecnie rekreacja, w tym ta wędkarska, jest jedną z najważniejszych usług ekosystemowych tego akwenu. W tym celu struktura połowów wędkarskich w okresie dziesięcioletnim została skonfrontowana z wynikami odłowów nieselektywnymi wontonami, co pozwoliło odpowiedzieć na pytanie czy istnieje zależność między presją wędkarską, strukturą odłowu wędkarskiego, a dynamiką zespołu ryb zasiedlającego zbiornik (H2). Dodatkowo, badania obejmowały analizę zależności między wielkością odłowów wędkarskich realizowanych w zbiorniku a zmianami termiki wód rzeki Pilicy (H2). Uwzględnienie dodatkowego aspektu, t.j. ocieplania się wód wynikało z faktu, że wzrost temperatur zwiększa tempo procesów metabolicznych stanowiąc jeden z ważniejszych czynników wpływających na produktywność wód. Jednocześnie czynnik termiczny jest kluczowy dla częstości występowania oraz intensywności zakwitów sinicowych, czyli głównego sezonowego zagrożenia jakości wód oraz usług ekologicznych generowanych w Zbiorniku Sulejowskim. Głównym celem było sprawdzenie czy ryby unikają obszarów wyróżniających się większym zagęszczeniem sinic, a w przypadku potwierdzenia tej hipotezy czy unikanie partii wód z zakwitem sinicowym dotyczy wszystkich gatunków ryb dominujących w ichtiofaunie zbiornika i będących przedmiotem połowów wędkarskich (H3-5). Szczegółowe analizy obejmowały takie zagadnienia jak zmienność parametrów fizykochemicznych wody i biologicznych (fitoplanktonu i zooplanktonu) między okresem przed i po rozwoju zakwitu (H3), przestrzenny rozkład zakwitu sinicowego i rozmieszczenia ryb

w okresie zakwitnięcia (H4, H5) oraz zależności między zagęszczeniem sinic i ryb na granicy strefy objętej zakwitaniem sinic (H5).

Kształtowanie się zespołów ryb w wodach stojących jest postrzegane jako proces kierunkowy. W miarę starzenia się akwenu, dochodzi do wzrostu trofii jego wód, co znajduje swoje odzwierciedlenie w sukcesji zespołów organizmów zasiedlających te akwenu, w tym ryb. W przypadku naturalnych jezior za stan wyjściowy uznawana jest oligotrofia, której trwałość określają lokalne warunki środowiska (Colby i in., 1972; Prejs, 1978), a w ostatnich stuleciach w coraz większym stopniu oddziaływania antropogeniczne (Launois i in., 2011; Jeppesen i in., 2015). Badania zespołów ryb zasiedlających zbiorniki zaporowe wykazały, że cechują się one większą dynamiką, niż zespoły jeziorne, a oligotrofia rzadko stanowi stadium wyjściowe (Kubečka, 1993; Straškraba, 1998; Gido i in., 2000; Blabolil i in., 2016). Jako główne czynniki decydujące o charakterze ichtiofauny w danym zbiorniku zaporowym wskazuje się hydro-morfologiczne właściwości akwenów, takie jak głębokość i powierzchnię (Mastyński, 1985), stabilność poziomu piętrzenia (Nusch, 1993; Andrzejewski i in., 2010) oraz czas wymiany wody (Starmach, 1958). Za istotne uznaje się także żyzność i termikę wód (Wajdowicz, 1961, 1968; Nusch, 1993), bogactwo gatunkowe cieku na którym powstał dany zbiornik (Wiśniewolski, 2002) oraz celowe zarybienia (Wajdowicz, 1988). W zbiornikach nizinnych, bezpośrednio po ich powstaniu, zazwyczaj obserwuje się okres inicjalny, który wyróżnia obecność gatunków reofilnych charakterystycznych dla spiętrzonego fragmentu cieku oraz znaczny udział w zespole ryb drapieżnych. Stan taki jest jednak krótkotrwały i wkrótce zbiornik (w Centralnej Europie) zdominowany zostaje przez ryby karpiozjadawcze, z których najczęściej dominuje leszcz (Kubečka, 1993; Wiśniewolski, 2002, 2009).

Struktura ichtiofauny zbiorników retencyjnych może być do pewnego stopnia modyfikowana poprzez celowe działania nakierowane na przebudowę zespołu ryb, takie jak intensywne odłowy (Starmach, Jelonek, 2000; Wiśniewolski, 2002, 2009), działania biomanipulacyjne (De Backer i in., 2012; Triest i in., 2016) czy zarządzanie poziomem piętrzenia (Frankiewicz, 1998; Łysak, Ligaszewski, 1998; Andrzejewski i in., 2010). ichtiofauna zbiorników jest także narażona na ekspansję gatunków obcych, które w sztucznie utworzonych zbiornikach często znajdują szczególnie korzystne warunki do rozwoju (Johnson i in., 2008). Każde z tych zdarzeń może mieć kluczowe znaczenie dla opłacalności i trwałości gospodarki rybackiej (Wiśniewolski, 2002, 2009; Johnston i in., 2013).

Jednym z ważniejszych, współczesnych wyzwań rybactwa jest pogodzenie realizowanej gospodarki rybackiej z ochroną jakości wody (Zalewski, 1998; Wiśniewolski, 2002; Triest i in., 2016). Ryby stanowią ważny czynnik regulujący tempo obiegu materii w wodach stojących i w zależności od liczby i udziału poszczególnych gatunków mogą przyspieszać lub spowalniać tempo procesu eutrofizacji (De Backer i in., 2012; Triest i in., 2016). Dowodzą tego liczne badania zależności pokarmowych uwzględniających kluczowe dla ochrony wód ogniwa sieci troficznej, tj. stadia młodociane lub dorosłe ryb i ich relacje z bentosem, fito- i zooplanktonem (Prejs i in., 1990; van den Berg, 1993; Nagelkerke, Sibbing, 1996; Frankiewicz, 1998; Kakareko, 2001; Wojtal i in., 2004; Prus, 2009; Kobak i in., 2010). Przegląd literatury wskazuje jednak, że większość publikacji uwzględnia jakość wody albo w kontekście zasobów, tj. struktury połowów, albo w kontekście ekologicznym, tj. funkcjonalnych powiązań pomiędzy poszczególnymi poziomami sieci troficznej. Publikacje uwzględniające zarówno aspekt eksploatacyjny, jak i uwarunkowania ekologiczne są nieliczne i dotyczą głównie głębokich,

stratyfikowanych akwenów (Scharf 2008; Říha i in. 2009) przy niemal całkowitym braku takich badań dotyczących starzejących się płytkich zbiorników zaporowych. Wielu badaczy zauważało jednak konieczność poznania zależności między jakością wody, symptomami eutrofizacji i użytkowaniem rybackim wód, które może wspierać lub zagrażać zabiegom zmierzającym do poprawy jakości wody (Opuszyński, 1997; Zalewski, 1998; Starmach, Jelonek, 2000; Wiśniewolski, 2002). Głębsze zrozumienie powiązań między tymi zagadnieniami byłoby istotnym czynnikiem wpływającym na możliwość pogodzenia oczekiwań społecznych, np. możliwości uprawiania wędkarstwa, z celami środowiskowymi (Wiśniewolski, 2009; Wagner i in., 2009; Psuty, 2010). Obecnie, w obliczu zmian klimatycznych szczególne znaczenie dla ochrony jakości wód, dobrostanu zespołu ryb i zależnego od nich rybactwa, mają zakwity glonów będące najbardziej niepożądanym symptomem eutrofizacji (Zalewski, 1998; Paerl, Huisman, 2009; Woodward i in., 2010; Kosten i in., 2012).

Relacje pomiędzy rybami a zakwitem, w szczególności gdy jest on tworzony przez toksynogenne sinice, są skomplikowane i mogą się zmieniać w zależności od gatunku ryby, dominującego w zakwicie taksonu sinic, rodzaju albo ilości toksyn (Xie i in., 2005). Badania laboratoryjne wykazują, że bezpośrednia ekspozycja ryb na toksyny sinicowe może prowadzić do ich kumulacji w tkankach ryb, zaburzenia rozwoju, zmian chorobowych, a nawet śmierci osobników (Baganz i in., 2004; Xie i in., 2005, 2007; Ernst i in., 2007; Sierosławska i in., 2012). Obserwacje te relatywnie rzadko znajdują potwierdzenie w naturze, gdyż warunki laboratoryjne często odbiegają od tych obserwowanych w środowisku, w tym chociażby pod względem sposobu ekspozycji, czy też stężeń badanych toksyn (Jewel i in., 2003; Malbrouck i in., 2003; Soares i in., 2004; Xie i in., 2004; Li i in., 2005; Trinchet i in., 2013). W warunkach naturalnych ryby zazwyczaj nie są narażone na bezpośrednie działanie toksyn, gdyż są one zamknięte w komórkach sinic, które nawet jeśli dostaną się do przewodów pokarmowych ryb nie są trawione (Kamjunke i in., 2002). Ich uwalnianie następuje wraz ze śmiercią komórek, na przykład w trakcie obumierania zakwitu sinicowego, a w tym przypadku często czynnikiem groźniejszym dla ryb od działania toksyn, jest spadek stężenia tlenu zużywanego w procesach rozkładu (Rashidan, Bird, 2001). Dlatego też wciąż otwartym pozostaje pytanie, czy przestrzenne rozmieszczenie ryb (Ernst, 2008; Sotton i in., 2011) jest konsekwencją bezpośredniego oddziaływania zakwitu na ryby, czy też jest ona efektem pośrednim wynikającym na przykład z oddziaływania sinic na fizyko-chemiczne parametry wody (Rashidan, Bird, 2001; Gągała i in., 2013; Gray i in., 2014) lub na zooplankton – bazę pokarmową ryb (Hansson i in., 2007; Reichwaldt i in., 2013).

H1. Kaczkowski Z., Frankiewicz P. (2017). Long-term changes in fish community structure revealed by gillnet monitoring in a shallow, lowland reservoir. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 47(3): 279–288. DOI: 10.3750/AIEP/02150

Starania zmierzające do określenia zróżnicowania zbiornikowych ichtiofaun oraz prób wyróżnienia czynników odpowiedzialnych za obserwowaną różnorodność zespołów ryb podejmowane są od ubiegłego stulecia (Kubečka, 1993). Analizę procesu sukcesji zespołów ryb w krajowych nizinnych wielkopowierzchniowych zbiornikach zaporowych przeprowadził Wiśniewolski (2002). Przedstawiane wnioski zgodnie ze spostrzeżeniami innych badaczy wskazują, że ze względu na unikatowość każdego zbiornika, tj. indywidualne warunki

hydrotechniczne, charakter użytkowania oraz lokalne uwarunkowania przyrodnicze i społeczne pomiędzy zbiornikami obserwowane jest istotne zróżnicowanie składu gatunkowego albo struktury dominacji zespołów ryb (Frankiewicz, 1998; Wiśniewolski, 2002; Scharf 2008; Řiha i in. 2009). Tym niemniej w przypadku płytkich eutroficznych zbiorników nizinnych wyróżnić można cztery charakterystyczne fazy kształtowania się zespołu ryb. Każda z faz ma związek z wiekiem i trofią akwenu. Dlatego też biorąc pod uwagę wiek Zbiornika Sulejowskiego należałoby spodziewać się występowania zespołu ryb w fazie FIII, czyli charakteryzującego się dominacją leszcza (Wiśniewolski, 2002). Taki typ ichtiofauny obecnie stwierdzany jest w większości dużych płytkich zbiorników w kraju, szczególnie tych których wiek jest zbliżony do Zbiornika Sulejowskiego (Wiśniewolski, 2002, 2004; Andrzejewski, Mastyrński, 2004; Epler i in., 2005). Tymczasem gatunkiem dominującym w Zbiorniku Sulejowskim jest płoć, co oznaczałoby, że ichtiocenoza tego akwenu odpowiadałaby zespołowi fazy FIV, charakterystycznej dla najbardziej zeutrofizowanych zbiorników. Dlatego też podjęto próbę wyjaśnienia czy obserwowany wzrost udziału biomasy tego gatunku w zespole ryb może być tłumaczony wzrostem trofii wód Zbiornika Sulejowskiego. W tym celu przeprowadzono analizę struktury dominacji gatunków w okresie od 1993 do 2015 roku w odniesieniu do zmian trofii zbiornika ocenianej na podstawie stężeń całkowitego węgla organicznego i fosforu całkowitego.

Przeprowadzona analiza wykazała, że do 2000 roku w biomase odłowu dominował leszcz i sandacz *Sander lucioperca*, natomiast od 2000 roku obserwowano szybki wzrost udziału płoci w biomase odłowu. Płoć stała się dominantem w ichtiofaunie Zbiornika Sulejowskiego pomimo malejących stężeń substancji biogenicznych, tj. całkowitego węgla organicznego i fosforu całkowitego. Czynnikiem najlepiej tłumaczącym niezgodność obserwowanych zmian w zespole ryb z założeniami Wiśniewolskiego (2002) było pojawienie się w Zbiorniku Sulejowskim w połowie lat 90-tych inwazyjnej racicznicy zmiennej *Dreissena polymorpha* (Abraszewska-Kowalczyk i in., 1999), która jako baza pokarmowa najskuteczniej wykorzystywana jest przez płoć (Martyniak i in. 1987; Prejs i in. 1990; Nagelkerke, Sibbing 1996; Molloy i in. 1997; Kobak i in. 2010). Od roku 2012 obserwowany jest wzrost udziału leszcza i sandacza w odłowach sieciowych. Analiza zmienności udziałów poszczególnych gatunków ryb w biomase odłowów wykazała, że istnieje negatywny związek między udziałem w odłowach płoci a biomasą sandacza i leszcza. Zależność taka nie została stwierdzona w głębokim zbiorniku Řimov (Řiha i in. 2009), co może wskazywać, że w tego typu akwenach płoć i leszcz mają możliwość zmniejszenia siły oddziaływań konkurencyjnych poprzez wykorzystywanie odmiennych zasobów pokarmowych.

H2. Kaczkowski Z., Frankiewicz P., Góralczyk A. (2018). Long-term changes of fish assemblages and anglers catch composition in Sulejów Reservoir, Central Poland, accompanied by warming climate. Fisheries Management and Ecology 00: 1 – 13. DOI: 10.1111/fme.12337

Zbiorniki zaporowe to młode, sztucznie stworzone akwenu, ale analogicznie jak w naturalnych jeziorach skład gatunkowy i zagęszczenie zasiedlających je zespołów ryb jest jednym z ważniejszych czynników warunkujących wartość usług ekosystemowych, w tym biomasy ryb oraz walorów rekreacyjnych, które są niezbędne dla obecnego funkcjonowania i przyszłego

rozwoju wędkarstwa (Gido i in., 2000; Wiśniewolski, 2009; Gołdyn i in., 2014; Blabolil i in., 2016). Zagadnienie to jest szczególnie istotne w zarządzaniu zbiornikami retencyjnymi, gdyż w ich przypadku w większym stopniu, niż w naturalnych jeziorach, trzeba godzić funkcje gospodarcze i przyrodnicze z oczekiwaniami społecznymi (Zalewski, 1998; Wiśniewolski, 2002, 2009; Wagner i in., 2009; Launois i in., 2011). Realizacja założenia wielofunkcyjności zbiorników retencyjnych będzie coraz większym wyzwaniem w obliczu ocieplania się klimatu, które przejawia się nie tylko wzrostem temperatury wody, ale również zmianami jej jakości oraz nasileniem intensywności ekstremalnych zjawisk hydrologicznych (Rahel, Olden, 2008; Kundzewicz i in., 2008, 2018; Harrod, 2015). Powodować to będzie zmiany w funkcjonowaniu ekosystemów i w konsekwencji wpływać na sukces rozrodczy, wzrost i dostępność siedlisk dla organizmów, a jednocześnie katalizować rozprzestrzenianie się nowych gatunków obcych i patogenów (Rahel, Olden, 2008; Britton i in., 2009, 2010; Daufresne i in., 2009; Vilizzi 2012; Tarkan, Vilizzi, 2015; Zięba i in., 2015). Obecnie jakość i atrakcyjność krajowych łowisk utworzonych na nizinnych zbiornikach zaporowych zależy od obecności trzech do pięciu w większości rodzimych gatunków ryb (Kubečka, 1993; Wiśniewolski, 2002, 2009; Falkowski, 2007; Aprahamian i in., 2010; Czerniawski i in., 2010). Ich eksploatacja, według modeli teoretycznych (Hunt, 2005; Post i in., 2008), powinna być proporcjonalna do zagęszczeń poszczególnych gatunków oraz ich udziałów w ichtiocenozie. Założenie to było testowane poprzez porównanie dziesięcioletnich danych przedstawiających wyniki odłowów wędkarskich z odłowami nieselektywnymi wontonami. Takie porównanie pozwoliło na określenie wzajemnych zależności między presją wędkarską, jej selektywnością a zmianami w strukturze zespołu ryb Zbiornika Sulejowskiego. Przyjęto także, że realizowana w tym akwenie gospodarka rybacka, tak samo jak eksploatowane zespoły ryb, znajduje się pod coraz większym oddziaływaniem ocieplania klimatu. Dlatego też w badaniach uwzględniono wieloletnią analizę termiki wód rzeki Pilicy, dzięki czemu możliwe było oszacowanie tempa ocieplania się wód tego systemu rzecznoego oraz wpływu zbiornika na ten proces.

Podejście uwzględniające kontekst eksploatacyjny z perspektywy całego zespołu ryb jest niezwykle rzadkie, gdyż większość opublikowanych badań dotyczy tylko najcenniejszych dla gospodarki wędkarskiej gatunków (Carpenter i in., 1994; Kaufman i in., 2009; Johnston i in., 2013).

Wykazano, że na Zbiorniku Sulejowskim wędkarz średnio wędkował 8,1 dnia odławiając przeciętnie 7,64 kg ryb w ciągu roku. Odłów na jednostkę nakładu połowowego kształtował się na poziomie 0,89 kg na wędkarza na dzień a roczna wydajność wynosiła 13,2 kg ryb na ha zbiornika. Liczba wędkarzy była pozytywnie skorelowana z liczbą dni wędkowania, całkowitym odłowem i wydajnością. **Odłów wędkarski był selektywny i skierowany przede wszystkim na leszcza (około 65% biomasy odłowu), podczas gdy gatunkiem dominującym w odłowach narzędziami sieciowymi była płoć (około 42% biomasy odłowu).** Stwierdzono, że oprócz leszcza, także udział szczupaka *Esox lucius* i karpia *Cyprinus carpio* w odłowach wędkarskich był statystycznie istotnie większy od udziału tych gatunków w odłowach sieciowych, podczas gdy odłów płoci, krąpia i bolenia *Aspius aspius* był istotnie niższy. Brak selektywności odłowu wędkarskiego wykazano dla sandacza i okonia *Perca fluviatilis*. Dalsza analiza danych pozwoliła stwierdzić, że **odłów wędkarski odzwierciedlał zmiany zespołu ryb obserwowane w odłowach sieciowych. Rosnący udział biomasy leszcza w odłowach wędkarskich korelował ze spadkiem udziału jego biomasy w odłowach sieciowych i spadkiem udziału płoci w połowach wędkarskich. Zmniejszenie udziału leszcza w odłowach sieciowych przekładał się na**

zwiększenie udziału płoci i innych gatunków w odłowie wędkarskim, w tym głównie okonia i szczupaka. Spośród analizowanych parametrów jedynie wydajność połowów wykazywała pozytywną korelację z ocieplaniem się wód Pilicy, choć bardziej prawdopodobnym czynnikiem związanym z tą zależnością wydaje się być wzrost liczby wędkarzy, przekładający się na wzrost całkowitego odłowu i to pomimo obserwowanego w ostatnich latach spadku wielkości odłowu na jednostkę nakładu połowowego.

W analizowanym okresie wody Pilicy ogrzewały się w tempie $0,06^{\circ}\text{C rok}^{-1}$, co oznacza że tempo ogrzewania się wód Pilicy jest trzykrotnie wyższe od tempa ocieplania się wód największych krajowych cieków. W punkcie pomiarowym usytuowanym poniżej zbiornika średnie roczne temperatury były nieznacznie wyższe (o $0,2^{\circ}\text{C}$), głównie ze względu na wartości temperatur w okresie lata (średnio wyższa o $1,5^{\circ}\text{C}$), które jednak były częściowo kompensowane niższą temperaturą w okresie zimy (o około $0,5^{\circ}\text{C}$). W okresie 1984-2015 różnice temperatur między punktami pomiarowymi usytuowanymi powyżej i poniżej zbiornika były statystycznie istotne, ale tempo zmian temperatur na obydwu stanowiskach nie wykazywało już istotnych różnic. Największy przyrost temperatur obserwowano w czerwcu i lipcu na stanowisku powyżej zbiornika oraz w listopadzie i grudniu na stanowisku poniżej tamy. Oznacza to, że z powodu braku stratyfikacji termicznej w płytkim Zbiorniku Sulejowskim zbiornik ogrzewa wody Pilicy poniżej tamy w okresie lata, ale schładza je w okresie zimy. Czyli płytki pozbawiony stratyfikacji termicznej zbiornik zaburza termikę cieku poniżej piętrzenia inaczej niż większość głębokich zbiorników zaporowych, obniżających temperatury cieków latem i podwyższających je w okresie zimy (Olden i Naiman 2010). Obserwowany wzrost temperatur w połączeniu z faktem prowadzenia zarybienia karpem oraz stwierdzenia w zbiorniku obecności innych ciepłolubnych ryb (wykaz w publikacji H1), może w przyszłości skutkować ustanowieniem trwałych populacji tych gatunków w Zbiorniku Sulejowskim.

H3. Kaczkowski Z., Wojtal-Frankiewicz A., Gągała I., Mankiewicz-Boczek J., Jaskulska A., Frankiewicz P., Izydorczyk K., Jurczak T., Godlewska M. (2017). Relationships among cyanobacteria, zooplankton and fish in sub-bloom conditions in the Sulejow Reservoir. *Journal of Limnology* 76(2):380-396. DOI: 10.4081/jlimnol.2017.1521

Antropogenicznie przyspieszona eutrofizacja, zjawisko obecnie powszechne w większości wód powierzchniowych, może przejawiać się zwiększeniem produktywności tych akwenów (Meisner i in., 1987; Mooij i in., 2005; O’Gorman i in., 2016). Z punktu widzenia gospodarczego zwiększona produktywność często dotyczy jednak tych organizmów, którymi człowiek nie jest zainteresowany. W przypadku wód o charakterze limnicznym najbardziej uciążliwym symptomem postępującej eutrofizacji jest masowy zakwit sinic (Zalewski, 1998; Chen i in., 2006; Paerl, Otten, 2013). Toksynogenne gatunki i szczepy sinic stanowią zagrożenie zarówno dla organizmów wodnych, jak i dla zwierząt oraz ludzi korzystających z „kwitnącej” wody - bądź bezpośrednio, bądź poprzez wykorzystywanie organizmów pozyskanych z takich wód (Xie i in., 2004; Chen i in., 2006, 2009; Sierostawska i in., 2012; Sotton i in., 2012b, 2014). Sytuacja taka dotyczy szczególnie Zbiornika Sulejowskiego, gdzie w 90% prób wody stwierdzono obecność sinic produkujących toksyny z grupy mikrocystyn (Jurczak i in., 2004; Gągała i in., 2013).

Zagrożenie związane z występowaniem produkujących toksyny sinic może oddziaływać na wszystkie poziomy łańcucha pokarmowego, choć pomiędzy jego poszczególnymi ogniwami mogą występować różnice w mechanizmach powstawania takiego zagrożenia (Porter, 1976; Rashidan, Bird, 2001; Engström-Öst i in., 2006; Paerl, Otten, 2013; Gray i in., 2014). Ryby, w przeciwieństwie do zooplanktonu, nie są zazwyczaj bezpośrednimi konsumentami fitoplanktonu, a więc i sinic, ale mogą być ekspozowane na bezpośrednie działanie toksyn, np. odżywiając się zooplanktonem konsumującym sinice (Sotton i in., 2012a, b). Obecnie dysponujemy dość obszerną wiedzą na temat interakcji między sinicami a filtratorami, w szczególności zooplanktonem, ale niewiele jest badań przeprowadzonych w warunkach naturalnych dotyczących zależności zakwit – parametry fizykochemiczne wody – zooplankton – ryby. W celu lepszego poznania zależności między zakwitem a rozmieszczeniem ryb w warunkach naturalnych jednocześnie prowadzono ciągłe pomiary ryb metodą hydroakustyczną oraz zagęszczenia sinic metodą fluorymetryczną. Dodatkowo rozmieszczono 14 punktów poborów prób rozmieszczonych w obrębie transektów hydroakustycznych. Pomiary punktowe obejmowały mierzenie *in situ* parametrów fizykochemicznych oraz pobór prób wody do dalszych laboratoryjnych analiz jej składu chemicznego oraz wykonania oznaczeń struktury taksonomicznej i określenia biomasy organizmów tworzących zespół fito- i zooplanktonu. Dodatkowo w dwóch punktach, tj. w obszarze o wyższym i niższym zagęszczeniu komórek sinic, odławiano ryby nieselektywnymi bentonicznymi wontonami. W pierwszym etapie badań podjęto próbę weryfikacji hipotez, 1) że zagęszczenie komórek sinic będzie negatywnie skorelowane z zagęszczeniem dużych filtratorów planktonowych i ryb, 2) zagęszczenie dużych filtratorów będzie negatywnie skorelowane z rozmieszczeniem zgrupowań ryb oraz, 3) czy biologiczna aktywność, tj. stopień toksynogenności sinic, będzie negatywnie skorelowana z biomasą i zagęszczeniem zooplanktonu i ryb.

Analiza zebranych danych wykazała, że w 2013 roku stężenie sinicowego chlorofilu *a*, liczba kopii genów 16S rRNA i *mcyA* oraz stężenie mikrocystyn były z sobą skorelowane i to pomimo relatywnie niskiej biomasy komórek sinic, tj. poniżej 20 $\mu\text{g L}^{-1}$ sinicowego chlorofilu *a*, a największe ich wartości odnotowane zostały w dolnej partii zbiornika. W okresie badań toksyny stwierdzano jedynie wewnątrz komórek sinic, czyli ryby nie były bezpośrednio ekspozowane na ich działanie. Sinicowy chlorofil *a*, stężenie mikrocystyn oraz liczba toksynogennych genów były pozytywnie skorelowane ze stężeniami rozpuszczonego w wodzie tlenu, pH i stężeniem fosforanów, podczas gdy z temperaturą i stężeniem azotynów i azotanów zależność ta była ujemna. Zagęszczenia dużych form zooplanktonu zmniejszały się wraz ze wzrostem stężeń mikrocystyn oraz zagęszczeń ryb, podczas gdy gatunki zaliczane do małych filtratorów nie wykazywały takiej zależności. Zagęszczenia ryb zazwyczaj mały w rejonach charakteryzujących się niższym zagęszczeniem komórek sinicowych, które to obszary wyróżniały się rosnącą liczbą kopii toksynogennych genów oraz wewnątrzkomórkowych stężeń mikrocystyn. Krąp i leszcz były gatunkami dominującymi w zestawach sieciowych umiejscowionych w obszarze o wyższym zagęszczeniu komórek sinicowych, podczas gdy w rejonie z mniejszym zagęszczeniem komórek sinic dominowała płoć.

H4. Godlewska M., Izydorczyk K., Kaczkowski Z., Józwiak A., Długoszewski B., Ye S., Lian Y., Guillard J. (2016). Do fish and blue-green algae blooms coexist in space and time? *Fisheries Research* 173: 93 – 100. DOI:10.1016/j.fishres.2015.06.018

Zrozumienie zależności między zakwitami sinic a rybami wymaga sprawdzenia, czy obserwowana w danym momencie przestrzenna segregacja zakwitów i ryb (Wojtalik i in., 2006, Ernst, 2008; Sotton i in., 2011) jest efektem celowego unikania przez ryby obszaru występowania zakwitów, czy też jest ona efektem przypadkowym. Wiadomo, że zakwit może oddziaływać na ryby m. in. poprzez zatrucie organizmu toksynami sinicowymi (Sotton i in., 2012a, b), zmianę fizykochemicznych parametrów wody (Rashidan, Bird, 2001; Gągała i in., 2013; Gray i in., 2014; Vejřik i in., 2016), modyfikację zachowania wynikającą z ograniczenia przejrzystości wody (Utne-Palm, 2002, Gray i in., 2014) czy dostępności pokarmu (Reichwaldt i in., 2013) lub sprawności układu oddechowego (Engström-Öst i in., 2006). Mimo to do niedawna brak było opublikowanych wyników badań, które umożliwiłyby rozstrzygnięcie zależności między rozmieszczeniem ryb i sinic. Jedną z przyczyn takiego stanu rzeczy są problemy metodyczne związane z faktem, że w większości opublikowanych prac pomiary ryb prowadzone były w trybie ciągłym metodami hydroakustycznymi, podczas gdy pomiary zagęszczenia komórek sinic prowadzone były punktowo (Wojtalik i in., 2006, Ernst, 2008, Sotton i in., 2011). Pierwszym wyzwaniem było zastosowanie metody hydroakustycznej w płytkim akwenu wodnym, uniemożliwiającym zastosowanie wiązki pionowej. Dlatego też w realizowanych badaniach stosowano wiązkę horyzontalną w połączeniu z ciągłym pomiarem zagęszczenia komórek sinic przepływowym fluorymetrem. Jednoczesne zastosowanie obydwu urządzeń umożliwiło stworzenie map jednoczesnego przestrzennego rozmieszczenia ryb i zakwitów w Zbiorniku Sulejowskim.

Badania realizowano w warunkach niskiej intensywności zakwitów. Obszar o wyższym zagęszczeniu sinic był ograniczony do północnej i północno-wschodniej części Zbiornika Sulejowskiego, gdzie zagęszczenia zakwitów dochodziły do 10 mg L^{-1} . Na pozostałym obszarze badanej partii zbiornika biomasa sinic nie przekraczała 3 mg L^{-1} . Obszary o wyższym i niższym zagęszczeniu sinic wykazywały istotne zróżnicowanie fizykochemicznych parametrów wody (temperatury, tlenu rozpuszczonego, pH i przewodnictwa), za wyjątkiem pH w nocy 16 lipca. Saturacja warstw powierzchniowych wody nigdy nie spadała poniżej 70%, ale w warstwach przydennych najniższe wartości dochodziły do 40%. Nie były one jednak wystarczająco niskie aby mogły być czynnikiem wpływającym na rozmieszczenie ryb.

W odróżnieniu do zakwitów, rozmieszczenie ryb nie wykazywało jednoznacznego wzorca, a średnie zagęszczenie na jednostkę powierzchni wynosiło 300 ryb ha^{-1} . W trakcie wszystkich pomiarów odnotowywano obecność ryb zarówno wewnątrz, jak i poza obszarem najwyższego zagęszczenia komórek sinicowych, co wskazuje, że występujące w okresie badań relatywnie niskie zagęszczenia sinic nie wywoływały jednoznacznego efektu u ryb. Tym niemniej analiza danych wykazała, że wyższe poziomy biomasy obserwowane były głównie w obszarach z biomasą sinic nie przekraczającą 3 mg L^{-1} . W obszarze o wyższym zagęszczeniu sinic dominowały krąp (46,2%) i jazgarz *Gymnocephalus cernuus* (23,1%), podczas gdy w rejonie o mniejszej biomasie sinic w odłowie wyraźnie przeważała płoć (61,4%). Oznacza to, że gatunki istotne dla gospodarki rybacko-wędkarskiej mogą wykazywać różny poziom tolerancji względem zakwitów ale potwierdzenie tego spostrzeżenia wymaga dalszej weryfikacji.

H5. Godlewska M., Balk H., Kaczkowski Z., Jurczak T., Izydorczyk K., Długoszewski B., Jaskulska A., Gągała-Borowska I., Mankiewicz-Boczek J. (2018). Night fish avoidance to *Microcystis* bloom revealed by simultaneous hydroacoustic measurements of both organisms. *Fisheries Research* 207: 74 – 84. DOI: 10.1016/j.fishres.2018.05.025

Celem dalszej weryfikacji hipotezy zakładającej, że zagęszczenie komórek sinic może być bezpośrednim czynnikiem wpływającym na rozmieszczenie ryb w akwenach wodnych podjęto próbę jednoczesnego badania zagęszczenia ryb i sinic na granicy obszarów o niskim i wysokim zagęszczeniu zakwitów. Odpowiednie warunki wystąpiły na początku września 2015 roku. Średnia wartość biomasy sinic była niewielka i wynosiła $4,08 \text{ mg L}^{-1}$, ale w obszarach o wyższych zagęszczeniach dochodziła do $33,8 \text{ mg L}^{-1}$. Stężenia mikrocystyn wynosiły średnio $1,71 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$, najwyższe były w obszarze najbardziej oddalonym od tamy ($4,34 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$), co korespondowało ze wzrostem udziału toksynogennych genotypów, których ilość malała w kierunku tamy. Wykazane zostało, że utrzymywanie się obszarów zbiornika o niskiej i wysokiej biomasy sinic prowadziło do różnicowania rozmieszczenia ryb. Na granicy strefy o wysokim zagęszczeniu sinic biomasa ryb była najwyższa i stopniowo malała wraz z odległością od centrum obszaru zakwitów. Wartością progową koncentracji sinic, której ryby unikały była wartość 7 mg L^{-1} . Wykluczono możliwość wywoływania takiej reakcji przez fizykochemiczne parametry wody, gdyż nie wykazywały one istotnego różnicowania a mierzone wartości mieściły się w zakresie tolerancji ryb. Tak, jak w poprzednich badaniach nie stwierdzano obecności toksyn w wodzie, a jedynie w komórkach sinic. Ich obecności nie wykryto także w tkankach ryb.

Odłowy sieciowe wykazały inny niż we wcześniejszych badaniach wzór rozmieszczenia płoci i krąpia oraz leszcza. Płoc dominowała w obszarze o wysokim zagęszczeniu komórek sinicowych. Liczba złowionych ryb była jednak o połowę niższa od liczby osobników stwierdzonej w zestawie sieci zlokalizowanym w obszarze o małej intensywności zakwitów. Dodatkowo widoczne było różnicowanie wielkości odławianych ryb na obydwu stanowiskach. W obszarze o dużym zagęszczeniu sinic były to głównie duże osobniki płoci (średnio $27,2 \text{ cm TL}$), podczas gdy w obszarze o małej intensywności zakwitów dominowały małe ryby tj. od $8,1$ do $10,0$ oraz od $16,1$ do $22,0 \text{ cm}$.

Uzyskane wyniki uzupełniają stan wiedzy z zakresu rybactwa poprzez wskazanie kolejnych czynników wpływających na gospodarkę rybacko-wędkarską oraz wyjaśnienie ich kontekstu przyczynowo-skutkowego w płytkich zbiornikach zaporowych. Realizując badania składające się na osiągnięcie naukowe „Trofia wód, połowy wędkarskie oraz zakwit sinicowe jako czynniki kształtujące strukturę zespołu ryb płytkiego zbiornika zaporowego” wykazano, że zmiana trofii wód nie była odpowiedzialna za obserwowane w okresie ostatnich dwudziestu lat zmiany zespołu ryb w Zbiorniku Sulejowskim. Zjawisko dominacji płoci w ichtiocenozie badanego akwenu było najlepiej wyjaśniane poszerzeniem bazy pokarmowej tego gatunku o inwazyjną racicznice zmienną obecną w akwenu od połowy lat 90-tych (H1). Obserwowane zmiany struktury zespołu ryb były niekorzystne dla gospodarki rybacko-wędkarskiej, gdyż najbardziej eksploatowany przez wędkarzy leszcz w płytkim zbiorniku retencyjnym wchodził w antagonistyczne interakcje z płocią. Struktura połowów wędkarskich, pomimo istotnej

selektywności, była uzależniona od zmian w zespole ryb. W okresach spadku udziału leszcza w zespole ryb odłów wędkarski wykazywał większą dywersyfikację, czyli presja połowowa w większym stopniu kierowana była na inne gatunki. Taka zmiana struktury odłowu powodowała zmniejszenie presji na najsilniej eksploatowane gatunki i była jednym z kluczowych czynników umożliwiających odbudowę populacji leszcza i sandacza (H2). Wykazano także, że cieki średniej wielkości mogą ogrzewać się znacznie szybciej niż wody dużych rzek, a istnienie płytkiego zbiornika wprowadza dodatkowe zaburzenia termiki poprzez zwiększenie tempa ogrzewania się wód rzecznych poniżej piętrzenia w okresie lata oraz schładzając ją w okresie zimy (H2). Wzrost temperatury może być także czynnikiem, który utrzyma intensywność niekorzystnych symptomów eutrofizacji pomimo obserwowanego spadku trofii wód w Zbiorniku Sulejowskim, a tym samym ryzyko rozwoju zakwitów sinicowych. Prezentowane badania dowiodły, że zakwit sinicowy może bezpośrednio wpływać na przestrzenne rozmieszczenie ryb w zbiorniku, a zatem stanowi czynnik, który może warunkować jakość rekreacji wędkarskiej nie tylko poprzez pogarszanie walorów estetycznych łowiska, ale także poprzez modyfikowanie dostępności ryb dla wędkarzy (H3-5). Wykazano, że czynnikiem wpływającym na rozmieszczenie ryb była biomasa sinic a nie wewnątrzkomórkowe stężenie toksyn sinicowych, a gatunki istotne dla gospodarki rybacko-wędkarskiej w płytkim zbiorniku retencyjnym wykazują różny poziom tolerancji względem zakwitu. Realizowane prace pozwoliły wskazać potencjalny próg biomasy sinic wywołujący reakcję behawioralną polegającą na unikaniu obszarów zbiorników, w których biomasa sinic przekracza 7 mg/L (H5). Obserwowano jednak, że nawet niewielkie zagęszczenia zakwitu powyżej 3 mg/L negatywnie korelowały z biomasą ryb (H4). Oznacza to, że:

1. Inwazyjna racicznica zmienna może być ważnym długoterminowym czynnikiem kształtującym strukturę dominacji zespołu ryb niezależnie od trofii wód zbiornika retencyjnego.
2. Występowanie racicznicy może być niekorzystne dla gospodarki rybacko-wędkarskiej, gdyż poszerzając bazę pokarmową płoci zwiększa jej przewagę konkurencyjną względem najbardziej eksploatowanego leszcza, który w płytkich zbiornikach znajduje się w antagonistycznej interakcji z płocią.
3. Zakwity sinic są czynnikiem mogącym okresowo wpływać na przestrzenne rozmieszczenie ryb w zbiorniku, zarówno pod względem ich biomasy jak i udziału poszczególnych gatunków, tym samym warunkować jakość rekreacji wędkarskiej nie tylko poprzez pogarszanie walorów estetycznych łowiska, ale także poprzez modyfikowanie dostępności ryb.
4. Zakwity sinic będą miały większe znaczenie dla gospodarki rybacko-wędkarskiej w zbiornikach usytuowanych na mniejszych ciekach ze względu na szybsze tempo ogrzewania się ich wód.

Literatura:

Abraszewska-Kowalczyk A., Jobczyk I., Pazera E. 1999. Zebra mussel *Dreissena polymorpha* in the Sulejow Reservoir and the lower Pilica River. *Folia Malacologica* 7 (4): 261-274.

- Andrzejewski W., Szlakowski J., Mastyński J., Mazurkiewicz J., Godlewska M. 2010. Fish biomass and species composition in the Malta Reservoir, Poland. *Journal Of Water And Land Development* 14: 67–82. doi: 10.2478/v10025-011-0006-4
- Aprahamian M. W., Hickley P., Shields B. A., Mawle G. W. 2010. Examining changes in participation in recreational fisheries in England and Wales. *Fisheries Management and Ecology* 17: 93–105. DOI: 10.1111/j.1365-2400.2009.00667.x
- Baganz D., Staaks G., Pflugmacher S., Steinberg C. E. W. 2004. Comparative study of microcystin-LR-induced behavioural changes of two fish species, *Danio rerio* and *Leucaspius delineatus*. *Environmental Toxicology* 19: 564–570. DOI: 10.1002/tox.20063
- Blabolil P., Logez M., Ricard D., Prchalová M., Říha M., Sagouis A., Peterka J., Kubečka J., Argillier C. 2016. An assessment of the ecological potential of Central and Western European reservoirs based on fish communities. *Fisheries Research* 173: 80–87. doi:10.1016/j.fishres.2015.05.022
- Britton J.R., Davies G.D., Brazier M. 2009. Eradication of the invasive *Pseudorasbora parva* results in increased growth and production of native fishes. *Ecology of Freshwater Fishes* 18: 8–14.
- Britton J.R., Cucherousset J., Davies G.D., Godard M.J., Copp G.H. 2010. Non-native fishes and climate change: predicting species responses to warming temperatures in a temperate region. *Freshwater Biology* 55: 1130–1141.
- Carpenter S. R., Munoz-Del-Rio A., Newman S., Rasmussen P. W., Johnson B. M. 1994. Interactions of anglers and walleyes in Escanaba Lake, Wisconsin. *Ecological Applications* 4: 822–832. DOI: 10.2307/1942011
- Chen J., Xie P., Li L., Xu J. 2009. First identification of the hepatotoxic microcystins in the serum of a chronically exposed human population together with indication of hepatocellular damage. *Toxicological Sciences* 108: 81–89. DOI: 10.1093/toxsci/kfp009
- Chen J., Xie P., Zhang D. W., Ke Z. X., Yang H. 2006. In situ studies on the bioaccumulation of microcystins in the phytoplanktivorous silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) stocked in Lake Taihu with dense toxic *Microcystis* blooms. *Aquaculture* 261: 1026–1038. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2006.08.028
- Colby P.J., Spangler G.R., Hurley D.A., McCombie A.M. 1972. Effects of eutrophication on salmonid communities in oligotrophic lakes. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 29 (6): 975-983. DOI: 10.1139/f72-141
- Czerniawski R., Domagała J., Pilecka-Rapacz M. 2010. Analiza wielkości presji wędkarskiej oraz poziomu wprowadzanych biogenów w zanetach w wodach zlewni środkowej i dolnej Drawy. *Roczniki Naukowe PZW* 23: 119–130.
- Daufresne M., Lengfellner K., Sommer U. 2009. Global warming benefits the small in aquatic ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106: 12788-12793. DOI: 10.1073/pnas.0902080106

- De Backer S., Teissier S., Triest L. 2012. Stabilizing the clear-water state in eutrophic ponds after biomanipulation: submerged vegetation vs. fish recolonization. *Hydrobiologia* 689 (1): 161-176. DOI: 10.1007/s10750-011-0902-2
- Engström-Öst J., Karjalainen M., Viitasalo M. 2006. Feeding and refuge use by small fish in the presence of cyanobacteria blooms. *Environmental Biology of Fishes* 76: 109–117. DOI: 10.1007/s10641-006-9013-8
- Epler P., Kuboszek A., Łuszczek-Trojnar E., Socha M., Drag-Kozak E. 2005. The ichtiofauna of the Goczałkowice dam reservoir in southern Poland in the 1986–2001 period. *Archives of Polish Fisheries* 13: 267–273.
- Ernst B., Hoeger S. J., O'Brien E., Dietrich D. R. 2007. Physiological stress and pathology in European whitefish (*Coregonus lavaretus*) induced by subchronic exposure to environmentally relevant densities of *Planktothrix rubescens*. *Aquatic Toxicology* 82: 15–26.
- Ernst B. 2008. Investigations on the impact of toxic cyanobacteria on fish – as exemplified by coregonids in Lake Ammersee. PhD Dissertation. 176 pp.
- Falkowski S. 2007. Gospodarka rybacka w wybranych zbiornikach zaporowych w 2006 roku. In: M. Mickiewicz (Ed) Stan rybactwa w jeziorach, rzekach i zbiornikach w 2006 roku (pp. 85–90). Olsztyn: IRŚ.
- Frankiewicz P. 1998. Mechanizmy regulacyjne w obrębie zespołu ryb i ich wpływ, poprzez efekt kaskadowy, na jakości wody w nizinnym zbiorniku zaporowym. [Regulatory mechanisms within the fish community and their influence, through the cascading effect, on water quality in a lowland reservoir.] *Folia Limnologica, Uniwersytet Łódzki*.
- Gągała I., Izydorczyk K., Jurczak T., Pawełczyk J., Dziadek J., Wojtal-Frankiewicz A., Jóźwik A., Jaskulska A., Mankiewicz-Boczek J. 2013. Role of environmental factors and toxic genotypes in the regulation of microcystins-producing cyanobacterial blooms. *Microbial Ecology* 67: 465-479. DOI: 10.1007/s00248-013-0303-3
- Gido K. B., Matthews W. J., Wolfenbarger W. C. 2000: Long-term change in a reservoir fish community: Stability in an unpredictable environment. *Ecological Applications* 10 (5): 1517–1529. DOI: 10.2307/2641301
- Gołdyn R., Podsiadłowski S., Dondajewska R., Kozak A. 2014. The sustainable restoration of lakes—towards the challenges of the Water Framework Directive. *Ecohydrology & Hydrobiology* 23 (4): 1201–1209. DOI: 10.1016/j.ecohyd.2013.12.001
- Gray S. M., Bieber F. M. E., Mandrak N. E. 2014. Experimental evidence for species-specific response to turbidity in imperilled fishes. *Aquatic Conservation* 24: 546–560.
- Hansson L. A., Gustafsson S., Rengefors K., Bomark L. 2007. Cyanobacterial chemical warfare affects zooplankton community composition. *Freshwater Biology* 52: 1290–1301. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2007.01765.x
- Harrod C. 2015. Climate change and freshwater fisheries. In: J. F. Craig (ed) *Freshwater Fisheries Ecology* (pp. 641–694). Chichester: John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1002/9781118394380.ch50

- Holčík J. (Ed.) 1989. The Freshwater Fishes of Europe. Vol. 1, Part II. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- Huet M. 1959. Profiles and biology of western European streams as related to fisheries management. Transactions of the American Fisheries Society 88: 155–163.
- Hunt L. M. 2005. Choice models and recreational fishing site choice: insights and future opportunities. Human Dimensions of Wildlife 10: 153–172. DOI: 10.1080/10871200591003409
- Jeppesen E., Brucet S., Naselli-Flores L., Papastergiadou E., Stefanidis K., Nöges T., Nöges P., Attayde J. L., Zohary T., Coppens J., Bucak T., Rosemberg F. M., Sousa Freitas F. R., Kernan M., Søndergaard M., Beklioglu M. 2015. Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. Hydrobiologia 750: 201–227. DOI:10.1007/s10750-014-2169-x
- Jewel M. A. S., Affan M. A., Khan S. 2003. Fish mortality due to cyanobacterial bloom in an aquaculture pond in Bangladesh. Pakistan Journal of Biological Sciences 6: 1046-1050. DOI: 10.3923/pjbs.2003.1046.1050
- Johnson P. T., Olden J. D., Vander Zanden, M. J. 2008. Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. Frontiers in Ecology and the Environment 6: 357–363. DOI:10.1890/070156
- Johnston F. D., Arlinghaus R., Dieckmann U. 2013. Fish life history, angler behaviour and optimal management of recreational fisheries. Fish and Fisheries 14: 554–579. DOI: 10.1111/j.1467-2979.2012.00487.x
- Jurczak T., Tarczyńska M., Karlsson K., Meriluoto J. 2004. Characterization and diversity of cyanobacterial hepatotoxins (microcystins) in blooms from Polish freshwaters identified by liquid chromatography-electrospray ionisation mass spectrometry. Chromatographia 59: 571–578. DOI: 10.1365/s10337-004-0279-8
- Kakareko T. 2001. The diet, growth and condition of common bream, *Abramis brama* [L.] in Włocławek Reservoir. Acta Ichthyologica et Piscatoria 31 (2): 37 – 53.
- Kamjunke N., Schmidt K., Pflugmacher S., Mehner T. 2002. Consumption of cyanobacteria by roach (*Rutilus rutilus*): useful or harmful to the fish? Freshwater Biology 47: 243–250. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2002.00800.x
- Kaufman S. D., Snucins E., Gunn J. M., Selinger W. 2009. Impacts of road access on lake trout (*Salvelinus namaycush*) populations: regional scale effects of overexploitation and the introduction of smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 66: 212–223. DOI: 10.1139/F08-205
- Kobak J., Kakareko T., Poznańska M. 2010. Changes in attachment strength and aggregation of zebra mussel, *Dreissena polymorpha* in the presence of potential fish predators of various species and size. Hydrobiologia 644 (1): 195–206. DOI: 10.1007/s10750-010-0113-2
- Kosten S., Huszar V., Becares E., Costa L., Van Donk E., Hansson L. -A., Jeppesen E., Kruk C., Lacerot G., Mazzeo N., De Meester L., Moss B., Lurling M., Nöges T., Romo S., Scheffer M.

2012. Warmer climate boosts cyanobacterial dominance in shallow lakes. *Global Change Biology* 18: 118–126.
- Kubečka J. 1993. Succession of fish communities in reservoirs of Central and Eastern Europe. Pp. 153–168. In: Straskraba, M., Tundisi, J.G., Duncan, A. (eds) *Comparative reservoir limnology and water quality management*. Kluwer Academic Publishers Group, Amsterdam.
- Kundzewicz Z. W., Mata L. J., Arnell N. W., Döli P., Jimenez B., Miller K., Oki T., Şen Z., Shiklomanov I. 2008. The implications of projected climate change for freshwater resources and their management. *Hydrological Sciences Journal* 53: 3–10. DOI:10.1623/hysj.53.1.3
- Kundzewicz Z. W., Krysanova V., Benestad R. E., Hov Ø., Piniewski M., Otto I. M. 2018. Uncertainty in climate change impacts on water resources. *Environmental Science and Policy* 79: 1–8. doi:10.1016/j.envsci.2017.10.008
- Launois L., Veslot J., Irz P., Argillier C. 2011. Selecting fish-based metrics responding to human pressures in French natural lakes and reservoirs: towards the development of a fish-based index (FBI) for French lakes. *Ecology of Freshwater Fishes* 20: 120–132. doi:10.1111/j.1600-0633.2010.00467.x
- Li L., Xie P., Chen J. 2005. In vivo studies on toxin accumulation in liver and ultrastructural changes of hepatocytes of the phytoplanktivorous bighead carp i.p.-injected with extracted microcystins. *Toxicon* 46: 533–545.
- Łysak A., Ligaszewski M. 1998. Skład gatunkowy zbiornika zaporowego Tresna przed i po całkowitym spuszczeniu (1988-1995). *Roczniki Naukowe PZW* 11: 65-80.
- Martyniak A., Jerzyk M. A., Adamek Z. 1987. The food of bream (*Abramis brama*) in the Pierzchały Reservoir (Poland). *Folia Zoologica* 36: 273-280.
- Mastyński J. 1985. Gospodarka rybacka i możliwości produkcyjne wybranych zbiorników zaporowych Polski. *Roczniki Naukowe AR w Poznaniu, Rozprawy Naukowe* 146.
- Malbrouck C., Trausch G., Devos P., Kestemont P. 2003. Hepatic accumulation and effects of microcystin-LR on juvenile goldfish *Carassius auratus* L. *Comparative Biochemistry and Physiology C, Comparative Pharmacology and Toxicology* 135: 39–48.
- Meisner J. D., Goodier J. L., Regier H. A., Shuter B. J., Christie W. J. 1987. An assessment of the effects of climate warming on Great Lakes basin fishes. *Journal of Great Lakes Research* 13: 340–352. DOI: 10.1016/S0380-1330(87)71656-6
- Mooij W. M., Hülsmann S., De Senerpont Domis L. N., Nolet B. A., Bodelier P. L. E., Boers P. C. M., Pires L. M. D., Gons H. J., Ibelings B. W., Noordhuis R., Portielje R., Wolfstein K., Lammens E. H. R. R. 2005. The impact of climate change on lakes in the Netherlands: A review. *Aquatic Ecology* 39: 381–400. DOI: 10.1007/s10452-005-9008-0
- Molloy D.P., Karatayev A. Y., Burlakova L. E., Kurandina D. P., Laruelle F. 1997. Natural enemies of zebra mussels: predators, parasites, and ecological competitors. *Reviews in Fisheries Science* 5 (1): 27–97. DOI: 10.1080/10641269709388593
- Nagelkerke L.A.J., Sibbing F.A. 1996. Efficiency of feeding on zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) by common bream (*Abramis brama*), white bream (*Blicca bjoerkna*), and roach

(*Rutilus rutilus*): the effects of morphology and behaviour. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53 (12): 2847-2861. DOI: 10.1139/f96-229

Nusch E. A. 1993. Water quantity and quality in lakes and reservoirs for human uses. *Memorie Dell'Istituto Italiano Di Idrobiologia* 52: 237–255.

O'Gorman E. J., Ólafsson Ó. P., Demars B. O. L., Friberg N., Guðbergsson G., Hannesdóttir E. R., Jackson M. C., Johansson L. S., McLaughlin Ó. B., Ólafsson J. S., Woodward G., Gíslason G. M. 2016. Temperature effects on fish production across a natural thermal gradient. *Global Change Biology* 22: 3206–3220. DOI: 10.1111/gcb.13233

Olden J. D., Naiman R. J. 2010. Incorporating thermal regimes into environmental flow assessments: Modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. *Freshwater Biology* 55: 86–107. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2009.02179.x

Opuszyński K. 1997: Wpływ gospodarki rybackiej, szczególnie ryb roślinożernych, na jakość wody w jeziorach. Biblioteka Monitoringu Środowiska, PIOŚ, Zielona Góra.

Paerl H. W., Huisman J. 2009. Climate change: A catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports* 1: 27–37. DOI:10.1111/j.1758-2229.2008.00004.x

Paerl H. W., Otten T. G. 2013. Harmful Cyanobacterial Blooms: Causes, Consequences, and Controls. *Microbial Ecology* 65: 995-1010. DOI: 10.1007/s00248-012-0159-y

Porter K. G. 1976. Variable gut passage of gelatinous green algae ingested by *Daphnia*. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 19: 2840–2850.

Post J. R., Persson L., Parkinson E. A., van Kooten T. 2008. Angler numerical response across landscapes and the collapse of freshwater fisheries. *Ecological Applications* 18: 1038–1049. DOI: 10.1890/07-0465.1

Prejs A. 1978. Eutrofizacja jezior a ichtiofauna. [Eutrophication of lakes and the ichthyofauna.] *Wiadomości Ekologiczne* 24 (3): 201-208. [In Polish.]

Prejs A., Lewandowski K., Stańczykowska-Piotrowska A. 1990. Size-selective predation by roach (*Rutilus rutilus*) on zebra mussel (*Dreissena polymorpha*): field studies. *Oecologia* 83 (3): 378–384. DOI: 10.1007/BF00317563

Prus P. 2009. The dependencies between the abundance of *Chironomus f. l. plumosus* and bream (*Abramis brama*) net catches in a lowland reservoir (Zegrzyński Reservoir, central Poland). *Oceanological and Hydrobiological Studies* 38 (3): 15-30. DOI: 10.2478/v10009-009-0028-2

Psuty I. 2010. Natural, social, economical and political influences on fisheries: A review of the transitional area of the Polish waters of the Vistula Lagoon. *Marine Pollution Bulletin* 61 (4-6): 162-177. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2010.02.010

Rahel F. J., Olden J. D. 2008. Assessing the effects of climate change on aquatic invasive species. *Conservation Biology* 22: 521–533. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2008.00950.x

- Rashidan K. K., Bird D. F. 2001. Role of Predatory Bacteria in Termination of Cyanobacterial Bloom. *Microbial Ecology* 41: 97–105. DOI: 10.1007/s002480000074
- Reichwaldt E. S., Song H., Ghadouani A. 2013. Effects of the Distribution of a Toxic *Microcystis* Bloom on the Small Scale Patchiness of Zooplankton. *PLoS ONE* 8(6): e66674. DOI: 10.1371/journal.pone.0066674
- Říha M., Kubečka J., Vašek M., Sedá J., Mrkvička T., Prchalová M., Matěna J., Hladík M., Čech M., Drašík V., Frouzová J., Hohašová E., Jarolím O., Jůza T., Kratochvíl M., Peterka J., Tušer M. 2009. Long-term development of fish populations in the Řimov Reservoir. *Fisheries Management and Ecology* 16 (2): 121–129. DOI: 10.1111/j.1365-2400.2008.00650.x
- Scharf W. 2008. Development of the fish stock and its manageability in the deep, stratifying Wupper Reservoir. *Limnologica* 38 (3-4): 248–257. DOI: 10.1016/j.limno.2008.06.003
- Sierosławska A, Rymuszka A, Velisek J, Pawlik-Skowrońska B, Svobodova Z, Skowroński T, 2012. Effects of microcystin-containing cyanobacterial extract on hematological and biochemical parameters of common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Fish Physiology and Biochemistry* 38: 1159-1167. DOI: 10.1007/s10695-011-9601-1.
- Soares R. M., Magalhães V. F., Azevedo S. M. F. O. 2004. Accumulation and depuration of microcystins (cyanobacteria hepatotoxins) in *Tilapia rendalli* (Cichlidae) under laboratory conditions. *Aquatic Toxicology* 70: 1–10.
- Sotton B., Anneville O., Cadel-Six S., Domaizon I., Kryš S., Guillard J. 2011. Spatial match between *Planktothrix rubescens* and whitefish in a mesotrophic pre-alpine lake: Evidence of toxins accumulation. *Harmful Algae* 10: 749-758.
- Sotton B., Devaux A., Givaudan N., Guillard J., Domaizon I., Bony S., Anneville O. 2012a. Short-term uptake of microcystin-LR by *Coregonus lavaretus*: GST activity and genotoxicity. *Ecotoxicology* 21:1788–1796.
- Sotton B., Guillard J., Bony S., Devaux A., Domaizon I., Givaudan N., Crespeau F., Huet H., Anneville O. 2012b. Impact of Toxic Cyanobacterial Blooms on Eurasian Perch (*Perca fluviatilis*): Experimental Study and In Situ Observations in a Peri-Alpine Lake. *PLoS ONE* 7: 1-12.
- Sotton B., Guillard J., Anneville O., Maréchal M., Savichtcheva O., Domaizon I., 2014 Trophic transfer of microcystins through the lake pelagic food web: evidence for the role of zooplankton as a vector in fish contamination. *Science of the Total Environment* 466-467: 152-163.
- Starmach K. 1958. Hydrobiologiczne podstawy użytkowania przez wodociągi wód płytkich zbiorników rzecznych. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 4 (17): 10–67.
- Starmach J., Jelonek M. 2000. Specjalistyczna gospodarka rybacka – jeden z czynników ochrony jakości wody. ss. 233–240 (W: Zbiornik Dobczycki Ekologia–Eutrofizacja–Ochrona. Red. J. Starmach, G. Mazurkiewicz-Boroń). Zakład Biologii Wód im. Karola Starmacha PAN. Kraków.

- Straškraba M. 1998. Limnological differences between deep valley reservoirs and deep lakes. *International Review of Hydrobiology* 83 (Special Issue): 1-12.
- Tarkan A. S., Vilizzi L. 2015. Patterns, latitudinal clines and countergradient variation in the growth of roach *Rutilus rutilus* (Cyprinidae) in its Eurasian area of distribution. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 25: 587–602. DOI: 10.1007/s11160-015-9398-6
- Triest L., Stiers I., Van Onsem S. 2016. Biomanipulation as a nature-based solution to reduce cyanobacterial blooms. *Aquatic Ecology* 50: 461–483. DOI: 10.1007/s10452-015-9548-x
- Trinchet I., Cadel-Six S., Djediat Ch., Marie B., Bernard C., Puiseux-Dao S., Krys S., Edery M. 2013. Toxicity of harmful cyanobacterial blooms to bream and roach. *Toxicon* 71: 121–127. DOI: 10.1016/j.toxicon.2013.05.019
- Utne-Palm A. C. 2002. Visual feeding of fish in a turbid environment: physical and behavioural aspects. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology* 35:111–128. DOI: 10.1080/10236240290025644
- van den Berg C. 1993. Filter-feeding in common bream (*Abramis brama*), white bream (*Blicca bjoerkna*) and roach (*Rutilus rutilus*); structures, functions and ecological significance. PhD Dissertation, Wageningen University, Netherlands.
- Vejrík L., Matějičková I., Jůza T., Frouzová J., Seda J., Blabolil P., Ricard D., Vašek M., Kubečka, J., Řiha M., Čech M. 2016. Small fish use the hypoxic pelagic zone as a refuge from predators. *Freshwater Biology* 61: 899–913. DOI: 0.1111/fwb.12753
- Vilizzi L. 2012. The common carp, *Cyprinus carpio*, in the Mediterranean region: origin, distribution, economic benefits, impacts and management. *Fishery Management and Ecology* 19: 93–110. DOI: 10.1111/j.1365-2400.2011.00823.x
- Wagner I., Izydorczyk K., Kiedrzyńska E., Mankiewicz-Boczek J., Jurczak T., Bednarek A., Wojtal-Frankiewicz A., Frankiewicz P., Ratajski S., Kaczkowski Z., Zalewski M. 2009. Ecohydrological system solutions to enhance ecosystem services: the Pilica River Demonstration Project. *Ecohydrology & Hydrobiology* 9 (1): 13-39. DOI: 10.2478/V10104-009-0042-8
- Wajdowicz Z. 1961. Rybactwo w zbiornikach zaporowych. PZW ZG. Warszawa, ss. 110.
- Wajdowicz Z. 1968. Zasady rybackiego zagospodarowywania zbiorników zaporowych. ss. 1–21 (W: *Gospodarka rybacka na zbiornikach zaporowych.*), Krajowa Konferencja Naukowa - Techniczna Bielsko-Biała, SiTR NOT, Warszawa.
- Wajdowicz Z. 1988. Formowanie się rybostanów w zbiornikach zaporowych. IV. Rozwój ichtiofauny w kaskadzie Sanu. *Gospodarka Rybacka* 12: 5–7.
- Wiśniewolski W. 2002. Zmiany w składzie ichtiofauny, jej biomasa oraz odłowy w wybranych zbiornikach zaporowych Polski. [Changes in the ichthyofauna composition, biomass and catches in selected Polish dam reservoirs.] *Archives of Polish Fisheries* 10 (Suppl. 2): 5-73. [In Polish.]
- Wiśniewolski W. 2009. Uwarunkowania i prowadzenie gospodarki rybacko-wędkarskiej w zbiornikach zaporowych. *Roczniki Naukowe PZW* 22: 141–161.

Wojtal A., Frankiewicz P., Wagner-Łotkowska I., Zalewski M. 2004. The evaluation of the role of pelagic invertebrate versus vertebrate predators on the seasonal dynamics of filtering *Cladocera* in a shallow, eutrophic reservoir. *Hydrobiologia* 515: 123–135. DOI:10.1023/B:HYDR.0000027324.44452.9e

Wojtalik J., Godlewska M., Frankiewicz P., Zalewski M. 2006. Diurnal and seasonal fish horizontal migrations in the Sulejow Reservoir, Poland. *Hydroacoustics* 9: 217-226.

Woodward G., Perkins D. M., Brown, L. E. 2010. Climate change and freshwater ecosystems: Impacts across multiple levels of organization. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 365: 2093–2106. DOI:10.1098/rstb.2010.0055

Xie L., Yokoyama A., Nakamura K., Park H. 2007. Accumulation of microcystins in various organs of the freshwater snail *Sinotia histrica* and three fishes in a temperate lake, the eutrophic Lake Suwa, Japan. *Toxicon* 49: 646–652. DOI: 10.1016/j.toxicon.2006.11.004

Xie L. Q., Xie P., Guo L. G., Li L., Miyabara Y., Park H. D. 2005. Organ distribution and bioaccumulation of microcystins in freshwater fish at different trophic levels from the eutrophic Lake Chaohu, China. *Environmental Toxicology* 20: 293–300. DOI: 10.1002/tox.20120

Xie L.Q., Xie P., Ozawa K., Honma T., Yokoyama A., Park H. D. 2004. Dynamics of microcystins-LR and -RR in the phytoplanktivorous silver carp in a sub-chronic toxicity experiment. *Environmental Pollution* 127: 431-439.

Zalewski M. 1998. Ecohydrology and fisheries management. *Italian Journal of Zoology* 65 (Suppl. 1): 501 – 506. DOI: 10.1080/11250009809386874

Zięba G., Fox M.G., Copp G.H. 2015. How will climate change affect the recruitment of non-native pumpkinseed *Lepomis gibbosus* in the U.K.? *PLOS ONE*. 10(8): e0135482. DOI: 10.1371/journal.pone.0135482.

5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych (artystycznych).

Przed uzyskaniem stopnia doktora (1999-2006):

Moje dotychczasowe zainteresowania naukowe do momentu uzyskania stopnia doktora koncentrowały się wokół dwóch nurtów badawczych: wybranych aspektów ekologii i czynnej ochrony ryb reofilnych oraz zastosowania triploidyzacji ryb jako metody sterylizacji materiału zarybieniowego.

5.1. Wybrane aspekty ekologii i czynnej ochrony ryb reofilnych

Moje zainteresowanie problematyką ekologii oraz czynnej ochrony ryb reofilnych zainicjowane zostały koniecznością dostosowania się Polski do wymogów Ramowej Dyrektywy Wodnej. Dodatkowym czynnikiem ukierunkowującym moje zainteresowania na czynne formy ochrony gatunków reofilnych był fakt, że po rozpoczęciu pracy na Uniwersytecie Łódzkim jednym z moich obowiązków było uruchomienie doświadczalnej wylęgarni w Stacji Terenowej Uł w Treście, w tym pozyskanie funduszy, zaplanowanie a następnie wykonanie instalacji wylęgarnicznych. Głównym poligonem badawczym w pierwszych latach pracy naukowej była

rzeka Grabia oraz uruchomiona doświadczalna wylęgarnia w Treście. Zagadnieniami wokół których starałem się koncentrować wysiłek badawczy były struktura zespołu ryb i minogów w rzece Grabii, czynniki wpływające na intensywność presji wędkarskiej w tym systemie rzeczonym oraz zarybienia jako metoda czynnej ochrony ryb. W tym czasie uzyskałem uprawnienia do samodzielnego prowadzenia badań metodą elektropołów, odbyłem miesięczny staż zawodowy w Zakładzie Hodowli Ryb Łososiowatych Instytutu Rybactwa Śródlądowego w Rutkach, pozyskałem i zaaklimatyzowałem do warunków sztucznych stada tarłowe jазia *Leuciscus idus*, świnki *Chondrostoma nasus*, klenia *Squalius (Leuciscus) cephalus* i jelca *Leuciscus leuciscus*. W oparciu o pozyskane od zaaklimatyzowanych osobników gamety wyhodowany został materiał zarybieniowy, który po oznakowaniu był wykorzystywany do eksperymentalnych zarybień rzeki Grabi. Wyniki tych badań zostały opublikowane w formie rozprawy doktorskiej pt: „Zarybianie gatunkami reofilnymi jako narzędzie ochrony i kształtowania ichtiofauny niewielkich rzek nizinnych” oraz kilku rozdziałów w monografiach naukowych (D4, D5, D7, D8 w Załączniku 4). W ramach zdobywania doświadczenia z dziedziny wylęgarnictwa interesowałem się w szczególności biotechniką rozrodu i podchowu ryb (D4, D5, D7, D8 w Załączniku 4) oraz wpływem hodowli w warunkach sztucznych na zdolności adaptacyjne ryb przeznaczonych do zarybienia wód otwartych (D9 w Załączniku 4).

W celu poszerzania doświadczenia zawodowego angażowałem się także w prace monitoringowe realizowane w innych systemach rzecznych, w tym w ramach współpracy z zespołem ichtiologicznym Katedry Ekologii i Zoologii Kręgowców Uniwersytetu Łódzkiego, w badania struktury zespołów ryb i minogów rzeki Skrzy Prawej (D1 w Załączniku 4).

5.2. Zastosowanie triploidyzacji ryb jako metody sterylizacji materiału zarybieniowego

Studia literaturowe dotyczące zarybień skierowały moją uwagę na zagrożenia związane z translokacją ryb między różnymi systemami rzeczными. Za szczególnie istotne i interesujące uznałem oddziaływania na poziomie genetycznym będące wynikiem krzyżowania się ryb pochodzących z hodowli z osobnikami pochodzącymi z naturalnego tarła. Dlatego też zainteresowałem się procesem triploidyzacji. Osobniki triploidalne są bezpłodne, a więc nie stwarzają ryzyka interakcji genetycznych z dzikimi populacjami ryb. Jednocześnie niedorozwój gonad oraz brak zachowań rozrodczych oznacza, że osobniki triploidalne znacznie więcej energii mogą przeznaczyć na wzrost, co może być korzystne w przypadku intensywnie użytkowanych łowisk wędkarskich. Doświadczenia z zakresu triploidyzacji ryb były realizowane w ramach pozyskanego grantu młodego badacza (nr projektu: 6 PO4F 063 19) i prowadzone przy współpracy z Zakładem Hodowli Ryb Łososiowatych Instytutu Rybactwa Śródlądowego w Rutkach. Realizowane prace dotyczyły pstrąga potokowego *Salmo trutta m. fario*, pstrąga źródlanego *Salvelinus fontinalis* oraz triploidalnego mieszańca tych dwóch gatunków. Wyniki tych badań były prezentowane na zagranicznych i krajowych konferencjach oraz zostały opublikowane w postaci rozdziału w monografii naukowej (D6 w Załączniku 4).

Po uzyskaniu stopnia doktora (2007-2019):

Wraz z uzyskaniem stopnia doktora moje zainteresowania ewoluowały i zaczęły się koncentrować wokół trzech nurtów badawczych tj. ekohydrologicznej rekultywacji zbiorników retencyjnych, zastosowania badań zróżnicowania genetycznego oraz wskaźników genetycznych w zarządzaniu populacjami okonia w zdegradowanych ciekach oraz biotechniki sztucznego rozrodu reofilnych ryb karpioatych.

5.3. Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników retencyjnych

Badaniami związanymi z ekologią zbiorników wodnych i możliwością ich rekultywacji zainteresowałem się w momencie rozpoczęcia pracy, a następnie studiów doktoranckich w zespole badawczym kierowanym przez prof. dr hab. Macieja Zalewskiego w Katedrze Ekologii Stosowanej UŁ. Początkowy etap pracy naukowej z tej tematyki wiązał się głównie z zaangażowaniem w prace badawcze prowadzone na Zbiorniku Sulejowskim, co zostało udokumentowane współudziałem w publikacji podsumowującej wieloletnie badania monitoringowe prowadzone na tym zbiorniku (artykuł z listy B MNiSW, D11 w Załączniku 4).

W badania z tej tematyki szczególnie intensywnie zaangażowałem się w latach 2010-2015, tj. po uzyskaniu przez zespół badawczy prof. Zalewskiego finansowania w programie LIFE+ projektu „Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników rekreacyjnych w Arturówku” (Łódź) jako modelowe podejście do rekultywacji zbiorników miejskich” (LIFE08 ENV/PL/000517). Projekt dotyczył rekultywacji kaskady małych zbiorników retencyjnych, które są jednym z ważniejszych obiektów rekreacji dla mieszkańców Łodzi. Ze względu na niewielkie rozmiary, małą głębokość i usytuowanie na terenach zurbanizowanych, są one poddawane różnorodnym formom presji antropogenicznej, w tym użytkowaniu wędkarskiemu. Ponieważ podejmowane w przeszłości próby poprawy jakości wody, ze względu na ich ograniczony charakter, nie przynosiły trwałych efektów, koniecznym było opracowanie podejścia wielowymiarowego, uwzględniającego wszystkie rozpoznane w zlewni tych zbiorników rodzaje oddziaływań. W ramach projektu współuczestniczyłem w planowaniu a następnie koordynacji i nadzorze prac terenowych oraz przygotowywaniu zebranych prób do dalszych analiz laboratoryjnych. Odpowiadałem także za zaplanowanie i przeprowadzenie odłowów oraz harmonizację gospodarki-rybacko wędkarskiej z celami projektu. Zostało to osiągnięte poprzez ścisłą współpracę z Zarządem Okręgu Polskiego Związku Wędkarskiego w Łodzi i zaowocowało wprowadzeniem zmian w operacie rybackim oraz instrukcji dla wędkarzy. Zmiany te polegały na wprowadzeniu do zarybień sandacza, zwiększeniu udziału w zarybieniu szczupaka, ograniczenia zarybień rybami karpiowatymi do gatunków późno przystępujących do rozrodu lub nie rozmnażających się w tym zbiorniku, tj. karasia pospolitego *Carassius carassius*, lina *Tinca tinca* i jazia *Leuciscus idus* oraz wydłużeniu do końca lipca okresu ochronnego dla gatunków drapieżnych, szczupaka i sandacza.

Jak wykazały badania monitoringowe realizowane w latach 2010-2012 jednym z ważniejszych zagrożeń dla zbiorników rekreacyjnych w Arturówku były wody burzowe odprowadzane z ulicy Wycieczkowej oraz z utwardzonych terenów sąsiadujących z tymi akwenami. Dlatego też w zlewni Bzury powyżej zbiorników pełniących funkcje rekreacyjną, w tym na ujściu rzeki Bzury do pierwszego zbiornika w Arturówku oraz odpływie wód burzowych z ulicy Wycieczkowej, ale także na kolektorach uchodzących bezpośrednio w czaszy zbiorników, wykonano konstrukcje określone jako sekwencyjne systemy sedymentacyjno-biofiltracyjne (SSSB). Dodatkowo ze zbiorników usunięto osady denne. Główny wysiłek badawczy w ramach projektu skierowany był właśnie na ocenę efektywności tych rozwiązań (A6, A7, A8) oraz analizę obserwowanych zmian w parametrach fizykochemicznych wody oraz zespołach organizmów kluczowych dla jej ochrony, tj. fito- i zooplanktonie oraz w zespole ryb (A4, A7, A9). SSSB wykorzystują metodę sekwencyjnego procesu oczyszczania wód, dlatego też każda wykonana konstrukcja zawierała strefę sedymentacji, strefę adsorpcji zanieczyszczeń w strukturach geochemicznych oraz strefę asymilacji zanieczyszczeń w biofiltracyjnej strefie

hydrofitów. Niezwykle ważny, szczególnie w obszarach zurbanizowanych ze względu na występujące zazwyczaj ograniczenia w dostępnej do zagospodarowania przestrzeni jest fakt, że opracowane rozwiązania mogą być instalowane także bezpośrednio w czaszy zbiorników. Opracowany system może być łatwo modyfikowany w zależności od wielkości i charakteru obciążeń oraz hydromorfologii rekultywowanych akwenów. Przykładem było zastosowanie rozwiązań hybrydowych, czyli doposażonych w standardowe urządzenia techniczne jak podziemne separatory i osadniki umożliwiające oczyszczanie wód obciążonych zanieczyszczeniami takimi jak smary czy paliwa z pojazdów mechanicznych. To właśnie sposób połączenia wiedzy oraz rozwiązań technicznych (np. podziemne separatory i osadniki) i bioinżynieryjnych (np. roślinne strefy biofiltracyjne i zabiegi biomanipulacyjne), ich lokalizacja oraz kompleksowość były czynnikami decydującymi o nowatorstwie rozwiązań wykonanych i testowanych w ramach projektu EH-REK. Badania efektywności konstrukcji SSSB wykazały redukcję zawiesiny dopływającej rzeką do zbiorników na poziomie 90%, a redukcję całkowitych form azotu i fosforu na poziomie 57%, a form jonowych związków azotu i fosforu od 49 do 91,3% (A8). Systemy hybrydowe wykazywały jeszcze wyższą skuteczność w redukowaniu zawiesiny (do 95%) a substancji biogenicznych od 41% do 78% (A6). Konstrukcje doczyszczające zawierające strefy sedymentacji mogą mieć też istotne znaczenie w redukcji stężeń trwałych zanieczyszczeń organicznych (PCDDs, PCDFs, PCBs), jak zostało to wykazane w kaskadzie zbiorników na Sokołowie (A3). System przechwytyjący wody burzowe z ulicy Wycieczkowej został dodatkowo dostosowany do chwilowego retencjonowania wód burzowych, co umożliwiało niemal całkowitą redukcję stresu hydraulicznego w rzece Bzurze w przypadku opadów nie przekraczających 9 mm oraz jego ograniczenie przy wyższych opadach (A6). Efekt ten został uzyskany poprzez wyposażenie urządzenia upustowego w szandory ze szczelinowymi otworami (A6).

Zrealizowane prace rekultywacyjne spowodowały poprawę jakości wody poprzez uzyskanie zwiększonej przezroczystości i zmianę udziału poszczególnych taksonów oraz redukcję biomasy fitoplanktonu już w pierwszym roku po wykonanych inwestycjach (A4). W części zbiorników obserwowano także znaczny wzrost zawartości tlenu rozpuszczonego (A7), ale jednocześnie zwiększenie stężenia w wodzie fosforanów co przy limitacji skutecznie blokowanych zjonizowanych form azotu doprowadziło do zmian sukcesyjnych producentów pierwotnych przejawiających się intensywnym rozwojem sieci wodnej *Hydrodictyon reticulatum*, a częściowo także makrofitów (A8). Ich masowy rozwój był czynnikiem utrudniającym rekreacyjne wykorzystywanie zbiorników. Wykazano także, że odmulanie, jeden z częściej stosowanych w kraju zabiegów rekultywacyjnych, może prowadzić do redukcji dużych form zooplanktonu, głównie gatunków z rodzaju *Daphnia*, poprzez usunięcie jaj przetrwalnikowych (A7). Niezamierzonym efektem realizowanych działań był masowy rozwój słonecznicy *Leucaspis delineatus*, która samodzielnie zasiedliła badane akweny ze zbiorników położonych powyżej, gdyż jej liczebność nie była już kontrolowana przez okonia, licznie występującego w tych akwenach do czasu realizacji inwestycji (A7, A9). Realizowane działania zarybieniowo-biomanipulacyjne wykazały, że znacznie efektywniejszym gatunkiem w kontrolowaniu słonecznicy był sandacz, ale wykształcenie się silnej jednorocznej kohorty tego drapieżnika było czynnikiem ograniczającym efektywność zarybień sandaczem w kolejnych latach (A9).

Realizacja oraz rezultaty działań uzyskane w projekcie EH-REK docenione zostały przez społeczność Unii Europejskiej gdyż został on wyróżniony nagrodą „Best of the best” dla najlepszego projektu, spośród wszystkich projektów LIFE, które zakończyły się w roku 2016 i 2017. W oparciu o wypracowane rozwiązania złożone zostały trzy wnioski patentowe oraz opracowano koncepcje rekultywacji kilku innych pełniących funkcje rekreacyjne zbiorników w Łodzi. Uzyskane wyniki były także prezentowane podczas konferencji międzynarodowych w tym ECOSUMMIT2016 i SEFS2017 oraz w podręczniku pt.: „Woda w mieście”.

Wykaz publikacji:

Lista A

- A3 Urbaniak M., Zieliński M., Kaczkowski Z., Zalewski M. (2013). Spatial distribution of PCDDs, PCDFs and dl-PCBs along the cascade of urban reservoirs. *Hydrology Research* 44(4): 614-630. DOI: 10.2166/nh.2012.236 IF=1.944, MNiSW 25 pkt., cytowania wg WoS=7.
- A4. Szulc, B., Jurczak, T., Szulc, K., Kaczkowski, Z. (2015). The influence of the ecohydrological rehabilitation in the cascade of Arturówek reservoirs in Łódź (Central Poland) on the cyanobacterial and algae blooming. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 44(2): 236-244 DOI: 10.1515/ohs-2015-0022 IF=0.519, MNiSW 25 pkt., cytowania wg WoS=3.
- A6. Jurczak, T., Wagner, I., Kaczkowski, Z., Szklarek, S., Zalewski, M. (2018). Hybrid system for the purification of street stormwater runoff supplying urban recreation reservoirs. *Ecological Engineering* 110: 67 – 77. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2017.09.019 IF=3.023, MNiSW 35 pkt., cytowania wg WoS=6.
- A7. Jurczak T., Wojtal-Frankiewicz A., Kaczkowski Z., Oleksińska Z., Bednarek A., Zalewski M. (2018). Restoration of a shady urban pond – the pros and cons. *Journal of Environmental Management* 217: 919 – 928. DOI: 10.1016/j.jenvman.2018.03.114 IF=4.005, MNiSW 35 pkt., cytowania wg WoS=1.
- A8 Jurczak T., Wagner I., Wojtal-Frankiewicz A., Frankiewicz P., Bednarek A., Łapińska M., Kaczkowski Z., Zalewski M. 2019. Comprehensive approach to restoring urban recreational reservoirs. Part 1 – reduction of nutrient loading through low-cost and highly effective ecohydrological measures. *Ecological Engineering* 131: 81 – 98. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2019.03.006 IF=3.023, MNiSW 35 pkt., cytowania wg WoS=0.
- A9 Jurczak T., Wojtal-Frankiewicz A., Frankiewicz P., Bednarek A., Oleksińska Z., Kaczkowski Z., Zalewski M. 2019. Comprehensive approach to restoring urban recreational reservoirs. Part 2 – use of zooplankton as indicators for the ecological quality assessment. *Science of the Total Environment* 653: 1623-1640. DOI:10.1016/j.scitotenv.2018.08.006. IF=4.610, MNiSW 40 pkt., cytowania wg WoS=1.

5.2. Badania różnicowania genetycznego oraz wskaźniki genetyczne w zarządzaniu populacjami okonia w zdegradowanych ciekach

Rozwinięciem prac związanych z ekologią zbiorników wodnych i możliwością ich rekultywacji było zainteresowanie możliwością alternatywnego wykorzystania gatunków, które w zbiornikach retencyjnych znajdują dobre warunki do rozwoju, ale ze względu na liczne występowanie stanowią czynnik zagrażający jakości wody. Opracowano koncepcję polegającą na pozyskiwaniu ikry takich gatunków metodą sztucznych tarlisk, a następnie ich translokacji do tych fragmentów cieku, gdzie ich populacja na skutek nadmiernego odłowu, bądź innego czynnika ograniczającego ich naturalną rekrutację uzyskuje niższą liczebność niż możliwości

wynikające z potencjalnej produktywności akwenu (A2). Na podstawie studium piśmiennictwa uznano, że gatunkiem szczególnie predestynowanym do takich działań jest okoń. Gatunek ten posiada duże walory jako przedmiot połowów rekreacyjnych i jest ceniony jako produkt spożywczy, a będąc drapieżnikiem pełni istotną rolę ekologiczną. Aby strategia taka mogła być realizowana bez zagrożenia dla genetycznej swoistości lokalnych populacji podjęto badania zmierzające do określenia genetycznego zróżnicowania okonia w głównych ciekach regionu łódzkiego, tj. w rzekach Warcie i Pilicy. Były to pierwsze badania w obydwu zlewniach dotyczące genetycznego zróżnicowania tego gatunku. Uzyskane wyniki wskazują, że w badanych ciekach **nie występuje istotne statystycznie zróżnicowanie wewnątrz i międzypopulacyjne, a zatem z perspektywy genetycznej w obydwu systemach rzecznych nie ma przeciwwskazań dla translokacji osobników tego gatunku (A2)**. Obecnie temat genetycznego zróżnicowania okonia jest kontynuowany w ramach współpracy z projektem DomPop (koordynator Thomas Lecocq, URAFPA, Université de Lorraine), mającego na celu wykorzystanie okonia jako przedmiotu hodowli akwakulturowej. W ramach tego projektu prowadzone są między innymi badania zróżnicowania genetycznego tego gatunku w skali Europy, w tym wybranych cieków krajowych, także regionu łódzkiego. Uzyskane wyniki są obecnie w trakcie procesu publikowania (manuskrypt pt: „Getting off the right foot: integration of spatial distribution of genetic variability for aquaculture development and regulations, the European perch case” jest w trakcie recenzji w czasopiśmie z listy JRC - Aquaculture).

Drugie z badanych zagadnień dotyczyło możliwości wykorzystania wskaźnika molekularnego w postaci stosunku RNA/DNA do oceny kondycji ryb w ciekach znajdujących się pod długotrwałą sub-letalną presją antropogeniczną (artykuł z listy B MNiSW, D10 w Załączniku 4). Badaniami objęto silnie zdegradowaną rzekę Sokołówkę na terenie miasta Łodzi oraz jako środowisko referencyjne rzekę Grabie, jeden z lepiej zachowanych cieków regionu i obszar Natura 2000. Stopień degradacji mierzono między innymi poprzez analizę obciążenia wód metalami ciężkimi oraz trwałymi zanieczyszczeniami organicznymi, w tym związkami PCB i PCDD/DF. Badania prowadzono na juwenilnych osobnikach okonia. Stwierdzono, że między osobnikami pochodzącymi z badanych rzek występują znaczące różnice intensywności metabolizmu, co przejawia się między innymi w postaci stosunku RNA/DNA w komórkach, który był istotnie wyższy u osobników z mało zdegradowanej rzeki Grabi. Uzyskane wyniki wykazały, że **stosunek RNA/DNA może być stosowany jako wskaźnik degradacji cieku, w szczególności jej sub-letalnego zanieczyszczenia, także w odniesieniu do gatunków uznawanych za tolerancyjne**.

Wykaz publikacji:

Lista A

- A2. Mankiewicz-Boczek J., Imsiridou A., Kaczkowski Z., Tsiora A., Karaiskou N., Łapińska M., Minos G., Zalewski M. (2013). Genetic diversity of perch populations in three lowland reservoirs (Central Poland): perspective for fish sustainable management. Polish Journal of Ecology 61: 385-390. *IF=0.554, MNiSW 15 pkt., cytowania wg WoS=0.*

5.3. Biotechnika sztucznego rozrodu reofilnych ryb karpiovatych

Badania z zakresu biotechnologii sztucznego rozrodu ryb reofilnych zostały zainspirowane przez obserwowane w krajowych wodach zmniejszenie się liczebności wielu gatunków typowo rzecznych ryb karpioatych. Rozród w warunkach sztucznych stanowi jedną z możliwości wspierania zanikających gatunków zwierząt, w tym ryb. Możliwość rozrodu ryb w warunkach kontrolowanych poprzez zwiększanie dostępności materiału zarybieniowego gatunków rzadkich jest także czynnikiem zwiększającym możliwości rozwojowe, a tym samym bezpieczeństwo, użytkowników rybackich. Celem zwiększenia efektywności prowadzonych prac badawczych i doświadczalnych podjęta została współpraca z zespołem Katedry Rybactwa Jeziorowego i Rzecznego Uniwersytetu Warmii i Mazur. Celami poznawczymi było przede wszystkim oszacowanie skuteczności różnych hormonalnych stymulatorów dojrzewania gonad w indukowaniu procesu spermacji oraz owulacji (A1, A5). Wykazano, że spośród testowanych środków, w tym homogenatu przysadki karpia (CPE), ludzkiej gonadotropiny kosmówkowej (hCG) oraz analogów hormonów uwalniających gonadotropiny (GnRH) z antagonistami receptorów dopaminowych (komercyjne nazwy testowanych preparatów: Ovopel, Ovaprim) największy potencjał posiadały te ostatnie. W przypadku stymulacji jelca zastosowanie GnRH z antagonistami dopaminy pozwalało uzyskać między 80-100% owulujących samic (A5). Porównawcza stymulacja świnki obydwoma preparatami z GnRH wykazała zaś większą skuteczność Ovopelu (artykuł z listy B MNiSW, D12 w Załączniku 4).

Kontrolowano także efekt długoterminowego przetrzymywania tarlaków w układach z recyrkulowaną wodą. U kleni długotrwanie przetrzymywanych w układach recyrkulacyjnych stwierdzono, że pozyskanie ejakulatu od samców nie sprawiało problemu, ale w przypadku samic znaczna część osobników nie owulowała, a od większości owulujących samic można było pobrać jedynie niewielką ilość oocytów (A1). Wykazano także, że zastosowanie stymulacji hormonalnej może prowadzić do bardzo szybkiego dojrzewania oocytów w gonadach, a następnie szybkiego ich przejrzenia (A1), a poszczególne środki hormonalne mogą wpływać na czas owulacji (A5).

Drugim kierunkiem badań było określenie czy pomiędzy populacjami ryb reofilnych występuje zróżnicowanie w procesie dojrzewania gamet i przeżywalności stadiów larwalnych. Wykazano, że pochodzenie stymulowanych ryb wpływało na synchronizację czasu owulacji i przeżywalność embrionów w trakcie inkubacji ikry (A5). Dla praktyki rybackiej oznacza to, że poszczególne populacje karpioatych ryb reofilnych dostosowane są do lokalnych warunków środowiskowych i należy unikać translokacji ryb pomiędzy poszczególnymi systemami rzecznyymi.

Wykaz publikacji:

Lista A

- A1. Krejszef S., Kucharczyk D., Kupren K., Targońska K., Mamcarz A., Kujawa R., Kaczkowski Z., Ratajski S. (2008). Reproduction of chub, *Leuciscus cephalus* L., under controlled conditions. *Aquaculture Research* 39: 1-6. DOI: 10.1111/j.1365-2109.2008.01942.x IF=0.991, MNiSW 20 pkt., cytowania wg WoS=27.
- A5. Targońska K., Kupren K., Kujawa R., Mamcarz A., Kaczkowski Z., Glogowski J., Kowalski R.K., Źarski D., Wyszomirska E., Kucharczyk D. (2015). Artificial reproduction as a method for biodiversity preservation of different dace, *Leuciscus leuciscus* (L.) populations. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 15: 477-485. DOI: 10.4194/1303-2712-v15_2_34 IF=0.553, MNiSW 15 pkt., cytowania wg WoS=4.

Plany badawcze

W najbliższych latach zamierzam kontynuować badania dotyczące czynników wpływających na możliwość realizacji rybactwa w sposób trwały i zrównoważony, w tym wpływu zakwitów sinicowych na ryby, ze szczególnym uwzględnieniem bezpośrednich oddziaływań oraz progowych zagęszczeń komórek sinic wywołujących reakcję unikania obszaru zakwitu przez ryby. W oparciu o kontakty międzynarodowe nawiązane w ramach projektu AMBER: Adaptive Management of Barriers in European Rivers (grant numer 689682) finansowanego w ramach programu EU Horyzont 2020, w którym uczestniczę obecnie jako wykonawca, zamierzam także prowadzić badania nad wpływem poprzecznej zabudowy hydrotechnicznej na zespoły ryb oraz nad możliwościami minimalizacji ich oddziaływań. Posiadane doświadczenie w planowaniu badań, pozyskiwaniu funduszy na prowadzenie prac eksperymentalnych i badań terenowych pozwala zakładać możliwość utworzenia własnego zespołu badawczego, który z sukcesem będzie mógł podejmować się realizacji kolejnych projektów badawczych.

Podsumowanie bibliometryczne dla aktywności naukowej tj. publikacji stanowiących osiągnięcie łącznie z pozostałym dorobkiem naukowym (lista A MNiSW); *Impact Factor*, cytowania według bazy Web of Science (na dzień 14.04.2019):

Sumaryczny <i>IF</i> z roku opublikowania	26,673
Sumaryczny <i>IF</i> bez osiągnięcia	18,834
Liczba punktów MNiSW z roku opublikowania	458
Liczba punktów MNiSW bez osiągnięcia	318
Liczba cytowań	65
Liczba cytowań bez autocytowań	56



