

Autoreferat

dr Anna Kozak

Zakład Ochrony Wód, Instytut Biologii Środowiska,
Wydział Biologii Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu

Poznań, kwiecień 2018

Załącznik 2 do Wniosku o przeprowadzenie postępowania habilitacyjnego

Spis treści:

1. Imię i Nazwisko	Str. 3
2. Posiadane dyplomy, stopnie naukowe/ artystyczne – z podaniem nazwy, miejsca i roku ich uzyskania oraz tytułu rozprawy doktorskie	Str. 3
3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych/ artystycznych.	Str.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, poz. 1789)	Str.3
5.Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo - badawczych (artystycznych)	Str.19
5.1. Dane bibliometryczne	Str.22
6.Omówienie najważniejszych osiągnięć dydaktycznych, popularyzatorskich i organizacyjnych	Str.23

Załącznik 2 - Autoreferat**1. Imię i Nazwisko**

Anna Agnieszka Kozak

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

- magister biologii, Wydział Biologii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, Poznań, 1993, praca magisterska pt. „Zmienność składu fitoplanktonu Zbiornika Maltańskiego w Poznaniu”, wykonana w Zakładzie Ochrony Wód, pod kierunkiem prof. dr hab. Marka Kraski
- doktor nauk biologicznych w zakresie biologii, Wydział Biologii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, Poznań, 2000. Tytuł rozprawy doktorskiej: „Zmiany fitoplanktonu Zbiornika Maltańskiego poddanego eksperymentom biomanipulacyjnym” wykonana w Zakładzie Ochrony Wód, pod kierunkiem prof. dr hab. Marka Kraski, recenzenci: prof. dr hab. Iwo Wojciechowski, prof. dr hab. Marcin Pliński, praca wyróżniona przez Radę Wydziału Biologii UAM (21.01.2000)

3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych/ artystycznych.

- Od 20.05.2000 do chwili obecnej jestem zatrudniona na stanowisku adiunkta w Zakładzie Ochrony Wód na Wydziale Biologii Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu
(bezpłatny urlop wychowawczy w okresie 10.03.2003 – 1.02.2006)

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, poz. 1789):**a) tytuł osiągnięcia naukowego/artystycznego,**

**„ Reakcja wybranych elementów ekosystemu na zmiany jakości wody jezior
poddanych zabiegom rekultywacyjnym”**

b) (autor/autorzy, tytuł/tytuły publikacji, rok wydania, nazwa wydawnictwa, recenzenci wydawniczy),

Jako podstawę osiągnięcia naukowego wskazuję cykl 5 prac o zasięgu międzynarodowym, które dotyczą wyników badań uzyskanych w większości w ramach kierowanego przeze mnie grantu KBN/NCN „Reakcja planktonu na zmiany jakości wody wybranych jezior poddanych zabiegom rekultywacyjnym”.

Wskaźnik IF i punktacja wg Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego jest zgodna z rokiem publikacji, (w nawiasie podano IF 5-cio letni)

H1. Kozak A., Rosińska R., Gołdyn R., 2018. Changes in the phytoplankton structure due to prematurely limited restoration treatments *Polish Journal of Environmental Studies*, **27** (3), DOI: 10.15244/pjoes/75956

Mój udział procentowy szacuję na 80%

IF=0,793, (0,961), MNiSW=15

H2. Kozak A., Gołdyn R., Dondajewska, R., Kowalczyńska-Madura, K., Holona, T. 2017. Changes in Phytoplankton and Water Quality during Sustainable Restoration of an Urban Lake Used for Recreation and Water Supply. *Water*, **9** (9), 713

Mój udział procentowy szacuję na 70%

IF=1,832, (2,056), MNiSW=30

H3. Kozak A., Gołdyn R., 2016. Macrophyte response to the protection and restoration measures of four water bodies. *International Review of Hydrobiology*, **101**, 1-13

Mój udział procentowy szacuję na 85%

IF=1,500, (1,407), MNiSW=25

H4. Kozak A., Gołdyn R., Dondajewska, R., 2015, Phytoplankton Composition and Abundance in Restored Maltanski Reservoir under the Influence of Physico-Chemical Variables and Zooplankton Grazing Pressure, *PloS ONE* , **10** (4), e0124738

Mój udział procentowy szacuję na 80%

IF=3,057, (3,535), MNiSW=40

H5. Kozak A., Gołdyn R., 2014. Variation in Phyto- and Zooplankton of Restored Lake Uzarzewskie, *Polish Journal of Environmental Studies*, **23** (4), 1201-1209,

Mój udział procentowy szacuję na 70%

IF =0,871, (0,888), MNiSW=15

Podsumowując mój udział w pracach zgłoszonych jako osiągnięcie:

We wszystkich publikacjach jestem autorką koncepcji badań i publikacji, pierwszym autorem oraz autorem do korespondencji, mój udział w ich powstaniu wynosił od 70-85%. Mój wkład w powstanie prac polegał na zaplanowaniu badań, formułowaniu hipotez, badaniach terenowych, przeprowadzeniu analiz ilościowo-jakościowych fitoplanktonu [H1, H2, H4, H5], przeprowadzeniu analiz rozmieszczenia zbiorowisk makrofitów [H3], analizie i opracowaniu wyników, wykonaniu analiz statystycznych, napisaniu artykułu oraz poprawie manuskryptu po ocenie recenzentów.

OGÓŁEM ZA OSIĄGNIĘCIE:

wartość wskaźnika IF 8,053 (5-cio letni = 8,847); 125 punktów MNiSW;

c) omówienie celu naukowego/artystycznego ww. pracy/prac i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania.

Celem prowadzonych badań, przedstawionych w ramach tego osiągnięcia było określenie reakcji wybranych elementów ekosystemów jezior na przeprowadzone zabiegi rekultywacyjne. W pracach wykazano zmiany ilościowo-jakościowe fito- i zooplanktonu oraz zbiorowisk makrofitów, zachodzące pod wpływem zmieniających się czynników środowiskowych rekultywowanych zbiorników. Szczegółowym analizom poddano skład taksonomiczny fito- i zooplanktonu, ich liczebność i/lub biomasę oraz rozmieszczenie zbiorowisk makrofitów a także wybrane cechy fizyczno-chemiczne wód.

W związku z działaniami rekultywacyjnymi w badanych zbiornikach spodziewana była poprawa jakości wody, tj:

- zmniejszenie stężeń związków fosforu i azotu w wodzie,
- wzrost różnorodności taksonomicznej fitoplanktonu,
- przebudowa składu taksonomicznego fitoplanktonu, zmniejszenie liczebności i udziału sinic w biomasie ogólnej fitoplanktonu,
- zmiana struktury zooplanktonu – w szczególności wzrost liczebności dużych filtratorów (*Cladocera*),
- wzrost powierzchni dna zajmowanych przez makrofity zanurzone,
- wzrost liczby zbiorowisk makrofitów.

Do badań wybrano 6 jezior, wśród których znajdowały się trzy zbiorniki położone na rzece Cybinie (Jezioro Uzarzewskie, Jezioro Swarzędzkie i Zbiornik Maltański), w województwie wielkopolskim. Kolejne jeziora poddane analizom to Jezioro Średnie (Zbiornik Średni) w Turawie, Jezioro Głębokie w Szczecinie oraz Jezioro Sławskie w województwie lubuskim. Jeziora te były zróżnicowane pod względem rodzaju i ilości zastosowanych w nich metod rekultywacji. Wszystkie metody charakteryzowały się zrównoważonym działaniem, tzn. zabiegi były mało inwazyjne w przeciwieństwie do stosowanych często, drastycznych metod rekultywacji jak np. intensywne natlenianie sprężonym powietrzem, dozowanie dużych dawek chemicznych koagulantów czy bagrowanie osadów. W Jeziorze Średnim, Jeziorze Swarzędzkim oraz Jeziorze Głębokim prowadzono równocześnie 3 różne rodzaje zabiegów rekultywacji: natlenianie wód naddennych przy użyciu aeratora pulweryzacyjnego, biomanipulację polegającą na zarybieniu jezior narybkami gatunków drapieżnych oraz inaktywację fosforu w toni wodnej, przy użyciu niewielkich dawek związków chemicznych [H1-H5]. W Zbiorniku Maltańskim [H3, H4] stosowano dwie metody rekultywacji tj. biomanipulację oraz strącanie chemiczne fosforu przy użyciu małych dawek siarczanu żelaza i chlorku magnezu, natomiast w Jeziorze Uzarzewskim [H3, H5] stosowana była jedna metoda, związana z natlenianiem wód hypolimnionu. Była to nowatorska metoda, która polegała na skierowaniu, poprzez rurociągi, źródłanych wód bogatych w tlen i azotany na dno zbiornika, bezpośrednio w najgłębsze miejsce jeziora. Poprzez utrzymywanie wysokiego potencjału redoks w tym jeziorze zapobiega się uwalnianiu fosforu z osadów dennych do toni wodnej.

Jedno z jezior - Jezioro Sławskie, zostało wytypowane do rekultywacji jednakże, do chwili obecnej, nie podjęto w nim żadnych działań rekultywacyjnych. Przeprowadzono jednak jedynie działania ochronne w obrębie zlewni jeziora, polegające na wybudowaniu nowoczesnej oczyszczalni ścieków w miejscowości Sława, oraz odcięciu punktowych źródeł zanieczyszczeń. Dzięki tym zabiegom zaobserwowano poprawę jakości wody, określaną mianem autorekultywacji [H3].

Podjęmowane działania rekultywacyjne umożliwiły wykazanie reakcji wybranych elementów ekosystemu na zachodzące zmiany jakości wody jezior. Najszybciej na zmiany w ekosystemie reagował fito- i zooplankton [H1-H5]. Znacznie wolniej na zmiany zachodzące w wodach reagowały makrofity [H3].

CECHY FIZYCZNO-CHEMICZNE WÓD ODDZIAŁUJĄCE NA ZMIANY FITOPLANKTONU

Rozwój fitoplanktonu jest uzależniony od czynników fizyczno-chemicznych, przede wszystkim od temperatury oraz stężenia związków biogennych. W analizowanych zbiornikach zastosowano metody rekultywacji, które miały na celu zmniejszenie stężeń biogenów w wodzie (stosowanie związków chemicznych, napowietrzanie wód i wpływ na utrzymanie potencjału oksydacyjno-redukcyjnego (redoks) w taki sposób, aby nie dochodziło do redukcji żelaza z Fe^{3+} do Fe^{2+}). Stosowanie do rekultywacji siarczanu żelaza oraz chlorku magnezu miało za zadanie obniżyć stężenie fosforanów w wodzie, dodatkowo chlorek magnezu miał spowodować także obniżenie stężeń azotu amonowego [H4]. Zmniejszenie stężeń biogenów stwierdzano bezpośrednio po aplikacji związków chemicznych do wody, co nie było jednak obniżeniem trwałym. Po pewnym czasie stężenia związków biogennych stopniowo wzrastały, w wyniku zasilania wewnętrznego z osadów dennych oraz dopływu wód rzecznych o podwyższonych stężeniach biogenów, co udokumentowano na przykładzie Zbiornika Maltańskiego [H4]. Z tego względu inaktywacja fosforu w toni wodnej była powtarzana kilkakrotnie w ciągu sezonu wegetacyjnego. Prowadzone zabiegi wpłynęły na przebudowę składu gatunkowego i strukturę dominacji fitoplanktonu, jednak w przypadku nieprzewidzianego wzrostu stężeń biogenów w toni wodnej dochodziło do powrotu sinicowego zakwitu wody. **Zastosowane zrównoważone metody rekultywacyjne nie gwarantują więc trwałego obniżenia stężeń biogenów a tym samym stałego spadku liczebności i biomasy fitoplanktonu, w przypadku braku uporządkowania zlewni.**

Przeprowadzone badania nie potwierdziły by biomanipulacja miała wpływ na obniżenie stężenia biogenów w wodzie. Potwierdzono natomiast, że poprzez manipulacje pogłowiem ryb drapieżnych (zarybienia) i planktonożernych (odłowy), biomanipulacja wywoływała wzrost presji pokarmowej zooplanktonu, gdyż wpływała na skład taksonomiczny i udział dużych filtratorów [H3].

W trakcie rekultywacji zaobserwowano modyfikacje naturalnych zależności zachodzących w ekosystemie. W Jeziorze Głębokim [H2], sinice zastąpione zostały przez zielenice, okrzemki i kryptofity. Wraz ze wzrostem temperatury najliczniejsze były zielenice – zwłaszcza w pierwszym roku badań. Do najliczniej stwierdzanych taksonów należały: *Scenedesmus acuminatus* (Lagerheim) Chodat, *S. armatus* (Chodat) Chodat, *S. ecornis* (Ehrenberg) Chodat, *S. raciborski* Wołoszyska, *Didimocystis* sp. i *Tetraëdron minimum* (A.Braun) Hansgirg. Inne grupy reagowały wzrostem liczebności w niskiej temperaturze, np. okrzemki (*Asterionella formosa* Hassall *Cyclotella* sp., *Fragillaria crotonensis* Kitton, *Ulnaria acus* (Kützing) Aboal.)

kryptofity (*Cryptomonas marssonii* Skuja i *Rhodomonas lacustris* Pascher & Ruttner) oraz złotowiciowe (*Dinobryon sociale* (Ehrenberg) Ehrenberg, *Chrysochromulina parva* Lackey = *Erkenia subaequiciliata* Skuja). W pozostałych zbiornikach stwierdzano podobne trendy. W Zbiorniku Maltańskim taksony należące do zielenic również były pozytywnie skorelowane z temperaturą [H4]. W badanym okresie eugleniny, zielenice, bruzdnice i różnowiciowce dominowały zwłaszcza w wyższych temperaturach, natomiast kryptofity, okrzemki i złotowiciowce – w niższych temperaturach wody.

Silny wzrost temperatury wody w drugim roku prowadzenia intensywnych działań rekultywacyjnych (tj. w roku 2013) w Jeziorze Swarzędzkim, wywołał okresowe pogorszenie jakości wody, co skutkowało ponownym pojawieniem się sinic, które charakteryzowały się dość wysokim udziałem w ogólnej liczebności fitoplanktonu. Warto zaznaczyć, że w trakcie rekultywacji był on jednak trzykrotnie niższy niż w okresie wyjściowym (przed rekultywacją) [H1]. W Jeziorze Uzarzewskim [H5] najwyższe wartości współczynnika korelacji stwierdzono pomiędzy grupami fitoplanktonu a temperaturą, co wskazuje, że ten czynnik, spośród badanych czynników biotycznych i abiotycznych, miał największe znaczenie dla rozwoju fitoplanktonu (współczynnik korelacji pomiędzy temperaturą a sinicami w Jeziorze Uzarzewskim wynosił 0,72, $p < 0.05$).

FITOPLANKTON

Przeanalizowano także zmiany bogactwa taksonomicznego oraz liczebności i biomasy fitoplanktonu w jeziorach poddanych rekultywacji różnymi metodami. Zmiany liczebności fitoplanktonu prześledzono na przykładzie Jeziora Uzarzewskiego, Jeziora Swarzędzkiego, Zbiornika Maltańskiego oraz Jeziora Głębokiego [H1, H2, H4, H5].

Liczba taksonów oraz różnorodność taksonomiczna w trakcie rekultywacji

W trakcie stosowania rekultywacji zwykle wzrastała różnorodność taksonomiczna (indeks Shannona-Weavera) fitoplanktonu. W analizowanych jeziorach stwierdzono dużą zmienność liczby taksonów w kolejnych latach badań. Podczas rekultywacji liczba taksonów wykazywała tendencje wzrostowe we wszystkich badanych jeziorach [H2, H4, H5]. Zmiany liczby taksonów w kolejnych latach zgodne są z teorią umiarkowanych zakłóceń. Potwierdza to założenia rekultywacji zrównoważonej, której celem jest stopniowa przebudowa ekosystemu, dostosowująca elementy biotyczne do obniżającej się trofii jezior. Jest to cecha odróżniająca ją od rekultywacji drastycznych, niszczących biocenozę dostosowaną do hipertrofii, co wpływa na obniżenie bioróżnorodności. Przykładowo w Jeziorze Swarzędzkim [H1] wartość wskaźnika różnorodności była najniższa w roku poprzedzającym rozpoczęcie działań rekultywacyjnych (różnice w kolejnych latach były istotnie statystycznie wyższe). Ponadto, kiedy po trzech latach rekultywacji zredukowano działania z trzech do jednej metody, stwierdzono spadek różnorodności już w drugim roku ograniczonej rekultywacji, odzwierciedlający pogarszanie jakości wody, wskazujący na dużą niestabilność ekosystemu. W Jeziorze Głębokim [H2] średnie wartości wskaźnika Shannona-Weavera w kolejnych latach wyraźnie wzrastały wynosząc odpowiednio 1,22; 2,00; 2,03 oraz 2,32. W Jeziorze Uzarzewskim [H5] w trakcie prowadzenia badań także stwierdzono tendencję wzrostu bioróżnorodności (wskaźnik ten wynosił odpowiednio 1,75; 2,53 i 2,36). W Zbiorniku Maltańskim [H4], minimalną wartość analizowanego wskaźnika stwierdzono w trzecim roku rekultywacji, kiedy w wyniku dopływu związków biogennych zaobserwowano długotrwały i intensywny zakwit wody powodowany przez sinice.

Liczebność i biomasa fitoplanktonu

Na dynamikę sezonową fitoplanktonu istotny wpływ miały działania rekultywacyjne. W trakcie rekultywacji stwierdzono zmniejszenie liczebności fitoplanktonu oraz przebudowę składu taksonomicznego we wszystkich analizowanych jeziorach [H1, H2, H4, H5].

W Jeziorze Swarzędzkim [H1] w trakcie prowadzenia działań rekultywacyjnych, w porównaniu z okresem przed ich zastosowaniem, stwierdzono spadek liczebności fitoplanktonu. Liczebność ta była bardzo wysoka przed rekultywacją (maksymalna wartość wynosiła 70×10^3 org./ml), a w składzie fitoplanktonu od czerwca do września dominowały sinice, stanowiące nawet 96% udziału. Podczas rekultywacji trzema metodami liczebność

fitoplanktonu spadła, a udział sinic drastycznie się zmniejszył. Dominujący udział w liczebności fitoplanktonu miały zielenice, złotowiciowce, kryptofity i okrzemki. W Jeziorze Swarzędzkim w trakcie zabiegów rekultywacyjnych, najliczniejsze były *Rhodomonas lacustris*, *Cryptomonas* spp., *Dinobryon* spp., *Chrysococcus* sp., *Chrysochromulina parva* Lackey, *Dictiosphaerium* sp., *Koliella longiseta* (Vischer) Hindák, *Monoraphidium contortum* (Thuret) Kom.-Legn., *Scenedesmus acuminatus* (Lagerheim) Chodat oraz *Tetraedron minimum* (A. Braun) Hansgirg.

Tendencję zmniejszenia liczebności fitoplanktonu, w tym udziału sinic, stwierdzano także w pozostałych jeziorach, choć zanotowano tam też przypadki okresowego wzrostu liczebności fitoplanktonu, w tym sinic jak np. w Zbiorniku Maltańskim i Jeziorze Uzarzewskim [H4, H5]. Było to wynikiem dopływu biogenów ze zlewni oraz niskiej liczebności *Cladocera*, co powodowało, że rozwój fitoplanktonu nie był skutecznie kontrolowany przez zooplankton. W Jeziorze Głębokim intensywne sinicowe zakwity wody notowano jedynie przed rekultywacją, natomiast w trakcie zabiegów rekultywacyjnych nie były one stwierdzane [H2]. W okresie letnim ustąpiły sinice, a w liczebności fitoplanktonu dominowały inne grupy taksonomiczne tj. kryptofity i zielenice np. *Cryptomonas marssonii*, *C. reflexa*, okrzemki: *Nitzschia acicularis* (Kützing) W.Smith, *Cyclotella* spp., *Stephanodiscus* spp., *Ulnaria acus*, bruzdnice *Ceratium hirundinella* (O.F. Müller) Dujardin lub złotowiciowce *Chrysochromulina parva*, *Dinobryon sociale* (Ehrenberg) Ehrenberg czy sprężnice *Cosmarium bioculatum* var. *depressum* (Schaarschmidt) Schmidle.

W związku z prowadzeniem zrównoważonej rekultywacji jezior liczebność fitoplanktonu ulegała zmniejszeniu a nie wyeliminowaniu, uzyskiwanemu w rekultywacji technicznej przy użyciu dużych dawek koagulantów. Nastąpiła przebudowa składu taksonomicznego poprzez zmniejszenie udziału sinic oraz wzrost udziału innych grup taksonomicznych. W trakcie zrównoważonej rekultywacji dochodzić może do wahania liczebności fitoplanktonu. Odnotowywano okresowe jej wzrosty, a czasem nawet dominację sinic, co związane było ze zmiennością fizyczno-chemicznych wskaźników jakości wody.

Jedną z cech rekultywacji zrównoważonej jest jednoczesne stosowanie kilku metod wzajemnie się wspierających. Znaczenie takiego podejścia wykazano w Jeziorze Swarzędzkim, w którym trzyletnia rekultywacja trzema metodami doprowadziła do silnego obniżenia liczebności fitoplanktonu i przebudowy jego składu. Po zredukowaniu zakresu działań

rekultywacyjnych (zmniejszeniu liczby metod rekultywacji z trzech do jednej), udział sinic ponownie wyraźnie wzrósł [H1], choć ich liczebność była nadal niższa niż w roku wyjściowym.

Wzrost liczebności fitoplanktonu i wysoki udział sinic stwierdzony był także w Zbiorniku Maltańskim w roku 2011 [H4]. Wówczas było to związane z dopływem dużego ładunku biogenów ze zlewni (odmulanie wyżej położonego zbiornika w biegu rzeki Cybiny) i niską liczebnością dużych filtratorów, które nie były w stanie skutecznie kontrolować liczebności fitoplanktonu. Kontrola ze strony biomanipulacji była zbyt mała, co doprowadziło do zakwitów wody. Wówczas zanotowano największe zagęszczenie fitoplanktonu w Zbiorniku Maltańskim (60×10^3 org./ml., czerwiec). Sinicowy zakwit wody w tym akwenie obserwowano od czerwca aż do końca sezonu wegetacyjnego. Dominujące były wówczas sinice *Aphanizomenon gracile*, *Pseudanabaena limnetica* oraz *Limnithrix redekei*. Potencjalnie toksyczne gatunki sinic są bardzo niepożądane w jeziorach wykorzystywanych do celów rekreacyjnych.

Z kolei w Jeziorze Uzarzewskim [H5] stwierdzono wahania liczebności i biomasy fitoplanktonu w kolejnych latach badań. Ponieważ jezioro to rekultywowane było tylko jedną metodą (dopływ wód bogatych w tlen i azotany na dno jeziora), fitoplankton w epilimnionie podlegał istotnym zmianom w wyniku oddziałujących czynników atmosferycznych. W analizowanych latach badań średnia biomasa fitoplanktonu najpierw spadła w roku 2011 w porównaniu z 2010, następnie wzrosła w 2012 roku, przy czym tylko różnica między 2011 i 2012 była istotna statystycznie (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$). Latem stwierdzano okresowy duży udział sinic takich jak *Aphanizomenon gracile*, *Planktothrix agardhii*, *Pseudanabaena limnetica* i *Limnithrix redekei*. Było to związane z wysoką temperaturą wody, słabym procesem mieszania się wód, wyczerpaniem zasobów fosforu w wodzie, zgodnie z klasycznym modelem PEG. Na liczebność fitoplanktonu istotny wpływ miały różne zmienne środowiskowe. W analizach zależności pomiędzy liczebnością i biomasą fitoplanktonu a zmiennymi środowiskowymi stwierdzono istotne statystyczne zależności z temperaturą, pH, natlenieniem, zawartością sestonu, stężeniem chlorofilu i stężeniem biogenów. Negatywna korelacja została stwierdzona pomiędzy liczebnością fitoplanktonu a przewodnictwem, azotem całkowitym i widzialnością krążka Secchi'ego [H5].

W zbiornikach rekultywowanych metodami zrównoważonymi liczebność fitoplanktonu jest niestabilna, gdyż zależy nie tylko od stosowanych zabiegów lecz również od czynników klimatycznych.

Poszukiwano odpowiedzi na pytanie, które czynniki, naturalne czy wywołane przez działania rekultywacyjne, w większym stopniu wpływają na zmiany ilościowo-jakościowe fitoplanktonu. Wpływ poszczególnych czynników prześledzono na przykładzie Zbiornika Maltańskiego [H4]. W procesie rekultywacji tego zbiornika zastosowano dwie metody rekultywacji, tj. biomanipulację i strącanie chemiczne z użyciem małych dawek związków chemicznych. W analizowanym przypadku zastosowano dwa różne związki chemiczne - siarczan żelaza III (PIX) oraz chlorek magnezu. Działanie pierwszego z nich polega na wytrącaniu w wodzie wodorotlenku żelaza, który adsorbuje jon fosforanowy i deponuje go w osadach dennych. Drugi związek łączy się z jonami amonowymi i fosforanowymi, tworząc nierozpuszczalny fosforan amonowo-magnezowy (tzw. struwit). W związku z tym fosforany stają się niedostępne dla fitoplanktonu, powodując ograniczenie jego rozwoju. Jest to więc oddziaływanie pośrednie, w odróżnieniu od klasycznej rekultywacji z zastosowaniem dużych dawek związków chemicznych, które koagulują wszystkie zawiesiny, w tym fitoplankton, powodując jego sedymentację na dno jeziora. Stosowana biomanipulacja również pośrednio wpływa na fitoplankton, poprzez zapewnienie dogodnych warunków dla rozwoju zooplanktonu wioślarkowego, który może kontrolować rozwój fitoplanktonu. Wprowadzenie drapieżnych gatunków ryb wywołuje zwiększenie presji pokarmowej na ryby planktonożerne i wpływa na wzrost liczebności zooplanktonu, zwłaszcza dużych skorupiaków.

Wykazano, że pośrednie oddziaływania rekultywacyjne na fitoplankton mogą bardzo skutecznie oddziaływać na jego skład gatunkowy i liczebność, powodując ustąpienie sinic i obniżenie liczebności. W przypadku zmiany warunków środowiskowych (wzrost temperatury, dopływ dodatkowego ładunku biogenów ze zlewni) **parametry niezależne od rekultywacji mogą mieć większe znaczenie w kształtowaniu ilościowo-jakościowego składu fitoplanktonu, niż te wywołane przez same zabiegi rekultywacyjne a efektywność rekultywacji ulega wówczas zmniejszeniu [H4].** Wykazano więc, że zrównoważone działania rekultywacyjne wymagają aktywnego monitoringu nie tylko jakości wody lecz również zewnętrznych czynników środowiskowych (zwłaszcza meteorologicznych) i dostosowywania do nich intensywności prowadzonych zabiegów.

Stwierdzono, że zastosowane metody rekultywacyjne nie powodowały długotrwałych zmian w strukturze gatunkowej fitoplanktonu. Liczebność fitoplanktonu była ujemnie skorelowana z liczebnością dużych filtratorów zooplanktonowych, a dodatnio z drapieżnymi taksonami zooplanktonu oraz stężeniem azotu amonowego i fosforanów [H4]. Wskazuje to na niestabilność ekosystemu poddawanego rekultywacji. Zmiany w składzie i liczebności

fitoplanktonu zachodzą bardzo intensywnie pod wpływem zmieniających się czynników środowiskowych. Działania związane z rekultywacją zrównoważoną nie wpływają więc na długotrwałe zmniejszenie liczebności fitoplanktonu, lecz powodują jego dostosowywanie się do warunków środowiskowych (zwłaszcza warunków troficznych) aktualnie występujących w jeziorze. Jeżeli w zabiegach nie uwzględniono zmieniających się warunków środowiskowych, dochodziło do wzrostu liczebności fitoplanktonu, a nawet powrotu sinic. W Zbiorniku Maltańskim było to spowodowane np. nieprzewidzianym, zwiększonym napływem związków mineralnych z terenu zlewni. Najczęściej stwierdzano jednak znaczące zmiany parametrów środowiskowych, wynikające z działań rekultywacyjnych, zwłaszcza spadek stężenia fosforu w związku z zastosowaniem inaktywacji chemicznej. Zanotowano także spadek liczebności fitoplanktonu związany ze zwiększoną presją zooplanktonu w wyniku zarybiania zbiornika drapieżnymi gatunkami ryb.

ZOOPLANKTON

W ramach wykonanych badań przeanalizowano także skład i liczebność zooplanktonu w związku z jego wpływem na liczebność fitoplanktonu, na przykładzie Jeziora Uzarzewskiego i Zbiornika Maltańskiego [H1 i H4]. Zbiornik Maltański poddany był zabiegom biomanipulacyjnym, stymulującym rozwój zooplanktonu skorupiakowego, natomiast w Jeziorze Uzarzewskim biomanipulacja nie była stosowana. Fitoplanktonowe zakwity wody stwierdzane są zwykle wówczas, gdy presja pokarmowa zooplanktonu jest niska. Skład gatunkowy, a zatem sposób odżywiania się zooplanktonu znacząco wpływa na strukturę fitoplanktonu.

Skład taksonomiczny zooplanktonu

Skład taksonomiczny zooplanktonu zarówno w Jeziorze Uzarzewskim jak i w Zbiorniku Maltańskim był zdominowany przez wrotki (66 taksonów w Jeziorze Uzarzewskim, 97 taksonów w Zbiorniku Maltańskim). Wioślarki i widłonogi były mniej licznie reprezentowane przez taksony (w Jeziorze Uzarzewskim 27 taksonów wioślarek i 12 widłonogów, w Zbiorniku Maltańskim odpowiednio 28 i 18).

Liczebność zooplanktonu

W liczebności zooplanktonu w obu zbiornikach również dominowały wrotki. Najwyższa liczebność zooplanktonu w Jeziorze Uzarzewskim wynosiła 31×10^3 osobn./l oraz ponad 25×10^3 osobn./l w Zbiorniku Maltańskim. Najliczniejszymi taksonami w obydwu jeziorach były *Synchaeta* sp., *Keratella cochlearis* Gosse, *K. cochlearis* f. *tecta*, *Polyarthra dolichoptera*

Idelson, *K. quadrata* O. F. Müller, *Anuraeopsis fissa* Gosse, *Brachionus angularis* Gosse, *Trichocerca pusilla* Lauterborn, *T. ruosseti* Voigt oraz *Filinia terminalis* Plate. Wysoki udział miały także *Synchaeta pectinata* Ehrenberg, *Asplanchna priodonta* Gosse, *Keratella quadrata* Müller i *Filinia longiseta* Ehrenberg.

Widłonogi i wioślarki stanowiły zdecydowanie niższy udział procentowy w liczebności ogólnej zooplanktonu w Jeziorze Uzarzewskim [H5]. W Zbiorniku Maltańskim udział skorupiaków był znacznie wyższy, a w niektórych terminach badań przeważał nad wrotkami [H4]. Z punktu widzenia presji pokarmowej zooplanktonu na fitoplankton, prowadzącej do zwiększenia widzialności krążka Secchiego, szczególnie ważne są duże filtratory takie jak wioślarki i filtrujące widłonogi.

W liczebności wioślarek w Jeziorze Uzarzewskim dominowały drobne taksony *Bosmina longirostris* O.F. Müller i *Bosmina (Eubosmina) coregoni* Barid, które nie były w stanie skutecznie kontrolować rozwoju fitoplanktonu.

Do najliczniej reprezentowanych taksonów w Zbiorniku Maltańskim oprócz *Bosmina longirostris* i *B. coregoni*, należały również *Daphnia cucullata* G. O Sars, *D. hyalina* Leydig, *Chydorus* sp., *Ch. sphaericus* O.F. Müller, *Diaphanosoma brachyurum* Liévin, *Daphnia longispina* O.F. Müller i *D. similis* Claus. Te ostatnie charakteryzują się wysokim współczynnikiem filtracji i mogą skutecznie ograniczać liczebność fitoplanktonu. W Zbiorniku Maltańskim, najbardziej efektywnie zooplankton kontrolował fitoplankton w pierwszych 2 latach badań. W 2011 roku, udział wioślarek w zooplanktonie zmniejszył się drastycznie. Nie stwierdzono wówczas dużych filtratorów takich jak: *D. similis*, *D. longispina* czy *D. hyalina*, co znalazło swoje odzwierciedlenie we wzroście liczebności fitoplanktonu. W kolejnym roku 2012 udział skorupiaków (w tym Cladocera) w zooplanktonie ponownie się zwiększył.

Wśród widłonogów w Zbiorniku Maltańskim najliczniejsze były drapieżne *Mesocyclops leuckarti*, *Thermocyclops oithonoides*, *Acanthocyclops vermicularis*, *Acanthocyclops* sp. oraz *Cyclops vicinus*, w mniejszym stopniu oddziałujące na fitoplankton. Widłonogi filtrujące jak *Eudiaptomus gracilis* stwierdzane były głównie w okresie od kwietnia do maja 2009 i tylko sporadycznie w innych okresach.

Przeprowadzone badania wykazały, że zooplankton może bezpośrednio wpływać na skład i liczebność fitoplanktonu poprzez presję pokarmową z jednej strony (przykład Zbiornika Maltańskiego [H4]) oraz stymulację rozwoju fitoplanktonu poprzez dostarczenie substancji odżywczych wydzielanych przyżyciowo do toni wodnej (przykład Jeziora Uzarzewskiego [H5]). Produkty wydalania tych planktonowych zwierząt mogą być bardzo ważnym źródłem fosforu w wodzie jezior i w kilku okresach roku mogą być

najważniejsze dla wzrostu fitoplanktonu. Taką sytuację stwierdzono w Jeziorze Uzarzewskim, nie poddanym biomanipulacji [H4, H5]. W jeziorze tym stwierdzono dodatnią korelację pomiędzy liczebnością wioślarek i liczebnością sinic. Dodatkowo zależności stwierdzono także pomiędzy wioślarkami i zielenicami. Drobne wioślarki dominujące w Jeziorze Uzarzewskim nie mogły skutecznie kontrolować rozwoju fitoplanktonu. W zbiorniku tym nie stwierdzono najbardziej efektywnych, dużych filtratorów tj. (*Daphnia similis*, *D. longispina*) oraz widłonogów z grupy *Calanoida* (*Eudiaptomus* sp.). Zatem liczebność fitoplanktonu nie była skutecznie redukowana przez zooplankton. Pośród zależności grup fitoplanktonu z zooplanktonem, najważniejszą była stwierdzona pozytywna korelacja pomiędzy zooplanktonem a sinicami (współczynnik korelacji wynosił 0,39, $p < 0.05$). Wykorzystanie przez sinice wewnętrznego zasilania jeziora w fosfor przez drobny zooplankton jest typowym przykładem sprzężenia zwrotnego, pozwalającego im przetrwać niekorzystne warunki troficzne spowodowane zabiegami rekultywacyjnymi.

Stwierdzone stymulowanie rozwoju sinic przez drobny zooplankton w Jeziorze Uzarzewskim, w którym biomanipulacja nie była stosowana, świadczy o roli zooplanktonu w zasilaniu fitoplanktonu w fosfor, w przypadku obniżenia jego stężenia w trakcie zastosowania metod zrównoważonej rekultywacji. Badania te potwierdzają ważną rolę biomanipulacji, jako wspomagającej inne metody rekultywacji. Potwierdzają też pozytywne znaczenie jednoczesnego stosowania kilku metod rekultywacji, pozwalającego uniknąć wielu sprzężeń zwrotnych, pojawiających się w trakcie ingerencji w ekosystem.

MAKROFITY

Przeanalizowano także rozmieszczenie, strukturę i różnorodność zbiorowisk roślinności wodnej oraz porównano uzyskane wyniki z trzech lat badań makrofitów w czterech jeziorach (Zbiorniku Maltańskim, Zbiorniku Średnim w Turawie, Jeziorze Uzarzewskim i Jeziorze Sławskim) [H3].

W związku z tym iż makrofity znacznie wolniej, w porównaniu z fitoplanktonem, reagują na zmiany jakości wody, stanowią długoterminowy wskaźnik jakości ekosystemu wodnego. Makrofity stanowią także istotny element wspomagający zabiegi rekultywacyjne, gdyż są miejscem rozrodu, schronienia oraz bazą pokarmową zwłaszcza dla zooplanktonu i ryb. Poza tym zapobiegają resuspensji biogenów z osadów dennych oraz ograniczają zasilanie akwenów wodnych w biogeny dopływające ze zlewni, poprzez wbudowywanie ich we własne tkanki.

Makrofity wodne, obok fitoplanktonu, stanowią jeden z podstawowych elementów oceny stanu ekologicznego. Stan zachowania roślinności wodnej i związana z tym prawidłowość przebiegu procesów w strefie fitolitoralu, mają zasadnicze znaczenie dla prawidłowego funkcjonowania całego ekosystemu jeziornego.

W toku badań zweryfikowano hipotezy badawcze mówiące o zwiększaniu się powierzchni fitolitoralu zajmowanej przez makrofity zanurzone oraz zwiększaniu się liczby zbiorowisk makrofity w trakcie działań rekultywacyjnych [H3].

Makrofity są bardzo dobrymi indykatorami jakości wody. Zwłaszcza makrofity zanurzone, których pojawienie się i/lub zwiększenie zajmowanej przez nie powierzchni, wskazuje na poprawę stanu ekologicznego. Postawiono hipotezę, że podczas zabiegów rekultywacyjnych zwiększy się liczba zbiorowisk oraz powierzchnia zajmowana przez makrofity zanurzone. Ten element ekosystemu, znacznie wolniej niż organizmy planktonowe reaguje na zmiany jakości wód wywołane zabiegami rekultywacyjnymi. W związku z tym, że makrofity pełnią istotną funkcję w stabilizowaniu ekosystemu poddanego zabiegom rekultywacji, przeprowadzono analizę ich rozmieszczenia w 4 badanych zbiornikach. W ciągu 3-letniego cyklu (4-letniego w przypadku Zbiornika Maltańskiego) przeanalizowano skład oraz prześledzono wielkość zajmowanych powierzchni zbiorowisk makrofity. Dokonano także oceny każdej ze stosowanych, małoinwazyjnych metod rekultywacyjnych.

W przeanalizowanych jeziorach wykazano obecność od 9 do 17 zbiorowisk makrofity. Najwięcej zbiorowisk stwierdzono w Zbiorniku Maltańskim (liczba zbiorowisk w kolejnych latach wynosiła od 15 do 16), w Jeziorze Sławskim (od 8 do 16), mniej w Zbiorniku Średnim oraz Jeziorze Uzarzewskim (od 7 do 9). Najbardziej pożądane zbiorowiska makrofity t.j. charofity, stwierdzono w 2 jeziorach (Sławskim – *Nitellopsidetum obtusae* i Średnim – *Nitelletum flexilis*), elodeidy stwierdzono w 3 (w J. Sławskim *Ranunculetum circinati*, *Myriophylletum spicati*, *Ceratophylletum demersi*, w Zbiorniku Średnim *Myriophylletum spicati*, *Potametum natantis*, *Najadetum marine* i Zbiorniku Maltańskim *Potametum crispum*, *P. natantis*, *P. pectinati*, *P. perfoliati*, *Zanichellietum palustris* [H3]). **Najsilniejszy efekt rekultywacji stwierdzono w przypadku zastosowania jednocześnie 3 metod rekultywacji (Jezioro Średnie). Najslabszy efekt obserwowano w przypadku zastosowania jednej metody, polegającej na wprowadzeniu wód do hypolimnionu (Jezioro Uzarzewskie). W tym przypadku nie stwierdzono znaczącej poprawy jakości wód w epilimnionie i nie stwierdzono żadnego zbiorowiska makrofity podwodnych w litoralu.**

W przypadku dużego Jeziora Sławskiego zanotowano zwiększanie zajmowanych powierzchni przez makrofity zanurzone oraz wzrost liczby zbiorowisk roślinnych, jedynie przy zastosowaniu intensywnych zabiegów ochronnych w zlewni (zbudowano nową oczyszczalnię ścieków oraz odcięto dopływ ścieków komunalnych i przemysłowych).

Należy podkreślić, że **zbiorowiska makrofitów w badanych jeziorach wykazywały dużą zmienność w czasie, tj. stwierdzano różną liczbę zbiorowisk i różne powierzchnie zajmowanych przez nie płątów w kolejnych analizowanych latach. Wskazano, że analizowane ekosystemy w trakcie pierwszych kilku lat rekultywacji są niestabilne, podlegają intensywnym przemianom i nie osiągnęły jeszcze stanu równowagi.**

W oparciu o wskaźnik ESMI (Makrofitowy Indeks Stanu Ekologicznego) określono stan ekologiczny analizowanych jezior. Stan ten był zły w przypadku Jeziora Uzarzewskiego, umiarkowany w przypadku Maltańskiego i Średniego oraz dobry w odniesieniu do Sławskiego (umiarkowany w pierwszym roku badań).

Zarówno ocena na podstawie fitoplanktonu jak i makrofitów w Jeziorze Uzarzewskim (obecność sinicowych zakwitów wody, brak zbiorowisk roślinności zanurzonej) wskazują, że zastosowanie jednej zrównoważonej metody rekultywacji nie przynosi oczekiwanej widocznej poprawy stanu ekosystemu. Zastosowana metoda zmniejsza zasilanie wewnętrzne jeziora w fosfor ze strefy profundalu, nie ogranicza jednak zasilania z dna czynnego w obrębie litoralu oraz zasilania ze strony drobnego zooplanktonu. Konieczne jest więc rozszerzenie rekultywacji o inne metody, skutecznie ograniczające stężenia fosforu w całej toni wodnej. **Przeprowadzone badania wykazały, że monitoring reakcji ekosystemu na zastosowane zabiegi rekultywacyjne powinien być możliwie szeroki, obejmując zarówno fizyczno-chemiczne wskaźniki jakości wody, jak i elementy biotyczne – przynajmniej fitoplankton, zooplankton i makrofity.**

Podsumowanie

W badanych jeziorach liczebność fitoplanktonu zmieniała się dynamicznie w poszczególnych latach badań [H1, H2, H4, H5]. Mimo stosowania zabiegów rekultywacyjnych lub ochronnych nie we wszystkich jeziorach liczebność fitoplanktonu, jak oczekiwano, była niska w całym sezonie badawczym. W każdym z analizowanych jezior zarówno stężenia biogenów jak i skład taksonomiczny fitoplanktonu był bardzo zróżnicowany. W trakcie rekultywacji liczebność i biomasa fitoplanktonu (średnia z roku) w kolejnych latach dynamicznie się zmieniała, co świadczy o niestabilności badanych ekosystemów wodnych. Wykazano, że zrównoważona rekultywacja jezior wpływa na zmniejszenie liczebności fitoplanktonu natomiast nie wyeliminowaniu go, uzyskiwanemu w rekultywacji polegającej na użyciu dużych dawek koagulantów. Stwierdzono przebudowę składu taksonomicznego fitoplanktonu tj. zmniejszenie udziału sinic oraz wzrost udziału innych grup taksonomicznych.

W Zbiorniku Maltańskim, mimo że przez większą część roku dominowały wrotki, to skorupiaki były dużo liczniejsze, niekiedy dominujące, obecne były duże taksony filtrujące, co przełożyło się na poprawę jakości wody i przebudowę fitoplanktonu. Wpływu tego nie odnotowano w J. Uzarzewskim, gdzie nie zastosowano biomanipulacji. Nie stwierdzono tam dużych filtratorów (*Daphnia longispina*, *D. similis*), gdyż jezioro rekultywowano metodą, która z założenia nie wpływała na skład taksonomiczny zooplanktonu.

Stwierdzono wzrost powierzchni fitolitoralu zajmowanej przez makrofity zanurzone oraz zwiększenie się liczby zbiorowisk makrofitów w trakcie działań rekultywacyjnych. Wykazano, że najlepszy efekt rekultywacji następuje w przypadku zastosowania jednocześnie 3 metod, natomiast najslabszy efekt obserwowano w przypadku zastosowania jednej metody. Stwierdzono, że rekultywowane ekosystemy znajdują się w trakcie rekonstrukcji i choć nie osiągnęły jeszcze stanu równowagi, umożliwiają pojawianie się nowych fitocenoz roślinności zanurzonej oraz ciągłego zwiększania zajmowanych przez nie powierzchni.

Ponieważ zrównoważone metody rekultywacji stopniowo przebudowują ekosystem jeziora zamiast go niszczyć, wymagają dłuższego czasu na poprawę jakości wody niż metody ingerujące drastycznie. Zaprzestanie rekultywacji i/lub ochrony badanych jezior na wczesnym etapie rekultywacji doprowadziłoby do ponownego pogorszenia jakości wody i powrotu zakwitów sinicowych.

Znaczenie osiągnięcia

Wyniki badań przedstawione w serii prac stanowiących osiągnięcie habilitacyjne pozwoliły poszerzyć wiedzę na temat wpływu różnych metod rekultywacji na wybrane elementy ekosystemu, takich jak stężenie związków biogennych, fito- i zooplankton oraz makrofity. Wykazano jak działa zrównoważona rekultywacja na poszczególne elementy ekosystemu wodnego. Ustalono, że w jej wyniku następuje zmniejszenie liczebności fitoplanktonu oraz stopniowa przebudowa składu fitoplanktonu i zooplanktonu. Zwykle obserwuje się wzrost różnorodności taksonomicznej fitoplanktonu, natomiast sinice są zastępowane przez organizmy z innych grup taksonomicznych takich jak okrzemki, kryptofity czy złotowiciowce. Wykazano, że podczas zrównoważonej rekultywacji może dochodzić do okresowego wzrostu liczebności fitoplanktonu, co związane jest ze zmianami fizyczno-chemicznych wskaźników jakości wód. Liczebność fitoplanktonu jest niestabilna i zależy zarówno od stosowanych zabiegów jak i warunków klimatycznych. Badania te przyczyniły się do pogłębienia znajomości autekologii glonów i sinic.

Uzyskane wyniki mają istotne znaczenie poznawcze i aplikacyjne dla efektywnie prowadzonych rekultywacji. Badania pozwoliły na wskazanie przesłanek do odpowiedniego dobierania metod rekultywacyjnych. Stanowią istotny materiał naukowy przyczyniający się do rozwoju hydrobiologii.

5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo - badawczych (artystycznych)

Problematyką rekultywacji wód zainteresowałam się jeszcze podczas studiów prowadząc badania fitoplanktonu Zbiornika Maltańskiego w trakcie realizacji pracy magisterskiej. Zbiornik Maltański był wówczas drugim w kraju, w którym zastosowano metodę biomanipulacji. Badania nad zmianami składu fitoplanktonu prowadziłam pod opieką naukową dr Ryszarda Gołdyna. Będąc na studiach doktoranckich, kontynuowałam swoje zainteresowania naukowe pogłębiając wiedzę m.in. na zagranicznym stażu naukowym w Institut für Meereskunde der Christian Albrechts Universität Kiel i Max Planck Institute of Limnology w Plön, m.in. w zakresie badań pikoplanktonu. Brałam także udział w szkoleniach m.in. międzynarodowym kursie „The Baltic Sea Environment” organizowanym przez Baltic University, Uppsala, Szwecja, w kooperacji z Uniwersytetem im. A. Mickiewicza w Poznaniu. Pogłębiałam wówczas wiedzę o środowisku Morza Bałtyckiego, jego zlewni, zagrożeniach (zanieczyszczeniach i toksyczności) oraz możliwościach poprawy jakości wód tego akwenu. Przed obroną doktoratu opublikowałam 3 artykuły naukowe, byłam współautorką 6 abstraktów

konferencyjnych oraz autorką 4 plakatów prezentujących wyniki analiz fitoplanktonu [Załącznik 4, sekcja II A-C].

W okresie po doktoracie, poza prowadzonymi badaniami nad wpływem rekultywacji na wybrane organizmy, moje zainteresowania naukowe związane są zarówno z taksonomią, jak i ekologią glonów i sinic w różnych typach wód powierzchniowych. Prowadziłam analizy ilościowo-jakościowe fitoplanktonu zbiorników o wysokiej trofii oraz oceny relacji zooplanktonu z frakcjami wielkościami fitoplanktonu tj. pikoplanktonu, nanoplanktonu i mikropilanktonu [Załącznik 4, sekcja II D, poz. 1-4]. Istotnym elementem moich badań jest stwierdzenie kilku taksonów rzadkich dla fykoflory Polski jak np. *Chrysococcus skujae*, *Chrysolycosplanctonicus*, *Kephyrion starmachii*, *Kephyrion valkanovii*, *Aulacoseira granulata* m. *curvata*, *Crucigenia mucronata*, i *Treubaria euryacantha* [Załącznik 4, sekcja II E poz. 4]. W badaniach glonów z jezior znajdujących się na terenie chronionym (Wielkopolski Park Narodowy) po raz pierwszy w Polsce stwierdzony został gatunek bruzdnicy *Peridiniopsis borgei* Lemmermann [wyniki te prezentowane były m.in. na Międzynarodowej Konferencji Fykologicznej w roku 2009 w formie plakatu oraz opublikowane, Załącznik 4, rozdział II, E poz. 21]. Analizowałam także zmiany składu taksonomicznego fitoplanktonu w kaskadowo położonych jeziorach (znajdujących się na jednej rzece) [Załącznik 4, sekcja II D, poz. 10]. Innym problemem, były także analizy zmian składu ilościowo-jakościowego fitoplanktonu w rzece (potamoplanktonu). Porównywałam także skład florystyczny fitoplanktonu na różnych stanowiskach dolnego biegu rzeki Cybiny. Wykazałam różnice między dopływem rzeki do zbiornika a wypływem (na dopływie dominowały takie grupy jak: *Bacillariophyceae*, *Chlorophyceae* oraz *Cryptophyceae* podczas gdy *Cyanobacteria* dominowały w rzece wypływającej) [Załącznik 4, sekcja II D, poz. 9, sekcja II E poz. 9].

Kolejnym nurtem badań, rozwijanych zwłaszcza w okresie 2007-2008, były zagadnienia dotyczące wpływu wybranych związków powierzchniowo czynnych na rozwój organizmów fitoplanktonowych w oparciu o hodowlę glonów (*Scenedesmus communis* = Syn. *Desmodesmus communis*). Badania te prowadziłam w związku z realizacją dwu kierowanych przeze mnie interdyscyplinarnych projektów badawczych o charakterze międzyuczelnianym (granty międzyuczelniane AE-UAM, we współpracy z Katedrą Technologii i Ochrony Środowiska Akademii Ekonomicznej w Poznaniu, wymienione w załączniku 4). Badania obejmowały zaplanowanie i przeprowadzenie eksperymentów laboratoryjnych mających na celu określenie wpływu wybranych surfaktantów kationowych na strukturę modelowych

układów lipidowych oraz rozwój mikroorganizmów wodnych, a w szczególności analizę ilościową i morfologiczną badanych organizmów oraz ich reakcję na wybrane związki powierzchniowo czynne. Motywacją do podjęcia tych badań był fakt, że analizowane surfaktanty mogłyby znaleźć zastosowanie jako komponenty środków kosmetycznych stąd też określenie ich wpływu na organizmy wodne było istotnym aspektem badań. W pracach tych określono poziom toksyczności surfaktantów (pochodnych sulfobetainy) w stosunku do organizmów wodnych - zielenic *Desmodesmus communis*. Wymiernym wynikiem tych prac są prezentacje konferencyjne oraz publikacje [Załącznik 4, sekcja II B, poz. 6-8].

Moje zainteresowania badawcze rozszerzyłam także o tematykę utylizacji odpadów, podejmując współpracę z Wydziałem Chemii i biorąc udział w specjalistycznych szkoleniach z tej dziedziny. Działalność naukowa w tym aspekcie skupiała się między innymi na charakterystyce i metodyce utylizacji odpadów azbestowych oraz biodegradacji biokompozytów polimerowych [Załącznik 4, sekcja II D, poz. 5, 11]. Zdobytą w ten sposób wiedzę i doświadczenia wykorzystuję także w pracy dydaktycznej.

Brałam także udział w kilku projektach dotyczących kompleksowej oceny stanu ekologicznego silnie zeutrofizowanych jezior zlokalizowanych głównie w województwie wielkopolskim jak np. Jeziora Raczyńskiego, Konin, Jeziora Nienawiskiego Dużego i Małego a także w woj. zachodniopomorskim Jeziora Bielskiego. Wykonywałam także analizy fitoplanktonu do ekspertyz realizowanych na zlecenie urzędów gmin, dotyczących określenia stopnia i przyczyn eutrofizacji oraz możliwości ochrony i rekultywacji tych jezior. [Załącznik 4, sekcja II D, poz. 12, 14-15].

Problemem badawczym, realizowanym w ramach współpracy z innymi jednostkami naukowymi (Akademia Pomorska w Słupsku, Zakład Chemii Środowiskowej) były badania związane z rozmieszczeniem fitoneustonów (w mikrowarstwie powierzchniowej o grubości do kilkuset mikrometrów, występującej na styku powierzchni wody i atmosfery) oraz fitoplanktonu w różnych środowiskach tj. wodach lotycznych i lenitycznych oraz wodach o różnym zasoleniu. Pierwsze wyniki prezentowano na kilku konferencjach naukowych (m.in. międzynarodowej w Iławie czerwiec 2016, krajowej w Poznaniu 2017).

W ostatnim czasie brałam także udział w badaniach dotyczących składu taksonomicznego sinic powodujących zakwity wody, toksyn sinicowych oraz ich degradacji. Podjęłam współpracę w międzynarodowym projekcie dotyczącym obecności i rozmieszczenia

zakwitów sinicowych w jeziorach oraz produkowanych przez nie toksyn (m.in. w roku 2015-European Multi Lake Survey). Projekt ten miał na celu zebranie danych środowiskowych oraz analiz składu taksonomicznego fitoplanktonu, ze szczególnym uwzględnieniem sinic, z całej Europy. Dane te pozwoliły ustalić w jakich warunkach (zmiany stężeń związków biogennych) dochodzi do zakwitów sinic i produkcji toksyn w powiązaniu ze zmianami klimatu (w gradiencie termicznym). Inny projekt dotyczył problemu biodegradacji mikrocystyn (MC) w jeziorach o różnej trofii na terenie Polski (występowania i identyfikacji produktów biodegradacji MC). W jeziorach tych stwierdzono zmienność liczebności oraz różnorodności gatunkowej sinic, w tym potencjalnych producentów MC. Najczęściej notowanym taksonem w analizowanych jeziorach był *Planktothrix agardhii*, który tworzył intensywne zakwity wody w kilku z nich. Pierwsze wyniki tych badań były prezentowane m.in. na międzynarodowej konferencji Fykologicznej w Łodzi (czerwiec 2016) oraz opublikowane w prestiżowych czasopismach naukowych [Załącznik 4, sekcja II D, poz. 12, 13,16].

Po uzyskaniu stopnia doktora kierowałam jednym grantem finansowanym z NCN oraz dwoma grantami międzyuczelnianymi. Byłam także wykonawcą w dziesięciu innych grantach [Załącznik 4].

Ponadto w minionych latach recenzowałam kilka oryginalnych prac naukowych w języku angielskim m. in. dla czasopism takich jak: *Polish Journal of Environmental Studies, Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, Oceanological and Hydrobiological Studies, Sustainability* i *Water*. Szczegółowy wykaz mojej działalności naukowej został przedstawiony w Załączniku 4.

5.1 Dane bibliometryczne

Oprócz 5 prac stanowiących osiągnięcie naukowe (IF=8,05; pkt MNiSW=125), w okresie po uzyskaniu stopnia doktora opublikowałam 16 artykułów w czasopismach znajdujących się na liście JCR, a kolejnych 12 w innych, recenzowanych czasopismach. Ponadto wyniki moich badań opublikowane są w 24 rozdziałach w monografiach w języku angielskim lub polskim. W moim dorobku naukowym znajdują się także 83 abstrakty konferencyjne.

Łączna liczba cytowań publikacji według bazy Scopus 198 (140 bez autocytowań), wg WoS Core collection 123 (96 bez autocytowań).

Indeks Hirsha według bazy Web of Science Core collection: 6, według bazy SCOPUS 8, Google Scholar:10.

Ogólna liczba punktów MNiSW wynosi 610.

6. Omówienie najważniejszych osiągnięć dydaktycznych, popularyzatorskich i organizacyjnych

W trakcie studiów doktoranckich oraz po uzyskaniu stopnia doktora, aktywnie angażowałam się w działalność dydaktyczną, popularyzatorską oraz organizacyjną na Wydziale Biologii Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu. W ramach działalności dydaktycznej prowadziłam zajęcia w formie ćwiczeń, konwersatoriów, seminariów, zajęć terenowych oraz wykładów (Załącznik 4) Zajęcia prowadziłam zarówno dla studentów studiów stacjonarnych jak i niestacjonarnych a także w Zamiejscowym Ośrodku UAM w Pile. W okresie po uzyskaniu stopnia doktora, byłam kierownikiem 15 prac licencjackich, 11 prac magisterskich. oraz opiekunem naukowym jednej pracy magisterskiej a także promotorem pomocniczym jednej pracy doktorskiej. Za osiągnięcia w pracy dydaktycznej zostałam nagrodzona w 2016 r. przez Rektora Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, nagrodą zespołową II stopnia.

W ramach działalności popularyzatorskiej prowadziłam zajęcia warsztatowe organizowane dla dzieci i młodzieży w ramach Poznańskiego Festiwalu Nauki i Sztuki, Nocy Biologów czy zajęcia z klasami patronackimi. Brałam także udział w imprezach popularyzatorskich organizowanych poza Wydziałem Biologii dla szerokiej grupy odbiorców. Prowadziłam także zajęcia (wykłady oraz ćwiczenia terenowe i laboratoryjne w ramach modułu: Ochrona zasobów wodnych) dla studentów na Wydziale Fizyki UAM. Szczegółowy wykaz mojej działalności dydaktycznej, organizacyjnej oraz popularyzatorskiej został przedstawiony w Załączniku 4.

Anna Kozak