



**WYDZIAŁ BIOLOGII  
i OCHRONY ŚRODOWISKA**  
Uniwersytet Łódzki

# Iwona Bogusz

## **Różnorodność gatunkowa i ekologia okrzemek potencjałem w kryminalistyce – możliwości i ograniczenia**

Species diversity and autecology of diatoms as  
a potential in forensics – possibilities and limitations

Praca doktorska

wykonana w Katedrze Algologii i Mykologii Instytutu  
Ekologii i Ochrony Środowiska

pod kierunkiem

Dr hab. Joanny Żelaznej-Wieczorek  
prof. UŁ



Łódź, 2025

## Spis treści

|         |                                                                                                                                                                        |    |
|---------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| I.      | Wprowadzenie                                                                                                                                                           | 3  |
| I.1.    | Charakterystyka morfologiczna i biologiczna okrzemek                                                                                                                   | 3  |
| I.2.    | Cechy budowy okrzemek determinujące ich przydatność w kryminalistyce                                                                                                   | 6  |
| I.3.    | Ekologia okrzemek w ekosystemach dla nich dostępnych                                                                                                                   | 7  |
| I.4.    | Kryminalistyka - nauka korzystająca z innych nauk                                                                                                                      | 9  |
| I.5.    | Diatomologia kryminalistyczna                                                                                                                                          | 10 |
| II.     | Hipoteza badawcza                                                                                                                                                      | 13 |
| III.    | Cele szczegółowe rozprawy doktorskiej                                                                                                                                  | 13 |
| IV.     | Prace stanowiące rozprawę doktorską                                                                                                                                    | 15 |
| V.      | Teren badań, materiał i metody pracy                                                                                                                                   | 16 |
| V.1.    | Teren badań                                                                                                                                                            | 16 |
| V.2.    | Pobór i analiza prób                                                                                                                                                   | 16 |
| VI.     | Omówienie uzyskanych wyników                                                                                                                                           | 18 |
| VI.1.   | Diagnozowanie utonięcia na podstawie obecności okrzemek w narządach wewnętrznych                                                                                       | 18 |
| VI.2.   | Żebra jako materiał pomocniczy w diagnozowaniu utonięć                                                                                                                 | 19 |
| VI.3.   | Analiza porównawcza okrzemek zidentyfikowanych w narządach wewnętrznych pobranych ze zwłok z okrzemkami w próbach środowiskowych pobranych w miejscu znalezienia zwłok | 19 |
| VI.4.   | Transfer okrzemek na odzież i utrzymanie się ich na niej                                                                                                               | 21 |
| VI.4.1. | Skarpety jako powszechnie używany element odzieży                                                                                                                      | 21 |
| VI.4.2. | Porównawcza analiza ilościowa i jakościowa okrzemek na skarpetach po kontakcie z ekosystemem wodnym                                                                    | 21 |
| VI.4.3. | Wybrane materiały wykorzystywane do produkcji odzieży                                                                                                                  | 21 |
| VI.5.   | Analiza struktury zbiorowisk okrzemek w miarę oddalania się od zbiornika wodnego                                                                                       | 22 |
| VI.6.   | Struktura zbiorowisk okrzemek dwóch ekosystemów wodnych w bliskiej odległości, lotycznego i lenitycznego oraz gleby                                                    | 23 |
| VI.7.   | Zróznicowanie pomiędzy dwoma ekosystemami rzecznyymi na podstawie analizy struktury zbiorowisk okrzemek                                                                | 24 |
| VII.    | Wnioski – możliwości i uwagi krytyczne wobec wykorzystania wiedzy o różnorodności gatunkowej i ekologii okrzemek w kryminalistyce                                      | 26 |
| VIII.   | Streszczenie/Summary                                                                                                                                                   | 28 |
| IX.     | Piśmiennictwo uzupełniające                                                                                                                                            | 33 |
| X.      | Załączniki 1 - 5                                                                                                                                                       | 39 |

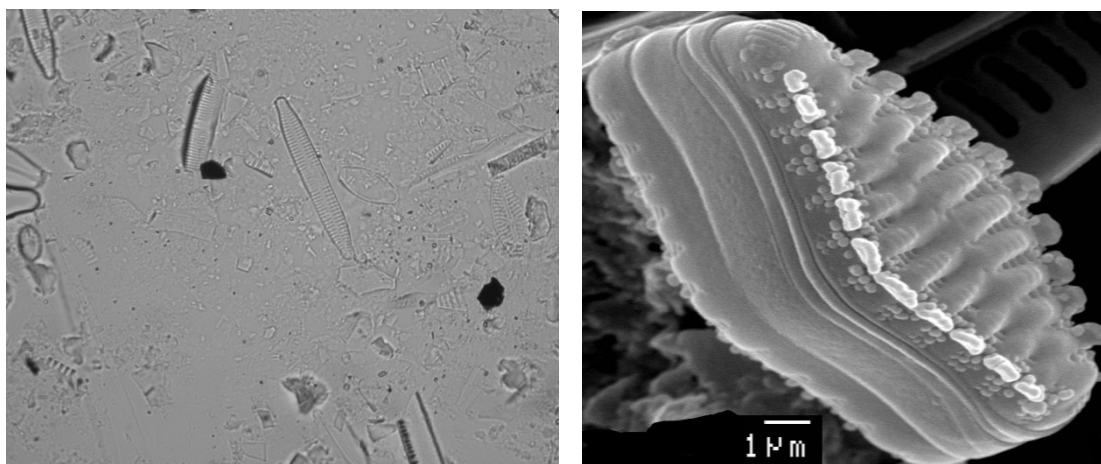
## I. Wprowadzenie

### I.1. Charakterystyka morfologiczna i biologiczna okrzemek

Okrzemki (Bacillariophyta) to fotoautotroficzne organizmy jednokomórkowe występujące powszechnie w środowisku wodnym i glebowym. Ze względu na typ budowy okrzemki dzielimy na: okrzemki centryczne (*centrice*) i pierzaste (*pennate*). Okrągłe lub eliptyczne okrywy są cechą okrzemek centrycznych, u których ornamentacja okryw jest promienisty lub nieregularny, a liczba osi symetrii jest nieskończenie wielka. W przypadku okrzemek pierzastych występują trzy osie symetrii: oś główna, poprzeczna oraz podłużna. Okrywy okrzemek pierzastych mogą mieć różne kształty, na przykład: eliptyczne, romboidalne lub lancetowate. Ponadto okrzemki pierzaste mogą posiadać: jedną szczelinę (*raphae*) - *Achnanthes* sp., dwie szczeliny - *Navicula* sp. lub nie posiadają jej wcale na przykład *Fragilaria* sp. (Pliński, Witkowski 2009). Przez szczelinę wydzielany jest polisacharydowy śluz, który pomaga przytwierdzić się do podłoża, a także umożliwia ruch okrzemkom. Ponadto jej kształt, lokalizacja oraz zakończenie stanowią cechy umożliwiające identyfikację taksonomiczną. Poza kształtem okryw, obecnością lub brakiem szczeliny ważnymi cechami taksonomicznymi jest także obecność i ilość prążków (*striae*).

Liczba zidentyfikowanych i opisanych gatunków okrzemek podawana jest różna w różnych źródłach. Lange-Bertalot i Moser (1994) podawali liczbę opisanych gatunków okrzemek na ponad 20 000 gatunków. Szacuje się, iż liczba ta może być wyższa – między 100 000 do nawet 500 000, ale pojawiają się wątpliwości co do ich dokładności (Stoermer, Smol 1999). Liczba poznanych i opisanych gatunków na przełomie lat zmieniała się wraz z rozwojem technik obrazowania mikroskopowego. Podstawą identyfikacji taksonomicznej, początkowo była analiza cech morfologicznych widocznych w mikroskopie świetlnym, w którym powiększenie maksymalne wynosiło x1000. Używając mikroskopu świetlnego dokonuje się klasyfikacji na podstawie wymiarów komórki, jej długości i szerokości, a także na podstawie ilości prążków lub kształtu i zakończenia szczeliny. Rozwój skaningowej mikroskopii elektronowej umożliwił lepszą wizualizację i tym samym bardziej precyzyjny opis cech morfologicznych, które nie były widoczne w mikroskopie świetlnym (Ryc.1), a które umożliwiły uwidocznienie wcześniej nieznanymi cech morfologii skorupki (Lobo i in. 1990). Przykładem takich cech mogą być alweole - kamery mieszczące się po wewnętrznej stronie okrywy lub areole, które ułożone regularnie tworzą prążki. Cechy budowy, które można analizować dzięki SEM stały się podstawą nowej taksonomii okrzemek (Round i in. 1990; Morales i in. 2001; Williams i in 2011; Witkowski i in. 2014; Genkal, Kulikovskiy 2015).

Kolejnym krokiem była rewizja klasyfikacji taksonomicznej, co również obejmowało przenoszenie gatunków do wyższych jednostek taksonomicznych. Stało się możliwe przez zastosowanie metod molekularnych polegających na poszukiwaniu typowych markerów DNA. Wykorzystanie danych molekularnych do filogenezy i taksonomii okrzemek zapoczątkowała Medlin i in. (1993), wykorzystując małe podjednostki (SSU) rybosomalnego RNA. Potwierdziło to w wielu przypadkach tradycyjną, opartą na morfologii taksonomię. Kolejne badania wykorzystywały zarówno 18S jak i 16S rybosomalnego RNA (Medlin i Kaczmarek 2004), a następnie jednostka SSU została zastąpiona przez duże podjednostki LSU (Jung i in. 2009; Souffreau i in. 2011). Poza rRNA do wyjaśnienia filogenezy okrzemek wykorzystywano też geny jądrowe, chloroplastowe i mitochondrialne (Lee i in. 2013), a dla potrzeb ekologicznych stosuje się metabarcoding (Rivera i in. 2020; Bailet i in. 2020). Analizy zarówno morfologiczne jak i molekularne wykazały, że okrzemki charakteryzują się wysoką różnorodnością taksonomiczną.



Ryc. 1. Cechy budowy okrzemek widoczne w mikroskopie świetlnym (LM) i skaningowym mikroskopie elektronowym (SEM).

Okrzemki są szeroko rozprzestrzenione na świecie ponieważ wykształciły przystosowania pozwalające na zasiedlanie siedlisk różniących się warunkami abiotycznymi. Na przykład w wodach stojących i wolno płynących, z uwagi na to, że gęstość komórek okrzemek jest większa niż wody, unoszenie się w nich przez dłuższy czas jest znacznie utrudnione. Okrzemki wytworzyły różne cechy adaptacyjne umożliwiające wydłużenie czasu utrzymania się w strefie eufotycznej. Jednym ze sposobów takiej adaptacji jest występowanie okrzemek o małych wymiarach. Okrzemki zmniejszają prędkość opadania również przez zmniejszenie gęstości cytoplazmy oraz zwiększenie oporności kształtu. Odpowiedni kształt



pojedynczej komórki, w której stosunek pola powierzchni jest większy od jej objętości zwiększa opór komórki podczas jej opadania. Za przykład mogą posłużyć wydłużone – igłokształtne komórki u *Fragilaria* i *Nitzschia*. Także tworzenie kolonii, jak u *Aulacoseira*, jest cechą pozwalającą na dłuższe utrzymywanie się w strefie eufotycznej i unoszenie się w wodzie podczas jej ruchów (Round i in. 1990). Czynnikiem zmniejszającym gęstość, a tym samym spowalniającym proces opadania, jest obecność tłuszczów w komórce, które przybierają formę kropelek - ciał lipidowych i produkowane są przez okrzemki, podobnie jak węglowodan – chryzolaminaryna, w celu magazynowania węgla (Maeda i in. 2017). Ciała lipidowe najczęściej mają kształt kulisty, jednak u niektórych okrzemek mogą one mieć inny kształt, szczególnie w późnej fazie kumulacji tłuszczu (Nojima i in. 2017). Rozmiar i liczba ciał lipidowych jest różna w zależności od gatunku oraz od fazy akumulacji tłuszczu. Lokalizacja ciał tłuszczowych jest cechą gatunkową jak na przykład u *Fistulifera solaris*. Kolejną cechą przystosowawczą, która spowalnia opadanie komórki lub kolonii, jest obecność śluzowej otoczki. Warstwa śluzu pozwala również na przytwierdzenie się okrzemki do podłoża oraz jest pomocna przy poruszaniu się form bentosowych. Śluz produkowany przez okrzemki jest złożonym, wieloskładnikowym materiałem, w którym dominują związki węglowodanowe, a także związki białkowe (Molino i in 2016).

Niektóre okrzemki potrafią się przemieszczać. Zdolność tę posiadają okrzemki ze szczeliny. Ruch okrzemek jest następstwem wydzielania przez szczelinę materiału w postaci polisacharydu. Sugeruje się, że siła wprawiająca w ruch okrzemkę jest generowana przez interakcję między włóknami aktynowymi a strukturami transbłonowymi, które mogą swobodnie poruszać się w komórce i szczelinie (Round i in. 1990). Dominującym modelem mechanizmu lokomocji okrzemek stał się ten zaproponowany przez Edgara i współautorów (Edgar, Pickett-Heaps 1983; Edgar, Zavortink 1983; Molino, Wetherbee 2008). Model ten jednak nie daje pełnej odpowiedzi jaki jest mechanizm ruchu. Inne badania sugerują, że poruszanie może odbywać się za pomocą dwóch lub więcej pseudopodiów (nibynózek), które wystają z pancerzyka. Ustalono, że przyczepność okrzemki do podłoża może być uzyskana w wyniku odrywania się nibynózki od podłoża przez działanie śluzu (EPS) (Wang i in. 2013).

Kolejnym przystosowaniem do życia w środowisku wodnym umożliwiającym szybkie zmiany w jakościowej i ilościowej strukturze zbiorowisk okrzemek jest ich rozmnażanie. Okrzemki rozmnażają się zarówno płciowo jak i bezpłciowo, przy czym ten drugi sposób rozmnażania prowadzi do stopniowego zmniejszania się komórek. Dlatego też rozmnażanie płciowe nie tylko pozwala na zwiększanie się ich różnorodności genetycznej, umożliwia ono także odtworzenie komórki o optymalnych w danych warunkach rozmiarach, tym samym

przeciwdziała procesowi zmniejszania się okrzemek. Okrzemki centryczne i pierzaste różnią się sposobem rozmnażania płciowego. Okrzemki centryczne wytwarzają w następstwie mejozy duże makrogamety (komórki jajowe) i małe, wyposażone w wici mikrogamety (plemniki). Okrzemki pierzaste natomiast produkują niewyposażane w wici gamety o równym rozmiarze - izogamety lub o nierównym rozmiarze - anizogamety (Montresor i in. 2016). Na podstawie badań prowadzonych nad rozmnażaniem płciowym okrzemek centrycznych można wnioskować, że faza płciowa u tych okrzemek jest wywoływana poprzez czynniki zewnętrzne (Chepurnov i in 2004; Montresor i in. 2016). Znany jest także przypadek morskiej, centrycznej okrzemki *Skeletonema marinoi*, u której gametangia, ruchliwe gamety i aukespory, uzyskano przez przeniesienie kultur do środowiska o wyższym zasoleniu (Godhe i in. 2014). U okrzemek pierzastych rozmnażanie płciowe może być indukowane przez specyficzne związki chemiczne – feromony. W badaniach nad *Seminavis robusta* wykazano, że to właśnie feromony pośredniczą w przyciąganiu się między komórkami (Gillard i in. 2013) i determinują przejście od mitozy do mejozy. Chemiczne sygnały również odgrywają rolę w rozmnażaniu płciowym u morskiej okrzemki *Pseudo-nitzschia multistriata* (Scalco i in. 2014; Basu 2017).

## **I.2. Cechy budowy okrzemek determinujące ich przydatność w kryminalistyce**

Charakterystyczną cechą, która odróżnia okrzemki od pozostałych grup glonów, jest zbudowany z uwodnionej krzemionki egzoszkielet o strukturze opalu (Round i in. 1990), który określany jest również jako pancerzyk lub skorupka. Pancerzyk okrzemki powstaje w wyniku pochłaniania krzemionki rozpuszczonej w wodzie, która następnie składowana jest w aparacie Golgiego. W dalszym procesie silikosomy w postaci pęcherzyków uwalniają się z aparatu Golgiego i inkorporują białka frustuliny obecne w błonie komórkowej (Schmid 1988; 1994). Proces budowy egzoszkieletu a następnie eksportowania go na zewnątrz wymaga zaangażowanie dużej liczby genów i ich produktów białkowych. Tworzenie „prefabrykatów” egzoszkieletu i ich wyprowadzenie na zewnątrz błony komórkowej wymaga poświęcenia znacznej ilości potencjału biosyntetycznego komórki (Hildebrand i in. 2018).

Struktura egzoszkieletu okrzemek warunkuje jej niezwykłą wytrzymałość na działanie czynników fizycznych i chemicznych. Egzoszkielet poddany działaniu nawet silnych kwasów nieorganicznych, perhydrolu lub wysokiej temperatury nie ulega destrukcji, co w konsekwencji pozwala na identyfikację okrzemek do poziomu gatunku. Dzięki wytrzymałości pancerzyki okrzemek są dobrze zachowywane w osadach i dzięki temu na podstawie badania tej grupy organizmów możliwe jest odtworzenie warunków środowiskowych panujących w przeszłości (Lobo i in. 2016). Pancerzyk

posiada determinowane genetycznie liczne cechy w budowie morfologicznej, do których należą między innymi: kształt okryw, obecność, kształt i położenie szczeliny, w tym budowa jej zakończeń i części centralnej; obecność, kształt i liczba prążków lub też obecność, kształt i liczba otworów w skorupce (alveole i areole); obecność i rodzaj portuli oraz obecność i kształt żeber w skorupce. Są to główne cechy stosowane w oznaczaniu okrzemek (Round i in. 1990). Wymienione wyżej cechy dają możliwość przeprowadzenia rzetelnej identyfikacji okrzemek do poziomu gatunku oraz trwałego zachowania materiału dowodowego. Materiał ten, w razie potrzeby, może być wielokrotnie poddawany analizie i być wykorzystany do typowania i/lub eliminacji w postępowaniu wykrywczym.

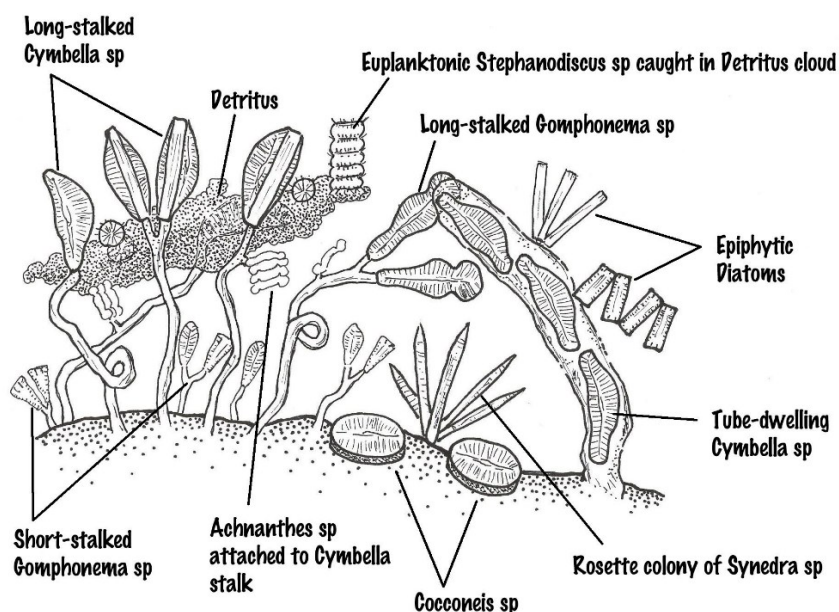
### **1.3. Ekologia okrzemek w ekosystemach dla nich dostępnych**

Zróznicowanie jakościowe i ilościowe struktury zbiorowisk okrzemek w różnych ekosystemach było podstawą do przeprowadzenia badań w różnym celu. Na przykład okrzemki analizowano pod kątem zmian zachodzących w środowisku (Żelazna-Wieczorek, Ziulkiewicz 2007; 2009), a także wpływu działalności człowieka na różne ekosystemy wodne (Szczepocka i in. 2016; Macklin i in. 2019, Szczepocka i in. 2024). Okrzemki wskazywały na poziom zanieczyszczeń, jaki wynikał z niekontrolowanego rozwoju rolnictwa (Walsh, Wepener 2009), a także określano typy ekosystemów, które one zasiedlają (Potapova, Charles 2007; Potapova 2011; Rivera i in. 2018; Stevenson i in. 210). Dlatego też zarówno różnorodność gatunkowa jak i ekologia okrzemek stanowią czynnik predysponujący tę grupę organizmów do poszerzenia kryminalistyki o nową dziedzinę jaką jest diatomologia.

Okrzemki stanowią grupę organizmów charakteryzujących się licznymi cechami umożliwiającymi zasiedlanie różnych środowisk. Możemy je spotkać w wodach słodkich, słonych, stojących i płynących, a także w środowisku glebowym (Kawecka, Eloranta 1994). Prowadzone były i są liczne badania porównawcze zbiorowisk okrzemek w różnych ekosystemach (Serieyssol 2013; Wojtal 2009; Noga i in 2014). Na podstawie przeprowadzonych badań powstało wiele publikacji, w których wykazano, że różne siedliska różnią się strukturą zbiorowisk okrzemek, w tym odnotowano różnice w strukturze dominacji gatunków. Wynika to z szerokiego spektrum preferencji środowiskowych tej licznej w gatunki grupy organizmów. Na uwagę zasługuje też fakt, że pośród okrzemek są takie, które mają specyficzne wymagania co do warunków środowiskowych, w tym wąski zakres tolerancji. Dało to podstawę do określania wartości wskaźnikowych między innymi wobec odczynu wody, zasolenia, stężenia tlenu, saprobii, trofii oraz warunków wilgotnościowych środowiska (Van

Dam i in. 1994). Powstały różne systemy ekologiczne (Denys 1991; Håkansson 1993; Carayon i in. 2019), które zostały wykorzystane przy konstruowaniu i aktualizowaniu programu OMNIDIA. Program ten zawiera bazę danych oraz arkusz kalkulacyjny, co pozwala określać warunki środowisk, w których okrzemki występowały i wyliczać indeksy okrzemkowe.

Okrzemki wykazują preferencje do konkretnych siedlisk (Chao i in. 2023). Mogą występować jako formy wolnopływające w planktonie, ale też jako formy osiadłe. Wśród form osiadłych występuje zróżnicowanie siedliskowe na okrzemki, które preferują dno kamieniste, muliste, piaszczyste, a także te, które żyją jako epifity na roślinach. Ich możliwości życia w różnych warunkach, na różnych podłożach uwarunkowane są budową komórki oraz wykształceniem zdolności poruszania się, lub też różnymi sposobami przytwierdzenia się do podłoża (Ryc. 2) (Pandey i in. 2017). Na przykład niektóre okrzemki z rodzaju *Gomphonema* przytwierdzają się do podłoża za pomocą długich stylików, co umożliwia im życie w górnej warstwie biofilmu, a tym samym lepszy i łatwiejszy dostęp do światła i składników odżywczych (Passy 2007). Wyróżnia się pośród nich także takie gatunki, które tworzą różnego typu kolonie w formie łańcuchów, łodygowatych rozgałęzień oraz rurek. Formy kolonijne tworzą gatunki z rodzajów *Diatoma*, *Ellerbeckia*, *Fragilaria*, *Gomphonema*, *Melosira* i *Synedra*. Okrzemki dzięki długim koloniom mogą wykraczać poza warstwę graniczną biofilmu, co pozwala im na lepszy dostęp do światła i innych zasobów (Nicolosi Gelis i in. 2020).



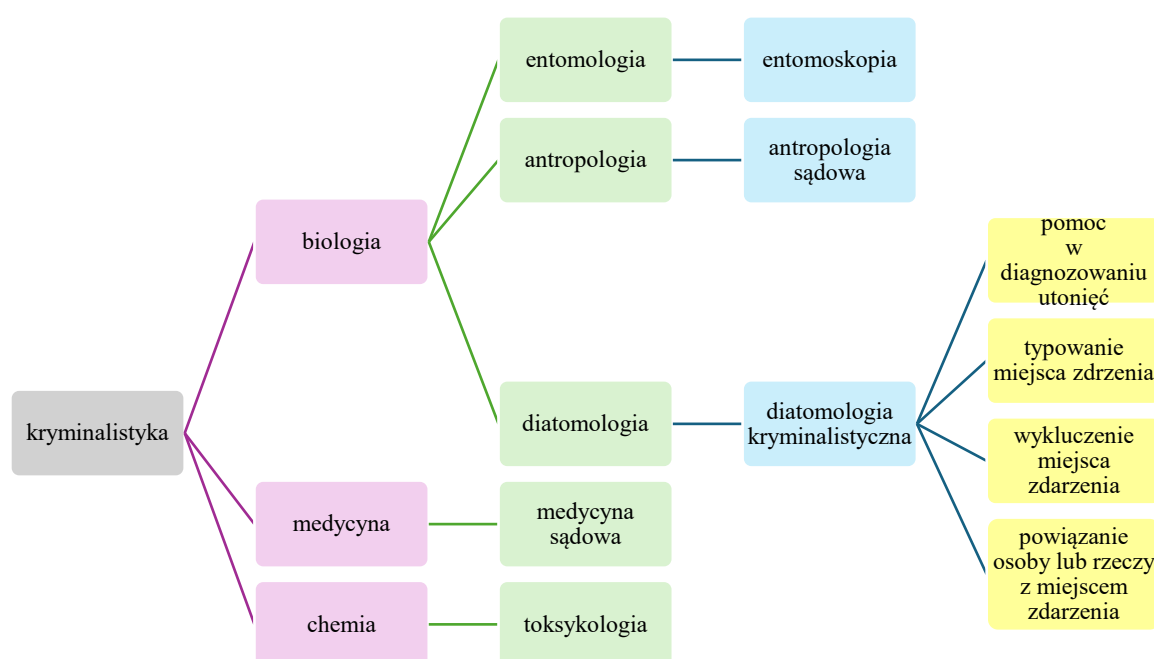
Ryc. 2. Schemat różnych form osiadłych okrzemek (Munteanu 2023).

Poza środowiskiem wodnym można je spotkać na lądzie, w glebie, na wilgotnych skałach i pniach drzew. Okrzemki występują również w skrajnych warunkach środowiskowych: od wód wysoce zanieczyszczonych zarówno materią organiczną jak i związkami chemicznymi (Chonova i in. 2019), po wody nieobciążone zanieczyszczeniami; od wód o wysokich wahaniami temperatur, po wody tylko o niskich lub tylko o wysokich temperaturach (Fan i in. 2023; Hattich i in. 2024; Hejduková i in. 2024); od wód bogatych w tlen, po wody o niskiej zawartości tlenu (Kamp i in. 2011); od wód o niskim zasoleniu, po wody o zasoleniu wysokim (Żelazna-Wieczorek i in. 2015; Feijão i in. 2018; Rodríguez-Miret i in. 2023; Potapova 2011). Spotka się je także w środowiskach, gdzie widoczne są duże wahania natężenia promieniowania słonecznego (Prins i in. 2020; Kawecka, Eloranta 1994). Wykazują one przystosowania do występowania w warunkach skrajnych wilgotnościowo, od okresowo zalanych do całkowitego wyschnięcia podłoża (B-Béres i in. 2019; Béres i in. 2022; Quevedo-Ortiz i in. 2024). Okrzemki są uważane za idealną grupę, która może przynieść wymierne korzyści kryminalistyce. Wynika to z różnych wymagań środowiskowych okrzemek, wielu ich możliwości przystosowawczych, a także tego, że potrafią one w krótkim czasie odbudować strukturę zbiorowiska, które na skutek zmian środowiskowych zostało zaburzone. Obecnie została zauważona w kryminalistyce potrzeba badania zbiorowisk okrzemek w kontekście mapowania takich ekosystemów wodnych jak rzeki, gdzie na ich rozwój ma wpływ wiele zmiennych, szczególnie w klimacie umiarkowanym, gdzie istotną rolę odgrywa między innymi czynnik sezonowości.

#### **1.4. Kryminalistyka - nauka korzystająca z innych nauk**

Kryminalistyka to prężnie rozwijająca się nauka obejmująca metody i środki walki z przestępczością (Hanausek, Sławik 1995). Kryminalistyka swój rozwój zawdzięcza głównie innym dziedzinom nauk, a nadrzędnym jej celem jest przeciwdziałanie przestępczości. Jej początki były głównie związane z medycyną sądową, która dążąc do ustalenia przyczyn zgonu pomagała organom ścigania w rozwiązywaniu spraw związanych z przestępczym spowodowaniem śmierci. Sama kryminalistyka jako nauka, głównie dzięki opublikowanym pracom Alfonsa Bertillon'a, Franciszka Galtona oraz Hansa Grossa, zaczęła się rozwijać dopiero pod koniec XIX wieku. Celem kryminalistyki było zwalczanie przestępczości i początkowo była ona związana głównie z techniką kryminalistyczną, która nastawiona była na badanie i analizę dowodu rzeczowego. Z czasem okazało się, iż by zwalczać rosnącą przestępczość sama technika kryminalistyczna to za mało, dlatego pojawiły się kolejne dziedziny

kryminalistyki, takie jak: taktyka kryminalistyczna oraz strategia kryminalistyczna. Dalszy rozwój kryminalistyki związany był i jest z rozwojem innych nauk, na przykład wspomniana wcześniej medycyna sądowa, która dziś działa w oparciu o inne dziedziny nauk, jak na przykład toksykologię (Mikulewicz i in. 2014), biochemię (Maeda i in 2011) oraz wymiarowanie 3D (Brüschweiler i in 2003; Villa i in. 2023) i dzięki temu pozwala na uzyskanie szerszego obrazu na temat przyczyn śmierci. Współczesne badania naukowe z różnych dziedzin, w tym biologii środowiskowej, przynoszą korzyści kryminalistyce dając wiele możliwości w zwalczaniu przestępczości. Jedną z takich nauk biologicznych jest diatomologia kryminalistyczna, która w oparciu o wiedzę na temat budowy oraz ekologii okrzemek może być wykorzystana na wielu płaszczyznach kryminalistyki (Ryc. 3).



Ryc. 3 Schemat przedstawiający zależność kryminalistyki jako nauki od innych wybranych nauk przyrodniczych i medycznych, w tym diatomologii kryminalistycznej

## 1.5. Diatomologia kryminalistyczna

W medycynie sądowej po raz pierwszy okrzemki zostały wykorzystane przez Revenstorfa, który w 1904 roku próbując rozwiązać sprawę utonięcia wykrył w płucach ofiary okrzemki i od tego czasu zaczęły być one wykorzystywane jako pomoc przy diagnozowaniu utonięć. Od tamtego czasu pojawiło się wiele badań naukowych łączących kryminalistykę z diatomologią, które są kontynuowane do dziś. Rozwijały się od ujawnienia okrzemek we krwi i narządach ofiar utonięć (Incze 1942), przez badania nad okrzemkami obecnymi w szpiku

kostnym (Tamasaka 1942), aż po badania Peabody (1977) oraz Pollanen'a, który jako pierwszy wprowadził termin Forensic Diatomology – diatomologia kryminalistyczna (Pollanen i in. 1998). Termin ten początkowo odnosił się tylko do medycyny sądowej, a właściwie do badań i analiz, jakim były aspekty związane z diagnozowaniem utonięcia. Następstwem prac Pollanen'a były kolejne, koncentrujące się nie tylko na możliwościach diagnostycznych utonięć (Ludes i in. 1994; Lunetta i in 1998; Ludes, i in. 1999; Hürlimann i in. 2000; Krstic i in. 2002; Piette i in. 2006; Delabarde i in. 2013), a także na próbie potwierdzenia lub wykluczenia miejsca ujawnienia zwłok jako miejsca utonięcia (Kakizaki i in. 2011; Bąk i in 2018). Pomimo wielu dyskusji na temat wykorzystania okrzemek w diagnozowaniu utonięć nadal są one bardzo pomocnym i wiarygodnym narzędziem (Tambuzzi i in. 2024). Naukowcy stawiają wciąż nowe pytania związane z okrzemkami w kontekście utonięć, co podkreśla potrzebę ich dalszych badań w tym zakresie. W piśmiennictwie wskazywano, że szpik kostny, szczególnie żebra, może być idealnym narzędziem do analizy okrzemkowej w celu potwierdzenia utonięcia jako przyczynę śmierci. Jednak wokół tej metody pojawiło się też wiele głosów sceptycznych, szczególnie gdy zwłoki przebywały dłużej w wodzie i poddane były procesowi rozkładu. Dlatego też, by rozwiać wątpliwości pojawiła się potrzeba potwierdzenia lub wykluczenia, czy okrzemki mogą biernie przenikać do szpiku kostnego żeber w przypadku długotrwałego przebywania szczątków ludzkich w wodzie.

Następny krok to rozwój diatomologii kryminalistycznej w kierunku powiązania osoby z konkretnym środowiskiem na podstawie transferu okrzemek i utrzymania się ich na różnych materiałach (Scott i in. 2014; Levin i in. 2017; Scott i in. 2019; Magni i in. 2020). Badania wykazały, że analiza okrzemkowa odzieży i przedmiotów może być pomocna przy powiązaniu osób z konkretnym miejscem. Nadal jednak konieczne jest sprawdzanie różnych okoliczności zdarzeń w kontekście obecności i możliwości transferu okrzemek na różne materiały, by móc ją w pełni wykorzystać w procesie wykrywczym. Pomo tego, że w ostatnich kilku latach pojawiło się dużo publikacji będących wynikiem badań naukowych, w których okrzemki mają zastosowanie w kryminalistycznym badaniu miejsca zdarzenia (Ryc. 4 ) to wciąż wiele pytań pozostaje bez odpowiedzi. Brak nadal takich informacji na przykład: jak długo okrzemki mogą utrzymać się na odzieży, a także czy procesy związane z codziennym użytkowaniem przyczyniają się do utraty przeniesionych po kontakcie okrzemek oraz jaka jest metodyka pozyskiwania materiału okrzemkowego z odzieży i przedmiotów.

Diatomologia kryminalistyczna jako nauka łącząca kryminalistykę i biologię środowiskową prężnie się rozwija, co potwierdzają liczne publikacje naukowe. Pomimo tego



jest ona dziedziną nauki, nadal otwartą na prace eksperymentalne i analizę różnych przypadków.



Ryc. 4. Przykładowe publikacje zawierające problematykę wykorzystania okrzemek w kryminalistyce.



## **II. Hipoteza badawcza**

W rozprawie doktorskiej postawione zostały następujące hipotezy badawcze, które poddane były weryfikacji:

H 1 – Okrzemki są narzędziem wspomagającym w diagnozowaniu utonięć.

H 2 – Analiza struktury zbiorowisk okrzemek pozwala na potwierdzenie lub wykluczenie miejsca ujawnienia zwłok jako miejsca utonięcia.

H 3 – Analiza struktury zbiorowisk okrzemek pozwala na powiązanie osób lub rzeczy z ekosystemem, a nawet z siedliskiem.

H 4 - Mapowanie rzek pod kątem struktury zbiorowisk okrzemek może być wykorzystane w kryminalistyce.

## **III. Cele szczegółowe rozprawy doktorskiej**

Weryfikacja postawionych w rozprawie doktorskiej hipotez wymagała podjęcia badań w celu określenia możliwości wykorzystania w kryminalistyce wiedzy z zakresu taksonomii i ekologii okrzemek.

Badania realizowano poszukując odpowiedzi na pytania i wyjaśnienia następujących zagadnień na podstawie poniższych zadań badawczych:

- zbadanie obecności okrzemek w narządach wewnętrznych, szczególnie w żebrach, pod kątem wnioskowania, że przyczyną śmierci było utonięcie;
- zbadanie, czy struktura zbiorowisk okrzemek zidentyfikowanych w narządach wewnętrznych zwłok ludzkich odzwierciedla strukturę zbiorowisk okrzemek w próbach środowiskowych pobranych w miejscu znalezienia zwłok;
- określenie, czy są ograniczenia odnośnie do miejsca, czasu i sposobu pobierania materiału biologicznego ze zwłok ludzkich podczas sekcji;
- zbadanie i określenie, czy są ograniczenia odnośnie do miejsca, czasu i sposobu pobierania prób środowiskowych z miejsc, w których zwłoki ludzkie zostały ujawnione;
- określenie różnorodności taksonomicznej okrzemek w wybranych ekosystemach wodnych;
- zbadanie i określenie możliwości przenoszenia się i utrzymania okrzemek na wybrane elementy odzieży;

- sprawdzenie, czy okrzemki przenoszone na odzież swym składem ilościowym i jakościowym odzwierciedlają strukturę zbiorowiska okrzemek ze środowiska, z którym miały kontakt;
- zbadanie i określenie, jak zmienia się struktura zbiorowisk okrzemek w miarę oddalania się od zbiornika wodnego;
- zbadanie i określenie przyczyn zróżnicowania pomiędzy dwoma ekosystemami rzecznyymi na podstawie analizy struktury zbiorowisk okrzemek;
- wskazanie ograniczeń, które mogą wpływać na wykorzystanie okrzemek jako kryminalistycznych śladów środowiskowych.

#### IV. Prace stanowiące rozprawę doktorską

Zgodnie z ustawą *Prawo o szkolnictwie wyższym i nauce z dnia 20 lipca 2018 r. art. 187 punkt 3* niniejsza rozprawa doktorska ma charakter hybrydowy i składa się ze zbioru opublikowanych i powiązanych tematycznie artykułów naukowych oraz manuskryptu:

- ✓ **Bogusz Iwona**, Bogusz M., Borowska B., Szleszkowski Ł., Żelazna-Wieczorek J.<sup>C</sup> 2024. A critical assessment of the diatom test of rib bone marrow as a supporting procedure in the case of drowning. *Journal of Forensic and Legal Medicine* 107, <https://doi.org/10.1016/j.jflm.2024.102753>.  
IF 1,2 MNiSW 100 pkt. (**Załącznik 1**)
- ✓ Bogusz M., **Bogusz Iwona**, Żelazna-Wieczorek J. 2023. The possibilities and limitations of comparative diatomaceous analysis for confirming or excluding the site of an incident – case studies. *Forensic Science International* 346(1-3), 111644. <https://doi.org/10.1016/j.forsciint.2023.111644>.  
IF 2,2 MNiSW 100 pkt (**Załącznik 2**)
- ✓ **Bogusz Iwona**, Bogusz M., Żelazna-Wieczorek J. 2022. Diatoms from inland aquatic and soil habitats as indestructible and nonremovable forensic environmental evidence. *Journal of Forensic Science* 67(6):1490-1504. <https://doi.org/10.1111/1556-4029.15017>.  
IF 1,832 MNiSW 70 pkt (**Załącznik 3**)
- ✓ **Bogusz Iwona**, Żelazna-Wieczorek J. Przestrzenne zróżnicowanie występowania okrzemek w dwóch ekosystemach rzecznych – mapowanie okrzemek pod kątem kryminalistyki – manuskrypt (**Załącznik 4**)
- ✓ **Bogusz Iwona**, Żelazna-Wieczorek J., Jesionowska I. 2023. Methodology for securing environmental traces in the form of diatomaceous material. *Issues of Forensic Science* 319 (1):39-52. <https://doi.org/10.34836/pk.2023.319.1>.  
MNiSW 20 pkt (**Załącznik 5**)

## **V. Teren badań, materiały i metody pracy**

W celu weryfikacji postawionych hipotez badawczych wytypowano ekosystemy wodne i lądowe, w których przeprowadzono eksperymenty środowiskowe oraz miejsca związane z analizowanymi przypadkami. Niniejszy rozdział oraz zawarte w nim podrozdziały przedstawiają skrócony opis terenu badań, wykorzystanych materiałów, w tym metodyki poboru prób oraz metod opracowania materiału.

Szczegółowy opis terenu badań, metod poboru prób i analizy warunków środowiskowych, przygotowania materiałów do analizy jakościowej i ilościowej okrzemek oraz metod analizy danych znajduje się w publikacjach i manuskrypcie stanowiących rozprawę doktorską: Bogusz i współautorzy 2024 – **Załącznik 1**; Bogusz i współautorzy 2023 – **Załącznik 2**; Bogusz i współautorzy 2022 – **Załącznik 3**; Bogusz i współautor – **Załącznik 4**; Bogusz i współautorzy 2023 – **Załącznik 5**.

### **V.1. Teren badań**

Terenem badań do weryfikacji hipotezy **H 1** były ekosystemy wodne, rów melioracyjny oraz staw. Szczegółowy opis terenu badań zawarto w publikacjach Bogusz i współautorzy 2024, który stanowi **Załącznik nr 1**.

Terenem badań do weryfikacji hipotezy **H 2** były ekosystemy wodne w obrębie Miasta Stołecznego Warszawy oraz okolicznych miejscowości (rzeki, jeziora, stawy, rowy melioracyjne), które były zarazem miejscami ujawnienia zwłok ludzkich. Szczegółowy opis terenu badań zawarto w publikacji Bogusz i współautorzy 2023, który stanowi **Załącznik 2**.

Terenem badań do weryfikacji hipotezy **H 3** były ekosystemy wodne, takie jak rzeka, rów melioracyjny, mokradło oraz ekosystemy lądowe do nich przyległe. Szczegółowy opis terenu badań zawarto w publikacji Bogusz i współautorzy 2022, który stanowi **Załącznik 3**.

Terenem badań do weryfikacji hipotezy **H 4** były dwa ekosystemy rzeczne – rzeka Bug i rzeka Narew, na wybranych odcinkach. Szczegółowy opis terenu badań zawarto w manuskrypcie, który stanowi **Załącznik 4**.

### **V.2. Pobór materiału, metodyka i analiza prób**

W celu weryfikacji hipotez **H 1** oraz **H 2** pobierane i analizowane były próby biologiczne z żeber świńskich, a także środowiskowe ze stawu oraz z rowu melioracyjnego zgodnie ze

szczegółowym opisem w publikacji Bogusz i współautorzy 2024, który stanowi **Załącznik nr 1** oraz próby biologiczne z narządów wewnętrznych ludzkich pobranych podczas sekcji sądowo lekarskiej i próby środowiskowe z miejsc znalezienia zwłok ludzkich zgodnie ze szczegółowym opisem w publikacji Bogusz i współautorzy 2023, który stanowi **Załącznik 2**.

W celu weryfikacji hipotezy **H 3** pobierane były próby środowiskowe z trzech siedlisk wytypowanych w różnych ekosystemach zgodnie ze szczegółowym opisem w publikacji Bogusz i współautorzy 2022 - **Załącznik 3**.

W celu weryfikacji hipotezy **H 4** analizowano próby środowiskowe pobrane z siedmiu stanowisk, na każdym z nich z trzech siedlisk, zgodnie z opisem zawartym w manuskrypcie, który stanowi **Załącznik 4**.

Metody postępowania z materiałem biologicznym pochodzenia ludzkiego, w tym sposób trawienia chemicznego prób, ich oczyszczania oraz zabezpieczenia przed kontaminacją zawarto w publikacji Bogusz i współautorzy 2023, który stanowi **Załącznik 2**. Natomiast specyfikę postępowania w przypadku materiału biologicznego pochodzenia zwierzęcego – zwierzęcy model eksperymentalny, w tym pozyskanie materiału, przechowywanie materiału oraz jego preparatykę przedstawiono szczegółowo w publikacji Bogusz i współautorzy 2024 - **Załącznik 1**.

Metody postępowania z materiałem obejmującym próby środowiskowe z różnych typów podłoży opisano szczegółowo w publikacji Bogusz i współautorzy 2022, stanowiącym **Załącznik 3** oraz w manuskrypcie - **Załącznik 4**.

Ponadto metodykę postępowania z różnymi materiałami, wykorzystanymi między innymi w eksperymentach prowadzonych *in situ*, które mogą być przedmiotem badań diatomologicznych na potrzeby kryminalistyki, opisano szczegółowo w publikacjach Bogusz i współautorzy 2022, stanowiącym **Załącznik 3** i publikacji metodycznej Bogusz i współautorzy 2023 – **Załącznik 5**.

## **VI. Omówienie uzyskanych wyników**

### **VI.1. Diagnozowanie utonięcia na podstawie obecności okrzemek w narządach wewnętrznych**

Analizowano przypadki zwłok znalezionych w środowisku wodnym w latach 2017 – 2019 na terenie Miasta Stołecznego Warszawy i okolicznych miejscowości. Na podstawie autopsji jako przyczynę zgonu stwierdzono utonięcie, z wyjątkiem jednego przypadku, w którym jako przyczynę śmierci wskazano zawał mięśnia sercowego. Analizowano materiał biologiczny w postaci fragmentów narządów pobranych podczas sekcji, takich jak: fragment żebra, płuca, nerki oraz treść żołądka. Pobierano próby środowiskowe z miejsc, w których zwłoki zostały ujawnione pod kątem potwierdzenia w nich obecności okrzemek. Takie analizy stanowić mogą narzędzie wspomagające diagnozowanie utonięcia jako przyczyny śmierci.

Przeprowadzona analiza pod kątem obecności okrzemek w narządach wewnętrznych obejmowała nie tylko analizę ilościową, ale również analizę pod względem taksonomicznym. We wszystkich zbadanych próbach z narządów wewnętrznych stwierdzono 265 gatunków okrzemek. W próbach z nerki i szpiku żebra zidentyfikowano 57 gatunków, co stanowiło 21,5% ze wszystkich zidentyfikowanych okrzemek. Również liczba okryw, które zostały ujawnione w badanych przypadkach w płucach i żołądkach (5639), jest wielokrotnie większa od ilości okryw ujawnionych w nerkach i szpiku żeber (333). Przeprowadzona analiza szerokości i długości okryw okrzemek przenikających do różnych narządów wykazała zróżnicowanie pomiędzy wielkością okrzemek potwierdzonych w płucach i żołądka a wykazanych w próbach z nerki i szpiku kostnego. Wśród okrzemek zidentyfikowanych w płucach i w treści żołądka 88% z nich mieściło się w zakresie długości od 5,1  $\mu\text{m}$  do 85,1  $\mu\text{m}$ , natomiast w przypadku okrzemek przenikających do nerek i szpiku żebra 93% to okrzemki w zakresie długości od 5,1  $\mu\text{m}$  do 50,1  $\mu\text{m}$ . Analizując szerokość okryw zidentyfikowanych okrzemek w płucach i w treści żołądka 80% zawiera się w przedziale szerokości od 2,5  $\mu\text{m}$  do 12,5  $\mu\text{m}$ , natomiast u 70% okrzemek szerokość okryw zidentyfikowana w nerkach i szpiku żebra zawiera się w przedziale 3,3  $\mu\text{m}$  do 9,9  $\mu\text{m}$ , co daje możliwość wnioskowania, że okrzemki o mniejszych rozmiarach łatwiej dostają się do szpiku kości. Obecność okryw o dużych rozmiarach może wskazywać na kontaminację podczas pobierania materiału sekcyjnego lub podczas preparatyki w celu pozyskania oczyszczonych z materii organicznej skorupki (**Załącznik 2**).

## **VI.2. Żebra jako materiał pomocniczy w diagnozowaniu utonięć**

Przeprowadzono badanie eksperymentalne z materiałem biologicznym w postaci żeber świni zanurzonych w dwóch ekosystemach wodnych, w stawie oraz rowie melioracyjnym, w różnych przedziałach czasowych: 1 miesiąc, 3 miesiące, 6 miesięcy oraz 12 miesięcy. Przeprowadzono cztery serie badań. W stawie i w rowie melioracyjnym ujawniono łącznie 158 gatunków okrzemek, przy czym 66 gatunków występowało w obu ekosystemach. W badanych próbach kontrolnych pobranych ze stawu stwierdzono obecność gatunków, których średnia szerokość okryw w znaczącej większości przypadków (94,8%) zawierała się w przedziale 2,85  $\mu\text{m}$  do 21,25  $\mu\text{m}$ . W badanych próbach pobranych z rowu melioracyjnego stwierdzono obecność gatunków, których średnia długość okryw w 91,4% przypadków zawierała się w przedziale od 6,5 do 76,5  $\mu\text{m}$ .

W badanych próbach z wszystkich żeber stanowiących materiał kontrolny, nie poddany zanurzeniu w środowisku wodnym, nie stwierdzono obecności okryw okrzemek. Łącznie w badanych próbach pobranych z żeber z I, II i III serii badań stwierdzono obecność 30 gatunków okrzemek, przy czym dla jednej próby nie odnotowano ani jednej ich okrywy, dla czterech prób odnotowano od 1 do 7 okryw, dla dwóch prób odnotowano od 34 do 39 okryw dla jednej próby odnotowano 376 okryw oraz dla czterech prób odnotowano powyżej 500 okryw. Natomiast w IV serii eksperymentu w próbce pobranej z żebra zanurzonego przez 3 miesiące stwierdzono obecność jedynie 2 okryw gatunku *Sellaphora pupula* (średnia długość okrywy 18,5  $\mu\text{m}$ , średnia szerokość okrywy 7,0  $\mu\text{m}$ ). W pozostałych preparatach z żeber (po zanurzeniu przez 1m, 6m i 12m) nie stwierdzono okryw okrzemek.

Wyniki badań eksperymentalnych wskazały, że naruszenie integralności kości, co miało miejsce w seriach I, II i III, a związane było ze sposobem przygotowania materiału poprzez wyłamywanie żeber ze stawów, dało możliwość przenikania okrzemek ze środowiska wodnego do szpiku żeber. Natomiast w serii IV, w celu uniknięcia naruszenia integralności kości do eksperymentu żebra wycięto wraz z główkami kości i z otaczającymi je tkankami miękkimi (Załącznik 1).

## **VI.3. Analiza porównawcza okrzemek zidentyfikowanych w narządach wewnętrznych pobranych ze zwłok z okrzemkami w próbach środowiskowych pobranych w miejscu znalezienia zwłok**

Przeprowadzona analiza struktury zbiorowisk okrzemek w próbach środowiskowych,

zarówno pod względem jakościowym jak i ilościowym, wykazała przestrzenne zróżnicowanie zbiorowisk w odniesieniu do miejsca odnalezienia zwłok jak i różnych formacji ekologicznych w poszczególnych miejscach. W każdym z badanych przypadków najwięcej gatunków zidentyfikowano w próbach z bentosu, natomiast najmniej gatunków zidentyfikowano w próbach z planktonu. Analiza dla prób środowiskowych związanych z przypadkami ujawnienia zwłok pochodzących z rzeki Wisły, na odcinku 20 km, potwierdziła odrębność struktury zbiorowisk okrzemek w poszczególnych miejscach badanych przypadków. Analiza wskazała 50 gatunków okrzemek w największym stopniu decydujących o odmienności badanych miejsc. Gatunki te w różny sposób wskazywały na odrębność tych miejsc. Różne miejsca charakteryzowały się różną liczebnością tych samych gatunków, lub potwierdzono obecność gatunku w jednym miejscu, a brak w innym. Gatunkami obecnymi we wszystkich próbach środowiskowych, klasyfikowanych jako gatunki absolutnie stałe (euconstant species) były: *Melosira varians*, *Gomphonema parvulum*, *Cyclotella meneghiniana* i *Nitzschia palea*. Gatunkiem występującym w kilku miejscach/przypadkach była, między innymi, *Navicula salinarum*, preferująca wody o podwyższonym zasoleniu. Występowała ona w trzech próbach z badanych przypadków, jednak z różnym udziałem procentowym, co wyróżniało te miejsca spośród wszystkich innych. Informacje o gatunkach, których występowanie jest ograniczone do siedlisk o specyficznych warunkach abiotycznych jest wyjątkowo przydatne dla potwierdzenia lub wykluczenia, czy miejsce znalezienia zwłok było też miejsce utonięcia (Załącznik 2).

Przeprowadzone badania organów wewnętrznych zwłok osób, które utonęły, pod kątem obecności okrzemek wykazały ograniczenia dla wnioskowania. Po pierwsze zbyt mała liczba zidentyfikowanych okrzemek w narządach wewnętrznych, w tym badaniu w nerkach, jak i w szpiku żebra. Po drugie licznie występujące okrzemki w próbach pobranych z płuc lub z zawartości żołądka nie stanowią potwierdzenia utonięcia, ponieważ woda z okrzemkami do tych narządów może dostawać się biernie. Po trzecie, pomimo śmierci w wyniku utonięcia, w organach wewnętrznych nie stwierdza się okrzemek z powodu braku lub małej ich liczebności w akwenu, w którym nastąpiła absorpcja wody lub także w przypadku nagłej śmierci, natychmiast po dostaniu się do wody. Po czwarte czas, który upłynął od śmierci do możliwości poboru próby do analizy porównawczej, może wpłynąć na brak zgodności pomiędzy okrzemkami zidentyfikowanymi w narządach z tymi ze środowiska, co wynika ze zmian sezonowych. Po piąte ograniczeniem jest pobieranie prób jedynie z jednego, bardzo często niereprezentatywnego miejsca lub mikrosiedliska dla danego ekosystemu wodnego (Załącznik 2).



## **VI.4. Transfer okrzemek na odzież i utrzymanie się ich na niej**

### **VI.4.1. Skarpety jako powszechnie używany element odzieży**

Analizowano możliwość przeniesienia okrzemek na odzież, w postaci dwóch różnych rodzajów skarpet, wykonanych z bawełny oraz bambusa. W tym celu skarpety założone na stopy miały kontakt z trzema różnymi ekosystemami wodnymi, rzeka, rów melioracyjny i mokradło, w różnych przedziałach czasowych. We wszystkich przypadkach bez względu na rodzaj podłoża i czas kontaktu liczba zliczonych okryw pozyskanych ze skarpet znacznie przekraczała 500. Natomiast w preparatach wykonanych z prób uzyskanych ze skarpet, które po kontakcie z podłożem poddano suszeniu, a następnie praniu, stwierdzono okrywy okrzemek, przy czym dla prób z mokradła i rowu melioracyjnego okryw zliczono mniej niż 500. W tych przypadkach widoczna była zależność pomiędzy czasem kontaktu z podłożem a ilością stwierdzonych okryw w preparatach i dotyczy to obu rodzajów materiałów, z których skarpety były wykonane (**Załącznik 3**).

### **VI.4.2. Porównawcza analiza ilościowa i jakościowa okrzemek na skarpetach po kontakcie z ekosystemem wodnym**

Analiza preparatów ze skarpet po kontakcie z trzema różnymi zbiornikami wodnymi wykazała podobieństwo zbiorowisk okrzemek z tymi, które wyizolowano z prób środowiskowych. Podobieństwo pomiędzy próbami było wysokie niezależnie od rodzaju materiału, z jakiego wykonane były skarpety. Zastosowane przedziały czasowe kontaktu skarpet z danym podłożem oraz fakt prania skarpet, dawały obraz zbiorowisk okrzemek z nich pozyskanych zgodny z próbami środowiskowymi. W próbach niezależnie od tego, czy były to próby środowiskowe, czy pozyskane z różnego rodzaju skarpet, po różnym czasie kontaktu ich z podłożem, uwzględniając fakt prania i nieprania, odnotowano te same okrzemki i w tych samych proporcjach jak w miejscach wybranych do doświadczenia (**Załącznik 3**).

### **VI.4.3. Wybrane materiały wykorzystywane do produkcji odzieży**

Do badań użyto trzech różnych rodzajów materiałów takich jak, bawełna, zamsz oraz gąbka, które stanowiły podłoża do zasiedlania przez okrzemki. Każde z podłoży umieszczano w butelkach z tworzywa sztucznego, które następnie umieszczono w trzech typach środowisk,

dwóch wodnych (staw, rzeka) oraz glebowym. Czas eksperymentu to okres 6 tygodni powtórzony w trzech sezonach. Analiza zbiorowisk okrzemek wyekstrahowanych ze wszystkich substratów użytych w eksperymencie wykazała, że okrzemki składem ilościowym i jakościowym odzwierciedlały rodzaj ekosystemu niezależnie od pory roku. Powyższy eksperyment wskazuje, że różne typy materiałów po dłuższym kontakcie ze środowiskiem, w którym są okrzemki będą przez nie zasiedlane. Może to być pomocnym narzędziem w kryminalistyce, gdy dysponuje się materiałem dowodowym, który miał kontakt ze środowiskiem, w którym występują okrzemki (**Załącznik 3**).

#### **VI.5. Analiza struktury zbiorowisk okrzemek w miarę oddalania się od zbiornika wodnego**

Wyznaczone do badań transekty, w miarę oddalania się od trzech ekosystemów wodnych: rzeka, rów i mokradło, różniły się strukturą zbiorowisk okrzemek, zarówno pod względem ilościowym, jaki i jakościowym. Gatunkami stałymi we wszystkich transektach, jednak z różnym udziałem w poszczególnych próbach, były: *Planothidium frequentissimum*, *Eolimna minima*, *Nitzschia palea* oraz *Gomphonema parvulum*. Gatunkami wyróżniającymi dla transektu rzeka – łąd, były: *Stephanodiscus hantzschii*, *Cyclotella meneghiniana* i *Aulacoseira granulata*, które dominowały w środowisku wodnym, natomiast ich liczebność spadała wraz z oddalaniem się od brzegu rzeki. Natomiast gatunkami wyróżniającymi wodną i ladową część tego transektu były: *Navicula veneta*, *N. cincta* oraz *Halamphora montana*, przy czym wyższy udział tych gatunków stwierdzono w próbach glebowych transektu niż w próbach z rzeki. W próbach glebowych odnotowano występowanie *Mayamaea atomus* oraz *M. permissis*, które nie występowały w próbach z wody. Natomiast *Navicula gregaria* w próbach glebowych transektu rzeka – łąd wystąpiła dość licznie, a w próbach z wody wystąpiły pojedyncze jej okrywy. Odnotowanie tak dużej liczby okryw w próbkach glebowych dla tego transektu mogło być wynikiem tego, że miejsce poboru próbek glebowych znajduje się na terasie zalewowej.

Zaobserwowano także wyraźne zróżnicowanie zbiorowisk okrzemek pomiędzy dwiema częściami transektu rów melioracyjny – łąd. W próbach wodnych gatunkami wyróżniającymi były: *Achnanthes eutrophilum*, *Hippodonta capitata*, *Melosira varians*, *Meridion circulare*, *Navicula gregaria*, *Planothidium lanceolatum*, *Staurosira venter* i *Staurosirella pinnata*. Natomiast w próbach glebowych tego transektu wyróżniającymi gatunkami były: *Hantzschia amphioxys*, *Pinnularia borealis*, *P. obscura*, *Luticola ventricosa*, *L. mutica* oraz *Stauroneis phoenicenteron*. Należy zwrócić uwagę, że *Navicula gregaria* w transekcji rzeka – łąd

występowała licznie w próbach glebowych, a w transekcje rów – łąd w próbach glebowych jej nie odnotowano. Tu na uwagę zasługuje fakt, że próby glebowe transektu rzeka – łąd zbierane były z terasy zalewowej, na której do połowy wiosny najczęściej pozostaje woda, która wylewa z głównego koryta. Okrzemkami, które występują w części glebowej w transekcje rów – łąd i części glebowej w transekcje mokradło – łąd były: *Luticola mutica*, *Hantzschia abundans*, *Pinnularia isselana* i *P. marchica*. Natomiast gatunkami charakterystycznymi w części glebowej dla transektu mokradło – łąd, jednak nie notowanych w innych transektach, w częściach glebowych były: *Nitzschia acidoclinata*, *Pinnularia sinistra*, *Stauroneis thermicola* oraz *Nitzschia perminuta*. Gatunki te najliczniej reprezentowane były w największej odległości od wody. W próbach wodnych transektu mokradło gatunkami wyróżniającymi zbiorowiska okrzemek były: *Stauroneis kriegei*, *Gomphonema exilissimum*, *Eunotia bilunaris*, *Mayamaea petersenii* oraz *Navicula cryptocephala*.

W próbach glebowych w transektach wystąpiły gatunki charakterystyczne dla środowiska poddanego okresowemu wysychaniu lub z deficytem wody i zaliczane do gatunków aerofitycznych, jak na przykład gatunki z rodzaju *Luticola*, *Hantzschia* lub *Pinnularia borealis*. W środowiskach typowo wodnych są one bardzo rzadko notowane. (**Załącznik 3**).

#### **VI.6. Struktura zbiorowisk okrzemek dwóch ekosystemów wodnych w bliskiej odległości, lotycznego i lenitycznego oraz gleby**

W celu wykazania zróżnicowania struktury zbiorowisk okrzemek w dwóch ekosystemach wodnych i środowisku glebowym znajdujących się w bliskiej odległości, analizowano próby pobrane z trzech typów siedlisk: ze stawu i rzeki oraz próby glebowe z grobli o szerokości 3 metrów rozdzielającej staw i rzekę. Ogółem oznaczono 245 taksonów okrzemek, w tym w próbkach z gleby oznaczono 145 gatunków, z rzeki 175, a ze stawu 162. Odnotowano gatunki stałe i dominujące dla wszystkich typów siedlisk: *Staurosirella pinnata*, *Cocconeis pseudothumensis*, *Achnantheidium minutissimum*, *Planothidium lanceolatum*, *P. dubium*, *P. frequentissimum*. Natomiast gatunkami wyróżniającymi dla środowiska glebowego były: *Staurosirella lapponica* (0,7-7,2%, stały), *Fragilaria vaucheriae* (2,7-6,9%, stały), *Placoneis elginensis* (stały). Gatunkami wyróżniającymi dla stawu były: *Staurosira venter* i *Nitzschia linearis*, które w tym zbiorowisku były też gatunkami stałymi i dominującymi. Przeprowadzona analiza podobieństwa zbiorowisk okrzemek wykazała odrębność każdego z badanych siedlisk oraz wyraźne niepodobieństwo środowiska glebowego od pozostałych (**Załącznik 3**).

## VI.7. Zróżnicowanie pomiędzy dwoma ekosystemami rzecznyymi na podstawie analizy struktury zbiorowisk okrzemek

Badania zbiorowisk okrzemek z siedmiu stanowisk, na rzece Narew i rzece Bug, były prowadzone co kwartał, przez dwa pełne sezony, od wiosny 2018 roku do zimy 2020 roku. Przenalizowano 210 prób, w których łącznie zidentyfikowano 293 taksony okrzemek. Skalowanie wielowymiarowe NMDS, przeprowadzone na podstawie analizy podobieństwa Bray-Curtisa, wykazało odrębność zbiorowisk okrzemek pomiędzy rzeką Narew i rzeką Bug. Próby z czterech stanowisk z rzeki Bug wykazały większe podobieństwo względem siebie niż próby z trzech stanowisk wyznaczonych na rzece Narew. Na podstawie analizy SIMPER niepodobieństwo prób pomiędzy rzeką Narew i rzeką Bug zostało określone na blisko 70%, na co głównie miały wpływ udziały procentowe w próbach następujących gatunków *Stephanodiscus hantzschii*, *Aulacoseira granulata*, *Cyclostephanos dubius*, *Cyclotella meneghiniana*, *Aulacoseira ambigua*, *Planothidium frequentissimum*, *Amphora pediculus*, *Cocconeis euglypta*, *C. placentula* oraz *Fragilaria vaucheriae*. Pomimo tego, że próby ze stanowisk na rzece Bug wykazały się większym podobieństwem, niż te ze stanowisk na rzece Narew, to analiza okrzemkowa wykazała również różnice pomiędzy stanowiskami, biorąc pod uwagę częstość występowania niektórych gatunków. Na przykład gatunki stałe dla stanowiska Dębe nie zostały stwierdzone w próbach z innych stanowisk lub obserwowano jedynie ich pojedyncze okrywy.

Próby z wytypowanych do badań stanowisk pobierane były nie tylko z potamoplanktonu, ale też z epifitonu, a także z podłoża bentosowych w postaci epipsammonu, epipelonu lub peryfitonu. Analiza struktury zbiorowisk okrzemek wykazała zróżnicowanie także na poziomie mikrosiedlisk. Na przykład na wybranych stanowiskach zarówno na rzece Narew, jak i rzece Bug zaobserwowano, że w przypadku niektórych gatunków okrzemek udział procentowy jest różny dla poszczególnych mikrosiedlisk.

Ponadto na podstawie analizy okrzemek dokonano charakterystyki ekologicznej stanowisk badawczych obu rzek. Obie rzeki wykazały się słabo zasadowym odczynem wody, są zeutrofizowane i obciążone materią organiczną. Przy czym w przypadku stanowisk na rzece Bug wody te wykazują stan hipertrofii. Natomiast w odniesieniu do zasolenia analizowane gatunki z prób pobranych ze stanowisk na obu rzekach w większości należały do oligohalobów. Z kolei zaś analiza okrzemek w odniesieniu do wilgotności wykazała, że większość zidentyfikowanych taksonów to gatunki wodne oraz tolerujące warunki aerofityczne.

Wcześniejsze prace na temat mapowania rzek obejmowały analizę okrzemek występujących jedynie w planktonie, z oznaczeniem ich do rodzajów. W przypadku badań na rzekach, Narew i Bug, analizowano też próby z różnych typów podłoży, w których okrzemki identyfikowano do poziomu gatunku. Dało to szerszą wiedzę o różnych miejscach i stanowiskach wód płynących, a oznaczenie okrzemek do poziomu gatunku warunkuje dokładność i rzetelność informacji, jaką uzyskuje się o konkretnym środowisku. Jest to szczególnie istotne w kontekście potwierdzenia, ewentualnie wykluczenia, czy miejsce znalezienia zwłok było też miejscem utonięcia. Trudnością w mapowaniu rzek z wykorzystaniem identyfikacji okrzemek do poziomu gatunku jest posiadanie umiejętności na poziomie eksperta, ale z punktu widzenia kryminalistycznego badania miejsca zdarzenia, przy opiniowaniu, takie właśnie umiejętności są pożądane (**Załącznik 4**).

## **VII. Wnioski – możliwości i uwagi krytyczne wobec wykorzystania wiedzy o różnorodności gatunkowej i ekologii okrzemek w kryminalistyce**

1. Podczas pobierania próbek środowiskowych w kontekście wykorzystania okrzemek jako narzędzia pomocniczego przy diagnozowaniu utonięć oraz wykorzystaniu ich do wykluczenia bądź typowania miejsca utonięcia należy kierować się następującymi wskazaniemami (**Załącznik 2**):
  - Próbki środowiskowe powinny być pobierane w trakcie oględzin miejsca znalezienia zwłok, a do próbek powinna być dołączona informacja o czasie opóźnienia\* (\*po jakim czasie od oględzin pobierano próbki środowiskowe), co może wpływać na strukturę zbiorowiska okrzemek wynikającą ze zmian sezonowych w różnych typach ekosystemów.
  - W przypadku znalezienia zwłok w rzece, w której mogło dojść do ich przemieszczenia wraz z prądem wody, próby należy pobrać także powyżej miejsca znalezienia zwłok, w odległości zależnej od kształtu i zagospodarowania linii brzegowej do miejsca, w którym hipotetycznie mogła nastąpić absorpcja wody.
  - Pobieranie prób nie może być ograniczone tylko do formacji ekologicznej planktonu, a powinno dotyczyć także i próbek z epifitonu oraz próbek bentosowych. Wynika to z faktu, że zbiorowiska okrzemek mogą różnić się strukturą w zależności od mikrosiedliska, oraz faktu, że nie wiadomo, w którym konkretnie miejscu/mikrosiedlisku mogło dojść do aspiracji wody, na przykład z dna, z toni lub z makrofitów (**Załącznik 4**).
2. Materiał biologiczny człowieka w postaci narządów o zachowanej integralności, nerki, płuca oraz fragmentu żebra, do porównawczej analizy okrzemkowej powinien być pobierany podczas sekcji wykonywanej przez medyka sądowego lub anatomopatologa z zachowaniem zasad zapobiegania kontaminacji próby (**Załącznik 2**).
3. Badania na modelu zwierzęcym wykazały, że szpik kostny z żeber stanowi dobry materiał do analizy okrzemkowej w celu potwierdzenia utonięcia jako przyczyny śmierci w środowisku wodnym. Nawet długotrwałe zanurzenie materiału kostnego w wodzie daje możliwość badania go pod kątem obecności okrzemek. Należy jednak pamiętać, że tylko żebra, których integralność nie została naruszona, nadają się do diatomologicznej analizy. Każde uszkodzenie ciągłości struktury kości żeber może przyczynić się do biernej penetracji okrzemek do szpiku, co daje fałszywy obraz, a tym samym nie może być pomocne przy diagnozowaniu utonięcia jako przyczyny śmierci (**Załącznik 1**).

**Wyniki badań oraz wnioski z nich płynące potwierdzają, że postawiona hipoteza badawcza: okrzemki są narzędziem wspomagającym w diagnozowaniu utonięć jest prawdziwa.**

**Wyniki badań oraz wnioski z nich płynące potwierdzają, że postawiona hipoteza badawcza: analiza struktury zbiorowisk okrzemek pozwala na potwierdzenie lub wykluczenie miejsca ujawnienia zwłok jako miejsca utonięcia jest prawdziwa.**

4. Okrzemki mogą być wykorzystane do powiązania osób i rzeczy z danym środowiskiem ze względu na ich łatwy transfer na różne materiały nawet po krótkim kontakcie ze środowiskiem wodnym i glebowym oraz ze względu na ich utrzymanie na materiale po transferze, także przy próbach ich usunięcia na przykład w wyniku prania (**Załącznik 3**).
5. Okrzemki mogą być wykorzystane do powiązania osób i rzeczy z danym środowiskiem ze względu na odmienność struktur zbiorowisk okrzemek w różnych typach siedlisk, nawet jeśli siedliska te są zlokalizowane blisko siebie (**Załącznik 3**) oraz różnych stanowisk i mikrosiedlisk w tym samym ekosystemie rzeczonym (**Załącznik 4**).

**Wyniki badań oraz wnioski z nich płynące potwierdzają, że postawiona hipoteza badawcza: analiza struktury zbiorowisk okrzemek pozwala na powiązanie osób lub rzeczy z ekosystemem, a nawet z siedliskiem jest prawdziwa.**

**Wyniki badań oraz wnioski z nich płynące potwierdzają, że postawiona hipoteza badawcza: mapowanie rzek pod kątem struktury zbiorowisk okrzemek może być wykorzystane w kryminalistyce jest prawdziwa.**

6. Próby środowiskowe z ekosystemów wodnych i glebowych oraz z materiału dowodowego, potencjalnie zawierające okrzemki, powinny być pobierane zgodnie z metodyką wypracowaną podczas warsztatów seminaryjnych prowadzonych dla funkcjonariuszy policji. Metody te zostały dopracowane tak, aby spełniały wymagania dotyczące zapewnienia zróżnicowania dostępnego materiału okrzemkowego ze środowiska do analiz porównawczych, jednocześnie uwzględniając procedury i możliwości techniczne podczas oględzin (**Załącznik 5**).

## VIII. Streszczenie/Summary

Okrzemki (Bacillariophyta) to powszechnie występujące w środowisku fotoautotroficzne organizmy jednokomórkowe, które wykształciły wiele przystosowawczych cech pozwalających na życie w różnych ekosystemach wodnych. Ich wysycona krzemionką ściana komórkowa stanowiąca zarazem egzoszkielet jest niezwykle odporna na czynniki fizyczne i chemiczne między innymi takie jak: mocne kwasy nieorganiczne, perhydrol oraz wysoka temperatura. Ponadto struktura tego pancerzyka posiada liczne cechy morfologiczne pozwalające na identyfikację okrzemek do poziomu gatunku. Okrzemki występują we wszystkich ekosystemach, w których woda jest dostępna lub panują odpowiednie warunki wilgotnościowe, spotykamy je także w skrajnych warunkach środowiskowych, a ich skład ilościowy i jakościowy jest odzwierciedlaniem warunków. Autekologia okrzemek oraz różnorodność gatunkowa, to cechy predysponujące do wykorzystania okrzemek w kryminalistyce. W tym aspekcie diatomologia stanowiąc specjalność biologii środowiskowej niesie korzyści dla kryminalistyki i daje wiele możliwości w zwalczaniu przestępczości. Wykorzystanie okrzemek w medycynie sądowej datuje się od początku XX wieku, kiedy Revenstorf (1904) wykrył okrzemki w płucach ofiary utonięcia. Od tamtego czasu okrzemki wykorzystywano jako pomocne narzędzie przy diagnozowaniu utonięć. Pojawiało się też sporo pytań i wątpliwości, które przyczyniły się do prowadzenia badań i eksperymentów w zakresie wykorzystania okrzemek w medycynie sądowej. Analizowano obecność okrzemek nie tylko w płucach, ale też w innych narządach, takich jak nerki, żołądek, wątroba oraz szpik kostny, a także prowadzone były badania porównawcze z próbami środowiskowymi pobranymi z miejsc znalezienia zwłok ludzkich. Dzięki tym badaniom wiemy, że okrzemki nie tylko stanowią narzędzie pomocne przy diagnozowaniu utonięć, a także umożliwiają potwierdzenie, wykluczenie oraz typowanie miejsca utonięcia. Okazuje się, że szpik kostny, szczególnie żebra, może być idealnym narzędziem do analizy okrzemkowej w celu potwierdzenia utonięcia jako przyczyny śmierci. W związku z tą metodą pojawiały się też głosy sceptyczne, głównie dotyczące sytuacji, gdy zwłoki na skutek długotrwałego przebywania w wodzie uległy procesowi rozkładu. Dlatego też prowadzono badania, których celem było sprawdzenie, czy okrzemki mogą biernie przenikać do szpiku kostnego żeber w przypadku długotrwałego przebywania szczątków ludzkich w wodzie. Badania nad żebrami, wykorzystując model zwierzęcy, wykluczyły możliwość biernej penetracji okrzemek do szpiku kostnego, a co za tym idzie – potwierdzały przydatność badań żeber w okrzemkowej ocenie utonięcia.



Różnorodność gatunkowa okrzemek oraz fakt zasiedlania praktycznie wszystkich środowisk wodnych i wilgotnych były podstawą do prowadzenia badań nad możliwościami wykorzystania ich przy powiązaniu osób i rzeczy z konkretnym środowiskiem. Dzięki badaniom okrzemek prowadzonym w transekcje woda-ląd w miarę oddalania się od zbiornika wodnego zaobserwowano zmiany jakościowe i ilościowe zachodzące w strukturze zbiorowisk okrzemek. Także badania okrzemek z prób pobranych z różnych środowisk, wodnych i glebowych, zlokalizowanych w niewielkiej odległości od siebie wykazały, że struktura zbiorowisk okrzemek tych środowisk jest różna. Powyższe analizy mogą być podstawą do wykorzystania ich w procesie wykrywczym, a tym samym mają istotne znaczenie w kryminalistyce.

Prowadzone badania nad transferem oraz utrzymaniem się okrzemek na różnych materiałach tekstylnych wyraźnie pokazały, że okrzemki nie tylko się na nie przenoszą i utrzymują, ale swym składem ilościowym i jakościowym odzwierciedlają środowisko, z którym dany materiał miał kontakt. W tym przypadku nawet proces prania nie usunął okrzemek z materiału, a ich analiza potwierdziła kontakt z konkretnym środowiskiem. Pomimo tego, że okrzemki wykazują preferencje do konkretnych siedlisk, to prowadzone badania nad zasiedlaniem różnych materiałów użytkowych wykazały, że struktura zbiorowisk okrzemek, które zasiedlały różne materiały, swym składem ilościowym i jakościowym odzwierciedlała środowisko. Ponadto rodzaj materiału nie miał znaczenia w jego zasiedlaniu. Przeprowadzone badania potwierdziły, że okrzemki mogą być doskonałym narzędziem dla organów ścigania, by potwierdzić, wykluczyć lub wytypować miejsce, z którym podejrzany miał kontakt.

Prowadzone liczne badania w zakresie zróżnicowania jakościowego i ilościowego struktury zbiorowisk okrzemek w ekosystemach wodnych przynoszą informacje o środowisku, a szczególnie o zmianach jakie w nim zachodzą. Dlatego też ta grupa glonów stanowi idealne narzędzie do oceny oraz predykcji na temat badanego ekosystemu. Ich szybka odpowiedź na zmiany środowiskowe w postaci przebudowy zbiorowisk okrzemek stanowi podstawę do wykorzystania ich jako bioindykatorów warunków środowiska. Jednak dla potrzeb kryminalistyki, szybka reakcja okrzemek na zmiany zachodzące w środowisku może być zarówno zaletą, jak i wadą. Zaletą jest gdy materiał środowiskowy zawierający potencjalnie okrzemki jest pobierany dla potrzeb postępowania kryminalistycznego niezwłocznie po zdarzeniu. Wadą natomiast jest wówczas, gdy mija dłuższy czas pomiędzy zdarzeniem a pobieraniem prób okrzemek do badań porównawczych, co związane jest ze zmianami sezonowymi i wpływem antropogenicznym.

Mapowanie ekosystemów wodnych pod kątem analizy okrzemkowej w celu zbadania jak kształtuje się struktura zbiorowisk okrzemek w kontekście na przykład zmian wynikających z sezonowości, to kolejny krok w kierunku rozwoju diatomologii kryminalistycznej, ponieważ informacje te mogą na przykład być podstawą do wskazania miejsca utonięcia.

W celu prawidłowego zabezpieczenia materiału, który może być przedmiotem badań diatomologicznych dla potrzeb kryminalistyki powstała metodyka zawierająca praktyczne wskazówki i zalecenia dedykowane funkcjonariuszom zabezpieczającym materiał dowodowy i porównawczy na miejscu zdarzenia.

Wymagania środowiskowe okrzemek, ich możliwości przystosowawcze oraz ich zdolność odbudowania struktury zbiorowiska zaburzonego w wyniku zmian środowiskowych to cechy, które mogą przynieść korzyści dla kryminalistyki przy diagnozowaniu utonięć, typowaniu, potwierdzeniu i wykluczeniu miejsca utonięcia oraz powiązania podejrzanego lub ofiary z konkretnym środowiskiem.

## Summary

Diatoms (Bacillariophyta) are commonly occurring photoautotrophic unicellular organisms in the environment that have developed many adaptive features that allow them to live in a variety of aquatic ecosystems. Their silicon-rich cell wall, which also constitutes their exoskeleton, is extremely resistant to physical and chemical factors, including strong inorganic acids, hydrogen peroxide, and high temperatures. Furthermore, the structure of this exoskeleton has numerous morphological features that allow for the identification of diatoms down to the species level. Diatoms are found in all ecosystems where water is available or where appropriate humidity conditions prevail, and they can also be found in extreme environmental conditions, with their quantitative and qualitative composition reflecting these conditions. The autecology of diatoms and their species diversity make them suitable for use in forensics. In this aspect, diatomology, as a specialty of environmental biology, brings benefits to forensics and offers many opportunities in combating crime. The use of diatoms in forensic medicine dates back to the early 20th century when Revenstorf (1904) detected diatoms in the lungs of a drowning victim. Since then, diatoms have been used as a helpful tool in diagnosing drownings. There have also been many questions and doubts that have led to research and experiments regarding the use of diatoms in forensic medicine. The presence of diatoms has been analyzed not only in the lungs but also in other organs, such as the kidneys, stomach, liver, and bone marrow, and comparative studies have been conducted with environmental

samples taken from the sites where human remains were found. Owing to these studies, we know that diatoms not only serve as a tool in diagnosing drownings but also enable the confirmation, exclusion, and identification of the drowning site. It turns out that bone marrow, especially from the ribs, can be an excellent tool for diatom analysis to confirm drowning as the cause of death. However, there have been skeptical voices regarding this method, mainly concerning situations where corpses that have been in water for a long time have undergone decomposition. Therefore, studies were conducted to determine whether diatoms can passively penetrate the bone marrow of ribs when human remains are submerged in water for an extended period. Research on ribs, using an animal model, excluded the possibility of passive penetration of diatoms into the bone marrow, thereby confirming the usefulness of rib studies in diatom assessment of drowning.

The species diversity of diatoms and the fact that they inhabit practically all aquatic and moist environments formed the basis for conducting research on their potential use in linking individuals and objects to specific environments. Through studies of diatoms conducted in a water-land transect, changes in the qualitative and quantitative structure of diatom communities were observed as the distance from the water body increased. Additionally, studies of diatoms from samples taken from various aquatic and soil environments located in close proximity to each other showed that the structure of diatom communities in these environments is different. The analyses mentioned above may serve as a basis for using them in detection processes, and thus they have significant implications in forensics.

Research on the transfer and persistence of diatoms on various textile materials has clearly shown that diatoms not only transfer and persist on these materials but also reflect the environment with which the material has come into contact through their quantitative and qualitative composition. In this case, even the washing process did not remove diatoms from the material, and their analysis confirmed contact with a specific environment. Despite diatoms showing preferences for specific habitats, studies on the colonization of various usable materials have demonstrated that the structure of diatom communities inhabiting different materials reflects the environment in terms of both quantity and quality. Furthermore, the type of material did not matter in terms of colonization. The conducted studies confirmed that diatoms can be an excellent tool for law enforcement to confirm, exclude, or identify the location with which a suspect had contact.

Numerous studies on the qualitative and quantitative diversity of diatom communities in aquatic ecosystems provide information about the environment, particularly regarding changes occurring within it. Therefore, this group of algae serves as an ideal tool for assessing

and predicting the state of the studied ecosystem. Their rapid response to environmental changes, manifested in the restructuring of diatom communities, forms the basis for using them as bioindicators of environmental conditions. However, for forensic purposes, the quick reaction of diatoms to environmental changes can be both an advantage and a disadvantage. The advantage arises when environmental material containing potentially diatoms is collected for forensic proceedings immediately after an event. The disadvantage occurs when a longer time elapses between the event and the collection of diatom samples for comparative studies, which is related to seasonal changes and anthropogenic influences.

Mapping aquatic ecosystems for diatom analysis to investigate how the structure of diatom communities is shaped, for example, by seasonal changes, is another step towards the development of forensic diatomology, as this information could, for instance, be the basis for indicating a drowning site.

To properly secure material that may be subject to diatomological research for forensic purposes, a methodology has been developed containing practical guidelines and recommendations dedicated to officers securing evidence and comparative material at the scene.

The environmental requirements of diatoms, their adaptive capabilities, and their ability to rebuild the structure of a community disrupted by environmental changes are features that can benefit forensics in diagnosing drownings, identifying, confirming, and excluding drowning sites, as well as linking a suspect or victim to a specific

## IX. Literatura uzupełniająca:

- Baillet B., Apothéloz-Perret-Gentil L., Baričević A., Chonova T., Franc A., Frigerio J.F., Kelly M., Mora D., Pfannkuchen M., Proft S., Ramon M., Vasselon V., Zimmermann J., Kahlert M. 2020. Diatom DNA metabarcoding for ecological assessment: Comparison among bioinformatics pipelines used in six European countries reveals the need for standardization. *Science of The Total Environment*, 745. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.140948.
- Basu S., Patil S., Mapleson D., Russo M.T., Vitale L., Fevola C., Maumus F., Casotti R., Mock T., Caccamo M., Montresor M., Sanges R., Ferrante M.I. 2017. Finding a partner in the ocean: molecular and evolutionary bases of the response to sexual cues in a potamoplanktonic diatom. *New Phytologist*, 215(1):140-156. doi:10.1111/nph.14557.
- Bąk M., Witkowski A., Dobosz S., Kocielek J.P., Pietras L. 2018. Diatoms and drowning: can diatoms enter the lungs after the initial drowning event? *Romanian Society of Legal Medicine*, 26:29-36. doi:10.4323/rjlm.2018.29.
- B-Béres V., Tóthmérész B., Bácsi I., Borics G., Abonyi A., Tapolczai K., Rimet F., Bouchez A., Várbíró G., Török P. 2019. Autumn drought drives functional diversity of benthic diatom assemblages of continental streams. *Advances in Water Resources*, 126:129-136. doi: 10.1016/j.advwatres.2019.02.010.
- B-Béres V., Kókai Z., Várbíró G., Mustazhapova G., Csabai Z., Perneckner B., Borics G., Bácsi I., Boda P. 2022. Flow intermittence drives the benthic algal composition, biodiversity and diatom-based quality of small hilly streams in the Pannonian Ecoregion, Hungary. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10:834548. doi:10.3389/fevo.2022.834548.
- Brüschweiler W., Braun M., Dirnhofer R., Thali M.J. 2003. Analysis of patterned injuries and injury-causing instruments with forensic 3D/CAD supported photogrammetry (FPHG): an instruction manual for the documentation process. *Forensic Science International*, 132(2):130-138. doi: 10.1016/s0379-0738(03)00006-9.
- Carayon D., Tison J., Delmas R.F. 2019. Defining a new autecological trait matrix for French stream benthic diatoms. *Ecological Indicators*, 103:650-658, doi:10.1016/j.ecolind.2019.03.055.
- Chao M., Runbo C., Yongxu D., Nannan Z., Yan L., Fengyang S., Yawen F., Xinxin L. 2023. Differences in biodiversity and assembly mechanisms between planktonic and benthic diatom communities in riverine ecosystems: A case study in the Ashi river. *Ecological Indicators*, 157:111258. doi: 10.1016/j.ecolind.2023.111258.
- Chepurnov V.A.; Mann D.G.; Sabbe K.; Vyverman W. 2004. Experimental studies on sexual reproduction in diatoms. *International Review of Cytology* 237:91- doi:10.1016/s0074-7696(04)37003-8.
- Chonova T., Kurmayer R., Rimet F., Labanowski J., Vasselon V., Keck F., Illmer P., Bouchez A. 2019. Benthic diatom communities in an Alpine river impacted by waste water treatment effluents as revealed using DNA metabarcoding. *Frontiers in Microbiology*, 10:653. doi: 10.3389/fmicb.2019.00653.
- Delabarde T., Keyser C., Tracqui A., Charabidze D., Ludes B. 2013. The potential of forensic analysis on human bones found in riverine environment. *Forensic Science International*, 228:1-5doi:10.1016/j.forsciint.2013.03.019.
- Denys L. 1991. A check list of the diatoms in the Holocene deposits of the western Belgian coastal plain, with a survey of their apparent ecological requirements. I. Introduction, ecological code and complete list. *Professional Paper Belgische Geologische Dienst*; 246:1-41.

- Edgar L.A., Pickett-Heaps J.D. 1983. The mechanism of diatom locomotion. I. An ultrastructural study of the motility apparatus. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 218(1212):331-343.
- Edgar L.A., Zavortink M. 1983. The mechanism of diatom locomotion. II: identification of actin. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences* 218(1212):345-348.
- Fan J., Li F., Hu S., Gao K., Xu J. 2023. Larger diatoms are more sensitive to temperature changes and prone to succumb to warming stress. *Limnology and Oceanography*, 68:2512-2528. doi: 10.1002/lno.12438.
- Feijão E., Gameiro C., Franzitta M., Duarte B., Caçador I., Cabrita M.T., Matos A.R. 2018. Heat wave impacts on the model diatom *Phaeodactylum tricornutum*: Searching for photochemical and fatty acid biomarkers of thermal stress. *Ecological Indicators*, 95:1026-1037. doi: 10.1016/j.ecolind.2017.07.058.
- Genkal S.I., Kulikovskiy M.S. 2015. Morphology and distribution of the North American diatom *Aulacoseira parvula* English & Potapova in Russia. *Inland Water Biology*, 9(4):355-358. doi: 10.1134/S1995082916040052.
- Gillard J., Frenkel J., Devos V., Sabbe K., Paul C., Rempt M., Inzé D., Pohnert G., Vuylsteke M., Vyverman W. 2013. Metabolomics enables the structure elucidation of a diatom sex pheromone. *Angewandte Chemie International Edition*, 14:52(3): 854-7. doi:10.1002/anie.201208175.
- Godhe A., Kremp A., Montresor M. 2014. Genetic and microscopic evidence for sexual reproduction in the centric diatom *Skeletonema marinoi*. *Protist.*, 165(4):401-416, doi: 10.1016/j.protis.2014.04.006.
- Håkansson S. 1993. Numerical methods for the inference of pH variations in mesotrophic and eutrophic lakes in Southern Sweden - A progress report. *Diatom Research*, 8:349-370.
- Hanausek T., Sławik K. 1995. Wprowadzenie do kryminalistyki i kryminologii, wyd. I, Bydgoszcz: Oficyna Wydawnicza „BRANTA”, 7-10.
- Hattich G.S.I., Jokinen S., Sildever S., Gareis M., Heikkinen J. Junghardt N., Segovia M., Machado M., Sjöqvist C. 2024. Temperature optima of a natural diatom population increases as global warming proceeds. *Nature Climate Change*, 14(5):1-8, 14:518–525. doi: 10.1038/s41558-024-01981-9.
- Hejduková E., Kollár J., Nedbalová L. 2024. Freezing stress tolerance of benthic freshwater diatoms from the genus *Pinnularia*: Comparison of strains from polar, alpine, and temperate habitats. *Journal of Phycology*, 60:1105-1120. doi: 10.1111/jpy.13486.
- Hildebrand M., Lerch S.J.L., Shrestha R.P. 2018. Understanding diatom cell wall silicification – moving forward. *Frontiers in Marine Science*, 5: 125. doi: 10.3389/fmars.2018.00125.
- Hürlimann J., Feer P., Elber F., Niederberger K., Dirnhofer R., Wyler D. 2000. Diatom detection in the diagnosis of death by drowning. *International Journal of Legal Medicine.*, 114:6-14. doi:10.1007/s004149900122.
- Incze G. 1942. Fremdkörper in Blutkreislauf Ertrunkener. *Zentralbl. Allg. Pathol. Pathol. Anat.*, 79:176.
- Jung S.W., Han M.S., Ki J.S. 2009. Molecular genetic divergence of the centric diatom *Cyclotella* and *Discostella* (Bacillariophyceae) revealed by nuclear ribosomal DNA comparisons. *Journal of Applied Phycology*, 22(3):319-329. doi:10.1007/s10811-009-9462-5.
- Kakizaki E., Kozawa S., Sakai M. Yukawa N. 2011. Numbers, sizes, and types of diatoms around estuaries for a diatom test. *The American Journal of Forensic Medicine and Pathology*, 32:269-274. doi:10.1097/paf.0b013e318221b857.
- Kamp A, de Beer D, Nitsch J.L, Lavik G, Stief P. 2011. Diatoms respire nitrate to survive dark

- and anoxic conditions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108(14): 5649-5654. doi:10.1073/pnas.1015744108.
- Kawecka B., Eloranta P.V. 1994. *Zarys ekologii glonów wód słodkich i środowisk lądowych*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Krstic S., Duma A., Janevska B., Levkov Z., Nikolova K., Noveska M., 2002. Diatoms in forensic expertise of drowning—a Macedonian experience, *Forensic Science International*, 127:198-203. doi:10.1016/S0379-0738(02)00125-
- Lange-Bertalot H., Moser G. 1994. *Brachysira*, Monographie der Gattung und Naviculadicta nov. gen. *Bibliotheca Diatomologica*, J. Cramer, Berlin-Stuttgart, 29.
- Lee M.A., Faria D.G., Han M.S., Lee J., Ki J.S. 2013. Evaluation of nuclear ribosomal RNA and chloroplast gene markers for the DNA taxonomy of centric diatoms. *Biochemical Systematics and Ecology*, 50(63): 163-174. doi: 10.1016/j.bse.2013.03.025.
- Levin E.A., Morgan R.M., Jones V.J. 2017. The transfer of diatoms from freshwater to footwear materials: an experimental study assessing transfer, persistence, and extraction methods for forensic reconstruction. *Science and Justice*, 57(5): 349-60. doi: 10.1016/j.scijus.2017.05.005.
- Lobo E.A., Kitazawa S. Kobayasi H. 1990. The use of scanning electron microscopy as a necessary complement of light microscopy diatom examination for ecological studies. *Diatom*, 5:33-43. doi.org/10.11464/diatom1985.5.0\_33.
- Lobo E.A., Heinrich C.G., Schuch M., Wetzel C.E., Ector L. 2016. Diatoms as Bioindicators in Rivers. [W] Necchi JR, O. (red.) *River Algae*. Springer, Cham. doi: 10.1007/978-3-319-31984-1\_11.
- Ludes B., Quantin S., Coste M., Mangin P. 1994. Application of a simple enzymatic digestion method for diatom detection in the diagnosis of drowning in putrified corpses by diatom analysis. *International Journal of Legal Medicine*, 107(1): 37-41. doi:10.1007/BF01247273.
- Ludes B., Coste M., North N., Doray S., Tracqui A., Kintz P. 1999. Diatom analysis in victim's tissues as an indicator of the site of drowning. *International Journal of Legal Medicine*, 112(3):163-166. doi: 10.1007/s00414005022414.
- Lunetta P., Penttilä A., Hällfors G. 1998. Scanning and transmission electron microscopical evidence of the capacity of diatoms to penetrate the alveolo-capillary barrier in drowning. *International Journal of Legal Medicine*, 111(5):229-237. doi: 10.1007/s004140050159.
- Macklin M.G., Lewin J. 2019. River stresses in anthropogenic times: Large-scale global patterns and extended environmental timelines *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 43:3-23. doi: 10.1177/030913331880301, 3/.
- Maeda H., Ishikawa T., Michiue T. 2011. Forensic biochemistry for functional investigation of death: Concept and practical application. *Legal Medicine*, 13(2): 55-67. doi:10.1016/j.legalmed.2010.12.005.
- Maeda Y., Nojima D., Yoshino T., Tanaka T. 2017. Structure and properties of oil bodies in diatoms. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 372. doi:10.1098/rstb.2016.0408.
- Magni P.A., Mohar M., Vadiveloo A., Moheimani N.R. 2020. Transferability of Australian diatoms to clothing –assessment of several extraction methods on different fabric types under laboratory conditions. *Forensic Science International*, 312 doi: 10.1016/j.forsciint.2020.110297.
- Medlin L.K., Williams D.M., Sims P.A. 1993. The evolution of the diatoms (Bacillariophyta). I. Origin of the group and assessment of the monophyly of its major divisions. *European Journal of Phycology*, 28(4): 261-275. doi:10.1080/09670269300650381.
- Medlin L.K., Kaczmarska I. 2004. Evolution of the diatoms: V. Morphological and cytological

- support for the major clades and a taxonomic revision. *Phycologia*, 43(3): 245-270. doi: 10.2216/i0031-8884-43-3-245.1.
- Mikulewicz M., Chojnacka K., Szyrkowska M.I. 2014. How Toxicology Impacts Other Sciences, Editor(s): Philip Wexler, *Encyclopedia of Toxicology* (Third Edition), Academic Press, 746-749, doi: 10.1016/B978-0-12-386454-3.00456-5.
- Molino P.J., Wetherbee R. 2008. The biology of biofouling diatoms and their role in the development of microbial slimes. *Biofouling*, 24(5):365-379. doi:10.1080/08927010802254583.
- Molino P.J., Chiovitti A., Higgins M.J., Dugdale T.M., Wetherbee R. 2016. Diatom adhesives: molecular and mechanical properties. [W]: Smith, A. (red) *Biological Adhesives*. Springer, Cham. doi:10.1007/978-3-319-46082-6\_3.
- Montresor M., Vitale L., D'Alelio D., Ferrante M.I. 2016. Sex in marine potamoplanktonic diatoms: Insights and challenges. *Perspectives in Phycology*, 3:61-75. doi:10.1127/pip/2016/0045.
- Morales E.A., Siver P., Trainor F.R. 2001. Identification of diatoms (Bacillariophyceae) during ecological assessments: comparison between light microscopy and scanning electron microscopy techniques. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 151:95-103. doi: 10.1635/0097-3157(2001)151
- Munteanu N. 2023. A Diatom Spring. <https://thefmeaningofwater.com>. April 16, 2023.
- Nicolosi Gelis M.M., Mujica M.A., Pecile A., Donadelli J., Simonetti M., Gómez N., Cocherio J. 2020. Diatom motility and nuclear alterations are affected by sediment elutriates of agricultural streams. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 205: doi:10.1016/j.ecoenv.2020.111322.
- Noga T., Kochman N., Peszek Ł., Stanek-Tarkowska J., Pajęczek A. 2014. Diatoms (Bacillariophyceae) in rivers and streams and on cultivated soils of the Podkarpacie region in the years 2007–2011. *Journal of Ecological Engineering*, 15(1): 6-25. doi: 10.12911/22998993.1084168.
- Nojima D., Nonoyama T., Yoshino T., Tanaka T. 2017. Lipid droplet dynamics in microalgae revealed by proteomic analysis. *Perspectives in Phycology*, 4: 25-32. doi: 10.1127/pip/2017/0069.
- Pandey L.K., Bergey E.A., Lyu J. 2017. The use of diatoms in ecotoxicology and bioassessment: Insights, advances and challenges. *Water Research*, 118:39-58. doi: 10.1016/j.watres.2017.01.062.
- Passy S.I. 2007. Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters. *Aquatic Botany*, 86: 171-178. doi: 10.1016/j.aquabot.2006.09.018.
- Peabody A.J. 1977. Diatoms in forensic science. *Journal of the Forensic Science Society*, 17:81-87.
- Piette M.H., De Letter E.A. 2006. Drowning: still a difficult autopsy diagnosis. *Forensic Science International*, 163:1-9. doi:10.1016/j.forsciint.2004.10.027.
- Pliński M., Witkowski A. 2009. Okrzemki-Bacillariophyta (Diatoms). *Flora Zatoki Gdańskiej i wód przyległych (Bałtyk Południowy)*, Uniwersytet Gdański.
- Pollanen M.S. 1998. *Forensic diatomology and drowning*. Elsevier: Amsterdam, The Netherlands, 45-62.
- Potapova M. 2011. Patterns of diatom distribution in relations to salinity. [W]: Stoermer E.F., Smol J.P., (red.) *The diatoms: applications for the environmental and earth sciences*. Cambridge, UK:Cambridge University Press.
- Potapova M., Charles D. F. 2007. Diatom metrics for monitoring eutrophication in rivers of the United States. *Ecological Indicators*, 7(1): 48-70. doi: 10.1016/j.ecolind.2005.10.001.



- Prins A., Deleris P., Hubas C., Jesus B. 2020. Effect of light intensity and light quality on diatom behavioral and physiological photoprotection. *Frontiers in Marine Science*, 7:203. doi: 10.3389/fmars.2020.00203.
- Quevedo-Ortiz G., Fernández-Calero J.M., Cañedo-Argüelles M. 2024. An experimental study to assess resistance and resilience strategies of freshwater diatoms to cope with drying in Mediterranean temporary rivers. *Hydrobiologia*, 851: 4293-4306. doi: 10.1007/s10750-024-05585-4.
- Revenstorf V. 1904. Der Nachweis der aspirierten Ertrankungs flüssigkeit als Kriterium des Todes. *Gerichtl. Med.*, 28:274-279.
- Rivera S.F., Vasselon V., Jacquet, S. 2018. Metabarcoding of lake benthic diatoms: from structure assemblages to ecological assessment. *Hydrobiologia*, 807: 37-51. doi: 10.1007/s10750-017-3381-2.
- Rivera S.F., Vasselon V., Bouchez A., Rimet F. 2020. Diatom metabarcoding applied to large scale monitoring networks: Optimization of bioinformatics strategies using Mothur software. *Ecological Indicators*, 109. doi: 10.1016/j.ecolind.2019.105775.
- Rodríguez-Miret X., Del Carmen Trapote M., Sigró J., Vegas-Vilarrúbia T. 2023. Diatom responses to warming, heavy rains and human impact in a Mediterranean lake since the preindustrial period. *Science of the Total Environment* 884. doi:10.1016/j.scitotenv.2023.163685.
- Round F.E., Crawford R.M., Mann D.G. 1990. *The Diatoms: Biology and Morphology of the Genera*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Scalco E., Stec K., Iudicone D., Ferrante M.I., Montresor M. 2014. The dynamics of sexual phase in the marine diatom *Pseudo-nitzschia multistriata* (Bacillariophyceae). *Journal of Phycology*, 50(5): 817-28. doi: 10.1111/jpy.12225.
- Schmid A.M.M. 1988. The special Golgi-ER-mitochondrion unit in the diatom genus *Coscinodiscus*. *Plant Systematics and Evolution*, 158(2/4): 211–223. <http://www.jstor.org/stable/23674094>.
- Schmid A.M.M. 1994. Aspects of morphogenesis and function of diatom cell walls with implications for taxonomy. *Protoplasma*, 181:43–60. doi: 10.1007/BF01666388.
- Scott K.R., Morgan R.M., Jones V.J., Cameron N.G. 2014. The transferability of diatoms to clothing and the methods appropriate for their collection and analysis in forensic geoscience. *Forensic Science International*, 241: 127-37. doi:10.1016/j.forsciint.2014.05.011.
- Scott K.R., Morgan R.M., Jones V.J., Cameron N.G. 2019. Freshwater diatom transfer to clothing: spatial and temporal influences on trace evidence in forensic reconstructions. *Science and Justice*, 59(3): 292-305. doi:10.1016/j.scijus.2018.11.004.
- Serieyssol K.K. 2013. Species composition and distribution of diatom assemblages in spring waters from various geological formation in southern Poland. *Diatom Research*, 28(4): 519. doi: 10.1080/0269249X.2013.856071.
- Souffreau C., Verbruggen H., Wolfe A.P., Vanormelingena P., Siverd P.A., Cox E.J., Mannf D.G., Van de Vijverg B., Sabbea K., Vyverman W. 2011. A time-calibrated multi-gene phylogeny of the diatom genus *Pinnularia* *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 61: 866–879. doi: 10.1016/j.ympev.2011.08.031.
- Stevenson R. J., Yangdong P., Van Dam H. 2010. Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. *The Diatoms: Applications for the environmental and earth sciences*. Ed. John P. Smol and Eugene F. Stoermer. Cambridge: Cambridge University Press., 57–85.
- Stoermer E.F., Smol J.P. 1999. Applications and uses of diatoms: prologue. *The diatoms: Applications for the environmental and earth sciences*, 3-10.

- Szczepocka E., Nowicka-Krawczyk P., Knysak P., Żelazna-Wieczorek J. 2016. Long term urban impacts on the ecological status of a lowland river as determined by diatom indices. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 19(1): 19-28. doi:10.1080/14634988.2016.1145029.
- Szczepocka E., Żelazna-Wieczorek J., Zakrzewski P.K. 2024. Impact of urbanization-driven changes of the riverbeds on its ecological status evidenced by diatom communities – The negative side of the Anthropocene. *Ecological Indicators*, 159: doi:10.1016/j.ecolind.2024.111706.
- Tamasaka L. 1949. Vizihullak csontvelőjének diatomtartalmarol (Diatom content of bone marrow in corpses in water). *Orv. Hetil.*, 16:509-511.
- Tambuzzi S., Gentile G., Zoia R. 2024. Forensic diatom analysis: where do we stand and what are the latest diagnostic advances? *Diagnostics*, 14(20): 2302. doi:10.3390/diagnostics14202302.
- Walsh G., Wepener V. 2009. The influence of land use on water quality and diatom community structures in urban and agriculturally stressed rivers. *Water SA*, 35:579-594.
- Wang J., Cao S., Du C. 2013. Underwater locomotion strategy by a benthic pennate diatom *Navicula* sp. *Protoplasma*, 250: 1203-1212. doi: 10.1007/s00709-013-0502-2.
- Williams D.M., Kociołek J.P. 2011. An overview of diatom classification with some prospects for the future. [W] *The diatom world*. Springer.
- Witkowski A., Żelazna-Wieczorek J., Solak C.N., Kulikovskiy M. 2014. Morphology, ecology and distribution of the diatom (Bacillariophyceae) species *Simonsenia delognei* (Grunow) Lange-Bertalot. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 43(4): 393-401. doi.: 10.2478/s13545-014-0151-x.
- Wojtal A.Z. 2009. The diatoms of Kobylanka stream near Kraków. (Wyżyna Krakowsko-Częstochowska uplands Poland). *Polish Botanical Journal*, 54(2): 129-330.
- Van Dam H., Mertens A., Sinkeldam J. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 28, 117–133. doi:10.1007/BF02334251.
- Villa C., Lynnerup N., Jacobsen C. 2023. A Virtual, 3D Multimodal Approach to Victim and Crime Scene Reconstruction. *Diagnostics (Basel)*, 13(17): 2764. doi: 10.3390/diagnostics13172764.
- Żelazna-Wieczorek J., Olszyński R.M., Nowicka-Krawczyk P. 2015. Half a century of research on diatoms in athalassic habitats in central Poland. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 44(1):51-67. doi:10.1515/ohs-2015-0006.
- Żelazna-Wieczorek J., Ziułkiewicz M. 2007. Influence of hydrochemical conditions on diatoms in a limnocratic spring. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 36(1): 57-65.
- Żelazna-Wieczorek J., Ziułkiewicz M. 2009. Using benthic diatoms in the assessment of spring water quality in suburban areas. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 38(2): 121-131.

## **Załącznik 1**

### **A critical assessment of the diatom test of rib bone marrow as a supporting procedure in the case of drowning**

**Bogusz Iwona**, Bogusz Marek, Beata Borowska Beata, Szleszkowski Łukasz, Żelazna-Wieczorek Joanna

## **Załącznik 2**

**The possibilities and limitations of comparative diatomaceous analysis for confirming or excluding the site of an incident – Case studies**

Bogusz Marek, **Bogusz Iwona**, Żelazna-Wieczorek Joanna

### **Załącznik 3**

**Diatoms from inland aquatic and soil habitats as indestructible and nonremovable forensic environmental evidence**

**Bogusz Iwona, Bogusz Marek, Żelazna-Wieczorek Joanna**

## **Załącznik 4**

**Przestrzenne zróżnicowanie występowania okrzemek w dwóch ekosystemach rzecznych –  
mapowanie okrzemek pod kątem kryminalistyki**

**Bogusz Iwona, Żelazna-Wieczorek Joanna**

## **Manuskrypt**

### **Przestrzenne zróżnicowanie występowania okrzemek w dwóch ekosystemach rzecznych – mapowanie okrzemek pod kątem kryminalistyki**

**Bogusz Iwona, Żelazna-Wieczorek Joanna**

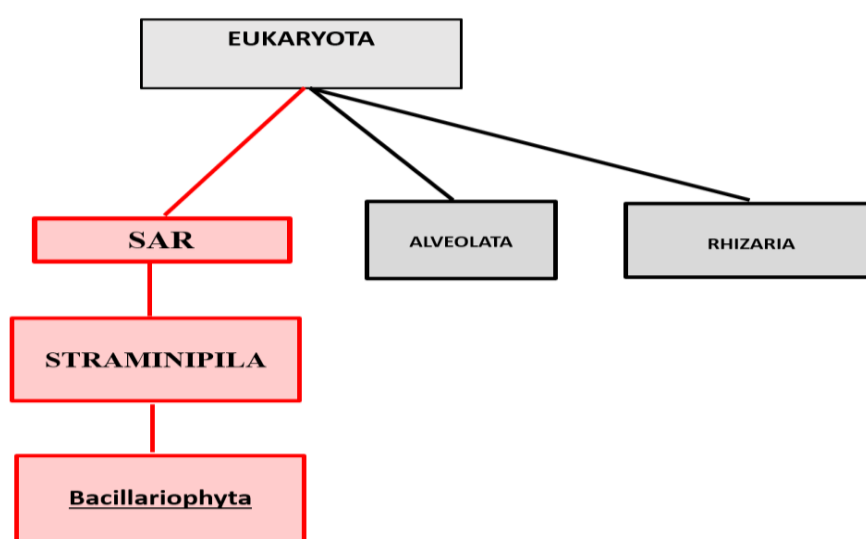
#### **Abstrakt**

W Polsce badania diatomologiczne obejmują wiele ekosystemów wodnych, w tym rzeki. Pomimo badań zarówno florystycznych jak i ekologicznych, nie da się przełożyć ich wyników wprost do celów kryminalistycznych w przypadkach takich jak na przykład typowanie miejsca zdarzenia. Ograniczeniem jest zmienność warunków środowiska związana z sezonowością charakterystyczną dla klimatu umiarkowanego, szczególnie w ekosystemach wód płynących. Zmienność ta również wynika z przekształcenia antropogenicznego oraz zachodzących globalnych zmian w środowisku w wyniku ocieplenia klimatu. W związku z powyższym widoczna jest potrzeba badań, które na określonym obszarze, na przykład obejmującym dwa ekosystemy wód płynących, scharakteryzują dynamikę struktury zbiorowisk okrzemek. Istotne jest określenie ich podobieństwa lub odmienności i powiązanie z warunkami abiotycznymi takimi jak: rodzaj podłoża, wpływ człowieka, a także „naturalną” sezonowością. Wody płynące charakteryzują się cechami kształtowanymi przez jednokierunkowy przepływ wody, rodzaj podłoża oraz temperaturę. Przepływ wody oddziałuje na żyjące w rzece organizmy poprzez przynoszenie materii, usuwanie produktów metabolizmu, a także unosi znajdujące się w wodzie organizmy, wpływając tym samym na ich migrację. Kolejny czynnik – podłoże geologiczne, bezpośrednio i pośrednio wpływa na faunę i florę wód płynących, podobnie zresztą jak i temperatura, bo to od niej zależy prędkość wzrostu organizmów oraz długość ich cykli życiowych. Dotychczas prowadzone w Polsce badania rzek charakteryzowały zbiorowiska okrzemek pod kątem ich różnorodności. Jednak do tej pory nie były badane jednocześnie dwie rzeki przez pełne dwa lata. W piśmiennictwie naukowym ukazują się informacje na temat wykorzystania mapowania rzek na potrzeby organów ścigania, szczególnie w aspekcie potwierdzenia, czy miejsce ujawnienia zwłok było miejscem utonięcia lub też przy próbie wytypowania takiego miejsca. Dobrym modelem do takiej analizy są rzeki Bug i Narew, które łącząc się tworzą Zalew Zegrzyński. Praca zawiera wyniki badań, które zostały podjęte w celu przeprowadzenia analizy struktury jakościowej i ilościowej zbiorowisk okrzemek na odcinkach dwóch rzek, Narwi i Bugu, w aspekcie diatomologicznego zmapowania tych rzek.

Istotnym wynikiem badań jest wskazanie zalet oraz wad dostępności danych z mapowania ekosystemów wód płynących pod kątem wykorzystania ich w kryminalistyce.

## Wprowadzenie

Okrzemki (Bacillariophyta) należą do SAR – jednej z pięciu głównych grup rodowych Eukaryota. W skład tej grupy wchodzi trzy główne linie ewolucyjne: Straminipila, Alveolata i Rhizaria (*Adl i in. 2019*). Bacillariophyta wyróżniamy jako jedną z dwóch gromad w obrębie Straminipila (Ryc.1). W ramach tej gromady na podstawie analiz molekularnych wyróżniono trzy klasy: Coscinodiscophyceae, Fragillariophyceae i Bacillariophyceae (Round i in. 1990).



Ryc. 2. Uproszczony schemat miejsca okrzemek w systemie klasyfikacji organizmów.

Okrzemki ze względu na kształt komórek z wykształconym egzoszkieletem są zaliczane do organizmów kokoidalnych, które mogą tworzyć kolonie. Komórka ich zawiera jądro komórkowe, mitochondria, chloroplasty, retikulum endoplazmatyczne i diktiosomy (Werner 1977; Flori i in. 2016). Dla okrzemek charakterystyczną cechą odróżniającą je od pozostałych grup glonów jest zbudowany z krzemionki egzoszkielet. Krzemionkowy pancerzyk (theca) okrzemek składa się z dwóch nierównych, nachodzących na siebie części: wieczka (epitheca) i denka (hypotheca). Ścianę boczną okrzemek stanowi najczęściej nieornamentowany pas obwodowy (epicingulum – pas obwodowy wieczka, hypocingulum – pas obwodowy denka). Zarówno wieczko jak i denko pancerzyka posiadają ornamentację, która stanowi podstawę identyfikacji gatunkowej okrzemek. Ornamentacja okrzemek przejawia się w postaci prążków (striae), żeber, wyrostków, punktów, kamer (alweole) a także rzędów otworków (areolae) i kresek (lineolae). Przy identyfikacji bierze się pod uwagę takie cechy morfologiczne jak:



długość i szerokość okrywy, jej kształt, liczbę prążków w polu o długości 10  $\mu\text{m}$ , formę pola środkowego, kształt szczeliny oraz jej zakończenia (Pliński, Witkowski 2009).

Pancerzyk okrzemki powstaje w wyniku wchłaniania krzemionki rozpuszczonej w wodzie, która następnie składowana jest w aparacie Golgiego. W dalszym procesie silikosomy w postaci pęcherzyków uwalniają się z aparatu Golgiego i inkorporują białka frustuliny obecne w błonie komórkowej (Schmid 1988, 1994). Zbudowana z krzemionki skorupka powoduje, że okrywy okrzemek są odporne na fizyczne i chemiczne czynniki niszczące, a tym samym pancerzyki okrzemek są dość dobrze zachowane w osadach i dzięki temu na podstawie badania tej grupy organizmów możliwe jest odtworzenie warunków środowiskowych panujących w ekosystemach w przeszłości (Lobo i in. 2016).

Chloroplasty okrzemek otoczone są czterema błonami i mają tylakoidy zebrane w stopy. W błonach tylakoidów obecne są barwniki – chlorofil a i c. Ponadto obecne są tam karotenoidy oraz fukoksantyna (Pysznik, Gibbs 1992; Kuczyńska i in. 2015). Materiał zapasowy okrzemek stanowią tłuszcze oraz poliglikany (Kates, Volcani 1966; Round i in. 1990). Mitochondria okrzemek mają rurkowate grzebienie mitochondrialne, a ich rozmiary wahają się od 0,5 do 1 nm średnicy (Werner 1977). Plastydy i mitochondria okrzemek posiadają przestrzenne połączenia, dzięki czemu są powiązane metabolicznie poprzez ciągłe przenoszenie energii i redukujące równoważniki między obiema organellami (Flori i in. 2017).

Dynamika zmian struktury jakościowej i ilościowej zbiorowisk okrzemek związana jest z czynnikami, które powodują wzrost lub spadek zagęszczenia populacji poszczególnego gatunku w zbiorowisku. Do tych czynników należą: wzrost liczebności spowodowany podziałami komórek, wyjadanie przez zwierzęta, obumieranie komórek i rozkład bakteryjny oraz straty wywołane przez pasożyty. Wymienione czynniki zmieniają się, co powoduje fluktuacje ilościowe zbiorowisk okrzemek. Ponadto każdy z gatunków wchodzący w skład zbiorowiska okrzemek inaczej reaguje na zmieniające się czynniki środowiskowe.

Zbiorowiska okrzemek, szczególnie w tak zmiennym środowisku, jakim jest woda płynąca, mogą ulegać przebudowaniu pod względem składu gatunkowego i liczebności gatunków. Rozwój danego zbiorowiska zaczyna się od kolonizacji podłoża. Tempo imigracji w wodach płynących zależy w dużej mierze od szybkości prądu wody, ale także od zdolności danego gatunku do zasiedlania różnych podłoży. Przy podłożu chropowatym lub skolonizowanym przez inne organizmy, na przykład bakterie wydzielające śluz, może wzrastać szybkość zasiedlania podłoża (Kawecka, Eloranta 1994).

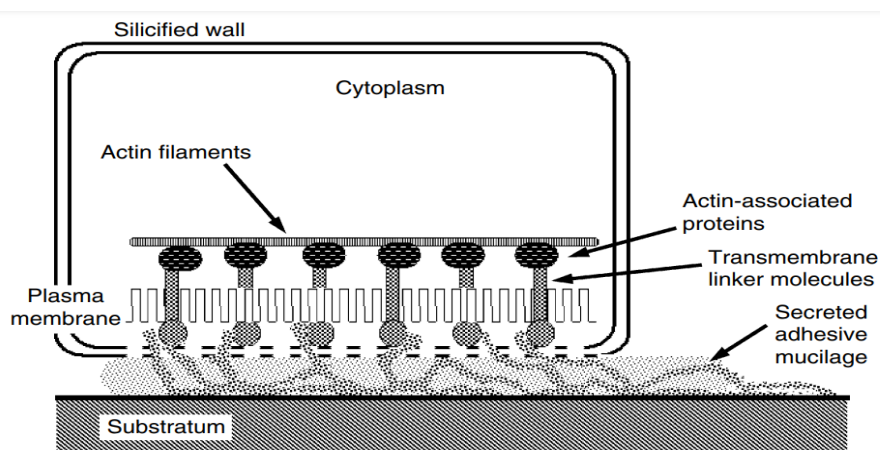
Okrzemki polegają dobowym fluktuacjom liczebności organizmów w zbiorowisku pod wpływem takich zmian jak światło i ciemność, a także zmian natężenia promieniowania

w ciągu dnia. Na skutek tych zmian okrzemki migrują i dotyczy to zarówno form potamoplanktonowych jak i bentosowych. Migracje okrzemek prowadzą do ich skupienia w takich warstwach wody lub podłoża, w których mają najbardziej korzystne warunki świetlne.

Innym aspektem wpływającym na zmianę struktury zbiorowisk okrzemek w strefie klimatu umiarkowanego są zmiany w cyklu rocznym wynikające z sezonowej zmienności natężenia promieniowania słonecznego, co z kolei pociąga za sobą zmianę temperatury wody. W wyniku zmian tych czynników następuje zmiana gęstości wody, jej stratyfikacja oraz stężenie składników pokarmowych. Okrzemki wykazują wzrost ilościowy zarówno wiosną jak i jesienią. Najważniejszymi czynnikami odpowiedzialnymi za ten proces jest temperatura, skład chemiczny wody, a także wahania jej przepływu (Kawecka, Eloranta 1994). Podstawowym czynnikiem umożliwiającym zasiedlanie danego mikrosiedliska jest sposób, w jaki okrzemki się rozmnażają. Rozmnażanie okrzemek składa się z dwóch faz: wegetatywnej oraz płciowej. Podczas podziału wegetatywnego pancerzyk okrzemki ulega rozdzieleniu. Po podziale dwie komórki potomne zachowują jedną „matczyną” skorupkę, która jest większa i do niej dobudowywana jest nowa, mniejsza (Round i in. 1990). Oznacza to, że obie komórki potomne różnią się wielkością i w miarę postępu podziałów komórkowych komórki okrzemek stają się coraz mniejsze. Rozmnażanie płciowe pełni ważną funkcję w cyklach życiowych okrzemek. W wyniku mejozy powstają gamety, a następnie w wyniku koniugacji gamet powstaje diploidalna zygota, która nie jest otoczona krzemionkowym pancerzykiem. Dzięki temu może się ona rozszerzać, tworząc auksosporę, z której powstaje komórka o maksymalnych, specyficznych dla danego gatunku wymiarach.

Okrzemki zajmują różne siedliska. Jednym z nich jest toń wodna, a żyjące w nim zbiorowisko organizmów roślinnych nazywane jest fitoplanktonem. Potamoplanktonem określane są organizmy roślinne zasiedlające toń wodną rzek. Okrzemki, które żyją stale w fitopotamoplanktonie stanowią jego potamoplankton właściwy, czyli eupotamoplankton. Część okrzemek to meropotamoplankton, ponieważ będąc formami osiadłymi tylko w pewnych stadiach swego życia pojawiają się w nim. Tychopotamoplankton (pseudopotamoplankton) stanowią okrzemki, które pojawiają się w nim przypadkowo na skutek oderwania się od podłoża w wyniku działania prądów lub falowania w strefie litoralnej (Kawecka, Eloranta 1994). komórki podczas jej opadania (Round i in. 1990). Okrzemki bentosowe mają zdolność adhezji do podłoża. Po przeniesieniu przez prąd opadają one na dno i przylegają do substratu. Po wstępnej adhezji, dzięki warstwie śluzu powierzchniowego, okrzemki te mogą przyjąć jedną z dwóch strategii stylu życia: przylec do podłoża i pozostać na nim przez dłuższy czas lub wykorzystać przyleganie dla przemieszczania się. Adhezja komórka/podłoże odbywa się za

pośrednictwem wydzielania zewnątrzkomórkowych substancji polimerowych (EPS) (Edgar, Pickett-Heaps 1983; Edgar, Pickett-Heaps 1984). Produkcja śluzu i zdolność adhezyjna pozwala okrzemkom zasiedlać różne typy podłoża oraz przemieszczać się na nich (Holland i in. 2004). U bentosowych okrzemek pierzastych adhezyjny śluz jest wydzielany przez pory w okrywach oraz przez szczelinę (Stanley, Callow 2007). Okrzemki pierzaste opadają na podłoże i stykają się z nią powierzchnią pasa i dlatego też w początkowym przyleganiu do substratu pośredniczy śluz powierzchniowy komórki. Jednak jest on stosunkowo słaby, a okrzemka może być łatwo przemieszczona. Po początkowej adhezji komórka może delikatnie poruszać się lub pozostawać na krótki czas nieruchoma zanim obróci się na stronę okrywy doprowadzając szczelinę do kontaktu z podłożem. Następnie komórki poruszają się ruchem ślizgowym po podłożu równolegle do osi podłużnej skorupki, po którym na podłożu pozostaje ślad śluzu (Molino i in 2016). Ze szczeliny wysuwane są śluzowe nici (zewnątrzkomórkowe substancje polimerowe – EPS), które przylegają do podłoża powodując ruch ślizgowy okrzemki. Odbywa się to dzięki połączeniu ich z transbłonowymi wiązkami aktynowymi, znajdującymi się pod błoną plazmatyczną w szczelinie (Ryc. 2) (Wetherbee i in. 1998). W tym modelu przemieszczanie się jest wynikiem działania sił, które nakładają się na transbłonowe wiązki aktynowe, powodując ich ruch, czego następstwem jest ruch komórki w kierunku przeciwnym do działania siły (Edgar, Pickett-Heaps 1983; Aumeier, Menzel 2012).



Ryc. 3. Schemat przedstawiający kompleks adhezyjny okrzemek szczelinowych wraz z sugerowanym modelem przemieszczania się za Wetherbee i in. (1998).

Okrzemki bentosowe dzielą się na te, które żyją przytwierdzone do substratu: na kamieniach (epility), przytwierdzone do roślin (epifity) lub te, które nie są przytwierdzone do podłoża, a występują na lub w osadzie dennym (Round i in. 1990). Mogą one przyczepiać się do podłoża za pomocą szczeliny (*Amphora*) lub przy pomocy śluzu (*Gomphonema*) albo

poprzez wytworzenie polisacharydowych stylików (*Cymbella*). Okrzemki mogą porastać betonowe elementy umocnień brzegów lub mostów (peryfiton) lub też być związane z dnem – kamienie (epiliton).

Wrażliwość okrzemek na zmianę warunków środowiskowych takich jak: odczyn wody, zasolenie, przewodnictwo oraz trofia (Silva i in. 2022) powoduje, że mogą one być wykorzystywane jako wskaźnik warunków i stanu środowiska (Lai i in. 2016). Dzięki okrzemkom możliwa jest ocena nie tylko zmian klimatycznych, ale też ocena zanieczyszczenia wód materią organiczną oraz eutrofizacji wód (Rakowska 2001). Okrzemki jako bioindykatory środowiska wodnego były przedmiotem wielu prac badawczych (Stoermer, Smol 2001; Eloranta, Soininen 2002; Rakowska 2003; Cantonati i in. 2007; Potapova, Charles 2007; Vanormelingen i in. 2008; Żelazna-Wieczorek 2011; Blanco i in. 2012; Kelly i in. 2012; Szczepocka i in. 2014, 2016; Żelazna-Wieczorek i in. 2015; Żelazna-Wieczorek, Nowicka-Krawczyk 2015; Poikane i in. 2016; Szczepocka, Żelazna-Wieczorek 2018; Olszyński i in. 2019; Robinson i in. 2022).

Celem pracy jest rozpoznanie różnorodności gatunkowej i ekologicznej okrzemek obecnych na wybranych stanowiskach dwóch rzek Narwi i Bugu. Sformułowano następujące hipotezy badawcze, których zasadność poddano ocenie na podstawie podjętych badań:

HO – zróżnicowanie zbiorowisk okrzemek w ekosystemach wód płynących jest dobrym „narzędziem” kryminalistycznym do potwierdzania lub wykluczenia miejsca zdarzenia.

H1 - Zbiorowiska okrzemek w dwóch rzekach położonych na polskim niżu są zróżnicowane pod względem jakościowym i ilościowym.

H2 - Zbiorowiska okrzemek na różnych odcinkach biegu rzeki są zróżnicowane pod względem jakościowym i ilościowym.

H 3 – Zbiorowiska okrzemek są zróżnicowane pod względem jakościowym i ilościowym na różnych mikrosiedliskach w badanych miejscach rzeki.

W celu potwierdzenia lub obalenia postawionych hipotez podjęte badania obejmą:

- ✓ Zidentyfikowanie różnorodności jakościowej i ilościowej zbiorowisk okrzemek rzeki Narew i rzeki Bug na wyznaczonych stanowiskach.
- ✓ Przeanalizowanie warunków środowiskowych w odniesieniu do danych meteorologicznych IMGW i danych temperatury oraz przewodnictwa mierzonych *in situ*, a na tej podstawie możliwość określenia potencjalnej sezonowości występowania okrzemek.
- ✓ Określenie mikrosiedlisk w obu rzekach jako czynnika wpływającego na zróżnicowanie zespołów okrzemek.

## **Teren badań**

Rzeka Narew w aspekcie hydrologicznym była badana w górnym jej biegu (Skorbiłowicz, Skorbiłowicz 2008; Mioduszeński i in. 2011; Zieliński, Suchowolec 2013; Piniewski i in. 2014; Szporak-Wasilewska i in. 2015; Marcinkowski i in. 2019) oraz przeprowadzono badania przed ponad dwudziestoma laty, które uwzględniały faunę i florę na wybranych odcinkach Narwi (Szewczyk i in. 2003). Jak do tej pory nie opublikowano wyników badań związanych z dynamiką zbiorowisk okrzemek w Narwi. Okrzemki wykorzystano do oceny stanu ekologicznego w odcinku górnej Narwi w monografii dotyczącej Zbiornika Siemianówka (Górniak 2006). Rzeka Bug dotychczas także analizowana była pod kątem hydrologicznym (Michalczyk, Sobolewski 2002), ekologicznym oraz występującej tam fauny i flory (Dombrowski i in. 2002; Stryjecki 2009). Rzeka ta była także badana pod kątem procesów rzeźbotwórczych na terenie Janowa Podlaskiego (Kusznierzuk 2008). Badania diatomologiczne na rzece Bug prowadzone były jedynie na Ukrainie i obejmowały okrzemki centryczne (Bilous i in. 2021). Ponadto były tam także przeprowadzone badania stanu ekologicznego rzeki na podstawie fitoplanktonu (Belous i in. 2013; Belous i in. 2016; Bilous i in. 2013; Bilous i in. 2023).

Wybrane do badań odcinki rzek Bugu i Narwi położone są na Niżu Środkowoeuropejskim, w zasięgu Niziny Środkowopolskiej i makroregionów: Niziny Północnomazowieckiej (318.6) oraz Niziny Środkowomazowieckiej (318.7). Stanowiska wyznaczone do badań na rzece Narew znajdują się w mezoregionie Dolina Dolnej Narwi (318.66) oraz mezoregionie Kotlina Warszawska (318.73), natomiast stanowiska znajdujące się na rzece Bug znajdują się w mezoregionie Dolina Dolnego Bugu (318.74) (Kondracki 1998).

## **Charakterystyka geograficzna, hydrologiczna i klimatyczna badanych rzek**

**Rzeka Bug.** Bug jest lewobrzeżnym dopływem Narwi o długości 772 km. Źródła Bugu znajdują się na północy Podola, na wysokości 311 m n.p.m. Bug kończy swój bieg w ujściu do Narwi w Zalewie Zegrzyńskim, który powstał po spiętrzeniu wód na tamie w Dębie. Średnia wysokość dorzecza Bugu wynosi 183 m n.p.m., ale większa część jego powierzchni mieści się w przedziale wysokości 100–200 m n.p.m. (Mikulski 1963).

Dorzecze Bugu ma charakterystyczny kształt dwóch różnych części połączonych zwężeniem, które przebiega pomiędzy Horodłem a Włodawą. W części górnej i dolnej szerokość dorzecza Bugu wynosi od 70 do 120 km, natomiast w przewężeniu jego szerokość wynosi 30 do 40 km (Dombrowski i in. 2002).

Dorzecze Bugu podlega wpływom dwóch mas powietrza: polarnomorskiego i polarnokontynentalnego – latem przeważają masy powietrza polarnomorskiego i powodują wzrost wilgotności względnej powietrza, zachmurzenie i opady. Natomiast masy powietrza polarnokontynentalnego oddziałują przeważnie w chłodniejszej części roku. Ze względu na przewagę mas powietrza polarnomorskiego na terenach dorzecza występują głównie wiatry zachodnie (Michalczyk, Sobolewski 2002).

Bug jako jedna z nielicznych europejskich rzek zachował naturalnie meandrujące koryto niemal w całym swym biegu. Głównym czynnikiem, który różnicuje siedliska w obrębie rzeki są zachodzące procesy rzeczne. Profil koryta jak i tarasów ulega częstym zmianom, co jest przejawem erozyjno-akumulacyjnej działalności rzeki (Dombrowski i in 2002). Pomimo tego, że Bug jest rzeką przekształconą hydromorfologicznie w niewielkim stopniu, to charakteryzuje się on dość niską jakością wody. Na podstawie informacji Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska klasa czystości wody w Bugu w latach 2016 – 2021 na wybranych odcinkach jest od III do V. Ponadto stan ekologiczny określany jest jako słaby, a nawet zły, w tym na stanowisku wyznaczonym do badań – Barcice (Tab. 1).

Tabela 1. Ocena jakości wody i stanu ekologicznego wybranych punktów monitoringowych na rzece Narew i Bug w latach 2016 – 2021 (wg. GIOŚ)

| Nazwa punktu pomiarowo-kontrolnego  | Nazwa jednolitych części wód powierzchniowych     | Fitoplankton | Makrobezkręgowce bentosowe | Ichtiofauna | Klasyfikacja stanu/potencjału ekologicznego |                              |
|-------------------------------------|---------------------------------------------------|--------------|----------------------------|-------------|---------------------------------------------|------------------------------|
|                                     |                                                   | klasa        | klasa                      | klasa       | klasa                                       | Stan/potencjał ekologiczny   |
| Bug - Kózki                         | Bug od granicy w Niemirowie do Kamianki           | 4            | 4                          | 4           | 4                                           | słaby stan ekologiczny       |
| Bug - Głina Nadbużna                | Bug od Kołodziejki do Broku                       | 4            | 4                          | 3           | 4                                           | słaby stan ekologiczny       |
| Bug - Kryłów                        | Bug od granicy państwa do Huczwy                  | 3            | 3                          | 4           | 4                                           | słaby stan ekologiczny       |
| Bug - Wyszaków                      | Bug od Broku do dopł. z Sitna                     | 4            | 4                          | 3           | 4                                           | słaby stan ekologiczny       |
| Bug - Barcice                       | Bug od dopł. z Sitna do ujścia                    | 4            | 5                          | 3           | 5                                           | zły stan ekologiczny         |
| Narew - profil graniczny Babia Góra | Narew od granicy państwa do zbiornika Siemianówka | 2            | 3                          | 4           | 4                                           | słaby potencjał ekologiczny  |
| Narew - Ostrołęka                   | Narew od Pisy do Omulwi                           | 3            | 3                          | 3           | 3                                           | umiarkowany stan ekologiczny |
| Narew - Pułtusk                     | Narew od Rózu do zbiornika Dębe                   | 3            | 3                          | 4           | 4                                           | słaby stan ekologiczny       |
| Dębe - zapora                       | Zalew Zegrzyński                                  | 4            | 2                          | -           | 4                                           | słaby potencjał ekologiczny  |



### **Charakterystyka stanowisk badawczych na rzece Bug**

Dolina Dolnego Bugu (318.74) jest sześćiesięciokilometrowym odcinkiem doliny Bugu pomiędzy Małkinią a Zalewem Zegrzyńskim. Dolina Dolnego Bugu zmienia się w zasadniczy sposób między Brokiem a Kamieńczykiem. Szerokie wcześniej dno doliny wynoszące od 6 do 8 km w okolicach Broku pod Kamieńczykiem zwęża się do 1 – 1,2 km. Przed zwężonym odcinkiem koryto rzeki jest kręte, a meandry stłoczone. Można zaobserwować występowanie starorzeczy, które powstały na skutek awulsji oraz odcinania pętli meandrów. Pierwsze stanowisko na Bugu zostało wyznaczone na odcinku przełomowym w miejscowości Kamieńczyk – 52.605225N, 21.548704E na lewym brzegu rzeki za ujściem lewobrzeżnego dopływu rzeki Liwiec (Ryc. 3). Koryto rzeki w tym miejscu jest dość wąskie, a tarasy nadzalewowe strome i wysokie.



Ryc. 3. Lewy brzeg Bugu w miejscowości Kamieńczyk (lipiec 2018).

Drugie stanowisko wyznaczono przy sztucznym kąpielisku w Wyszkanie – 52.592660N, 21.469974E, na lewym brzegu rzeki w pobliżu mostu (Ryc. 4). Terasa zalewowa jest dość rozległa i stopniowo przechodzi w terasę nadzalewową.



Ryc. 4. Lewy brzeg Bugu w miejscowości Wyszów (lipiec 2018).

Od Wyszkowa po ujście do Narwi dolina Bugu rozciąga się na szerokość od 10 do 15 km. Trzecie stanowisko na rzece Bug wyznaczono w miejscowości Barcice – 52.534984N, 21.264461E (Ryc. 5).



Ryc. 5. Stanowisko na prawym brzegu rzeki Bug w miejscowości Barcice (lipiec 2018).

Terasa zalewowa jest dość szeroka, przechodząc w nieznacznie podwyższoną terasę nadzalewową tuż przy linii lasu (Ryc. 6). W tym miejscu w dolinie Bugu w okresie od późnej wiosny do początku zimy wypasane jest bydło. Zgodnie z danymi GIOŚ na tym odcinku rzeka Bug klasyfikowana jest do V klasy czystości / zły stan ekologiczny (Tab. 1).





Ryc. 6. Barcice - rozległa terasa zalewowa w dolinie Bugu (marzec 2019).

Szerokie dno doliny ma widoczne ślady zmian korytowych, ze starorzeczami meandrów oraz dłuższymi odcinkami porzuconych koryt. Zmiany te powstały w sposób naturalny. Odcinek ujściowy Bugu do Narwi jest uregulowany sztucznie i stanowi początek Zalewu Zegrzyńskiego, które powstało w 1963 roku w wyniku przegrodzenia Narwi.

Czwarte stanowisko wyznaczone zostało przy ujściu Bugu do Zalewu Zegrzyńskiego we wsi Cupel - 52.513284N, 21.086094E (Ryc. 7). W linii terasy zalewowej znajduje się wał przeciwpowodziowy.



Ryc. 7. Stanowisko Cupel - miejsce ujścia Bugu do Zalewu Zegrzyńskiego (lipiec 2018, marzec 2019).

**Rzeka Narew.** Rzeka Narew jest prawym dopływem Wisły o długości 484 km. Do 1962 roku rzekę tę uważano za prawostronny dopływ Bugu. Źródła Narwi znajdują się na Białorusi. Na terenie Polski Narew rozlewa się tworząc Jezioro Siemianowskie. Od tamy w Bondarach aż do Zalewu Zegrzyńskiego płynie jako rzeka nizinna tworząc rozległe bagna i torfowiska. Rzeka Narew zaliczana jest do rzek anastomozujących i jest jedyną taką rzeką w Europie. Na odcinku od Suraza do Rzędzian rzeka Narew podlega ochronie, wchodząc w obszar Nadnarwiańskiego Parku Narodowego. Rzeka płynie przez obszar o klimacie umiarkowanym i sumą opadów około 600 mm rocznie, co daje średni przepływ  $15 \text{ m}^3/\text{s}$  (Marcinkowski i in. 2019). Dolina Narwi wypełniona jest osadami organicznymi, torfami i mułem, miejscami pokryta cienką warstwą namulów lub namulów gliniastych, bogata w węgiel organiczny. Torfowiska w dolinie Narwi są typu fluwiogenicznego (Banaszuk, Kamocki 2008).

Badania hydrologiczne prowadzone w latach 1971 - 2010 wykazały, że rzeka Narew podobnie jak i rzeka Bug, są rzekami niwalnymi silnie wykształconymi (Wrzesiński 2018). Średni przepływ miesiąca wiosennego przekraczał 180% średniego przepływu rocznego. Rzekę Narew zaliczono do rzek niwalnych silnie wykształconych z odmiennym przebiegiem występowania wezbrań (Stanisławczyk 2020). Sezony świadczące o znacznym wzroście przepływu pojawiają się relatywnie późno, a czas ich trwania jest znacznie krótszy niż w pozostałych ciekach reprezentujących typ reżimu niwalnego. W rzece tej na początku roku hydrologicznego pojawia się faza przeciętnych przepływów, po której rozpoczynają się sezony przepływów wysokich związane z wiosennymi wezbrzeniami roztopowymi. Po zakończeniu tej fazy od maja następuje sekwencja sezonów o przeciętnych i niskich przepływach.

Na podstawie informacji Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska wody rzeki Narew sklasyfikowano w latach 2016 do 2021, na wybranych odcinkach od II do IV klasy jakości wody. Ponadto stan ekologiczny określany jest jako słaby, w nielicznych odcinkach jako umiarkowany (Tab. 1).

### **Charakterystyka stanowisk badawczych na rzece Narew**

Wybrane stanowiska obejmujące odcinki rzeki Narew wcześniej nie były badane pod kątem diatomologicznym. Stanowiska te znajdują się w dolnej części biegu rzeki Narwi w mezoregionach Dolina Dolnej Narwi (318.66) oraz Kotlina Warszawska (318.73).

Pierwsze stanowisko zostało wyznaczone w miejscowości Dzierżenin – 2.566313N, 21.090701E (Ryc. 8), położonej pomiędzy Pułtuskim a Serockiem. Próbkę pobierano na prawym brzegu rzeki Narew. W tym miejscu dolina rzeki jest szeroka (około 3 km) i poroździelana porośniętymi roślinnością płatami terasy nadzalewowej.





Ryc. 8. Stanowisko Dzierżenin – prawy brzeg Narwi (lipiec 2018).

Drugie stanowisko zostało wytypowane na prawym brzegu rzeki Narew we wsi Łacha - 52.534812N, 21.075976E, w okolicy mostu drogowego. Za tym stanowiskiem rzeka wpada do zaporowego Jeziora Zegrzyńskiego. Miejsce poboru prób stanowi brzeg porośnięty trzciną pospolitą (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud), co ogranicza prędkość przepływu wody (Ryc. 9). W środkowej części koryta rzeki widoczne są łachy piasku wystające ponad powierzchnię wody. Stanowisko to znajduje się w zasięgu cofki zbiornika zaporowego.



Ryc. 9. Stanowisko Łacha – prawy brzeg Narwi (lipiec 2018).

Ostatnie stanowisko wyznaczono na prawym brzegu przy zaporze wodnej w Dębie – 52.491131N, 20.927478E, z powodu spiętrzenia wody zniwelowany jest tu przepływ rzeki Narew. Ze względu na rodzaj podłoża w tym miejscu nie pobierano próbek bentosowych z mułu dennego, natomiast zeskrobano biofilm z powierzchni płyt betonowych (Ryc. 10).



Ryc. 10. Stanowisko Dębe – prawy brzeg Narwi, przed zaporą (lipiec 2018).

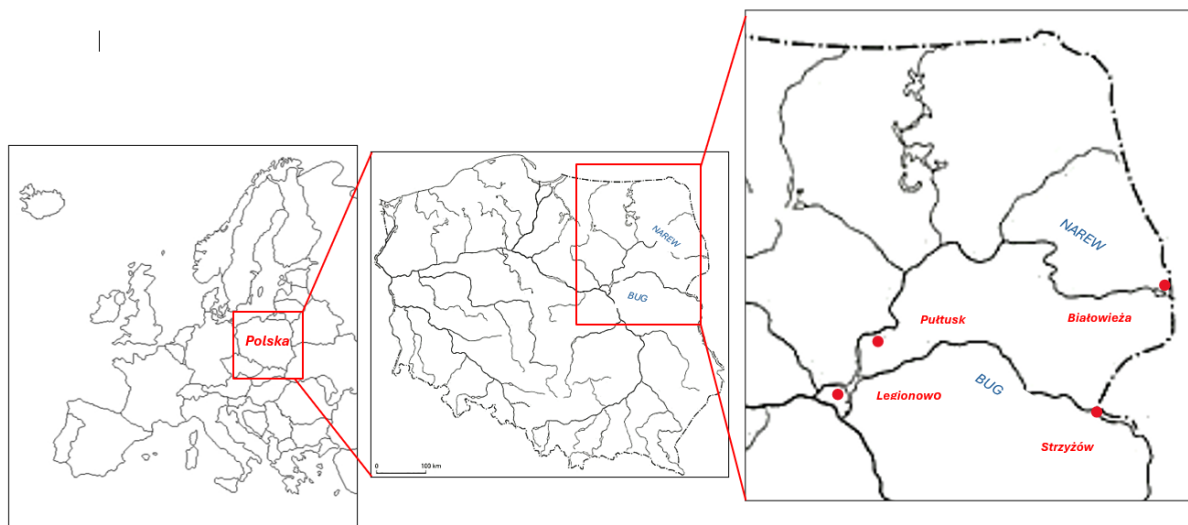
### Tło meteorologiczne – dane wieloletnie

Średnia roczna temperatura powietrza w północno-wschodniej Polsce na podstawie pomiarów z siedemdziesięciu ostatnich lat uległa podwyższeniu (Tab. 2).

Tabela 2. Średnia roczna temperatura powietrza na obszarze północno-wschodniej Polski od 1951 do 2020 roku (za Raport IMGW).

| DEKADA    | Średnia temperatura (°C) | Średnia temperatura (°C) |
|-----------|--------------------------|--------------------------|
| STACJA    | Warszawa                 | Włodawa                  |
| 1951–1960 | 7,79                     | 7,49                     |
| 1961–1970 | 7,52                     | 7,15                     |
| 1971–1980 | 7,73                     | 7,11                     |
| 1981–1990 | 8,14                     | 7,48                     |
| 1991–2000 | 8,30                     | 7,80                     |
| 2001–2010 | 8,80                     | 8,18                     |
| 2011–2020 | 9,85                     | 9,35                     |

W celu sprawdzenia, czy zachodzą zmiany temperatury powietrza oraz opadów atmosferycznych na obszarze dolin rzek Narwi i Bugu, wykonano analizę na podstawie danych z IMGW za okres od 2001 do 2020 roku. Do analizy tej wytypowano cztery stacje badawcze (Ryc. 11). Dwie stacje na granicy wschodniej Polski, gdzie rzeki wpływają do Polski: stacja w Strzyżowie i stacja w Białowieży. Dwie kolejne stacje pomiarowe, w Puławie i w Legionowie, wytypowano ze względu na najbliższą lokalizację do wyznaczonych stanowisk badawczych.

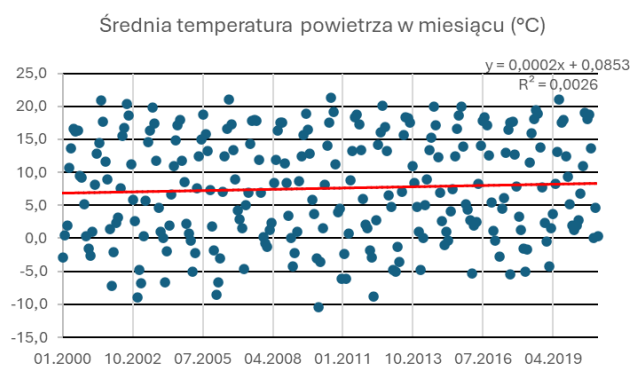


Ryc. 11. Lokalizacja wybranych stacji IMGW z odniesieniem do rzeki Narew i Bug.

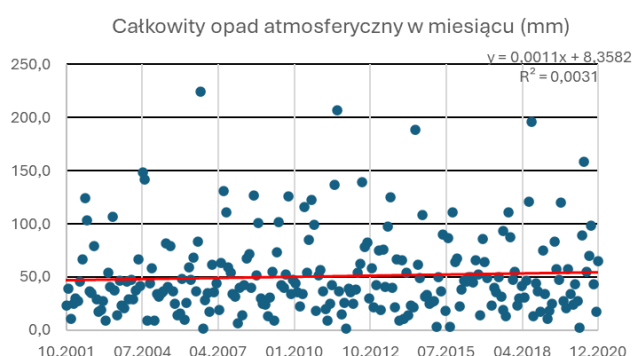
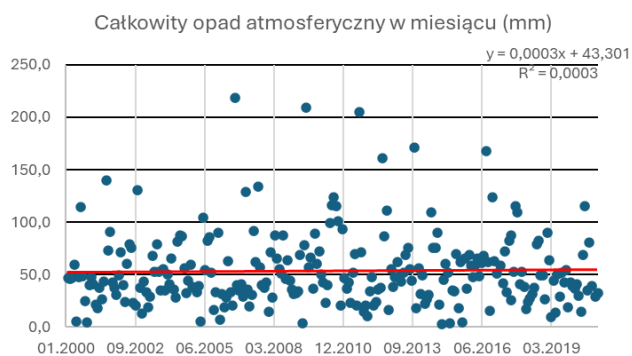
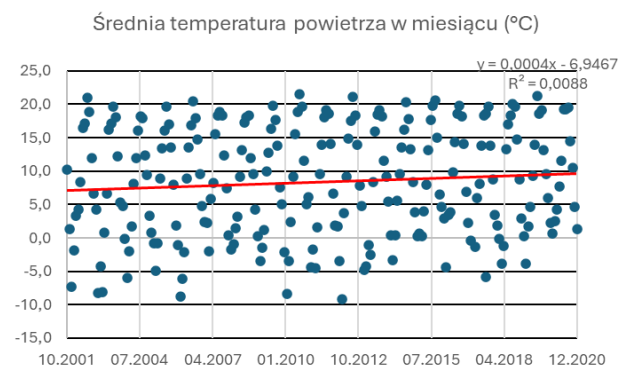
Analiza danych z ostatnich dwudziestu lat wykazała tendencję wzrostu temperatury powietrza (Ryc. 12), co potwierdzają też dane ze stacji metrologicznych w Warszawie i Włodawie (Tab. 3). Podobna tendencja zaznacza się dla całkowitego opadu atmosferycznego w miesiącu, jednak nie oddaje ona zmian związanych z okresami suszy i występowaniem krótkotrwałych opadów nawałnych.



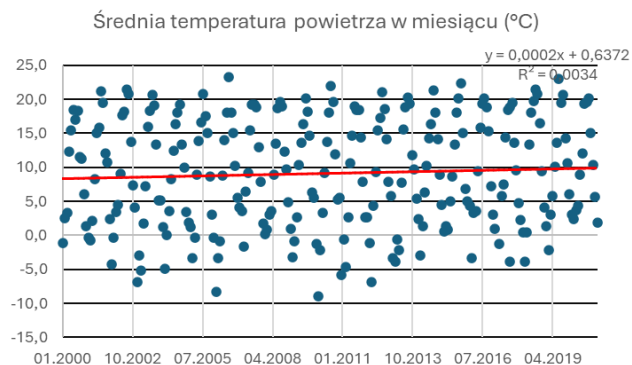
### Białowieża



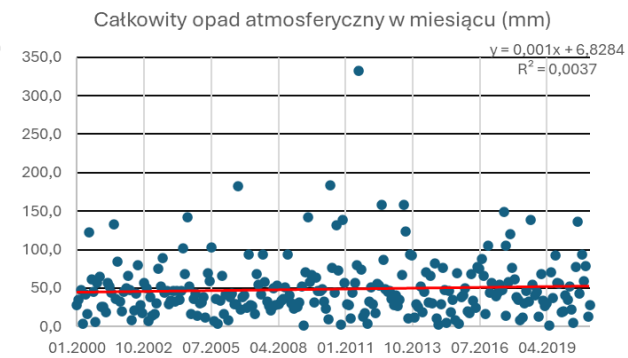
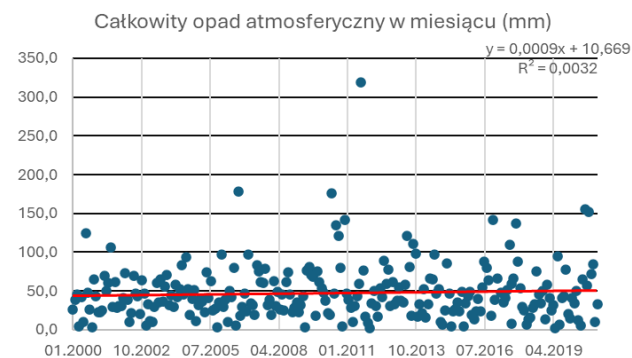
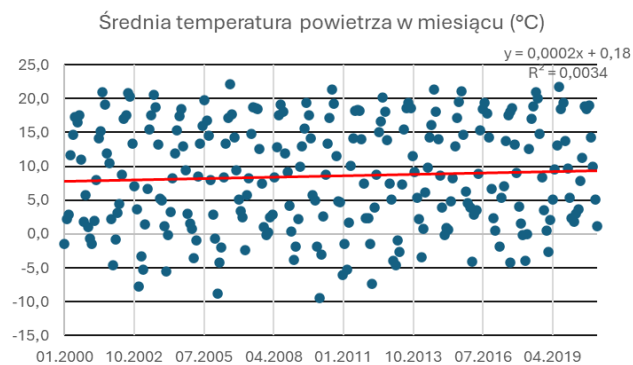
### Strzyżów



### Legionowo



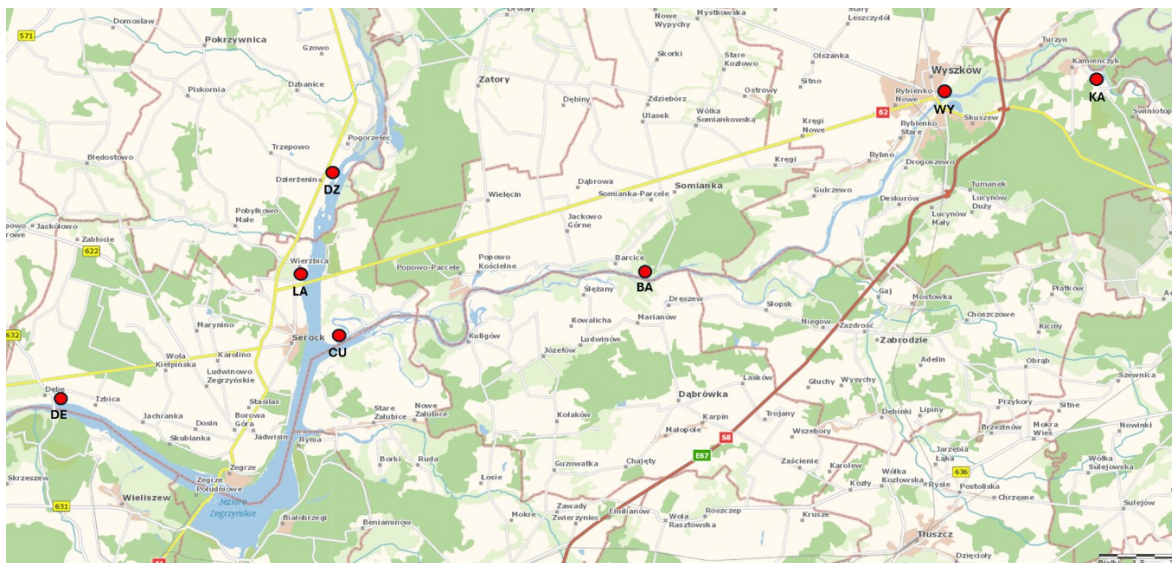
### Pułtusk



Ryc. 12. Średnia temperatur oraz opadów atmosferycznych w okresie od 2001 do 2020 w stacjach Białowieża, Strzyżów, Legionowo i Pułtusk (na podstawie danych IMGW).

## Material i metody

**Material badawczy.** Podstawę badań stanowi materiał badawczy zebrany w latach 2018 - 2020 z siedmiu stanowisk. Na rzece Narew wyznaczono trzy stanowiska: Dzierżenin (DZ), Łacha (LA) i Dębe (DE), natomiast na rzece Bug – cztery stanowiska: Kamieńczyk (KA), Wyszaków (WY), Barcice (BA) i Cupel (CU). Wyznaczone stanowiska obejmują powierzchnię około 700 km<sup>2</sup> (Ryc. 13).



Ryc. 13. Rozmieszczenie stanowisk badawczych na rzece Bug i rzece Narew (geoportal.pl – zmienione).

Próby pobierano przez dwa sezony w kolejnych porach roku (wiosna, lato, jesień, zima). Z każdego z wytypowanych stanowisk pobrano próby z różnych mikrosiedlisk. W zależności od stanowiska były to: potamoplankton, bentos w postaci: peryfitonu, epifitonu, epipsammonu lub epipelonu (Tab. 3).

Tabela 3. Wykaz stanowisk badawczych ze wskazaniem rodzajów zebranych prób.

| Rzeka / stanowisko | Potamoplankton | Epifiton | Epipsammon | Peryfiton | Epipelon |
|--------------------|----------------|----------|------------|-----------|----------|
| Narew - Dzierżenin | +              | +        | -          | -         | +        |
| Narew - Łacha      | +              | +        | -          | -         | +        |
| Bug/Narew - Dębe   | +              | +        | -          | +         | -        |
| Bug - Kamieńczyk   | +              | +        | -          | -         | +        |
| Bug - Wyszaków     | +              | +        | -          | -         | +        |
| Bug - Barcice      | +              | +        | -          | -         | +        |
| Bug - Cupel        | +              | +        | +          | -         | -        |

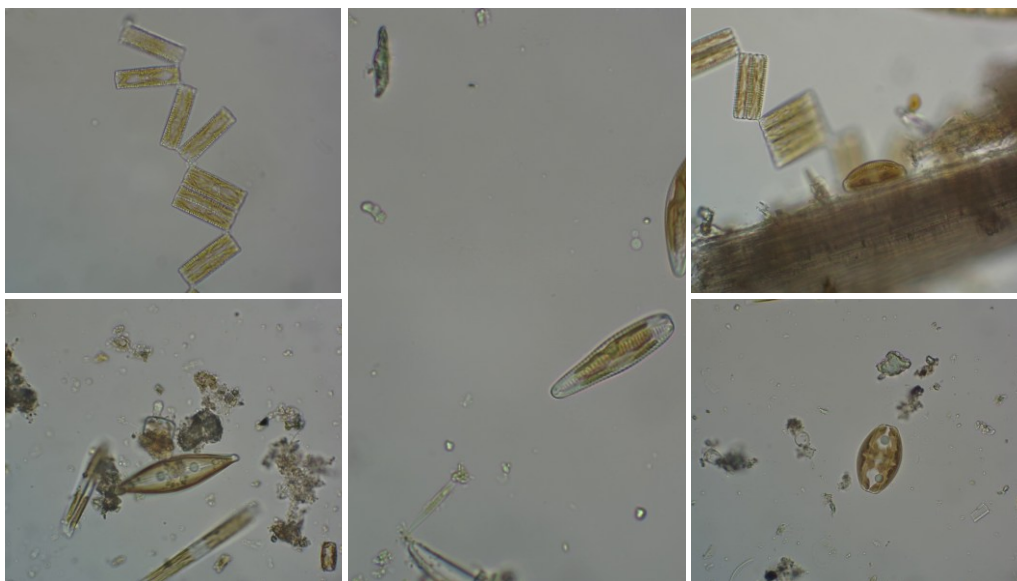
Próby opisano przy użyciu następującego sposobu kodowania: AA BB MMR PR, gdzie: AA – skrót pochodzący od nazwy rzeki, złożony z dwóch liter (BU – Bug, NA – Narew), skrót BB to nazwa stanowiska także złożona z dwóch liter (BA – Barcice, WY – Wyszaków, KA – Kamieńczyk, CU - Cupel, DE – Dębe, DZ - Dzierżenin, LA - Łacha), skrót MMR skrót złożony z dwóch liter oraz cyfry oznacza miesiąc oraz rok (JA- styczeń, FE - Luty, MA - marzec, AP - kwiecień, MY - maj, JE - czerwiec, JY - lipiec, AU - sierpień, SE - wrzesień, OC - październik, NO - listopad, DE - grudzień) oraz skrót PR złożony z dwóch liter oznaczający mikrosiedlisko (PL – potamoplankton, EF – epifiton, EP – epipelon, ES – epipsammon, PE – peryfiton).

**Prace terenowe.** Próby potamoplanktonu pobierane były przy użyciu siatki planktonowej, przez którą przelewano 30 litrów wody. Po każdym poborze próby siatkę przepłukiwano. Próbę zagęszczano do objętości 100 ml i przelewano do pojemnika. Natomiast próby fitobentosowe w postaci epipelonu i epipsammonu pobierane były do pojemnika o pojemności 100 ml przy użyciu szklanej pipety zakończonej gumową gruszką. Próby pobierano zgodnie z zaleceniami dla podłoża mulistych i piasku (Taylor i in. 2007; Cantonati i in. 2007; Richards i in. 2020). Próby epifitonowe pobierano z helofitów i z hydrofitów, postępując zgodnie z zaleceniami (Taylor i in. 2007; Karthick i in. 2010; Zgrundo i in. 2018; Kolada 2020). Jako substrat pobierano 5 zdrowych roślin w miarę możliwości z głównego nurtu oraz wzdłuż krawędzi szuwaru od strony otwartej toni wodnej (Kolada 2020), które następnie umieszczano w pojemniku z wodą destylowaną. Dla pozyskania biofilmu okrzemkowego próbę wytrząsano do momentu uzyskania brązowej zawiesiny (Kolada 2020), którą po sedymentacji i zlanu nadmiaru wody przelewano do pojemnika. W przypadku stanowiska DE pobierano próbę peryfitonową z ostro nachylonej powierzchni betonowej stanowiącej umocnienie brzegu tuż przy zaporze. Próbę pobierano z głębokości około 30 cm zeskrobując biofilm przy pomocy metalowego skrobaka bezpośrednio do pojemnika 100 ml (Zgrundo i in. 2018).

Przy każdym poborze prób z wytypowanych stanowisk wykonywano pomiary przewodnictwa elektrolitycznego wody oraz temperatury wody (urządzenie pomiarowe Elmetron CP-401).

**Prace laboratoryjne.** Pobrane próby po przewiezieniu do laboratorium przeglądano przed ich utrwaleniem pod kątem obecności żywych okrzemek (Ryc. 14), a następnie utrwalano 4% roztworem formaldehydu.





Ryc. 14. Żywe okrzemki w mokrych próbach.

W celu uzyskania czystych okryw okrzemek materiał poddawano działaniu mieszaniny 96% kwasu siarkowego ( $H_2SO_4$ ) oraz 30% kwasu chromowego ( $H_2Cr_2O_7$ ), utleniając materię organiczną. Roztwór ten pozostawiano na okres 48 do 72 godzin w dygestorium chemicznym. Następnie próby przemywano wodą destylowaną i każdorazowo odwirowywano (3500 obrotów/min) przez 3 minuty, po czym zlewano płyn z nad osadu. Ostatecznie uzyskano białoszary osad zawieszony w wodzie destylowanej. Następnie wykonywano trwałe preparaty, nanosząc na szkiełka nakrywkowe osad i pozostawiając go do odparowania wody w warunkach temperatury pokojowej. Po odparowaniu wody szkiełka nakrywkowe odwracano i przyklejano do szkiełka podstawowego syntetyczną żywicą Naphrax<sup>®</sup> (n = 1,73). Preparat był podgrzewany do temperatury 275°C w celu odparowania rozpuszczalnika żywicy i utrwalenia oczyszczonego materiału okrzemkowego.

**Analiza jakościowa i ilościowa zbiorowisk okrzemek.** Wykonane preparaty trwałe zostały użyte do przeprowadzenia analizy jakościowej zbiorowisk okrzemek. Identyfikacja okrzemek, optymalnie do poziomu gatunku, wykonana była z wykorzystaniem mikroskopu świetlnego Opta-tech Serii MB 200 (pow. 10 x 100, obiektyw planachromatyczny, 100 x/1.25).

Na podstawie morfologicznych cech diagnostycznych okrzemki oznaczono do rangi gatunku lub co najmniej rodzaju. Do identyfikacji taksonomicznej okrzemek użyto kluczy ikonograficznych: Krammer, Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991a,b, 1997), Lange-Bertalot (1993, 2001, 2004), Lange-Bertalot, Moser (1994), Lange-Bertalot, Metzeltin (1996), Lange-Bertalot, Genkal (1999), Lange-Bertalot i in. (2017), Krammer (1997a, b, 2000, 2002, 2003),

Levkov (2009), Levkov i in. 2007, Metzeltin, Witkowski (1996), Moser i in. (1998), Żelazna-Wieczorek (2011) oraz aktualnych publikacji z zakresu taksonomii. Zgodnie z metodą opisaną przez Żelazną-Wieczorek (2011) przeprowadzono analizę półilościową zbiorowisk okrzemek. Podczas obserwacji mikroskopowej liczono co najmniej 500 okryw okrzemek.

W celu scharakteryzowania struktury zbiorowisk okrzemek badanych stanowisk na Bugu i Narwi w każdej z badanych prób został określony procentowy udział zidentyfikowanych taksonów. Na podstawie udziału procentowego określone zostały gatunki: dominujące, subdominujące, influenty oraz gatunki akcesoryczne (Tab. 4) (Kawecka, Eloranta 1994, Rakowska 2001).

Tabela 4. Klasyfikacja procentowego udziału gatunków za Rakowska (2001).

| <b>Rola gatunku</b>  | <b>Udział procentowy</b> |
|----------------------|--------------------------|
| Dominant             | > 5%                     |
| Subdominant          | 2-5%                     |
| Influent             | 1-2%                     |
| Gatunek akcesoryczny | < 1%                     |

Dla wszystkich zidentyfikowanych taksonów okrzemek określone zostały klasy stałości występowania (Tab. 5). W tym celu wykorzystano współczynnik Tümplinga i Friedricha (1999):

$$C = k_i/k \times 100\%$$

Gdzie:

C – współczynnik stałości wyrażony w [%]

$k_i$  – liczba wszystkich prób, w których obecny był dany gatunek

k – liczba wszystkich analizowanych prób

Tabela 5. Klasy stałości występowania gatunków, klasyfikacja na podstawie Tümplinga i Friedricha (1999).

| <b>Częstotliwość występowania gatunku</b> | <b>Udział procentowy</b> |
|-------------------------------------------|--------------------------|
| Eukonstant (absolutnie stały)             | 75 - 100 %               |
| Konstant                                  | 50 - 74,9 %              |
| Akcesoryczny                              | 25 - 49,9 %              |
| Przypadkowy                               | 1- 24,9 %                |

Analizę podobieństwa zbiorowisk okrzemek wykonano na podstawie współczynnika Bray-Curtis'a przy uwzględnieniu wszystkich prób z wytypowanych stanowisk badawczych. Współczynnik Bray-Curtis'a jakościowego i ilościowego podobieństwa został wyliczony przy zastosowaniu wzoru (Clarke, Gorley 2015):

$$S_{jk} = 100 \left\{ 1 - \frac{\sum_{i=1}^p |y_{ij} - y_{ik}|}{\sum_{i=1}^p (y_{ij} + y_{ik})} \right\}$$

Gdzie:

$y_{ij}$  – przedstawia wartość w „i” wierszu i w „j” kolumnie w macierzy danych, tj. dla liczebności „i” gatunku w j próbie ( $i=1, 2, \dots, p; j=1, 2, \dots, n$ ).

$y_{ik}$  – liczebność „i” gatunku w k próbie.  $|y_{ij} - y_{ik}|$  przedstawia wartość bezwzględną różnicy

W celu przeanalizowania relacji pomiędzy zbiorowiskami okrzemek w próbach ze stanowisk na rzekach Narew i Bug wykorzystano metodę skalowania wielowymiarowego (ang. Multidimensional Scaling – MDS) w czasie i przestrzeni (odległość oraz rozmieszczenie na osiach XY lub XYZ wskazują na podobieństwa albo różnice między nimi). Metoda ta oparta jest na inwersji współczynnika podobieństwa Bray-Curtis’a, a jej celem jest ukazanie zmiennych ukrytych wpływających na badane obiekty. Jeśli wartość stresu nie jest zbyt duża i wynosi poniżej 0,1, to wynik przeprowadzonej analizy MDS przedstawia silne zależności lub wzorce między badanymi obiektami. Wykonano transformację analizy MDS typu „Shade plot”, co umożliwiło opisanie struktury zbiorowisk okrzemek. Analiza typu „Shade plot” wizualizuje dane liczbowe w taki sposób, że im wyższa wartość w danej komórce, tym ciemniejszy jest jej odcień lub barwa wybranego koloru. Białe wypełnienie komórki oznacza brak gatunków, a czarne reprezentuje największą wartość (Clarke, Gorley 2015).

Do przedstawienia poziomu podobieństwa i niepodobieństwa (wyrażonego w punktach procentowych) pomiędzy próbami wykorzystano analizę SIMPER. Podstawą tej analizy jest inwersja współczynnika podobieństwa Bray-Curtis’a, co umożliwia wskazanie gatunków okrzemek, które w największym stopniu wpływały na podobieństwo lub niepodobieństwo badanych prób (Clarke, Warwick 2001).

Analizę podobieństwa na podstawie współczynnika Bray-Curtis’a, skalowanie wielowymiarowe NMDS, transformację „Shade plot” i analizę SIMPER wykonano z wykorzystaniem programu komputerowego PRIMER-E (wersja 7.0.24, Quest Research Limited, New Zealand).

**Analiza ekologiczna zbiorowisk okrzemek.** Analiza ekologiczna na podstawie zbiorowisk okrzemek została przeprowadzona z wykorzystaniem danych z piśmiennictwa oraz z bazy danych programu OMNIDIA 6.1.8. (stan na 29.04.2024). Uzyskane informacje dały podstawę do analizy warunków środowiskowych rzek w oparciu o system ekologiczny Van Dama i in.

(1994). Przeanalizowano zakresy wymagań okrzemek względem warunków takich jak: odczyn wody, saprobia, trofia, zasolenie, wymagania tlenowe oraz wilgotność.

Wartości indeksów okrzemkowych obliczono w programie OMNIDIA, ich wartości pozwalają na przyporządkowanie analizowanych prób do jednej z pięciu klas jakości wód oraz stanu ekologicznego (Tab. 6). W analizie wykorzystano IPS – Specific Pollution Sensitivity Index (Coste, Ayphassorho 1991), GDI – Generic Diatom Index (Coste, Ayphassorho 1991) oraz TDI – Trophic Diatom Index (Kelly, Whitton 1995; Szczepocka i in. 2018). Do interpretacji wartości TDI konieczne jest uwzględnienie %PT (% pollution taxa).

Tabela 6. Zakres Wartości indeksów IPS, GDI, TDI oraz odpowiadająca im klasa jakości wody i stan ekologiczny (za Szczepocka i in. 2018, zmodyfikowane).

| Klasa jakości wody | Stan ekologiczny | IPS         | GDI         | trofia           | TDI      |
|--------------------|------------------|-------------|-------------|------------------|----------|
| I                  | Bardzo dobry     | 20,0 – 17,0 | 20,0 – 17,0 | oligotrofia      | < 35     |
| II                 | Dobry            | 16,9 – 15,0 | 16,9 – 14,0 | oligo-mezotrofia | 35 < 50  |
| III                | Umiarkowany      | 14,9 – 12,0 | 13,9 – 11,0 | mezotrofia       | 50 < 60  |
| IV                 | Słaby            | 11,9 – 8,0  | 10,9 – 8,0  | eutrofia         | 60 < 75  |
| V                  | Zły              | 7,9 – 0     | 7,9 – 0     | hipertrofia      | 75 < 100 |

## Wyniki

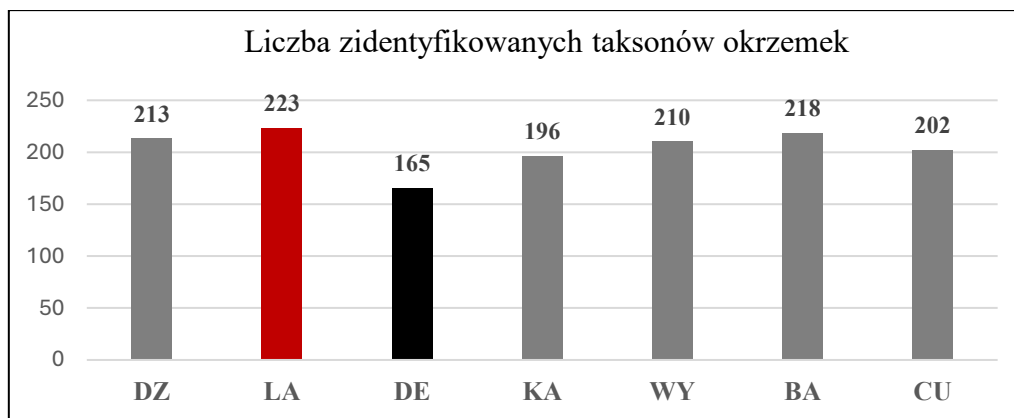
**Warunki środowiska wodnego *in situ*.** Temperatura wody mierzona jednocześnie z każdorazowym poborem prób na stanowiskach badawczych na rzece Narew i Bug, była najwyższa w lipcu 2018 roku – powyżej 25°C na wszystkich stanowiskach (Tab. 7). Najniższe temperatury wody odnotowano w listopadzie 2018 roku.

Tabela 7. Temperatura wody (°C) odnotowana podczas poboru prób okrzemkowych.

| Stanowisko      | Rodzaj mikrosiedliska | 05.04.2018 | 26.05.2018 | 22.07.2018 | 08.09.2018 | 24.11.2018 | 03.03.2019 | 01.05.2019 | 04.08.2019 | 13.10.2019 | 02.02.2020 |
|-----------------|-----------------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| Łacha (LA)      | PL/EF/EP              | 12         | 22         | 26         | 21         | 1          | 1          | 16         | 24         | 12         | 4          |
| Dzierżenin (DZ) | PL/EF/EP              | 10         | 21         | 25         | 21         | 2          | 2          | 17         | 21         | 12         | 4          |
| Dębe (DE)       | PL/EF/PE              | 9          | 22         | 27         | 22         | 3          | 3          | 17         | 24         | 13         | 3          |
| Cupel (CU)      | PL/EF/ES              | 11         | 22         | 27         | 19         | 1          | 3          | 17         | 23         | 14         | 5          |
| Barcice (BA)    | PL/EF/EP              | 10         | 22         | 26         | 18         | 0          | 1          | 18         | 21         | 11         | 4          |
| Wyszków (WY)    | PL/EF/EP              | 11         | 22         | 27         | 20         | 1          | 1          | 18         | 21         | 14         | 5          |
| Kamieńczyk (KA) | PL/EF/EP              | 10         | 21         | 26         | 18         | 1          | 2          | 17         | 20         | 11         | 4          |

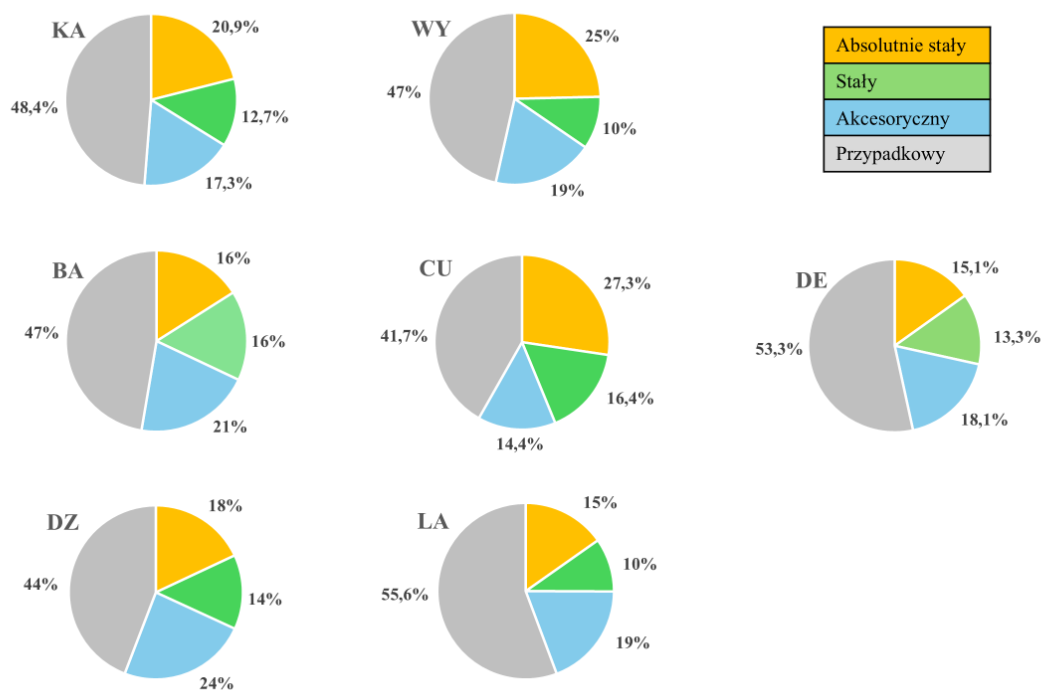
Na wytypowanych do badań stanowiskach zmierzono przewodnictwo elektrolityczne. Przewodnictwo elektrolityczne [ $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ ] we wrześniu 2018 roku wynosiło: Kamieńczyk (KA) – 435, Wyszków (WY) – 470, Barcice (BA) – 485, Cupel (CU) – 453, Dębe (DE) – 453, Dzierżenin (DZ) – 433, Łacha (LA) – 505.

**Różnorodność taksonomiczna okrzemek rzek Narew i Bug.** Analizie taksonomicznej zbiorowisk okrzemek w wytypowanych do badań siedmiu stanowiskach na rzece Narew i Bug poddano 210 prób, w których łącznie zidentyfikowano 293 taksony okrzemek (Aneks I – VII). Najwięcej taksonów okrzemek zidentyfikowano na stanowisku Łacha (LA) – 223, natomiast najmniej na stanowisku Dębe (DE) – 165 (Ryc. 15).



Ryc. 15. Liczba zidentyfikowanych taksonów okrzemek na stanowiskach badawczych.

Analiza udziału w badanych zbiorowiskach okrzemek należących do kategorii absolutnie stałe i stałe wykazała, że na wszystkich stanowiskach badawczych stanowiły one do 35% (od 25% do 35%), jedynie na stanowisku Cupel (CU) stanowiły one 43,7% (Ryc. 16). Najwyższy udział na wszystkich stanowiskach stanowiły taksony przypadkowe.



Ryc. 4. Udział gatunków ze względu na klasy stałości na stanowiskach badawczych na rzece Narew (LA, DZ, DE) i Bug (KA, WY, BA, CU).

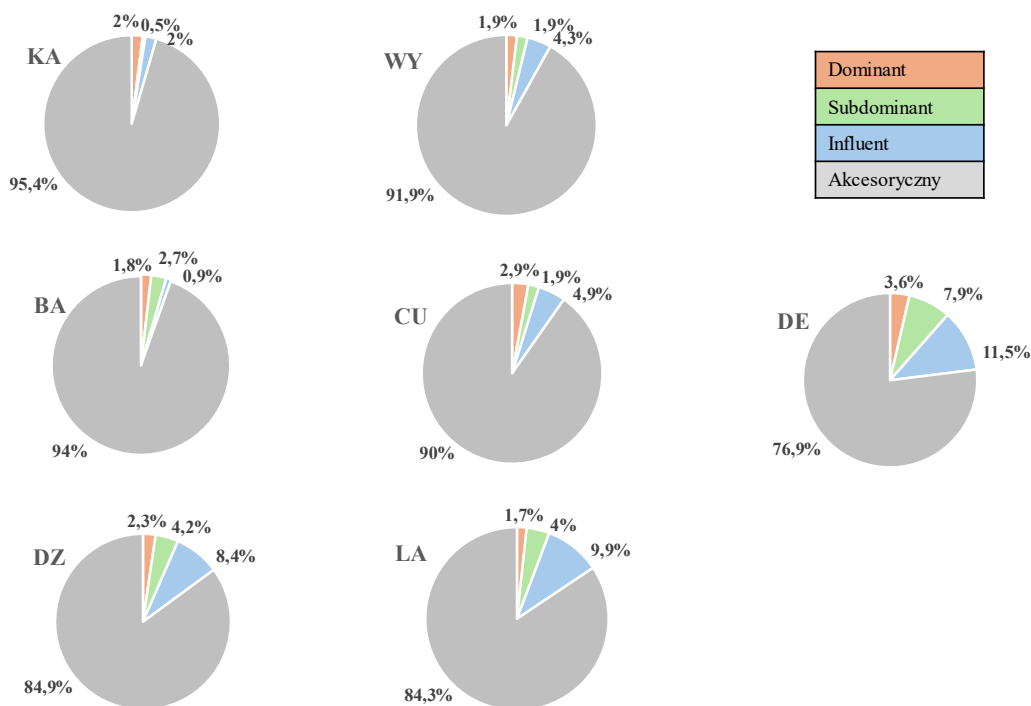
Gatunków absolutnie stałych i stałych dla obu rzek odnotowano 23, w tym absolutnie stałych 14 i stałych 9 (Tab. 9). Gatunkami absolutnie stałymi były: *Amphora copulata*, *A. pediculus*, *Aulacoseira ambigua*, *A. granulata*, *Cyclostephanos dubius*, *Cyclotella*

*meneghiniana*, *Gomphonema parvulum*, *Navicula capitatoradiata*, *Nitzschia fonticola*, *N. fruticosa*, *N. palea*, *Planothidium frequentissimum*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Ulnaria ulna* (Tab. 8).

Tabela 8. Gatunki absolutnie stałe i stałe wspólne dla rzeki Narew i Bug (kolorem pomarańczowym zaznaczono gatunki o stałości występowania od 75 do 100% prób, zielonym od 50 do 74,9 % prób na poszczególnych stanowiskach badawczych.)

| Gatunki                              | Łacha | Dzierżenin | Dębe | Wyszków | Kamięńczyk | Cupel | Barćce |
|--------------------------------------|-------|------------|------|---------|------------|-------|--------|
| <i>Amphora copulata</i>              | 96,6  | 100        | 100  | 93,3    | 100        | 100   | 100    |
| <i>Amphora pediculus</i>             | 100   | 96,6       | 100  | 86,6    | 96,6       | 100   | 100    |
| <i>Aulacoseira ambigua</i>           | 93,3  | 93,3       | 93,3 | 100     | 90,0       | 100   | 93     |
| <i>Aulacoseira granulata</i>         | 83,3  | 100        | 100  | 100     | 100        | 100   | 100    |
| <i>Cocconeis placentula</i>          | 100   | 96,6       | 80,0 | 93,3    | 100        | 90,0  | 53     |
| <i>Cyclostephanos dubius</i>         | 96,6  | 100        | 93,3 | 100,0   | 100        | 100   | 100    |
| <i>Cyclotella meneghiniana</i>       | 93,3  | 100        | 100  | 100     | 100        | 100   | 100    |
| <i>Encyonema lange-bertalotii</i>    | 66,6  | 76,6       | 73,3 | 63,3    | 66,6       | 66,6  | 90,0   |
| <i>Eolimna minima</i>                | 96,6  | 90,0       | 66,6 | 76,6    | 66,6       | 90,0  | 98,0   |
| <i>Gomphonema olivaceum</i>          | 80,0  | 83,3       | 70,0 | 90,0    | 93,3       | 96,6  | 90,0   |
| <i>Gomphonema parvulum</i>           | 93,3  | 83,3       | 86,6 | 93,3    | 90,0       | 80,0  | 93,3   |
| <i>Navicula antonii</i>              | 90,0  | 80,0       | 86,6 | 90,0    | 90,0       | 96,6  | 70,0   |
| <i>Navicula capitatoradiata</i>      | 86,6  | 93,3       | 83,3 | 90,0    | 90,0       | 93,3  | 76,6   |
| <i>Nitzschia fonticola</i>           | 83,3  | 76,6       | 86,6 | 83,3    | 76,6       | 96,6  | 76,6   |
| <i>Nitzschia fruticosa</i>           | 100   | 100        | 100  | 100     | 100        | 96,6  | 100    |
| <i>Nitzschia palea</i>               | 100   | 100        | 100  | 76,6    | 100        | 96,6  | 100    |
| <i>Planothidium frequentissimum</i>  | 100   | 100        | 93,3 | 100     | 100        | 100   | 100    |
| <i>Pseudostaurosira brevistriata</i> | 83,3  | 73,3       | 73,3 | 86,6    | 80,0       | 100   | 90,0   |
| <i>Staurosira venter</i>             | 60,0  | 73,3       | 83,3 | 76,6    | 90,0       | 100   | 66,6   |
| <i>Staurosirella pinnata</i>         | 73,3  | 60,0       | 73,3 | 80,0    | 83,3       | 83,3  | 73,3   |
| <i>Stephanodiscus hantzschii</i>     | 93,3  | 96,6       | 100  | 100     | 96,6       | 100   | 90,0   |
| <i>Ulnaria delicatissima</i>         | 70,0  | 83,3       | 83,3 | 80,0    | 83,3       | 93,3  | 93,3   |
| <i>Ulnaria ulna</i>                  | 93,3  | 100        | 90,0 | 80,0    | 90,0       | 86,6  | 100    |

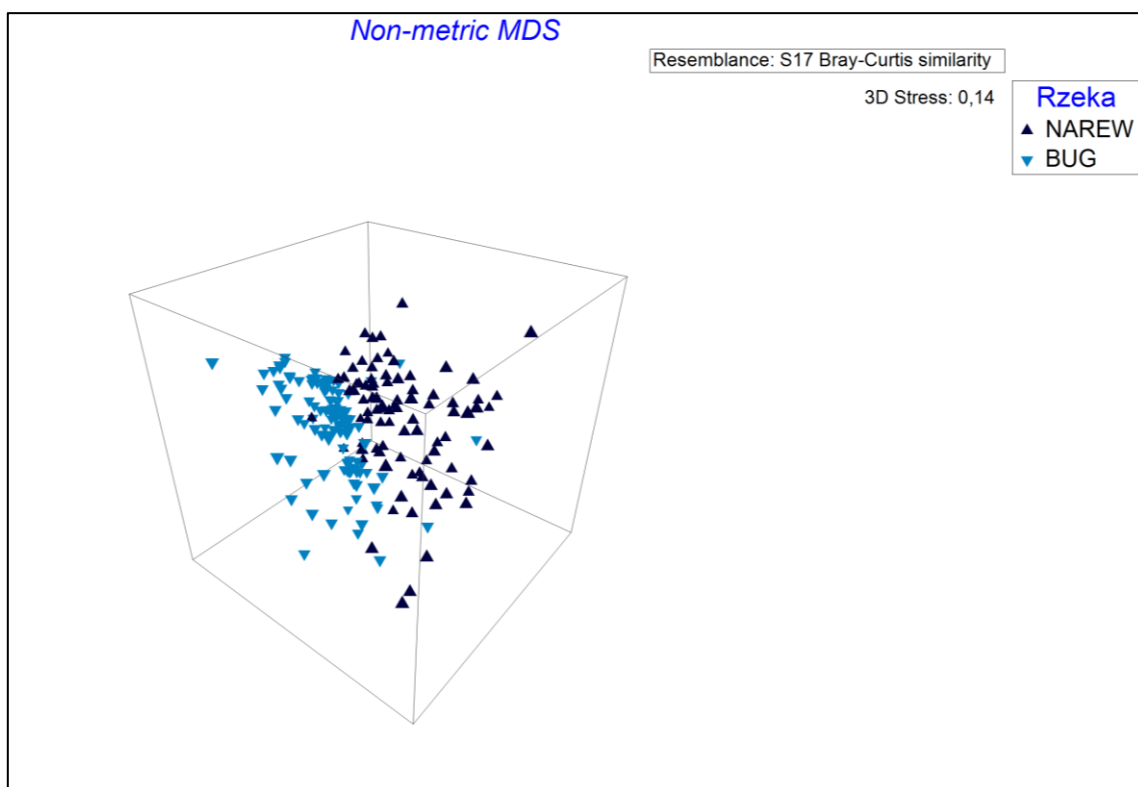
W wyznaczonych stanowiskach badawczych na rzece Narew i Bug odnotowano jako najliczniejszą klasę pod względem dominacji – gatunki akcesoryczne, które osiągały udział 95,4% na stanowisku KA. Dominanty stanowiły najmniej liczną kategorię taksonów w zbiorowiskach okrzemek na badanych stanowiskach (Ryc. 17).



Ryc. 17. Udział kategorii gatunków ze względu na udział w próbie na stanowiskach badawczych na rzece Narew (LA, DZ, DE) i Bug (KA, WY, BA, CU).

**Analiza podobieństwa/niepodobieństwa zbiorowisk okrzemek dwóch rzek.** Na podstawie skalowania wielowymiarowego NMDS wykonanego dla wszystkich 210 prób z siedmiu stanowisk badawczych wykazano odrębność zbiorowisk okrzemek rzeki Narew i rzeki Bug (Ryc. 18). Jednocześnie w obrazie skalowania wielowymiarowego można zauważyć, że próby z rzeki Bug są bardziej podobne względem siebie niż próby z rzeki Narew. Wartość stresu skalowania wynosi 0,14, co odzwierciedla rzeczywiste zróżnicowanie obu ekosystemów rzecznych. Na podstawie analizy SIMPER niepodobieństwo prób pomiędzy rzeką Narew i rzeką Bug zostało określone na 69,69%, na co głównie miały wpływ udziały procentowe w próbie następujących gatunków: *Stephanodiscus hantzschii*, *Aulacoseira granulata*, *Cyclostephanos dubius*, *Cyclotella meneghiniana*, *Aulacoseira ambigua*, *Planothidium frequentissimum*, *Amphora pediculus*, *Cocconeis euglypta*, *C. placentula* oraz *Fragilaria vaucheriae* (Ryc. 19).



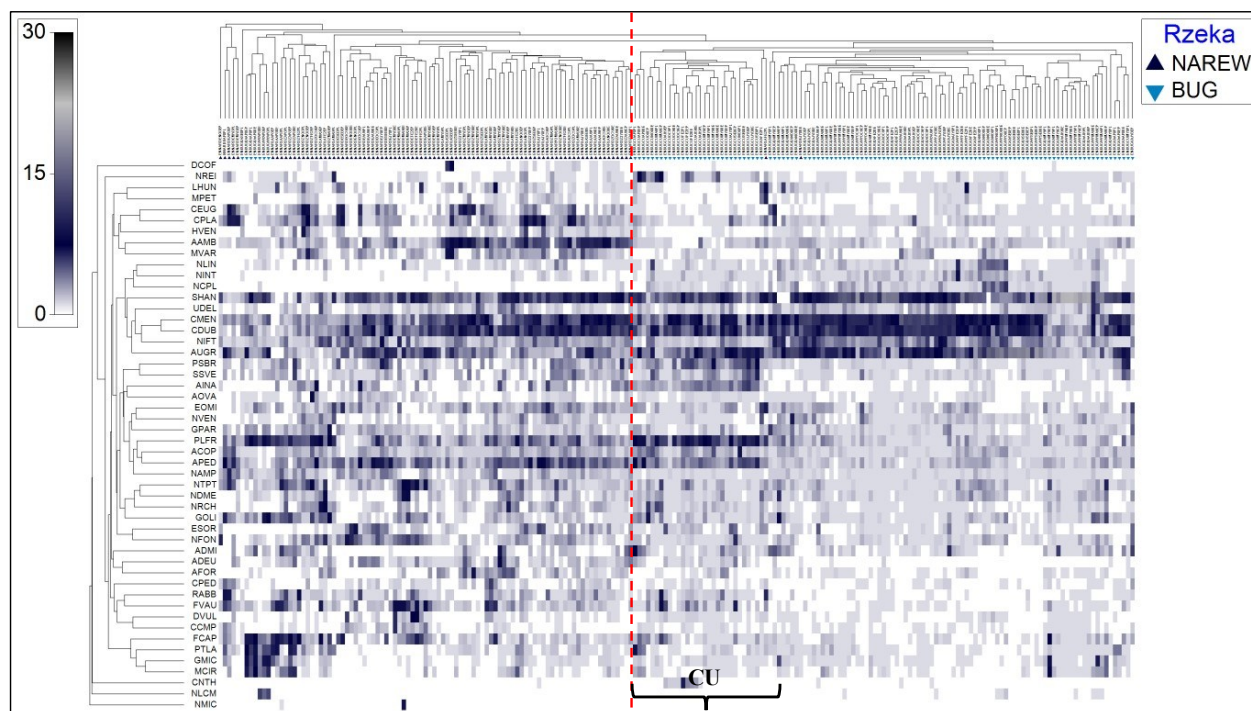


Ryc. 18. Zróżnicowanie zbiorowisk okrzemek w próbach na stanowiskach badawczych rzeki Narew i rzeki Bug na podstawie skalowania wielowymiarowego NMDS.

| <i>Groups NAREW &amp; BUG</i> |             |          |           |         |          |       |
|-------------------------------|-------------|----------|-----------|---------|----------|-------|
| Average dissimilarity = 69,69 |             |          |           |         |          |       |
|                               | Group NAREW |          | Group BUG |         |          |       |
| Species                       | Av.Abund    | Av.Abund | Av.Diss   | Diss/SD | Contrib% | Cum.% |
| SHAN                          | 46,51       | 115,38   | 9,61      | 0,92    | 13,79    | 13,79 |
| AUGR                          | 19,39       | 71,33    | 6,04      | 0,75    | 8,67     | 22,46 |
| CDUB                          | 54,16       | 62,98    | 5,25      | 1,28    | 7,53     | 29,98 |
| CMEN                          | 32,22       | 61,58    | 4,69      | 1,19    | 6,73     | 36,71 |
| AAMB                          | 28,73       | 2,82     | 2,51      | 0,59    | 3,60     | 40,31 |
| PLFR                          | 21,70       | 17,41    | 2,39      | 0,81    | 3,44     | 43,74 |
| APED                          | 21,42       | 7,16     | 1,72      | 0,95    | 2,46     | 46,21 |
| CEUG                          | 17,71       | 1,13     | 1,65      | 0,40    | 2,37     | 48,58 |
| CPLA                          | 17,49       | 2,70     | 1,54      | 0,62    | 2,21     | 50,79 |
| FVAU                          | 11,36       | 3,74     | 1,20      | 0,55    | 1,72     | 52,50 |

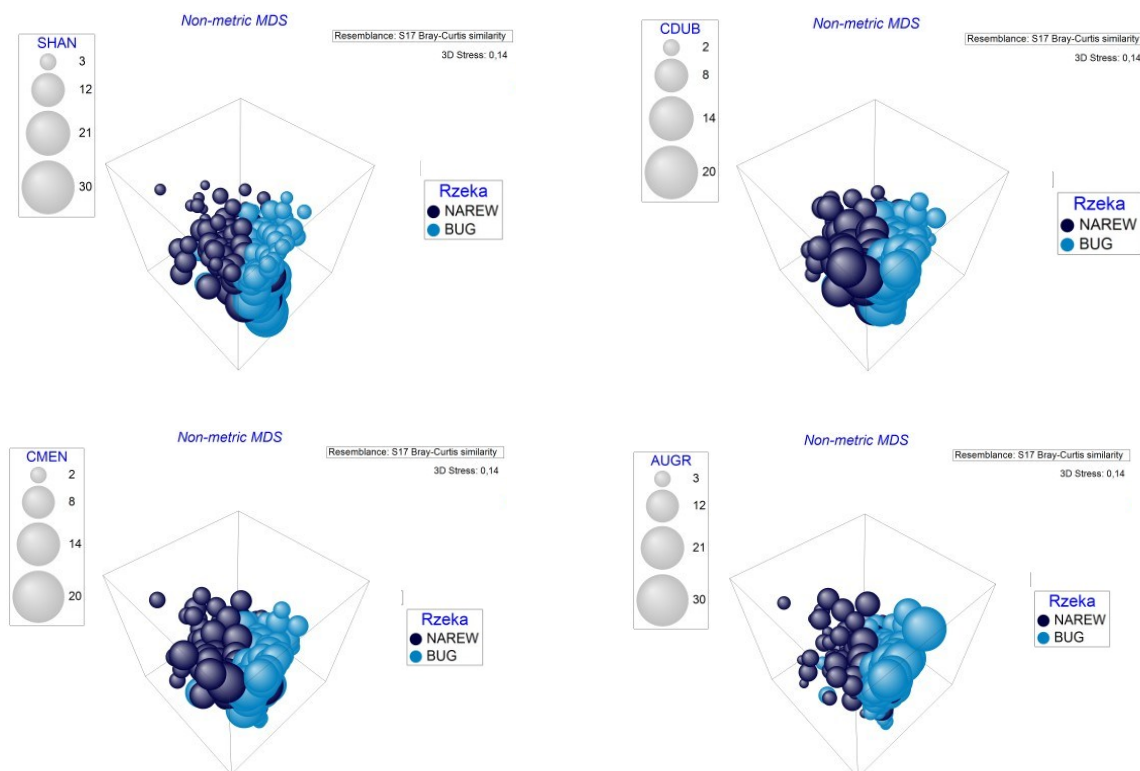
Ryc. 19. Zestawienie średniego udziału gatunków w głównej mierze decydujących o niepodobieństwie prób z obu badanych rzek na podstawie analizy SIMPER.

W celu wytypowania gatunków wyróżniających dla zbiorowisk okrzemek na stanowiskach na rzece Narew i Bug zastosowano transformację danych typu Shade plot (Ryc. 20), którą wykonano na podstawie współczynnika podobieństwa Bray-Curtis'a. Również zastosowano analizę SIMPER, która wskazała gatunki najsilniej wpływające na niepodobieństwo rzek i wyznaczonych stanowisk badawczych.



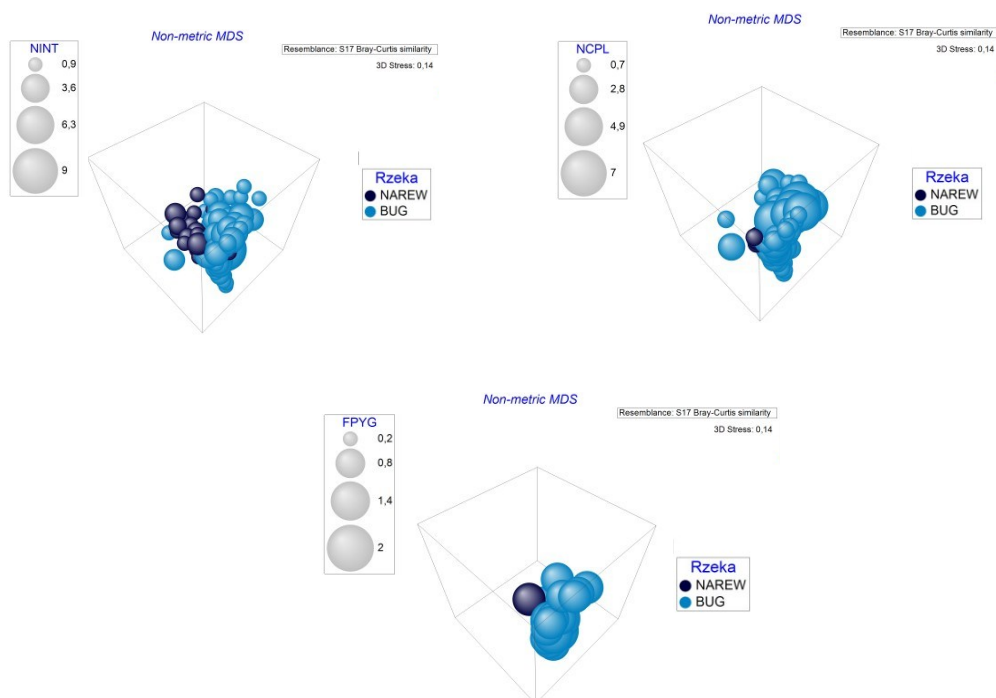
Ryc. 20. Transformacja danych typu Shade plot dla 50 gatunków mających największy wpływ na podobieństwo i niepodobieństwo zbiorowisk okrzemek rzeki Narew i rzeki Bug (czerwona przerywana kreska odcina próby z rzek, klamrą zaznaczono próby ze stanowiska badawczego Cupel (CU)).

Na podstawie analizy transformacji danych typu Shade plot oprócz gatunków absolutnie stałych i dominujących dla obu rzek, takich jak *Stephanodiscus hantzschii*, *Cyclotella meneghiniana*, *Cyclostephanos dubius* oraz *Aulacoseira granulata* (Ryc. 20, 21), można wskazać gatunki odnotowane jako absolutnie stałe w rzece Bug, a w rzece Narew występujące jako przypadkowe: *Nitzschia intermedia*, *Nitzschia capitellata* oraz *Fallacia pygmaea* (Ryc. 20, 22). Natomiast gatunkami charakterystycznymi dla rzeki Narew są: *Diadlesmis confervacea*, *Achnanthis eutrophilum*, *Rhoicosphenia abbreviata* oraz *Encyonema leibleinii* (Ryc. 20, 23). Ponadto wyraźnie widoczny jest wpływ obu rzek na zbiorowiska okrzemek ze stanowiska CU, gdzie Bug łączy się z Narwią. Przykładem mogą być *Planorthis frequentissimum* oraz *Amphora pediculus*, które są dominujące dla Narwi, ale nie są dojmujące dla stanowisk KA, WY, BA (Bug), jednak w przypadku stanowiska CU (Bug) widać również dominację tych gatunków (Ryc. 20).

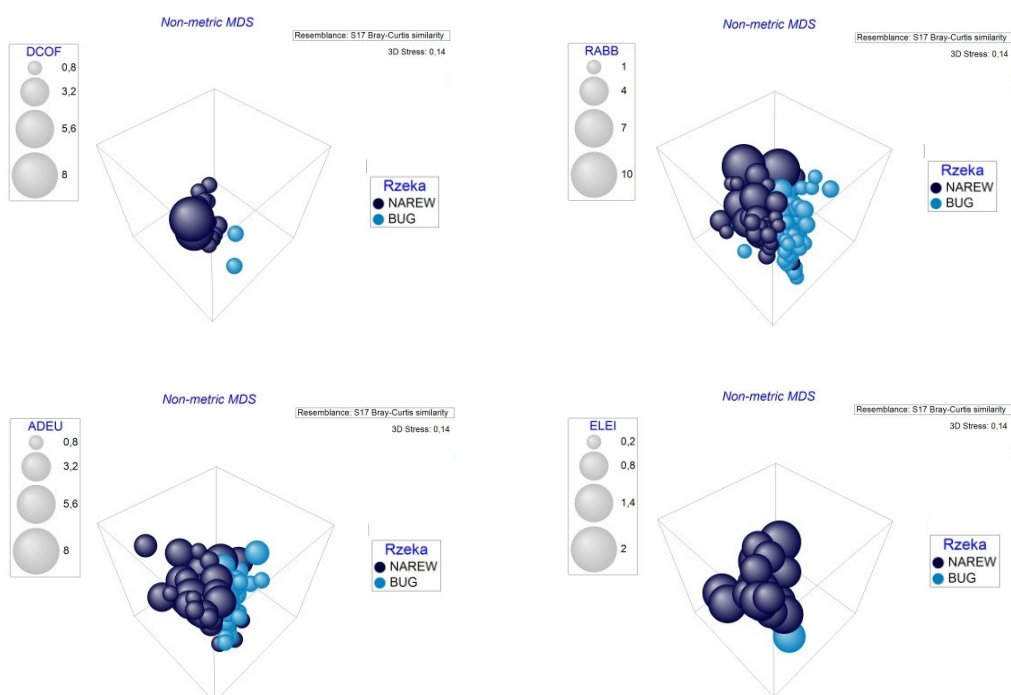


Ryc. 21 Porównanie liczebności gatunków w próbach z rzeki Narew i rzeki Bug: *Stephanodiscus hantzschii* (SHAN) *Cyclostephanos dubius* (CDUB), *Cyclotella meneghiniana* (CMEN) i *Aulacoseira granulata* (AUGR). Średnica kul obrazuje udział procentowy w próbce.

*Stephanodiscus hantzschii* zidentyfikowano w 203 próbach, przy czym jego wysoki udział procentowy odnotowano głównie w rzece Bug, w której w próbce epipelonu ze stanowiska BA w sierpniu 2019 roku stanowił 80%. *Cyclotella meneghiniana* została oznaczona we wszystkich 210 próbach z obu rzek, wyższy udział procentowy odnotowano w próbach z rzeki Bug z maksymalnym udziałem w próbce epipelonu ze stanowiska WY w sierpniu 2019 roku – 38,6%. *Cyclostephanos dubius* zidentyfikowano w 207 próbach ze stanowisk na Narwi i Bugu, przy czym jego wysoki udział procentowy odnotowano w próbce potamoplanktonu ze stanowiska BA w maju 2018 roku – 35,7%. *Aulacoseira granulata* występowała w 204 próbach ze stanowisk na rzekach Narew i Bug, przy czym z większą liczebnością w rzece Bug. Jej największy udział procentowy odnotowano w próbce potamoplanktonu ze stanowiska BA we wrześniu 2018 roku – 82,9%.



Ryc. 22. Porównanie liczebności gatunków w próbach z rzeki Narew i rzeki Bug: *Nitzschia intermedia* (NINT), *Nitzschia capitellata* (NCPL), *Fallacia pygmaea* (FPYG). Średnica kul obrazuje udział procentowy w próbce.



Ryc. 23. Porównanie liczebności gatunków w próbach z rzeki Narew i rzeki Bug: *Diademes confervacea* (DCOF), *Achnanthes eutrophilum* (ADEU), *Rhoicosphaenia abbreviata* (RABB), *Encyonema leibleinii* (ELEI). Średnica kul obrazuje udział procentowy w próbce.

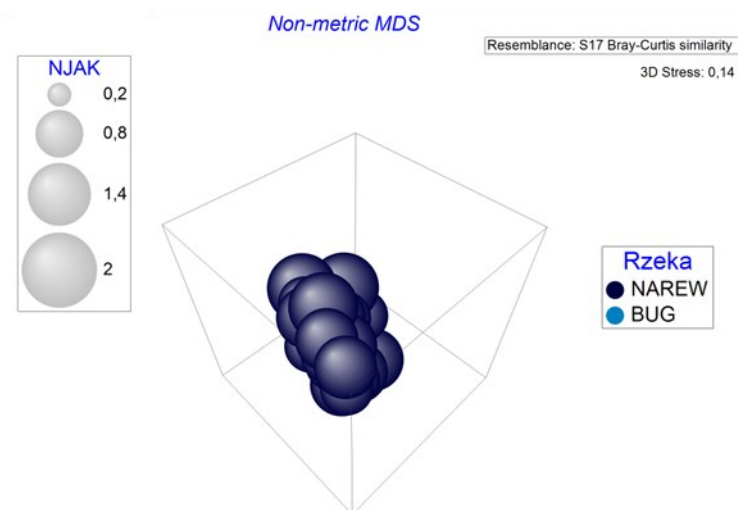
**Zbiorowiska okrzemek rzeki Narew.** Zbiorowiska okrzemek zostały zbadane na podstawie 90 prób zebranych z trzech stanowisk badawczych: Dzierżenin (DZ), Łacha (LA) oraz Dębe (DE). Gatunkami absolutnie stałymi i stałymi dla rzeki Narew, które nie osiągnęły tego statusu w rzece Bug były: *Aulacoseira granulata*, *Cocconeis euglypta*, *Cymbella tumida*, *Epithemia sorex*, *Fragilaria radians*, *F. vaucheriae*, *Gomphonema pala*, *Melosira varians*, *Navicula reichardtiana*, *N. reinhardtii*, *N. tripunctata*, *Rhoicosphenia abbreviata* i *Tabularia fasciculata*. W przypadku stanowisk na rzece Narew gatunkami dominującymi w prawie wszystkich próbach były: *Aulacoseira granulata*, *Cyclostephanos dubius* i *Cyclotella meneghiniana*.

Analiza SIMPER zbiorowisk okrzemek ze stanowisk na Narwi wykazała niskie średnie podobieństwo prób na poziomie 34,09, na co wpływ miały *Cyclostephanos dubius*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Cyclotella meneghiniana*, *Amphora pediculus*, *Aulacoseira ambigua* oraz *Planothidium frequentissimum*. Natomiast analiza SIMPER pomiędzy zbiorowiskami okrzemek na wybranych do badań stanowiskach wykazała wysokie średnie niepodobieństwo, szczególnie pomiędzy stanowiskami Dzierżenin i Łacha a Dębe na rzece Narew (Tab. 9). Wartości średniego niepodobieństwa pomiędzy zbiorowiskami okrzemek ze stanowisk z rzeki Narew w odniesieniu do stanowisk z rzeki Bug są jeszcze wyższe.

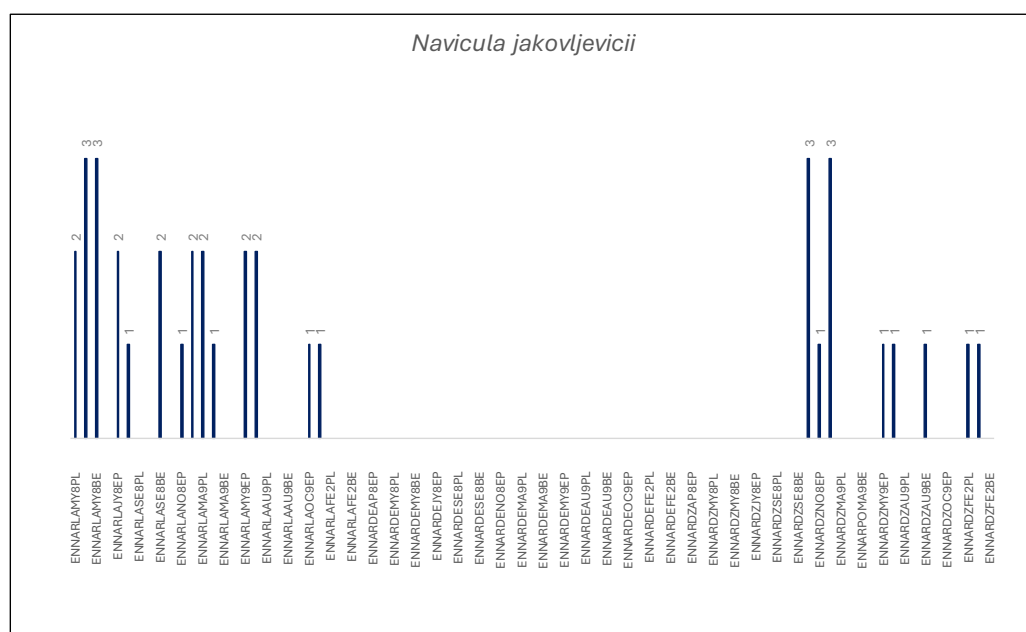
Tabela 9. Średnie niepodobieństwo na podstawie analizy SIMPER (One-Way) pomiędzy stanowiskami badawczymi na rzece Narew (kolor granatowy) i rzece Bug (kolor niebieski).

|            | Dzierżenin | Łacha | Dębe  | Kamieńczyk | Wyszków | Barcice | Cupel |
|------------|------------|-------|-------|------------|---------|---------|-------|
| Dzierżenin |            | 62,88 | 70,78 | 68,61      | 71,09   | 69,75   | 66,84 |
| Łacha      | 62,88      |       | 68,55 | 67,90      | 69,86   | 69,17   | 65,49 |
| Dębe       | 70,78      | 68,55 |       | 71,74      | 73,34   | 72,98   | 69,54 |
| Kamieńczyk | 68,61      | 67,90 | 71,74 |            | 54,78   | 56,23   | 63,66 |
| Wyszków    | 71,09      | 69,86 | 73,34 | 54,78      |         | 57,67   | 65,35 |
| Barcice    | 69,75      | 69,17 | 72,98 | 56,23      | 57,67   |         | 65,86 |
| Cupel      | 66,84      | 65,49 | 69,54 | 63,66      | 65,35   | 65,86   |       |

Gatunkiem, który został odnotowany tylko w rzece Narew była *Navicula jakovljevicii*. Nieliczne występowanie tego gatunku wykazano w próbach ze stanowisk badawczych Łacha i Dzierżenin (Ryc. 24 i 25).



Ryc. 24. Występowanie *Navicula jakovljevicii* w próbach ze stanowisk badawczych. Średnica kul obrazuje udział procentowy w próbie.



Ryc. 25. Częstość i liczebność *Navicula jakovljevicii* ze stanowisk badawczych Dzierżenin i Łacha.

**Zbiorowiska okrzemek rzeki Bug.** Zbiorowiska okrzemek w rzece Bug zostały zbadane na podstawie 120 prób zebranych z czterech stanowisk badawczych: Kamieńczyk (KA), Wyszków (WY), Barcice (BA) i Cupel (CU). Gatunkami absolutnie stałymi i stałymi dla rzeki Bug, które nie miały statusu absolutnie stałe lub stałe dla rzeki Narew były: *Achnanthidium minutissimum*, *Cocconeis neodiminuta*, *Cymatopleura apiculata*, *Geissleria decussis*, *Gomphonema micropus*, *G. pumilum*, *Hippodonta capitata*, *Karayevia clevei*, *Navicula cryptotenella*, *N. gregaria*,

*N. slesvicensis*, *N. trivialis*, *N. veneta*, *Nitzschia intermedia*, *Planothidium rostratum*, *Sellaphora pupula*, *Tryblionella apiculata*, *T. hungarica*, *T. levidensis*. Gatunkami dominującymi w prawie wszystkich próbach pobranych ze stanowisk badawczych na rzece Bug (KA, WY, BA, CU) były: *Aulacoseira granulata*, *Cyclostephanos dubius*, *Cyclotella meneghiniana* oraz *Stephanodiscus hantzschii*.

Na podstawie analizy SIMPER dla stanowisk na rzece Bug średnie podobieństwo było niskie, jednak wyższe niż w przypadku Narwi i wynosiło ono 40,55. Za podobieństwo odpowiadają: *Stephanodiscus hantzschii*, *Cyclostephanos dubius*, *Cyclotella meneghiniana*, *Aulacoseira granulata*, *Planothidium frequentissimum* oraz *Nitzschia fruticosa*. Analiza SIMPER pomiędzy zbiorowiskami okrzemek na wybranych do badań czterech stanowiskach wykazała średnie niepodobieństwo od 54,78 do 57,67 pomiędzy stanowiskami Kamieńczyk, Wyszków i Barcice, natomiast od 63,66 do 65,86 pomiędzy tymi stanowiskami a stanowiskiem Cupel (Tab. 9).

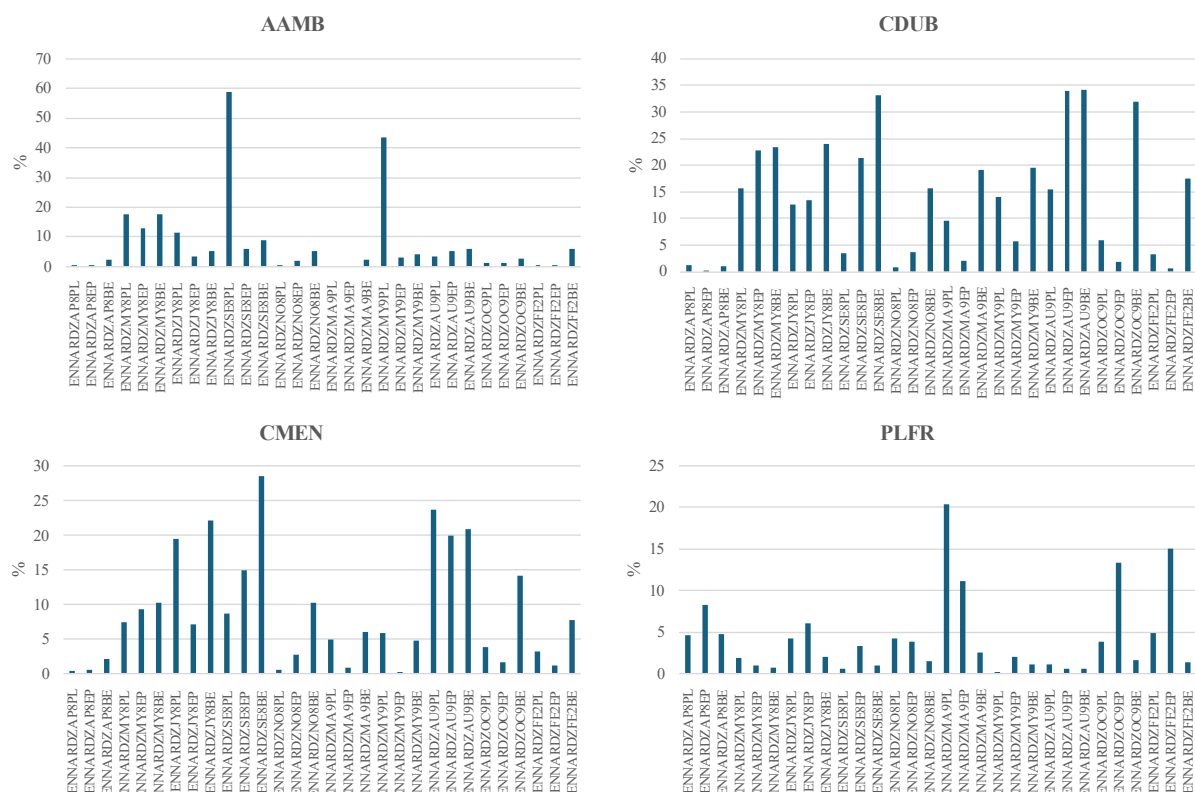
### **Charakterystyka zbiorowisk okrzemek na stanowiskach badawczych**

**Dzierżenin (DZ) – rzeka Narew.** Analizę jakościową zbiorowisk okrzemek wykonano na podstawie 30 prób pobranych z trzech rodzajów siedlisk: toni wodnej, roślin zanurzonych w wodzie oraz mulistego dna. Łącznie zostało zidentyfikowanych 213 taksonów okrzemek, wśród których głównie występowały gatunki akcesoryczne – 84,9%. Gatunki dominujące i subdominujące stanowiły odpowiednio 2,3% i 4,2% (Ryc. 17). Ze względu na stałość występowania główną grupę stanowiły gatunki przypadkowe – 44%, natomiast gatunki absolutnie stałe i stałe stanowiły odpowiednio 18% i 14% (Ryc. 16).

Taksonami absolutnie stałymi w badanym stanowisku były: *Achnanthydium eutrophilum*, *A. minutissimum*, *Amphora copulata*, *A. inariensis*, *A. pediculus*, *Aulacoseira ambigua*, *A. granulata*, *Cocconeis euglypta*, *C. placentula*, *Cyclostephanos dubius*, *Cyclotella meneghiniana*, *Encyonema lange-bertalotii*, *Eolimna minima*, *Fragilaria capucina*, *Gomphonema micropus*, *G. olivaceum*, *G. parvulum*, *Halamphora veneta*, *Hippodonta capitata*, *Navicula antonii*, *N. capitatoradiata*, *N. cryptotenella*, *N. radiosa*, *N. reichardtiana*, *N. tripunctata*, *N. upsaliensis*, *Nitzschia amphibia* f. *amphibia*, *N. dissipata* var. *media*, *N. fonticola*, *N. fruticosa*, *N. palea*, *Planothidium frequentissimum*, *P. lanceolatum*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Ulnaria delicatissima*, *U. ulna*. Gatunkami dominującymi i jednocześnie absolutnie stałymi były: *Aulacoseira ambigua*, *Cyclostephanos dubius*, *Cyclotella meneghiniana*, *Planothidium frequentissimum* oraz *Stephanodiscus hantzschii*. Do gatunków subdominujących i jednocześnie absolutnie stałych należy zaliczyć: *Amphora*



*pediculus*, *Cocconeis euglypta*, *C. placentula*, *Fragilaria capucina*, *Navicula tripunctata* oraz *Nitzschia fruticosa*.

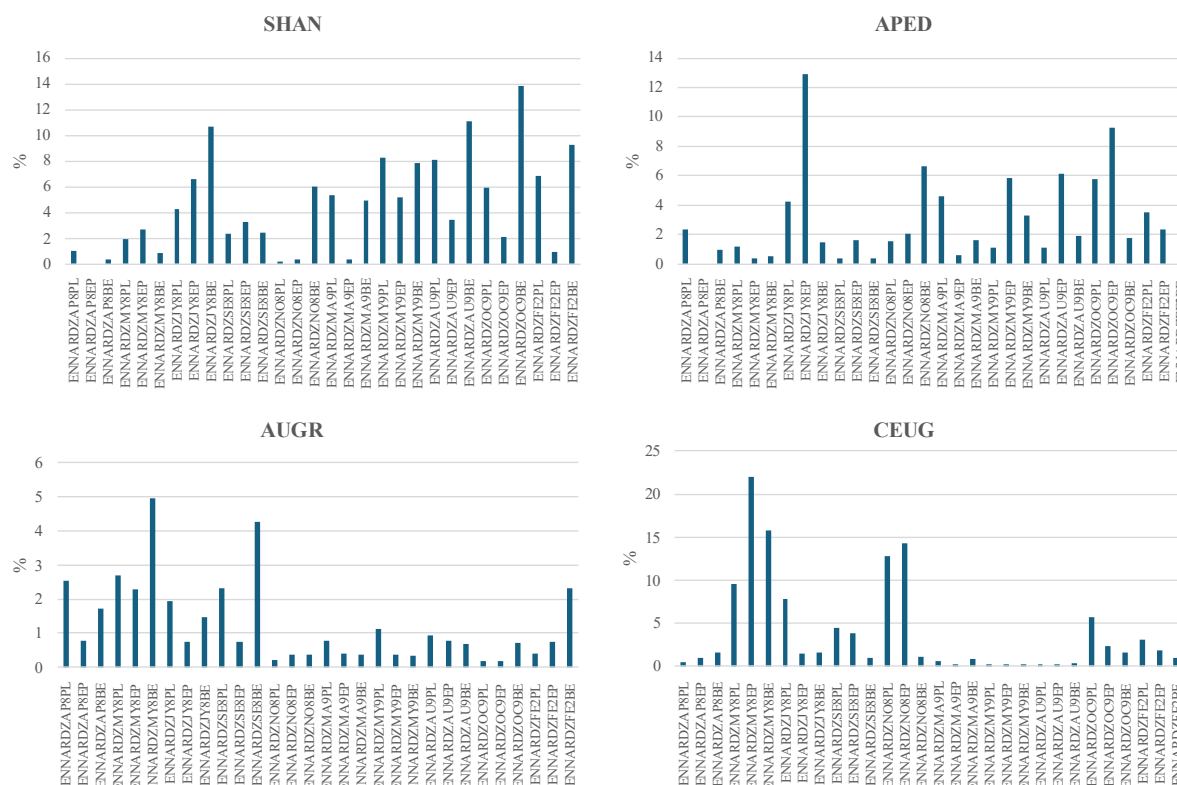


Ryc. 26. Procentowy udział w próbie gatunków absolutnie stałych i jednocześnie dominujących na stanowisku Dzierżenin: *Aulacoseira ambigua* (AAMB), *Cyclostephanos dubius* (CDUB), *Cyclotella meneghiniana* (CMEN) oraz *Planothidium frequentissimum* (PLFR).

*Aulacoseira ambigua* była obecna we wszystkich próbach, a jej udział procentowy w próbie mieścił się w zakresie od 0,2% do 58,8%, przy czym najwyższy udział procentowy odnotowano w próbach potamoplanktonu z września 2018 roku – 58,8% i maja 2019 roku – 43,3% (Ryc. 26). *Cyclostephanos dubius* występował we wszystkich próbach, a jego udział procentowy w próbie mieścił się w zakresie od 0,2% do 34,2%, przy czym najwyższy jego udział procentowy odnotowano w próbach epipelonu z września 2018 roku – 33,1% i października 2019 roku – 34,2% (Ryc. 26). *Cyclotella meneghiniana* odnotowana została we wszystkich próbach z udziałem procentowym w zakresie od 0,2% do 28,4% w próbie. Wzrost udziału procentowego stwierdzono w próbach potamoplanktonu i epipelonu z czerwca 2018 roku – 22,1% i sierpnia 2018 roku – 28,4% oraz w próbach z września 2019 roku: potamoplankton – 23,6%, epifiton – 18,8% i epipelon – 20,9% (Ryc. 26). *Planothidium frequentissimum* odnotowano we wszystkich próbach, a jego udział procentowy w próbie był w zakresie od 0,2% do 20,3%, przy czym najwyższy jego udział procentowy odnotowano

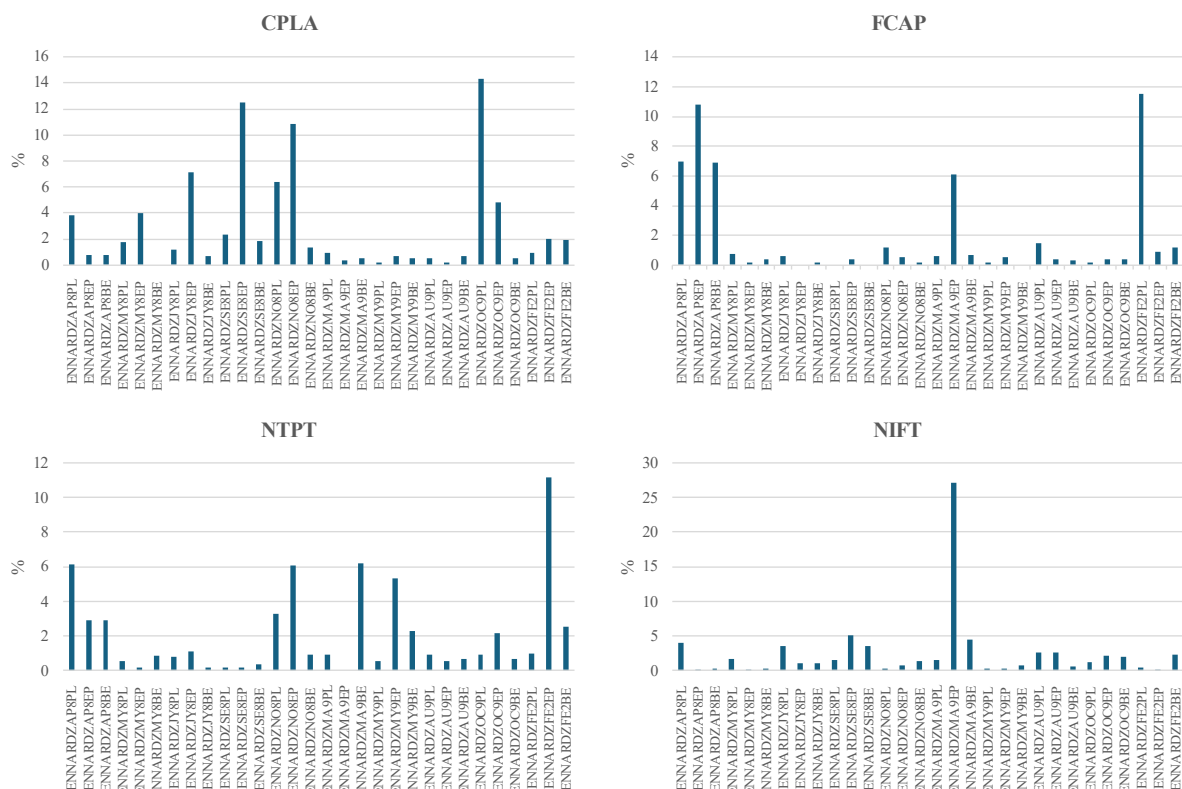


w próbie potamoplanktonu i epifitonu z marca 2019 roku – odpowiednio 20,3% i 11,2% oraz w próbie epifitonu z października 2019 roku – 13,4% i lutego 2020 roku – 15,0%. (Ryc. 26).



Ryc. 27. Procentowy udział w próbie gatunków absolutnie stałych i jednocześnie dominujących na stanowisku Dzierżenin: *Stephanodiscus hantzschii* (SHAN), *Amphora pediculus* (APED), *Aulacoseira granulata* (AUGR) oraz *Cocconeis euglypta* (CEUG).

*Stephanodiscus hantzschii* był obecny w 29 próbach, a jego udział procentowy wynosił od 0,2% do 13,9%. Wysoki udział procentowy odnotowano w próbie epipelonu z czerwca 2018 roku – 10,7% oraz z sierpnia i października 2019 roku – odpowiednio 11,1% i 13,9% (Ryc. 27). *Amphora pediculus* stwierdzona została w 29 próbach, a jej udział procentowy mieścił się w zakresie od 0,2% do 12,9%, przy czym najwyższy udział procentowy odnotowano w próbach epifitonu z lipca 2018 roku – 12,9% i z października 2019 roku – 9,3% (Ryc. 27). *Aulacoseira granulata* odnotowana była we wszystkich próbach z udziałem procentowym w zakresie od 0,2% do 5,0%. Wysoki udział procentowy odnotowano w próbie bentosu z maja i września 2018 roku, odpowiednio – 5,0% i 4,3% (Ryc. 27). *Cocconeis euglypta* był obecny we wszystkich próbach, a jego udział procentowy wynosił od 0,2% do 22,0%. Najwyższy jego udział procentowy odnotowano w próbach z maja 2018 roku: epifiton – 22,0 %, epipelon – 15,8% oraz w próbie potamoplanktonu oraz epifitonu z listopada 2018 roku, odpowiednio – 2,8% i 14,2% (Ryc. 27).



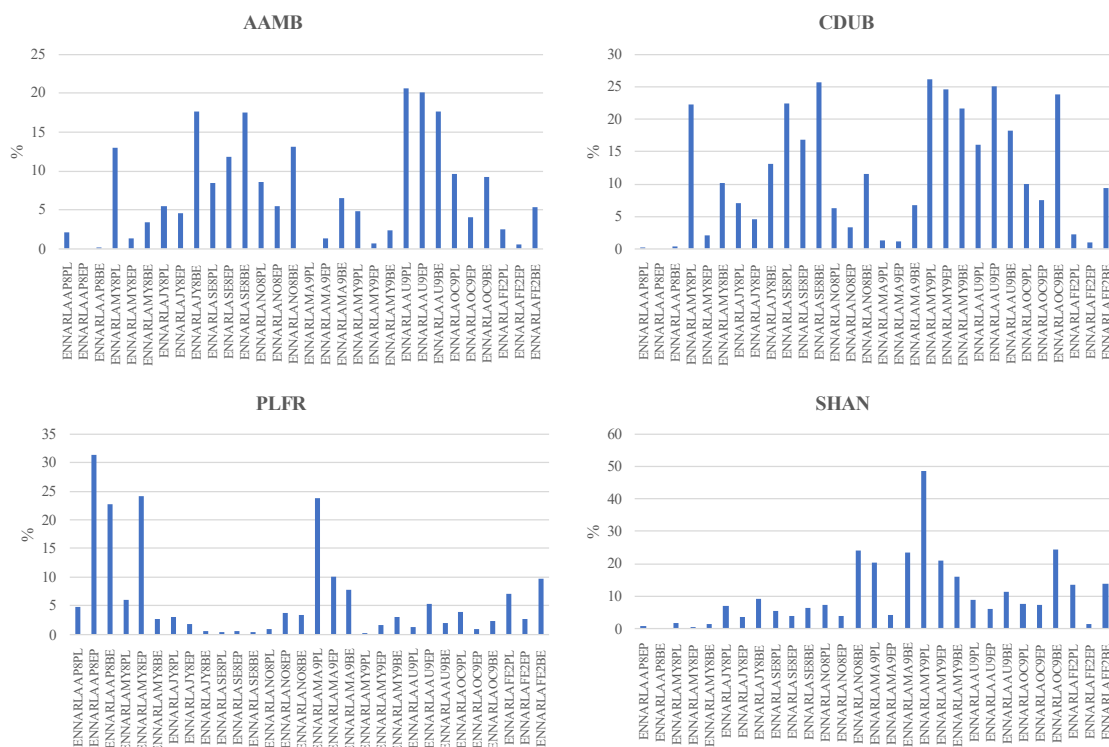
Ryc. 28. Procentowy udział w próbie gatunków absolutnie stałych i jednocześnie dominujących na stanowisku Dzierżenin: *Cocconeis placentula* (CPLA), *Fragilaria capucina* (FCAP), *Navicula tripunctata* (NTPT) oraz *Nitzschia fruticosa* (NIFT).

*Cocconeis placentula* był obecny we wszystkich próbach, a jego udział procentowy mieścił się w zakresie od 0,2% do 14,3%. Wzrost udziału procentowego odnotowano w próbach epifitonu z lipca, września i listopada 2018 roku, odpowiednio: 7,1%, 12,5% i 10,8% oraz w próbie potamoplanktonu z października 2019 roku – 14,3% (Ryc. 28). *Fragilaria capucina* została odnotowana w 26 próbach z udziałem procentowym w zakresie od 0,2% do 11,5%. Wysoki udział procentowy odnotowano w kwietniu 2018 roku we wszystkich próbach: potamoplankton – 7,0%, epifiton – 10,8% i epipelon – 6,9%. W większości prób, w kolejnych terminach poboru, udział nie przekraczał 1%. Natomiast wzrost liczebności stwierdzono w próbie epifitonu w maju 2019 roku – 6,1%, a następnie w próbie potamoplanktonu z lutego 2020 roku – 11,5% (Ryc. 28). *Navicula tripunctata* była obecna w 29 próbach, a jej udział procentowy wynosił od 0,2% do 11,2%. Wysoki udział procentowy stwierdzono w próbie potamoplanktonu z kwietnia 2018 roku – 6,1%, w próbie epifitonu z listopada 2018 roku – 6,1%, epipelonu w marcu 2019 roku – 6,3%, epifitonu z maja 2019 roku – 5,2% i ponownie wysoki wzrost liczebności w próbie epifitonu z lutego 2020 roku – 11,2% (Ryc. 28). Występowanie *Nitzschia fruticosa* potwierdzono we wszystkich próbach, a jej udział

procentowy wynosił od 0,2% do 27,1%. Wysoki udział procentowy odnotowano w jednej próbie w czasie prowadzenia badań w epifitonie z marca 2019 roku – 27,1% (Ryc. 28).

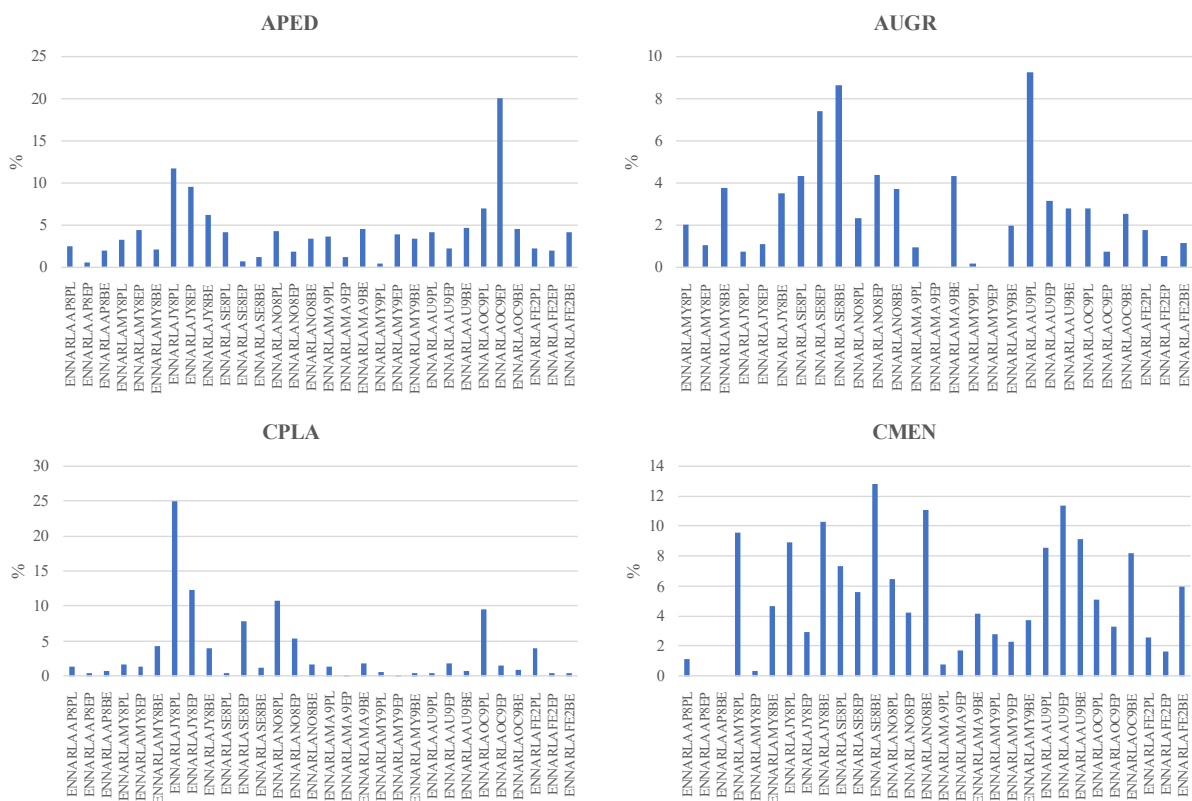
**Łacha (LA) – rzeka Narew.** Analizę jakościową zbiorowisk okrzemek przeprowadzono na podstawie 30 prób pobranych z trzech rodzajów siedlisk: toni wodnej, roślin zanurzonych w wodzie oraz mulistego dna. Łącznie zostało zidentyfikowanych 223 taksony okrzemek, wśród których głównie występowały gatunki akcesoryczne – 84,3%. Gatunki dominujące i subdominujące stanowiły odpowiednio 1,7% i 4,0% (Ryc. 17). Ze względu na stałość występowania główną grupę stanowiły gatunki przypadkowe – 55,6%, natomiast gatunki absolutnie stałe i stałe stanowiły odpowiednio 15,0% i 10,0% (Ryc. 16).

Gatunkami absolutnie stałymi były: *Achnanthydium eutrophilum*, *Amphora copulata*, *A. ovalis*, *A. pediculus*, *Aulacoseira ambigua*, *A. granulata*, *Cocconeis placentula*, *Cyclostephanos dubius*, *Cyclotella meneghiniana*, *Eolimna minima*, *Epithemia sorex*, *Fragilaria capucina*, *F. vaucheriae*, *Gomphonema acuminatum*, *G. olivaceum*, *G. pala*, *G. parvulum*, *Halamphora veneta*, *Hippodonta capitata*, *Lemnicola hungarica*, *Melosira varians*, *Navicula antonii*, *N. capitatoradiata*, *N. cryptotenella*, *N. reichardtiana*, *N. tripunctata*, *Nitzschia amphibia*, *N. fonticola*, *N. fruticosa*, *N. palea*, *Planothidium frequentissimum*, *P. lanceolatum*, *Pseudostaurosira brevistriata*, *Rhoicosphenia abbreviata*, *Stephanodiscus hantzschii* i *Ulnaria ulna*. Gatunkami dominującymi i jednocześnie absolutnie stałymi były: *Aulacoseira ambigua*, *Cyclostephanos dubius*, *Planothidium frequentissimum* oraz *Stephanodiscus hantzschii*. Do gatunków subdominujących i jednocześnie absolutnie stałych należy zaliczyć: *Amphora pediculus*, *Aulacoseira granulata*, *Cocconeis placentula*, *Cyclotella meneghiniana*, *Eolimna minima*, *Fragilaria capucina*, *F. vaucheriae*, *Melosira varians* i *Navicula tripunctata*.



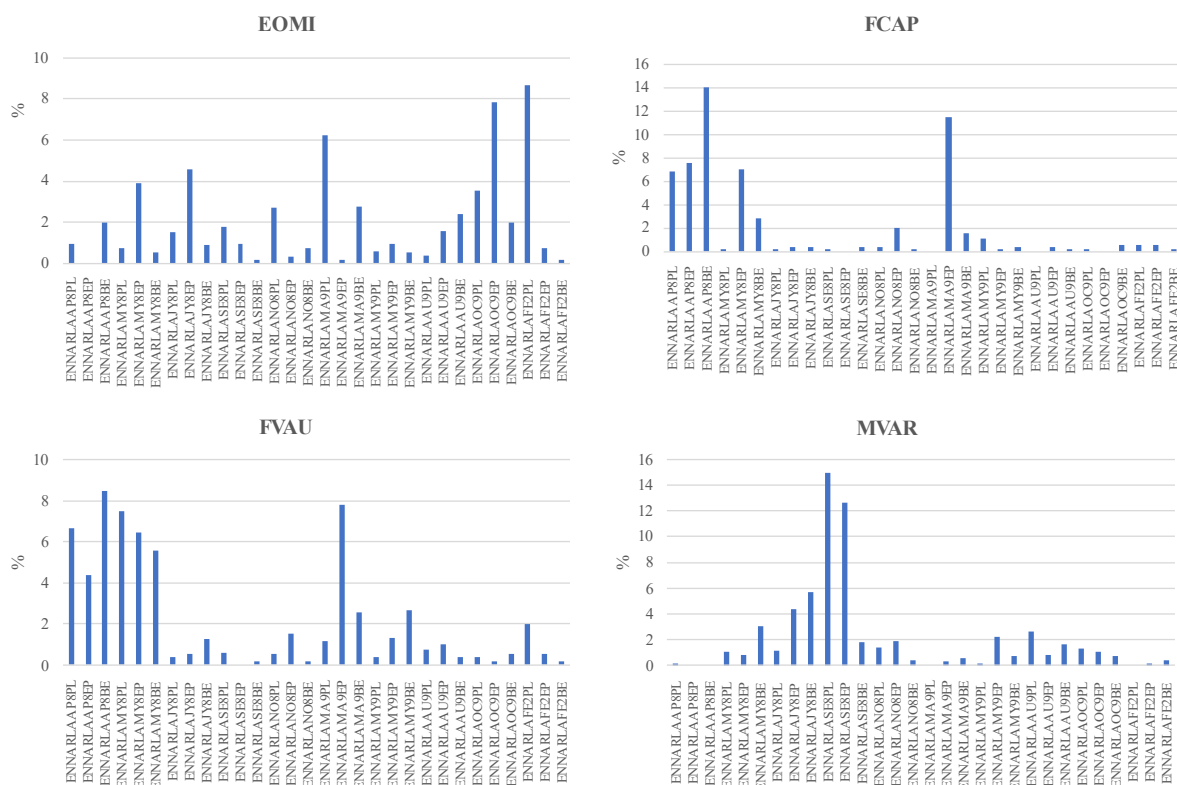
Ryc. 29. Procentowy udział w próbie gatunków absolutnie stałych i jednocześnie dominujących na stanowisku Łacha: *Aulacoseira ambigua* (AAMB), *Cyclostephanos dubius* (CDUB), *Planothidium frequentissimum* (PLFR) oraz *Stephanodiscus hantzschii* (SHAN).

*Aulacoseira ambigua* była obecna we wszystkich próbach, a jej udział procentowy mieścił się w zakresie od 0,7% do 20,7%, przy czym najwyższy udział procentowy odnotowano w próbach epipelonu w lipcu i wrześniu 2018 roku, odpowiednio – 17,6% i 17,5% oraz w próbach z sierpnia 2019 roku: potamoplankton – 20,7%, epifiton – 20,1%, epipelon – 17,7% (Ryc. 29). *Cyclostephanos dubius* stwierdzono we wszystkich próbach, a jego udział procentowy wynosił od 0,7% do 26,2%, przy czym wysoką liczebność odnotowano w próbie potamoplanktonu z maja 2018 roku – 22,3%, w próbach z września 2018 roku: potamoplankton – 22,5%, epifiton – 16,9 %, epipelon – 25,8%, w próbach z maja i sierpnia 2019 roku – ponad 15% na wszystkich podłożach oraz w epipelonie w październiku 2019 roku – 23,8% (Ryc. 29). *Planothidium frequentissimum* występował we wszystkich próbach, a jego udział procentowy mieścił się w zakresie od 0,7% do 31,0%, przy czym najwyższa liczebność została odnotowana w próbie epifitonu i epipelonu z kwietnia oraz epifitonu z maja 2018 roku – odpowiednio: 31,0%, 23,0% i 24,0% oraz próbie potamoplanktonu z maja 2019 roku – 23,9% (Ryc. 29). *Stephanodiscus hantzschii* był obecny w 28 próbach, a jego udział procentowy wynosił od 0,2% do 48,6%. Najwyższą liczebność odnotowano w próbie potamoplanktonu z maja 2019 roku – 48,6%, przy czym wysoki udział procentowy odnotowano także w próbach epipelonu z listopada 2018 roku oraz z maja i października 2019 roku – ponad 20% (Ryc. 29).



Ryc. 30. Procentowy udział w próbie gatunków absolutnie stałych i jednocześnie dominujących na stanowisku Łacha: *Amphora pediculus* (APED), *Aulacoseira granulata* (AUGR), *Cocconeis placentula* (CPLA) oraz *Cyclotella meneghiniana* (CMEN).

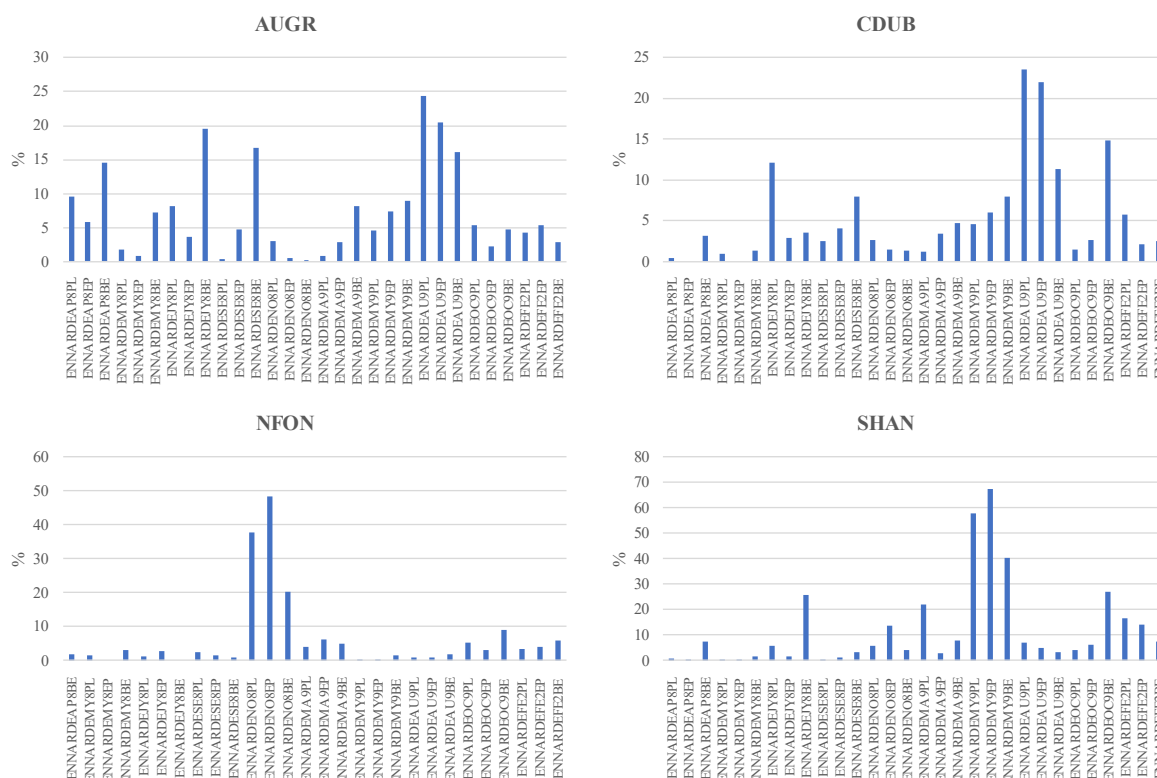
*Amphora pediculus* była obecna we wszystkich próbach, a jej udział procentowy mieścił się w zakresie od 0,2% do 20,1%, przy czym najwyższy udział procentowy odnotowano w próbie epifitonu z października 2019 roku – 20,1% (Ryc. 30). *Aulacoseira granulata* była stwierdzona we wszystkich próbach, a jej udział procentowy mieścił się w zakresie od 0,7% do 9,3%, przy czym najwyższy udział procentowy odnotowano w próbie epipelonu z września 2018 roku – 8,6% i potamoplanktonu z sierpnia 2019 roku – 9,3% (Ryc. 30). *Cocconeis placentula* był obecny we wszystkich próbach, a jego udział procentowy mieścił się w zakresie od 0,2% do 24,6%. Najwyższą liczebność odnotowano w próbie potamoplanktonu z lipca 2018 roku – 24,9% oraz udział procentowy powyżej 10% w próbach potamoplanktonu z listopada 2018 roku i epifitonu z lipca 2018 roku (Ryc.30). *Cyclotella meneghiniana* występowała w 28 próbach, a jej udział procentowy wynosił od 0,3% do 12,8%. Najwyższą liczebność odnotowano w próbach epipelonu z września i listopada 2018 roku oraz w epifitonie 2019 roku, ponad 10% (Ryc. 30).



Ryc. 31. Procentowy udział w próbie gatunków absolutnie stałych i jednocześnie dominujących na stanowisku Łacha: *Eolimna minima* (EOMI), *Fragilaria capucina* (FCAP), *Fragilaria vaucheriae* (FVAU) oraz *Melosira varians* (MVAR).

*Eolimna minima* była obecna w 29 próbach, a jej udział procentowy wynosił od 0,2% do 8,7%. Wzrost liczebności zaznaczył się potamoplanktonie w marcu 2019 roku – 6,2% i potamoplanktonie w lutym 2020 roku – 8,7% oraz w próbie epifitonu z października 2019 roku – 7,8%. W pozostałych próbach nie przekroczył 5% udziału w próbie (Ryc. 31). *Fragilaria capucina* została stwierdzona w 26 próbach, a jej udział procentowy mieścił się w zakresie od 0,2% do 14,1%. Wzrost udziału procentowego widoczny jest we wszystkich próbach z kwietnia 2018 roku, a szczególnie w bentosie – 14,1%. Następnie wzrost liczebności odnotowano w epifitonie w marcu 2019 roku – 11,5% (Ryc. 31). *Fragilaria vaucheriae* była obecna w 29 próbach, a jej udział procentowy był w zakresie od 0,2% do 8,5%. Wysoki udział procentowy stwierdzono we wszystkich próbach z kwietnia i maja 2018 roku i marca 2019 roku – 7,8% (Ryc. 31). *Melosira varians* została odnotowana w 26 próbach, a z udziałem procentowym w zakresie od 0,2% do 15,0%. Wzrost liczebności widoczny jest w próbach z potamoplanktonu i epifitonu z września 2018 roku, odpowiednio: 15,0% i 12,6% (Ryc. 31).

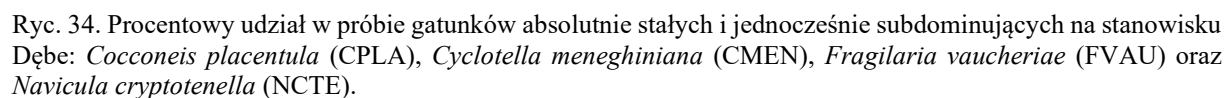




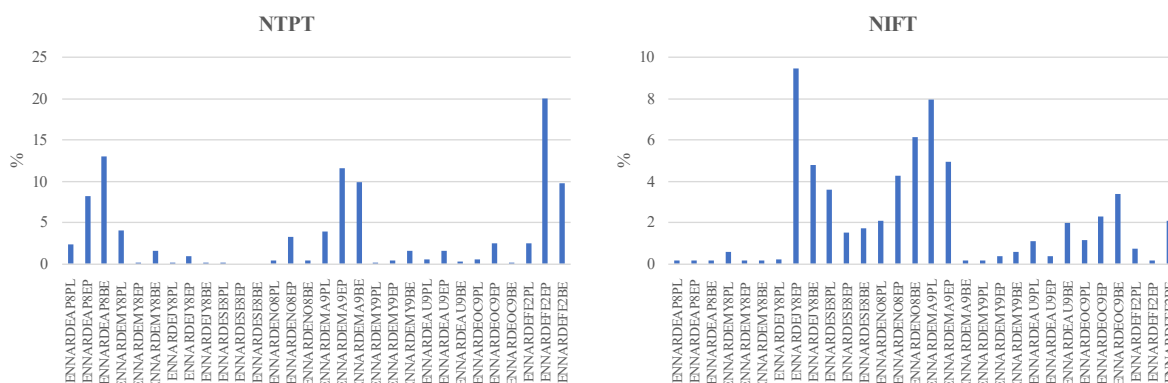
Ryc. 33. Procentowy udział w próbie gatunków absolutnie stałych i jednocześnie dominujących na stanowisku Dębe: *Aulacoseira granulata* (AUGR), *Cyclostephanos dubius* (CDUB), *Nitzschia fonticola* (NFON) oraz *Stephanodiscus hantzschii* (SHAN).

*Aulacoseira granulata* została stwierdzona we wszystkich próbach, a jej udział procentowy wynosił od 0,2% do 24,5%. Wyraźny wzrost udziału procentowego widoczny jest w próbach peryfitonu z kwietnia, lipca i września 2018 roku odpowiednio: 14,6%, 19,5% i 16,7% oraz we wszystkich próbach z sierpnia 2019 roku powyżej 16% (Ryc. 33). *Cyclostephanos dubius* był obecny w 28 próbach, a jego udział procentowy mieścił się w zakresie od 0,2% do 22,0%. Najwyższą liczebność w próbie odnotowano w planktonie w lipcu 2018 roku – 12,1% oraz w próbach z planktonu i epifitonu w sierpniu 2019 roku – ponad 20%. Wysoki udział odnotowano również w próbie z peryfitonu z października 2019 roku – 14,8% (Ryc. 33). *Nitzschia fonticola* była obecna w 26 próbach, a jej udział procentowy mieścił się w zakresie od 0,2% do 48,0%. Najwyższa liczebność w próbie została stwierdzona w listopadzie 2018 roku, odpowiedni: od 20,2% w peryfitonie do 48,3% w epifitonie (Ryc. 33). *Stephanodiscus hantzschii* został odnotowany we wszystkich próbach, a jego udział procentowy mieścił się w zakresie od 0,2% do 67,4%. Najwyższy jego udział procentowy stwierdzono we wszystkich próbach z maja 2019 roku od 40,3% w peryfitonie do 67,4% w epifitonie (Ryc. 33).





43

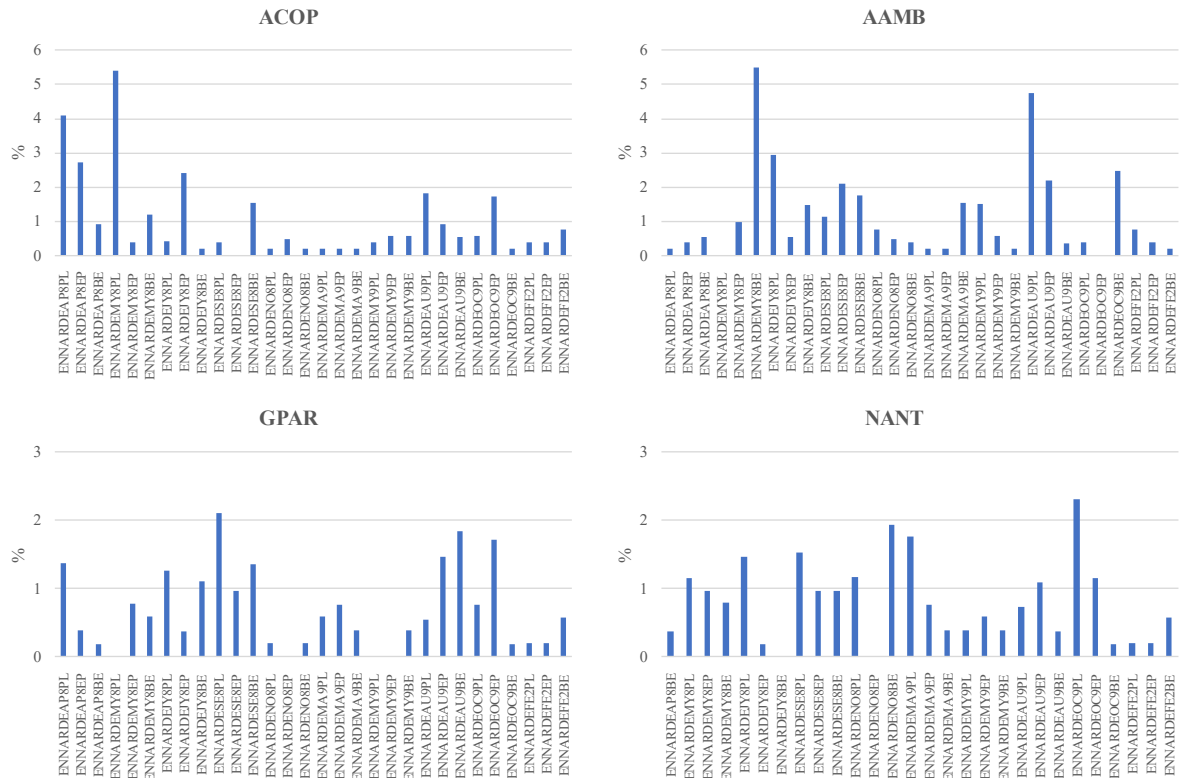


Ryc. 35. Procentowy udział w próbie gatunków absolutnie stałych i jednocześnie subdominujących na stanowisku Debe *Navicula tripunctata* (NTPT) i *Nitzschia fruticosa* (NIFT).

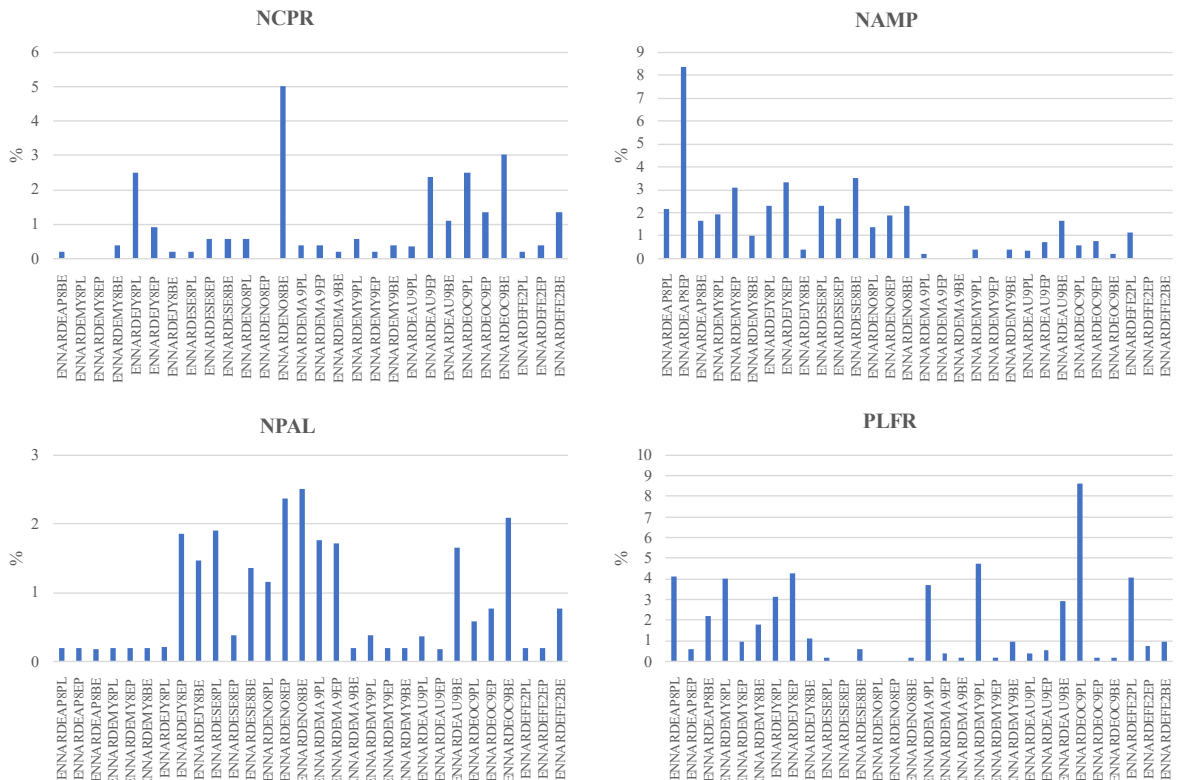
*Navicula tripunctata* była obecna w 28 próbach, a jej udział procentowy wynosił od 0,2% do 20,0%. Najliczniej występowała w epifitonie z lutego 2020 roku – 20,0%. Wysoki jej udział procentowy, ponad 10%, odnotowano w peryfitonie z kwietnia 2018 roku oraz epifitonie i peryfitonie w marcu 2019 roku (Ryc. 35). *Nitzschia fruticosa* była stwierdzona we wszystkich próbach, a jej udział procentowy wynosił od 0,2% do 9,5%. Wzrost udziału procentowego odnotowano w epifitonie w lipcu 2018 roku – 9,5%, oraz w listopadzie 2018 roku w próbce z peryfitonu – 6,2%. Następnie w próbach planktonu w marcu 2019 roku udział w próbce wynosił 8%, a peryfitonu 5% (Ryc. 35).

Gatunkami absolutnie stałymi o udziale w próbie poniżej 5% były: *Amphora copulata*, *Aulacoseira ambigua*, *Cymbella compacta*, *Encyonema caespitosum*, *Gomphonema parvulum*, *Navicula antonii*, *N. capitatoradiata*, *Nitzschia amphibia*, *N. palea*, *Planothidium frequentissimum*, *Rhoicosphenia abbreviata*, *Ulnaria ulna* i *U. delicatissima* (Ryc. 36,37,38.).

*Amphora copulata* była stwierdzona w 29 próbach, a jej udział procentowy w próbie wynosił od 0,2% do 5,4%, przy czym udział procentowy powyżej 5% odnotowano w jednej próbie planktonu z maja 2018 roku (Ryc. 36). *Aulacoseira ambigua* była obecna w 28 próbach, a jej udział procentowy w próbie wynosił od 0,2% do 5,5%, przy czym najwyższy udział procentowy odnotowano w próbie peryfitonu z maja 2018 roku (Ryc. 36). *Gomphonema parvulum* wystąpiła w 26 próbach, a jej udział procentowy mieścił się w zakresie od 0,2% do 2,1%. Najwyższy udział procentowy stwierdzono w próbie planktonu września 2018 roku – 2,1% (Ryc. 36). *Navicula antonii* była obecna w 26 próbach, a jej udział procentowy wynosił od 0,2% do 2,3%. Najwyższy udział procentowy widoczny był w próbie planktonu z października 2019 roku – 2,3% (Ryc. 36).

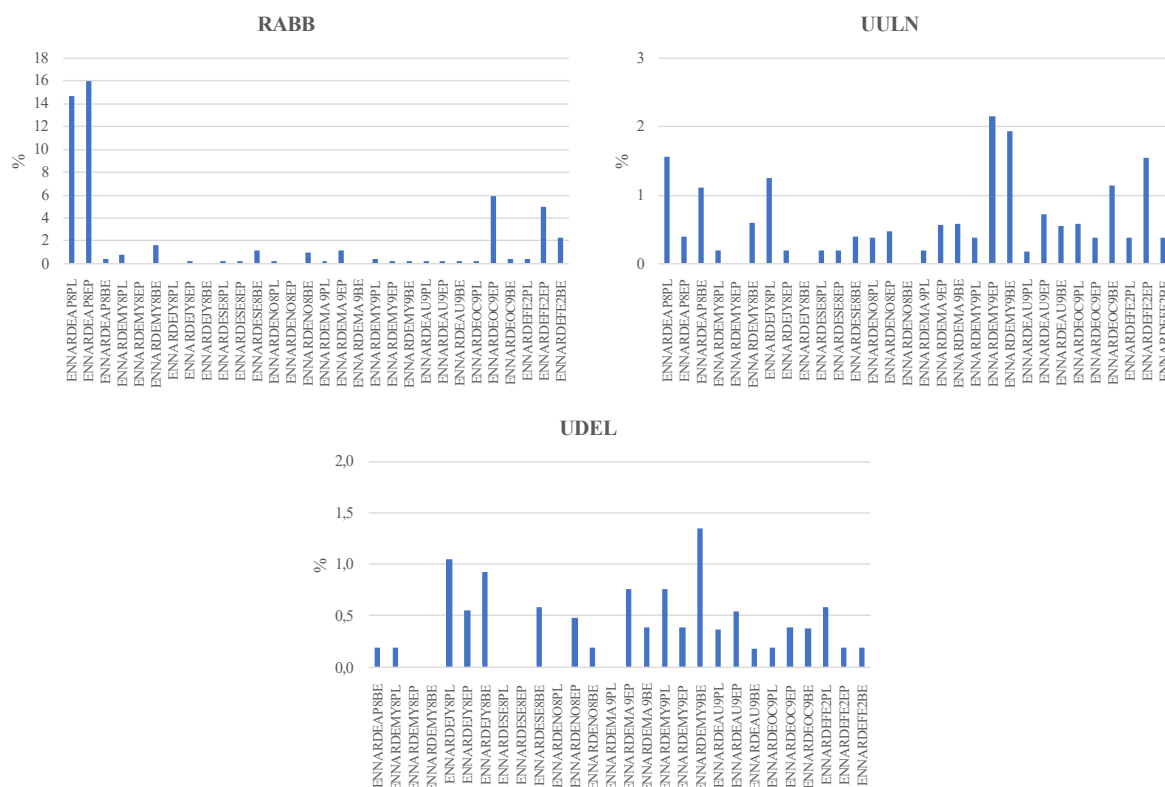


Ryc. 36. Procentowy udział w próbie gatunków absolutnie stałych z udziałem średnim w próbie poniżej 5,0% na stanowisku Dębe: *Amphora copulata* (ACOP), *Aulacoseira ambigua* (AAMB), *Gomphonema parvulum* (GPAR) oraz *Navicula antonii* (NANT).



Ryc. 37. Procentowy udział w próbie gatunków absolutnie stałych, w tym z udziałem średnim w próbie poniżej 5,0% na stanowisku Dębe: *Navicula capitatoradiata* (NCPR), *Nitzschia amphibia* (NAMP), *Nitzschia palea* (NPAL) oraz *Planothidium frequentissimum* (PLFR).

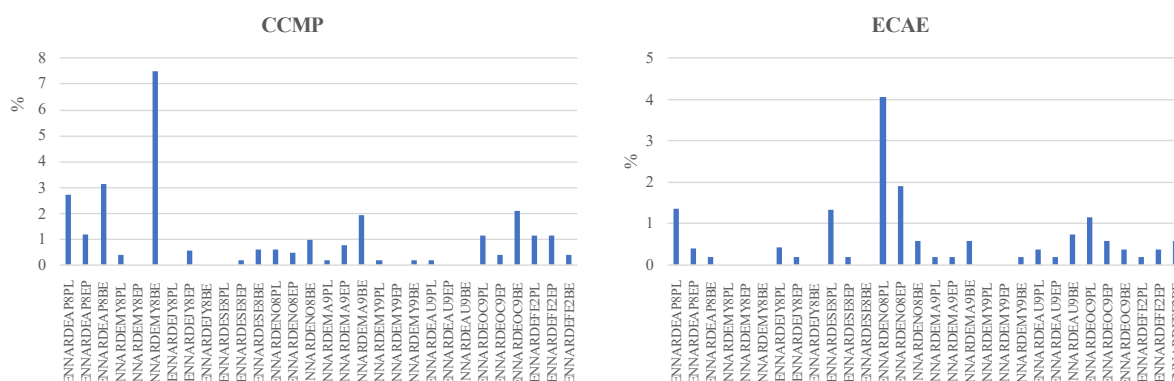
*Navicula capitatoradiata* była obecna w 25 próbach, a jej udział procentowy mieścił się w zakresie od 0,2% do 5,0%. Najwyższy udział procentowy odnotowano w próbie peryfitonu z listopada 2018 roku – 5,0% (Ryc. 37). *Nitzschia amphibia* została stwierdzona w 25 próbach, a jej udział procentowy mieścił się w zakresie od 0,2% do 8,4%. Z wysokim udziałem procentowym wystąpiła raz w czasie prowadzenia badań w próbie epifitonu z kwietnia 2018 roku – 8,4%. (Ryc. 37). *Nitzschia palea* była notowana we wszystkich próbach, a jej udział procentowy wynosił od 0,2% do 2,5%. Wyższy udział procentowy odnotowano w próbach epifitonu i peryfitonu z listopada 2018 roku – ponad 2% (Ryc. 37). *Planothidium frequentissimum* był obecny w 27 próbach, a jego udział procentowy wynosił od 0,2% do 8,6%. Najwyższy jego udział procentowy, ponad 5%, odnotowano w próbach planktonu z października 2019 roku – 8,6% (Ryc. 37).



Ryc. 38. Procentowy udział w próbie gatunków absolutnie stałych z udziałem średnim w próbie poniżej 5,0% na stanowisku Dębe: *Rhoicosphenia abbreviata* (RABB), *Ulnaria ulna* (UULN) oraz *Ulnaria delicatissima* (UDEL).

*Rhoicosphenia abbreviata* była obecna w 25 próbach, a jej udział procentowy wynosił od 0,2% do 16,0%. Najwyższy udział procentowy odnotowano w próbach planktonu i epifitonu w kwietniu 2018 roku, odpowiednio: 14,6% i 16,5%. Następnie w większości prób jej liczebność nie przekraczała 2% udziału w próbie. Nieznaczny wzrost liczebności odnotowano w próbach epifitonu na przełomie 2019 i 2020 roku – ponad 5% (Ryc. 38). *Ulnaria ulna* została

stwierdzona w 27 próbach, a jej udział procentowy mieścił się w zakresie od 0,2% do 2,1% (Ryc. 38). *Ulnaria delicatissima* była obecna w 25 próbach, a jej udział procentowy wynosił od 0,2% do 1,4% (Ryc. 38).



Ryc. 39. Procentowy udział w próbie gatunków absolutnie stałych z udziałem średnim w próbie poniżej 5,0% na stanowisku Dębe: *Cymbella compacta* (CCMP), *Encyonema caespitosum* (ECAE).

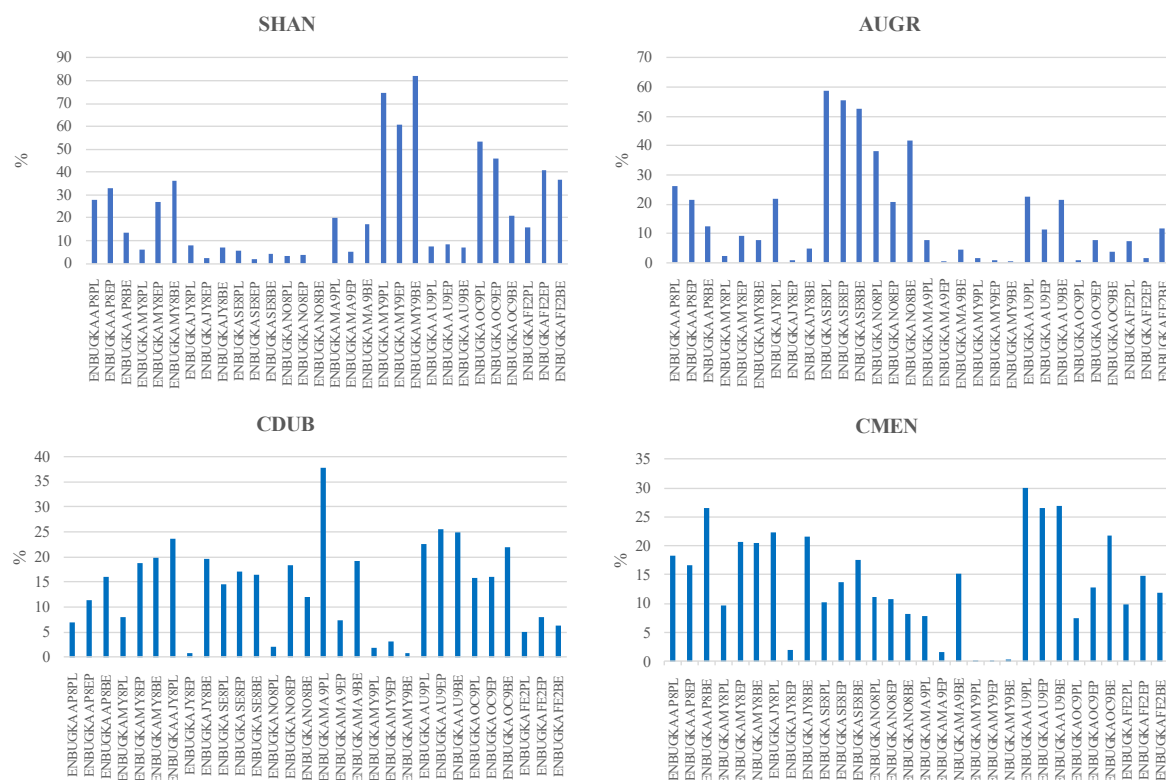
*Cymbella compacta* była obecna w 23 próbach, a jej udział procentowy mieścił się w zakresie od 0,2% do 7,5%. Wzrost udziału procentowego zaznaczył się w jednej próbie z peryfitonu w maju 2018 roku – 7,5% (Ryc. 39). *Encyonema caespitosum* występowała w 23 próbach, a jej udział procentowy wynosił od 0,2% do 4,1%. Wzrost liczebności odnotowano w próbie planktonu z listopada 2018 roku – 4,1% (Ryc. 39).

**Kamieńczyk (KA) – rzeka Bug.** Analizę jakościową zbiorowisk okrzemek wykonano na podstawie 30 prób pobranych z trzech rodzajów siedlisk: toni wodnej, roślin zanurzonych w wodzie oraz mulistego dna. Łącznie zostało zidentyfikowanych 196 taksonów okrzemek, wśród których głównie występowały gatunki akcesoryczne – 95,4%. Gatunki dominujące i subdominujące stanowiły odpowiednio 22,5% i 0,5% (Ryc. 17). Ze względu na stałość występowania główną grupę stanowiły gatunki przypadkowe – 49,4%, natomiast gatunki absolutnie stałe i stałe stanowiły odpowiednio: 20,4% i 12,7% (Ryc. 16).

Gatunkami absolutnie stałymi na stanowisku Kamieńczyk były: *Amphora copulata*, *A. pediculus*, *Aulacoseira ambigua*, *A. granulata*, *Cocconeis neodiminuta*, *C. placentula*, *Cyclostephanos dubius*, *Cyclotella meneghiniana*, *Cymatopleura apiculata*, *Fragilaria capucina*, *Geissleria decussis*, *Gomphonema olivaceum*, *G. parvulum*, *Navicula antonii*, *N. capitatoradiata*, *N. slesvicensis*, *N. tripunctata*, *N. trivialis*, *Nitzschia amphibia*, *N. capitellata*, *N. dissipata* var. *media*, *N. fonticola*, *N. fruticosa*, *N. intermedia*, *N. linearis*, *N. palea*, *Planothidium frequentissimum*, *Pseudostaurosira brevistriata*, *Sellaphora pupula*,

*Staurosira martyi*, *S. venter*, *Staurosirella pinnata*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Tryblionella hungarica*, *T. apiculata*, *T. calida*, *T. levidensis*, *Ulnaria delicatissima* i *U. ulna*.

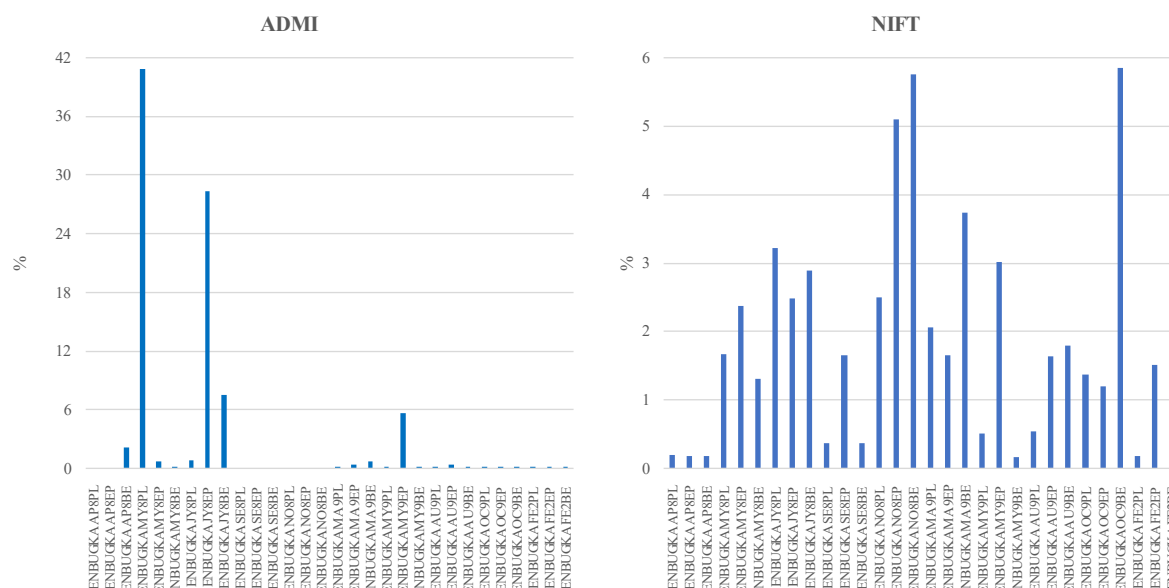
Gatunkami dominującymi i jednocześnie absolutnie stałymi były: *Aulacoseira granulata*, *Cyclostephanos dubius*, *Cyclotella meneghiniana* oraz *Stephanodiscus hantzschii* (Ryc. 40). Do gatunków subdominujących i jednocześnie stałych należy zaliczyć *Achnantheidium minutissimum*, natomiast gatunkiem absolutnie stałym jednak zaklasyfikowanym do influentów jest *Nitzschia fruticosa* (Ryc. 41).



Ryc. 40. Procentowy udział w próbie gatunków absolutnie stałych i dominujących na stanowisku Kamieńczyk: *Stephanodiscus hantzschii* (SHAN), *Aulacoseira granulata* (AUGR), *Cyclostephanos dubius* (CDUB) oraz *Cyclotella meneghiniana* (CMEN).

*Stephanodiscus hantzschii* był obecny w 29 próbach, a jego udział procentowy wynosił od 2,3% do 82,3%, przy czym najwyższy udział odnotowano w próbach ze wszystkich siedlisk w maju 2019 roku: potamoplankton – 74,7%, epifiton – 60,7% i bentos – 82,3%. Powyżej 50% udziału w próbie odnotowano w potamoplanktonie w październiku 2019 roku (Ryc. 40). *Aulacoseira granulata* była stwierdzona we wszystkich próbach, a jej udział procentowy mieścił się w zakresie od 0,3% do 58,9%, przy czym najwyższy udział procentowy odnotowano w próbach ze wszystkich siedlisk we wrześniu 2018 roku – powyżej 50% (Ryc. 40). *Cyclostephanos dubius* był obecny we wszystkich próbach, a jego udział procentowy wynosił od 3,0% do 37,8%, przy czym najwyższy udział procentowy odnotowano w próbach

potamoplanktonu z marca 2019 roku. Również wysoką liczebnością, powyżej 20%, wyróżniały się próby z potamoplanktonu z lipca 2018 roku oraz wszystkie próby z sierpnia 2018 roku, a także próba z epipelonu z października 2019 roku (Ryc. 40). *Cyclotella meneghiniana* była stwierdzona we wszystkich próbach z udziałem procentowym w zakresie od 0,2% do 29,9%. Najwyższy udział procentowy odnotowano w próbach z sierpnia 2019 roku – ponad 25%. Przeciwnie, bardzo niska liczebność została stwierdzona w trzech próbach z maja 2019 roku – poniżej 0,3% (Ryc. 40).



Ryc. 41. Procentowy udział w próbie gatunków na stanowisku Kamieńczyk: *Achnantheidium minutissimum* (ADMI) i *Nitzschia fruticosa* (NIFT).

*Achnantheidium minutissimum* oznaczono w 22 próbach, w większości prób z niskim udziałem procentowym (0,2 – 0,7%). Natomiast w dwóch próbach gatunek ten wystąpił z wysokim udziałem procentowym: w próbie z potamoplanktonu z maja 2018 roku – 41,0% i w próbie z epifitonu z lipca 2018 roku – 28,3% (Ryc. 41). Natomiast *Nitzschia fruticosa* była stwierdzona we wszystkich próbach, a jej udział procentowy wynosił od 0,2% do 5,9%. Najwyższy udział procentowy, powyżej 5%, notowano w próbie epifitonu i epipelonu z listopada 2018 roku oraz w próbie epipelonu z października 2019 roku (Ryc. 41).

**Wyszków (WY) – rzeka Bug.** Analizę jakościową zbiorowisk okrzemek wykonano na podstawie 30 prób pobranych z trzech rodzajów siedlisk: toni wodnej, roślin zanurzonych w wodzie oraz mulistego dna. Łącznie zostało zidentyfikowanych 210 taksonów okrzemek, wśród których głównie występowały gatunki akcesoryczne – 91,0%. Gatunki dominujące i subdominujące stanowiły po 1,9% (Ryc. 17). Ze względu na stałość występowania główną

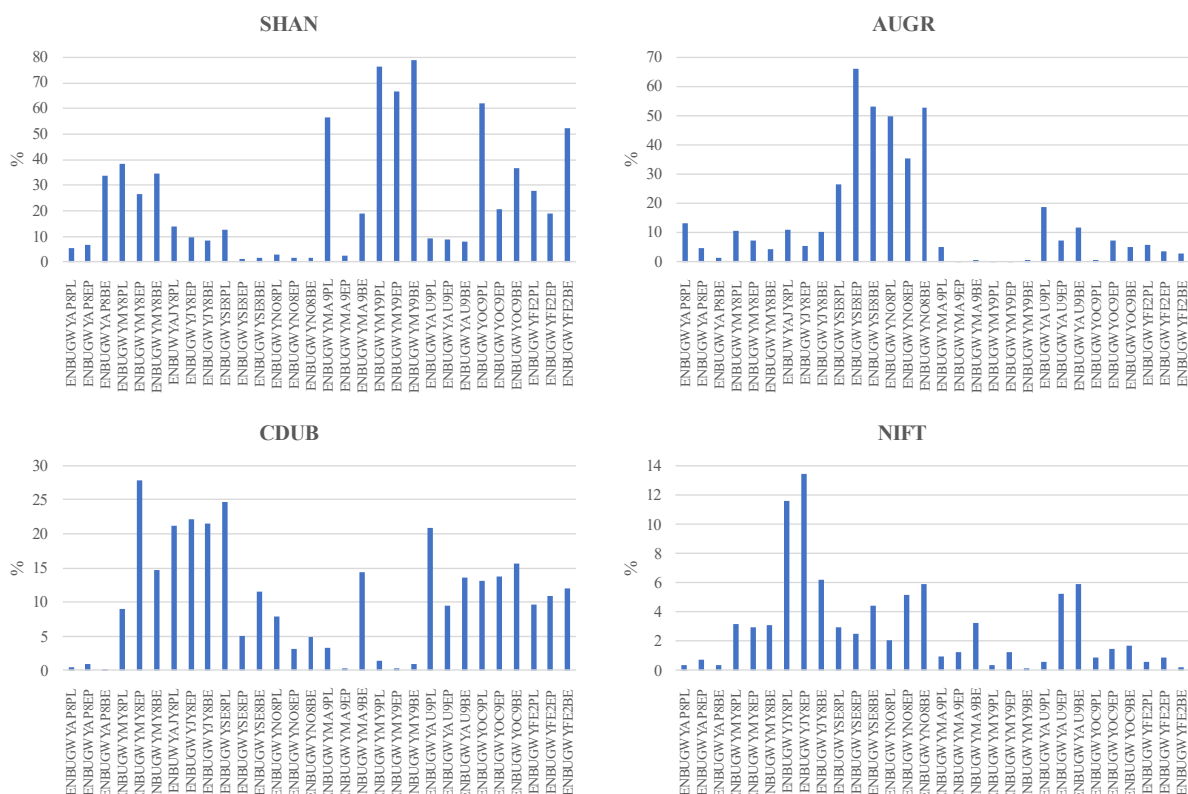
grupę stanowiły gatunki przypadkowe – 47,0%, natomiast gatunki absolutnie stałe i stałe stanowiły odpowiednio: 25,0% i 10,0% (Ryc. 16).

Gatunkami absolutnie stałymi były: *Achnanthidium minutissimum*, *Amphora copulata*, *A. pediculus*, *Aulacoseira ambigua*, *A. granulata*, *Cocconeis neodiminuta*, *C. euglypta*, *C. placentula*, *Cyclostephanos dubius*, *Cyclotella meneghiniana*, *Cymatopleura apiculata*, *Encyonema lange-bertalotii*, *Eolimna minima*, *E. subminuscule*, *Epithemia adnata*, *E. gibba*, *E. sorex*, *Fragilaria capucina*, *Geissleria decussis*, *Gomphonema micropus*, *G. olivaceum*, *G. parvulum*, *G. pumilum*, *Gyrosigma acuminatum*, *Halamphora veneta*, *Hippodonta capitata*, *Lemnicola hungarica*, *Karayevia clevei*, *Melosira varians*, *Navicula antonii*, *N. capitatoradiata*, *N. cincta*, *N. cryptocephala*, *N. gregaria*, *N. moskali*, *N. radiosa*, *N. recens*, *N. reichardtiana*, *N. reinhardtii*, *N. slesvicensis*, *N. tripunctata*, *N. trivialis*, *N. veneta*, *N. viridula*, *Nitzschia acicularis*, *N. amphibia*, *N. capitellata*, *N. dissipata* var. *media*, *N. fonticola*, *N. fruticosa*, *N. inconspicua*, *N. intermedia*, *N. linearis*, *N. palea*, *N. recta*, *N. sigmoidea*, *Planothidium frequentissimum*, *P. lanceolatum*, *P. rostratum*, *Pseudostaurosira brevistriata*, *Sellaphora pupula*, *Staurosira martyi*, *S. venter*, *Staurosirella pinnata*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Surirella brébissonii* var. *kuetzingii*, *Thalassiosira weissflogii*, *Tryblionella hungarica*, *T. apiculata*, *T. calida*, *T. levidensis*, *Ulnaria delicatissima* i *U. ulna*.

Gatunkami dominującymi były: *Aulacoseira granulata*, *Cyclostephanos dubius*, *Cyclotella meneghiniana* oraz *Stephanodiscus hantzschii*.

Gatunkami jednocześnie absolutnie stałymi i dominującymi dla badanego stanowiska były: *Aulacoseira granulata*, *Cyclostephanos dubius*, *Cyclotella meneghiniana*, *Nitzschia fruticosa* oraz *Stephanodiscus hantzschii* (Ryc. 42).

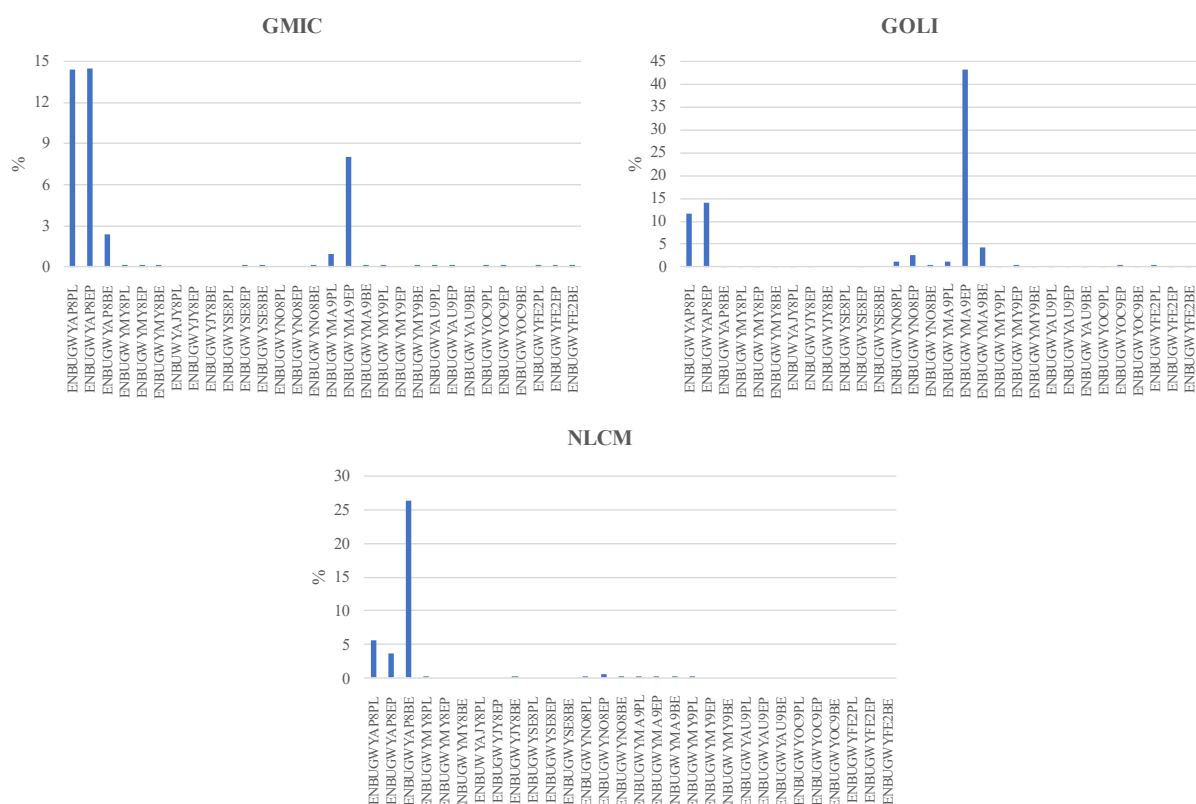




Ryc. 42. Procentowy udział w próbie gatunków absolutnie stałych i dominujących na stanowisku Wyszków: *Stephanodiscus hantzschii* (SHAN), *Aulacoseira granulata* (AUGR), *Cyclostephanos dubius* (CDUB) oraz *Nitzschia fruticosa* (NIFT).

*Stephanodiscus hantzschii* był obecny we wszystkich próbach, a jego udział procentowy wynosił od 1,4% do 76,0%, przy czym najwyższy udział procentowy odnotowano w próbie potamoplanktonu z marca 2019 roku – 56,4% oraz w próbach ze wszystkich siedlisk z maja 2019 roku – powyżej 65%. Również wysoki udział, ponad 50%, odnotowano w potamoplanktonie w październiku 2019 roku oraz w epipelonie w lutym 2020 roku (Ryc. 42). *Aulacoseira granulata* występowała we wszystkich próbach, a jej udział procentowy mieścił się w zakresie od 0,2% do 66,1%. Wysoki udział procentowy odnotowano w próbach ze wszystkich siedlisk z września i listopada 2018 roku (Ryc. 42). *Cyclostephanos dubius* był stwierdzony we wszystkich próbach, a jego udział procentowy wynosił od 0,3% do 27,0%. Wysoki udział procentowy odnotowano w próbach epifitonu z maja 2018 roku oraz we wszystkich próbach z czerwca 2018 roku. Licznie występował również w próbie potamoplanktonu we wrześniu 2018 roku. Ponownie wyższy udział stwierdzono w próbie potamoplanktonu z sierpnia 2019 roku – ponad 20% (Ryc. 42). *Nitzschia fruticosa* była obecna we wszystkich próbach, a jej udział procentowy mieścił się w zakresie od 0,2% do 13,4%. Wysoki udział procentowy odnotowano w próbach potamoplanktonu i epifitonu z maja 2018 roku (Ryc. 42).

Gatunkami wyróżniającymi się wysokim udziałem procentowym w kilku próbach w czasie prowadzenia badań były: *Gomphonema micropus*, *G. olivaceum* oraz *Navicula lacuum* (Ryc. 43).



Ryc. 43. Procentowy udział w próbie gatunków na stanowisku Wyszaków: *Gomphonema micropus* (GMIC), *Gomphonema olivaceum* (GOLI) oraz *Navicula lacuum* (NLCM).

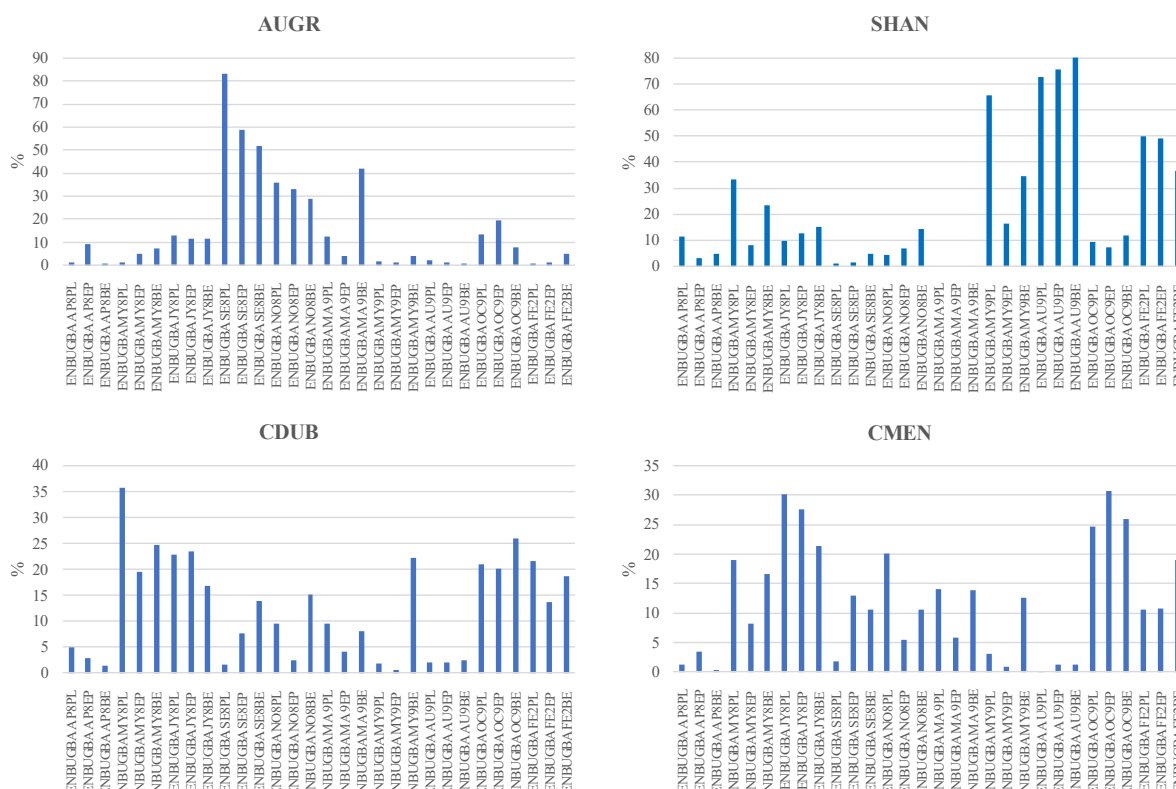
*Gomphonema micropus* obecna była w 21 próbach. Najwyższy udział procentowy, powyżej 14%, stwierdzono w dwóch próbach z kwietnia 2018 roku – w planktonie i epifitonie. Jednak w większości prób jej udział procentowy był na niskim poziomie – 0,2%. Odnotowano również jednorazowo wzrost liczebności w 2019 roku w próbie epifitonu w marcu – 8,1% (Ryc. 43). *Gomphonema olivaceum* została odnotowana w 27 próbach. Najwyższy jej udział procentowy wyniósł powyżej 43% w próbie epifitonu z marca 2019 roku. W większości prób jej udział procentowy był na niskim poziomie i wynosił 0,2%. Stwierdzono również udział powyżej 10% w próbach z potamoplanktonu i epifitonu w kwietniu 2018 roku (Ryc. 43). *Navicula lacuum* obecna była jedynie w 12 próbach, w tym szczególnie zaznacza się udział procentowy tego gatunku w próbach z kwietnia 2018 roku: potamoplankton – 5,6%, epifiton – 3,6%, bentos – 26,3% (Ryc. 43).

**Barcice (BA) – rzeka Bug.** Analizę jakościową zbiorowisk okrzemek wykonano na podstawie 30 prób pobranych z trzech rodzajów siedlisk: toni wodnej, roślin zanurzonych w wodzie oraz mulistego dna. Łącznie zostało zidentyfikowanych 218 taksonów okrzemek, wśród których głównie występowały gatunki akcesoryczne – 94,0%. Gatunki dominujące i subdominujące stanowiły odpowiednio 1,8% i 2,7% (Ryc. 17). Ze względu na stałość występowania główną grupę stanowiły gatunki przypadkowe – 47,0%, natomiast gatunki absolutnie stałe i stałe stanowiły odpowiednio: 25,0% i 10,0% (Ryc. 16).

Gatunkami absolutnie stałymi w badanym stanowisku były: *Amphora copulata*, *A. ovalis*, *A. pediculus*, *Aulacoseira ambigua*, *A. granulata*, *Cyclostephanos dubius*, *Cyclotella meneghiniana*, *Encyonema lange-bertalotii*, *Eolimna minima*, *Fragilaria capucina*, *Gomphonema micropus*, *G. olivaceum*, *G. parvulum*, *Navicula capitatoradiata*, *N. cryptotenella*, *N. gregaria*, *N. radiosa*, *N. tripunctata*, *N. trivialis*, *N. veneta*, *Nitzschia amphibia*, *N. dissipata* var. *media*, *N. fonticola*, *N. fruticosa*, *N. intermedia*, *N. linearis*, *N. palea*, *Planothidium frequentissimum*, *P. lanceolatum*, *Pseudostaurosira brevistriata*, *Sellaphora pupula*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Tryblionella hungarica*, *Ulnaria delicatissima* i *U. ulna*. Gatunkami dominującymi były: *Aulacoseira granulata*, *Cyclostephanos dubius*, *Cyclotella meneghiniana* oraz *Stephanodiscus hantzschii*.

Gatunkami jednocześnie absolutnie stałymi i dominującymi były: *Aulacoseira granulata*, *Cyclostephanos dubius*, *Cyclotella meneghiniana* oraz *Stephanodiscus hantzschii* (Ryc. 44). Ponadto gatunkami jednocześnie absolutnie stałymi i subdominującymi były: *Nitzschia fruticosa* oraz *Planothidium frequentissimum*, a gatunkiem stałym i subdominującym był *Meridion circulare* (Ryc. 45 i 46).

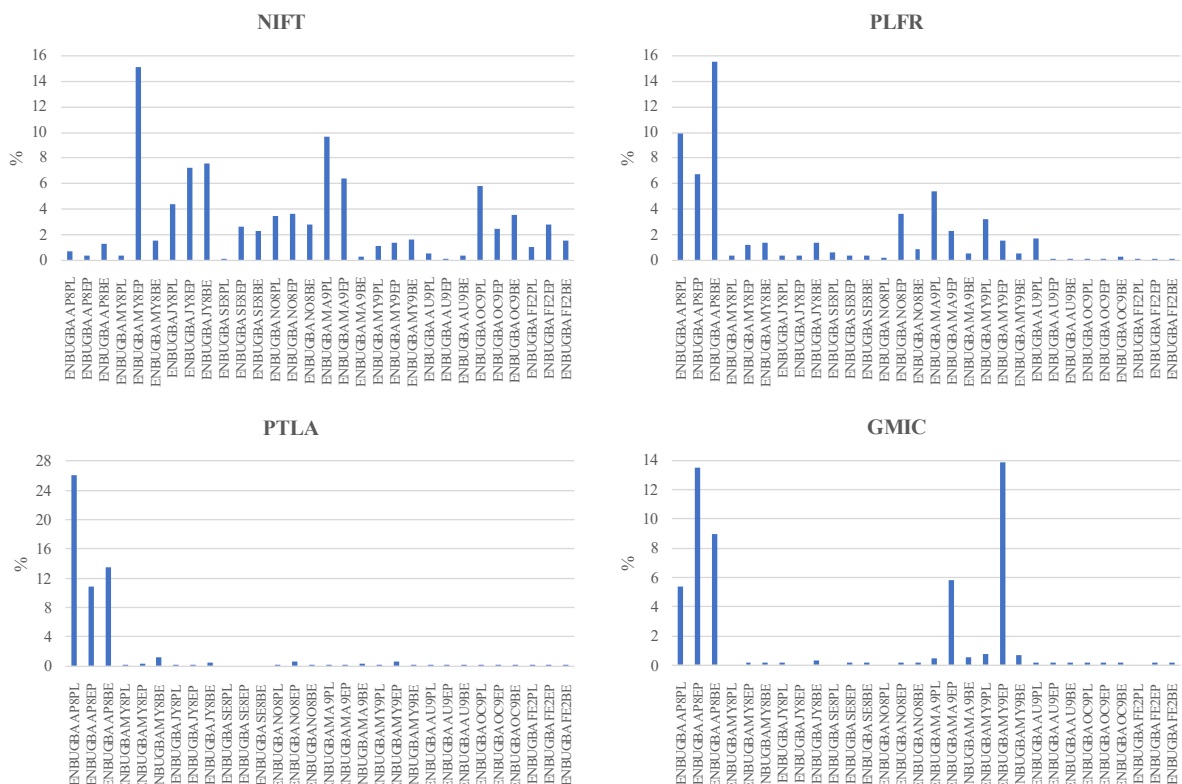
*Aulacoseira granulata* została stwierdzona we wszystkich próbach, a jej udział procentowy w próbie wynosił od 0,7% do 82,9%, przy czym najwyższy udział procentowy odnotowano w próbach z września 2018 roku, powyżej 50%, w tym w potamoplanktonie – 82,9%. W epipelonie w marcu 2019 roku również gatunek ten odnotowano licznie – 41,9% (Ryc. 44). *Stephanodiscus hantzschii* był obecny w 27 próbach, a jego udział procentowy mieścił się w zakresie od 0,2% do 80,0%. Wysoki udział procentowy odnotowano w próbach z maja i sierpnia 2019 roku, szczególnie w potamoplanktonie z maja – 65,5%. Ponownie wysokim udziałem charakteryzują się próby z lutego 2020 roku. Na uwagę zasługuje fakt, że w próbach z marca 2019 roku nie odnotowano okryw *Stephanodiscus hantzschii* (Ryc. 44).



Ryc. 44. Procentowy udział w próbie gatunków absolutnie stałych i dominujących na stanowisku Barcice: *Stephanodiscus hantzschii* (SHAN), *Aulacoseira granulata* (AUGR), *Cyclostephanos dubius* (CDUB) oraz *Cyclotella meneghiniana* (CMEN).

*Cyclostephanos dubius* występował we wszystkich próbach, a jego udział procentowy wynosił od 0,7% do 35,7%, a najwyższy udział procentowy odnotowano w próbie potamoplanktonu z maja 2018 roku. Ponadto ponad 20% odnotowano w próbie epipelonu z maja oraz w potamoplanktonie i epifitonie w lipcu 2018 roku. Następnie ponad 20% stwierdzono w próbie epipelonu z maja 2019 roku, oraz w październiku 2019 roku i w potamoplanktonie w lutym 2020 roku (Ryc. 44). *Cyclotella meneghiniana* była obecna we wszystkich próbach, a jej udział procentowy mieścił się w zakresie od 0,2% do 30,7%. Najwyższy udział procentowy odnotowano w lipcu 2018 roku i w październiku 2019 roku – powyżej 20% (Ryc. 44).

*Fragilaria capucina*, *Gomphonema micropus*, *Meridion circulare*, *Planothidium frequentissimum* oraz *Planothidium lanceolatum* charakteryzowały się niskim udziałem procentowym w większości prób, jednak w przypadku prób z kwietnia 2018 roku odnotowano je z wysokim udziałem procentowym (Ryc. 45 i 46).



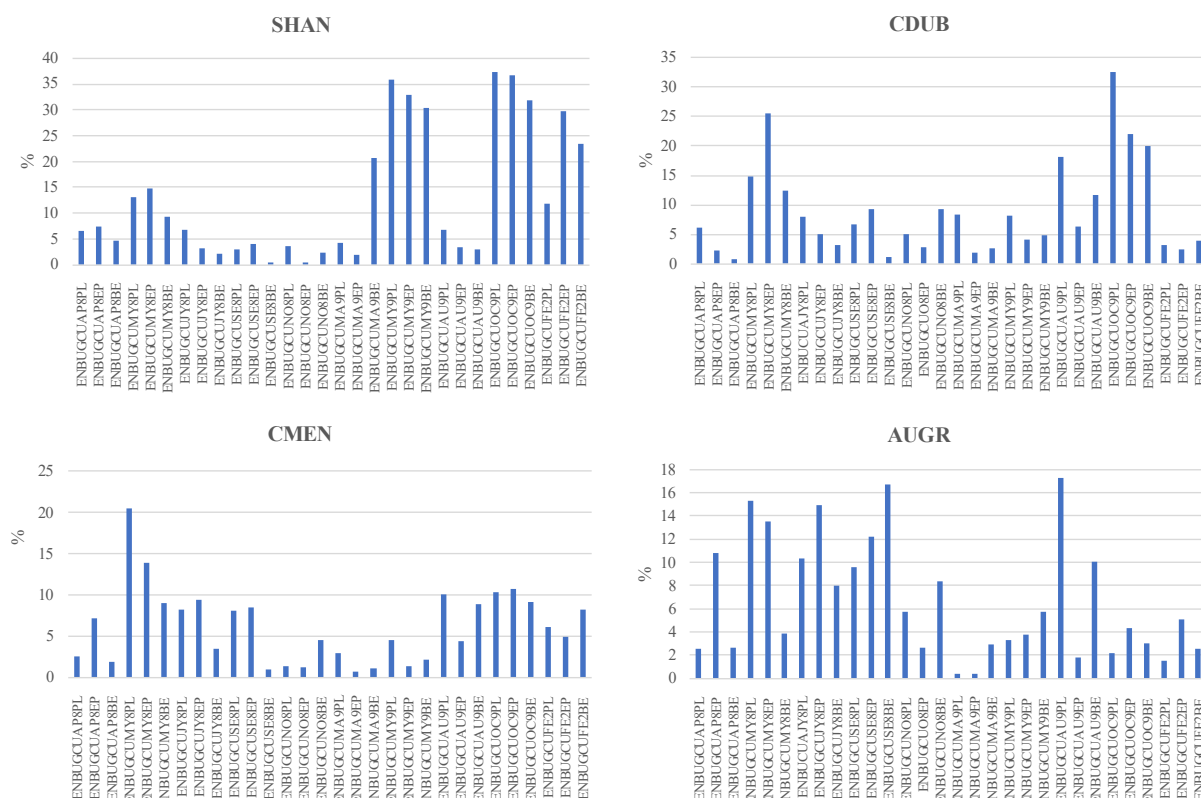
Ryc. 45. Procentowy udział w próbie gatunków absolutnie stałych na stanowisku Barcice: *Nitzschia fruticosa* (NIFT), *Planothidium frequentissimum* (PLFR), *Planothidium lanceolatum* (PTLA) oraz *Gomphonema micropus* (GMIC).

*Nitzschia fruticosa* stwierdzona była we wszystkich próbach. Największy jej udział procentowy odnotowano w próbie potamoplanktonu w maju 2018 roku oraz w potamoplanktonie w marcu 2019 roku – 9,6% (Ryc. 45). *Planothidium frequentissimum* również stwierdzono we wszystkich próbach. Udział procentowy w poszczególnych próbach mieścił się w zakresie od 0,2% do 15,6%, przy czym najwyższy udział odnotowano w próbach z kwietnia 2018 roku: w potamoplanktonie – 9,9%, w epifitonie – 6,8% i epipelonie – 15,6% (Ryc. 45). *Planothidium lanceolatum* odnotowany był w 27 próbach, udział procentowy wynosił od 0,2 do 26,1%. Jednak w większości prób zawierał się od 0,2% do 0,6%. Wysoki udział procentowy odnotowano w próbach z kwietnia 2018 roku: w potamoplanktonie – 26,1%, w epifitonie – 10,9%, w epipelonie – 13,6% (Ryc. 45). *Gomphonema micropus* obecna była w 25 próbach. W większości prób jej udział procentowy był od 0,2 – 0,8 %, natomiast w próbach z kwietnia 2018 roku był wyższy i wynosił: w potamoplanktonie – 5,3%, w epifitonie – 13,5%, a w bentosie – 9,0%, a także w próbach epifitonu z marca i maja 2019 roku, odpowiednio: 5,8% i 13,9% (Ryc. 45).



*N. moskali*, *N. reichardtiana*, *N. reinhardtii*, *N. tripunctata*, *N. veneta*, *Neidium dubium*, *Nitzschia amphibia*, *N. capitellata*, *N. dissipata* var. *media*, *N. fonticola*, *N. fruticosa*, *N. intermedia*, *N. linearis*, *N. palea*, *Paraplaconeis minor*, *Planothidium delicatulum*, *P. frequentissimum*, *P. rostratum*, *Platessa conspicua*, *Pseudostaurosira brevistriata*, *Rhoicosphenia abbreviata*, *Sellaphora pupula*, *Staurosira construens*, *S. binodis*, *S. martyi*, *S. venter*, *Staurosirella pinnata*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Tryblionella apiculata*, *Ulnaria delicatissima* i *U. ulna*.

Gatunkami dominującymi oraz jednocześnie absolutnie stałymi były: *Aulacoseira granulata*, *Cyclostephanos dubius*, *Cyclotella meneghiniana*, *Planothidium frequentissimum*, *Pseudostaurosira brevistriata* oraz *Stephanodiscus hantzschii* (Ryc. 47 i 48). Do gatunków subdominujących należy zaliczyć: *Amphora inariensis*, *A. pediculus*, *Fragilaria vaucheriae* oraz *Navicula reinhardtii* (Ryc. 49).



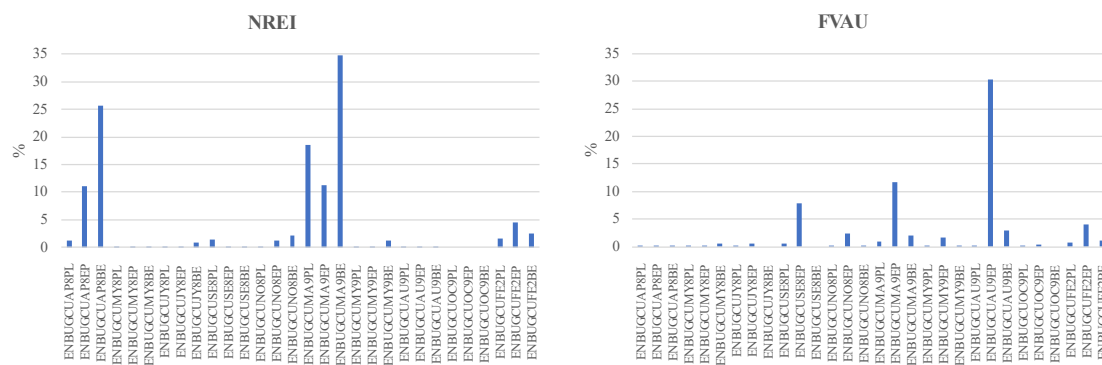
Ryc. 47. Procentowy udział w próbie gatunków absolutnie stałych i dominujących na stanowisku Cupel: *Stephanodiscus hantzschii* (SHAN), *Cyclostephanos dubius* (CDUB), *Cyclotella meneghiniana* (CMEN) oraz *Aulacoseira granulata* (AUGR).

*Stephanodiscus hantzschii* odnotowano we wszystkich próbach, a jego udział procentowy mieścił się w zakresie od 0,2% do 37,3%, przy czym najwyższy jego udział odnotowano w próbach ze wszystkich siedlisk z maja i października 2019 roku – ponad 30%. W lutym 2020 roku nadal utrzymywała się wysoka liczebność tego gatunku w próbach

[illegible]

*Planothidium frequentissimum* odnotowany został we wszystkich próbach, a jego udział procentowy mieścił się w zakresie od 0,2% do 25,4%, przy czym najwyższy udział procentowy odnotowano w próbie potamoplanktonu z listopada 2018 roku oraz epipsammonu z sierpnia 2019 roku. Powyżej 15% udziału w próbie odnotowano również w potamoplanktonie w lutym 2020 roku (Ryc. 48). *Pseudostaurosira brevistriata* była obecna we wszystkich próbach, a jej udział procentowy wynosił od 0,2% do 41,7%, przy czym najwyższy udział odnotowano w próbach epipsammonu z czerwca 2018 roku i września 2019 roku (Ryc. 48).





Ryc. 49. Procentowy udział w próbie gatunków absolutnie stałych i subdominujących na stanowisku Cupel: *Navicula reinhardtii* (NREI) oraz *Fragilaria vaucheriae* (FVAU).

*Navicula reinhardtii* obecna była w 27 próbach, a jej udział procentowy mieścił się zakresie od 0,2% do 25,6%. W większości prób była niska liczebność w próbie, natomiast w próbach epifitonu i epipsammonu z kwietnia 2018 roku oraz we wszystkich próbach z maja 2019 roku odnotowano wyższy udział procentowy (Ryc. 49). *Fragilaria vaucheriae* stwierdzona była w 27 próbach, a udział procentowy tego gatunku w większości prób mieścił się zakresie od 0,2% do 0,9%, jednak wyraźnie widoczny jest wysoki udział w próbach epifitonu z września i listopada 2019 roku – około 30% (Ryc. 49).

## Charakterystyka ekologiczna stanowisk badawczych na podstawie okrzemek

Określenie warunków środowiska wodnego przeprowadzono na podstawie wartości wskaźnikowych okrzemek z bazy danych OMNIDIA wykorzystując klasyfikację systemu ekologicznego Van Dam i in. (1994).

### Rzeka Narew

**Odczyn wody.** Analizując odczyn wody w oparciu o klasyfikację ekologiczną okrzemek na stanowiskach badawczych na rzece Narew zaznacza się wysoki udział gatunków alkalifilnych i alkalibiontycznych w poszczególnych próbach, co wskazuje na słabo zasadowy odczyn wody. Niewielki udział mają gatunki o nieokreślonych w programie OMNIDIA wymaganiach pod względem odczynu wody (Ryc. 50).



Ryc. 50. Udział procentowy grup okrzemek w stanowiskach Dzierżenin (DZ), Łacha (LA) oraz Dębe (DE) w odniesieniu do odczynu wody na podstawie klasyfikacji ekologicznej Van Dam i in. (1994).

**Saprobia.** Wody rzeki obciążone są materią organiczną, ponieważ pomimo że główną grupę stanowią okrzemki, które wskazują na warunki  $\beta$ -mezosaprobne, również liczną grupę stanowią gatunki  $\alpha$ -mezosaprobne i  $\alpha$ -mezo-polisaprobne. W maju 2019 roku na stanowisku Dębe najliczniejszą ( $\approx 80\%$ ) grupę stanowią okrzemki  $\alpha$ -mezo-polisaprobne (Ryc. 51).



Ryc. 51. Udział procentowy grup okrzemek w stanowiskach Dzierżenin (DZ), Łacha (LA) oraz Dębe (DE) w odniesieniu do saprobii na podstawie klasyfikacji ekologicznej Van Dam i in. (1994).

**Zapotrzebowanie na tlen.** Na podstawie klasyfikacji ekologicznej okrzemek w odniesieniu do zapotrzebowania na tlen najliczniejszą grupę stanowią gatunki o wysokich i średnich wymaganiach wobec natlenienia wody. Należy jednak zwrócić uwagę na sezonową zmianę związaną ze wzrostem udziału gatunków o niższych wymaganiach wobec natlenienia wody w okresie lata w obu sezonach badawczych (Ryc. 52).



Ryc. 52. Udział procentowy grup okrzemek w stanowiskach Dzierżenin (DZ), Łacha (LA) oraz Dęba (DE) w odniesieniu do zapotrzebowania na tlen na podstawie klasyfikacji ekologicznej Van Dam i in. (1994).

**Warunki troficzne.** Na podstawie klasyfikacji ekologicznej okrzemek Van Dam i in. (1994) w odniesieniu do trofii można określić wody rzeki Narew jako eutroficzne. W próbach odnotowano także znaczny udział procentowy okrzemek wskazujących na wzrost stopnia żyzności wód w ciepłych okresach poboru prób oraz na stanowisku badawczym Dębe (DE) w Zalewie Zegrzyńskim od 2019 roku (Ryc. 53).



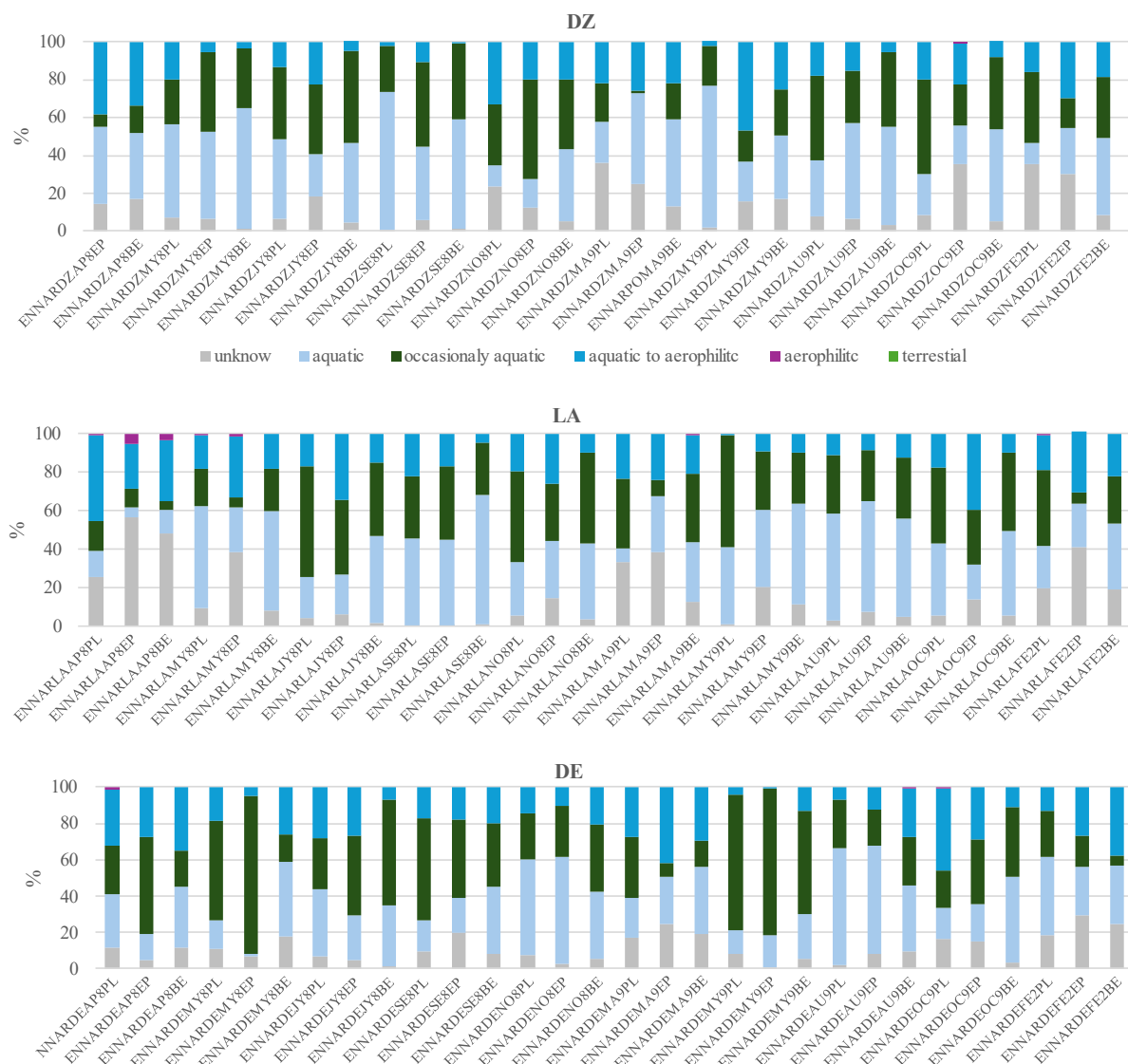
Ryc. 53. Udział procentowy grup okrzemek w stanowiskach Dzierżenin (DZ), Łacha (LA) oraz Dębe (DE) w odniesieniu do trofii na podstawie klasyfikacji ekologicznej Van Dam i in. (1994).

**Zasolenie.** Klasyfikacja ekologiczna okrzemek w odniesieniu do zasolenia wykazała, że większość gatunków należy do grupy oligohalobów oraz, że w mniejszym stopniu odnotowano gatunki halofilne. We wrześniu 2018 roku i sierpniu 2019 roku na stanowisku Dzierżenin (DZ) odnotowano wzrost udziału w próbach gatunków halofilnych (Ryc. 54).



Ryc. 54. Udział procentowy grup okrzemek w stanowiskach Dzierżenin (DZ), Łacha (LA) oraz Dębe (DE) w odniesieniu do zasolenia na podstawie klasyfikacji ekologicznej Van Dam i in. (1994).

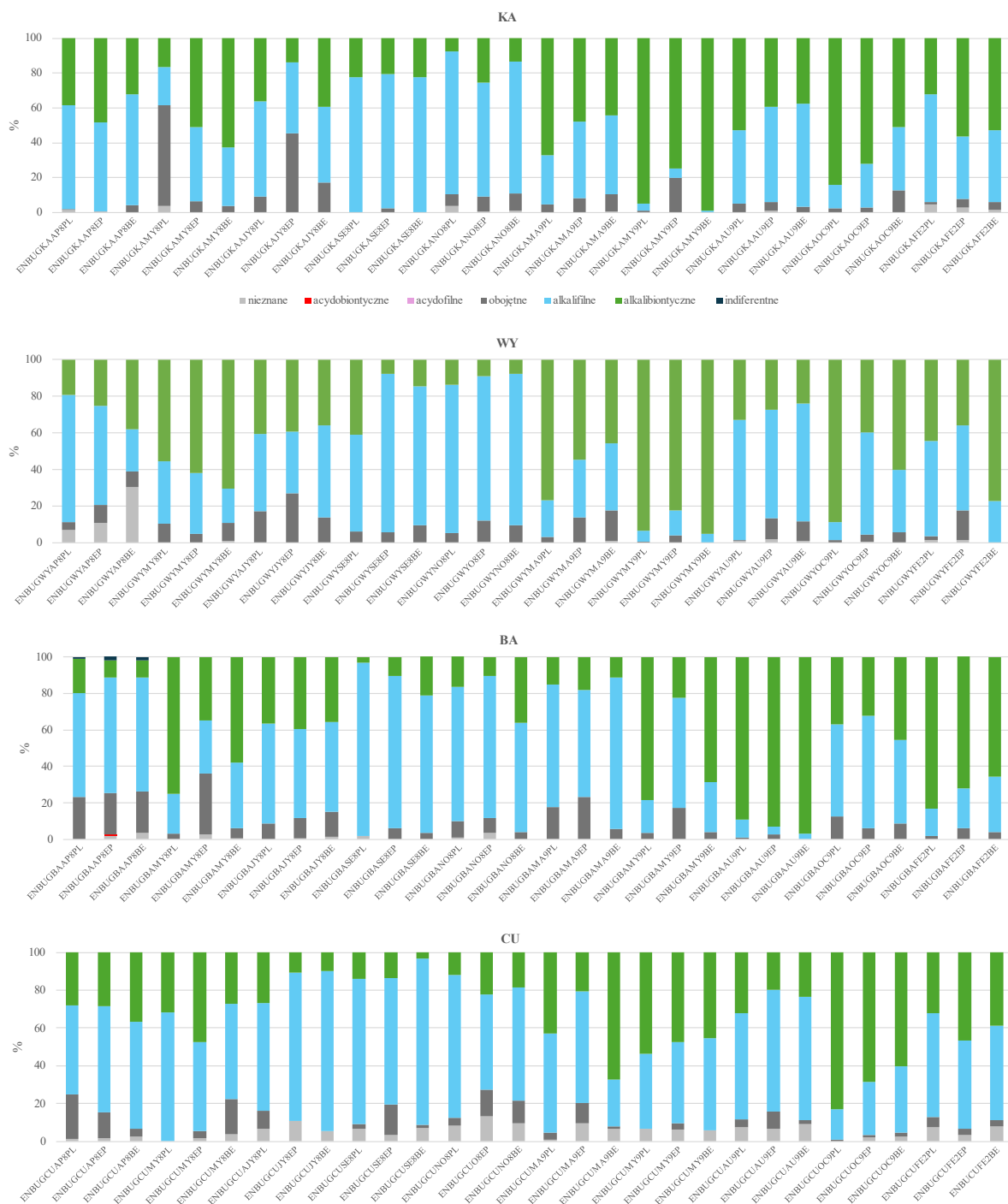
**Warunki wilgotnościowe.** Biorąc pod uwagę warunki wilgotnościowe w oparciu o klasyfikację ekologiczną okrzemek większość zidentyfikowanych taksonów to gatunki wodne (kategoria wodne i sporadycznie wodne) oraz tolerujące warunki aerofityczne. Analiza tej kategorii klasyfikacji według Van Dam i in. (1994) wykazała udział gatunków o nieokreślonych wymaganiach nawet do 40% w próbie (Ryc. 55).



Ryc. 55. Udział procentowy grup okrzemek w stanowiskach Dzierżenin (DZ), Łacha (LA) oraz Dębe (DE) w odniesieniu do warunków wilgotnościowych na podstawie klasyfikacji ekologicznej Van Dam i in. (1994).

## Rzeka Bug

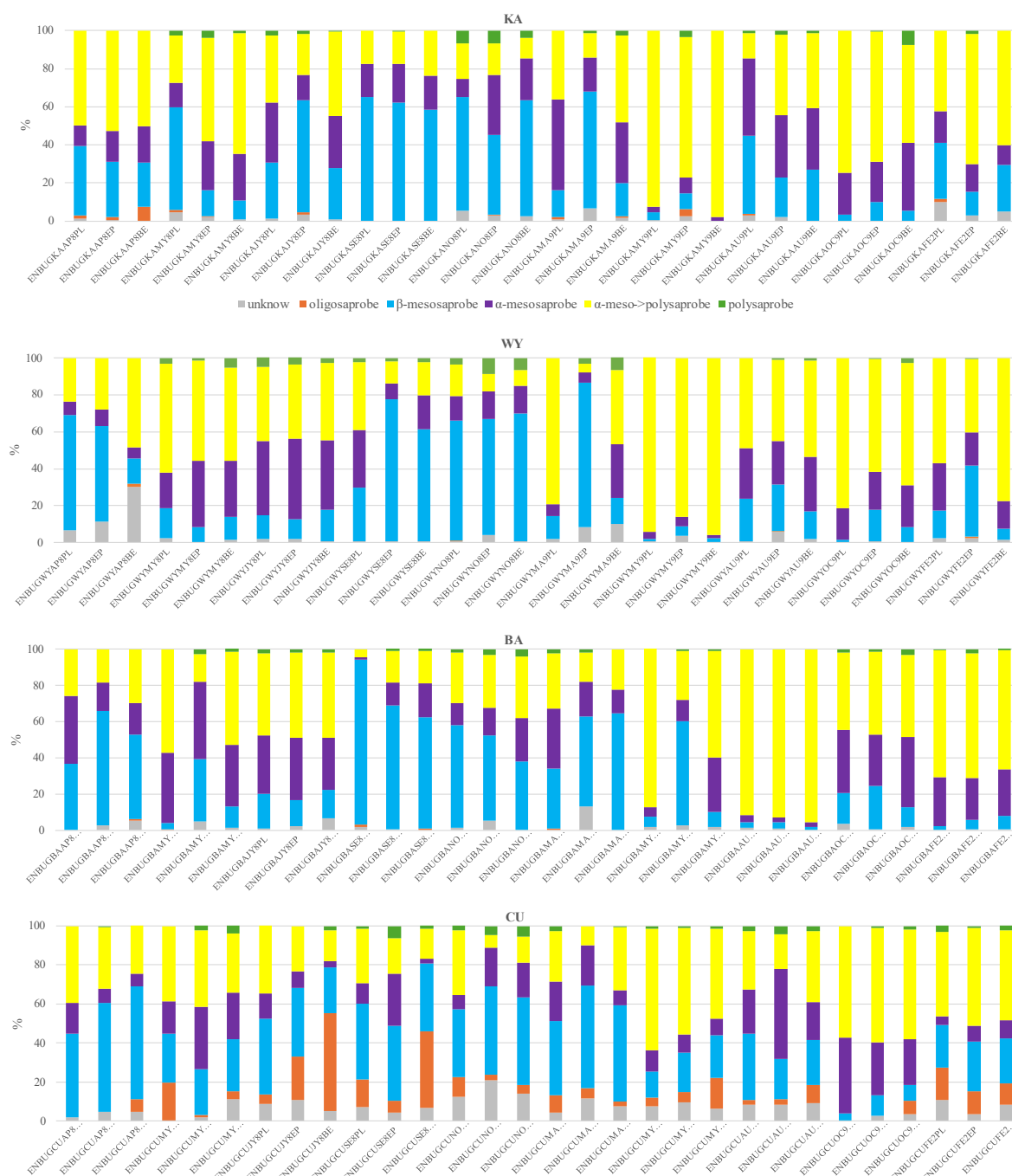
**Odczyn wody.** Analizując odczyn wody w oparciu o klasyfikację ekologiczną okrzemek zaznacza się wysoki udział gatunków alkalifilnych i alkalibiontycznych w poszczególnych próbach, co wskazuje na zasadowy odczyn wody (Ryc. 56).



Ryc. 56. Udział procentowy grup okrzemek w stanowiskach Kamieńczyk (KA), Wyszków (WY), Barcice (BA) oraz Cupel (CU) w odniesieniu do odczynu wody na podstawie klasyfikacji ekologicznej Van Dam i in. (1994).

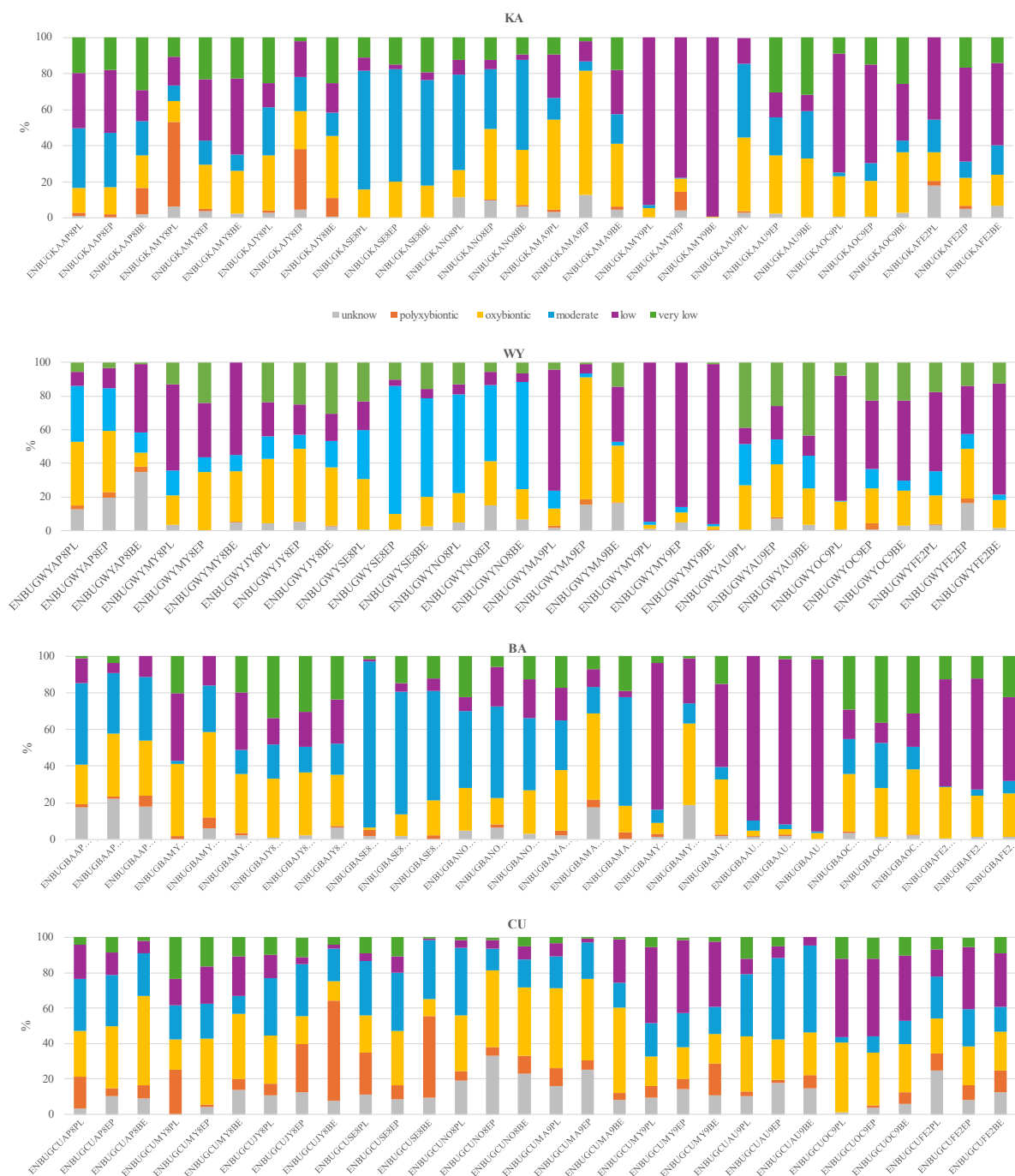


**Saprobia.** Wody w rzece Bug na stanowiskach badawczych obciążone są materią organiczną. Główną grupę stanowią okrzemki, które wskazują na warunki  $\alpha$ -mezo-polisaprobowe i  $\alpha$ -mezosaprobowe, głównie w ciepłych okresach roku. Z badanych stanowisk wyróżnia się Cupel (CU) w ujściowym odcinku Bugu do Narwi, na którym odnotowano okresowo wyższy udział gatunków należących do oligosaprobów i  $\beta$ -mesosaprobów (Ryc. 57).



Ryc. 57. Udział procentowy grup okrzemek w stanowiskach Kamieńczyk (KA), Wyszków (WY), Barcice (BA) oraz Cupel (CU) w odniesieniu do saprobii na podstawie klasyfikacji ekologicznej Van Dam i in. (1994).

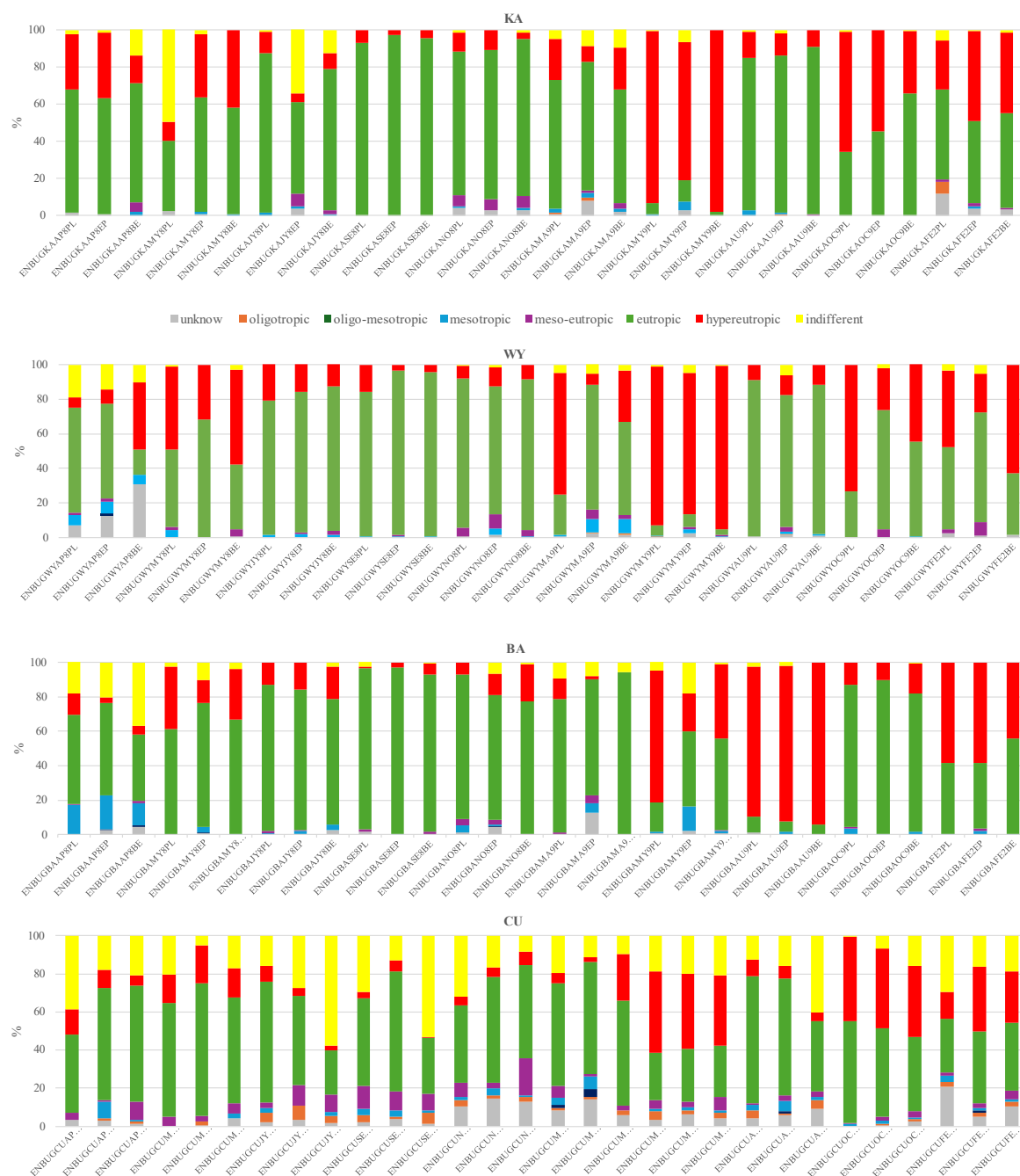
**Zapotrzebowanie na tlen.** Najliczniejszą grupę okrzemek w rzece Bug stanowią gatunki preferujące średnie natlenienia wody. Zwraca uwagę sezonowa zmiana związana ze wzrostem udziału gatunków o niskich i bardzo niskich wymaganiach wobec natlenienia wody – w maju i sierpniu 2019 roku na stanowiskach Kamieńczyk (KA), Wyszaków (WY) i Barcice (BA), a także w próbach zimowych 2020 roku. Na stanowisku Cupel (CU) występowały okrzemki w wyższych wymaganiach wobec natlenienia niż w trzech pierwszych stanowiskach (Ryc. 58).



Ryc. 58. Udział procentowy grup okrzemek w stanowiskach Kamieńczyk (KA), Wyszaków (WY), Barcice (BA)

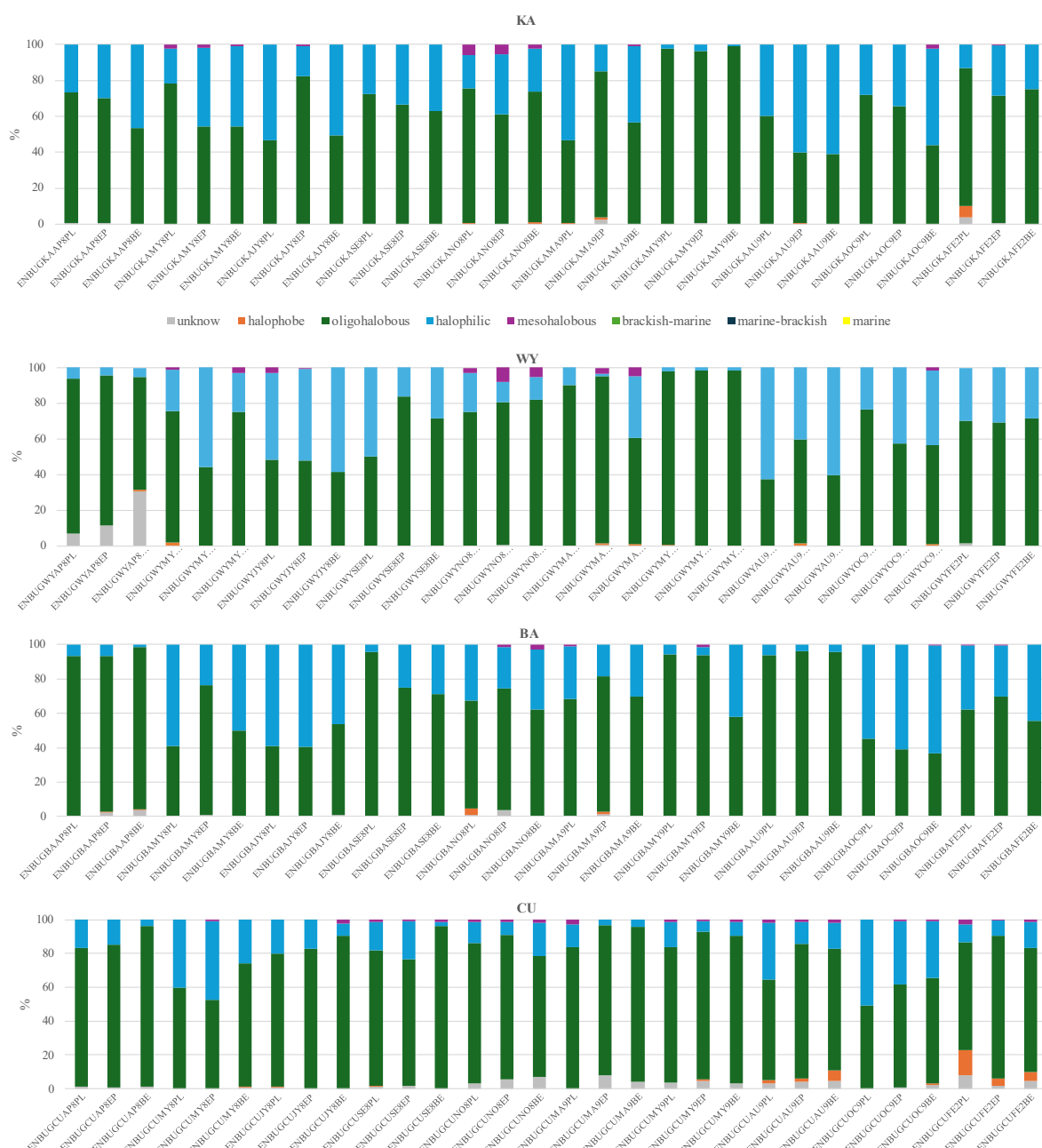
oraz Cupel (CU) w odniesieniu do zapotrzebowania na tlen na podstawie klasyfikacji ekologicznej Van Dam i in. (1994).

**Warunki troficzne.** Na podstawie klasyfikacji ekologicznej okrzemek w odniesieniu do trofii okrzemki na stanowiskach badawczych na rzece Bug wskazują na eutroficzny, a w ciepłych okresach roku hipertroficzny charakter wód. Na wyższy poziom trofii okrzemki wskazują na pierwszych trzech stanowiskach, natomiast na stanowisku Cupel (CU) odnotowano oprócz dominującej grupy gatunków wskazujących na eutrofii, również okresowo gatunki meso-eutroficzne (Ryc. 59).



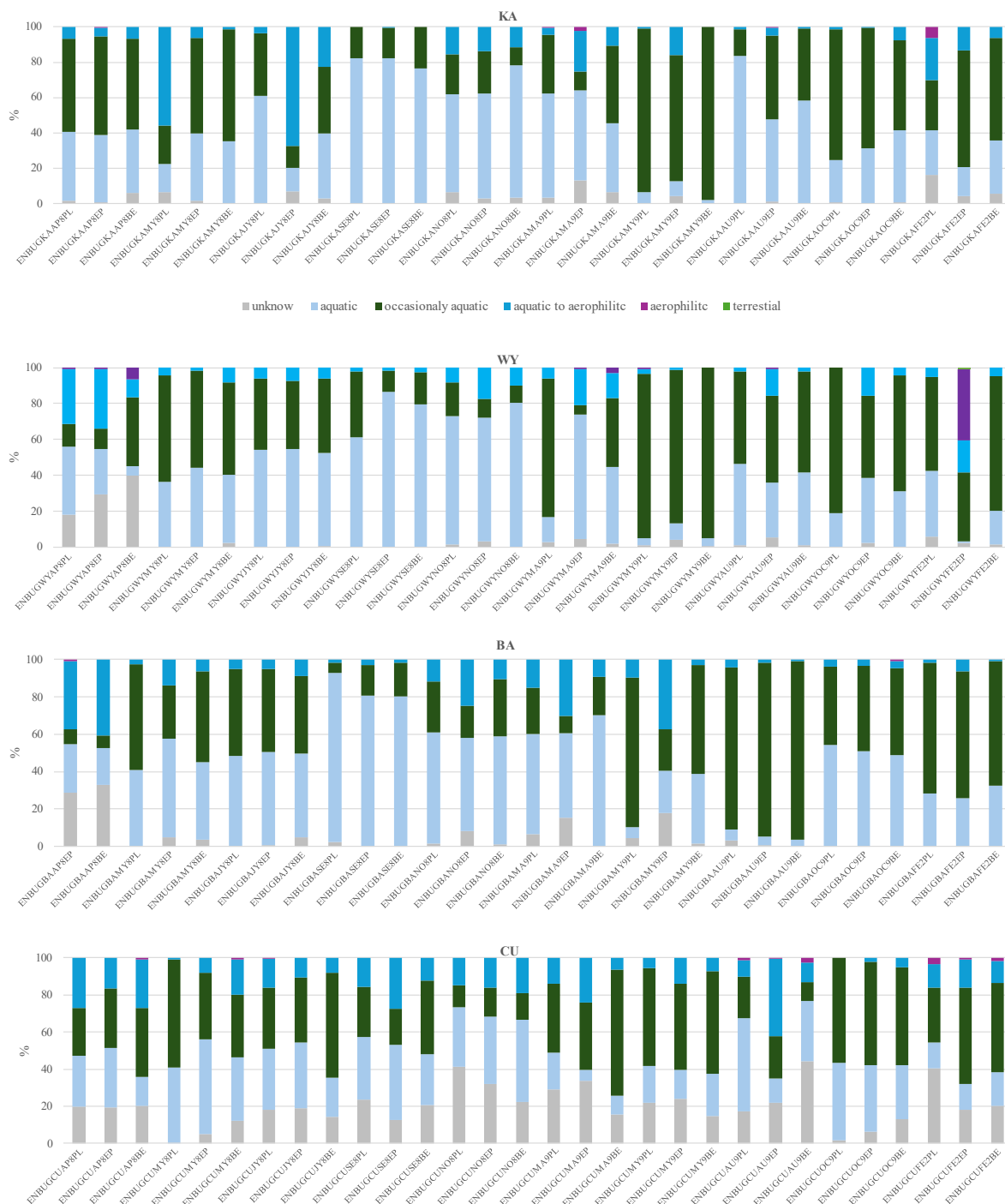
Ryc. 59. Udział procentowy grup okrzemek w stanowiskach Kamieńczyk (KA), Wyszków (WY), Barcice (BA) oraz Cupel (CU) w odniesieniu do trofii na podstawie klasyfikacji ekologicznej Van Dam i in. (1994).

**Zasolenie.** Klasyfikacja ekologiczna okrzemek w odniesieniu do zasolenia wykazała najwyższy udział gatunków oligohalobowych oraz w mniejszym stopniu udział gatunków halofilnych. Zaznacza się wyższy udział gatunków halofilnych w lipcu 2018 roku i od sierpnia 2019 roku, głównie na trzech stanowiskach – Kamieńczyk (KA), Wyszków (WY) i Barcice (BA) (Ryc. 60).



Ryc. 60. Udział procentowy grup okrzemek w stanowiskach Kamieńczyk (KA), Wyszków (WY), Barcice (BA) oraz Cupel (CU) w odniesieniu do zasolenia na podstawie klasyfikacji ekologicznej Van Dam i in. (1994).

**Warunki wilgotnościowe.** W rzece Bug, większość zidentyfikowanych okrzemek stanowią gatunki typowo wodne i okresowo wodne. Odnotowano też w zbiorowiskach udział okrzemek wodno-aerofilnych. Wysoki udział gatunków okresowo wodnych odnotowano w próbach wiosennych i letnich obu sezonów badawczych (Ryc. 61).



Ryc. 61. Udział procentowy grup okrzemek w stanowiskach Kamieńczyk (KA), Wyszków (WY), Barcice (BA) oraz Cupel (CU) w odniesieniu do warunków wilgotnościowych na podstawie klasyfikacji ekologicznej Van Dam i in. (1994).

## Charakterystyka stanu ekologicznego badanych rzek na podstawie indeksów okrzemkowych

Ocenę stanu ekologicznego wykonano na podstawie wybranych indeksów okrzemkowych IPS (Specific Pollution Sensitivity Index), GDI (Ceneric Diatom Index) i TDI (Trophic Diatom Index).

## Rzeka Narew

| PRÓBA<br>DZIERŻENIN (DZ) | IPS  | GDI  | TDI   | %PT  |
|--------------------------|------|------|-------|------|
| ENNARDZAP8PL             | 13,8 | 12,7 | 70,44 | 7,7  |
| ENNARDZAP8EP             | 16,4 | 16,1 | 73,15 | 5,7  |
| ENNARDZAP8BE             | 13,6 | 13,1 | 67,07 | 10,1 |
| ENNARDZMY8PL             | 11,6 | 12,4 | 80,22 | 9,7  |
| ENNARDZMY8EP             | 11,5 | 12,8 | 84,01 | 1,6  |
| ENNARDZMY8BE             | 11,9 | 12,6 | 83,83 | 0,8  |
| ENNARDZY8PL              | 9,8  | 11,3 | 88,3  | 8,7  |
| ENNARDZY8EP              | 12,7 | 11,8 | 89,05 | 3,7  |
| ENNARDZY8BE              | 9,5  | 11,7 | 84,43 | 3,9  |
| ENNARDZSE8PL             | 13,1 | 13,2 | 77,54 | 2,7  |
| ENNARDZSE8EP             | 10,8 | 11,3 | 86,77 | 11   |
| ENNARDZSE8BE             | 9,6  | 11,8 | 91,63 | 4,7  |
| ENNARDZNO8PL             | 10,7 | 11,3 | 81    | 18,6 |
| ENNARDZNO8EP             | 12,8 | 11,9 | 81,39 | 9,5  |
| ENNARDZNO8BE             | 11,2 | 10,9 | 84,85 | 9    |
| ENNARDZMA9PL             | 11,5 | 12   | 86,24 | 6,4  |
| ENNARDZMA9EP             | 9,1  | 8,3  | 82,91 | 46,9 |
| ENNARDZMA9BE             | 11,1 | 9,6  | 83,91 | 17,5 |
| ENNARDZMY9PL             | 12,4 | 13   | 83,42 |      |
| ENNARDZMY9EP             | 14   | 13,4 | 72,62 | 3,4  |
| ENNARDZMY9BE             | 13   | 12,4 | 76,79 | 3,8  |
| ENNARDZAU9PL             | 9,9  | 11,9 | 78,09 | 7,3  |
| ENNARDZAU9EP             | 10,6 | 11,3 | 89,64 | 4,6  |
| ENNARDZAU9BE             | 9,8  | 11,7 | 84,07 | 0,8  |
| ENNARDZOC9PL             | 12,1 | 11,8 | 84,24 | 8,6  |
| ENNARDZOC9EP             | 12,9 | 10,3 | 88,46 | 11,1 |
| ENNARDZOC9BE             | 9,6  | 10,6 | 92,61 | 5,9  |
| ENNARDZFE2PL             | 13,5 | 12,3 | 68,54 |      |
| ENNARDZFE2EP             | 14,2 | 12,2 | 85,03 | 2,3  |
| ENNARDZFE2BE             | 11,1 | 10,3 | 70,67 | 10,6 |

| PRÓBA<br>ŁACHA (LA) | IPS  | GDI  | TDI   | %PT  |
|---------------------|------|------|-------|------|
| ENNARLAAP8PL        | 14,9 | 13   | 62,2  | 3,6  |
| ENNARLAAP8EP        | 13,2 | 14   | 73,41 | 6,3  |
| ENNARLAAP8BE        | 12,8 | 12,8 | 72,93 | 4,3  |
| ENNARLAMY8PL        | 11,3 | 12,2 | 83,01 | 2    |
| ENNARLAMY8EP        | 10   | 11,1 | 78,51 | 11,3 |
| ENNARLAMY8BE        | 13   | 12,1 | 77,5  | 1,2  |
| ENNARLAJY8PL        | 12,1 | 11,9 | 88,59 | 4,5  |
| ENNARLAJY8EP        | 11,6 | 11,3 | 87,02 | 15,7 |
| ENNARLAJY8BE        | 11,7 | 11,8 | 87,66 | 2,5  |
| ENNARLASE8PL        | 9,6  | 11,3 | 91,17 | 14,4 |
| ENNARLASE8EP        | 8,5  | 11,8 | 90,92 | 16,1 |
| ENNARLASE8BE        | 9,8  | 11,3 | 89,55 | 5,4  |
| ENNARLANO8PL        | 10,9 | 12   | 84,64 | 14,1 |
| ENNARLANO8EP        | 12,1 | 12,3 | 78,81 | 10,7 |
| ENNARLANO8BE        | 10,5 | 11,9 | 88,44 | 3,1  |
| ENNARLAMA9PL        | 11,2 | 12,2 | 92,79 | 6,8  |
| ENNARLAMA9EP        | 11,2 | 11   | 77,25 | 14,4 |
| ENNARLAMA9BE        | 10,4 | 11,8 | 88,5  | 5,3  |
| ENNARLAMY9PL        | 8,4  | 10,5 | 93,6  | 0,6  |
| ENNARLAMY9EP        | 11,2 | 11,7 | 92,8  | 2,9  |
| ENNARLAMY9BE        | 10,4 | 10,9 | 85,49 | 1,4  |
| ENNARLAAU9PL        | 11   | 12,2 | 86,46 | 4,4  |
| ENNARLAAU9EP        | 10,6 | 11,7 | 88,33 | 6    |
| ENNARLAAU9BE        | 10,5 | 11,4 | 90,11 | 5,9  |
| ENNARLAOC9PL        | 11,9 | 11,5 | 85,73 | 8,4  |
| ENNARLAOC9EP        | 11,7 | 10,3 | 93,59 | 12,9 |
| ENNARLAOC9BE        | 9,7  | 11,3 | 94,67 | 3,8  |
| ENNARLAFE2PL        | 9,9  | 11,7 | 84,06 | 10,4 |
| ENNARLAFE2EP        | 13,6 | 11,1 | 85,06 | 19,6 |
| ENNARLAFE2BE        | 11,3 | 12   | 89,18 | 9,9  |

| PRÓBA<br>DĘBE (DE) | IPS  | GDI  | TDI   | %PT  |
|--------------------|------|------|-------|------|
| ENNARDEAP8PL       | 14,4 | 12,5 | 83,82 | 5,6  |
| ENNARDEAP8EP       | 13,9 | 11,5 | 82,12 | 0,8  |
| ENNARDEAP8BE       | 13,8 | 12,5 | 75,77 | 2,7  |
| ENNARDEMY8PL       | 14,4 | 12,1 | 85,33 | 2,2  |
| ENNARDEMY8EP       | 13,6 | 12,8 | 88,4  | 0,8  |
| ENNARDEMY8BE       | 15,1 | 13,3 | 70,7  | 4,2  |
| ENNARDEJY8PL       | 10,9 | 11,2 | 85,21 | 3,4  |
| ENNARDEJY8EP       | 11,4 | 9,5  | 73,11 | 14,9 |
| ENNARDEJY8BE       | 6,8  | 11,4 | 92,58 | 9,2  |
| ENNARDESE8PL       | 11,2 | 10,9 | 69,9  | 14,1 |
| ENNARDESE8EP       | 12,1 | 11,4 | 64,22 | 14,4 |
| ENNARDESE8BE       | 10,8 | 11,6 | 74,7  | 8,5  |
| ENNARDENO8PL       | 12,6 | 8,4  | 74,86 | 46,7 |
| ENNARDENO8EP       | 10,8 | 4,7  | 79,97 | 60,4 |
| ENNARDENO8BE       | 12,5 | 10,5 | 77,56 | 32,6 |
| ENNARDEMA9PL       | 10,3 | 10,1 | 80,25 | 20,5 |
| ENNARDEMA9EP       | 13,3 | 11,2 | 72    | 15,3 |
| ENNARDEMA9BE       | 9,5  | 10,5 | 79,16 | 18,7 |
| ENNARDEMY9PL       | 7,7  | 11   | 94,53 | 0,9  |
| ENNARDEMY9EP       | 6,7  | 10,9 | 93,67 |      |
| ENNARDEMY9BE       | 9,2  | 11,1 | 87,79 | 2,8  |
| ENNARDEAU9PL       | 10,5 | 12,4 | 80,51 | 8,12 |
| ENNARDEAU9EP       | 11,3 | 13   | 82,24 | 2,9  |
| ENNARDEAU9BE       | 11,3 | 11,7 | 85,4  | 7,9  |
| ENNARDEOC9PL       | 12,8 | 14   | 80,92 | 8,5  |
| ENNARDEOC9EP       | 13,1 | 10,6 | 85,72 | 12,6 |
| ENNARDEOC9BE       | 10,5 | 10,6 | 81,59 | 16,4 |
| ENNARDEFE2PL       | 9,6  | 10,8 | 71,21 | 5    |
| ENNARDEFE2EP       | 15,3 | 12   | 73,3  | 4,4  |
| ENNARDEFE2BE       | 14,3 | 12,2 | 70,19 | 10,9 |

Ryc. 62. Stan ekologiczny rzeki Narew na stanowiskach Dzierżenin (DZ), Łacha (LA) oraz Dębe (DE) na podstawie indeksów okrzemkowych IPS, GDI i TDI.

Analiza wartości wskaźnikowych okrzemek z prób zebranych ze stanowiska DZ na podstawie indeksu IPS wykazała, że wody rzeki w większości odpowiadają klasie od II do IV, najczęściej odnotowano klasę IV. Biorąc pod uwagę indeks GDI są to wody o klasie jakości od II do IV, w tym najczęściej odnotowano klasę III. Ze względu na indeks TDI są to wody odpowiadające klasie od IV do V, najczęściej odnotowano klasę V (Ryc. 62). Na kolejnym stanowisku LA, wraz z biegiem rzeki, określono stan ekologiczny na podstawie indeksu IPS jako odpowiadający klasie od III do IV, najczęściej odnotowano klasę IV. Ze względu na indeks GDI są to wody o klasie jakości od II do IV, najczęściej odnotowano klasę III. Indeks TDI określił wody rzeki jako odpowiadające klasie od IV do V, najczęściej odnotowano klasę V (Ryc. 62). Analiza okrzemek z prób zebranych ze stanowiska DE, znajdującego się przy tamie Zalewu Zegrzyńskiego, z uwagi na indeks IPS wykazała, że wody rzeki w większości odpowiadają klasie od II do V, najczęściej odnotowano klasę III i IV. Indeks GDI pozwala zaklasyfikować wody od II do V klasy, najczęściej odnotowano klasę III. Biorąc pod uwagę indeks TDI są to wody odpowiadające klasie od IV do V, najczęściej notowano klasę V (Ryc. 62).

## **Rzeka Bug**

Analiza stanu ekologicznego na podstawie IPS z prób zebranych ze stanowiska KA wykazała, że wody rzeki na tym odcinku w większości odpowiadają klasie od II do V, jednak najczęściej zostały sklasyfikowane jako IV oraz V klasa. Ze względu na indeks GDI są to wody o klasie jakości od II do IV, najczęściej zaklasyfikowano je do klasy III. Ze względu na indeks troficzny są to wody w większości odpowiadające klasie V (28 prób) (Ryc. 63). Na stanowisku WY z uwagi na indeks IPS określono, że wody rzeki w większości odpowiadają klasie od III do V, najczęściej odnotowano klasę V. Ze względu na indeks GDI są to wody o klasie jakości od II do V, przy czym najczęściej odnotowano klasę IV. Ze względu na indeks TDI we wszystkich próbach są to wody odpowiadające klasie V (Ryc. 63). Kolejne stanowisko zgodnie z biegiem rzeki (BA) na podstawie indeksu IPS charakteryzuje się w większości klasie od III do V, najczęściej odnotowano klasę IV. Ze względu na indeks GDI są to wody o klasie jakości od II do IV, najczęściej odnotowano również klasę IV. Natomiast ze względu na indeks TDI są to wody w większości odpowiadające klasie od IV do V, najczęściej odnotowano klasę V, jedynie 3 próby mieszczą się w klasie IV (ryc. 63). Na podstawie analiz zbiorowisk okrzemek z prób zebranych ze stanowiska CU biorąc pod uwagę indeks IPS wody rzeki w większości odpowiadają klasie od II do V, najczęściej odnotowano klasę IV i V. Ze względu na indeks GDI są to wody o klasie jakości od III do V, najczęściej odnotowano klasę III. Ze względu na indeks TDI są to wody o klasie jakości od III do V, najczęściej odnotowano klasę V (23 próby), charakteryzujące się stanem hipertrofii (Ryc. 63).



| PRÓBA<br>KAMIEŃCZYK (KA) | IPS  | GDI  | TDI   | %PT  |
|--------------------------|------|------|-------|------|
| ENBUGKAAP8PL             | 8,8  | 12,4 | 89,28 | 1,8  |
| ENBUGKAAP8EP             | 8,5  | 12,2 | 91,1  |      |
| ENBUGKAAP8BE             | 9,1  | 12,7 | 79,6  | 1,6  |
| ENBUGKAMY8PL             | 12,4 | 14,3 | 54,25 | 12,1 |
| ENBUGKAMY8EP             | 7,6  | 10,6 | 93,8  | 6,3  |
| ENBUGKAMY8BE             | 7,2  | 10,8 | 96,72 | 3,8  |
| ENBUGKAJY8PL             | 8,3  | 11,2 | 89,83 | 8,8  |
| ENBUGKAJY8EP             | 13,4 | 12,4 | 59,53 | 28,2 |
| ENBUGKAJY8BE             | 10,3 | 12,5 | 83,1  | 12,6 |
| ENBUGKASE8PL             | 9,4  | 13,3 | 83,44 |      |
| ENBUGKASE8EP             | 9,4  | 13   | 84,04 | 2,4  |
| ENBUGKASE8BE             | 9,3  | 13,4 | 85,38 |      |
| ENBUGKANO8PL             | 8,6  | 9,7  | 81,73 | 19,1 |
| ENBUGKANO8EP             | 9,1  | 9,4  | 87,57 | 18,1 |
| ENBUGKANO8BE             | 9    | 9,8  | 82,4  | 17,8 |
| ENBUGKAMA9PL             | 9,4  | 11   | 91,86 | 4,6  |
| ENBUGKAMA9EP             | 13,8 | 12,4 | 89,5  | 15,1 |
| ENBUGKAMA9BE             | 8,9  | 10,6 | 87,33 | 11,6 |
| ENBUGKAMY9PL             | 5,6  | 10,1 | 97,96 | 0,6  |
| ENBUGKAMY9EP             | 6,8  | 10,3 | 86,4  | 9,1  |
| ENBUGKAMY9BE             | 4,9  | 9,8  | 99,69 |      |
| ENBUGKAAU9PL             | 9,7  | 11,7 | 87,46 | 2,2  |
| ENBUGKAAU9EP             | 8,7  | 11,7 | 93,94 | 5,7  |
| ENBUGKAAU9BE             | 8,7  | 12   | 92,83 | 4    |
| ENBUGKAOC9PL             | 6,8  | 10   | 98,88 | 2,5  |
| ENBUGKAOC9EP             | 6,9  | 10,6 | 96,99 | 2,8  |
| ENBUGKAOC9BE             | 6,6  | 9    | 96,6  | 15,1 |
| ENBUGKAFE2PL             | 9,6  | 12,1 | 89,29 | 13,1 |
| ENBUGKAFE2EP             | 7,3  | 10,1 | 92,18 | 8,6  |
| ENBUGKAFE2BE             | 8,1  | 10,6 | 94,18 | 7,2  |

| PRÓBA<br>WYSZKÓW (WY) | IPS  | GDI  | TDI   | %PT  |
|-----------------------|------|------|-------|------|
| ENBUGWYAP8PL          | 12,8 | 14,1 | 83,52 | 18,2 |
| ENBUGWYAP8EP          | 12,6 | 13   | 89,38 | 21,8 |
| ENBUGWYAP8BE          | 8,6  | 11,6 | 83,98 | 7    |
| ENBUGWYMY8PL          | 6,8  | 9,3  | 93,3  | 8,1  |
| ENBUGWYMY8EP          | 7,8  | 10,7 | 96,86 | 4,8  |
| ENBUGWYMY8BE          | 7,2  | 8,1  | 94,51 | 13,3 |
| ENBUGWYJY8PL          | 7,2  | 8,9  | 92,4  | 18,8 |
| ENBUGWYJY8EP          | 7,2  | 8,6  | 93,13 | 25,6 |
| ENBUGWYJY8BE          | 7,8  | 10,1 | 91,69 | 12,7 |
| ENBUGWYSE8PL          | 8,3  | 11,4 | 91,48 | 5,4  |
| ENBUGWYSE8EP          | 9    | 12,9 | 79,85 | 5,3  |
| ENBUGWYSE8BE          | 8,3  | 11,8 | 83,28 | 8,9  |
| ENBUGWYNO8PL          | 8,6  | 11   | 83,52 | 12,2 |
| ENBUGWYNO8EP          | 8,3  | 8,5  | 81,68 | 26,5 |
| ENBUGWYNO8BE          | 8,1  | 10,3 | 81,15 | 18   |
| ENBUGWYMA9PL          | 6,3  | 10,8 | 96,64 | 3,7  |
| ENBUGWYMA9EP          | 13,6 | 11,6 | 91,81 | 20,4 |
| ENBUGWYMA9BE          | 7,7  | 8,9  | 91,51 | 15   |
| ENBUGWYMY9PL          | 5,3  | 10   | 98,92 | 0,6  |
| ENBUGWYMY9EP          | 6,2  | 9,6  | 96,37 | 3,6  |
| ENBUGWYMY9BE          | 5,2  | 10,1 | 99,39 |      |
| ENBUGWYAU9PL          | 8,7  | 12,6 | 93,6  | 1,3  |
| ENBUGWYAU9EP          | 9,3  | 10,9 | 91,3  | 21,3 |
| ENBUGWYAU9BE          | 7,4  | 10,9 | 93,76 | 10,9 |
| ENBUGWYOC9PL          | 6,4  | 10,1 | 99,19 | 1,6  |
| ENBUGWYOC9EP          | 7,6  | 10,8 | 93,9  | 12,3 |
| ENBUGWYOC9BE          | 6,5  | 9,9  | 96,06 | 6,2  |
| ENBUGWYFE2PL          | 7,5  | 10,9 | 90,8  | 5,4  |
| ENBUGWYFE2EP          | 7,1  | 7,4  | 88,24 | 27,5 |
| ENBUGWYFE2BE          | 7,2  | 10,9 | 98,47 | 1,7  |

| PRÓBA<br>BARCICE (BA) | IPS  | GDI  | TDI   | %PT  |
|-----------------------|------|------|-------|------|
| ENBUGBAAP8PL          | 13,9 | 12,5 | 78,24 | 8,1  |
| ENBUGBAAP8EP          | 14,2 | 14,5 | 70,25 | 17,1 |
| ENBUGBAAP8BE          | 14,5 | 14,3 | 73,14 | 18   |
| ENBUGBAMY8PL          | 8,5  | 11,4 | 96,94 | 0,6  |
| ENBUGBAMY8EP          | 9,6  | 9,2  | 80,05 | 24,3 |
| ENBUGBAMY8BE          | 8,4  | 11,2 | 94,12 | 4,8  |
| ENBUGBAJY8PL          | 8,3  | 11,1 | 93,25 | 8,7  |
| ENBUGBAJY8EP          | 7,8  | 10,6 | 92,97 | 10,9 |
| ENBUGBAJY8BE          | 8,1  | 10,7 | 92,02 | 12,5 |
| ENBUGBASE8PL          | 10,2 | 14,1 | 73,73 | 0,9  |
| ENBUGBASE8EP          | 8,6  | 12,6 | 81,64 | 6,6  |
| ENBUGBASE8BE          | 9,1  | 12,7 | 82,75 | 3,7  |
| ENBUGBANO8PL          | 9,1  | 11,1 | 83,37 | 9,7  |
| ENBUGBANO8EP          | 7,9  | 11,4 | 82,37 | 11,3 |
| ENBUGBANO8BE          | 7,8  | 11   | 89,12 | 9,9  |
| ENBUGBAMA9PL          | 8,2  | 9,6  | 83,7  | 21,7 |
| ENBUGBAMA9EP          | 10,7 | 10,2 | 87,88 | 30,3 |
| ENBUGBAMA9BE          | 9,8  | 13,4 | 81,95 | 3,2  |
| ENBUGBAMY9PL          | 6,4  | 10,5 | 96,86 | 5,8  |
| ENBUGBAMY9EP          | 12,6 | 13,2 | 74,44 | 24,4 |
| ENBUGBAMY9BE          | 8    | 10,6 | 96,27 | 4,7  |
| ENBUGBAAU9PL          | 5,7  | 10,2 | 97,66 | 1,7  |
| ENBUGBAAU9EP          | 5,7  | 10,4 | 95,97 |      |
| ENBUGBAAU9BE          | 5,3  | 10,1 | 99,8  |      |
| ENBUGBAOC9PL          | 8,1  | 10,7 | 92,73 | 10,8 |
| ENBUGBAOC9EP          | 8    | 11,7 | 93,23 | 6,9  |
| ENBUGBAOC9BE          | 8    | 10,8 | 95,25 | 7,6  |
| ENBUGBAFE2PL          | 7,6  | 10,2 | 99,03 | 1,8  |
| ENBUGBAFE2EP          | 6,6  | 8,9  | 97,14 | 9,5  |
| ENBUGBAFE2BE          | 7,2  | 10,6 | 97,17 | 3,4  |

| PRÓBA<br>CUPEL (CU) | IPS  | GDI  | TDI   | %PT  |
|---------------------|------|------|-------|------|
| ENBUGCUAP8PL        | 12   | 13,4 | 76,99 | 8,9  |
| ENBUGCUAP8EP        | 13,5 | 12,8 | 78,54 | 6,4  |
| ENBUGCUAP8BE        | 15,8 | 12,8 | 83,5  | 1,7  |
| ENBUGCUMY8PL        | 9,1  | 12,3 | 70,41 |      |
| ENBUGCUMY8EP        | 9,1  | 11,2 | 91,81 | 5,8  |
| ENBUGCUMY8BE        | 10,1 | 11,1 | 85,82 | 12,5 |
| ENBUGCUJY8PL        | 11,7 | 12,5 | 85,72 | 7,9  |
| ENBUGCUJY8EP        | 12   | 12,6 | 69,63 |      |
| ENBUGCUJY8BE        | 11,6 | 11,8 | 52,28 |      |
| ENBUGCUSE8PL        | 12,2 | 12,3 | 77,09 | 0,9  |
| ENBUGCUSE8EP        | 9,6  | 10,3 | 73,8  | 19,3 |
| ENBUGCUSE8BE        | 12,1 | 12,2 | 57,55 |      |
| ENBUGCUNO8PL        | 13,2 | 11,8 | 88    | 29   |
| ENBUGCUNO8EP        | 12,4 | 10,4 | 84,09 | 13   |
| ENBUGCUNO8BE        | 10,9 | 9,7  | 83,75 | 18,8 |
| ENBUGCUMA9PL        | 8,8  | 12,3 | 85,08 | 3,3  |
| ENBUGCUMA9EP        | 12,5 | 12,7 | 74,33 |      |
| ENBUGCUMA9BE        | 3,78 | 11,7 | 83,38 | 1,3  |
| ENBUGCUMY9PL        | 2,92 | 11,7 | 90,87 | 2,8  |
| ENBUGCUMY9EP        | 2,76 | 11,1 | 92,14 |      |
| ENBUGCUMY9BE        | 5,7  | 4,9  | 79,76 | 0,7  |
| ENBUGCUAU9PL        | 2,99 | 12,2 | 90,82 | 1,7  |
| ENBUGCUAU9EP        | 3,34 | 13,4 | 68,36 | 3,3  |
| ENBUGCUAU9BE        | 3,3  | 13,1 | 88,14 | 0,7  |
| ENBUGCUOC9PL        | 2,55 | 10,9 | 97,54 |      |
| ENBUGCUOC9EP        | 5,2  | 10,9 | 97,19 | 0,6  |
| ENBUGCUOC9BE        | 2,67 | 11,3 | 92,26 | 1,3  |
| ENBUGCUFE2PL        | 11,4 | 12,6 | 87,84 | 2,8  |
| ENBUGCUFE2EP        | 11   | 11,7 | 80,63 | 3    |
| ENBUGCUFE2BE        | 10,5 | 11,6 | 85,2  | 3    |

Ryc. 63. Stan ekologiczny rzeki Bug na stanowiskach Kamieńczyk (KA), Wyszaków (WY), Barcice (BA) oraz Cupel (CU) na podstawie indeksów okrzemkowych IPS, GDI i TDI.

## Dyskusja

**Różnorodność gatunkowa okrzemek w rzekach na polskim niżu na przykładzie Narwi i Bugu.** Z wytypowanych siedmiu stanowisk na rzekach na polskim niżu, Narew i Bug, na podstawie analizy 210 prób zarówno bentosowych, epifitonowych jak i potamoplanktonowych łącznie zidentyfikowano 293 taksony okrzemek należące do 63 rodzajów. W próbach z Narwi łącznie zidentyfikowano 223 taksony okrzemek, a w przypadku rzeki Bug zidentyfikowano ich 218. Różnorodność gatunkowa pod względem liczby zidentyfikowanych taksonów okrzemek obu rzek jest odmienna w stosunku do innych rzek na polskim niżu. W badaniach okrzemek z prób bentosowych z rzeki Pilicy ogółem zidentyfikowano 378 gatunków (Szulc 2013), znacznie więcej niż badanych rzekach. Podobne badania prowadzono w przypadku rzeki Bzura, gdzie ogółem zidentyfikowano 290 taksonów (Rakowska, Szczepocka 2011). Z kolei badania pod kątem oceny jakości wody z wykorzystaniem okrzemek, prowadzone na próbach pobranych z rzeki Linda, wykazały od 134 do 236 taksonów okrzemek na różnych stanowiskach (Szczepocka i in. 2014). Natomiast z próbek epifitonowych i bentosowych pobranych w odcinku ujściowym Wisły do Bałtyku zidentyfikowano 187 gatunków okrzemek (Majewska i in. 2012). Kolejną rzeką na polskim niżu, która była badana w aspekcie wykorzystania okrzemek do oceny jakości wód była rzeka Ner, gdzie w 18 próbach bentosowych zidentyfikowano łącznie jedynie 87 gatunków okrzemek (Szczepocka i in. 2016). Rzeka Bug jest mniej zróżnicowana pod względem ilości gatunków niż rzeka Narew. Przyczyną może być fakt, że jest on poddany większym wpływom działalności człowieka niż Narew, która zachowała w większości naturalny swój charakter. Obie rzeki mają swe źródła poza granicami Polski, a rejony, przez które przepływają znacząco się różnią. Narew poza granicami kraju przepływa głównie przez tereny zalesione, a na terenie Polski w górnym swym biegu przepływa przez Nadnarwiański Park Krajobrazowy, a w dolnym odcinku, Dolina Dolnej Narwi, rzeka przepływa przez piaszczyste tereny porośnięte borami sosnowymi, w których znajdują się rezerваты przyrody (Kondracki 1998). Wpływ terenów miejskich takich jak: Ostrołęka, Pułtusk, Serock jest zdecydowanie większy w dojnym odcinku Narwi. Rzeka Bug jest rzeką transgraniczną, stanowiąc część wschodniej granicy Polski z Ukrainą oraz Białorusią. W granicach Polski przepływa ona głównie przez tereny rolnicze z małym udziałem lasów. W górnym odcinku, w południowo-wschodniej Polsce, rzeka przepływa przez tereny chronione, parki krajobrazowe i rezerваты przyrody, ale jest tu także widoczny znaczący wpływ terenów rolniczych. W dolnym odcinku rzeka Bug przepływa przez tereny łąkowe i piaszczyste, przeważnie zalesione, znajdują się tu także rezerваты przyrody. Pomimo terenów objętych

ochroną, w obrębie dolnego biegu rzeki wzrasta udział terenów rolniczych oraz ośrodków miejskich (Kondracki 1998).

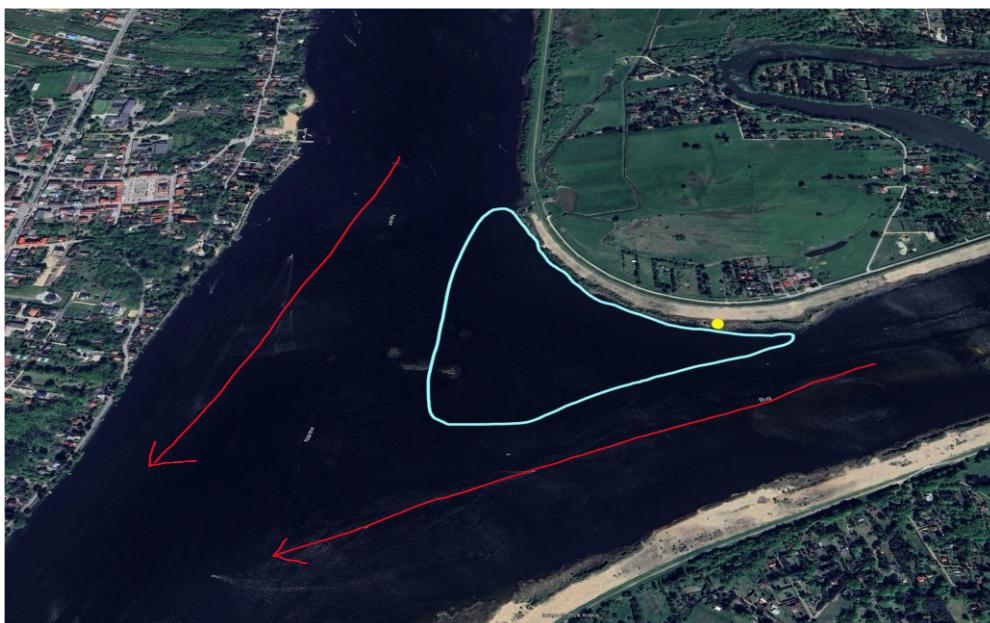
**Różnorodność gatunkowa okrzemek na stanowiskach.** Gatunkami charakterystycznymi dla obu badanych rzek ze względu na częstość występowania i liczebność w próbach jest *Cyclostephanos dubius* – gatunek dominujący oraz absolutnie stały lub stały w zależności od stanowiska badawczego. Chociaż odnotowano gatunki, które wystąpiły w obu rzekach, to zarysowała się wyraźna różnica częstości ich występowania. Na przykład gatunkami absolutnie stałymi w rzece Bug były: *Nitzschia intermedia*, *N. capitellata* oraz *Fallacia pygmaea*, a w rzece Narew wystąpiły one jako przypadkowe. Natomiast gatunkami charakterystycznymi dla rzeki Narew były: *Diademes confervacea*, *Achnantheidium eutrophilum*, *Rhoicosphenia abbreviata* oraz *Encyonema leibleinii*. W rzece Bug odnotowano na wszystkich stanowiskach jako gatunki dominujące i absolutnie stałe *Cyclotella meneghiniana* oraz *Stephanodiscus hantzschii*. Gatunki te występują w wielu zbiornikach wodnych, w tym rzekach na obszarze Polski, nie tylko na niżu (Szulc 2013; Szczepocka i in. 2014; Szczepocka i in. 2016), ale również były notowane w rzekach na pogórzu i w górach (Wojtal, Kwadrans 2006; Wojtal 2009). Gatunki te zaliczane są do kosmopolitycznych (Zalat i in. 2022). Pomimo wspólnych gatunków dominujących dla obu rzek oraz dla stanowisk na rzece Narew i Bug badane stanowiska różniły się pod kątem struktury zbiorowisk okrzemek zarówno w aspekcie jakościowym jak i ilościowym. Analiza SIMPER wykazała wysokie średnie niepodobieństwo, szczególnie pomiędzy stanowiskami Dzierżenin i Łacha a Dębe na rzece Narew. Wartości średniego niepodobieństwa na podstawie analizy SIMPER pomiędzy zbiorowiskami okrzemek ze stanowisk rzeki Narew w odniesieniu do stanowisk rzeki Bug są jeszcze wyższe. Różnice pomiędzy stanowiskami wynikają między innymi z liczebności wymienionych wcześniej gatunków dominujących. Na przykład udział procentowy w próbach *Stephanodiscus hantzschii* na stanowiskach Dębe był najwyższy, niższy w próbach ze stanowiska Łacha, a najniższy na stanowisku Dzierżenin. W przypadku stanowisk na rzece Bug był wysoki dla prób z trzech stanowisk: Kamieńczyk, Wyszaków i Barcice, natomiast zdecydowanie niższy w próbach ze stanowiska Cupel. Ponadto na rzece Narew zbiorowiska zdecydowanie różniły się w liczbą zidentyfikowanych taksonów okrzemek w większym stopniu niż w rzece Bug. Najmniej gatunków zidentyfikowano w Dębe, co może wynikać z tego, że jest to miejsce przekształcone przez człowieka – betonowa opaska wzdłuż brzegu przy tamie Zalewu Zegrzyńskiego. Zróżnicowanie w liczbie odnotowanych taksonów pomiędzy stanowiskami mogło też wynikać z oddziaływania antropogenicznego (Szczepocka i in. 2016, Macklin, Lewin 2019) takiego jak:

lokalizacja w pobliżu mostów drogowych (Wyszków i Łacha), lokalizacja przy zaporze (Dębe), lokalizacja w pobliżu sztucznie ukształtowanego zbiornika, jakim jest Zalew Zegrzyński (Cupel i Łacha), lokalizacja przy uformowanej przez człowieka plaży (Wyszków). Zróżnicowanie to mogło także wynikać z otoczenia brzegów terenami wiejskimi (Dzierżenin, Barcice i Kamieńczyk), które w zależności od intensywności praktyk rolniczych mogą wpływać na strukturę zbiorowisk okrzemek (Walsh, Wepener 2009). Rodzaj podłoża, które zasiedlają okrzemki, także ma wpływ na zróżnicowanie struktury ich zbiorowisk. W piśmiennictwie wykazano, że bogactwo gatunkowe zbiorowisk okrzemek jest większe na podłożu twardym niż na nieutwardzonym, gdyż podłoże muliste jest bardziej wrażliwe na przepływ wody niż podłoże kamieniste, a tym samym może naruszać stabilność mikrosiedliska (Baker i in. 2022).

Kolejna różnica pomiędzy stanowiskami na badanych rzekach zarysowuje się, analizując częstość występowania niektórych gatunków. Dla stanowiska Dębe gatunkami stałymi były: *Achnanthydium exiguum*, *Cymbella hustedtii*, *C. lanceolata*, *C. neocistula*, *C. neoleptoceros*, *Encyonema caespitosum* oraz *Diatoma vulgare*, natomiast nie odnotowano ich w próbach ze stanowiska Łacha i stanowiska Dzierżenin lub stwierdzono ich pojedyncze okrywy. W przypadku stanowiska Dzierżenin gatunkami absolutnie stałymi oraz stałymi były: *Amphora inariensis*, *Epithemia adnata*, *Gomphonema pumilum*, *G. subclavatum*, *Lindavia balatonis*, *Mayamaea petersenii*, *Meridion circulare*, *Navicula radiosa*, *N. upsalienensis*, *Nitzschia linearis*, *Planothidium dubium*, *Platessa conspicua*, *Sellaphora bacillum*, *S. pupula* oraz *Staurosira construens*. Z kolei w próbach ze stanowiska Łacha i stanowiska Dębe gatunków tych nie odnotowano lub pojawiały się również ich pojedyncze okrywy. W przypadku stanowiska Łacha także odnotowano gatunki stałe, a których nie stwierdzono w próbach ze stanowisk Dębe i Dzierżenin lub odnotowano pojedyncze ich okrywy. Były nimi: *Cymbella proxima*, *Geissleria decussis*, *Diademes confervacea*, *Gomphonema brébissonii*, *G. gracile* oraz *Nitzschia recta*. Pomiedzy stanowiskami na rzece Bug także odnotowano takie zróżnicowanie. W przypadku stanowiska Wyszków gatunkami stałymi były: *Melosira varians*, *Nitzschia adamata*, *Navicula viridula*, *Surirella brébissonii* var. *kuetzingii*, jednak na pozostałych stanowiskach ich nie odnotowano lub ich udział procentowy w próbie był poniżej 0,2%. Dla stanowiska Kamieńczyk takim gatunkiem stałym była *Navicula cari*. Natomiast dla stanowiska Barcice gatunkami stałymi, które nie zostały zidentyfikowane w próbach z pozostałych stanowisk lub ich udział procentowy w próbie był poniżej 0,2% były: *Cocconeis lineata*, *Gomphonema angustatum*, *Mayamaea petersenii*, *Navicula libonensis* i *Nitzschia gracilis*. Największą liczbą gatunków stałych i absolutnie stałych, które wyróżniały stanowisko, charakteryzował się Cupel. Gatunkami wyróżniającymi to stanowisko były: *Achnanthydium*

*eutrophilum*, *Aneumastus stroesei*, *Cymbella compacta*, *Cymbopleura lata*, *Diatoma vulgaris*, *Geissleria acceptata*, *Fragilaria radians*, *Gomphonema subclavatum*, *G. pala*, *Neidium dubium*, *Paraplaconeis minor*, *P. placentula*, *Parlibellus protracta*, *Placoneis clementiodes*, *P. pseudanglica*, *Planothidium dubium*, *P. minutissimum*, *Platessa conspicua*, *Rhoicosphenia abbreviata*, *Sellaphora bacillum*, *Staurosira construens* oraz *S. binodis*.

**Zróżnicowanie mikrosiedlisk a struktura zbiorowisk okrzemek.** Na wytypowanych stanowiskach pobierano próbki z dostępnych mikrosiedlisk: z toni wodnej – potamoplanktonu, z epifitonu oraz bentosowe z różnych podłoży. Próby bentosowe obejmowały: muł, który w rzece Narwi pobierano ze stanowiska Łacha oraz Dzierżenin, a w rzece Bug ze stanowisk: Kamieńczyk, Wyszków oraz Barcice. Na stanowisku Cupel (Bug) próby bentosowe pobierano z piasku, a w stanowisku Dębe (Narew) próby bentosowe pobierano z opaski betonowej zapory. Okrzemki mają możliwości przystosowania się do warunków siedliskowych przez tworzenie kolonii, mocowanie do podłoża za pomocą stylików lub przy pomocy śluzu. Na przykład gatunki stałe dla stanowiska Dębe, takie jak: *Achnanthidium exiguum*, *Cymbella hustedtii*, *C. lanceolata*, *C. neocistula* i *C. neoleptoceros* zaliczane są do grupy (gildii) o niskim profilu. Charakteryzują się one małymi rozmiarami, a także zdolnością przylegania do podłoża całą powierzchnią okrywy, jak na przykład okrzemki z rodzaju *Achnanthes*. Zaliczane do tej grupy są także te, które mają zdolność przytwierdzenia się wierzchołkiem równolegle lub prostopadle do podłoża, jak w przypadku gatunków z rodzaju *Cymbella*. Przytwierdzenie do podłoża przy pomocy warstwy śluzu lub stylików uniemożliwia przemieszczanie się, ale daje okrzemkom lepsze możliwości przetrwania w biofilmie w warstwie granicznej. Dzięki temu są one odporne na zakłócenia fizyczne (Passy 2007), jakimi są okresowe ruchy wody, wynikające z oddziaływania warunków atmosferycznych. Stanowisko Cupel jest miejscem, w którym rzeka Bug kończy swój bieg łącząc się z Narwią i tworzy Zalew Zegrzyński. Miejsce poboru prób było poddane działaniu wiatrów zachodnich, powodujących w strefie brzegowej intensywne falowanie wody. Ponadto miejsce to charakteryzowała okresowa stagnacja wody, ponieważ znajduje się ono poza głównym nurtem obu rzek (Ryc. 64).



Ryc. 64. Miejsce poboru prób na stanowisku Cupel (żółty punkt). Nurt rzek oznaczono strzałkami, natomiast niebieski obrys wskazuje na obszar okresowo stagnującej wody.

Pośród gatunków stałych dla tego stanowiska na uwagę zasługują *Achnanthidium eutrophilum* i *Cymbella compacta*, które zaliczane są do gildii o niskim profilu i które wykształciły cechy przystosowawcze do utrzymania się w biofilmie. Ponadto gatunkami stałymi były tu także: *Diatoma vulgaris*, *Fragilaria radians*, *Gomphonema subclavatum* oraz *G. pala* zaliczane do grupy (gildii) o wysokim profilu (Passy 2007). Okrzemki te mają zdolność do tworzenia rozgałęzionych lub łodygowatych kolonii, które pomimo tego, że są bardziej podatne na wymywanie, wykraczają poza warstwę graniczną biofilmu, dzięki czemu mogą eksploatować zasoby niedostępne dla nisko profilowej gildii (Passy 2007).

Analizując mikrosiedliska pod kątem struktury zbiorowisk okrzemek na stanowiskach rzeki Narew zaobserwowano, że w przypadku niektórych gatunków okrzemek udział procentowy jest różny dla poszczególnych mikrosiedlisk. *Cocconeis placentula* na stanowiskach Dzierżenin i Dębe występował z większym udziałem procentowym w próbach epifitonowych, przy czym były też próby z jego większym udziałem w potamoplanktonie, zaś w próbach ze stanowiska Łacha dla wielu prób większy jego udział procentowy był w potamoplanktonie, przy czym wystąpił nielicznie też w epifitonie. Zgodnie z danymi literaturowymi *Cocconeis placentula* występuje tworząc epifiton (Lange Bertalot i in. 2017), a w przypadku rzek obecność okryw w próbach potamoplanktonowych może wynikać z ruchów wody, które z kolei mogą spowodować oderwanie się okryw od makrofitytów występujących w strefie brzegowej. Innym przykładem jest *Amphora pediculus*, która w różnych terminach poboru prób na stanowisku Dzierżenin występowała z wysokim udziałem

albo w próbach epifitonu, albo w próbach bentosowych lub planktonowych. Natomiast na stanowisku Łacha dla większości prób większy jej udział procentowy był w potamoplanktonie, przy czym były też w próby z jej większym udziałem w epifitonie. W przypadku stanowiska Dębe największy jej udział procentowy był w próbach peryfitonowych, ale wysoki udział odnotowano również w potamoplanktonie. Okrzemki z rodzaju *Amphora* ze względu na swoją budowę reprezentują typ, który zaliczany jest do gildii o niskim profilu, przytwierdzając się do podłoża (Nicolosi Gelis i in. 2020). Większy ich udział procentowy w próbach epifitonu oraz ich obecność w potamoplanktonie można tłumaczyć przepływem wody i falowaniem w strefie brzegowej. Kolejnym przykładem w kontekście porównania mikrosiedlisk pod kątem zróżnicowania zbiorowisk okrzemek mogą być *Aulacoseira ambigua* i *A. granulata*, które na stanowiskach Dębe i Dzierżenin w większości prób pojawiły się z większym udziałem procentowym w próbach bentosowych, przy czym ich wyższy udział procentowy odnotowano też dla prób potamoplanktonowych. Natomiast w przypadku stanowiska Łacha *Aulacoseira ambigua* występowała z większym udziałem w próbach potamoplanktonowych, przy czym były próby bentosowe, które charakteryzowały się jej większym udziałem procentowym. *Aulacoseira ambigua* i *A. granulata* są typowymi okrzemkami planktonowymi (Denys 1991), a ich obecność w próbach bentosowych może wynikać zarówno z ruchów wody jak i opadania okryw na dno.

Analizując poszczególne mikrosiedliska pod kątem struktury zbiorowisk okrzemek na wybranych stanowiskach rzeki Bug można wskazać, że w przypadku niektórych gatunków udział procentowy jest wyższy dla poszczególnych mikrosiedlisk. Przykładem może być *Aulacoseira granulata*, która na stanowisku Kamieńczyk w przypadku większości prób występowała z największym udziałem procentowym w potamoplanktonie, natomiast w kilku terminach poboru odnotowano ją licznie również w epifitonie.

**Warunki środowiskowe determinujące zróżnicowanie zbiorowisk okrzemek.** Na zbiorowiska okrzemek w ekosystemach lotycznych mają wpływ czynniki hydromorfologiczne takie jak: zachowana ciągłość rzeki, zmienność głębokości, zmienność szerokości, struktura podłoża, skład podłoża, struktura strefy nadbrzeżnej oraz ilość i dynamika przepływu wód – reżim hydrologiczny. Rzeki na terenie Polski są zaklasyfikowane do 6 typów reżimów wodnych (Wrzesiński 2017a). Narew i Bug są zaliczane do typu 3 – reżim niwalny silnie wykształcony. W cyklu rocznym rzeki te podlegają największym zmianom odpływu: wiosną pojawiają się wysokie wezbrania roztopowe, latem i jesienią obserwuje się głęboką niżówkę. Odpływy dla tego typu rzek nie przekraczają 160 mm. Okres przeciętnych przepływów pojawia się na

początku roku hydrologicznego, następnie rozpoczynają się wiosenne wysokie przepływy (Wrzeński 2017b, Wrzeński 2018). Przykładem wpływu wezbrania roztopowego na strukturę zbiorowiska okrzemek są próby z marca drugiego roku badawczego ze stanowiska Barcice. W próbach tych nie ujawniono ani jednej okrywy *Stephanodiscus hantzschii* pomimo tego, że jest to gatunek notowany we wszystkich pozostałych próbach z tego stanowiska i jest to gatunek absolutnie stały i dominujący dla wszystkich badanych stanowisk na rzece Bug. Związane to jest z rozlaniem się rzeki na skutek wezbrania roztopowego. Miejsce poboru prób było odsunięte od głównego koryta rzeki i znajdowało się na granicy terasy zalewowej. Zmiana miejsca poboru prób miała odzwierciedlenie w zmianie struktury jakościowej i ilościowej zbiorowisk okrzemek. Należy też zwrócić uwagę na wahania poziomu wód wynikające z typu reżimu rzeczno, ale także te, które mogą być skutkiem globalnego ocieplenia klimatu. Od końca ubiegłego wieku zaobserwowano zmiany warunków klimatycznych, które wywołują zmiany hydrologiczne (Brzezińska i in. 2023). Pomimo tego, że analiza średniorocznych opadów nie przejawia się zmianami hydrologicznymi, jakim poddawane są aktualnie rzeki na polskim niżu, ostatnio obserwuje się, że warunki panujące w rzekach modyfikowane są przez obfite, nawalne i krótkotrwałe opady atmosferyczne oraz okresy długotrwałej suszy. Opady atmosferyczne kształtujące przepływ danej rzeki powiązane z sezonowością charakterystyczną dla klimatu umiarkowanego mają wpływ na strukturę zbiorowisk okrzemek. Część wód opadowych spływa bezpośrednio do rzek również z terenów przyległych, stanowiąc odpływ powierzchniowy, który w przeciwieństwie do odpływu podziemnego rzeki, jest zjawiskiem okresowym, a nawet epizodycznym, powodując nagły wzrost odpływu rzeczno. W fazie maksimum opadu atmosferycznego następuje formowanie przepływu kulminacyjnego (Soczyńska 1997; Allan 1998; Bajkiewicz-Grabowska, Mikulski 2005). W badaniach wykazano, że opady wynikające z sezonowości wpływają na strukturę zbiorowisk okrzemek zarówno planktonowych jak i bentosowych w rzekach (Chao i in. 2023), w tym szczególnie widoczny jest ten wpływ, gdy opady są nagłe i intensywne (Cho i in. 2020; Hwang 2023). Obecnie obserwowane zmiany klimatu, które przejawiają się i rzadszymi opadami śniegu i brakiem pokrywy śnieżnej, ograniczają zasilanie roztopowe. Odnotowano wzrost odpływu w okresie zimowym i spadek w miesiącach wiosennych na rzekach Narew i Bug (Brzezińska i in. 2023). Nagłe napływy wody i wysychanie koryt rzeki mają istotny wpływ na strukturę zbiorowisk okrzemek (B-Béres i in. 2019). Okrzemki wykształciły różne przystosowania do warunków zmiennego poziomu wód (Falasco i in. 2021). Do cech przystosowawczych zaliczyć można wytwarzanie śluzu, jak na przykład u *Cymbella* i *Gomphonema*, także zdolność przemieszczania się do obszarów wilgotnych, jak w przypadku *Navicula* i *Nitzschia* (Sabater



i in. 2017; Falasco i in. 2021). Ograniczenie przepływu i wysychanie wpływa na zbiorowiska okrzemek, jednak po wznowieniu przepływu potrafią one rozwijać nowe, zdolne do życia populacje, w szybkim czasie kolonizując ekosystem (Quevedo-Ortiz i in. 2024). Dzieje się tak dlatego, że okrzemki mogą przetrwać w wilgotnych ostojach, takich jak: ściółka, liście, a także drewno lub osady (Robson 2008; Falasco i in. 2020). Jednym z przystosowań dającym okrzemkom odporność na wysychanie jest wytwarzanie form przetrwalnikowych (Souffreau i in. 2013). Pomimo tego, że wszystkie te cechy przystosowawcze sprzyjają odbudowie zbiorowiska okrzemek, to wciąż są one organizmami bardzo wrażliwymi na skutki ograniczenia przepływu wody i wysuszenia (Cantonati i in. 2020). Właśnie ta wrażliwość powoduje, że są one idealną grupą organizmów, na podstawie której można zbadać reakcję zbiorowiska na ograniczenia przepływu wody związane z globalną zmianą klimatu (Torn'es i in. 2022). Okresy suszy nasilają wpływ zanieczyszczeń chemicznych, co może prowadzić do wystąpienia form teratologicznych okrzemek (Torn'es i in. 2018). Wzrost stężenia składników odżywczych, zamulenie i zmniejszenie dostępności wody może powodować zmiany w strukturze zbiorowisk okrzemek i prowadzić do wyginięcia wrażliwych gatunków (Novais i in. 2020) oraz przyczynić się do wzrostu udziału w zbiorowiskach gatunków tolerancyjnych, co w rezultacie prowadzi do zmniejszenia różnorodności gatunkowej.

Zlewnie obu badanych rzek znajdują się pod wpływem klimatu umiarkowanego, który charakteryzuje się sezonowością, wynikającą ze zmian opadów atmosferycznych jak i temperatury. Według danych IMGW o wartości średniej miesięcznej temperatur z ostatnich dwudziestu lat na stacjach meteorologicznych w zlewni rzeki Narew i Bug wykazano tendencję wzrostu temperatury powietrza. Wykazana tendencja wpisuje się w odnotowane zmiany temperatury z ostatnich siedemdziesięciu lat. Średnia temperatura powietrza w tym czasie wzrosła o dwa stopnie Celsjusza. Dane te potwierdzają, że obszary zlewni analizowanych rzek poddane są zmianom klimatycznym związanym z globalnym ociepleniem. Sezonowość klimatu i zmienność temperatury wody od 0°C w sezonie zimowym do 27°C w sezonie letnim, przejawiała się wahaniami udziału procentowego poszczególnych gatunków okrzemek w próbach. Dobrym przykładem jest *Cyclotella meneghiniana*, która będąc gatunkiem stałym i dominującym dla wszystkich stanowisk, wykazywała się zmiennym udziałem procentowym w próbach z różnych sezonów. Na stanowisku Cupel najwyższy jej udział procentowy był dla prób z lata z pierwszego roku badawczego przekraczając 20 % udziału w próbie (27°C), po czym jesienią i zimą nastąpił spadek jej udziału procentowego poniżej 5 % (1°C i 3°C), a kolejny wzrost odnotowano dla prób letnich i jesiennych kolejnego roku (23°C oraz 14°C), jednak wzrost ten nieznacznie przekroczył 10%. W przypadku stanowiska Kamieńczyk także

widzieć zmienny udział procentowy tego gatunku w próbach letnich, osiągając 30% (26°C), a najniższy jej udział procentowy na poziomie 0,2% odnotowano dla prób zebranych zimą (2°C) w drugim roku badawczym. Temperatura jest czynnikiem, który modyfikuje inne czynniki, jak na przykład zawartość rozpuszczonego tlenu w wodzie, co z kolei przekłada się na procesy mineralizacji w rzece, wpływając zarazem na zbiorowiska okrzemek.

Gatunek dominujący dla obu rzek, *Cyclostephanos dubius*, a także te gatunki, które były dominujące dla wszystkich stanowisk na Bugu, *Cyclotella meneghiniana* oraz *Stephanodiscus hantzschii*, są wykazywane jako wskaźniki złej jakości wód. Są to gatunki tolerancyjne i odporne na zanieczyszczenia, będące skutkiem przekształceń antropogenicznych zachodzących w środowisku. *Cyclotella meneghiniana* podobnie jak i *Cyclostephanos dubius* to okrzemki charakterystyczne dla wód eutroficznych (Prygiel, Coste 2000; Wojtal, Kwadrans 2006). *Cyclotella meneghiniana* może rozwijać duże populacje, jeśli istnieje prawdopodobieństwo, że zostanie pozbawiona konkurencji (Prygiel, Coste 2000). Kolejnym gatunkiem, który może być wskaźnikiem silnej eutrofizacji wód jest *Stephanodiscus hantzschii* (Kolmakov i in. 2002). Występowanie gatunków okrzemek: *Cyclostephanos dubius*, *Cyclotella meneghiniana* oraz *Stephanodiscus hantzschii* z wysokim udziałem procentowym, szczególnie w okresach letnich, wskazują na to, że wody obu rzek są silnie zeutrofizowane, co wpływa na ocenę ich stanu ekologicznego. Zarówno stanowiska na rzece Narew jak i rzece Bug znajdują się na obszarach wiejskich: Dzierżenin, Kamieńczyk i Barcice, w których rolnictwo, w tym ładunek pierwiastków biogenicznych, związanych z nawożeniem pól uprawnych, jak i hodowli bydła może wpływać na różnorodność taksonomiczną okrzemek (Veraarti i in. 2008). Gatunkiem absolutnie stałym i stałym na stanowiskach badanych rzek była *Eolimna minima* (syn. *Sellaphora nigri* (De Notaris) Wetzel & Ector), która w wielu próbach była też gatunkiem dominującym i subdominującym: Barcice, Dzierżenin i Kamieńczyk. Gatunek ten uważany jest za odporny na zanieczyszczenia organiczne (Moravcová i in. 2013) i może być wskaźnikiem złej jakości wód. Dodatkowym czynnikiem wpływającym na strukturę zbiorowisk okrzemek może być wpływ infrastruktury drogowej (Szczepocka i in. 2016). Taki wpływ można wskazać w przypadku stanowisk Wyszków i Łacha, które znajdują się w okolicy mostów, przy czym stanowisko Wyszków jest zlokalizowane w miejscu sztucznie ukształtowanej miejskiej plaży. Stan jakości wód ekosystemów lotycznych współcześnie coraz silniej wpływa na zróżnicowanie struktury zbiorowisk okrzemek. Wśród okrzemek są gatunki, które charakteryzują się dużą wrażliwością na zanieczyszczenia środowiska wodnego, ale także są takie, które wykazują szeroki zakres tolerancji na różne czynniki środowiskowe, przez co są grupą organizmów o wysokim potencjale bioindykacyjnym (Bona i in. 2021). Indeks

okrzemkowy IPS pozwala na określenie stanowisk w dolnym odcinku rzeki Narew (Dzierżenin, Łacha i Dębe) jako charakteryzujących się jakością wody w większości odpowiadającą klasie od III do IV, najczęściej odnotowano klasę IV (63 próby). Ze względu na indeks GDI są to wody o klasie jakości od II do V, najczęściej odnotowano klasę III (70 prób). Ze względu na indeks TDI są to wody odpowiadające klasie od IV do V, najczęściej notowano stan hipertrofii (83 próby). Jak wynika z preferencji środowiskowych okrzemek tworzących zbiorowiska wody rzeki Narew są obciążone materią organiczną. W odniesieniu do saprobii na podstawie klasyfikacji ekologicznej Van Dam i in. (1994), pomimo że główną grupę stanowią tam okrzemki, które wskazują na warunki  $\beta$ -mezosaprobowe również liczną grupę stanowią gatunki  $\alpha$ -mezosaprobowe i  $\alpha$ -mezo-polisaprobowe. Na podstawie klasyfikacji ekologicznej Van Dam i in. (1994) warunki troficzne rzeki Narew można określić jako eutrofia. W próbach ze stanowisk z rzeki Narew odnotowano gatunki dominujące i absolutnie stałe, które na podstawie klasyfikacji zaproponowanej przez Lange-Bertalota na podstawie badań, przeprowadzonych wrzecz Ren (Krauze 1994) oraz klasyfikacji zaproponowanej przez Rakowską (2001) są uznawane jako tolerancyjne na zanieczyszczenia: *Aulacoseira ambigua* i *Cyclostephanos dubius* oraz gatunki odporne jak *Cyclotella meneghiniana*. Ponadto w dwóch z badanych stanowisk (Dębe i Dzierżenin) gatunkiem dominującym i absolutnie stałym był *Stephanodiscus hantzschii*, który także zaliczany jest do gatunków odpornych na zanieczyszczenia (Krauze 1994; Rakowska 2001). W próbach z Narwi odnotowano też nieliczne, ale zarazem stałe i absolutnie stałe gatunki zaliczane do grupy szczególnie wrażliwych na zanieczyszczenia: *Cymbella tumida* i *Fragilaria capucina* (Krauze 1994, Rakowska 2001). W przypadku rzeki Bug także analizowano zbiorowiska okrzemek pod kątem oceny stanu ekologicznego wody. Z prób zebranych w dolnym odcinku rzeki Bug ze stanowisk: Kamieńczyk, Wyszaków, Barcice i Cupel biorąc pod uwagę uzyskane wartości indeksu IPS wynika, że są to wody w większości odpowiadające klasie od II do V, najczęściej odnotowano klasę IV (33 próby) i V (22 próby). Ze względu na indeks GDI są to wody o klasie jakości od II do V, najczęściej odnotowano klasę III (42 próby) oraz klasę IV (35 prób). Ze względu na indeks TDI są to wody w większości odpowiadające klasie od IV do V, najczęściej odnotowano klasę V (98 prób na 120 prób), co wskazuje na stan hipertrofii. Jak wynika z analizy struktury zbiorowisk okrzemek wody rzeki Bug są obciążone materią organiczną. Pod względem saprobii na podstawie klasyfikacji ekologicznej Van Dam i in. (1994) w analizowanych próbach występują głównie okrzemki wskazujące na warunki  $\beta$ -mezosaprobowe, ale również licznie reprezentowane są gatunki  $\alpha$ -mezosaprobowe i  $\alpha$ -mezo-polisaprobowe. W okresach o podwyższonej temperaturze wody udział gatunków wskazujących na znaczne obciążenie materią organiczną był wyższy niż

gatunków  $\beta$ -mesosaprobowych. Wyraźną odrębność pod względem warunków saprobowych wykazuje stanowisko Cupel, w którym odnotowano okresowo wyższy udział gatunków wymagających wody o niskim obciążeniu materią organiczną, należących do oligosaprobów i  $\beta$ -mesosaprobów. Pod względem trofii wody rzeki Bug wykazują warunki eutrofii do hipertrofii.

Na podstawie danych z Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska pod względem ekologicznym klasa czystości wód rzeki Bug na wybranych odcinkach, od granicy państwa do miejscowości, gdzie kończy swój bieg, zwiera się w przedziale od III do V, zaś stan ekologiczny określany jest od słabego do złego. W próbach ze stanowisk rzeki Bug odnotowano gatunki dominujące i absolutnie stałe, które są uznawane jako tolerancyjne na zanieczyszczenia: *Aulacoseira ambigua* i *Cyclostephanos dubius* oraz gatunki odporne jak *Cyclotella meneghiniana* i *Stephanodiscus hantzschii* (Rakowska 2001). Porównując obie rzeki pod kątem wartości indeksów okrzemkowych i wartości wskaźnikowych okrzemek tworzących zbiorowiska można stwierdzić, że wody rzeki Bug są bardziej obciążone zarówno materią organiczną jak i związkami i biogenicznymi. Na stan ten ma wpływ kilka czynników. Pierwszą grupę stanowią warunki fizjograficzne i hydrologiczne. Narew jest rzeką anastomozującą, z dużą retencją, zasilana jest rzeką Biebrzą, co wpływa na nią stabilizująco. Źródła rzeki Narew znajdują się na Białorusi w Puszczy Białowieskiej. Na terenie Polski w górnym odcinku przepływa ona przez tereny chronione (Nadnarwiański Park Krajobrazowy), w którym szkodliwy wpływ związany z działalnością człowieka jest ograniczony. Wcześniejsze badania okrzemek prowadzone w górnym jej odcinku, powyżej zbiornika Siemianówka, ze względu na stopień zanieczyszczenia organicznego (saprobia) na podstawie dwóch indeksów okrzemkowych: GDI i IPS wykazały, że wody rzeki Narew należą do II – III klasy czystości, natomiast indeks TDI wskazał na eutroficzny charakter wody (Górniak i in. 2006). Chociaż wpływ związany z obecnością miast: Łomża, Ostrołęka i Pułtusk, zaczyna się dopiero w środkowym i dolnym biegu rzeki Narew, to zbudowanie i funkcjonowanie zbiornika Siemianówka zmienia warunki kształtujące strukturę zbiorowisk okrzemek. Prowadzono również badania obecności sinic oraz produkowanych przez nie związków chemicznych w obrębie zarówno zbiornika Siemianówka, jak i 130 km poniżej tamy. Budowa tamy powoduje dłuższe zatrzymanie wód rzecznych, co wpływa na zmianę warunków termicznych, a to powoduje znaczny wzrost biomasy fitoplanktonu. Wody rzeki w wyniku oddziaływania zbiornika stają się silnie zeutrofizowane, a ich odpływ kształtuje warunki w niższych odcinkach rzeki (Grabowska, Mazur-Marzec 2011; Grabowska 2012; Grabowska, Mazur-Marzec 2016). Rzeka Bug, która jest rzeką transgraniczną, mimo że w niewielkim stopniu poddana była

przekształceniom zmieniającym hydromorfologię, to wpływ obszarów wiejskich, przez które przepływa zarówno na terenie Ukrainy, Białorusi i Polski jest nie bez znaczenia na kształtowanie się zbiorowisk okrzemek. Badania biologii okrzemek wykazały tendencje do wzrostu częstości występowania rozmnażania bezpłciowego gatunków tolerancyjnych jako reakcję na działanie toksyczne, takie jak metale i pestycydy, które współistnieją z działalnością rolniczą (Pandey i in. 2018). Powoduje to wzrost udziału, a nawet dominację tych gatunków w zbiorowiskach okrzemek. Ponadto stres środowiskowy jakim są zanieczyszczenia, prowadzi do szybszego podziału komórek, ostatecznie powodując zmniejszenie rozmiaru okryw (Pandey i in. 2017), a zanieczyszczenia osadów metalami również na terenach rolniczych mogą wpływać na ruchliwość okrzemek (Nicolosi Gelis i in. 2020). Wcześniejsze badania podkreślają negatywny wpływ zanieczyszczeń wynikający z koncentracji terenów wiejskich i miejskich wzdłuż biegu rzek na zbiorowiska okrzemek tam występujących (Szczepocka i in. 2016; Tornés i in. 2018; Macklin, Lewin 2019; Foets i in 2020; Szczepocka i in. 2024). Badania zbiorowisk okrzemek w rzekach Grabia i Brodnia (Polska Środkowa) wykazały, że obciążenia ich substancjami pokarmowymi mają wpływ na ich strukturę jakościową i ilościową (Sumorok i in. 2009). Obie rzeki są pod wpływem obszarów wiejskich, co przejawia się wysokim poziomem saprobii i trofii, jednak jest on niższy niż w rzece Bug.

Poza obszarem Polski rzeka Bug pod względem ekologicznym była badana w południowej części Ukrainy z podziałem na trzy odcinki: górny (Bilous i in. 2012), środkowy (Belous i in. 2013) i dolny odcinek (Belous i in. 2016; Bilous i in. 2021). Badania te prowadzono pod kątem algologicznym, hydrobiologicznym i hydrochemicznym w latach 2007 – 2011, przy czym obejmowały one tylko próby letnie. Na odcinkach górnej części rzeki Bug na Ukrainie organizmy wskaźnikowe wykazały, że badany odcinek rzeki charakteryzował się niską zasadowością i niską zawartością rozpuszczonych substancji stałych, o wolnym przepływie, umiarkowanie natleniony, a klasę jakości wody określono od I do III. Ponadto wykazano wysoką aktywność fotosyntezy, głównie ze względu na obecność euglenin oraz okrzemek, zaś stan troficzny zmieniał się w kierunku wzrostu żyzności na badanych odcinkach, począwszy od źródła rzeki do dalszych stacji badawczych. Wskazano na wysokie zdolności samooczyszczania ekosystemu w obrębie badanej części rzeki (Bilous i in. 2012 ). Zbadano również fitoplankton pobrany na odcinkach środkowej części rzeki Bug na Ukrainie pod kątem zanieczyszczenia wody. Dla tego odcinka rzeki obliczono wskaźnik zanieczyszczenia (RPI) w oparciu o pięć parametrów: indeks saprobowy, zawartość jonów amonowych, azotanów, azotynów i ortofosforanów. Na podstawie indeksu saprobowego i zawartości azotynów oceniono klasę jakości wód na III, natomiast na podstawie zawartości azotanów i jonu

amonowego wody odpowiadały II klasie jakości. Określono, że stopień nasycenia wody ortofosforanami odpowiadał IV klasie jakości. Wykazano też, że rzeka na badanych odcinkach ma duże zdolności do samooczyszczania (Bilous i in. 2012). Podobne badania prowadzono na odcinkach dolnej części rzeki Bug na Ukrainie. Analizowano próbki fitoplanktonu i dla badanego odcinka obliczono wskaźnik zanieczyszczenia rzeki (RPI). Ze względu na indeks saprobowy i zawartość jonu amonowego wody na tym odcinku Bugu odpowiadały III klasie jakości. Z uwzględnieniem zawartości azotanów i azotynów należałoby wody zaliczyć do klasy I i II, a wartość RPI obliczona w odniesieniu do ortofosforanów wskazywała na klasę IV. W przypadku tego odcinka, podobnie jak i w we wcześniej badanych docinkach rzeki Bug wykazano, że rzeka na ma duże zdolności do samooczyszczania (Belous i in. 2016). Ostatnie publikowane badania rzeki Bug na Ukrainie (Bilous i in. 2023) wykazały, że indeks saprobowy odpowiada warunkom  $\beta$ -mesosaprobowym i II klasie jakości wody, co odpowiada wodom umiarkowanie zanieczyszczonym, przy czym większość badanych obszarów miała „umiarkowany” stan ekologiczny, a cztery z badanych obszarów charakteryzowały się „dobrym” stanem ekologicznym. Badania prowadzone na rzece Bug na Ukrainie wykazały, że wody te są umiarkowanie zanieczyszczone i mają umiarkowany stan ekologiczny, jednak należałoby ostrożnie podchodzić do interpretacji tych wyników. Przede wszystkim w ocenie stanu wód rzeki Bug na Ukrainie, wykorzystując analizę zbiorowisk okrzemek, zastosowano inne indeksy niż te, które wykorzystano w niniejszej pracy. Ponadto niewykluczone jest, że rzeka Bug w odcinku dolnym jest bardziej zanieczyszczona niż w górnym, na co nakłada się transgraniczny charakter i przebieg przez tereny rolnicze, jak w przypadku stanowiska Kamieńczyk i Barcice, a także miejskie, jak w przypadku stanowiska Wyszaków – negatywny wpływ antropogeniczny.

### **Zróżnicowanie zbiorowisk okrzemek a mapowanie rzek dla potrzeb kryminalistyki.**

Zbiorowiska okrzemek w aspekcie ich zróżnicowania w ekosystemach wód płynących były opisywane dla rejonów południa Polski, w tym dla Tatr Wysokich (Kawecka 2017), a także w kontekście oceny jakości wód dla rzek w Małopolsce i na Podkarpaciu (Noga i in. 2013; Noga i in. 2015; Noga i in. 2016; Noga i in. 2016). Prowadzono też między innymi badania okrzemek rzek Grabia i Brodnia (Polska Środkowa) pod względem obciążenia wód substancjami pokarmowymi (Sumorok i in. 2009). Ponadto badano jakość wody z wykorzystaniem okrzemek bentosowych z rzeki Bzury oraz Pilicy (Szczepocka, Szulc 2009; Szczepocka i in. 2014) oraz wpływ przekształceń hydromorfologicznych rzek na obszarze zurbanizowanym na strukturę zbiorowisk okrzemek z odniesieniem do rzeki o warunkach

referencyjnych (Szczepocka i in. 2024). Brakuje jednak publikowanych, aktualnych prac dotyczących rzek z innych obszarów Polski, w których okrzemki byłyby badane w kontekście zróżnicowania ich zbiorowisk na wybranych odcinkach rzek w różnych mikrosiedliskach w odniesieniu do sezonowości. Analiza zbiorowisk okrzemek dla potrzeb mapowania rzek może być pomocnym narzędziem wykorzystywanym w kryminalistyce w różnych aspektach. Może to być użyteczne zarówno przy diagnozowaniu utonięć jako przyczyny śmierci (Zhuo i in. 2016; Zhang i in. 2020; Zhou i in. 2020; Bogusz i in. 2023), jak i typowania lub wykluczenia miejsca utonięcia, a nawet miejsca popełnienia przestępstwa (Bogusz i in. 2022). Prace ukazujące mapowanie rzek pod kątem zbiorowisk okrzemek w Chinach na potrzeby kryminalistyczne dotyczą jedynie prób planktonowych, w których badania obejmowały oznaczenie okrzemek do rodzaju oraz ilościowo (Zhuo i in. 2016; Zhang i in. 2021). Jedną z najistotniejszych rekomendacji dla mapowania ekosystemów wodnych jest przyjęcie identyfikacji okrzemek do poziomu gatunku. W obrębie rodzajów znajdują się gatunki okrzemek o zróżnicowanych preferencjach wobec środowiska wodnego, które mogą występować często w skrajnych, odmiennych warunkach. Na przykład odnotowana z różnym udziałem w próbach, zarówno z rzeki Narew jak i Bug, *Eunotia bilunaris* jest  $\beta$ -mesosaprobem, ze względu na warunki troficzne neutralna, w odniesieniu do odczynu wody także neutralna. Natomiast podobna do niej pod względem cech morfologicznych *Eunotia pseudogrenlandica* w odniesieniu do saprobii jest oligosaprobem, w odniesieniu do trofii jest oligotrofem, a w odniesieniu do odczynu jest acidofilem. Kolejnym przykładem podobnych morfologicznie gatunków jest występująca w próbach zarówno z rzeki Narew jak i Bug *Navicula veneta*, która należy do gatunków  $\alpha$ -mezo-polisaprobowych, w odniesieniu do trofii jest eutroficzna i w odniesieniu do odczynu jest alkalofilem, a *Navicula notha* prezentuje skrajnie inne preferencje jest oligosaprobem, w odniesieniu do trofii jest oligo-mesotroficzna, a w odniesieniu do odczynu wody jest acidofilem. Odnotowana w badanych rzekach *Gomphonema parvulum*, która jest gatunkiem  $\alpha$ -mezo-polisaprobowym, eutroficznym, a odniesieniu do odczynu wody jest neutralna. Podobna do niej *Gomphonema exilissimum* jest oligosaprobem, oligotrofem, a w odniesieniu do odczynu wody jest neutralna. Powyższe przykłady ukazują, jak ważne jest rzetelne oznaczanie okrzemek do poziomu gatunku, a nie tylko rodzajów jak we wcześniej publikowanych pracach (Zhang i in. 2020). Oznaczenie do rodzajów nie daje pełnej informacji o środowisku, w tym na temat obecności gatunków wrażliwych, tolerancyjnych i odpornych na zanieczyszczenia oraz ich udziału w próbach, co jest istotne z punktu widzenia charakterystyki danego stanowiska, a także nie daje informacji na temat okresowej obecności gatunków. Oznaczenie gatunków niesie także korzyści w postaci

wyznaczenia gatunków charakterystycznych dla danego środowiska. Przykładem jest *Navicula jakovljevicii*, której niewielką liczbę okryw ujawniono w próbach ze stanowisk w rzece Narwi. Gatunek ten był dotychczas pojedynczo notowany w ekosystemach wodach Europy (Lange-Bertalot 2001) i brak jest informacji o notowaniu tej okrzemki na terenie Polski. Pojawienie się rzadko występującego gatunku w danym siedlisku może być niezmiernie przydatną informacją z punktu widzenia kryminalistycznego badania miejsca zdarzenia, zwłaszcza gdy gatunek ten pojawia się w danym środowisku okresowo.

W dotychczasowych pracach dotyczących mapowania wykorzystano tylko zbiorowiska rozwijające się w formacji planktonu. Natomiast badania przeprowadzone w rzekach Narew i Bug uwzględniały nie tylko próby planktonowe, ale też próby z różnych typów podłoża: piasek, muł, beton i rośliny – mikrohabitaty. Pozwoliło to na wykazanie, że struktura zbiorowisk okrzemek poszczególnych mikrosiedlisk w rzece także jest zróżnicowana, co daje znacznie szerszą wiedzę o różnych miejscach i stanowiskach wód płynących.

Mapowanie rzek dla potrzeb kryminalistycznych daje dużo większe możliwości stosowania, gdy okrzemki są identyfikowane do poziomu gatunków. Zwiększa to dokładność i rzetelność informacji, jaką uzyskuje się o konkretnym środowisku, co w kontekście potwierdzenia, ewentualnie wykluczenia, czy miejsce znalezienia zwłok było też miejscem utonięcia, ma istotne znaczenie. Trudnością w mapowaniu rzek z wykorzystaniem identyfikacji okrzemek do poziomu gatunku jest posiadanie umiejętności na poziomie eksperta. Jednak gdy spojrzeć na to z punktu widzenia kryminalistycznego badania miejsca zdarzenia trudność ta jest pozorna, ponieważ przy opiniowaniu takie właśnie umiejętności są pożądane.

## Piśmiennictwo

- Adl S.M., Bass D., Lane C.E., Lukeš J., Schoch C.L., Smirnov A., Agatha S., Berney C., Brown M.W., Burki F., Cárdenas P., Čepička I., Chistyakova L., Del Campo J., Dunthorn M., Edvardsen B., Eglit Y., Guillou L., Hampl V., Heiss A.A., Hoppenrath M., James T.Y., Karnkowska A., Karpov S., Kim E., Kolisko M., Kudryavtsev A., Lahr D.J.G., Lara E., Le Gall L., Lynn D.H., Mann D.G., Massana R., Mitchell E.A.D., Morrow C., Park J.S., Pawlowski J.W., Powell M.J., Richter D.J., Rueckert S., Shadwick L., Shimano S., Spiegel F.W., Torruella G., Youssef N., Zlatogursky V., Zhang Q. 2019. Revisions to the Classification, nomenclature and diversity of Eukaryotes. *Journal Eukaryot Microbiology*, 66(1): 4-119. doi: 10.1111/jeu.12691.t
- Allan J.D. 1998. *Ekologia wód płynących*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Aumeier C., Menzel D. 2012. Secretion in the diatoms. [W]: Vivanco J.M., Baluska F. (red.) *Secretions and exudates in biological systems*. Springer, Heidelberg, 221-250.



- Bajkiewicz-Grabowska E., Mikulski Z. 2005. *Hydrologia ogólna*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Baker L.A., Biron D.G., Millan F., Voldoire O., Breton V., Allain E., Beauger A. 2022. The substrate, a key factor or not, to explain the species diversity of diatom communities in mineral springs. *Botany Letters*, 169(2):155-165. doi:10.1080/23818107.2022.2028186.
- Banaszuk P., Kamocki A. 2008. Effects of climatic fluctuations and land-use changes on the hydrology of temperate fluviogenous mire. *Ecological Engineering*, 32(2): 133-146, doi:10.1016/j.ecoleng.2007.10.002.
- B-Béres V., Tóthmérész B., Bácsi I., Borics G., Abonyi A., Tapolczai K., Rimet F., Bouchez A., Várbíró G., Török P. 2019. Autumn drought drives functional diversity of benthic diatom assemblages of continental intermittent streams. *Advances in Water Resources*, 126:129-136. doi:10.1016/j.advwatres.2019.02.010
- Belous Ye.P., Barinova S.S., Klochenko P.D. 2013. Phytoplankton of the middle section of the Southern Bug River as the index of its ecological state. *Hydrobiological Journal*, 49(6):29-45. doi:10.1615/HydrobJ.v49.i6.30.
- Belous Ye.P., Barinova S.S., Klochenko P.D., Zhezherya V.A., Zhezherya T.P., Nezbitskaya I.N. 2016. Phytoplankton of the lower section of the Southern Bug River as the index of its ecological state. *Hydrobiological Journal*, 52(4):19-31. doi:10.1615/HydrobJ.v52.i4.30.
- Bilous O., Barinova S., Klochenko P. 2012. Phytoplankton communities in ecological assessment of the Southern Bug River upper reaches (Ukraine) *Hydrobiological Journal*, 49(1):39-50. doi: 10.1615/HydrobJ.v49.i1.50.
- Bilous O.P., Genkal S.I., Zimmermann J., Kusber W.H., Jahn R. 2021. Centric diatom diversity in the lower part of the Southern Bug River (Ukraine): the transitional zone at Mykolaiv city. *Phyto Keys*, 178: 31-69. doi: 10.3897/phytokeys.178.64426.
- Bilous O., Afanasyev S., Abonyi A., Bondar-Kunze E., Hein T. 2023. Reynolds phytoplankton functional classification approach helps evaluate the historical ecological status of the large European Southern Bug River (Ukraine). *Ecological Research*, 39(1):97-111. doi:10.1111/1440-1703.12424.
- Blanco S., Cejudo-Figueiras C., Tudesque L., Bécares E., Hoffmann L., Ector L. 2012. Are diatom diversity indices reliable monitoring metrics? *Hydrobiologia*, 695(1): 199-206. doi:10.1007/s10750-012-1113-1
- Bogusz I., Bogusz M., Żelazna-Wieczorek J. 2022. Diatoms from inland aquatic and soil habitats as indestructible and nonremovable forensic environmental evidence. *Journal of Forensic Sciences*, 6 (67):1490-1504. doi: 10.1111/1556-4029.15017.
- Bogusz M., Bogusz I., Żelazna-Wieczorek J. 2023. The possibilities and limitations of comparative diatomaceous analysis for confirming or excluding the site of an incident - case studies. *Forensic Science International*, 346, doi: 10.1016/j.forsciint.2023.111644.
- Bona F., La Morgia V., Fenoglio S., Morandi L., Falasco E. 2021. Diatom communities and ecological status classification in the upper Po River basin. *Journal of Limnology*, 80(3). doi: 10.4081/jlimnol.2021.2057.
- Brzezińska W., Wrzeziński D., Świątek S. 2023. Wpływ ocieplenia klimatu na odpływ rzek w Polsce w latach 1951–2020 [W]: *Geoprzestrzeń 7*. Bogucki Wydawnictwo Naukowe.

- Cantonati M., Bertuzzi E., Spitale D. (red). 2007. The spring habitat: biota and sampling methods. Museo tridentino di scienze naturali.
- Cantonati M., Kelly M.G., Demartini D., Angeli N., Dörflinger G., Papatheodoulou A., Armanini D.G. 2020. Overwhelming role of hydrology related variables and river types in driving diatom species distribution and community assemblage in streams in Cyprus. *Ecological Indicators*, 117. doi:10.1016/j.ecolind.2020.106690.
- Chao M., Runbo C., Yongxu D., Nannan Z., Yan L., Fengyang S., Yawen F., Xinxin L. 2023. Differences in biodiversity and assembly mechanisms between planktonic and benthic diatom communities in riverine ecosystems: A case study in the Ashi river. *Ecological Indicators*, 157: doi:10.1016/j.ecolind.2023.111258.
- Cho I.H., Kim H.K., Lee M.H., Kim Y.J., Lee H., Kim B.H. 2020. The Effect of monsoon rainfall patterns on epilithic diatom communities in the Hantangang river, Korea. *Water*, 12(5), 1471. doi:10.3390/w12051471.
- Clarke K.R., Gorley R.N. 2015. Getting started with PRIMER v7. PRIMER-E: Plymouth, Plymouth Marine Laboratory.
- Clarke K.R., Warwick R.M. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edition. PRIMER-E Ltd, Plymouth Marine Laboratory, UK.
- Coste M., Ayphassorho H. 1991. Étude de la qualité des eaux du Bassin Artois – Picardie a l'aide des communautés de diatomées benthiques. Raport Cemagref. Bordeaux – Agence de l'Eau Artois-Picardie, Douai.
- Denys L. 1991/1992. A check-list of the diatoms in the Holocene deposits of the western Belgian coastal plain with the survey of their apparent ecological requirements, I. Introduction, ecological code and complete list. Geological Survey of Belgium Professional Paper, 246: 1–41.
- Dombrowski A., Głowacki Z., Jakubowski W., Kovalchuk I., Michalczyk Z., Nikiforova M., Szwajgier W., Wojciechowski K.H. (red.) 2002. Korytarz ekologiczny doliny Bugu: stan, zagrożenia, ochrona. IUCN: International Union for Conservation of Nature. Fundacja IUCN Poland, IUCN, Office for Central Europe, IUCN, European Programme.
- Edgar L.A. 1983. Mucilage secretions of moving diatoms. *Protoplasma* 118(1):44-48.
- Edgar L.A., Pickett-Heaps J.D. 1983. The mechanism of diatom locomotion. I. An ultrastructural study of the motility apparatus. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 218(1212): 331-343.
- Edgar L.A., Zavortink M. 1983. The mechanism of diatom locomotion. II: identification of actin. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B. Biological Sciences*, 218(1212): 345–348.
- Edgar L.A., Pickett-Heaps J.D. 1984. Diatom locomotion. [W]: Round F.E., Chapman D.J. (red.) *Progress in Phycological Research*, 3. Biopress, Bristol, 47-88.
- Eloranta P., Soininen J. 2002. Ecological status of some Finnish rivers evaluated using benthic diatom communities. *Journal of Applied Phycology*, 14: 1-7. doi:10.1023/A:1015275723489.
- Falasco E., Bona F., Risso A.M., Piano E. 2021. Hydrological intermittency drives diversity decline and functional homogenization in benthic diatom communities. *Science of the Total Environment*, 762:143090. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.143090.

- Falasco E., Doretto A., Fenoglio S., Piano E., Bona F. 2020. Supraseasonal drought in an Alpine river: effects on benthic primary production and diatom community. *Journal of Limnology*, 79 (2). doi:10.4081/jlimnol.2020.1933.
- Flori S., Jouneau P.H., Bailleul B., Gallet B., Estrozi L.F., Moriscot C., Bastien O., Eicke S., Schober A., Bártulos C.R., Maréchal E., Kroth P.G., Petroutsos D., Zeeman S., Breyton C., Schoehn G., Falconet D., Finazzi G. 2017. Plastid thylakoid architecture optimizes photosynthesis in diatoms. *Nature Communications*, 8. doi: 10.1038/ncomms15885.
- Flori S., Jouneau P. H., Finazzi G., Maréchal E., Falconet D. 2016. Ultrastructure of the periplastidial compartment of the diatom *Phaeodactylum tricornutum*. *Protist* 167(3): 254-267. doi:10.1016/j.protis.2016.04.001.
- Foets J., Wetzel C.E., Teuling A.J., Pfister L. 2020. Temporal and spatial variability of terrestrial diatoms at the catchment scale: controls on communities. *Peer J.* 8:e9198 doi:10.7717/peerj.9198
- Górniak A. 2006. red.: Ekosystem Zbiornika Siemianówka w latach 1990 – 2004. Białystok.
- Grabowska M., 2012. The role of a eutrophic lowland reservoir in shaping the composition of river phytoplankton. *Ecohydrology Hydrobiology*, 12(3):231-242. doi:10.2478/v10104-012-0016-0.
- Grabowska M., Mazur-Marzec H. 2011. The effect of cyanobacterial blooms in the Siemianówka Dam Reservoir on the phytoplankton structure in the Narew River. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 40(1): 19-26. doi:10.2478/s13545-011-0003-x.
- Grabowska M., Mazur-Marzec H. 2016. The influence of hydrological conditions on phytoplankton community structure and cyanopeptide concentration in dammed lowland river. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188. doi:10.1007/s10661-016-5506-x.
- Holland R., Dugdale T.M., Wetherbee R., Brennan A.B., Finlay J.A., Callow J.A. Callow M.E. 2004. Adhesion and motility of fouling diatoms on a silicone elastomer. *Biofouling*, 20: 323-29. doi:10.1080/08927010400029031.
- Hwang E.A., Cho I.H., Kim H.K., Yi C., Kim B.H. 2023. The relationship between rainfall pattern and epilithic diatoms in four streams of Central-Western Korea for three years (2013–2015). *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20 (5). doi:10.3390/ijerph20054099.
- Karthick B., Taylor J.C., Mahesh M.K., Ramachandra T.V. 2010. Protocols for collection, preservation and enumeration of diatoms from aquatic habitats for water quality monitoring in India. *IUP Journal of Soil and Water Sciences*, 3 (1): 25-60.
- Kates M., Volcani B.E. 1966. Lipid components of diatoms. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - Lipids and Lipid Metabolism*, 116(2): 264-278. doi:10.1016/0005-2760(66)90009-9.
- Kawecka B. 2017. Zbiorowiska okrzemek (Bacillariophyceae) w źródłach, wodach stojących i płynących polskiej części Tatr. *Fragm. Florist. Geobot. Polon.* 24(2): 303-328,
- Kawecka B., Eloranta P.V. 1994. *Zarys ekologii glonów wód słodkich i środowisk lądowych*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Kelly M.G., Whitton B.A. 1995. The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology* 7(4): 433-444. doi:10.1007/BF00003802

- Kelly M.G., Gómez-Rodríguez C., Kahlert M., Almeida S.F., Bennett C., Bottin M., Delmas F., Descy J., Dörflinger G., Kennedy B., Marvan P., Opatřilová L., Pardo I., Pfister P., Rosebery J., Schneider S.C., Vilbaste S. 2012. Establishing expectations for pan-European diatom based ecological status assessments. *Ecological Indicators*, 20: 177-186. doi: 10.1016/j.ecolind.2012.02.020.
- Kolada A. 2020. Podręcznik do monitoringu elementów biologicznych klasyfikacji stanu ekologicznego wód powierzchniowych. Aktualizacja metod. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa.
- Kolmakov V.I., Gaevskii N.A., Ivanova E.A., Dubovskaya O.P., Gribovskaya I.V., Kravchuk E.S. 2002. Comparative Analysis of Ecophysiological Characteristics of *Stephanodiscus hantzschii* Grun. in the Periods of Its Bloom in Recreational Water Bodies. *Russian Journal of Ecology*, 33;97-103. doi:10.1023/A:1014448707663.
- Kondracki J. 1998. *Geografia regionalna*. Wydawnictwo naukowe PWN.
- Krammer K. 1997a. Die cymbelloiden Diatomeen. 1. Allgemeines und Encyonema part. *Bibliotheca Diatomologica*, Cramer J., Berlin-Stuttgart, 36.
- Krammer K. 1997b. Die cymbelloiden Diatomeen. 2. Encyonema part., Encyonopsis und Cymbellopsis. *Bibliotheca Diatomologica*, Cramer J., Berlin – Stuttgart, 37.
- Krammer K. 2000. The genus *Pinnularia*. In: Lange-Bertalot H. (red.) *Diatoms of Europe*. A.R.G. Ganther Verlag K.G.
- Krammer K. 2002. *Cymbella*. [W]: Lange-Bertalot H. (red.) *Diatoms of Europe*. A.R.G. Ganther Verlag K.G.
- Krammer K. 2003. *Cymboplectra*, *Delicata*, *Navicymbulla*, *Gomphocymbellopsis*, *Afrocybella*. In: Lange-Bertalot H. (red.) *Diatoms of Europe*. A.R.G., Ganther Verlag K.G.
- Krammer K., Lange-Bertalot H. 1986. *Bacillariophyceae* 1. *Naviculaceae* In: *Süßwasserflora von Mitteleuropa* Ettl H., Gerloff J., Heyning H., Mollenhauer D. (red). 2/1. G. Fischer Verlag, Jena.
- Krammer K., Lange-Bertalot H. 1988. *Bacillariophyceae* 2. *Bacillariaceae*, *Epithemiaceae*, *Surirellaceae*. In: H. Ettl, Gerloff J., Heyning H., Mollenhauer D. (red.) *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Veb G. Fischer Verlag, Jena.
- Krammer K., Lange-Bertalot H. 1991a. *Bacillariophyceae* 3. *Centrales*, *Fragilariaceae*, *Eunotiaceae*. In: H. Ettl, Gerloff J., Heynig H., Mollenhauer D. (red.) *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Veb G. Fischer Verlag, Jena.
- Krammer K., Lange-Bertalot H. 1991b. *Bacillariophyceae* 4. *Achnanthaceae*, *Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema Gesamtliteraturverzeichnis Teil 1 - 4*. In: Ettl. H., Gerloff J., Heyning H., Mollenhauer D. (red.): *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Veb G. Fischer Verlag, Stuttgart – Jena.
- Krammer K., Lange-Bertalot H. 1997. *Bacillariophyceae*. 2. *Bacillariaceae*, *Epithemiaceae*, *Surirellaceae*. [W]: Ettl, H., Gerloff J., Heyning H., Mollenhauer D. (red.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa* 2/2.
- Kuczyńska P., Jemiola-Rzeminska M., Strzalka K. 2015. Photosynthetic pigments in diatoms. *Marine Drugs*, 13: 5847-5881. doi:10.3390/md13095847.
- Kusznerczuk M. 2008. O czwartorzędowej morfogenezie doliny Bugu pod Janowem Podlaskim. *Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska, Sectio B*, 63(5): 105-112.

- Lai G.G., Padedda B.M., Wetzel C.E., Lugliè A., Sechi N., Ector L. 2016. Epilithic diatom assemblages and environmental quality of the Su Gologone karst spring (Central Eastern Sardinia, Italy). *Acta Botanica Croatica*, 75(1): 129-143. doi:10.1515/botcro-2016-0008.
- Lange-Bertalot H. 1993. New taxa and much more than 100 taxonomic clarifications supplementary to Süßwasserflora von Mitteleuropa Vol. 2/1-4. *Bibliotheca Diatomologica*, 27.
- Lange-Bertalot H. 2001. *Navicula sensu stricte*, 10 Genera Separated from *Navicula sensu lato*, *Frustulia*. In: Lange-Bertalot H. (red.) *Diatoms of Europe*. A.R.G. Gantner Verlag K. G.
- Lange-Bertalot H., Genkal S.I. 1999. *Diatoms from Siberia I. Islands in the Arctic Ocean (Yugorsky-Shar Strait)*. *Iconographia Diatomologica* 6.
- Lange-Bertalot H., Genkal S.I. 1999. *Diatoms from Siberia I. Islands in the Arctic Ocean (Yugorsky-Shar Strait)*. *Iconographia Diatomologica* 6.
- Lange-Bertalot H., Hofmann G., Werum M., Cantonati M. 2017. *Freshwater Benthic Diatoms of Central Europe: Over 800 Common Species Used in Ecological Assessment*. Cantonati M., Kelly M.G., Lange-Bertalot H. (red.) 942. Koeltz Botanical Books.
- Lange-Bertalot H., Metzeltin D. 1996. Indicators of oligotrophy, 800 Taxa representative of three ecologically distinct lake types. Koeltz Scientific Books, Königstein, Germany.
- Lange-Bertalot H., Metzeltin D., Witkowski A. 1996. *Hippodonta* gen. nov. Umschreibung und Begründung einer neuen Gattung der Naviculaceae. *Iconographia Diatomologica* 4.
- Lange-Bertalot H., Moser G. 1994. *Brachysira*, Monographie der Gattung und *Naviculadicta* nov. gen. *Bibliotheca Diatomologica*, J. Cramer, Berlin-Stuttgart 29: 1-212.
- Levkov Z., Krstic S., Metzeltin D., Nakov T. 2007. *Diatoms of Lakes Prespa and Ohrid*. In: Lange-Bertalot H. (red.), *Iconographia Diatomologica*, A.R.G. Gantner Verlag K.G. 16:
- Levkov Z. 2009. *Amphora sensu lato*. In: H. Lange-Bertalot (red.), *Diatoms of Europe. Diatoms of European inland waters and comparable habitats*, A.R.G. Gantner Verlag K.G. 5
- Lobo E.A., Heinrich C.G., Schuch M., Wetzel C.E., Ector L. 2016. *Diatoms as Bioindicators in Rivers*. [W]: Necchi J.R., O. (red.) *River Algae*. Springer, Cham. doi:10.1007/978-3-319-31984-1\_11.
- Macklin M.G., Lewin J. 2019. River stresses in anthropogenic times: Large-scale global patterns and extended environmental timelines. *Progress in Physical Geography*, 43(1): 3-23. doi:10.1177/0309133318803013/.
- Majewska R., Zgrundo A., Lemke P., De Stefano M. 2012. Benthic diatoms of the Vistula River estuary (Northern Poland): Seasonality, substrata preferences, and the influence of water chemistry. *Phycological Research*, 60:1-19. doi:10.1111/j.1440-1835.2011.00637.x.
- Marcinkowski P., Kiczko A., Okruszko T. 2019. Model-based evaluation of restoration measures efficiency in the anastomosing section of the River Narew. *Ecological Engineering*, 130: 213-227. doi:10.1016/j.ecoleng.2019.02.022.
- Metzeltin D., Witkowski A. 1996. *Diatomeen der Bären-Insel*. [W]: Lange-Bertalot H. (red.), *Iconographia Diatomologica* 4. Koeltz Scientific Books, Königstein, Germany.
- Michalczyk Z., Sobolewski W. 2002. Hydrological characteristics of the river Bug basin. [W]: *Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska, Sectio B, Geographia, Geologia, Mineralogia et Petrographia* 57: 111-126.
- Mikulski Z. 1963, *Zarys hydrografii Polski*, PWN, Warszawa.

- Mioduszeński W., Querner E.P., Bielecka J. 2011. Modelling of Groundwater Fluctuations in the Area Between the Narew and Supraśl Rivers. *Geoplanet: Earth and Planetary Sciences*: 79-87. doi:10.1007/978-3-642-19059-9\_5.
- Molino P.J., Chiovitti A., Higgins M.J., Dugdale T.M., Wetherbee R. 2016. Diatom adhesives: molecular and mechanical properties. [W]: Smith, A. (red) *Biological Adhesives*. Springer, Cham. doi:10.1007/978-3-319-46082-6\_3.
- Moravcová A., Rauch O., Lukavský J., Nedbalová L. 2013. The response of epilithic diatom assemblages to sewage pollution in mountain streams of the Czech Republic. *Plant Ecology and Evolution*, 146(2): 153-166. doi:10.5091/plecevo.2013.814.
- Moser G., Lange-Bertalot H., Metzeltin D. 1998. Insel der Endemiten, Geobotanisches Phänomen Neukaledonien. *Bibliotheca Diatomologica*, 38. Cramer J., Berlin-Stuttgart.
- Nicolosi Gelis M.M., Mujica M.A., Pecile A., Donadelli J., Simonetti M., Gómez N., Cochero J. 2020. Diatom motility and nuclear alterations are affected by sediment elutriates of agricultural streams. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 205. doi:10.1016/j.ecoenv.2020.111322.
- Noga T., Stanek-Tarkowska J., Kochman N., Peszek Ł., Pajęczek A., Woźniak K. 2013. Application of diatoms to assess the quality of the waters of the Baryczka stream, left-side tributary of the river San. *Journal of Ecological Engineering*, 14(3): 8-23. doi: 10.5604/2081139X.1055818.
- Noga T., Stanek-Tarkowska J., Pajęczek A., Peszek Ł., Kochman-Kędziora N., Irlík E. 2015. Wykorzystanie okrzemek (Bacillariophyta) do oceny jakości wód rzeki Białej Tarnowskiej. *Inżynieria Ekologiczna*, 42: 17-27. doi:10.12912/23920629/1973.
- Noga T., Stanek-Tarkowska J., Kloc U., Kochman-Kędziora N., Rybak M., Peszek Ł., Pajęczek A. 2016. Diatom diversity and water quality of a suburbanstream: a case study of the Rzeszów city in SE Poland. *Biodiversity Research and Conservation*, 41: 19-34. doi: 10.1515/biorc-2016-0004.
- Noga T., Stanek-Tarkowska J., Peszek Ł., Kochman-Kędziora N., Ligęzka R. 2016. The use of diatoms to assess the water quality in the Wisłoka River in the town of Dębica and the surrounding area. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 45(2): 191-201. doi: 10.1515/ohs-2016-0018.
- Novais M.H., Morales E.A., Penha A.M., Potes M., Bouchez A., Barthès A., Costa M.J., Salgado R., Santos J., Morais M. 2020. Benthic diatom community dynamics in Mediterranean intermittent streams: Effects of water availability and their potential as indicators of dry-phase ecological status. *Science of the Total Environment*, 719. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.137462.
- Olszyński R.M., Szczepocka M., Żelazna-Wieczorek J. 2019. Critical multi-stranded approach for determining the ecological values of diatoms doi: 10.7717/peerj.8117 in unique aquatic ecosystems of anthropogenic origin. *PeerJ* 7(1). doi: 10.7717/peerj.8117.
- Pandey L.K., Bergey E.A., Lyu J., Park J., Choi S., Lee H., Depuydt S., Oh Y.T., Lee S.M., Han T. 2017. The use of diatoms in ecotoxicology and bioassessment: insights, advances and challenges. *Water Research*, 118:39-58. doi:10.1016/j.watres.2017.01.062.
- Pandey L.K., Lavoie I., Morin S., Park J., Lyu J., Choi S., Lee H., Han T. 2018. River water quality assessment based on a multi-descriptor approach including chemistry, diatom

- assemblage structure, and non-taxonomical diatom metrics. *Ecological Indicators*, 84:140-151. doi:10.1016/j.ecolind.2017.07.043.
- Passy S.I. 2007. Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters. *Aquatic Botany*, 86:171-178. doi:10.1016/j.aquabot.2006.09.018.
- Piniewski M., Laizé C.L., Acreman M.C., Okruszko T., Schneider C. 2014. Effect of climate change on environmental flow indicators in the Narew Basin, Poland. *Journal of Environmental Quality*, 43(1): 155-67. doi: 10.2134/jeq2011.0386.
- Pliński M., Witkowski A. 2009. Okrzemki-Bacillariophyta (Diatoms). *Flora Zatoki Gdańskiej i wód przyległych (Bałtyk Południowy)*, Uniwersytet Gdański.
- Poikane S., Kelly M., Cantonati M. 2016. Benthic algal assessment of ecological status in European lakes and rivers: challenges and opportunities. *Science of the Total Environment* 568: 603-613. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.02.027.
- Potapova M., Charles D.F. 2007. Diatom metrics for monitoring eutrophication in rivers of the United States. *Ecological Indicators* 7(1): 48-70. doi: 10.1016/j.ecolind.2005.10.001.
- Prygiel J., Coste M. 2000. Guide Méthodologique pour la mise en oeuvre de l'Indice Biologique Diatomées. NF T 90-354. Etude Agences de l'Eau-Cemagref Bordeaux, Agences de l'Eau.
- Pysznia A, Gibbs S.P. 1992. Immunocytochemical localization of photosystem I and the fucoxanthin–chlorophyll a/c light-harvesting complex in the diatom *Phaeodactylum tricornutum*. *Protoplasma* 166: 208-217. doi: 10.1007/BF01322783.
- Quevedo-Ortiz G., Fernández-Calero J.M., Cañedo-Argüelles M., et al. 2024. An experimental study to assess resistance and resilience strategies of freshwater diatoms to cope with drying in Mediterranean temporary rivers. *Hydrobiologia*, 851, 4293–4306 doi:10.1007/s10750-024-05585-4
- Rakowska B. 2001. Studium różnorodności okrzemek ekosystemów wodnych Polski niżowej. Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź.
- Rakowska B. 2003. Okrzemki – organizmy, które odniosły sukces. *Kosmos*, 2(52): 307- 314.
- Rakowska B., Szczepocka E. 2011. Demonstration of the Bzura River restoration using diatom indices. *Biologia* 66, 411-417. doi:10.2478/s11756-011-0032-3.
- Rakowska B. 2001. Indicatory values in ecological description of diatoms from Polish lowlands. *International Journal of Ecohydrology and Hydrobiology* 1(4): 481-502.
- Richards J., Tibby J., Barr C., Goonan P. 2020. Effect of substrate type on diatom-based water quality assessments in the Mount Lofty Ranges, South Australia. *Hydrobiologia*, 847: 3077-3090. doi: 10.1007/s10750-020-04316-9
- Robson B.J., Matthews T.G., Lind P.R., Thomas N.A. 2008. Pathways for algal recolonization in seasonally-flowing streams. *Freshwater Biology*, 53: 2385-2401. doi:10.1111/j.1365-2427.2008.02061.x
- Robinson C.L., Porter T.M., Maitland V.C., Wright M.T.G., Hajibabaei M. 2022. Multi-marker metabarcoding resolves subtle variations in freshwater condition: Bioindicators, ecological traits, and trophic interactions. *Ecological Indicators*, 145. doi:10.1016/j.ecolind. 2022.109603.
- Round F.E., Crawford R.M., Mann D.G. 1990. *The Diatoms: Biology and Morphology of the Genera*. Cambridge: Cambridge University Press.

- Sabater S., Timoner X., Bornette G., De Wilde M., Stromberg J.C., Stella J.C. 2017. The Biota of Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Algae and Vascular Plants. *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams*. doi:10.1016/b978-0-12-803835-2.00016-4.
- Schmid A.M.M. 1988. The special Golgi-ER-mitochondrion unit in the diatom genus *Coscinodiscus*. *Plant Systematics and Evolution*, 158(2/4): 211-223. <http://www.jstor.org/stable/23674094>.
- Schmid A.M.M. 1994. Aspects of morphogenesis and function of diatom cell walls with implications for taxonomy. *Protoplasma*, 181, 43–60. doi:10.1007/BF01666388.
- Silva T.T., Medeiros G., Amaral M.W., Pilatti M.C., Bortolini J.C., Bueno N.C. 2022. Taxonomic and morphofunctional phytopotamoplankton response to environmental variability in rivers from different hydrographic basins in Southern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 34. doi:10.1590/S2179-975X1222.
- Skorbiłowicz M., Skorbiłowicz E. 2008. The distribution of lead, zinc, and chromium in fractions of bottom sediments in the Narew River and its tributaries. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 37(4): 85-91. doi:10.2478/v10009-008-0019-8.
- Soczyńska U. 1997. *Hydrologia dynamiczna*. Wydawnictwo PWN Warszawa.
- Souffreau C., Vanormelingen P., Sabbe K., Vyverman W. 2013. Tolerance of resting cells of freshwater and terrestrial benthic diatoms to experimental desiccation and freezing is habitat-dependent. *Phycologia*, 52(3):246-255. doi:10.2216/12-087.1.
- Stanisławczyk B. 2020. Sezonowość przepływu i sezony hydrologiczne wybranych rzek Polski. Manuskrypt - Rozprawa doktorska UŁ.
- Stanley M.S., Callow J.A. 2007. Whole cell adhesion strength of morphotypes and isolates of *Phaeodactylum tricornutum* (Bacillariophyceae), *European Journal of Phycology*, 42:2, 191-197; doi: 10.1080/09670260701240863.
- Stoermer E.F., Smol J.P. (red.) 2001. *The diatoms: applications for the environmental and earth sciences*. Cambridge, UK: Cambridge University Press; 315–332.
- Stryjecki R. 2009. Water mites (acari, hydrachnidia) of the Bug River valley between Włodawa and Kodeń. *Teka Komisji Ochrony i Kształtowania Środowiska Przyrodniczego Oddziału Lubelskiego PAN*, 6: 335–344.
- Sumorok B., Żelazna-Wieczorek J., Kostrzewa K. 2009. Qualitative and quantitative phytoseston changes in two different stream-order river segments over a period of twelve years (Grabia and Brodnia, central Poland). *Oceanological and Hydrobiological Studies, Sciendo*, 38(1):55-63. doi:10.2478/v10009-009-0003-y.
- Szczepocka E., Nowicka-Krawczyk P., Knysak P., Żelazna-Wieczorek J. 2016. Long term urban impacts on the ecological status of a lowland river as determined by diatom indices. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 19(1): 19-28. doi:10.1080/14634988.2016.1145029.
- Szczepocka E., Nowicka-Krawczyk P., Kruk A. 2018. Deceptive ecological status of urban streams and rivers – evidence from diatom indices. *Ecosphere*, 9(7): e02310. doi:10.1002/ecs2.2310.
- Szczepocka E., Szulc B. 2009. The use of benthic diatoms in estimating water quality of variously polluted rivers. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 38(1):17-26. doi:10.2478/v10009-009-0012-x.



- Szczepocka E., Szulc B., Szulc K., Rakowska B., Żelazna-Wieczorek J. 2014. Diatom indices in the biological assessment of the water quality based on the example of a small lowland river. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 43(3): 265-273. doi:10.2478/s13545-014-0141-z.
- Szczepocka E., Żelazna-Wieczorek J. 2018. Diatom biomonitoring-scientific foundations, commonly discussed issues and frequently made errors. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 47(3): 313-325. doi:10.1515/ohs-2018-0030.
- Szczepocka E., Żelazna-Wieczorek J., Zakrzewski P.K. 2024. Impact of urbanization-driven changes of the riverbeds on its ecological status evidenced by diatom communities – The negative side of the Anthropocene. *Ecological Indicators*, 159. doi:10.1016/j.ecolind.2024.111706.
- Szewczyk M., Oświecimska-Piasko Z., Dembek W., Siedlecki T. 2003. Gatunki, zbiorowiska roślinne i siedliska decydujące o różnorodności biologicznej doliny górnej Narwi. *Woda - Środowisko - Obszary Wiejskie*, 3(7): 89-106.
- Szporak-Wasilewska S., Piniewski M., Kubrak J., Okruszko T. 2015. What we can learn from a wetland water balance? Narew National Park case study. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 15: 136-149. doi: 10.1016/j.ecohyd.2015.02.003.
- Szulc B., Szulc K. 2013. The use of the Biological Diatom Index (BDI) for the assessment of water quality in the Pilica River, Poland. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 42:188-194. doi:10.2478/s13545-013-0073-z.
- Taylor J.C., Harding W.R., Archibald C.G.M. 2007. A methods manual for the collection, preparation and analysis of diatom samples, 1.0. Water Research Commission, Pretoria.
- Tornés E., Mor J. R., Mandaric L., Sabater S. 2018. Diatom responses to sewage inputs and hydrological alteration in Mediterranean streams. *Environmental Pollution*, 238:369-378. doi:10.1016/j.envpol.2018.03.037.
- Tornés E., Alánde-Rodríguez J., Corrochano A., Nolla-Querol P., Maria Carmen Trapote M.C., Sabater S. 2022. Impacts of climate change on stream benthic diatoms – a nation-wide perspective of reference conditions. *Hydrobiologia*, 849:1821-1837. doi:10.1007/s10750-022-04829-5.
- Tümping, W. Friedrich, G. (ed.) 1999. *Methoden der biologischen Wasseruntersuchung*. Jena. Stuttgart. Lübeck. Ulm. G. Fischer Verlag.
- Van Dam H., Mertens A., Sinkeldam J. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 28, 117–133. doi:10.1007/BF02334251
- Vanormelingen P., Verleyen E., Vyverman W. 2008. The diversity and distribution of diatoms: from cosmopolitanism to narrow endemism. *Biodiversity and Conservation*, 17(2): 393-405. doi:10.1007/s10531-007-9257-4
- Veraarti A.J., Romaní A.M., Tornés E., Sabater S. 2008. Algal response to nutrient enrichment in forested oligotrophic stream. *Journal of Phycology*, 44(3): 564-572. doi:10.1111/j.1529-8817.2008.00503.x.
- Walsh G., Wepener V. 2009. The influence of land use on water quality and diatom community structures in urban and agriculturally stressed rivers. *Water SA*, 35:579-594. doi:10.4314/wsa.v35i5.49184

- Werner D. 1977. The ultrastructure of the diatom cell. [W:] Burnett J., Baker H., Beevers H., Whatley F. (red.) *The Biology of diatoms*. University of California Press, Los Angeles 65-109.
- Wetherbee R., Lind J., Burke J., Quatrano R. 1998. The first kiss: establishment and control of initial adhesion by raphid diatoms. *Journal of Phycology*, 34(1): 9-15.
- Wojtal A. 2009. The diatoms of Kobylanka Stream near Kraków (Wyżyna Krakowsko-Częstochowska Upland, S Poland). *Polish Botanical Journal*, 54(2), 129-330.
- Wojtal A.Z., Kwadrans J. 2006. Diatoms of the Wyżyna Krakowsko-Częstochowska Upland (S Poland) – Coscinodiscophyceae (Thalassiosirophyceae). *Polish Botanical Journal* 51(2):177-207.
- Wrześniński D. 2013: *Entropia odpływu rzek w Polsce*, Bogucki Wydawnictwo Naukowe. Poznań.
- Wrześniński D. 2017a. Typologia reżimu odpływu rzek w Polsce w podejściu nadzorowanym i nienadzorowanym.. *Badania Fizjograficzne Seria A – Geografia Fizyczna* A68: 253-264. doi:10.14746/bfg.2017.8.19.
- Wrześniński D. 2017b. Reżimy rzeczne, [W:] Jokieli P., Marszelewski W., Pociask-Karteczka J. (red.), *Hydrologia Polski*, Polskie Wydawnictwo Naukowe. Warszawa.
- Wrześniński D. 2018. Typologia reżimu odpływu rzek w Polsce w różnych fazach Oscylacji Północnoatlantyckiej. *Badania Fizjograficzne Seria A – Geografia Fizyczna*. A69: 249-261. doi:10.14746/bfg.2018.9.19
- Zalat A. A., Nitychoruk J., Chodyka M., Pidek I. A., Welc F. 2022. Recent and fossil freshwater diatoms of Poland: taxonomy, distribution and their significance in the environmental reconstruction. 1. Coscinodiscophyceae, Mediophyceae and Fragilariophycidae. John Paul II University of Applied Sciences, Biała Podlaska.
- Zgrundo A., Peszek Ł., Poradowska A. 2018. Podręcznik do monitoringu i oceny rzecznych jednolitych części wód powierzchniowych na podstawie fitobentosu. Ostateczna wersja zaktualizowanych metodyk na potrzeby oceny stanu ekologicznego wód powierzchniowych w Polsce na podstawie fitobentosu. Ocean Sense, Gdańsk.
- Zhang L., Nie Q., Dai Y., Zhu S., Wang J., Wang W., Tan X., Zhang P., Li J. 2020. Diatomological mapping of water bodies in Chongqing section of the Yangtze River and Jialing River. *International Journal of Legal Medicine*, 134: 1375-1385. doi:10.1007/s00414-020-02297-x.
- Zhang J., Zhou Y., Vieira D.N., Cao Y., Deng K., Cheng Q., Zhu Y., Zhang J., Qin Z., Ma K., Chen Y., Huang P. 2021. An efficient method for building a database of diatom populations for drowning site inference using a deep learning algorithm. *International Journal of Legal Medicine*, 135:817-827. doi:10.1007/s00414-020-02497-5.
- Zhou Y., Cao Y., Huang J., Deng K., Ma K., Zhang T., Chen L., Zhang J. Huang P. 2020. Research advances in forensic diatom testing, *Forensic Sciences Research*, 5(2): 98-105, doi:10.1080/20961790.2020.1718901.
- Zhuo L., Lin S., Song P. 2016. A future perspective in forensic medicine in China: diatomological mapping of water bodies. *Journal of Forensic Science and Medicine*, 2(2): 107-110. doi:10.4103/2349-5014.177407.
- Zieliński P., Suchowolec T. 2013. Hydromorphological assessment of the anastomosing section of the Narew River after restoration. *Limnological Review*, 13(1): 51-59 doi:10.2478/limre-2013-0006.

- Żelazna-Wieczorek J. 2011. Diatom Flora in Springs of Łódź Hills (Central Poland): Biodiversity, Taxonomy, and Temporal Changes of Epipsammic Diatom Assemblages in Springs Affected by Human Impact. A. R. G., Gantner.
- Żelazna-Wieczorek J., Nowicka-Krawczyk P. 2015. The cascade construction of artificial ponds as a tool for urban stream restoration – the use of benthic diatoms to assess the effects of restoration practices. *Science of the Total Environment*, 538: 591-599. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.08.110
- Żelazna-Wieczorek J., Olszyński R.M., Nowicka-Krawczyk P. 2015. Half a century of research on diatoms in athalassic habitats in central Poland. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 44(1): 51-67. doi:10.1515/ohs-2015-0006.

## **Załącznik 5**

### **Methodology for securing environmental traces in the form of diatomaceous material**

**Bogusz Iwona, Żelazna-Wieczorek Joanna., Jesionowska Izabela**