

# **AUTOREFERAT**

Opis dorobku i osiągnięć naukowych, dydaktycznych i organizacyjnych

**dr Adam Cudowski**

Osiągnięcie naukowe zgłoszone do postępowania składającego się na cykl 6 publikacji naukowych wydanych po uzyskaniu stopnia doktora

Temat cyklu prac:

**WYKORZYSTANIE MYKOPLANKTONU DO  
OCENY JAKOŚCI WÓD  
O ZRÓŻNICOWANEJ ŻYZNOŚCI  
I ZANIECZYSZCZENIU**

**Białystok 2022**

1. Imię i nazwisko.

**Adam Cudowski**

2. Posiadane dyplomy, stopnie naukowe lub artystyczne – z podaniem podmiotu nadającego stopień, roku ich uzyskania oraz tytułu rozprawy doktorskiej.

**2006** magister chemii, Instytut Chemii, Wydział Biologiczno-Chemiczny, Uniwersytet w Białymstoku

**2013** doktor nauk biologicznych w dyscyplinie biologia, dyplom nadany uchwałą Rady Wydziału Biologiczno-Chemicznego Uniwersytetu w Białymstoku, tytuł rozprawy doktorskiej: *„Ekohydrologiczne uwarunkowania występowania frakcji żelaza i manganu w wodach Kanału Augustowskiego”*

3. Informacja o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych lub artystycznych.

**IX 2005 – IX 2006** pracownik inżyniersko-techniczny zatrudniony w Zakładzie Hydrobiologii, Instytutu Biologii, Wydziału Biologiczno-Chemicznego Uniwersytetu w Białymstoku

**X 2006 – IX 2014** asystent zatrudniony w Zakładzie Hydrobiologii Instytutu Biologii, Wydziału Biologiczno-Chemicznego Uniwersytetu w Białymstoku

**X 2014 – ...** adiunkt zatrudniony w Zakładzie Hydrobiologii, Katedrze Ekologii Wód, Wydziału Biologii Uniwersytetu w Białymstoku

**IX 2016 – ...** nauczyciel chemii i biologii w IV Liceum Ogólnokształcącym im. K. C. Norwida w Białymstoku

4. Omówienie osiągnięć, o których mowa w art. 219 ust. 1 pkt. 2 ustawy z dnia 20 lipca 2018r. Prawo o szkolnictwie wyższym i nauce (Dz. U. z 2021 r. poz. 478 z późn. zm.). Omówienie to winno dotyczyć merytorycznego ujęcia przedmiotowych osiągnięć, jak i w sposób precyzyjny określać indywidualny wkład w ich powstanie, w przypadku, gdy dane osiągnięcie jest dziełem współautorskim, z uwzględnieniem możliwości wskazywania dorobku z okresu całej kariery zawodowej.

Uzyskane osiągnięcie stanowi 6 publikacji [P-1-P-6], opublikowanych w latach: 2014-2022, co daje:

- łączny impact factor (z roku wydania) równy **22,023**
- łączną liczbę punktów wg MNiSW: **60** (do 2019) i **520** (po 2019)

**[P-1].** Pietryczuk A., **Cudowski A.**, Hauschild T. 2014. *Effect of trophic status in lakes on fungal species diversity and abundance*. Ecotoxicology and Environmental Safety 109: 32-37.

**liczba punktów: 30**

**IF: 2,762**

Mój wkład w powstanie tej publikacji polegał na: sformułowaniu tematyki pracy (pomysłodawca projektu), organizacji pracy terenowej, wiodącym udziale w pobraniu prób do analiz i analizach laboratoryjnych, przygotowaniu literatury do manuskryptu, opracowaniu i interpretacji wyników, napisaniu i przygotowaniu manuskryptu do druku. Mój udział procentowy szacuję na **80%** (MNiSW – 24; IF – 2,210).

**[P-2].** **Cudowski A.**, Pietryczuk A., Hauschild T. 2015. *Aquatic fungi in relation to the physical and chemical parameters of water quality in the Augustów Canal*. Fungal Ecology 1 193-204.

**liczba punktów: 30**

**IF: 2,631**

Mój wkład w powstanie tej publikacji polegał na: sformułowaniu koncepcji badań, wiodącym udziale w pobraniu prób do analiz i przeprowadzeniu badań laboratoryjnych (fizyko-chemicznych i mikrobiologicznych), opracowaniu i interpretacji wyników, napisaniu manuskryptu i przygotowaniu go do druku. Mój udział procentowy szacuję na **90%** (MNiSW – 27; IF – 2,368).

**[P-3].** **Cudowski A.**, Pietryczuk A., Górniak A. 2022. *Effect of humic acid on the growth and metabolism of Candida albicans isolated from surface waters in North-Eastern Poland*. International Journal of Environmental Research and Public Health 19, 940, DOI: 10.3390/ijerph19159408.

**liczba punktów: 140**

**IF: 4,614**

Mój wkład w powstanie tej publikacji polegał na: sformułowaniu tematyki pracy (pomysłodawca projektu), wiodącym udziale w przeprowadzeniu badań laboratoryjnych (nie oznaczałem katalazy), przeglądzie literatury do manuskryptu,

opracowaniu i interpretacji wyników, wiodącym udziale w napisaniu i przygotowaniu manuskryptu do druku. Mój udział procentowy szacuję na **80%** (MNiSW – 112; IF – 3,691).

**[P-4]. Cudowski A., Świsłocka M. 2022. *Species Diversity of Mycoplankton on the Background of Selected Indicators of Water Quality in Stratified Mesotrophic Lakes.* International Journal of Environmental Research and Public Health 19, 13298. <https://doi.org/10.3390/ijerph192013298>**

**liczba punktów: 140**

**IF: 4,614**

Mój wkład w powstanie tej publikacji polegał na: sformułowaniu koncepcji badań, wiodącym udziale w pobraniu prób do analiz i przeprowadzeniu badań laboratoryjnych (fizyko-chemicznych i molekularnych), opracowaniu i interpretacji wyników, napisaniu manuskryptu i przygotowaniu go do druku. Mój udział procentowy szacuję na **95%** (MNiSW – 133; IF – 4,383).

**[P-5]. Cudowski A., Pietryczuk A. 2019. *Biochemical response of Rhodotorula mucilaginosa and Cladosporium herbarum isolated from aquatic environment on iron(III) ions.* Scientific Reports 9: 19492, DOI: 10.1038/s41598-019-56088-5.**

**liczba punktów: 140**

**IF: 3,998**

Mój wkład w powstanie tej publikacji polegał na: sformułowaniu koncepcji badań, wiodącym udziale w przeprowadzeniu badań laboratoryjnych (biochemicznych – za wyjątkiem oznaczania aktywności katalazy i chemicznych – oznaczanie żelaza), opracowaniu i interpretacji wyników (za wyjątkiem katalazy), napisaniu manuskryptu (za wyjątkiem metodyki oznaczania aktywności katalazy) i przygotowaniu go do druku. Mój udział procentowy szacuję na **90%** (MNiSW – 126; IF – 3,598).

**[P-6]. Cudowski A., Pietryczuk A, 2020. *Biodiversity of mycoplankton in the profile of eutrophic lakes with varying water quality.* Fungal Ecology 48, 100978, 1-13, DOI: 10.1016/j.funeco.2020.100978.**

**liczba punktów: 100**

**IF: 3,404**

Mój wkład w powstanie tej publikacji polegał na: sformułowaniu koncepcji badań, wiodącym udziale w pobraniu prób do analiz, przeprowadzeniu badań laboratoryjnych (fizyko-chemicznych i molekularnych), opracowaniu i interpretacji wyników, napisaniu

manuskryptu i przygotowaniu go do druku. Mój udział procentowy szacuję na **95%** (MNiSW – 95; IF – 3,234).

### **Uzasadnienie podjęcia tematu badań**

Jezióra, jako ekosystemy intensywnie wykorzystywane do celów rekreacyjnych, to naturalne zbiorniki retencyjne, które mogą być bezodpływowe, czyli takie które zasilane są wyłącznie przez opady atmosferyczne i wody podziemne. Jeziora odpływowe odprowadzają część swoich wód w postaci odpływu rzecznoego, a jeziora przepływowe zasilane są wodami rzecznoymi i stają się źródłem wody dla innych rzek [1]. Jeziora odgrywają ogromną rolę, bowiem mogą one magazynować wodę w okresach jej nadmiaru, czyli tzw. wezbrań i oddawać ją w okresach suszy (deficytu). Jeziora z jednej strony wyrównują odpływ rzek, które przez nie przepływają, z drugiej zaś strony mogą zasilać wody podziemne zmniejszając tym samym odpływ rzeczny. Należy wyraźnie zaznaczyć, iż obecność jezior potencjalnie wpływa na lokalny klimat, a zasięg ich oddziaływania jest wprost proporcjonalny do powierzchni jeziora i objętości wody w misie jeziornej [2]. Ze względu na ocieplenie się klimatu strefy umiarkowanej wpływ ten jest szalenie ważny, ponieważ prowadzi m.in. do obniżenia temperatury powietrza w porze wiosenno-letniej, jej wzrostu w porze jesiennej oraz do częściowego zwiększenia wilgotności powietrza, co ma istotne znaczenie w codziennym funkcjonowaniu człowieka i jego działalności gospodarczej [2]. Kolejną funkcją jezior, zwłaszcza tych, które są zasilane wodami powierzchniowymi czy też spływem powierzchniowym, jest akumulacja zanieczyszczeń migrujących w środowisku, co skutkuje obniżeniem jakości zarówno ich wód, jak i osadów dennych. Jeziora to naturalne ekosystemy odznaczające się dużą różnorodnością biologiczną, gdyż są one zasiedlone przez różnorodne grupy organizmów. Rozmieszczenie organizmów w jeziorze uzależnione jest od panujących w poszczególnych strefach zbiornika warunków. Jeziora to także obiekty związane z pewnymi formami wypoczynku, które obejmują różne formy turystyki i rekreacji – wędkarstwo, kąpiele wodne, uprawianie sportów wodnych oraz w bezpośrednim jej sąsiedztwie – plażowanie, spacer, czy jazda na rowerze. Z kolei innym rodzajem wód, który bardzo często wykorzystywany jest przez człowieka jako forma turystyki i rekreacji jest kanał wodny, rozumiany jako sztuczny odcinek drogi wodnej łączący np. jeziora czy rzeki. Buduje się je tam gdzie dział wód jest stosunkowo niski, a do pokonania różnic poziomów wody, które wynikają z ukształtowania terenu, służą śluzy czy pochylnie, co

również zostało wykorzystane do celów rekreacyjnych – spływy kajakowe, czy też spływy statkami [3]. Woda zgromadzona w tych sztucznie stworzonych korytach jest głównie stojąca, a ewentualny ich przepływ jest sztucznie wymuszony, stąd też funkcjonowanie wód kanałowych zbliżone jest bardziej do wód limnicznych niż typowych lotycznych. To właśnie m. in. z powodu wykorzystywania przez człowieka tych typów wód do celów turystyczno-rekreacyjnych należy dbać o ich jakość i monitorować ewentualne zanieczyszczenia tak chemiczne, jak i biologiczne, bowiem mogą one stanowić zagrożenie dla naszego zdrowia i życia. Jest to jeden z powodów dla których badania takie należy poszerzyć o aspekt mykologiczny, ze względu na fakt, iż grzyby wodne są potencjalnym zagrożeniem dla człowieka.

Grzyby to organizmy eukariotyczne odgrywające istotną rolę w środowisku, gdyż z jednej strony są ogniwem łańcucha pokarmowego, z drugiej zaś pełnią rolę reducentów. Rola i znaczenie grzybów w środowisku są przeogromne, mogą być one wykorzystywane m. in. do produkcji antybiotyków, czy fitohormonów [4]. Nie należy jednak zapominać, że ogromna liczba gatunków tych organizmów to patogeny [5]. W środowisku naturalnym grzyby wraz z bakteriami przyczyniają się do rozkładu związków organicznych. Jako reducenty, odgrywają istotną rolę w biogeochemicznym obiegu węgla, azotu i fosforu [6]. Gleba stanowi środowisko życia licznych gatunków grzybów, m. in. tych które należą do grupy saprotrofów, w tym sprężniaków (*Zygomycota*) i workowców (*Ascomycota*), a także tych pasożytniczych będących w saprofitycznym stadium ich cyklu rozwojowego, bądź też występujących pod postacią zarodników przetrwalnych. Rola grzybów jest przeogromna, również ze względu na fakt, że wchodzi one w liczne interakcje z przedstawicielami wszystkich królestw. Organizmy te odgrywają istotną rolę w procesach odżywiania mineralnego roślin, zaopatrywania ich w wodę oraz ochrony przed patogenami, na skutek mykoryzy. Grzyby z gromady *Glomeromycota* pomogły roślinom skutecznie skolonizować środowisko lądowe [7]. Organizmy te wchodzi również w symbiotyczną relację z przedstawicielami królestwa zwierząt, czego przykładem jest związek mrówek grzybiarek (*Acromyrmex octospinosus*) z grzybami z rodzaju *Leucocoprinus* [8]. Grzyby poza relacjami symbiotycznymi, pełnią także rolę patogenów tak roślin, jak i zwierząt (w tym człowieka) ale również i innych grzybów, powodując ich uszkodzenia a nawet śmierć. Choroby roślin wywołane przez grzyby przynoszą straty w rolnictwie i produkcji żywności, np. *Magnaporthe oryzae* jest gatunkiem wywołującym choroby ryżu [9]. Polifagiczne patogeny grzybowe to np. *Botrytis cinerea* powodujące rozwój

szarej pleśni, grzyby z rodzaju *Fusarium* powodujące choroby zwane fuzariozami, grzyby rdzawnikowe z rodzaju *Puccinia* porażające trawy i zboża powodują choroby zwane rdzami [10]. Grzyby są również patogenami zwierząt, u których powodują zomykozy, infekcje, a w niektórych przypadkach śmierć zakażonego osobnika. Grzyby mogą zasiedlać każde środowisko, również i powietrze, w którym to zarodniki grzybów niejednokrotnie przewyższają swą liczebnością liczbę ziaren pyłku roślin. Dostając się do układu oddechowego mogą wywołać tzw. alergię wziewną. W związku z tym, iż są one generalnie mniejsze niż ziarna pyłku roślin to mogą głębiej dostawać się do dróg oddechowych, więc stają się przyczyną reakcji alergicznych zarówno ze strony górnych, jak i dolnych dróg oddechowych [11]. Powszechne występowanie grzybów w przyrodzie powoduje, iż z łatwością przedostają się one do ekosystemów wodnych.

Grzyby wodne są obecne w różnych typach wód, zarówno powierzchniowych jak i podziemnych. Mogą być one obecne bezpośrednio w toni wodnej lub też egzystować na drewnie [12], czy też detrytusie (roślinnym i zwierzęcym). Za grzyby wodne uważa się filogenetycznie zróżnicowaną grupę organizmów, do której należą *Chytridiomycota*, *Neocallimastigomycota*, *Blastocladiomycota*, *Microsporidia*, *Glomeromycota*, *Ascomycota*, *Basidiomycota*. Należy zaznaczyć, iż za grzyby typowo wodne uważa się wyłącznie te, których cykl rozwojowy w całości przebiega w środowisku wodnym. Grzyby, zarówno strzępkowe jak i drożdżaki, biorą udział w mikrobiologicznym rozkładzie materii organicznej (za wyjątkiem celulozowych połączeń) pochodzenia roślinnego i jak twierdzi Romani i in. [13] dostarczają one bakteriom energii, która jest skumulowana w postaci związków organicznych. Cały ten mikrobiologiczny obieg materii organicznej zachodzi z udziałem manganu, należącego, obok fosforu, azotu czy też węgla, do grupy pierwiastków potęgujących procesy eutrofizacji wód. Obieg fosforu, azotu i węgla, a także ich znaczenie i występowanie w różnych ekosystemach wodnych takich jak: jeziora [14], zbiorniki zaporowe [15, 16] czy też systemy rzeczno-jeziorne [17] są dobrze poznane. Jednak wiedza na temat roli manganu w procesach eutrofizacji wód i jego obiegu w ekosystemach wodnych z udziałem mikroorganizmów jest niepełna i wymaga uzupełnienia. Wiadomo, iż grzyby wodne, wydzielając peroksydazę manganową katalizują reakcję utleniania Mn(II) do Mn(III) [18], którego nietrwała forma przechodzi w Mn(IV), a to wszystko skutkuje zmniejszeniem stężenia frakcji reaktywnej manganu. Jak twierdzi Cudowski [19] ograniczanie ilości manganu reaktywnego w wodach



powierzchniowych, skutkujące zahamowaniem rozwoju fitoplanktonu, może zachodzić poprzez wytrącanie się jonów tego metalu wraz z jonami żelaza(III). Można to również osiągnąć wykorzystując do tego grzyby wodne i ich bardzo istotny udział w licznych procesach mikrobiologicznych. W związku z powyższym istnieje możliwość kontroli rozwoju fitoplanktonu, który powoduje zakwity wody będące globalnym problemem, bowiem proces eutrofizacji wód notuje się zarówno w jeziorach, morzach, jak i rzekach na całym świecie. Masowemu rozwojowi glonów towarzyszy również rozwój bakterioplanktonu, który wykorzystuje proste węglowodany, czy też białka dostające się do toni wodnej m. in. w wyniku obumierania fitoplanktonu [20, 21]. Pozostała część materii organicznej, czyli ta, która jest trudno dostępna dla bakterioplanktonu może być utylizowana przez grzyby wodne, stąd też tak ważne jest poznanie zależności między mykoplanktonem, a bakteriami w ekosystemach wodnych. Istnienie silnej zależności między rozwojem glonów i bakterii a liczebnością grzybów wodnych wykazały wcześniejsze moje badania wraz z zespołem [22]. Poznanie interakcji między tymi organizmami pozwoli kontrolować rozwój jednych kosztem drugich. Bakterie wskaźnikowe (bakterie typu coli, enterokoki kałowe, *Escherichia coli*, *Clostridium perfringens*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Legionella sp.*), wskazujące na zanieczyszczenie wód w połączeniu z mykoplanktonem, którego struktura w takich wodach jest mało znana, dadzą pełny obraz jakości wód. Uzyskane wyniki będą mogły być dobrym wskaźnikiem określającym stan ekologiczny i sanitarny wód powierzchniowych, zwłaszcza że wiele gatunków grzybów jest potencjalnie patogennych, stanowiących zagrożenie epidemiologiczne dla człowieka.

Grzyby bytujące w ekosystemach wodnych aktywnie uczestniczą w powstawaniu autochtonicznych substancji humusowych [23]. Przypominają one kwasy humusowe naturalnie występujące w wodzie, ale w porównaniu do nich zawierają więcej struktur alifatycznych (węglowodanów, peptydów), a mniej aromatycznych [24]. Biogeochemiczna rola substancji humusowych w ekosystemach jest istotna, gdyż obecność w nich różnych grup funkcyjnych, takich jak karboksylowa, hydroksylowa, ketonowa, czy aromatyczna przekłada się na interakcje z: materią nieożywioną (metalami ciężkimi, pestycydami) oraz z organizmami żywymi, w tym grzybami. Z jednej strony przy niskim stężeniu substancji humusowych dokumentowany jest wzrost bakterii i glonów, podczas gdy zwiększona ilość tych substancji zmniejsza dostępność światła dla autotrofów. W ten sposób hamują one fotosyntezę (blokują fotosystem II) i syntezę chlorofilu, co z kolei prowadzi do zahamowania wzrostu glonów. Brak jest



natomiast w literaturze informacji na temat wpływu substancji humusowych na metabolizm grzybów wodnych. Nie wiadomo, czy i w jakim stopniu substancje humusowe stymulują ich rozwój, czy też działają na nie jako stresory hamujące. Nie istnieją jak dotąd dane literaturowe opisujące zależności pomiędzy jakością materii organicznej obecnej w wodach powierzchniowych, a aktywnością i strukturą gatunkową mykoplanktonu. Nieliczne badania wskazują na możliwość występowania takich korelacji. Bärlocher [25] wykazał, że wzrost Hyphomycetes jest hamowany w wodach silnie zakwaszonych o wysokiej wartości stężenia substancji humusowych. Z kolei badania własne wykazały, że w specyficznych układach siedliskowych wód Polski biomasa grzybów wodnych jest znacząca przy dużej zasobności takich ekosystemów w materię organiczną [22, 26, 27, 28, 29, 30].

Do czynników środowiskowych ograniczających rozwój grzybów wodnych, zalicza się także wysokie wartości stężenia jonów siarczanowych(VI), chlorkowych czy azotanowych(V) oraz niską wartość stężenia tlenu rozpuszczonego w wodzie, która znacznie zmniejsza różnorodność gatunkową i biomasę mykoplanktonu w badanych akwenach. Wszystkie te mechanizmy zachodzące w środowisku są nadal słabo udokumentowane i tak naprawdę nie zostały one do końca poznane. Procesy funkcjonowania wód z udziałem grzybów planktonowych, które są tak istotne z punktu widzenia zarówno ekologii wód, jak i toksykologii środowiska traktowane są przez współczesną literaturę marginalnie, a dotychczasowa wiedza na ten temat jest stosunkowo niewielka.

Taksonomiczne badania mykoplanktonu, jakie były i są prowadzone w Polsce, zazwyczaj opierają się o metody mikroskopowe [31] z użyciem sztucznych przynęt [32, 33], bądź z użyciem testów biochemicznych – *API 20 C AUX* [34]. Jednak zastosowanie nowoczesnych metod molekularnych lepiej pokazuje różnorodność gatunkową grzybów wodnych, których funkcja ekologiczna nie została jeszcze poznana. Wyjątkową różnorodność gatunkową mykoplanktonu prezentują wyniki badań molekularnych przy zastosowaniu wewnętrznych regionów niekodujących rDNA, tzw. fragmentów ITS. Charakteryzują się one dużą zmiennością międzygatunkową, przez co mogą być z powodzeniem wykorzystywane nie tylko w klasyfikacji taksonomicznej grzybów wodnych, ale również jako markery molekularne w identyfikacji rodzajowej i gatunkowej, stąd podjęte przeze mnie badania oparte są o nowoczesne metody biologii molekularnej.

Poznanie składu gatunkowego mykoplanktonu w różnych typach wód limnicznych oraz wyjaśnienie roli tych organizmów w ekosystemach wodnych, określanej tak na poziomie ekosystemu wodnego, jaki i na poziomie zgrupowań funkcjonalnych (gildii), czy grup taksonomicznych będzie miało również ogromne znaczenie dla toksykologii środowiska. Przeprowadzone badania pozwolą poczynić kroki w celu włączenia różnorodności gatunkowej grzybów planktonowych do oceny stanu ekologicznego i epidemiologicznego wód lenitycznych (a w szczególności kąpielisk) w świetle Dyrektywy Wodnej UE. Dlatego też do badań, jako modelowy obiekt badawczy, wybrano jeziora nieprzepływowe NE Polski o zróżnicowanej zawartości materii organicznej, dzięki czemu możliwe było określenie różnorodności gatunkowej grzybów wodnych w profilach jezior o zróżnicowanej trofii. Wody jeziorne północno-wschodniej Polski z jednej strony odznaczają się dużą zawartością materii organicznej, z drugiej zaś strony są to wody żelaziste w porównaniu do wód leżących w pozostałej części kraju. Tak dobrane jeziora spowodowały, iż wyeliminowano wpływ wód rzecznych na taksonomiczną różnorodność mykoplanktonu. Dodatkowo do badań wybrano wody systemu Kanału Augustowskiego, w skład którego wchodziły zarówno jeziora, jak i sztuczne odcinki, które cechuje brak naturalnego przepływu. Wybór ten, miał na celu określenie pod kątem mykologicznym stanu sanitarno-epidemiologicznego wód używanych rekreacyjnie w celu wykrycia potencjalnego zagrożenia dla człowieka. Tak dobrany teren badań pozwolił określić wpływ zawartości materii organicznej, zanieczyszczenia oraz trofii wód na różnorodność gatunkową grzybów wodnych.

## **I. CZY GRZYBY WODNE MOGĄ BYĆ WSKAŹNIKIEM STANU TROFICZNEGO STRATYFIKOWANYCH WÓD LIMNICZNYCH?**

Aby odpowiedzieć na powyższe pytanie postawiono nadrzędny cel, który zakładał określenie liczebności i zróżnicowania gatunkowego grzybów planktonowych w zależności od warunków termiczno-tlenowych i stanu troficznego wód limnicznych. Badania miały na celu poznanie interakcji zachodzących w jeziorach o różnej trofii między liczebnością i składem taksonomicznym grzybów występujących w toni wodnej a bakterioplanktonem i glonami.

Badania były prowadzone w sezonach letnich na jeziorach o różnej trofii. W tym celu wybrano grupę 15 jezior mezotroficznych i 13 eutroficznych, które nie były

zasilane wodami powierzchniowymi lub były zasilane w znikomym stopniu. Wszystkie te jeziora wykazywały stratyfikację termiczno-tlenową, stąd próby wody były pobierane z całego profilu jeziora, tj. z epilimnionu, metalimnionu i hypolimnionu.

### *I.I. Mykoplankton w profilach jezior eutroficznych [P-3]*

Jeziora eutroficzne charakteryzują się dużą produktywnością, co powoduje, że są dobrym środowiskiem dla mikroorganizmów, a brak jest informacji na temat pionowego rozmieszczenia mykoplanktonu i jego funkcjonowania w takich zbiornikach. Uzyskane wyniki badań wskazują, że różnorodność gatunkowa grzybów, wyrażona za pomocą wskaźnika Shannona-Weinera, jest dużo mniejsza w metalimnionie w porównaniu z dwiema pozostałymi warstwami jeziora, przy jednocześnie wysokiej ogólnej liczebności grzybów porównywalnej do liczebności tych mikroorganizmów w epilimnionie. Tłumaczyć to można faktem, iż grzyby wodne stanowią ważne źródło pokarmu dla zooplanktonu, którego liczebność jest zazwyczaj największa w metalimnionie jezior. Wskazuje to więc na fakt, że o wiele więcej gatunków mykoplanktonu jest ważnym ogniwem pętli mikrobiologicznej, a nie jak dotąd uważano, że jedynie grzyby z klasy Chytridiomycetes są najchętniej zjadane przez drobne bezkręgowce. Co więcej istnieją gatunki, które są charakterystyczne dla warstwy epilimnionu, a nie pojawiają się w metalimnionie i są to: *Cladosporium halotolerans*, *Davidiella macrospora*, *Gibberella avenaceae* oraz *Pithomyces charatum*. W metalimnionie nie pojawia się również *Fusarium sporotrichoides*, który został zidentyfikowany jedynie w warstwie hypolimnionu badanych jezior. Jest to dodatkowym dowodem na to, że istnieją gatunki grzybów mające większy udział w transferze materii organicznej na wyższe poziomy troficzne, gdyż mogą być one preferowane przez zooplankton.

Najmniejsza liczebność ogólna grzybów odnotowana została w hypolimnionie przy jednocześnie dość wysokiej różnorodności gatunkowej tych mikroorganizmów. Dużo mniejsza liczebność mykoplanktonu w tej warstwie jezior związana jest z tym, iż grzyby to w większości organizmy tlenowe i tylko niektóre gatunki, należące głównie do drożdżaków, są w stanie funkcjonować w środowiskach beztlenowych, jakie panują w strefie przydennej jezior eutroficznych. Dodatkowo należy zaznaczyć, iż w hypolimnionie takich jezior stężenie DOC osiąga najniższą wartość, co tłumaczy najmniejszą liczebność ogólną grzybów w tej warstwie. Stosunkowo wysoka różnorodność gatunkowa mykoplanktonu w warstwie hypolimnionu jezior

eutroficznym jest efektem przedostawanie się tych mikroorganizmów do tej warstwy z poziomów wodonośnych wód gruntowych, która jest ich naturalnym siedliskiem, stąd pojawienie się w warstwie przydennej grzybów z rodzaju: *Penicillium*, *Fusarium*, *Aspergillus*, *Phoma*. Przeprowadzone w programie ENA porównania sekwencji fragmentu ITS pokazały, że trzy gatunki charakterystyczne dla wód hypolimnionu (*Aspergillus proliferans*, *Fusarium sporotrichioides*, *Phoma macrostoma*), wykazują 98-99% podobieństwo zsekwencjonowanego fragmentu ITS do tego fragmentu DNA gatunków zdeponowanych w GenBanku. Może to świadczyć o tym, że w DNA tych mikroorganizmów zaszła mutacja wywołana czynnikami stresowymi, jakimi są specyficzne warunki panujące w hypolimnionie. Grzyby te mogły więc przedostać się do hypolimnionu z innych środowisk. W hypolimnionie badanych jezior nie stwierdzono występowania takich gatunków jak: *Alternaria infectoria*, *Aspergillus tabacinus*, *Cladosporium halotolerans* i *Penicillium chartarum*. *Alternaria infectoria* jest gatunkiem charakterystycznym dla warstwy metalimnionu charakteryzującej się dobrym natlenieniem wód, stąd brak tego gatunku w hypolimnionie może być związany z brakiem tlenu w tej warstwie jeziora.

Biorąc pod uwagę warunki tlenowe panujące w badanych jeziorach można stwierdzić, iż większą różnorodnością gatunkową grzybów odznaczają się jeziora eutroficzne, w których metalimnion odznaczał się dobrym natlenieniem wód w porównaniu z jeziorami, w których tlenu brakowało już od metalimnionu. Wykazano ponadto, iż w jeziorach z tlenowym metalimnionem dominuje *Candida argentea*, zaś w jeziorach z beztlenowym metalimnionem gatunkiem dominującym jest *Candida albicans*. Współczynniki stałości dla obu gatunków mieściły się w zakresie 51-75%, co pozwoliło zakwalifikować je jako gatunki stałe. Wydają się więc, że *Candida albicans* może być dobrym bioindykatorem pojawiających się w jeziorach eutroficznym warunków beztlenowych.

Ważnym czynnikiem determinującym zróżnicowanie taksonomiczne mykoplanktonu w wodach jezior eutroficznym jest stężenie materii organicznej. Mimo, iż nie wszystkie gatunki grzybów tolerują wysokie stężenie węgla organicznego w wodach, to gatunkami, które dobrze funkcjonują, bez względu na panujące w nich warunki fizyko-chemiczne są: *Meyerozyma guilliermondii*, *Pichia guilliermondii* i *Ustilaginoidea virens*. Grzyby te były obecne niemal we wszystkich badanych próbkach pobranych z jezior eutroficznym, stąd też można zaliczyć je do eurybiontów. Porównanie zsekwencjonowanych fragmentów DNA wszystkich uzyskanych izolatów

należących do powyższych gatunków z tymi zdeponowanymi w GenBanku nie wykazało istnienia żadnych mutacji w materiale genetycznym, które mogłyby świadczyć o braku konieczności dostosowania się do określonych warunków środowiska. Zauważono, iż różnorodność gatunkowa grzybów jest największa w jeziorach, które charakteryzują się najmniejszym stężeniem całkowitego węgla organicznego, jednak należy pamiętać, iż są to jeziora eutroficzne cechujące się i tak wysoką zawartością materii organicznej. Wyjątkiem są tu dwa jeziora: Białe i Sumowo, które mimo niższej wartości stężenia całkowitego węgla organicznego (TOC) odznaczają się również niską różnorodnością gatunkową mykoplanktonu, gdzie zwiększone wartości przewodności elektrolitycznej (EC) wody (zwiększona twardość ogólna) oraz jej silne zalkalizowanie nie stanowią optymalnych warunków siedliskowych dla funkcjonowania grzybów.

Podsumowując, w badanych jeziorach eutroficznych oznaczono łącznie 44 gatunki grzybów należących do 40 rodzin. Większą różnorodność gatunkową mykoplanktonu odnotowano w jeziorach, w których wody metalimnionu odznaczały się dobrym natlenieniem w porównaniu do jezior, w których metalimnion charakteryzował się warunkami praktycznie beztlenowymi. Należy zaznaczyć, iż różnorodność gatunkowa mykoplanktonu była większa w jeziorach, w których stężenie całkowitego węgla organicznego osiągało mniejsze wartości. Gatunkiem charakterystycznym dla jezior eutroficznych odznaczających się beztlenowymi warunkami już od metalimnionu była *Candida albicans*, którego wskaźnik stałości występowania osiągnął wartość 54%. Z kolei w jeziorach, w których warunki beztlenowe występowały wyłącznie w hypolimnionie, charakterystycznym gatunkiem grzyba była *Candida argentea*, którego współczynnik stałości występowania był na podobnym poziomie jak *Candida albicans*. Znacznie większą różnorodnością gatunkową mykoplanktonu odznaczały się wody epi- i hypolimnionu w porównaniu do wód metalimnionu. Gatunkami charakterystycznymi dla epilimnionu były: *Cladosporium halotolerans*, *Davidiella macrospora*, *Gibberella averaceae*, *Camarosporioides phragmitis*, *Pithomyces charataru*. Jedynie w wodach metalimnionu, który odznaczał się dobrymi warunkami tlenowymi stwierdzono występowanie *Penicillium glaucoalbidum*, zaś dla wód metalimnionu z panującymi w nim warunkami beztlenowymi charakterystycznym gatunkiem był *Alternaria infectoria*. Gatunkami charakterystycznymi dla hypolimnionu były: *Phoma macrostoma*, *Phoma fermentans*, *Penicillium chrysogenum* i *Fusarium sporotrichoides*.

### *I.II. Mykoplankton w profilach jezior mezotroficznych [P-4]*

Jeziora mezotroficzne charakteryzują się średnią żyznością, mniejszą niż jeziora eutroficzne, stąd też środowisko to wydaje się być nie do końca odpowiednie do bytowania mykoplanktonu. Jak pokazują wyniki badań wraz ze spadkiem stężenia materii organicznej w profilu jeziora, zmniejszała się z jednej strony liczebność, z drugiej zaś zróżnicowanie gatunkowe grzybów wodnych. Może to być związane z tym, iż przy niskim stężeniu substancje humusowe stymulują dodatkowo wzrost bakterii i glonów, a te ograniczają rozwój mykoplanktonu. Ponadto należy zauważyć, iż jeziora mezotroficzne mają mniej autochtonicznego i allochtonicznego węgla zawieszonego (POC). Taki stan może być również spowodowany zmniejszonymi zasobami tlenu wraz ze wzrostem głębokości jeziora. Ponadto mniejsza różnorodność gatunkowa mykobioty mogła wynikać również z faktu znacznie wyższego stężenia azotu całkowitego i rozpuszczonego (TN i DN), jakie miały miejsce w hypolimnionie w porównaniu do innych warstw jeziora. Dodatkowo wysokie stężenie jonów azotanowych(V) i amonowych również negatywnie wpływają na rozwój grzybów wodnych. Rozwój w wodach mezotroficznych niektórych rodzajów grzybów jak np. *Aspergillus* czy *Penicillium* jest możliwy dzięki temu, iż one same są w stanie produkować organiczne kwasy rozpuszczalne w wodzie, przez co doskonale mogą sobie radzić w warunkach o ograniczonym dostępie materii organicznej w środowisku ich występowania. W tych częściach jeziora, gdzie tlen występował w ograniczonych ilościach, liczebność i zróżnicowanie gatunkowe mykoplanktonu było dużo mniejsze, niż w jeziorach natlenionych, ale porównywalne do jezior z beztlenowym hypolimnionem. Nie oznacza to jednak, że w takich warunkach grzyby wodne występują sporadycznie, np. *Holtermanniella takashimae* jest przykładem gatunku grzyba, który preferuje warunki beztlenowe. Czynniki ten wraz z brakiem dostępu światła ogranicza ponadto rozwój innych organizmów, które mogłyby konkurować z mykoplanktonem o zasoby środowiska. Wszystkie badane wody jezior mezotroficznych odznaczały się zasadowym odczynem, który wraz ze wzrostem głębokości jeziora stopniowo zbliżał się do obojętnego. Otrzymane wyniki badań wskazują, że liczebność i różnorodność gatunkowa mykobioty spada wraz ze wzrostem kwasowości w profilu jeziora. Jak zatem wyraźnie widać zasadowy odczyn badanych wód jeziornych nie ogranicza rozwoju mykoplanktonu, mimo, że w środowisku takim dobrze rozwijają się bakterie. Tym niemniej organizmy te nie są w stanie rozwijać się obok siebie w dogodnych dla nich warunkach pH, co dotyczy



zarówno ich liczebności, jak i składu gatunkowego. Rozwój bakterioplanktonu znacznie utrudnia rozwój grzybów wodnych. Zapewne dlatego w metalimnionie następuje spadek liczebności mykobioty, gdyż mimo doskonałych warunków do ich rozwoju (optymalna zawartość węgla, azotu, lekko alkaliczne pH, i dobre natlenienie wody) znaczna liczebność bakterii ogranicza ich rozwój. Dodatkowo należy pamiętać, iż w warstwie tej odnotowuje się intensywny rozwój zooplanktonu, którego pożywieniem jest m. in. mykoplankton.

Spośród zidentyfikowanych gatunków grzybów wodnych w badanych jeziorach mezotroficznych, największe znaczenie ekologiczne posiadały wyłącznie 4 gatunki. Pierwszym z nich jest *Rhodotorula glutinis*, która bardzo dobrze może rozwijać się nawet w głębokich, zanieczyszczonych ściekami zbiornikach, w których panuje wysoka temperatura. Grzyb ten największe znaczenie ekologiczne wykazuje w metalimnionie, gdzie występowanie jego pokrywa się z nieporównywalnie większą liczebnością bakterii i biomasą glonów w porównaniu do dwóch pozostałych warstw jeziora. Rozpowszechnienie tego gatunku jest związane z bardzo szybką jego adaptacją do nowego siedliska, np. przy ograniczonym stężeniu materii organicznej może wytwarzać on liczne związki organiczne, np. lipidy. Z kolei przy zwiększonej ilości materii organicznej w wodzie może wydzielać enzymy rozkładające liczne związki organiczne. Kolejnym gatunkiem grzyba posiadającym bardzo wysoki wskaźnik znaczenia ekologicznego, tym razem dla epilimnionu badanych wód, był *Epicoccum nigrum*, którego występowanie w tej warstwie wiąże się z możliwością kolonizowania przez niego niektórych gatunków glonów. Posiada on przy tym zdolność do wydzielania związków przeciwbakteryjnych, co ogranicza konkurencję o zasoby środowiska. Występowanie tego gatunku w warstwie powierzchniowej wiąże się z łatwością z jaką może on przedostawać się do wód wraz ze splywem powierzchniowym, czy opadem atmosferycznym, gdyż kolonizuje on różne rodzaje gleb oraz wiele gatunków roślin. Jego obecność stwierdzono także w powietrzu. Z kolei w hypolimnionie jezior mezotroficznych, które cechowały się dobrymi warunkami tlenowymi w całym profilu, wysokim wskaźnikiem znaczenia ekologicznego w tej warstwie odznaczał się *Fusarium sporotrichioides*, co mogło być spowodowane faktem, iż warstwa ta jest najmniej narażona na wpływ warunków atmosferycznych, a grzyby z tej rodziny są bardzo wrażliwe na warunki pogodowe. Obecność tego gatunku w przydennych warstwach jeziora wiąże się z jego bytowaniem na martwych organizmach, które opadają na dno zbiornika. Ponadto *Fusarium sporotrichioides*



może dostawać się do hypolimnionu wód wraz z pokarmem dla ptaków wodnych czy ryb, który jest wprowadzany do wody w postaci pieczywa, które z kolei może być zakażone tym mikroorganizmem, będącym pasożytem pszenicy. Występowanie kolejnego grzyba jakim jest *Trichophyton violaceum* w wodach badanych jezior mezotroficznym nie było powiązane z warstwą jeziora, lecz stopniem jej zanieczyszczenia. Ponadto wysoki wskaźnik znaczenia ekologicznego tego mikroorganizmu zanotowano w tych warstwach, w których  $EC > 500 \mu S/cm$ . Jest to powszechny dermatofit wykorzystujący keratynę naskórka, jako źródło węgla. Jego obecność w hypolimnionie badanych wód jest spowodowana faktem, iż grzyb ten występuje w osadach dennych wód zanieczyszczonych.

Reasumując, w badanych jeziorach mezotroficznym oznaczono 55 gatunków grzybów, w epilimnionie występowało 36 gatunków, w metalimnionie 34, a w hypolimnionie 24 gatunki. Średnia liczebność grzybów w jeziorach mezotroficznym wyniosła 9800CFU/mL, przy czym największą zanotowano w epilimnionie, zaś najmniejszą w hypolimnionie. Wśród badanych jezior mezotroficznym największą różnorodnością gatunkową cechowały się wody z natlenionym hypolimnionem, najmniejszą zaś wody z beztlenowym hypolimnionem. *Cladosporium herbarum* występował w każdej warstwie badanych wód, za wyjątkiem hypolimnionu. Z kolei *Naganishia albida* była grzybem występującym w tych warstwach jezior, których wody miały odczyn alkaliczny ( $pH > 9$ ). Jej rozwój był możliwy dzięki mniejszemu wpływowi innych gatunków mykoplanktonu, bowiem ogólna ich liczebność w takich wodach była zawsze znacznie mniejsza niż w pozostałych warstwach jeziora. Gatunkami, które pojawiały się wyłącznie w warstwie powierzchniowej były: *Pithomyces chartarum*, *Naganishia diffluens*, *Naganishia alba*, przy czym *Naganishia diffluens* występowała wyłącznie w epilimnionach jezior z brakiem tlenu w hypolimnionie. Hypolimnion wszystkich badanych jezior mezotroficznym odznaczał się największą powtarzalnością gatunków, która była większa niż w jeziorach eutroficznym.

Na podstawie przedstawionych prawidłowości pomiędzy wybranymi fizykochemicznymi parametrami jakości wód, a mykoplanktonem, można stwierdzić, iż jeziora eutroficzne odznaczały się mniejszym zróżnicowaniem gatunkowym, zaś większą liczebnością, w porównaniu do jezior mezotroficznym. W przypadku, tak jezior mezotroficznym, jak i eutroficznym obserwowany był spadek liczebności mykoplanktonu wraz ze wzrostem głębokości jeziora, co pokryło się ze spadkiem pH, stężenia rozpuszczonej materii organicznej czy tlenu rozpuszczonego w wodzie. Jeśli

chodzi o zróżnicowanie gatunkowe tej grupy mikroorganizmów w profilach badanych jezior, to w przypadku wód eutroficznycy bogactwo gatunkowe w całym przekroju było porównywalne (w hypolimnionie największe), zaś w przypadku mezotroficznycy spadało wraz z głębokością. Różnorodność gatunkowa mykoplanktonu, bez względu na stan troficzny wód jeziornycy, zawsze była większa tam, gdzie stężenie tlenu w wodzie było wyższe. Ponadto badania wykazały, iż różnorodność gatunkowa mykoplanktonu jest największa wówczas, gdy zawartość węgla organicznego mieści się w przedziale charakterystycznym dla górnej mezotrofii i dolnej eutrofii.

Przeprowadzone badania nie wyłoniły gatunków mykoplanktonu, których występowanie jednoznacznie wskazałoby na stan troficzny wód limniczycy. Nie mniej jednak badania wykazały, iż w przypadku jezior eutroficznycy odznaczających się beztlenowymi warunkami (od metalimnionu) gatunkiem charakterystycznym jest *Candida albicans*. Z kolei w jeziorach, w których warunki beztlenowe występowały wyłącznie w hypolimnionie charakterystycznym gatunkiem grzyba jest *Candida argentea*. W przypadku jezior mezotroficznycy należy stwierdzić, iż nie występują w nich charakterystyczne dla tej trofii gatunki grzybów.

## **II. GRZYBY PATOGENNE W WODACH WYKORZYSTYWANYCH DO CELÓW REKREACYJNYCH JAKO POTENCJALNE ZAGROŻENIE DLA ZDROWIA CZŁOWIEKA. MYKOPLANKTON JAKO WSKAŹNIK ZANIECZYSZCZENIA CHEMICZNEGO I STANU SANITARNO-EPIDEMIOLOGICZNEGO WÓD**

Nadrzędnym celem badań było określenie liczebności i składu gatunkowego mykoplanktonu w wodach użytkowanycy w celach rekreacyjno-turystycznycy na tle zanieczyszczenia wód, które określane zostało w oparciu o wybrane wskaźniki zarówno biologiczne, jak i chemiczne. Analizy podstawowycy parametrów fizykochemicznycy wód pozwoliły określić zanieczyszczenia zaliczane do chemicznej grupy wskaźników, z kolei analiza ogólnej liczebności bakterii i jednocześnie identyfikacja bakterii wskaźnikowycy (grupy coli, *Escherichia coli*, enterokoki kałowe, *Clostridium perfringens*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Legionella sp.*), wskazała na zanieczyszczenie zaliczane do mikrobiologicznej grupy wskaźników. Zgłębiona wiedza na temat rozwoju i funkcjonowania mykoplanktonu w takich warunkach pozwoliła określić zachodzące interakcje między grzybami wodnymi a bakteryjnymi wskaźnikami zanieczyszczeń, co doprowadziło do poszerzenia wiedzy na temat stanu ekologicznego ekosystemów

wodnych w świetle potencjalnego zagrożenia epidemiologicznego grzybami potencjalnie patogennymi stanowiącymi niebezpieczeństwo dla zdrowia i życia człowieka.

### *II.1. Funkcjonowanie mykoplanktonu w systemie kanałowo-jeziornym na tle fizykochemicznych parametrów jakości wód [P-1, P-2]*

Badania prowadzone były na cennym przyrodniczo obszarze, który obejmował system wód Kanału Augustowskiego (odcinek usytuowany po stronie polskiej). Do badań wybrano 14 jezior Pojezierza Augustowskiego o różnych warunkach hydrologicznych i typie miktycznym [P-1] oraz 15 stanowisk kanałowych usytuowanych bezpośrednio przed śluzami [P-2]. System ten jest idealnym obiektem badawczym, bowiem przepływ wody w kanałach jest niewielki, a na krótkich odcinkach łączących zbiorniki wodne jest praktycznie niezauważalny, co skutkuje w pewnych okresach zwiększoną sedymentacją sestonu i bujnym rozwojem roślinności wodnej. Tak dobrany teren powoduje, iż wyeliminowany zostaje istotny, dla rozwoju mykoplanktonu, czynnik jakim jest przepływ wody. Kanał Augustowski którego wody zasilane są 6 rzekami, z czego jedna stanowi odpływ z jeziora Serwy, położony jest w zlewni o stosunkowo zróżnicowanej pokrywie glebowej, stąd obserwowana hydrochemiczna plamistość całego systemu.

Porównując w badanym systemie jakość wód jeziornych do wód sztucznych odcinków kanałowych należy stwierdzić, iż w przypadku tych pierwszych odnotowano maksymalne wartości takich parametrów jak: pH, stężenie chlorofilu *a*, całkowitego węgla organicznego (TOC), jonów chlorkowych, jak również i liczebności grzybów wodnych. Z kolei dla sztucznych odcinków wód kanałowych, maksymalne wartości przyjmowały takie parametry jak: przewodność elektrolityczna, stężenie jonów azotanowych(V) i siarczanowych(VI). Jakość zarówno wód sztucznych odcinków kanałowych, jak i jeziornych była uzależniona od tego czy: badane obiekty leżą w zlewni bardziej mineralnej czy organicznej, czy są wykorzystywane turystycznie czy nie (rejsy statków, spływy kajakowe) oraz czy są zasilane wodami powierzchniowymi czy nie.

Funkcjonowanie grzybów w takim systemie było zupełnie inne niż w bezdopływowych wodach jeziornych, ze względu na większy kontakt tych wód ze zlewnią, co spowodowane było dopływem do nich wód rzecznych. Kolejnym bardzo istotnym czynnikiem jest intensywne użytkowanie wód kanałowych w celach

rekreacyjnych. Liczebność grzybów w badanych wodach uzależniona była przede wszystkim od ich właściwości fizyko-chemicznych, takich jak pH, temperatura, dostępność biogenów, głównie azotu i fosforu oraz materii organicznej. Wykazano, iż badania dotyczące wpływu temperatury na grzyby wodne pokazują, że istnieją gatunki występujące cały rok oraz takie, które są typowe dla konkretnej pory roku. Badania wykazały, iż największa liczebność grzybów charakterystyczna jest dla sezonu jesiennego, natomiast różnorodność gatunkowa jest wówczas niewielka, w porównaniu do okresu letniego. Spowodowane jest to intensywnym opadem liści, a tym samym i bogactwem materii organicznej rozkładanej głównie przez grzyby z grupy ekologicznej Hyphomycetes, która rozwija się głównie na liściach zanurzonych w wodzie. Średnia liczebność mykoplanktonu w wodach jeziornych była ponad dwa razy większa, niż w sztucznych odcinkach kanałowych, zaś zróżnicowanie gatunkowe było identyczne. Wody całego systemu, które posiadały minimalne wartości przewodności elektrolitycznej czy też stężenia biogenów odznaczały się niewielką ogólną liczebnością mykoplanktonu. Przekładało się to na najmniejsze zróżnicowanie gatunkowe w wodach jeziornych. Przyczyna tkwiła w tym, iż badanie jeziora są przepływowe, bogate w jony wapnia, które strącają się w postaci węglanu wapnia (kredy) i sedymentują na dno zbiornika wraz z zaadsorbowanym na ich powierzchni mykoplanktonem.

Wśród wszystkich zidentyfikowanych gatunków grzybów około 30% stanowiły typowe grzyby wodne z grupy ekologicznej Hyphomycetes, ponad 30% to gatunki grzybów potencjalnie patogennych, a reszta to pozostałe grzyby strzępkowe. Jedynie dwa grzyby z grupy ekologicznej Hyphomycetes, tj. *Anguillospora crassa* i *Flagellospora curvula* występowały praktycznie na wszystkich badanych stanowiskach należących do systemu kanałowo-jeziornego. Dodatkowo w wodach tych nagminnie występowały grzyby z rodzaju *Aspergillus* i *Fusarium*, które mogą wywoływać alergie czy też mikotoksykozy poprzez wytwarzanie toksyn, takich jak: ochratoksyny, aflatoksyny lub fumonizyny.

Wody badanego systemu, w których odnotowano największe zróżnicowanie gatunkowe grzybów typowo wodnych są bogate w materię organiczną, a potwierdzeniem takiej zależności jest wprost proporcjonalna zależność pomiędzy grzybami z grupy ekologicznej Hyphomycetes a organicznym węglem rozpuszczonym (DOC) czy organicznym węglem zawieszonym (POC). Takie prawidłowości wynikają z faktu, że wszystkie te wody są płytkie (jeziora polimiktyczne), gdzie dochodzi do

wertykalnego mieszania się wód, przez co do warstw powierzchniowych dostają się te gatunki grzybów, które bytują w osadach dennych. W jeziorach o największym stężeniu DOC i POC zidentyfikowane gatunki grzybów w większości należały do grupy ekologicznej Hyphomycetes i były to: *Varicosporium elodeae*, *Tricladium splendens*, *Lunulospora curvula*, czy *Heliscus lugdunensis*, których główną rolą jest rozkład materii organicznej znajdującej się w wodzie. W jeziorach o dużej zawartości materii organicznej (POC) odnotowano również obecność grzybów potencjalnie patogennych, takich jak: *Torulopsis glabrata*, *Geotrichum candidum*, *Candida albicans*, *Cryptococcus laurentis*, czy *Exophiala dermatitidis*. Są to organizmy allochtoniczne, zwykle pochodzenia antropogenicznego, a ekosystem wodny nie jest ich naturalnym środowiskiem życia i nie biorą one udziału w rozkładzie materii organicznej. Nagromadzona w obrębie ekosystemu materia organiczna może być przyczyną procesu eutrofizacji, a ten z kolei ogranicza rozwój mykoplanktonu. Potwierdzeniem tego wydaje się fakt, iż wykazano odwrotnie proporcjonalną istotną statystycznie zależność pomiędzy liczebnością grzybów a stężeniem chlorofilu *a* w wodzie, który jest wyznacznikiem biomasy fitoplanktonu oraz pomiędzy grzybami a stężeniem rozpuszczonego fosforu reaktywnego (DRP). W przypadku grzybów potencjalnie patogennych stężenie chlorofilu *a*, podobnie jak stężenie DOC nie mają wpływu na ich liczebność i skład gatunkowy. Ponadto na liczebność grzybów istotny wpływ wywiera odczyn wody, co potwierdza wprost proporcjonalna zależność między tymi parametrami. W wodach całego systemu, których wody mają odczyn alkaliczny (pH około 8,5-9,0) odnotowano większą liczebność i zróżnicowanie gatunkowe grzybów w porównaniu do lekko kwasowych czy obojętnych wód. Ponadto w wodach alkalicznych całego systemu dominowały allochtoniczne, potencjalnie patogenne grzyby takie jak: *Trichophyton violaceum*, *Scopulariopsis fusca*, *Exophiala dermatitidis*, *Chrysosporium queenslandicum*, *Acremonium implicatum* czy *Candida albicans*, co pokazuje, że alkalizacja środowiska sprzyja rozwojowi grzybów powodujących choroby zwierząt i ludzi. Brak istotnej statystycznie zależności pomiędzy liczebnością grzybów z grupy ekologicznej Hyphomycetes a odczynem wody, wyznacznikiem którego jest pH, może być spowodowane tym, iż wzrost pH w wodach jest skutkiem rozwoju glonów, które konkurują z mykoplanktonem. Obok gatunków typowo wodnych, należących głównie do grupy ekologicznej Hyphomycetes, w wodach badanego systemu zidentyfikowano również takie gatunki grzybów, które są chorobotwórcze dla zwierząt i ludzi. Głównie były to dermatofity oraz drożdżaki z dominacją *Candida albicans*. Największą

różnorodność taksonów grzybów potencjalnie patogennych, najprawdopodobniej pochodzenia antropogenicznego, odnotowano w tych wodach systemu, które są intensywnie użytkowane turystycznie w okresie letnim. Na uwagę zasługuje fakt, iż w niektórych wodach systemu zidentyfikowano typowego grzyba pochodzenia ściekowego – *Leptomitus lacteus*, a było to spowodowane przedostaniem się do wód ścieków bytowo-gospodarczych z gospodarstw domowych i pola biwakowego znajdujących się w pobliżu badanych stanowisk. Dużą liczebność grzybów potencjalnie patogennych odnotowywano również w wodach całego systemu, które cechowały się podwyższonym stężeniem jonów chlorkowych, siarczanowych(VI) i przewodności elektrolitycznej czyli parametrów będących chemicznym wskaźnikiem zanieczyszczenia wód. Zanieczyszczenie wód jonami chlorkowymi i siarczanowymi(VI) nie ma natomiast istotnego wpływu na obecność grzybów z klasy ekologicznej Hyphomycetes. W wodach, w których odnotowano najwyższe stężenie jonów chlorkowych i siarczanowych(VI), wykazano obecność *Candida albicans* i *Rhodotorula rubra*, czyli tych gatunków które są charakterystyczne dla wód zanieczyszczonych.

Wydaje się więc, iż grzyby wodne są istotnym wskaźnikiem jakości wód i powinny być wykorzystywane w biologicznym monitoringu czystości i bezpieczeństwa sanitarnego wód powierzchniowych, zwłaszcza tych cennych przyrodniczo, a takimi niewątpliwie są wody systemu Kanału Augustowskiego, które są intensywnie użytkowane turystycznie. Mykoplankton wydaje się być bardzo cennym wskaźnikiem sanitarnym jakości wód, gdyż w wodach zanieczyszczonych o wysokim stężeniu materii organicznej najczęściej odnotowywano obecność grzyba z gatunku *Candida albicans*.

## **II.II. Mykoplankton a biologiczne wskaźniki jakości wód [P-3]**

Grzyby w ekosystemach wodnych wchodzą w różnorodne interakcje z innymi organizmami, a zwłaszcza z bakteriami. Największą liczebność ogólną bakterioplanktonu odnotowano w epi- i hypolimnionie badanych jezior eutroficznym. Z kolei liczebność grzybów w warstwie przydennej jezior była najniższa. Związane jest to z tym, że bakterie lepiej dostosowują się do trudnych warunków środowiska, a zwłaszcza do braku tlenu, jakie panują w tej warstwie jezior. Najmniejszą liczebnością bakterii charakteryzował się metalimnion, przy jednoczesnej dużej liczebności ogólnej mykoplanktonu. Wykazano, że grzyby poprzez wydzielane zewnątrzkomórkowo



metabolity hamują proces komunikacji między komórkami bakterii, tzw. *Quorum sensing*, np. farnesol wydzielany przez *Candida albicans* hamuje oddziaływanie pomiędzy komórkami *Pseudomonas aeruginosa*. Tłumaczy to dlaczego w wyniku przeprowadzonych badań wykazano ujemną korelację pomiędzy grzybami *Candida albicans* a bakteriami *Pseudomonas aeruginosa*, które należą do grupy mikrobiologicznych wskaźników jakości wody, ze względu na dużą ich zdolność do tworzenia biofilmów. W tworzeniu biofilmów duży udział ma również *Candida albicans*, w obecności której *Pseudomonas aeruginosa* może nie występować lub występować w znikomych ilościach. Stąd też wydają się, że *Candida albicans* jest o wiele lepszym wskaźnikiem zanieczyszczenia wód. Tym bardziej, że jej występowanie koreluje z wskaźnikiem coli oraz *Clostridium perfringens*, które są ważnymi mikrobiologicznymi wskaźnikami jakości wód. *Candida albicans* jest grzybem, który może funkcjonować w warunkach beztlenowych i przechodzi wówczas w formę strzępkową, ze względu na swój dymorficzny charakter. Dodatkowo drożdżak ten stymuluje wzrost bakterii beztlenowych, co może tłumaczyć istotną statystycznie dodatnią zależność pomiędzy występowaniem *Candida albicans* a bakteriami: *Clostridium perfringens* oraz względnie beztlenową *Escherichia coli*. Jest to dodatkowym dowodem na to, iż *Candida albicans* powinna zostać włączona do grupy bioindykatorów stanu ekologicznego i sanitarnego wód. Z przeprowadzonych badań wynika, że istnieją zależności pomiędzy *Candida albicans* a *Staphylococcus aureus* i *Staphylococcus epidermidis* oraz paciorkowcami kałowymi, które świadczyłyby o starym zanieczyszczeniu wód. Ponadto wyniki badań wskazują, iż gatunki tych mikroorganizmów są bardziej niż inne bakterie odporne na niekorzystne warunki środowiska.

### **III.WPŁYW JONÓW ŻELAZA(III) ORAZ KWASU HUMUSOWEGO NA WZROST I METABOLIZM WYBRANYCH POTENCJALNIE PATOGENNYCH GRZYBÓW POSPOLICIE WYSTĘPUJĄCYCH W WODACH PÓŁNOCNO-WSCHODNIEJ POLSKI**

W związku z tym, iż cechą charakterystyczną wód Polski północno-wschodniej jest ich zasobność w materię organiczną o specyficznej strukturze, przeprowadzono badania mające na celu sprawdzenie w jaki sposób kwas humusowy wpływa na funkcjonowanie pospolicie występującego w wodach zanieczyszczonych drożdżaka



*Candida albicans*. Kolejną cechą charakteryzującą wody Podlasia jest ich zasobność w związku żelaza, ze względu na płytko występujący w tej części Polski pierwszy poziom wodonośny, który zasila wody powierzchniowe w jony tego metalu. Fakt ten stał się podstawą do podjęcia badań mających na celu wyjaśnienie roli jonów żelaza(III) w funkcjonowaniu dwóch pospolicie występujących grzybów potencjalnie patogennych (*Rhodotorula mucilaginosa* i *Cladosporium herbarum*) w wodach regionu, które są użytkowane rekreacyjnie.

### *III.1. Wpływ jonów żelaza(III) na wzrost i metabolizm Rhodotorula mucilaginosa i Cladosporium herbarum [P-5]*

Analizy wpływu jonów żelaza(III) na biomasa i metabolizm drożdżaka *Rhodotorula mucilaginosa* i grzyba strzępkowego *Cladosporium herbarum* wykazały, iż efekt działania jonów tego metalu zależy zarówno od ich stężenia, jak i od gatunku grzyba. Dużo bardziej wrażliwe na działanie wysokiego stężenia jonów żelaza(III) okazały się grzyby strzępkowe, w porównaniu do drożdżaków, gdyż 25 mgFe/L i 100 mgFe/L powodowały znaczny spadek biomasy *Cladosporium herbarum* w porównaniu z kontrolą. Wydaje się ponadto, iż żelazo nie jest mikroelementem niezbędnym dla wzrostu i funkcjonowania *Cladosporium herbarum*, gdyż nie zauważono istotnego przyrostu biomasy grzyba pod wpływem jonów tego metalu w przeciwieństwie do drożdżaka. W przypadku *Rhodotorula mucilaginosa* stężenie 0,25 mg/L i 1 mg/L jonów żelaza(III) powoduje istotny statystycznie wzrost biomasy grzyba w porównaniu z kontrolą, i to właśnie przy tych wartościach stężenia ma miejsce największa biosorpcja jonów tego metalu przez komórki drożdżaka. Przy dużym stężeniu  $Fe^{3+}$  biosorpcja jonów tego metalu przez komórki drożdżaka praktycznie nie zachodzi. Uzyskane wyniki wskazują, iż jony żelaza(III) są niezbędne do prawidłowego wzrostu, rozwoju i wirulencji potencjalnie patogennych drożdżaków, co zostało wcześniej stwierdzone u *Candida albicans*. Badania własne pokazały ponadto, iż duże stężenie jonów żelaza(III) nie powoduje istotnego statystycznie spadku biomasy grzyba *Rhodotorula mucilaginosa* poniżej wartości kontrolnych. Wskazuje to na fakt, że w wodach zanieczyszczonych związkami żelaza możemy spodziewać się dużej liczebności tego patogennego gatunku. Potwierdzają to dane mówiące o tym, iż w wodach silnie zanieczyszczonych dominują potencjalnie patogenne drożdżaki, podczas gdy wiele gatunków grzybów strzępkowych nie rozwija się w wodach o dużym stężeniu biogenów, materii organicznej i metali ciężkich.

Przeprowadzone badania pokazały, iż *Cladosporium herbarum* wykazuje dużo wyższą biosorpcję jonów żelaza(III), w porównaniu do drożdżaka, zwłaszcza przy dużym ich stężeniu w pożywce hodowlanej (50 i 100 mg/L). Może to wskazywać na fakt, że jest to przykład grzyba zdolnego do kumulacji jonów żelaza(III), a tym samym ich unieruchamiania, dzięki czemu zmniejsza się dostępność jonów tego metalu w środowisku wodnym. Potwierdza to wynik eksperymentu, który wykazał, że przy dużym wyjściowym stężeniu  $Fe^{3+}$  w pożywce, w komórkach *Cladosporium herbarum* odnotowano istotny wzrost zawartości białek i monosacharydów. Z kolei w komórkach drożdżaka traktowanych 50 i 100 mg/L jonów żelaza(III) zawartość tych metabolitów spada w porównaniu kontrolą. Ponadto wzrost zawartości białek w komórkach *Cladosporium herbarum* traktowanych jonami żelaza(III) w stężeniu 5-100 mg/L może być również mechanizmem aktywowanym w odpowiedzi na pojawiające się wolne rodniki tlenowe. Ich synteza generowana jest m. in. przez metale ciężkie, bo jak wiadomo metalotioneiny pełnią również funkcję ochronną przed negatywnym działaniem stresu oksydacyjnego.

W komórkach grzyba strzępkowego traktowanego jonami żelaza(III) w stężeniu 5-100 mg/L odnotowano również istotny wzrost stężenia monosacharydów. Tłumaczyć to można faktem, iż glukoza i jej pochodne pełnią w komórkach grzybów rolę cząsteczek sygnałowych w odpowiedzi na działanie różnych czynników stresowych środowiska. Prowadzi to do m. in. aktywacji kaskady kinaz MAP mających wpływ na ekspresję genów kodujących białka stresowe oraz białka kontrolujące podziały komórek i ich różnicowanie się. Biorąc pod uwagę również wzrost zawartości białek można przypuszczać, że wzrost stężenia cukrów prostych w komórkach *Cladosporium herbarum* traktowanych dużym stężeniem jonów żelaza(III) prowadzi do aktywacji ekspresji genów odpowiedzialnych za syntezę białek stresowych. Wyniki badań pokazują, iż w komórkach *Cladosporium herbarum* traktowanych dużym stężeniem jonów żelaza(III) odnotowano istotny wzrost aktywności enzymów antyoksydacyjnych powyżej wartości kontrolnych, przy jednoczesnym spadku biomasy grzyba w pożywce. Mogło to być spowodowane faktem, iż niektóre metale indukują u grzybów wodnych mechanizm zaprogramowanej śmierci komórki (PCD), który związany jest z syntezą wolnych rodników tlenowych. Podobnych mechanizmów nie odnotowano natomiast w komórkach drożdżaka. W komórkach tego grzyba wysokie stężenie jonów żelaza(III) w pożywce (5-100 mg/L) powodowało spadek zawartości cukrów prostych w porównaniu z kontrolą, co jest kolejnym dowodem na to, że jest to stężenie toksyczne

dla *Rhodotorula mucilaginosa*. Przy niższym stężeniu jonów żelaza(III) zawartość zarówno monosacharydów, jak i białek w komórce utrzymywały się na poziomie kontroli. Wskazuje to na fakt, że jony tego metalu są z jednej strony niezbędne do prawidłowego metabolizmu drożdżaka, z drugiej zaś do rozwoju jego wirulencji. Cukry są czynnikiem indukującym wirulencję również u innych patogennych drożdżaków, np. *Candida albicans*. Stąd można wysnuć wniosek, że wody o dużym stężeniu jonów żelaza(III) odznaczać się będą szczególnym zagrożeniem sanitarnym.

Traktowanie grzybów zarówno strzępkowych, jak i drożdżopodobnych różnym stężeniem jonów żelaza(III) ma znaczący wpływ również na sekrecję metabolitów do pożywki. U *Rhodotorula mucilaginosa* stężenie białek w pożywce wzrasta wraz ze wzrostem stężenia egzogennych jonów żelaza(III), zaś u *Cladosporium herbarum* zewnątrzkomórkowe wydzielanie tych metabolitów jest hamowane i wzrasta powyżej kontroli jedynie pod wpływem 100 mg/L jonów żelaza(III). Sugeruje to, że takie stężenie jest już toksyczne dla komórek tego grzyba. Hamowanie sekrecji białek u grzyba strzępkowego jest najprawdopodobniej związane z mobilizacją białek w komórkach, syntetyzowanych m.in. w celu wiązania jonów żelaza(III) intensywnie pobieranych przez komórki grzyba. Podobnie jak w przypadku białek również wydzielanie zewnątrzkomórkowe cukrów prostych jest hamowane pod wpływem jonów żelaza(III) w przypadku *Cladosporium herbarum* (za wyjątkiem najwyższego z zastosowanego stężenia). W przypadku *Rhodotorula mucilaginosa* stężenie cukrów prostych oraz białek w pożywce wzrasta powyżej kontroli jedynie pod wpływem 5 mgFe/L. Można to wytłumaczyć tym, że grzyby narażone na stres wywołany metalami ciężkimi wydzielają niskocząsteczkowe polipeptydy i są to głównie nukleazy, proteinyazy i lizozym. Wydaje się więc, że dla drożdżaka stężenie jonów żelaza(III) równe 5 mg/L jest już toksyczne i wywołuje reakcje obronne na stres. Białka wydzielane do pożywki mają prawdopodobnie za zadanie wiązanie jonów tego metalu przez zmianę jego formy występowania w niedostępną. W efekcie doprowadzi to do ograniczenia ich mobilności i niedopuszczenia do wnikięcia ich do komórek.

Wykazano, że w komórkach drożdżaka *Rhodotorula mucilaginosa* największy wzrost aktywności wybranych enzymów antyoksydacyjnych odnotowano w obecności 25 i 100 mg/L jonów żelaza(III) w pożywce, bowiem jak wiadomo jednym z mechanizmów odpowiedzi komórek na stres wywołany metalami jest synteza reaktywnych form tlenu (ROS) i związany z tym stres oksydacyjny. Przy niskim stężeniu jonów żelaza(III) w hodowli (do 1 mg/L), drożdżak intensywnie pobiera jony

tego metalu, które nie powodują u niego pojawienia się reakcji stresowej, gdyż nie zaobserwowano w jego komórkach intensywnego wzrostu aktywności enzymatycznych układów antyoksydacyjnych lub spadku zawartości podstawowych metabolitów. Niewielki wzrost aktywności enzymów powyżej wartości kontroli może być wynikiem tego, iż w żywych komórkach ROS mogą być wytwarzane również w wyniku prawidłowych przemian metabolicznych, jako produkty uboczne, bądź intermediaty metabolizmu tlenowego. Wprowadzenie wyższego stężenia jonów żelaza(III) (25 i 100 mg/L) do pożywki, w której wzrastał drożdżak powoduje już reakcje stresowe objawiające się spadkiem zawartości białek i monosacharydów, a także wzrostem aktywności enzymów antyoksydacyjnych. Zauważyć wtedy można, że pobieranie jonów tego metalu przez *Rhodotorula mucilaginosa* istotnie spada, co świadczy o toksycznym działaniu jonów metalu na komórki grzyba. Z kolei zupełnie inny mechanizm obserwowany był w przypadku grzyba strzępkowego *Cladosporium herbarum*. Jony żelaza(III) w stężeniu do 5 mg/L, podobnie jak w przypadku drożdżaka, nie powodują wzrostu aktywności enzymów antyoksydacyjnych. Strzępki *Cladosporium herbarum* zdolne są jednak do pobierania i kumulacji większych ilości jonów żelaza(III) w całym zakresie stosowanego stężenia. Stres oksydacyjny pojawia się w następstwie działania wysokiego stężenia jonów żelaza(III) na strzępki *Cladosporium herbarum*. Jednak wzrost aktywności enzymów antyoksydacyjnych w powiązaniu ze wzrostem stężenia białek i monosacharydów w komórkach sugeruje wykształcenie mechanizmów obronnych przeciwko toksycznemu działaniu jonów żelaza(III), czego nie obserwowano u drożdżaka *Rhodotorula mucilaginosa*.

Podsumowując należy stwierdzić, że jony żelaza(III) w stężeniu rzędu 0,25-1 mg/L stymulują metabolizm komórkowy u *Rhodotorula mucilaginosa*. Z kolei przy stężeniu powyżej 5 mg/L grzyb ten wykształcił mechanizm, który skutkuje ograniczeniem pobierania jonów żelaza(III) ze środowiska. Wydaje się więc, że *Rhodotorula mucilaginosa* może funkcjonować w wodach silnie zanieczyszczonych jonami żelaza(III). Zdecydowanie większą możliwością biosorpcji jonów badanego metalu odznaczał się grzyb strzępkowy *Cladosporium herbarum*. Jednak jony żelaza(III) w stężeniu 25 i 100 mg/L powodują już istotny spadek biomasy grzyba. Badania wykazują, że grzyb ten może aktywnie kumulować jony żelaza(III) i tym samym usuwać je ze środowiska wodnego, w przypadku gdy stężenie tych jonów nie przekracza wartości 25 mg/L. Może to mieć ogromne znaczenie z punktu widzenia funkcjonowania ekosystemów wodnych.

### III.II. Wpływ kwasu humusowego na wzrost i metabolizm *Candida albicans* [P-6]

Przeprowadzone badania wskazują na istotny wzrost biomasy drożdżaka *Candida albicans* pod wpływem egzogenego kwasu humusowego w przedziale stężenia 5-20 mg/L w odniesieniu do próbki kontrolnej. Wzrost biomasy mikrogrzybów pod wpływem kwasów humusowych może wiązać się ze specyficzną budową tych związków związaną z licznymi ugrupowaniami aromatycznymi m.in. ugrupowania fenolowe, które są chętnie wykorzystywane przez grzyby jako źródło węgla. Wysokie stężenie kwasu humusowego w przedziale 40-80 mg/L powodowało istotne zmniejszenie biomasy *Candida albicans*. Może to wynikać z wysokiej reaktywności tych związków, która powoduje zablokowanie procesów transportu elektronów w mitochondriach. Będzie to skutkowało spadkiem wytwarzania ATP i doprowadzi do wytworzenia wewnątrzkomórkowego stresu oksydacyjnego, czego następstwem z kolei będzie apoptoza komórki grzyba. Obecność *Candida albicans* w wodach bogatych w substancje humusowe może pretendować tego drożdżaka do miana dobrego mikrobiologicznego wskaźnika zanieczyszczenia wód powierzchniowych.

Zdolność *Candida albicans* do bytowania w wodach zasobnych w materię organiczną jest prawdopodobnie spowodowana tym, iż kwas humusowy stymuluje wzrost zawartości białek, a także cukrów prostych w komórkach drożdżaka. Dostępność materii organicznej indukuje podziały komórkowe u mikroorganizmów, z czym wiąże się intensywna biosynteza białek w komórkach *Candida albicans*. Wysokie stężenie kwasu humusowego jest w stanie zmniejszyć zawartość białka oraz cukrów prostych w komórkach drożdżaka. Świadczy to o tym, że substancje humusowe w wysokim stężeniu wywierają negatywny wpływ na te organizmy, bowiem mogą doprowadzić do peroksydacji lipidów oraz zapoczątkować procesy kancerogenezy.

Wzrost sekrecji monosacharydów może być efektem wykorzystywania przez *Candida albicans* cukrów w procesie adhezji. Kwas humusowy mógł zadziałać również jak czynnik stresowy na komórki grzyba skutkując niszczeniem ściany komórkowej, która w ok 40% składa się z węglowodanów. To z kolei doprowadza do uwalniania cukrów do pożywki hodowlanej. Dodatkowo należy pamiętać, iż jednym z mechanizmów obronnych grzybów w odpowiedzi na stres jest synteza trehalozy, czyli cukru którego zadaniem jest chronić komórkę przed niekorzystnymi warunkami środowiska. Grupy hydroksylowe trehalozy łączą się z białkami błonowymi za pomocą wiązań wodorowych powodując stabilizację błony komórkowej i wzmacniając tym samym jej funkcję ochronną. Prawdopodobnie *Candida albicans* pod wpływem



czynnika stresowego, jakim jest kwas humusowy, jest w stanie syntetyzować w swoich komórkach białka szoku cieplnego Hsp. Białka te pełnią funkcje opiekuńcze oraz ochronne w stosunku do białek strukturalnych komórki zapobiegając ich denaturacji. Mogłoby to wyjaśniać wysokie, utrzymujące się na poziomie kontroli, stężenie białek w sekrecji pozakomórkowej u *Candida albicans*.

W komórkach *Candida albicans* traktowanych egzogennym kwasem humusowym w stężeniu 40-80mg/L zaobserwowano ponad dwukrotne zwiększenie aktywności katalazy i dysmutazy ponadtlenkowej w odniesieniu do hodowli kontrolnej. Wzrost ten może być spowodowany, stresowym działaniem kwasu humusowego powodującym indukcję syntezy rodników tlenowych oraz doprowadzającym do peroksydacji lipidów. Skutkuje to wytwarzaniem przez drożdżaka anionorodnika, który powoduje uszkodzenie struktur komórkowych. Komórki wytwarzają dysmutazę ponadtlenkową która w dwuetapowej reakcji rozkłada anionorodnik do nadtlenu wodoru oraz tlenu. Nadtlenek wodoru jest również wytwarzany naturalnie jako produkt uboczny metabolizmu komórek, jednak poprzez swoją wysoką reaktywność oraz łatwość dyfuzji przez błony komórki jest toksyczny. Powoduje bowiem uszkodzenia białek, cukrów, lipidów oraz kwasów nukleinowych. Za neutralizację niskiego stężenia nadtlenu wodoru odpowiada peroksydaza glutationowa. W momencie gdy stężenie nadtlenu wodoru wzrasta na skutek działania dysmutazy ponadtlenkowej, to za rozkład tego związku odpowiada katalaza rozkładająca go do wody i tlenu. Aktywność obu enzymów jest silnie ze sobą skorelowana, ponieważ aktywność enzymatyczna dysmutazy ponadtlenkowej jest hamowana przez nadtlenek wodoru, z kolei anionorodnik ponadtlenkowy powoduje inhibicję aktywności katalazy. Ponadto wzrost aktywności enzymów antyoksydacyjnych może być powiązany ze wzrostem stężenia cukrów w komórkach grzybów, które pełnią tam rolę obronną przeciwko czynnikom stresowym. Przy niskim stężeniu kwasu humusowego (5 mg/L) zaobserwowano niewielki, ale istotny statystycznie, wzrost aktywności katalazy przy jednoczesnym utrzymywaniu się aktywności SOD na poziomie kontroli. Wskazuje to na fakt, iż naturalnie zachodzące procesy metaboliczne generują w komórkach grzyba pojawianie się nadtlenu wodoru i że to katalaza jest głównym enzymem antyoksydacyjnym grzybów z rodzaju *Candida*. Wyższe stężenie kwasu humusowego (5 i 10 mg/L) jest stężeniem, które stymuluje wzrost i metabolizm drożdżaka (a zwłaszcza syntezę białek i monosacharydów), stąd aktywność obu enzymów nie wzrasta istotnie statystycznie w odniesieniu do hodowli kontrolnej. Jest to

spowodowane tym, że komórkach grzybów zaczynają przeważać prawdopodobnie procesy anaboliczne nad katabolicznymi.

Wzrost zawartości białek w komórkach *Candida albicans* w połączeniu ze wzrostem aktywności enzymów antyoksydacyjnych może wskazywać na fakt, iż drożdżak ten doskonale radzi sobie w warunkach dużego zanieczyszczenia wód trudnodostępną materią organiczną. Wydaje się to być kolejną istotną przesłanką do włączenia *Candida albicans* jako wskaźnika do oceny stanu ekologicznego i sanitarnego wód powierzchniowych, zwłaszcza że wiele gatunków grzybów wodnych to potencjalne patogeny. *Candida albicans* jest grzybem, który jest w stanie dostosować się do funkcjonowania w wodach zanieczyszczonych materią organiczną, również tą wielkocząsteczkową. Wskazuje na to jego możliwość dostosowania procesów metabolicznych do zwiększającego się stężenia kwasu humusowego. Można więc przypuszczać, że drożdżak ten jest doskonałym wskaźnikiem stanu toksykologicznego i sanitarnego wód. Przeprowadzone badania wskazują ponadto, iż środowisko bardzo mocno wpływa na aktywność komórkową i procesy metaboliczne grzybów wodnych.

#### **Literatura:**

- [1] Górniak A., Kajak Z. 2020. Hydrobiologia – limnologia. Warszawa, PWN s. 452.
- [2] Górniak A. 2021. Klimat województwa podlaskiego w czasie globalnego ocieplenia. Wydawnictwo Uniwersytetu w Białymstoku, s. 222.
- [3] Tianxiao L., Mengxin S., Qiang F., Song C., Dong L. 2018. Analysis of Irrigation Canal System Characteristics in Heilongjiang Province and the Influence on Irrigation Water Use Efficiency. *Water*, 10, 1101.
- [4] Pons S., Fournier S., Chervin Cg., Bécard G., Rochange S., Frei Dit Frey N., Pagès V. P. 2022. Phytohormone production by the arbuscular mycorrhizal fungus *Rhizophagus irregularis*. *PLOS ONE* doi: 10.1371/journal.pone.0240886.
- [5] Sun S., Hoy M. J., Heitman J. 2020. Fungal pathogens. *Current Biology* 30, 1163-1169.
- [6] Gadd G. M. 2007. Geomycology: biogeochemical transformations of rocks, minerals, metals and radionuclides by fungi, bioweathering and bioremediation. *Mycol. Res.* 3, 3-49.



- [7] Schüßler A., Schwarzott D., Walker Ch. 2001. A new fungal phylum, the Glomeromycota: phylogeny and evolution. *Mycol. Res.* 105 (12), 1413-1421.
- [8] Boulogne I., Ozier-Lafontaine H., Germosén-Robineau L., Desfontaines L., Loranger-Merciris G. 2012. *Acromyrmex octospinosus* (Hymenoptera: Formicidae) management: effects of TRAMILs fungicidal plant extracts. *J. Econ. Entomol.* 105 (4), 1224-1233.
- [9] Ou S. H. 1980. Pathogen variability and host resistance in rice blast disease. *Annu. Rev. Phytopathol.* 18, 167-187.
- [10] Dean R., Van Kan J. A. L., Pretorius Z. A., Hammond-Kosack K. E., Di Pietro A., Spanu P. D., Rudd J. J., Dickman M., Kahmann R., Ellis J., Foster G. D. 2012. The Top 10 fungal pathogens in molecular plant pathology. *Mol. Plant Pathol.* 13 (4), 414-430.
- [11] Cramer R., Garbani M., Rhyner C., Huitema C. 2014. Fungi: the neglected allergenic sources. *Allergy* 69, 176-185.
- [12] Sigeo D. C. 2005. *Freshwater microbiology*. John Wiley & Sons Ltd, The Atrium, Southern Gate, Chichester, West Sussex PO198SQ, England. s. 433.
- [13] Romani A. M., Fischer H., Mille-Lindblom C., Tranvik L. J. 2006. Interactions of Bacteria and Fungi on Decomposing Litter: Differential Extracellular Enzyme Activities. *Ecology* 87 (10), 2559-2569.
- [14] Grochowska J., Tandyrak R. 2007. Nitrogen and phosphorus compounds in lake pluszne. *Archives Of Environmental Protection* 33 (1), 59-66.
- [15] Tomaszek J. A., Koszelnik P. 2003. A simple model of nitrogen retention in reservoirs. *Hydrobiologia* 504, 51-58.
- [16] Koszelnik P. 2009. Źródła i dystrybucja pierwiastków biogennych na przykładzie zespołu zbiorników zaporowych Solina-Myczkowce. Rzeszów, Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej s. 147.
- [17] Grochowska J. 2015. Obieg wybranych makropierwiastków i związków biogennych w systemie rzeczno-jeziornym na przykładzie Górnej Pasłęki. PAN Komitet Inżynierii Środowiska s. 181.
- [18] Wurzbacher C., Bärlocher F., Grossart H. 2010. Fungi in lake ecosystems. *AME* 59, 125-149.

- [19] Cudowski A. 2014. Dissolved reactive manganese as a new index determining the trophic status of limnic waters. *Ecol. Indicators* 48, 721-727.
- [20] Zieliński P., Leśniewska E. 2006. Bakterioplankton zbiornika Siemianówka w latach 2003-2004. *Ekosystem zbiornika Siemianówka w latach 1990-2004 i jego rekultywacja* Górniak A. (red.) 142-144.
- [21] Anantharaj K., Govindasamy C., Natanamurugaraj G., Jeyachandran S. 2011. Effect of heavy metals on marine diatom *Amphora coffeaeformis* (Agardh. Kutz). *Glob. J. Environ. Stud.* 5, 112-117.
- [22] Pietryczuk A., Górniak A. S., Więcko A., Cudowski A. 2013. Biomass and abundance of aquatic fungi in the polyhumic dam reservoir (NE Poland). *Pol. J. Environ. Stud.* 22, 187-192.
- [23] Krauss G. J., Solé M., Krauss G., Schlosser D., Wesenberg D., Bärlocher F. 2011. Fungi in freshwaters: ecology, physiology and biochemical potential. *FEMS Microbial. Rev.* 35, 620-651.
- [24] Damare S., Raghukumar Ch. 2008. Fungi and macroaggregation in Deep-Sea Sediments. *Microb. Ecol.* 56, 168-177.
- [25] Barlocher F. 1992. *The Ecology of Aquatic Hyphomycetes*. *Ecol. Stud.* 94. Springer-Verlag, Berlin. s. 225.
- [26] Górniak A., Więcko A., Cudowski A. 2013. Fungi biomass in lowland rivers of North Eastern Poland: effects of habitat conditions and nutrient concentrations. *Pol. J. Ecol.* 61 (4), 737-745.
- [27] Pietryczuk A., Górniak A. S., Więcko A., Cudowski A. 2013. Aquatic fungi in the Oder river, its tributaries and the rivers directly inflowing to the Baltic sea under summer hydrochemical conditions. W: *Hydrobiology in environment protection*, red. T.M. Traczewska & B. Hanus-Lorenz, Wrocław, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, 70-80.
- [28] Pietryczuk A., Górniak A. S., Więcko A., Cudowski A. 2013. Biomass abundance and sensitivity to antibiotics and antimycotics of fungi in the Vistula River with its main tributaries. *Acta Mycologica* 48(2), 235-243.

- [29] Pietryczuk A., Cudowski A., Hauschild T. 2014. Effect of lakes with varied trophic status on the species diversity and abundance of fungi. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 109, 32-37.
- [30] Cudowski A., Pietryczuk A., Hauschild T. 2015. Quantitative and qualitative diversity of aquatic fungi in relation to the physical and chemical parameters of water quality in the Augustów Canal. *Fungal Ecol.* 13, 193-204.
- [31] Biedunkiewicz A., Baranowska E. 2011. Yeasts and yeast-like fungi as an element of purity assessment off surface waters. *Pol. J. Environ. Stud.* 20, 267-274.
- [32] Kiziewicz B. 2007. Wykorzystanie grzybów do oceny stanu czystości wód powierzchniowych i podziemnych dorzecza Supraśli. Białystok, EkoPress s. 208.
- [33] Czeczuga B., Górniak A., Kiziewicz B., Godlewska A., Muszyńska E., Jekatierynczuk-Rudczyk E., Zieliński P., Grosfeld A. W., Michalska J. 2010. Zoosporic fungi and fungus-like organisms in the Siemianówka dam reservoir. *Nova Hedwigia* 91, 137-150.
- [34] Dynowska M., Biedunkiewicz-Zomek A., Kisicka I. 2005. Eco-physiological differentiation of yeast-like fungi from different aquatic ecosystems. *Ecohydrol. Hydrobiol.* 5 (2), 147-153.

### **Omówienie pozostałych osiągnięć naukowych:**

Na początku mojej pracy badawczej zająłem się szeroko pojętą jakością wody ze szczególnym uwzględnieniem jej fizykochemicznych właściwości. Analizowałem stężenie podstawowych jonów w wodach, jak również stężenie fenoli, azotu Kjeldahla, fosforu całkowitego (TP) i rozpuszczonego (DP), organicznego węgla sestonowego (POC) oraz organicznego węgla rozpuszczonego (DOC). Pierwsze moje badania dotyczyły oceny stanu chemicznego wód rzecznych i źródłanych na terenie Parku Narodowego Gór Stołowych (PNGS). Wyniki badań pokazały, iż generalnie poziom stężenia parametrów fizyko-chemicznych wód płynących w PNGS należy uznać za bardzo dobry, jedynie w czterech potokach odnotowano ślady zanieczyszczeń antropogenicznych. Badania wykazały, że wybudowanie obiektu retencjonującego wodę zmniejszyło stężenie jonów krzemianowych i żelaza reaktywnego, a spowodowało wzrost stężenia DOC w rzece [H-01]. W swojej prac badawczej uczestniczyłem w zespołowych badaniach zbiornika zaporowego Siemianówka, gdzie również wykonywałem analizy fizyko-chemicznych właściwości wody tego sztucznego

akwenu. Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdzono, iż wody zbiornika pozbawione są zanieczyszczeń antropogenicznych, których wyznacznikiem są zwiększone wartości parametrów chemicznych jakości wód. Zbiornik Siemianówka cechuje się jednym z największych zawartości DOC w Polsce, co przekłada się na jego polihumusowy charakter. Stwierdzono, iż po kilkunastu latach jego funkcjonowania, znacznej stabilizacji uległo stężenie większości parametrów chemicznych, a w szczególności biogenów [H-07]. Kolejnym obiektem badawczym był system wód Kanału Augustowskiego, gdzie wykonywałem badania w latach 2005-2009 [H-08, H-20]. Pilotażowe badania jakości wód Kanału Augustowskiego prowadziłem w latach 2005-2006. Pokazały one hydrochemiczną dwoistość tego systemu, bowiem południowy odcinek odznaczał się zdecydowanie żyzniejszymi wodami w porównaniu do odcinka równoleżnikowego. Wody południowego odcinka kanału odznaczały się dominacją organicznej frakcji rozpuszczonej fosforu ze względu na torfowo-organiczny charakter zlewni. Z kolei leśny charakter wschodniej części zlewni decydował o dominacji jonów amonowych nad azotanowymi(V) w wodach kanału [H-08]. Dalsze badania dotyczyły wpływu wód rzecznych i jeziornych o zróżnicowanej zawartości materii organicznej na jakość wody w Kanale Augustowskim oraz wpływu typu zlewni na podstawowe parametry fizyko-chemiczne wód kanału. Badania te przyczyniły się do uzupełnienia szczątkowych informacji dotyczących stanu ekologicznego systemu Kanału Augustowskiego będącego przykładem wód sztucznie utworzonych, które po wdrożeniu Dyrektywy Wodnej UE są obecnie uwzględnione w klasyfikacji wód. Uzyskane wyniki potwierdziły plamistość hydrochemiczną wód kanału, która nie pozwala jednoznacznie określić stanu ekologicznego wód całego systemu Kanału Augustowskiego. Możliwe jest jedynie wydzielenie pewnych odcinków, gdzie stan ekologiczny wód wahał się od umiarkowanego przez dobry po bardzo dobry (WQI od 58,42 do 94,58) [H-20]. W ramach ponad 3-miesięcznego stażu naukowego obytego na Politechnice Białostockiej, oprócz wód powierzchniowych badałem także fizyko-chemiczne właściwości odcieków składowiskowych. Badania te były prowadzone w ramach oceny potencjalnej toksyczności odcieków ze składowiska odpadów komunalnych, ze względu na możliwość ich migracji do środowiska poprzez infiltrację do wód gruntowych [H-29].

Znaczna część mojej aktywności badawczej dotyczyła analizy obiegu związków manganu i żelaza, tak w wodach stojących [H-03, H-04, H-09, H-12, H-19] jak i płynących [H-02, H-13]. Wszystkie te prace traktują na temat frakcjonowania tych

metali oraz biodostępności poszczególnych ich form. Wyniki tych badań pokazały, iż na skład frakcyjny manganu czy żelaza mają wpływ: zawartość materii organicznej, zawiesiny, natlenienie czy odczyn badanego akwenu. Wody alkaliczne o wysokim stężeniu rozpuszczonej materii organicznej cechowały się dominacją rozpuszczonej frakcji organicznej manganu [H-03, H-04, H-09]. W wodach dystroficznych wykazano, że wraz z pogłębieniem się dystrofii, wyznacznikiem której jest wskaźnik HDI, wzrasta stężenie frakcji reaktywnej manganu, która z kolei maleje wraz ze spadkiem stężenia tlenu rozpuszczonego w wodzie [H-12]. W przypadku frakcjonowania żelaza w wodach lotycznych wykazałem, iż największy udział procentowy stanowi sestonowa frakcja żelaza, najmniejszy zaś, w zależności od pory roku, frakcja reaktywna żelaza w okresie wiosenno-letnim, a frakcja organiczna żelaza w okresie jesienno-zimowym. Zasoby żelaza w rzece są kształtowane głównie przez migrację związków żelaza wraz z materią organiczną podczas wiosenno-jesiennych spływów powierzchniowych oraz przez rozkład roślinnego detrytus w okresie letnim. Zwiększony udział reaktywnej frakcji żelaza w okresie jesienno-zimowym jest spowodowany uwalnianiem się tego jonu z mineralnych wytrąceń znajdujących się w osadach dennych [H-13]. Kolejne badania wykazały, że w środowisku wodnym związki żelaza są bardziej stabilne, w porównaniu ze związkami manganu, które z kolei wykazywały większą zmienność w wodach limnicznych niż lotycznych. Dodatkowo skład frakcyjny obu metali w wodach jest uzależniony od zawartości materii organicznej, co skutkuje powstawaniem metaloorganicznych związków kompleksowych [H-19].

W swojej pracy badawczej zajmowałem się również problemem natężenia eutrofizacji wód północno-wschodniej Polski [H-5, H-10, H-18, H-21]. Zajmowałem się analizą stężenia chlorofilu *a* w wodach zbiornika Siemianówka [H-5]. Dokonywałem również pomiaru stężenia fosforu, azotu czy chlorofilu *a* w celu wyliczenia wskaźników troficznych wód jeziora Wigry [H-10]. Dodatkowo uczestniczyłem w badaniach, których celem było określenie zmienności letniego fitoplanktonu w profilach różnych typów jezior północno-wschodniej Polski (Suwalski Park Krajobrazowy). Badania fitoplanktonu były prowadzone *in situ* i wykazały, iż jego struktura w większości jezior Suwalskiego Parku Krajobrazowego wskazuje na dobry stan ekologiczny wód z niskim stężeniem chlorofilu *a* i niskim udziałem sinic [H-21]. Najistotniejszym efektem moich badań jest opracowanie i przetestowanie manganowego wskaźnika określającego stan troficzny wód limnicznych [H-18]. Zaproponowany przeze mnie wskaźnik manganowy, w przeciwieństwie do innych powszechnie stosowanych wskaźników

chemicznych, uwzględnia biodostępną formę pierwiastka. Wskaźnik ten idealnie nadaje się do oceny stanu troficznego wód limnicznych, z wyjątkiem jezior zasolonych. Wykorzystanie wskaźnika manganowego do oceny stanu troficznego jezior jest najprostszą metodą, ponieważ oznaczenie stężenia reaktywnego manganu w wodzie nie wymaga wstępnych procedur przygotowania próbki (np. mineralizacji), co stanowi problem tak w przypadku fosforu, jak i azotu czy węgla. Badania terenowe prowadzone były równoległe z eksperymentem laboratoryjnym, którego celem było określenie wpływu jonów manganu(II) na wzrost i metabolizm *Chlorella vulgaris*. Eksperyment ten wykazał, że rosnące stężenie manganu reaktywnego prowadziło do wzrostu liczby komórek glonów *Chlorella vulgaris*, stymulowały wzrost stężenia cukrów prostych, białek i chlorofilów *a* i *b* w komórkach oraz wzrost aktywności enzymów: dysmutazy ponadtlenkowej i reduktazy glutationowej. To wszystko potwierdziło, iż mangan reaktywny potęguje namnażanie się glonów w wodach powierzchniowych [H-27].

W swojej pracy naukowej brałem również udział w badaniach dotyczących liczebności i funkcjonowania mykoplanktonu w wodach płynących o zróżnicowanych warunkach fizyko-chemicznych [H-14, H-15, H-16, H-22, H-23, H-24]. Głównym celem badań prowadzonych na rzekach: Wisła, Odra i Narew było określenie biomasy i liczebności grzybów znajdujących się bezpośrednio w toni wodnej oraz ich antybiotykooporności. Badania przeprowadzone wzdłuż biegu Odry, od granicy z Czechami po Szczecin, oraz w jej głównych dopływach wykazały, że biomasa mykoplanktonu oraz jego liczebność były porównywalne lub nieco wyższe od wartości notowanych w innych rzekach Polski. Wyniki badań wykazały istnienie istotnej statystycznie zależności pomiędzy biomasą grzybów a stężeniem POC, fenoli, całkowitego azotu i fosforu oraz odczynu wody. Z kolei liczebność grzybów (CFU/mL) zależy istotnie statystycznie od stężenia DOC oraz jonów amonowych [H-11, H-14]. Kolejne badania zespołowe prowadzone były na Wiśle i jej dopływach, gdzie większą liczebność i biomasę mykoplanktonu odnotowano w okresie jesiennym w porównaniu do sezonu letniego. Jednak głównym celem badań było przeanalizowanie oporności na antybiotyki i antymykobiotyki kolonii grzybów wyizolowanych z badanych wód. Badania wykazały, że około 30% badanych stanowisk było zasobnych w grzyby odporne na amfoterycynę B, zaś około połowa kolonii grzybów wyizolowanych z badanych wód wykazywała oporność na antybiotyk gentamycynę. Z kolei powszechnie stosowany mykobiotylik jakim jest klotrimazol i antybiotyk erytromycyna nie oddziaływały negatywnie na ani jedną kolonię grzybów obecną w badanych wodach.



Przeprowadzone badania pozwalają przypuszczać, iż grzyby wodne nabyły oporności na leki, w wyniku horyzontalnego transferu genu odpowiedzialnego za lekooporność od innych mikroorganizmów lub na skutek przedostawania się antybiotyków i antimykobiotyków ze ściekami do ekosystemów wodnych [H-17]. W kolejnym etapie badań przeanalizowano biomasę i liczebności grzybów w wodach zbiornika zaporowego Siemianówka oraz w rzece Narew powyżej i poniżej zbiornika, czego wynikiem było wykazanie dodatniej korelacji pomiędzy biomasą grzybów a ich liczebnością (CFU/mL). Najmniejszą biomasę grzybów odnotowano w miesiącach zimowych, które z kolei charakteryzowały się większą różnorodnością fenotypową kolonii grzybów. Badania wykazały, że na strukturę gatunkową, biomasę i bioróżnorodność grzybów wodnych wpływa wiele czynników biotycznych i abiotycznych. Do najważniejszych zaliczyć można temperaturę wody, jej natlenienie, a także zasobność wód w materię organiczną, czy też obecność w niej ksenobiotyków czy toksyn jakie wydzielane są przez organizmy do środowiska wodnego [H-15]. Z powyższych badań można wywnioskować, że bardzo ważnym czynnikiem determinującym dominację jednych gatunków, a znikanie z ekosystemów innych, jest m. in. konkurencja międzygatunkowa pomiędzy grzybami a innymi organizmami, zwłaszcza sinicami. Kolejne moje badania dotyczyły liczebności i różnorodności gatunkowej mykoplanktonu w rzekach o zróżnicowanej jakości wód, różnym stopniu ich zanieczyszczenia a także prędkości ich przepływu [H-22, H-23, H-24]. Z przeprowadzonych badań na wybranych rzekach Pojezierza Augustowskiego wynika, iż wody o niskim stężeniu materii organicznej cechują się niewielką liczebnością grzybów wodnych, z kolei wody lotyczne, zanieczyszczone antropogenicznie, odznaczają się bardzo dużą liczebnością mykoplanktonu. Największe zróżnicowanie taksonomiczne grzybów wodnych stwierdzono dla wód bogatych w materię organiczną, a najmniejsze dla rzek ubogich w materię organiczną. Spośród 49 zidentyfikowanych gatunków 47% stanowiły wodne Hyphomycetes, a 18% stanowiły gatunki potencjalnie chorobotwórcze występujące głównie w wodach zanieczyszczonych rzek o podwyższonym stężeniu materii organicznej. Ponadto większą liczbę taksonów grzybowych odnotowano w wodach rzecznych, które wyróżniały się większym natężeniem przepływu, a co za tym idzie silniejszymi ruchami turbulencyjnymi wody [H-22]. Wyniki badań sugerują, że najważniejszymi czynnikami wpływającymi na strukturę mykoplanktonu w rzekach są: pH wody, ich zawartość w materię organiczną, stopień zanieczyszczenia antropogenicznego oraz szybkość

przepływu cieków. Liczebność i różnorodność gatunkowa mykoplanktonu na tle wybranych fizyko-chemicznych parametrów jakości wody była badana również wzdłuż rzek: Odra i Wisła. Uzyskane wyniki wskazują, iż sposób zagospodarowania zlewni, a tym samym struktura materii organicznej mają duży wpływ na ogólną liczebność mykoplanktonu w wodach rzecznych. Przeprowadzone badania składu taksonomicznego mykoplanktonu wykazały, że w przypadku obu rzek na stanowiskach charakteryzujących się wysokim stężeniem materii organicznej w wodzie (DOC, POC, związki fenolowe) występowały głównie potencjalnie patogenne drożdżaki z wyraźną dominacją *Candida albicans* i *Rhodotorula mucilaginosa*, przy czym zdecydowanie większą liczbę gatunków drożdżaków odnotowano w wodach Wisły [H-23]. Kolejne badania były przeprowadzone na Biebrzy, gdzie oprócz analizy liczebności i składu gatunkowego grzybów wodnych prowadziłem analizę ogólnej liczebności bakterii psychrofilnych, wskaźnika coli oraz biomasy glonów. Przeprowadzone badania pokazały istotne różnice w strukturze materii organicznej występującej w wodach rzeki Biebrzy. Stwierdzono, iż południowy basen tej rzeki odznaczał się wysokim stężeniem materii organicznej pochodzenia antropogenicznego (duży udział związków aromatycznych), wysokim wskaźnikiem coli, dużą liczebnością drożdżaków oraz przewagą glonów z klasy Chlorophyta i Euglenophyta, co skutkuje bardzo słabą jakością wód na tym odcinku. Pokrywa się to z użytkowaniem tego odcinka doliny rzeki, gdzie występują głównie gospodarstwa rolne i agroturystyczne będące źródłem ścieków bytowych, czy organicznych środków ochrony roślin. Ponadto wypas bydła mlecznego oraz prowadzona gospodarka orna w zlewni rzeki generuje dużą ilość ścieków, w tym odpadów fekalnych. Odmienna sytuacja miała miejsce w północnym basenie rzeki, gdzie odnotowano niskie stężenie materii organicznej pochodzenia naturalnego. Dominowały tam grzyby strzępkowe oraz okrzemki, przez co jakość wody na tym odcinku rzeki można zakwalifikować jako dobrą [H-24]. W swojej pracy badawczej dokonywałem również oceny stanu sanitarnego wód Kanału Ostródzko-Elbląskiego i Kanału Augustowskiego. Przeprowadzone badania wykazały, że system wód Kanału Ostródzko-Elbląskiego odznaczał się większą średnią liczebnością bakterii niż system wód Kanału Augustowskiego. Najwyższe liczebności bakterii wskaźnikowych (*E. coli*, bakterii grupy coli, enterokoki kałowe, *Pseudomonas aeruginosa*) występowały w jeziorach. Z kolei rzeki charakteryzowały się wyższymi wartościami liczebności tych bakterii w porównaniu do wód kanałowych. *Pseudomonas aeruginosa* występował jedynie w wodach sztucznych odcinków

kanałowych. Badania wykazały, iż liczebność bakterii wskaźnikowych w wodach zależy od przewodności elektrolitycznej, pH oraz temperatury wody, a także od stężenia związków węgla i azotu w wodzie [H-26].

W trakcie moich badań zajmowałem się również analizą właściwości przeciwbakteryjnych i przeciwgrzybiczych wybranych związków chemicznych [H-25, H-28, H-30, H-31]. Jedną z prac dotyczyła wpływu kompleksowania kwasu pirazyno-2-karboksylowego jonami: niklu(II), sodu, cynku(II), manganu(II), miedzi(II) i kobaltu(II) na jego strukturę termiczną i mikrobiologiczne właściwości. Najsilniejsze właściwości antymikrobiologiczne w stosunku do *Staphylococcus aureus*, i *Candida albicans* wykazują związki jonów kobaltu(II) z kwasem pirazyno-2-karboksylowym. W przypadku *Escherichia coli* minimalne stężenie hamujące (MIC) dla wszystkich badanych związków osiąga wartości powyżej 10 mmol/L [H-25]. Uczestniczyłem także w badaniach nad strukturą i właściwościami antyoksydacyjnymi i przeciwbakteryjnymi związków kompleksowych roślinnego fenolowego kwasu chlorogenowego z jonami cynku(II). W badaniach tych zająłem się wyznaczeniem minimalnego stężenia hamującego (MIC) 5-CQA (kwas chlorogenowy) i Zn 5-CQA (kompleks kwasu chlorogenowego z jonami cynku(II)) na *Escherichia coli*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Bacillus subtilis*, *Staphylococcus aureus*, *Salmonella enteritidis* i *Candida albicans*. Badania wykazały, iż oba związki wykazują właściwości antymikrobiologiczne w stężeniu powyżej 10 mmol/L, jedynie w stosunku do *Staphylococcus aureus* Zn 5-CQA powodował całkowite zahamowanie wzrostu tej bakterii w stężeniu 1 mmol/L [H-28]. Kolejne zespołowe badania w których uczestniczyłem dotyczyły analizy struktury oraz aktywności przeciwutleniającej, przeciwdrobnoustrojowej i lipofilowej oraz cytotoksycznej w odniesieniu do komórek eukariotycznych, siedmiu pochodnych kwasu hydroksybenzoesowego (DHB). W badaniach wykazałem, iż największą aktywność antymikrobiologiczną w stosunku do: *Escherichia coli*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Staphylococcus aureus*, *Bacillus subtilis*, *Salmonella enteritidis* i *Candida albicans* stanowią związki 1,4-DHB i 3,4-DHB, najniższą, zaś 2,3-DHB [H-30]. Badałem również właściwości przeciwdrobnoustrojowe: kwasu kawowego (CFA), chlorku europu(III) i kompleksów Eu(III) z kwasem kawowym, w odniesieniu do *Escherichia coli*, *Bacillus subtilis* i *Candida albicans*, poprzez ocenę minimalnego stężenia hamującego (MIC). Analizy te były częścią zespołowego projektu dotyczącego charakterystyki struktury i aktywności biologicznej kompleksu kwasu kawowego z jonami europu(III). Badania, które przeprowadziłem wykazały, iż

Eu(III)/CFA wykazuje wyższą aktywność hamującą wobec *Escherichia coli*, *Bacillus subtilis* i *Candida albicans* w porównaniu z CFA, co można wyjaśnić wysoce prawdopodobną zwiększoną lipofilnością kompleksu Eu(III) [H-31].

W swojej pracy naukowej zajmowałem się również popularyzacją wiedzy. Wynikiem czego jest publikacja, w której dokonałem analizy i podsumowania przebiegu Ogólnopolskiej Konferencji Naukowej „Mokradła i ekosystemy słodkowodne – funkcjonowanie, zagrożenia i ochrona”. W doniesieniu tym przedstawiłem najważniejsze wnioski wynikające z prezentowanych referatów i dyskusji naukowych [H-06].

[H-01] **Cudowski A.**, Górniak A. 2006. *Skład chemiczny wód potoków Parku Narodowego Gór Stołowych w 2004 roku*. Materiały konferencji: Zintegrowany monitoring środowiska przyrodniczego „Funkcjonowanie i monitoring Polski w warunkach narastającej antropopresji” Krzysztofiak L. (red.) 266-275.

[H-02] **Cudowski A.**, Górniak A. 2006. *Effects of Narew River damming in the Siemianówka Reservoir on manganese forms in river water*. Polish Journal of Environmental Studies 15 (5D, Part II): 457-461.

[H-03] **Cudowski A.** 2006. *Dynamika frakcji manganu*. „Ekosystem zbiornika Siemianówka w latach 1990-2004 i jego rekultywacja” Górniak A. (red.) 51-53.

[H-04] **Cudowski A.**, Górniak A. 2006. *Struktura manganu w wodach zbiornika Siemianówka*. „Ekosystem zbiornika Siemianówka w latach 1990-2004 i jego rekultywacja” Górniak A. (red.) 142-144.

[H-05] Grabowska M., Górniak A., **Cudowski A.** 2006. *Chlorofil „a” w wodach zbiornika Siemianówka w latach 2000-2004*. „Ekosystem zbiornika Siemianówka w latach: 1990-2004 i jego rekultywacja” Górniak A. (red.) 145-149.

[H-06] **Cudowski A.**, Szumieluk D. 2007. *Ogólnopolska Konferencja Naukowa "Mokradła i ekosystemy słodkowodne - funkcjonowanie, zagrożenia i ochrona"* (Białowieża, 13-15 IX 2006 r.). Wiadomości Ekologiczne 53: 115-118.

[H-07] Jekatierynczuk-Rudczyk E., Górniak A., Zieliński P., Grabowska M., Suchowolec T., **Cudowski A.** 2008. *Specyfika jakości wody zaporowego zbiornika Siemianówka na Górnym Narwi*. W: Rozwój obszarów przyrodniczo cennych: 57. Zjazd Towarzystwa Geograficznego: przewodnik sesji terenowych (Red. E. Jekatierynczuk-Rudczyk, M. Stepaniuk). Białystok: Ekopress: 39-48.

- [H-08] **Cudowski A.**, Górniak A. 2008. *Przyrodnicze uwarunkowania funkcjonowania Kanału Augustowskiego i jego hydrochemia*. W: Rozwój obszarów przyrodniczo cennych: 57. Zjazd Towarzystwa Geograficznego: przewodnik sesji terenowych (red. E. Jekaterynczuk-Rudczyk, M. Stepaniuk). Białystok: Ekopress: 81-92.
- [H-09] Górniak A., **Cudowski A.** 2008. *Manganese fraction in waters of polyhumic Siemianówka dam Reservoir* Polish Journal of Environmental Studies 17(5): 713-719.
- [H-10] Karpowicz M., Górniak A., **Cudowski A.** 2010. *Struktura zespołów zooplanktonu skorupiakowego oraz ocena aktualnej trofii jeziora Wigry*. W: Matusiewicz A. (red.). Rocznik Augustowsko-Suwalski. Tom X. Materiały z Konferencji Edukacyjno-Naukowej „Jezioro Wigry”. Augustowsko-Suwalskie Towarzystwo Naukowe, Suwałki: 11-20.
- [H-11] Górniak A.S., Więcko A., **Cudowski A.**, Pietryczuk A. 2012. *Biomasa grzybów wodnych w wodach rzek Polski*. W: Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód, T.1, pod red. Dymaczewskiego Z., Jeż-Walkowiak, Poznań, 475-485, ISBN: 978-83-89696-16-9.
- [H-12] **Cudowski A.**, Górniak A.S., Hryniewicka M. 2013. *Boron and manganese fractions in dystrophic Lakes Waters (WIGRY NATIONAL PARK, NE POLAND)*. Limnological Review 13(2): 79-86.
- [H-13] **Cudowski A.**, Zieliński P. 2013. *Comparison of iron fractions on regulated and restored part of Rudnia river*. Limnological Review 13(1): 3-11.
- [H-14] Pietryczuk A., Górniak A.S., Więcko A., **Cudowski A.** 2013. *Aquatic fungi in the Oder river, its tributaries and the rivers directly inflowing to the Baltic sea under summer hydrochemical conditions*. W: Hydrobiology in environment protection, red. T.M. Traczewska & B. Hanus-Lorenz, Wrocław, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, 70-80.
- [H-15] Pietryczuk A., Górniak A.S., Więcko A., **Cudowski A.** 2013. *Biomass and abundance of aquatic fungi in a polyhumic dam reservoir*. Polish Journal of Environmental Studies 22(3): 819-824.
- [H-15] **Cudowski A.** 2013. *Historia budowy i przebieg Kanału Augustowskiego*. [W:] Proniewski M. (red.). Podlaski Fundusz Stypendialny – publikacje naukowe stypendystów, Tom I, Inspiraktiv, s. 384.



- [H-17] Pietryczuk A., Górniak A. S., Więcko A., **Cudowski A.** 2013. *Biomass abundance and sensitivity to antibiotics and antimycotics of fungi in the Vistula River with its main tributaries*. Acta Mycologica 48(2): 235-243.
- [H-18] **Cudowski A.** 2015. *Dissolved reactive manganese as a new index determining the trophic status of limnic waters*. Ecological Indicators (48): 721-727.
- [H-19] Puczko K., **Cudowski A.**, Jekatierynczuk-Rudczyk E. 2015. *Differentiation of iron and manganese concentrations in waters of Suwałki Landscape Park*. Polish Journal of Environmental Studies 24(2): 657-664.
- [H-20] **Cudowski A.**, Górniak A. S., Więcko A. 2015. *Hydrochemical diversity of semi-natural water system on the background of environmental conditions*. Environmental Monitoring and Assessment 187: 327, 1-13.
- [H-21] Karpowicz M., Górniak A., Więcko A., **Cudowski A.** 2016. *The variability of summer phytoplankton in different types of lakes in North East Poland (Suwałki Landscape Park)*. Limnological Review 16(4): 229-236.
- [H-22] Pietryczuk A., **Cudowski A.**, Hauschild T., Świśłocka M., Więcko A., Karpowicz M. 2017. *Abundance and species diversity of fungi in rivers with various contaminations*, *Current Microbiology*, DOI: 10.1007/s00284-017-1427-3.
- [H-23] Pietryczuk A., **Cudowski A.**, Hauschild T., Świśłocka M., Siergiej E., Olszewska M. 2017. *Zasobność wód rzecznych w materię organiczną a rozwój mykoplanktonu*, [W]: *Funkcjonowanie i ochrona wód płynących*, pod red. R. Czerniawskiego, P. Bilskiego, Wojewódzki Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Szczecinie, ISBN: 978-83-7867-725-3, 103-116.
- [H-24] Siergiej E., Olszewska M., **Cudowski A.**, Pietryczuk A., Hauschild T., Świśłocka M. 2017. *Współzależności zachodzące między bakteriami, grzybami i glonami a materię organiczną w wodach rzeki Biebrzy*, [W]: *Funkcjonowanie i ochrona wód płynących*, pod red. R. Czerniawskiego, P. Bilskiego, Wojewódzki Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Szczecinie, ISBN: 978-83-7867-725-3, 117-130.
- [H-25] Świdorski G., Wojtulewski S., Kalinowska M., Świśłocka R., Wilczewska A.Z., Pietryczuk A., **Cudowski A.**, Lewandowski W. 2020. *The influence of selected transition metal ions on the structure, thermal and microbiological properties of pyrazine-2-carboxylic acid*. Polyhedron 175 DOI: 10.1016/j.poly.2019.114173.



[H-26] Pietryczuk A., **Cudowski A.** 2020. *Bacterial contamination in the waters of two lake and river systems in NE Poland in relation to physicochemical properties of water.* Modern problems and solutions in environmental protection: post-conference monograph of Current Environmental Issues 2019. 21-34.

[H-27] **Cudowski A.**, Pietryczuk A. 2020. *Growth and metabolism of *Chlorella vulgaris* under the influence of manganese and iron.* Modern problems and solutions in environmental protection: post-conference monograph of Current Environmental Issues 2019. 47-91.

[H-28] Kalinowska M., Sienkiewicz-Gromiuk J., Świdorski G., Pietryczuk A., **Cudowski A.**, Lewandowski W. 2020. Zn(II) complex of plant phenolic chlorogenic acid: antioxidant, antimicrobial and structural studies, *Materials* 13, 3745, DOI:10.3390/ma13173745.

[H-29] Jabłońska-Trypuć A., Wydro U., Wołejko E., Pietryczuk A., **Cudowski A.**, Leszczyński J., Rodziewicz J., Janczukowicz W., Butarewicz A. 2021. *Potential toxicity of leachate from the municipal landfill in view of the possibility of their migration to the environment through infiltration into groundwater*, *Environmental Geochemistry and Health*, 43: 3683–3698, DOI: 10.1007/s10653-021-00867-5.

[H-30] Kalinowska M., Gołębiwska E., Świdorski G., Męczyńska-Wielgosz S., Lewandowska H., Pietryczuk A., **Cudowski A.**, Astel A., Świśłocka R., Samsonowicz M., Złowodzka A.B., Priebe W., Lewandowski W. 2021. Plant-derived and dietary hydroxybenzoic acids—A comprehensive study of structural, anti-/pro-oxidant, lipophilic, antimicrobial, and cytotoxic activity in MDA-MB-231 and MCF-7 cell lines, *Nutrients*, 13, 3107, 1-34, DOI: 10.3390/nu13093107.

[H-31] Arciszewska Z., Gama S., Kalinowska M., Swiderski G., Swiśłocka R., Gołębiwska E., Naumowicz M., Worobiczuk M., **Cudowski A.**, Pietryczuk A., De Stefano C., Milea D., Lewandowski W., Beata Godlewska-Zyłkiewicz B. 2022. *Caffeic Acid/Eu(III) Complexes: Solution Equilibrium Studies, Structure Characterization and Biological Activity*, *International Journal of Molecular Sciences*, 23, 0. <https://doi.org/10.3390/ijms23020000>.

5. Informacja o wykazywaniu się istotną aktywnością naukową albo artystyczną realizowaną w więcej niż jednej uczelni, instytucji naukowej lub instytucji kultury, w szczególności zagranicznej.

Prowadziłem badania naukowe we współpracy z 12. ośrodkami naukowymi, w tym 2. zagranicznymi, efektem czego było powstanie 6 publikacji naukowych.

**Współpraca z:**

1. Farmaceutiche ed Ambientali, Dipartimento di Scienze Chimiche, Biologiche, Università degli Studi di Messina,
2. Instytut Biotechnologii Przemysłu Rolno-Spożywczego, Państwowy Instytut Badawczy w Warszawie.
3. Wydział Chemii, Uniwersytet w Białymstoku.

**Efekty współpracy:**

1. Arciszewska Z., Gama S., Kalinowska M., Swiderski G., Swisłocka R., Gołębiewska E., Naumowicz M., Worobiczuk M., **Cudowski A.**, Pietryczuk A., De Stefano C., Milea D., Lewandowski W., Beata Godlewska-Zyłkiewicz B. 2022. *Caffeic Acid/Eu(III) Complexes: Solution Equilibrium Studies, Structure Characterization and Biological Activity*, International Journal of Molecular Sciences, 23, 0. <https://doi.org/10.3390/ijms23020000>.
1. Department of Experimental Therapeutics, The University of Texas MD Anderson Cancer Center. Kalinowska M., Gołębiewska E., Świderski G., Męczyńska-Wielgosz S., Lewandowska H., Pietryczuk A., **Cudowski A.**, Astel A., Świsłocka R., Samsonowicz M., Złowodzka A.B., Priebe W., Lewandowski W. 2021. *Plant-derived and dietary hydroxybenzoic acids-A comprehensive study of structural, anti-/pro-oxidant, lipophilic, antimicrobial, and cytotoxic activity in MDA-MB-231 and MCF-7 cell lines*, Nutrients, 13, 3107, 1-34, DOI: 10.3390/nu13093107.
2. Instytut Chemii i Techniki Jądrowej w Warszawie.
3. Zakład Chemii Środowiskowej, Instytut Biologii i Nauk o Ziemi Akademia Pomorska w Słupsku
4. Wydział Chemii, Politechnika Warszawska.
5. Instytut Biotechnologii Przemysłu Rolno-spożywczego im. Prof. Wacława Dąbrowskiego, Państwowy Instytut Badawczy.

1. Katedra Chemii, Biologii i Biotechnologii, Wydział Budownictwa, Politechnika Białostocka. Świdorski G., Wojtulewski S., Kalinowska M., Świsłocka R., Wilczewska A.Z., Pietryczuk A., **Cudowski A.**, Lewandowski W. 2020. *The influence of selected transition metal ions on the structure, thermal and microbiological properties of pyrazine-2-carboxylic acid*, Polyhedron 175 DOI: 10.1016/j.poly.2019.114173.
  2. Wydział Chemii, Uniwersytet w Białymstoku.
- 
1. Katedra Chemii Ogólnej, Koordynacyjnej i Krystalografii, Instytut Nauk Chemicznych, Wydział Chemii, Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie. Kalinowska M., Sienkiewicz-Gromiuk J., Świdorski G., Pietryczuk A., **Cudowski A.**, Lewandowski W. 2020. *Zn(II) complex of plant phenolic chlorogenic acid: antioxidant, antimicrobial and structural studies*, Materials 13, 3745, DOI:10.3390/ma13173745.
  2. Katedra Chemii, Biologii i Biotechnologii, Wydział Budownictwa, Politechnika Białostocka.
- 
1. Katedra Chemii, Biologii i Biotechnologii, Wydział Budownictwa, Politechnika Białostocka. Jabłońska-Trypuć A., Wydro U., Wołejko E., Pietryczuk A., **Cudowski A.**, Leszczyński J., Rodziewicz J., Janczukowicz W., Butarewicz A. 2021. *Potential toxicity of leachate from the municipal landfill in view of the possibility of their migration to the environment through infiltration into groundwater*, Environmental Geochemistry and Health, 43, 3683–3698, DOI: 10.1007/s10653-021-00867-5.
  2. Katedra Inżynierii Środowiska, Wydział Geoinżynierii, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie.
- 
1. Instytut Ochrony Roślin – Państwowy Instytut Badawczy, Terenowa Stacja Doświadczalna w Białymstoku. Wydro U., Jankowska M., Wołejko E., Kondzior P., Łozowicka B., Kaczyński P., Rodziewicz J., Janczukowicz W.,

2. Katedra Chemii, Biologii i Pietryczuk A., **Cudowski A.**, Jabłońska-Biotechnologii, Wydział Budownictwa, Trypuć A. 2022. *Changes in soil biological properties after sewage sludge* Politechnika Białostocka.
3. Katedra Inżynierii Środowiska, *and pesticides application in wheat* Wydział Geoinżynierii, Uniwersytet *cultivation*, Applied Sciences 2, 11452, Warmińsko-Mazurski w Olszynie. DOI: <https://doi.org/10.3390/app122211452>.
6. Informacja o osiągnięciach dydaktycznych, organizacyjnych oraz popularyzujących naukę lub sztukę.

#### **Działalność organizacyjna:**

- |           |  |
|-----------|--|
| 2008-2012 | Członek Rady Wydziału Biologiczno-Chemicznego UwB.   |
| 2012-2014 | Członek komisji do spraw promocji Wydziału Biologiczno-Chemicznego, powołana przez Dyrektora Instytutu Biologii Wydziału Biologiczno-Chemicznego UwB.  |
| 2013-2014 | Członek Komisji Programowej ds. Jakości kształcenia powołanej przez Dyrektora Instytutu Biologii UwB. Modyfikacja programu studiów na kierunku Biologia (I stopień) oraz autor specjalności agrobiologia na kierunku biologia. |
| 2013-2014 | Autor programu studiów – specjalność <i>Rekultywacja i rewitalizacja wód</i> na kierunku Ochrona Środowiska (I stopień) oraz modyfikator planu studiów na tym kierunku.  |
| 2014-2018 | Członek Kierunkowego Zespołu Dydaktycznego na kierunku Biologia powołanej przez Dziekana Wydziału Biologiczno-Chemicznego UwB.   |
| 2014      | Współautor Raportu Samooceny na kierunku Ochrona Środowiska podczas akredytacji przez PKA.   |
| 2015-2016 | Wydziałowy pełnomocnik Dziekana ds. własności intelektualnej.  |
| 2016-2019 | Członek Rady Naukowej Instytutu Biologii UwB.  |
| 2017-2019 | Koordynator klasy patronackiej w IV LO w Białymstoku z ramienia Wydziału Biologiczno-Chemicznego powołany przez Dziekana Wydziału Biologiczno-Chemicznego UwB.   |
| 2019-2020 | Członek Rady Wydziału Biologii UwB.  |
| 2019-2020 | Członek Wydziałowej Komisji Dydaktycznej na Wydziale Biologii UwB.   |

2019-... Członek Kierunkowego Zespołu Dydaktycznego na kierunku Biologia powołanej przez Dziekana Wydziału Biologii.

***Działalność popularyzatorska w zakresie upowszechniania wiedzy:***

- 2006-2011 Prowadzący wykłady i laboratoria (przeprowadzono około 30 spotkań) dla młodzieży szkół średnich i podstawowych.
- 2010-2012 Prowadzący zajęcia wykładowo-laboratoryjne w ramach Projektu „Rozwój przez kompetencje” (przeprowadzono ponad 1500h). Promocja Instytutu Biologii UwB w ramach zajęć przeprowadzonych w szkołach gimnazjalnych (województwo warmińsko-mazurskie i podlaskie).
- 2010-2012 Recenzent prac konkursowych w ramach Projektu „Rozwój przez kompetencje” z zakresu kompetencji matematyczno-przyrodniczej.
- 2010-2012 Organizator i prowadzący zajęcia wykładowo-laboratoryjne „Woda – zbadaj, poznaj, oceń” (przeprowadzono 10 spotkań) dla młodzieży gimnazjalnej.
- 2012-2013 Organizator i prowadzący zajęcia laboratoryjne w ramach Podlaskich Festiwali Nauki i Sztuki.
- 2012-2013 Pomysłodawca, organizator i prowadzący zajęcia wykładowo-laboratoryjne (przeprowadzono 25 spotkań) w ramach warsztatów przyrodniczych: „Czas wyboru nadszedł – zostań przyrodnikiem”.
- 2013-2014 Koordynator Dni Otwartych organizowanych w Instytucie Biologii UwB.
- 2014-2015 Prowadzący zajęcia wykładowo-laboratoryjne z biologii w ramach projektu Białostockie Talenty XXI wieku.
- 2015 Prowadzący zajęcia wykładowo-laboratoryjne w ramach Dni Otwartych Instytutu Biologii UwB.
- 2015-2016 Koordynator z ramienia Instytutu Biologii UwB oraz organizator i prowadzący zajęcia wykładowo-laboratoryjne w ramach Podlaskiego Festiwalu Nauki i Sztuki.
- 2015 Opiekun merytoryczny nad pracą eksperymentalną ucznia szkoły średniej przygotowującego się do Olimpiady Biologicznej.
- 2017 Prowadzący zajęcia laboratoryjne dla młodzieży licealnej z Litwy w ramach programu Erasmus Plus.

- 2017-2019 Prowadzący zajęcia laboratoryjne i wykładowe w Instytucie Biologii UwB dla młodzieży licealnej z patronackiej klasy IV Liceum Ogólnokształcącego.
- 2018 Opiekun merytoryczny prac badawczych wykonywanych przez uczniów w ramach IV Podlaskiej Olimpiady Wiedzy Biologicznej. Uczniowie uzyskali tytuł finalisty Olimpiady.

***Działalność dydaktyczna:***

1. Opiekun 13 prac magisterskich.
2. Promotor 5 prac dyplomowych.
3. Recenzent 8 prac magisterskich.
4. Prowadzący szkolenia dla nauczycieli biologii i chemii.
5. Prowadzący lekcje otwarte dla nauczycieli biologii i chemii.
6. Opiekun Studenckiego Środowiskowego Koła Naukowego „Enviro” w latach 2011-2014.
7. Autor materiałów do zajęć prowadzonych metodą e-learningu z następujących przedmiotów: Analiza substancji śladowych (III rok I stopień Biologii, spec. Biologia sądowa), Diagnostyka glebowa (II rok I stopień Biologii, spec. Biologia sądowa), Metody analizy prób środowiskowych (I rok II stopień Biologii), Mykologia wód (I rok II stopień Biologii), Meteorologia i klimatologia (I rok I stopień Ochrona środowiska), Gleboznawstwo (II rok I stopień Biologii) hydrogeochemia (I rok II stopień Biologii).
8. Autor programów nauczania z: Meteorologii i klimatologii, Gleboznawstwa, Hydrogeochemii, Klimatu Polski i jego zmian, Podstaw chemii, Chemii dla biologów, Metod analitycznych w mikrobiologii i biotechnologii, Analiz substancji śladowych, Diagnostyki glebowej, Mykologii wód, Mikrobiologii wód. Przygotowanie instrukcji do ćwiczeń, testów sprawdzających wiedzę studenta z w/w przedmiotów.
9. Opiekun roku kierunku Ochrona Środowiska w latach 2006-2009 (I stopień).
10. Opiekun roku kierunku Biologia w latach 2019-2021 (II stopień).
11. Weryfikator egzaminu maturalnego z chemii.
12. Rodzaj prowadzonych zajęć dydaktycznych:



**kierunek: Biologia**

<b>lp.</b>	<b>nazwa przedmiotu</b>	<b>forma zajęć (stopień studiów)</b>
1.	podstawy matematyki i statystyki	laboratorium (I stopień)
2.	chemia dla biologów	wykład, laboratorium (I stopień)
3.	mikrobiologia wód	laboratorium (I stopień)
4.	hydrometeorologia	laboratorium (I stopień)
5.	analiza substancji śladowych	wykład, laboratorium (I stopień)
6.	metody analityczne w mikrobiologii i biotechnologii	wykład, laboratorium (II stopień)
7.	fizykochemiczne metody analizy prób środowiskowych	laboratorium (II stopień)
8.	gleboznawstwo	wykład, laboratorium (II stopień)
9.	mykologia wód	wykład, laboratorium (II stopień)
10.	biochemia	laboratorium (I stopień)
11.	woda – środowisko życia	wykład monograficzny (II stopień)
12.	biologia wód	laboratorium (II stopień)
13.	diagnostyka glebowa	wykład, laboratorium (I stopień)
14.	ochrona środowiska w przemyśle	zajęcia terenowe (II stopień)
15.	monitoring wody i gleby	wykład, laboratorium (II stopień)
16.	ekologia drobnoustrojów	laboratorium (I stopień)
17.	podstawy chemii dla biologów	wykład, laboratorium (I stopień)
18.	metody analizy prób środowiskowych	wykład (III stopień)
19.	mikrobiologia środowiska	wykład, laboratorium (II stopień)
20.	mikrobiologiczne aspekty biotechnologii wód i ścieków	zajęcia terenowe (I stopień)
21.	pracownia specjalizacyjna I oraz II	laboratorium (II stopień)
22.	pracownia dyplomowa	laboratorium (I stopień)
23.	metodyka nauczania chemii	wykład, ćwiczenia (studia zaoczne)
24.	dydaktyka biologii	wykład, ćwiczenia (studia zaoczne)
25.	praktyka pedagogiczna	wykład, ćwiczenia (studia zaoczne)
26.	nauki o ziemi	ćwiczenia, laboratoria i zajęcia terenowe (studia podyplomowe)
27.	soil science	wykład (ERASMUS)
28.	freshwater ecology	laboratorium (ERASMUS)



- 2017, 2018 Konferencje dydaktyczne z zakresu „Matura z biologii przepustką na studia przyrodnicze.
- 2018 Kurs doształcający: „Neuroedukacja w nauczaniu”.
- 2019-2020 Kurs kwalifikacyjny z zakresu zarządzania oświatą zakończony obroną pracy dyplomowej.
- 2021 Szkolenie konstruktorów zadań egzaminacyjnych uprawniające do tworzenia arkuszy maturalnych z chemii (25-godzin).
- 2022 Szkolenie z zakresu tutoring.

7. Oprócz kwestii wymienionych w pkt. 1-6, wnioskodawca może podać inne informacje, ważne z jego punktu widzenia, dotyczące jego kariery zawodowej.

***Uzyskane stypendia naukowe:***

- 2010-2011 Stypendium Naukowe Rektora UwB.
- 2012-2013 Stypendium Naukowe Marszałka Województwa Podlaskiego.

***Uzyskane nagrody i wyróżnienia:***

- 2006 Nagrody Rektora UwB za działalność organizacyjną.
- 2008 Nagrody Rektora UwB za działalność organizacyjną.
- 2010 Nagrody Rektora UwB za działalność organizacyjną.
- 2010 Nagroda studentów dla najlepszego prowadzącego ćwiczenia.
- 2013 Nagrody Rektora UwB za działalność organizacyjną.
- 2014 Nagroda Rektora UwB za pracę naukową.
- 2021 Nagroda Dyrektora Szkoły za pracę dydaktyczną.

***Szkolenia podnoszące kwalifikacje w pracy naukowej:***

1. Szkolenie z zakresu „Metody komercjalizacji wyników badań naukowych oraz zasad zakładania i prowadzenia firm spin-out jako podstawowej formy współpracy Uczelni z Gospodarką”.
2. Szkolenie z zakresu „Adaptacja miasta do zmian klimatu” w ramach projektu „Climcities – climate change adaptation in small and medium size cities”.
3. Szkolenie z zakresu prowadzenia badań, statystyki i analizy danych z użyciem SPSS (80-godzin).

4. Szkolenie z zakresu „Bazy danych” organizowanego w ramach projektu: „Podniesienie umiejętności osób pracujących – likwidacja luki kompetencyjnej w obszarze informatyki” (30-godzin).
5. Szkolenie z zakresu „IC Tour: „Chromatografia jonowa – teoretycznie i praktycznie”.
6. Szkolenie z zakresu „Organizmy genetycznie zmodyfikowane”.
7. Szkolenie z zakresu “Quality assurances in environmental analysis”.

.....  
(podpis wnioskodawcy)