

**Uniwersytet Szczeciński**  
**Wydział Nauk Ścisłych i Przyrodniczych**  
**Instytut Biologii**

**mgr Rafał Popko**

**Rozmieszczenie przestrzenne zooplanktonu poniżej odpływów jezior jako  
wskaźnik oddziaływania jeziora na rzekę**

**Promotor: prof. dr hab. Robert Czerniawski**

**Promotor pomocniczy: dr Łukasz Sługocki**

**Szczecin, listopad 2023**



## OŚWIADCZENIE DOKTORANTA

Oświadczam, że moja praca pt.: Rozmieszczenie przestrzenne zooplanktonu poniżej odpływów jezior jako wskaźnik oddziaływania jeziora na rzekę

- a. została napisana przeze mnie samodzielnie,
- b. nie narusza praw autorskich w rozumieniu ustawy z dnia 14 lutego 1994 roku o prawie autorskim i prawach pokrewnych (Dz.U. 2019 r. poz. 1231) oraz dóbr osobistych chronionych prawem,
- c. nie zawiera danych i informacji, które uzyskałem w sposób niedozwolony,
- d. nie była podstawą nadania tytułu naukowego lub zawodowego ani mnie ani innej osobie.

Ponadto oświadczam, że treść pracy przedstawionej przeze mnie do obrony, zawarta na przekazanym nośniku elektronicznym jest identyczna z jej wersją drukowaną.

Szczecin, dn. 21.11. 2023 r.

podpis doktoranta

## OŚWIADCZENIE

Wyrażam zgodę na udostępnienie mojej pracy doktorskiej pt: Rozmieszczenie przestrzenne zooplanktonu poniżej odpływów jezior jako wskaźnik oddziaływania jeziora na rzekę.

Szczecin, dn. 21.11. 2023 r.

podpis doktoranta



## Streszczenie

Praca miała na celu wykazanie rozmieszczenia przestrzennego zooplanktonu poniżej jezior jako wskaźnika oddziaływania jeziora na rzekę. Obszar badań obejmował 5 rzek w północno – zachodniej Polsce w województwach zachodniopomorskim, lubuskim i wielkopolskim: Drawę, Korytnicę, Krępą, Mierzęcką Strugę i Słopicę. W pracy oparto się na badaniach zooplanktonu, parametrach fizykochemicznych oraz hydrologicznych badanych cieków. Ocena oddziaływania została przeprowadzona w oparciu o pozyskane dane, analizy statystyczne oraz warunki lokalne w sąsiedztwie terenu badań. Celem pracy była ocena wpływu jeziora na kształtowanie struktur zooplanktonu w rzece z niego uchodzącej. W odniesieniu do kontinuum rzeczno, wskaźnikiem tego wpływu była liczba taksonów i liczebność dryfującego zooplanktonu. Praca wykazała 6 głównych wniosków: (1) Wpływ jeziora na kształt struktur zooplanktonu rzeki i tym samym na różnorodność biologiczną rzeki kończy się tam, gdzie wyraźnie spada liczebność dryfującego zooplanktonu, szczególnie form pelagicznych, a wzrasta albo stabilizuje się liczba taksonów, szczególnie litoralowych. (2) Oddziaływanie jeziora na liczbę taksonów i liczebność wrotków utrzymuje się na dłuższym odcinku rzeki niż w przypadku liczby taksonów i liczebności skorupiaków. (3) Na zooplankton wszystkich odpływów miały wpływ warunki chemiczne i biologiczne jezior, ale tylko w początkowym odcinku rzeki poniżej wypływu. Natomiast w dolnych, typowo rzecznych odcinkach struktura zooplanktonu była kształtowana przez lokalne warunki hydrologiczne i biologiczne danego odcinka rzeki. (4) Im koryto rzeki jest mniej naturalne tym mniejsze zróżnicowanie taksonomiczne i ilościowe zooplanktonu obserwuje się pomiędzy odcinkami tej rzeki. W przypadku rzeki cechującej się większą naturalnością koryta układ ten jest odwrotny. (5) W rzekach, duże zbiorniki wody stagnującej wpływają na istotny wzrost liczby taksonów i liczebności zooplanktonu, natomiast niewielkie zbiorniki, typu rozlewiska, kałuże i tereny podmokłe mają istotny wpływ na kształtowanie województwo bogactwa gatunkowego zooplanktonu. (6) Zapory powodujące piętrzenia, nie powodują zmian w liczbie taksonów i liczebności zooplanktonu, jeśli w ich obrębie nie występują zastoiska i rozlewiska lub strefy stagnującej wody.

**Słowa kluczowe: zooplankton, oddziaływanie, rzeka.**

## Summary

The study aimed to demonstrate the spatial distribution of zooplankton below lakes as an indicator of the lake's influence on the river. The research area encompassed five rivers in northwestern Poland in voivodeship zachodniopomorskim, lubuskim, and wielkopolskim: Drawa, Korytnica, Krępa, Mierzęcka Struga, and Słopica. The study relied on zooplankton research, physicochemical parameters, and hydrological characteristics of the investigated watercourses. The assessment of the impact was based on acquired data, statistical analyses, and local conditions in the vicinity of the research area. The objective was to assess the lake's influence on shaping zooplankton structures in the outflowing river. Concerning the river continuum, the indicator of this influence was the number of taxa and the abundance of drifting zooplankton. The study yielded six main conclusions: (1) The lake's influence on the river's zooplankton structures and, consequently, the river's biodiversity ends where the abundance of drifting zooplankton, especially pelagic forms, sharply decreases, while the number of taxa, especially littoral ones, increases or stabilizes. (2) The lake's impact on the number of taxa and the abundance of rotifers persists over a longer stretch of the river than in the case of the number of taxa and the abundance of crustaceans. (3) Chemical and biological conditions of lakes influenced the zooplankton of all outflows, but only in the initial section below the outflow. In the lower, typically riverine sections, the zooplankton structure was shaped by the local hydrological and biological conditions of that river segment. (4) The less natural the river channel, the lower the taxonomic and quantitative diversity of zooplankton observed between segments of that river. In the case of a river with a more natural channel, this pattern is reversed. (5) In rivers, large stagnant water reservoirs lead to a significant increase in the number of taxa and zooplankton abundance, while small reservoirs such as backwaters, puddles, and wetland areas have a significant impact on shaping the species richness of zooplankton. (6) Dams causing impoundment do not result in changes in the number of taxa and zooplankton abundance unless backwaters, puddles, or stagnant water zones are present within their scope.

**Keywords: zooplankton, impact, river.**

*Serdeczne podziękowania dla  
prof. dr hab. Roberta Czerniawskiego i dr Łukasza Sługockiego  
bez których, realizacja tej pracy nie byłaby możliwa.*





*Z dedykacją dla moich dzieci  
jako dowód na to, że marzenia się spełniają*



## Spis Treści

1.	Wstęp .....	13
2.	Teren badań .....	22
3.	Materiał i metody.....	35
4.	Wyniki.....	38
4.1.	Skład jakościowy zooplanktonu Drawy .....	38
4.2.	Skład ilościowy zooplanktonu Drawy .....	45
4.3.	Skład jakościowy zooplanktonu Korytnicy .....	55
4.4.	Skład ilościowy zooplanktonu Korytnicy.....	63
4.5.	Skład jakościowy zooplanktonu Krępy .....	73
4.6.	Skład ilościowy zooplanktonu Krępy.....	80
4.7.	Skład jakościowy zooplanktonu Mierzęckiej Strugi .....	89
4.8.	Skład ilościowy zooplanktonu Mierzęckiej Strugi.....	95
4.9.	Skład jakościowy zooplanktonu Słopicy .....	105
4.10.	Skład ilościowy zooplanktonu Słopicy.....	112
4.11.	Analiza korelacji Spearman'a pomiędzy liczbą taksonów i liczebnością zooplanktonu a warunkami środowiskowymi.....	122
4.11.1.	Istotne korelacje w Drawie.....	122
4.11.2.	Istotne korelacje w Korytnicy .....	125
4.11.3.	Istotne korelacje w Krępie .....	128
4.11.4.	Istotne korelacje w Mierzęckiej Strudze.....	130
4.11.5.	Istotne korelacje w Słopicy .....	133
4.12.	Analiza redundancji (RDA) uwzględniająca liczbę taksonów i liczebność zooplanktonu oraz warunki środowiskowe.....	122
4.12.1.	Analiza RDA w Drawie .....	136
4.12.2.	Analiza RDA w Korytnicy.....	138
4.12.3.	Analiza RDA w Krępie.....	140
4.12.4.	Analiza RDA w Mierzęckiej Strudze .....	142
4.12.5.	Analiza RDA w Słopicy .....	144
5.	Dyskusja.....	146
6.	Literatura.....	179
7.	Aneks .....	189
7.1.	Warunki środowiskowe Drawy.....	189
7.2.	Warunki środowiskowe Korytnicy.....	195
7.3.	Warunki środowiskowe Krępy.....	201
7.4.	Warunki środowiskowe Mierzęckiej Strugi.....	207
7.5.	Warunki środowiskowe Słopicy.....	212



## 1. Wstęp

Poszukiwanie metod i wskaźników pozwalających określić stan ekologiczny, troficzny i stan jakości środowisk lądowych i wodnych jest obecnie szeroko praktykowane. Wynika to z jednej strony, z bardzo ekspansywnej działalności człowieka i przekształcania naturalnych obszarów, natomiast z drugiej, ze zmian klimatycznych i związanych z tym zmianami ekosystemów i konsekwentnie struktur gatunkowych i ilościowych organizmów pierwotnie ten obszar zasiedlających (Allan i Castillo 2007, Lampert i Sommer 2007, Walther 2010). Szczególnie wrażliwymi na owe zmiany ekosystemami są wszelkie słodkowodne zbiorniki wodne, które w porównaniu z obszernymi ekosystemami lądowymi są ograniczone brzegiem i stanowią w porównaniu z nimi niewielkie biotopy, stwarzające możliwość migracji organizmów tylko w ich zamkniętym zasięgu (Allan i Castillo 2007, Lampert i Sommer 2007, Kernan i inni 2011). Dlatego, wszelkie zmiany morfologiczne, klimatyczne i hydrologiczne zachodzące w ekosystemach wodnych bardzo utrudniają znalezienie takich bioindykatorów, które w długim czasie będą właściwym wskaźnikiem zmian, ponieważ organizmy te w relatywnie szybkim czasie muszą się do tych zmian dostosować, przez co tracą właściwości bioindykacyjne (López-López i Sedeño-Díaz 2015). Jednymi z bardziej wrażliwych na zmiany klimatyczne i antropogeniczne zbiornikami wodnymi są cieki (Allan i Castillo 2007). Przekształcanie ich koryt oraz obszaru dorzecza, łącznie ze zlewnią doprowadziło do wielu katastrof hydrologicznych i ekologicznych (Dister i inni 1990, Sługocki i Czerniawski 2023). Szacuje się, że w związku z aktywnością ludzką i zmianami klimatycznymi, bioróżnorodność wód płynących klimatu umiarkowanego została zmniejszona o 30% (Allan i Castillo 2007). Przekształcenia koryt i zlewni wód płynących, a szczególnie przegradzanie poprzeczne rzek, na skutek czego dochodzi do tworzenia zbiorników zaporowych, prowadzą do eliminacji gatunków reofilnych oraz nieodwracalnych zmian na korzyść flory i fauny typowej dla wód stagnujących (Allan i Castillo 2007, Czerniawski i inni 2010, Basu i Pick 1997). W zbiornikach zaporowych, szczególnie głębokich, pod względem ruchu wód panują podobne warunki jak w przepływowych jeziorach. Dochodzi w nich do typowych zjawisk chemicznych i fizycznych jakie panują w stratyfikowanych jeziorach, tzn. tworzy się uwarstwienie termiczne, natomiast w zbiornikach płytkich dochodzi do podobnego przestrzennego mieszania wód jak w płytkich jeziorach przepływowych polimiktycznych (Thorp i inni 2006, Allan i Castillo 2007). Ma to oczywiście swoje konsekwencje w formowaniu takich struktur jakościowych i ilościowych organizmów jakie istnieją w jeziorach. Dochodzi do intensywnego rozwoju organizmów planktonowych, dla których

warunki środowiskowe rzek, a szczególnie prąd wody nie są odpowiednie. W jeziorach i zbiornikach zaporowych, na przestrzeni lat, istotnie zwiększa się masa żywej i martwej materii organicznej, co jest podstawą dla wzrostu poziomu trofii zbiornika wodnego i jego coraz istotniejszego wpływu na stan środowiskowy uchodzącej z niego rzeki (Lampert i Sommer 2007). Hilbricht-Ilkowska (1999) posuwa się nawet do określenia wpływu jeziora przepływowego na stan rzeki, jako destrukcyjny. O ile, w przypadku jeziora, jako naturalnego obiektu można polemizować w kwestii jego destrukcyjnej roli, to już na pewno w przypadku zbiornika zaporowego takie określenie należy uznać za odpowiednie. Zbiornik przepływowy z całą pewnością ma ogromny wpływ na skrócenie odległości przemieszczania się organicznych i nieorganicznych związków biogennych w rzece. W związku z tym, związki te wykorzystywane są wielokrotnie w jednym miejscu, powodując nagły wzrost wszystkich związków pokarmowych, co jest sprzeczne ze spiralnym obiegiem materii w rzece w jej środkowym i górnym biegu (Hanelore 2013). Pozwala to, jak wymieniono wyżej, na intensywny rozwój planktonu zarówno roślinnego, jak i zwierzęcego oraz tym samym wzrost martwej i żywej materii organicznej oraz innych nieorganicznych związków biogennych (Basu i Pick 1997, Lair 2006, Sługocki i inni 2021). W związku z tym, jezioro lub zbiornik zaporowy mają duży wpływ na stan parametrów fizyczno-chemicznych wód oraz stan ekologiczny rzeki na długim odcinku poniżej odpływu (Ejsmont-Karabin i Węgleńska 1996). Pozostaje zatem ciągle otwarte pytanie, **na jak długim odcinku poniżej odpływu i jak silne jest oddziaływanie jeziora czy zbiornika zaporowego na stan rzeki?** Drugim pytaniem jakie się pojawia, jest związane z postawionym na początku wyzwaniem poszukiwania odpowiednich wskaźników stanu środowiska. Pytanie to jest następujące, **jakie organizmy mogą być najlepszym wskaźnikiem określenia odległości wpływu zbiornika wody stojącej na stan rzeki poniżej odpływu?** Oczywiście, opracowane są oficjalne metody oceny stanu ekologicznego wód płynących, funkcjonujące od wielu lat w krajach Unii Europejskiej, jednak w żadnym wypadku nie biorą one pod uwagę organizmów planktonowych, nawet w zbiornikach zaporowych (Jeppesen i inni 2011). Natomiast istnieją nieliczne badania wskazujące na przydatność planktonu w ocenie wpływu zmian morfologicznych, a nawet troficznych w korytach rzecznych (Czerniawski i Kowalska-Górska 2018, Kippel i inni 2020, Sługocki i inni 2021). Wyniki tych badań pokazały, że w przypadku tworzenia zbiorników zaporowych istotnie dochodzi do wzrostu zagęszczenia fitoplanktonu i zooplanktonu. Inne badania pokazały, z kolei, że dryf organizmów planktonowych w dolny odcinku cieku uchodzącego z tych jezior może się odbywać na wielu kilometrach, a co za tym

idzie wpływać na zmiany troficzne długiego odcinka ciek (Armitage i Capper 1976, Basu i Pick 1997).

Relatywnie dobrze, choć oczywiście ciągle niewystarczająco, został opracowany dryf zooplanktonu w ciekach uchodzących z jezior i zbiorników zaporowych (np. Czerniawski i Pilecka-Rapacz 2011, Czerniawski i Domagała 2012, Czerniawski i Domagała 2014). Wymienieni autorzy wskazują, że odległość tego dryfu może być determinowana przez wiele czynników, spośród których najważniejszymi są prędkość prądu wody, turbulencje, żerowanie ryb, przezroczystość wody oraz porośnięcie dna makrofitami. Jednak tego typu prace realizowane były na bardzo krótkich odcinkach rzek, i raczej ograniczały się tylko do określenia wpływu tych czynników na tempo redukcji zooplanktonu na krótkim, co najwyżej kilometrowym odcinku rzeki uchodzącej z jeziora czy zbiornika zaporowego. Brakuje natomiast jakichkolwiek wyników, które mogłyby pokazać, **w którym odcinku rzeki uchodzącej z jeziora zagęszczenie zooplanktonu jest na tyle niewielkie, że nie ma on już wpływu na kształtowanie struktur pokarmowych rzeki?** Brakuje również wyników, który mogłyby wskazać, **w którym odcinku ciek uchodzącego z jeziora przewagę ilościową na zooplanktonem dryfującym z jeziora zyskuje zooplankton rozwijający się w korycie rzeki lub w dolinie rzeki i od jakich warunków środowiskowych układ ten zależy?** Odpowiedź na te pytania pozwoliłaby przy pomocy struktur jakościowych i ilościowych dryfującego zooplanktonu określić **odległość oddziaływania zbiornika wody stojącej na stan rzeki poniżej odpływu.** Zooplankton mógłby zyskać tutaj rolę bioindykatora zmian w korycie rzeki poniżej jeziora. Zooplankton, jak wspomniano wyżej jest nietypowym zespołem organizmów rzecznych, stąd uzasadnionym jest wykorzystanie go jako nietypowego wskaźnika, którego obecność w rzece może świadczyć o zachodzących w niej lub jej dolinie zmianach lub występowaniu dla niego korzystnych do rozwoju warunków.

W skład zooplanktonu wchodzi wiele zwierząt, najczęściej bezkręgowych, od megazooplanktonu po mikrozooplankton. Dla wód słodkich klimatu umiarkowanego za zooplankton najczęściej przyjęto uważać wrotki (Rotifera) oraz niższe skorupiaki (Entomostraca), do których należą wioślarki (Cladocera) i widłonogi (Copepoda). Zooplankton stanowi ważny element ekosystemu w ujęciu sieci troficznych. Odżywia się fitoplanktonem i bakterioplanktonem, regulując liczebność tych grup, jednocześnie będąc pokarmem dla ichtiofauny (Pociecha i Amirowicz 2003). Zooplankton stanowią organizmy, które nie potrafią przeciwstawić się silniejszym prądom wody, w związku z czym, albo aktywnie pokonują niewielkie odległości, albo biernie dryfują z prądami wód przemieszczając

się na znacznie dalsze odległości. Generalnie, zooplankton stanowią więc stosunkowo niewielkie organizmy, które ze względu na zbyt szybki prąd wody nie są w stanie rozmnażać się i tym samym, przynajmniej teoretycznie występować w większym zagęszczeniu w rzekach (Winner 1975, Rzoska 1976). Z tym, że nie określono dokładnie progowych wartości prędkości prądu wody, w których zooplankton mógłby swobodnie pływać, chociaż istnieje kilka prac próbujących ten problem rozwiązać. Opinie dotyczące wartości prędkości prądu wody umożliwiającego występowanie zooplanktonu w wodach płynących są bardzo różne od  $0.01 \text{ m s}^{-1}$  do aż  $0.4 \text{ m s}^{-1}$ , co wydaje się być bardzo szerokim zakresem (Rzoska 1976, Richardson 1992, Ejsmont-Karabin i inni 1993, Lair 2006, Czerniawski 2012, Czerniawski i Domagała 2014). Czerniawski i Sługocki (2017) dowiedli, że w bardzo wolno płynących rowach melioracyjnych prędkość prądu wody o wartości równej lub niższej od  $0.01 \text{ m s}^{-1}$  umożliwiała wyższe zagęszczenie zooplanktonu niż w większości wód płynących, natomiast prędkość wyższa od tej wartości umożliwiała utrzymanie wyższych wartości różnorodności biologicznej. **W związku z tym, w takich właśnie odcinkach rzek o niskich wartościach prędkości prądu wody, można się spodziewać rozwoju zooplanktonu.** Jest oczywiste, że prędkość prądu wody odgrywa kluczową rolę w utrzymaniu się populacji zooplanktonu w wodach płynących, jednak autorzy wskazują też na bardzo istotną rolę przepływu wody, głębokości i szerokości koryta cieką (Lair 2006, Czerniawski 2012, Nielsen i inni 2013, Czerniawski i Domagała 2014).

Głównym źródłem zooplanktonu w rzekach są zbiorniki wodne leżące w ich biegu (Ejsmont-Karabin i Węgleńska 1996, Lair 2006, Chang i inni 2008). W ciągu ostatnich 40 lat, powstały liczne publikacje dotyczące zooplanktonu rzeczno i jego dynamiki przemieszczania się w rzekach (Gólczyński 1981, Van Dijk i Zanten 1995, May i Bass 1998, Reckendorfer i inni 1999, Lair 2005, Lazareva 2008). Większość powyższych prac bierze jednak pod uwagę wyłącznie wybrane odcinki dużych rzek, pomijając odpływy jezior oraz czynniki zewnętrzne wpływające na jakościowe i ilościowe rozmieszczenie zooplanktonu. Występowanie zooplanktonu w rzekach i dynamika jego przemieszczania przestrzennego w rzekach warunkowane są właśnie występowaniem zbiorników stojących (jezior i zbiorników zaporowych) lub zastoisk charakteryzujących się długim czasem retencji wody i małymi wartościami prędkości prądu wody. Wśród zbiorników stojących, jeziora przepływowe są głównym źródłem zooplanktonu w rzekach. Jednak, w odpływach z jezior, na dość krótkim kilkusetmetrowym odcinku, zachodzi gwałtowna redukcja zagęszczenia zooplanktonu, w pierwszej kolejności poprzez żerowanie ryb, w drugiej poprzez sedymentację do osadów oraz uszkodzenia mechaniczne ciała (Chang i inni 2008). W miarę



odległości od jeziora struktury jakościowe i ilościowe zooplanktonu osiągają niskie wartości (Ejsmont-Karabin i Węgleńska 1996). Powyższe oddziaływania, uzależnione są jednak od warunków środowiskowych. **Można w tym wypadku przypuszczać, że im bardziej homogeniczne są warunki hydrologiczne cieków poniżej jeziora tym jego oddziaływanie na dryfujący z jeziora zooplankton i na stan troficzny tego cieków będzie się odbywać na dłuższym odcinku.**

Oprócz bezpośrednich cech fizykochemicznych jeziora jak temperatura czy koncentracja tlenu w wodzie lub związki pokarmowe, występowanie zooplanktonu w odpływach jezior jest uzależnione głównie od dwóch grup oddziaływań, tj. oddziaływań wpływających na przemieszczanie się - dryfowanie zooplanktonu i na jego rozwój. Jak wspomniano wyżej, w zakresie oddziaływań wpływających na dryf zooplanktonu, najważniejszą kwestią jest występowanie wylęgu ryb i narybku, które aktywnie wpływają na redukcję struktur ilościowych i jakościowych zooplanktonu (Czerniawski i Krepski 2019). W zakresie rozwoju i kształtowania warunków pokarmowych, najważniejszym czynnikiem jest czas retencji wody w danym cieku, który bezpośrednio przekłada się na występowanie poszczególnych taksonów zooplanktonu (Czerniawski i Domagała 2014). Wśród innych czynników mających pośredni wpływ na redukcję zooplanktonu przez ryby i tym samym odległość jego dryfowania składa się wiele czynników. Wśród nich można wyróżnić status troficzny jeziora, z którego wypływa ciek, warunki hydrologiczne cieków, przezroczystość wody, występowanie makrofitów, warunki morfologiczne koryta oraz występowanie dopływów i występowanie określonych grup funkcyjnych makrobezkręgowców, względem sposobu pobierania pokarmu (Czerniawski i inni 2016).

Żerowanie ryb w odpływach odbywa się głównie dzięki wykorzystywaniu przez nie wzroku. Można założyć, że najważniejszym czynnikiem wpływającym na efektywność żerowania są wszystkie czynniki, które będą miały wpływ na skuteczność dostrzeżenia dryfującego zooplanktonu przez ryby. W związku z tym, czynnikiem mającym istotny wpływ na rozmieszczenie przestrzenne zooplanktonu poniżej odpływów jezior jest przezroczystość wody. Już w samych jeziorach, zwiększenie przejrzystości wody związane jest z większą redukcją ilości zooplanktonu (Wissel i inni 2003, Estlander i inni 2009) natomiast w odpływach z jezior ten efekt jest jeszcze lepiej widoczny (Czerniawski i Domagała 2011). Przejrzystość wody przekłada się zatem bezpośrednio na stopień żerowania ichtiofauny na zooplanktonie (Lair 2006). Zwiększenie przezroczystości wody w odpływach jezior, niezależnie od stanu troficznego, bezpośrednio przekłada się na redukcję zooplanktonu,

zwłaszcza na duże skorupiaki planktonowe, najmniej zaś na wrotki (Czerniawski i Pilecka–Rapacz 2011).

Dotychczasowe badania nad dynamiką zmian zooplanktonu, wykazały znaczący spadek dużych skorupiaków planktonowych w pierwszych 200 m od ujścia zbiorników wodnych. Z kolei, takiej samej dynamiki redukcji nie można stwierdzić dla niewielkich wrotków na tym samym odcinku rzeki (Ejsmont-Karabin i Węgleńska 1996, Chang i inni 2008). Powyższe oddziaływania mogą wynikać, jak wspomniano wyżej ze stopnia przezroczystości wody (Wissel i inni 1998). Skutek zmiany stopnia przezroczystości wody jest więc różny dla poszczególnych typów jezior względem ich stanu troficznego i bezpośrednio przekłada się na skuteczność pobierania pokarmu przez ryby żerujące na zooplanktonie. Im bardziej przezroczysta woda, tym łatwiejsze jest dostrzeżenie zooplanktonu przez ryby się nim żywiące. Badania przeprowadzone na zbliżonych, niewielkich ciekach, różniących się jednak stopniem trofii jezior z których uchodzą, wskazują na różnice w stopniu przemieszczania się w nich poszczególnych taksonów zooplanktonu (Czerniawski i Domagała 2010b). Większe redukcje w strukturach ilościowych zooplanktonu zachodzą w odpływie z mezotroficznych jezior niż w odpływie z jezior eutroficznych z racji większej ilości zawiesiny w wodzie w tych ostatnich (Czerniawski i Pilecka–Rapacz 2011). Różnice w stopniu redukcji poszczególnych taksonów zooplanktonu w oparciu o trofię zbiorników, zacierają się dopiero w dalszym odcinku rzek.

W aspekcie skuteczności żerowania ryb na dryfującym zooplanktonie ważne jest również natężenie światła, które decyduje o przemieszczaniu się zooplanktonu w dolne partie cieków (Czerniawski i inni 2016). Zacienione odcinki cieków umożliwiają dryf zooplanktonu na dalsze odległości niż odcinki nasłonecznione, chociaż nie są różnice istotne (Czerniawski i Domagała 2012). Podobną zależność obserwuje się analizując tempo redukcji zooplanktonu w ciągu całej doby. W godzinach nocnych liczebność zooplanktonu ulega nieznacznej redukcji, niezależnie od stopnia zacienienia w ciągu dnia, a wzrasta dopiero w godzinach porannych, trwając prawie do zmierzchu (Czerniawski i inni 2016). Wyniki pracy Czerniawskiego i innych (2016), przy wykorzystaniu natężenia światła i promieniowania czynnego fotosyntetycznie, potwierdziły, że żerujące w odpływach jezior ryby są najważniejszym czynnikiem redukującym liczebność zooplanktonu. Zooplankton stanowi głównie pokarm dla wylęgu ryb i ich narybku. Poza rybami, w środowisku niewiele organizmów bezpośrednio wpływa na redukcję biomasy czy zagęszczenia zooplanktonu (Taylor 1980, Chang i inni 2008, Cobbaert i inni 2010). Najistotniejszy wpływ wśród makrozoobekręgowców na liczebność zooplanktonu mają małże (Welker i Walz 1998).

Stopień oddziaływań makrobezkręgowców na zooplankton uzależniony jest również od warunków hydrologicznych danego ciek i występowanie innych czynników redukujących liczebność, zwłaszcza występowanie ryb. W niewielkich, bezrybnych ciekach, makrobezkręgowce mają widoczny negatywny wpływ na liczebność widłonogów oraz drobnych wrotków (Czerniawski 2012).

Wartość prądu wody w odpływie jest również czynnikiem istotnie wpływającym na wielkość redukcji zooplanktonu przez ryby. Im wyższy prąd wody tym większy problem stanowi dla ryb pochwylenie zooplanktonu (Walks i Cyr 2004). Sezonowość pór roku również ma znaczenie w wpływie warunków hydrologicznych na zooplankton w rzekach (Czerniawski i Pilecka–Rapacz 2011). Innym z czynników, mogących oddziaływać na przemieszczenie się i rozwój zooplanktonu w rzece jest roślinność wodna, zarówno zanurzona, jak i wynurzona. Roślinność wodna stanowi dla zooplanktonu dobre warunki do bytowania oraz stanowi schronienie względem drapieżników. Zwiększenie powierzchni makrofitów powoduje więc zwiększenie zarówno ilościowe jak i jakościowe zooplanktonu, zwłaszcza dla wioślarek (Jeppensen i inni 1977). W wypływach jezior porośniętych roślinnością obserwowana jest niższa redukcja zooplanktonu niż w wypływach sporadycznie porośniętych roślinnością (Czerniawski i Pilecka–Rapacz 2011). Makrofity w odcinkach poniżej ujścia jeziora stwarzają dobre warunki do występowania i rozwoju zooplanktonu, zarówno poprzez obniżenie presji drapieżników poprzez liczne kryjówki jak i utworzenie obszaru o obniżonej prędkości prądu wody. Powyższe działanie nie jest ograniczone jedynie do odcinków w bliskim sąsiedztwie wypływu z jezior, lecz również odcinków dalszych (Czerniawski i Domagała 2010a). Pozytywny wpływ makrofitów na zooplankton rzek potęgowany jest w obszarach o niższym przepływie wody.

Rozmieszczenie przestrzenne zooplanktonu w rzekach zależy w dużym stopniu od warunków morfologicznych koryta rzecznej, decydującego o prędkości prądu wody oraz od warunków użytkowania zlewni oddziałujących na poziom dostarczania do rzek wielu związków chemicznych, przede wszystkim biogennych oraz lokalizacji w zlewni zbiorników wody stojącej, sztucznych i naturalnych, mokradeł, rozlewisk i terenów podmokłych będących również miejscem rozwoju zooplanktonu (Nielsen i inni 2013). Górne i dolne odcinki rzek cechują zgoła inne struktury jakościowe i ilościowe zooplanktonu (Szlauer 1977, Ejsmont-Karabin i Węgleńska 1996, Ejsmont-Karabin i Kruk 1997, Campbell 2002). W miarę oddalenia od wypływu z jeziora, rzeki mają coraz niższe zróżnicowanie struktur zooplanktonu. Górne odcinki rzek nieznacznie więc oddziałują na odcinki dolne pod względem jakościowych i ilościowych struktur zooplanktonu (Czerniawski i Domagała

2010b). Przedmiotowe oddziaływania związane są w dużej mierze z mechanizmem samoregulacji rzek oraz mniejszego wpływu jezior na dalsze odcinki rzek. Niewielki wpływ na dostarczanie do rzek zooplanktonu ze zlewni mają ich dopływy (Czerniawski i Pilecka–Rapacz 2011, Czerniawski i Domagała 2012, Czerniawski 2012). Jednak skala tego wpływu może zależeć od charakteru morfologicznego dopływu. Czerniawski i Domagała (2011), ustalili jak na skład zooplanktonu w rzece głównej oddziałują dopływy różniące się pod względem morfologicznym i hydrologicznym. Porównując dwa dopływy różniące się warunkami środowiskowymi zbadano ich wpływ na kształtowanie struktur zooplanktonu w recypencie. Jeden dopływ uchodzący z jeziora wysoko zeutrofizowanego charakteryzował się nieregularnym przepływem, licznymi rozlewiskami i rozległą podmokłą strefą przybrzeżną porośniętą helofitami, drugi dopływ uchodził z jeziora o zdecydowanie niższym statusie troficznym, charakteryzował się raczej regularnym przepływem, większą prędkością prądu i brakiem rozlewisk. Stwierdzono, że w obu przypadkach wpływ tych dopływów na kształtowanie struktur zooplanktonu w rzece głównej był niewielki. Pomiędzy rzeką główną a dopływem o nieregularnym korycie nie stwierdzono żadnego podobieństwa, nawet w okresie szczytu zagęszczenia zooplanktonu w tym dopływie. Stwierdzono, że głównym powodem małego wpływu dopływów na struktury zooplanktonu w korycie głównym było wyjadanie zooplanktonu przez wylęg ryb i narybek, ucieczka poszczególnych gatunków w gąszcz roślinności i ich rozwój w rozlewiskach dopływu o nieregularnym korycie, gdzie prędkość wody ulegała znacznemu spadkowi. Stwierdzono niewielkie podobieństwo w strukturach zooplanktonu jedynie pomiędzy rzeką główną a dopływem o regularnym, sztucznym korycie, i to tylko w miesiącu szczytu liczebności zooplanktonu w tym dopływie. **Jednak, uregulowane na długich odcinkach odpływy jezior lub uregulowane dolne partie tych odpływów mogą mieć istotny wpływ z jednej strony na szybszy dryf zooplanktonu, i tym samym zmniejszoną redukcję jego struktur, z drugiej zaś strony mogą mieć istotny wpływ na ograniczenie rozwoju zooplanktonu w rzece, z uwagi na szybszy prąd wody.**

W okresie letnim, z racji silnego żerowania narybku i wylęgu ryb oraz w związku najmniejszym przepływem wody następuje znaczna redukcja zooplanktonu w ujęciu ilościowym i jakościowym. Zróżnicowanie odpływów rzek wpływających na reżim rzeczny również ma znaczny wpływ na redukcję taksonów zooplanktonu, niezależnie od poziomów troficznych (Czerniawski i Domagała 2010b). Największa redukcja zachodzi w płytkich i wąskich odpływach, wpływających na niski przepływ wody. Dlatego, w niniejszej rozprawie doktorskiej próby pobierano tylko w okresie wegetacyjnym jako najlepszym pod względem

dostępności jak największej liczby gatunków, jak największej liczebności i bioróżnorodności oraz właśnie redukcji dryfującego zooplanktonu przez ryby, która pozwoli znacznie dokładniej ustalić i wyodrębnić miejsca właściwe do rozwoju nowych gatunków zooplanktonu w niższych partiach cieków uchodzących z jezior.

### **Cel pracy**

Celem pracy była ocena wpływu jeziora na kształtowanie struktur zooplanktonu w rzece z niego uchodzącej. W odniesieniu do kontinuum rzecznej, wskaźnikiem tego wpływu była liczba taksonów i liczebność dryfującego zooplanktonu. Te dwie struktury jakościowe i ilościowe dryfującego zooplanktonu miały pomóc w odpowiedzi na postawione pytanie - jak zmieniają się zbiorowiska zooplanktonu w kontekście przestrzennym, w odniesieniu do warunków środowiskowych odcinków rzek poddanych wpływowi jezior.

Założono weryfikację tez badawczych i odpowiedzi na pytania zamieszczone poniżej, w celu pełnego zrealizowania zaplanowanego zadania.

1. Odległość oddziaływania jeziora na struktury zooplanktonu w odpływie zależy w największym stopniu od warunków morfologicznych cieków stanowiącego odpływ.
2. Najlepszym wskaźnikiem określającym wpływ jeziora na stan rzeki są najdrobniejsze formy zooplanktonu, natomiast formy największe są wskaźnikiem kreowania się nowych warunków niezależnych od jeziora.
3. W którym odcinku cieków uchodzących z jeziora przewagę ilościową nad zooplanktonem dryfującym z jeziora zyskuje zooplankton rozwijający się w korycie rzeki i od jakich warunków środowiskowych układ ten zależy?
4. Im bardziej homogeniczne są warunki środowiskowe i hydrologiczne cieków poniżej jeziora tym jego oddziaływanie na dryfujący z jeziora zooplankton i na stan troficzny tego cieków odbywa się na dłuższym odcinku.

## 2. Teren badań

Obszar badań obejmował 5 rzek w północno – zachodniej Polsce w województwach zachodniopomorskim, lubuskim i wielkopolskim: Drawę, Korytnicę, Krępą, Mierzęcką Strugę i Słopicę. Badania prowadzono w miesiącach czerwiec-wrzesień w roku 2019 na rzekach Drawie, Mierzęckiej Strudze oraz Słopicy i w roku 2020 na rzekach Korytnicy i Krępie. Podstawowe charakterystyki badanych stanowisk i odcinków rzek znajdują się w tabeli 1. Charakterystyki te biorą pod uwagę: 1) substrat dna występujący na danym stanowisku, który oceniono wizualnie; 2) charakter odcinka biorący pod uwagę stan jego przekształcenia, który oceniono ekspercko na podstawie obserwacji; 3) wpływ zbiorników wody stojącej na odcinek, biorący pod uwagę występowanie jeziora, zbiornika zaporowego lub zastoisk; 4) charakter strefy przybrzeżnej graniczącej z korytem rzeki, biorący pod uwagę występowanie lasu, łąki, zabudowy, pól uprawnych lub terenów podmokłych; 5) odległość pomiędzy dwoma sąsiadującymi ze sobą stanowiskami. Miejsca poboru prób wyznaczono w reprezentatywnych miejscach poszczególnych cieków obejmując całą długość danej rzeki, poczynając od wypływu rzeki z ostatniego jeziora w jej biegu, kończąc na ujściu tej rzeki do recipienta. Z racji znacznego obszaru badań, miejsce typowano bezpośrednim sąsiedztwie dróg publicznych celem łatwego dostępu do punktów badawczych w ciągu całego okresu badań.

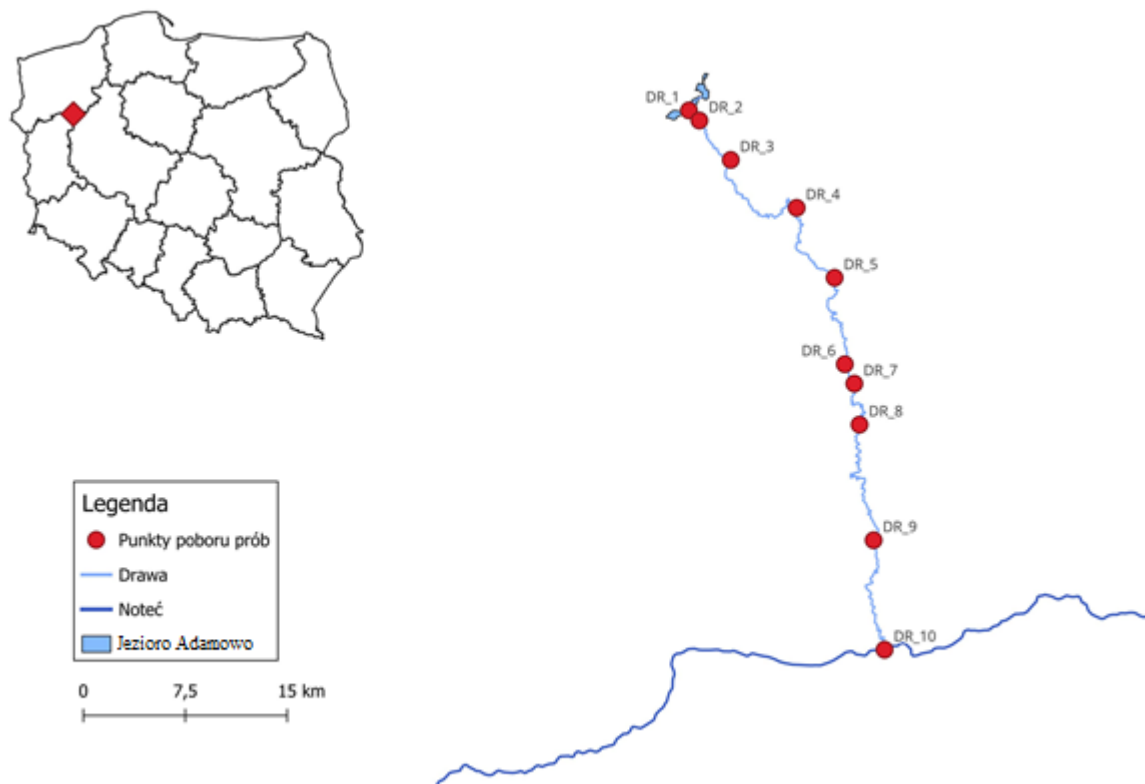
Drawa jest czwartorzędowym dopływem rzeki Odry o długości 185,9 km i powierzchni zlewni 3296,4 km<sup>2</sup>. Źródło Drawy znajduje się w gminie Połczyn Zdrój w Drawskim Parku Krajobrazowym i uchodzi do Noteci. W swoim przebiegu przepływa przez jeziora, m.in. Drawsko, Żerdno, Lubie, Wielkie i Małe Dębno, Grażyna, Adamowo. Jezioro Adamowo, jest ostatnim jeziorem przepływowym w biegu Drawy. Ujście Drawy z jeziora Adamowo stanowi północną granicę Drawieńskiego Parku Narodowego (DPN). W DPN Drawa uległa auto-renaturyzacji i jej odcinek prawie do jej ujścia do Noteci znajduje się po niewielkim wpływie człowieka, za wyjątkiem lokalizacji elektrowni wodnej Kamienna w 32 km tej rzeki. Drawa na tym, analizowanym odcinku, ze względu na morfologię koryta oraz spadki koryta sięgające 0,7‰, pozwoliły pod tym względem sklasyfikować rzekę jako górską. Rzeką w zdecydowanej swojej długości na analizowanym odcinku płynie przez tereny leśne, dopiero ostatni około 6 kilometrowy odcinek płynie przez teren płaski i tereny łąkowe, które przy wysokiej wodzie są zalewane. Na ostatnim odcinku nabiera charakteru typowej rzeki nizinnej.

#### Stanowiska badawcze Drawy:

- 1) Stanowisko 1 znajdowało się na wypływie Drawy z jeziora Adamowo, na granicy DPN. Jezioro to jest zbiornikiem silnie zeutrofizowanym. Jego status troficzny określany jest na eutroficzny, sięgający latem, podczas intensywnych zakwitów sinicowych statusu politroficznego. Jezioro to prawie w całości swojej linii brzegowej otoczone jest miejscowością Drawno.
- 2) Stanowisko 2 znajdowało się ok. 1 kilometr od wypływu z jeziora Adamowo w osadzie Drawnik. Pomiedzy stanowiskiem 1 i 2 w korycie Drawy znajduje się rozlewisko o powierzchni ok. 0,7 ha, bogato porośnięte roślinnością wynurzoną i zanurzoną. Bezpośrednie sąsiedztwo punktu stanowią użytki rolne oraz obszary leśne. Próby pobierano bezpośrednio przy moście stanowiących część drogi publicznej. Obszar znajduje się w obrębie otuliny Drawieńskiego Parku Narodowego oraz w obszarze Natura 2000 PLB320016 Lasy Puszczy nad Drawą.
- 3) Stanowisko 3 znajdowało się przy moście w ciągu drogi publicznej w miejscowości Barnimie. Sąsiedztwo punktu stanowią głównie domy mieszkalne. Teren znajduje się w obrębie otuliny Drawieńskiego Parku Narodowego, w obszarze Natura 2000 PLH320046 Uroczyska Puszczy Drawskiej oraz w obszarze Chronionego Krajobrazu Dominikowo-Niemeńsko.
- 4) Stanowisko 4 zostało wytypowane w okolicach osady Bogdanka w otoczeniu obszarów Leśnych, przed ujściem do Drawy rzeki Korytnicy. Obszar znajduje się w Drawieńskim Parku Narodowym, w obszarach Natura 2000 PLB320016 Lasy Puszczy nad Drawą i PLH320046 Uroczyska Puszczy Drawskiej oraz w OCHK E (Korytnica Rzeka).
- 5) Stanowisko 5 znajdowało się w sąsiedztwie wsi Sitnica, na polu biwakowym „Pstrąg”. Koryto w tym miejscu jest płytkie i szerokie gęsto porośnięte nielicznymi fitocenozy włośnicznika i rdestnicy przeszytej. Teren znajduje się w Drawieńskim Parku Narodowym oraz w obszarach Natura 2000 PLB320016 Lasy Puszczy nad Drawą i PLH320046 Uroczyska Puszczy Drawskiej.
- 6) Stanowisko 6 znajdowało się w pobliżu miejscowości Głusko bezpośrednio przy moście niskowodnym, przed cofką utworzoną przez zbiornik zaporowy elektrowni wodnej Kamienna. Obszar znajduje się w Drawieńskim Parku Narodowym, w obszarach Natura 2000 PLB320016 Lasy Puszczy nad Drawą i PLH320046 Uroczyska Puszczy Drawskiej.

- 7) Stanowisko 7 wytypowano poniżej zbiornika zaporowego elektrowni Kamienna. Zbiornik ten ma powierzchnię około 3 ha, jego głębokość przy zaporze wynosi 6 m, a szerokość przy zaporze oko. 100 m. Zbiornik ten na całej swojej szerokości nie tworzy typowego dla dużych zbiorników stojących pelagialu z wolną płynącą wodą. Nie tworzy również zatok, zastoisk. Jego charakter można określić jako typowo reolimniczny. Otoczony jest lasem, a w jego dolnym krańcu znajdują się zabudowania hydroelektrowni w otoczeniu obszarów leśnych. Hydroelektrownia Kamienna jest enklawą znajdującą się w DPN. Odcinek poniżej elektrowni, aż do ujścia Drawy do Noteci charakteryzuje się licznymi meandrami. Cały ten odcinek znajduje w obszarach Natura 2000 PLB320016 Lasy Puszczy nad Drawą i PLH320046 Uroczyska Puszczy Drawskie.
- 8) Stanowisko 8 zlokalizowano w miejscowości Stare Osieczno przy moście w ciągu drogi krajowej Gorzów – Gdańsk. Bezpośrednio sąsiedztwo punktu stanowią zabudowania miejscowości. Obszar znajduje się w otulinie Drawieńskiego Parku Narodowego, w obszarach Natura 2000 PLB320016 i PLH320046 oraz w OCHK Puszcza nad Drawą. Pomiędzy stanowiskiem 7 i 8 znajduje się południowa granica DPN.
- 9) Stanowisko 9 znajdowało się w okolicy wsi Przeborowo, w sąsiedztwie pól uprawnych oraz obszarów leśnych. Koryto w tym miejscu było gęsto porośnięte włosienicznikami. Obszar położony jest w obszarach Natura 2000 PLB320016 i PLH320046 oraz w OCHK Puszcza nad Drawą.
- 10) Ostatnie stanowisko – 10, było położone przy ujściu rzeki Drawy do Noteci na Południe od miejscowości Bielice Nowe i Krzyż Wielkopolski. Sąsiedztwo punktu stanowią głównie łąki i pola uprawne. Koryto rzeki było w tym miejscu głębokie i mocno wcięte, Obszar ten położony jest w obszarach Natura 2000 PLB320016 i PLH320046





Rysunek 1. Stanowiska badawcze na Drawie.

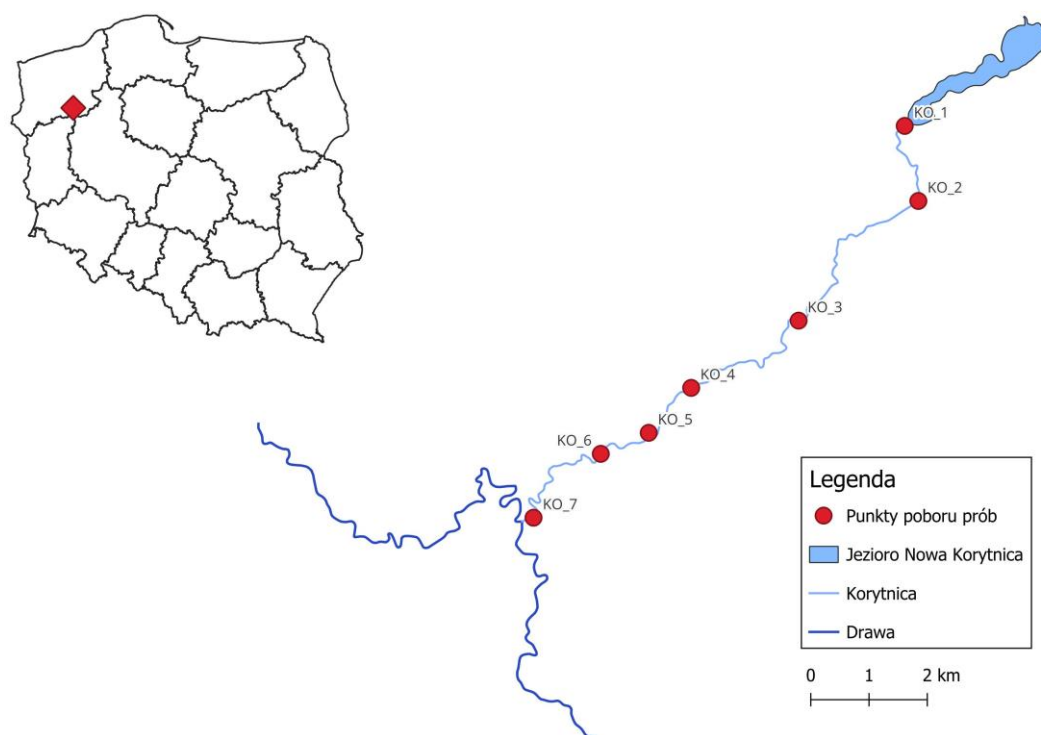
Korytnica jest lewobrzeżnym, drugim, co do wielkości dopływem Drawy o długości 43 km powierzchni zlewni 273,2 km<sup>2</sup>. Źródło znajduje się koło Mirosławca w województwie zachodniopomorskim a ujście natomiast na terenie Drawieńskiego Parku Narodowego w okolicach osady Bogdanka. Sąsiedztwo rzeki stanowią głównie łąki, rozlewiska oraz obszary leśne. Obszar badań zlokalizowany był w całości w terenie leśnym. Koryto rzeki, w dwóch odcinkach poddane jest regulacji, a mianowicie w osadzie Sówka, gdzie znajduje się 3 m zapora piętrząca wodę na potrzeby gospodarstwa pstrągowego oraz we wsi Jażwiny, gdzie znajduje się 3 m zapora piętrząca wodę dla hydroelektrowni. Cały badany obszar znajduje w otulinie Drawieńskiego Parku Narodowego, w Obszarze Chronionego Krajobrazu E (Korytnica Rzeka) oraz w obszarach Natura 2000 PLB320016 Lasy Puszczy nad Drawą i PLH320046 Uroczyska Puszczy Drawskiej. Ostatnie stanowisko na Korytnicy znajdowało się w granicach Drawieńskiego Parku Narodowego.

Stanowiska badawcze Korytnicy:

- 1) Pierwsze stanowisko badawcze zlokalizowano w obrębie miejscowości Nowa Korytnica w bezpośrednim sąsiedztwie mostu w ciągu drogi publicznej. Miejsce poboru prób znajdowało się około 50 m od ujścia rzeki z jeziora Nowa Korytnica.

Jeziro Nowa Korytnica jest jeziorem o statusie wskazującym na stan pomiędzy eutrofią a politrofią. W jeziorze występują silne zakwity sinicowe, szczególnie w okresie letnim.

- 2) Stanowisko 2 zlokalizowano na południe od miejscowości Nowa Korytnica, w oddaleniu od terenów zurbanizowanych. Bezpośrednie sąsiedztwo stanowią łąki oraz lasy. Koryto pomiędzy odcinkiem 1 a 2 cechuje się dużą naturalnością i występowaniem zastoisk i licznych kałuż w strefie przybrzeżnej. Stanowisko znajdowało się około 1,5 km od miejscowości Nowa Korytnica. Od tego stanowiska, aż do ujścia rzeka płynęła raczej korytem naturalnym poza wymienionymi wyżej dwoma małymi zaporami.
- 3) Stanowisko 3 zlokalizowano pomiędzy miejscowościami Nowa Korytnica i Sówka, w oddaleniu od terenów zurbanizowanych. Bezpośrednie sąsiedztwo stanowią łąki oraz lasy. Rzeka na tym stanowisku stanowiła krótką anastomozę, z rozwidlonymi kilkoma korytami rzeki. Koryto pomiędzy odcinkiem 2 a 3 cechuje się dużą naturalnością i występowaniem zastoisk, rozlewisk i licznych kałuż w strefie przybrzeżnej.
- 4) Stanowisko 4 zlokalizowano w obrębie osady Sówka na terenie obiektu rekreacyjnego (pole biwakowe). Stanowisko znajdowało się poniżej zapory piętrzącej wodę na potrzeby gospodarstwa pstrągowego. Jednak, na tym stanowisku nie występował wpływ stawów hodowlanych na stan rzeki. Zbiornik zaporowy utworzony przez zaporę cechował się charakterem reolimnicznym, jednak w jego strefie przybrzeżnej występowały liczne niewielkie zastoiska i strefy wody stojącej porośnięte roślinnością zanurzoną i wynurzoną.
- 5) Stanowisko 5 zlokalizowano w poniżej rowu odprowadzającego wodę ze stawów hodowlanych do rzeki Korytnicy. Odcinek ten otoczony był obszarem leśnym.
- 6) Stanowisko 6 zlokalizowano w obszarze wsi Jaźwiny, tuż pod zaporą małej elektrowni wodnej. Powstały zbiornik zaporowy miał charakter reolimniczny, z licznymi zastoiskami, odnogami rzeki, zastoiskami i kałużami gęsto porośniętymi roślinnością zanurzoną i wynurzoną. Obszar ten znajdował się w otoczeniu lasów.
- 7) Ostatnie stanowisko - 7, zlokalizowano w DPN przy ujściu Korytnicy do Drawy w osadzie Bogdanka. Sąsiedztwo stanowią obszary leśne.



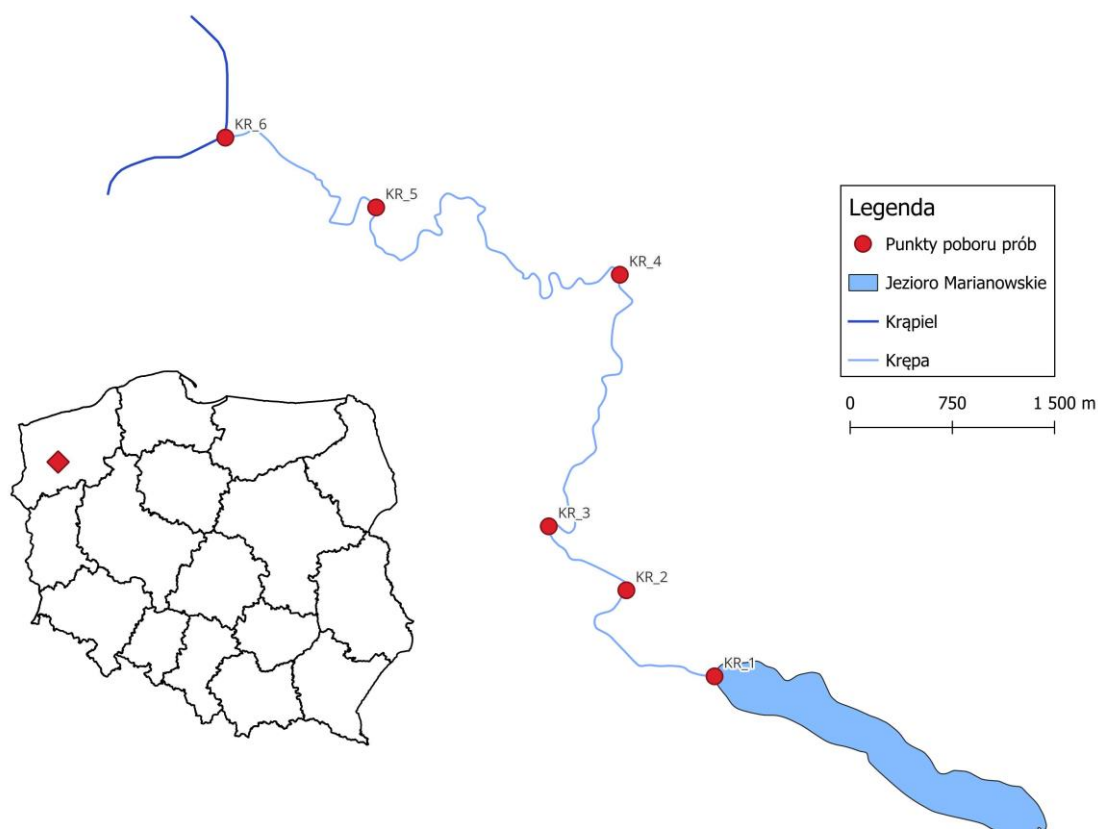
Rysunek 2. Stanowiska badawcze na Korytnicy.

Krępa jest dopływem Krapieli o długości ok. 25 km. Rzeka ma swoje źródła w Ińskim Parku Krajobrazowym w jeziorze Okonie. W swoim górnym odcinku, przed ujściem do jeziora Marianowo płynie przez obszary leśne i użytki rolne. W obrębie wsi Marianowo uchodzi z jeziora Marianowskiego, typowanego jako eutroficzne. W jeziorze latem dominują zakwity zielonice wody, jednak nie przyjmują one intensywnego charakteru. Odcinek poddany badaniom, od ujścia z jeziora do ujścia do Krapieli ma długość około 9 km i płynie przez obszar zabudowany w górnej części, leśny w środkowej i rolny w dolnym biegu. Na stan wody ostatniego stanowiska wpływ mają stawy karpiove, które systemem rowów są połączone z korytem rzeki. Obszar badań znajduje się również na terenie obszaru Natura 2000 PLB320008 Ostoja Ińska.

Stanowiska badawcze Krępy:

- 1) Stanowisko 1 zlokalizowano w Marianowie w sąsiedztwie wypływu rzeki z jeziora Marianowskiego. Bezpośrednie sąsiedztwo obszaru badań stanowią tereny zurbanizowane i plaża publiczna. Stanowisko to było gęsto porośnięte roślinnością zanurzoną, głównie strzałką wodną oraz rdestnicą przeszytą.

- 2) Kolejne stanowisko 2 wytypowano przy moście drogowym na ulicy Stargardzkiej na zachodnim krańcu wsi Marianowo. Bezpośrednie sąsiedztwo obszaru poboru prób stanowiły obszary zurbanizowane i teren łąkowy.
- 3) Stanowisko 3 zlokalizowano na przedłużeniu ulicy Stargardzkiej poza wsią Marianowo w obszarze leśnym. Koryto tego stanowiska było mocno wcięte z nikłą roślinnością porastającą jego dno.
- 4) Stanowisko 4 zlokalizowano w otoczeniu terenów leśnych, w naturalnym, meandrującym odcinku rzeki, za niewielkim piętrzeniem 50 m<sup>2</sup> spowodowanym zwężeniem rzeki w przepuście, pod torami kolejowymi. Dno rzeki sporadycznie było porośnięte roślinnością.
- 5) Stanowisko 5 zlokalizowano przy moście drogowym na drodze Stargard – Chociwel poniżej meandrującego odcinka, z występowaniem w strefie przybrzeżnej nielicznych zastoisk. Stanowisko otoczone było lasem oraz polami uprawnymi. Dzwonowo w otoczeniu pól uprawnych i lasów. Dno rzeki porośnięte było tutaj głównie strzałką wodną.
- 6) Stanowisko 6 zlokalizowano przy ujściu rzeki do Krąpieli w odległości ok. 100 m od karpiowych Stawów Dzwonowskich połączonych systemem rowów z rzeką Krępą. Bliskie sąsiedztwo punktu badawczego otulają pola uprawne oraz kompleks leśny. Dno było skąpo porośnięte roślinnością wodną.



Rysunek 3. Stanowiska badawcze na Krapie.

Mierzęcka Struga zlokalizowana jest w województwie zachodniopomorskim i lubuskim i jej długość wynosi ok. 55 km przy powierzchni dorzecza wynoszącej 556 km<sup>2</sup>. Rzeka stanowi prawy i zarazem najdłuższy dopływ Drawy, a jej źródło stanowi jezioro Osiek. Mierzęcka Struga jest rzeką dość mocno przekształconą, zdegradowaną w swoim środkowym odcinku, narażonym na spływ oczyszczonych i nieoczyszczonych ścieków, nadmierny spływ powierzchniowy nawozów rolnych, znaczne ubytki wody i istnienie zapór całkowicie zmieniających stan ekologiczny wody tej rzeki. Obszar badań zlokalizowano w części w obszarze Chronionego Krajobrazu Puszcza Drawska oraz w obszarze Natura 2000 Lasy Puszczy nad Drawą.

Stanowiska badawcze Mierzęckiej Strugi:

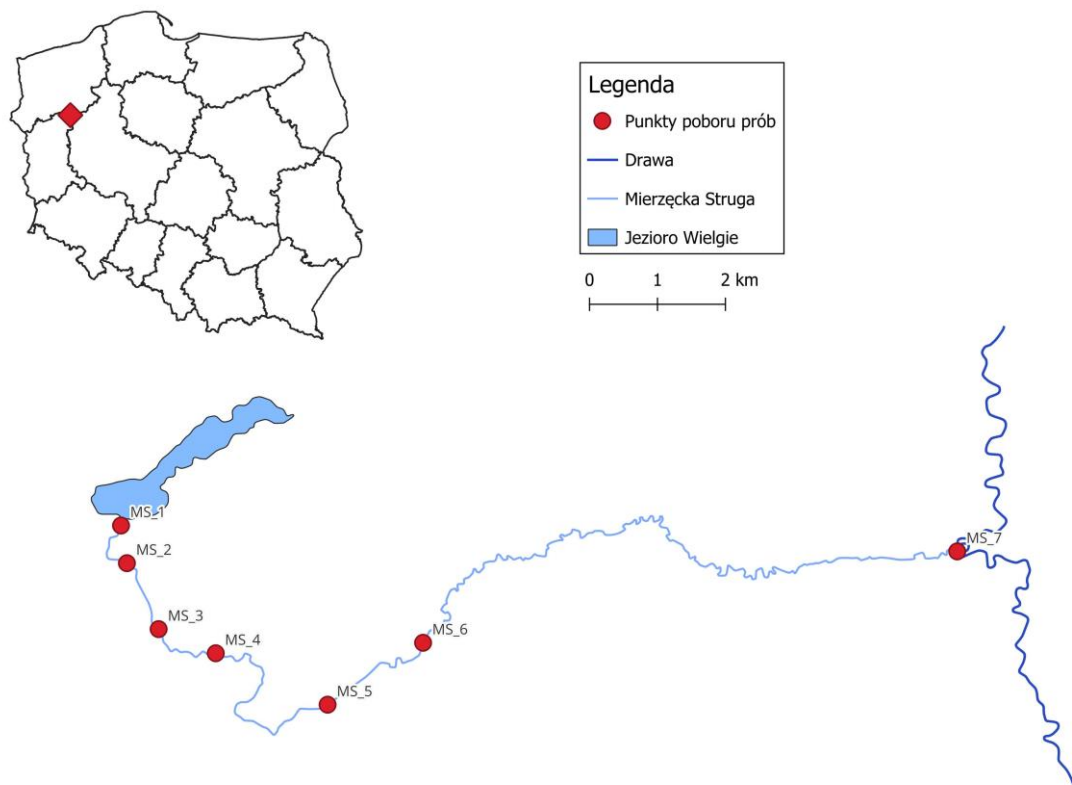
- 1) Stanowisko 1 usytuowane było w miejscowości Dobiegniew bezpośrednio przy wypływie z jeziora Wielgie. Jezioro to otoczone jest zabudową miasta Dobiegniew oraz polami uprawnymi. Cechuje się bardzo silnie zeutrofizowanymi wodami. Są to wody eu- politroficzne, z bardzo silnym i długim zakwitom sinicowym trwającym prawie przez cały okres wegetacyjny. Punkt poboru prób zlokalizowano w na moście w ciągu drogi krajowej 22. Sąsiedztwo punktu stanowi obszar

zurbanizowany miejscowości. Roślinność która porastała dno przy brzegu to głównie amfifity, manna mielec i trzcina pospolita.

- 2) Stanowisko 2 zlokalizowano w południowej części miejscowości Dobiegniew, na południowym krańcu tej miejscowości. Sąsiedztwo punktu stanowi obszar zurbanizowany miejscowości oraz pola uprawne. Pomiędzy stanowiskiem 1 i 2 koryto rzeki jest całkowicie uregulowane, wyprostowane, właściwie bez możliwości samooczyszczania. Głęboko wcięte koryto porośnięte było tylko przy brzegu dość gęsto przez trzcinę pospolitą i mannę mielec.
- 3) Stanowisko 3 zlokalizowane było tuż poniżej zapory piętrzącej wodę na ok. 2 m wysokości na potrzeby nie istniejącego już młyna Grzmikoło. Piętrzenie tworzy zbiornik zaporowy, raczej o charakterze reolimnicznym, posiadający w swoim zasięgu liczne zastoiska i zatoki oraz rozlewiska w strefie przybrzeżnej bezpośrednio z nim połączone. Dno porośnięte było w większości przez strzałkę wodną, natomiast przy brzegach przez trzcinę pospolitą i mannę mielec.
- 4) Stanowisko 4 zlokalizowane było w obrębie osady Nowy Młyn, tworzącym na potrzeby hydroelektrowni spiętrzenia i zbiornik zaporowy o charakterze limnicznym o powierzchni ok 0,5 ha. W strefie brzegowej zbiornika występują liczne zastoiska, rozlewiska, kałuże z nim połączone. Przed punktem badawczym rzeka silnie meandruje w otoczeniu pól uprawnych, jednak na tym odcinku występują także połączone z rzeką dwa, niewielkie stawy hodowlane. W okresach suszy hydrologicznej rzeka, ze względu na pobór wody do elektrowni często traci ponad 80% swojego przepływu. Dno zbiornika porośnięte było typową roślinnością jeziorową, z dominacją rdestnicy pływającej oraz trzciny pospolitej.
- 5) Stanowisko 5 zlokalizowano z dala od obszarów zurbanizowanych pomiędzy miejscowościami Kubczyce i Mierzęcín. Sąsiedztwo obszaru stanowią liczne łąki i tereny podmokłe oraz pola uprawne. Rzeka przed tym stanowiskiem silnie meandruje oraz połączona jest rowem z terenami podmokłymi, pozostałościami po nieistniejącym już jeziorze. Dno rzeki w tym odcinku było porośnięte w większości przez strzałkę wodną i rdestnicę przeszytą.
- 6) Stanowisko 6 znajdowało się w miejscowości Mierzęcín w sąsiedztwie zespołu zamkowo parkowego, który na wysokość 1 m piętrzy wodę ze względu na potrzebę jej dostarczenia do stawów rekreacyjnych. Odcinek pomiędzy stanowiskiem 5 a 6 jest całkowicie uregulowany, otaczają go pola uprawne. Dno było porośnięte w większości manną mielec oraz trzciną pospolitą.

W sąsiedztwie punktu zlokalizowane są liczne pola uprawne oraz tereny zurbanizowane.

- 7) Stanowisko 7 znajdowało się przed ujściem rzeki do Drawy. Odcinek pomiędzy tym stanowiskiem a stanowiskiem 6 biegł w zdecydowanej większości w otoczeniu lasów i cechował się charakterem zbliżonym do naturalnego. Roślinność porastająca dno nie występowała tutaj licznie. Gatunkiem dominującym była rdestnica przeszyta.



Rysunek 4. Stanowiska badawcze na Mierzęckiej Strudze.

Słopica stanowi lewy dopływ Drawy, o długości 15,55 km i powierzchni zlewni 103,25 km<sup>2</sup>. W górnym biegu przepływa przez cztery jeziora: Śródkowe, Szerokie, Krzywe Dębsko, Dominikowie. Jezioro Dominikowskie jest ostatnim jeziorem w biegu tej rzeki. Jezioro to charakteryzuje się statusem troficznym na pograniczu mezo-eutrofii. Nie obserwuje się w tym jeziorze intensywnych zakwitów wody. Jezioro w zdecydowanej części otoczone jest przez las, a na południowym krańcu styka się z miejscowością Dominikowo. Słopica jest rzeką bardzo cenną przyrodniczo, jej południowy, naturalny odcinek stanowi główny matecznik i miejsce rozrodu pstrąga potokowego dla środkowego odcinka Drawy. Rzeka ta,

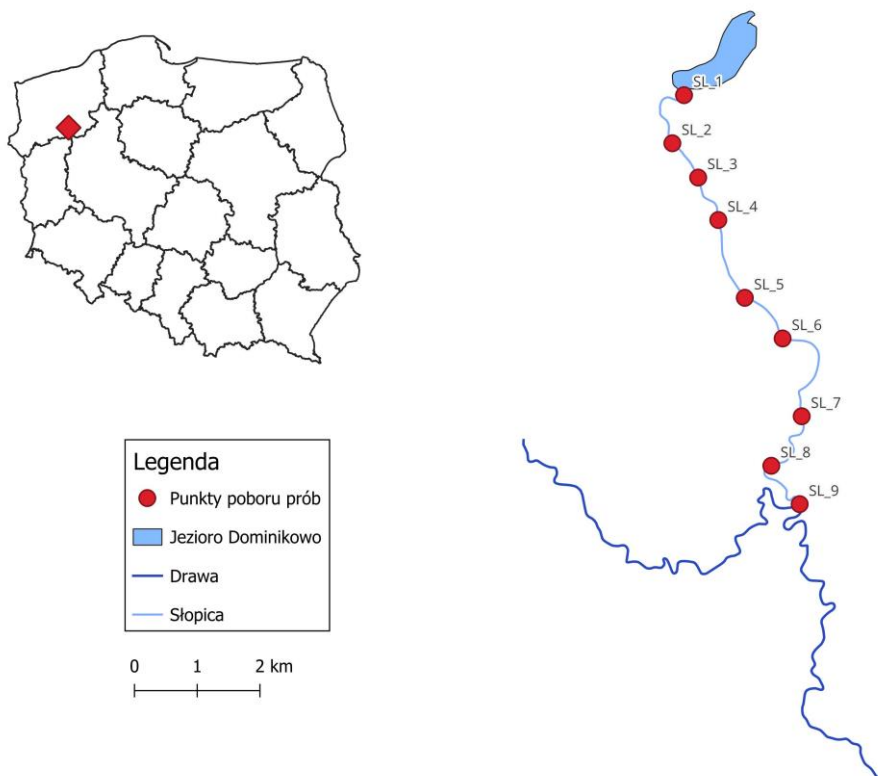
jest narażona na wpływ antropogenicznych w obrębie miejscowości Dominikowo oraz piętrzenia, znajdującego się poniżej tej miejscowości. Obszar badań znajdował się w zarówno w otulinie jak i w samym Drawieńskim Parku Narodowym, Obszarze Chronionego Krajobrazu D (Choszczno-Drawno) oraz w obszarach Natura 2000 PLB320016 Lasy Puszczy Nad Drawą i PLH320046 Uroczyska Puszczy Drawskiej.

Stanowiska badawcze:

- 1) Stanowisko 1 zlokalizowano w obszarze miejscowości Dominikowo. Próby pobierano w wypływie rzeki z jeziora Dominikowskiego. Bezpośrednie sąsiedztwo punktu stanowią lasy, tereny zurbanizowane oraz kąpielisko miejskie. Stanowisko było słabo porośnięte roślinnością.
- 2) Drugie stanowisko zlokalizowano na południowym krańcu miejscowości Dominikowo. Koryto na tym stanowisku było głównie porośnięte przez strzałkę wodną i mannę mielec. Obszar badań stanowiły zabudowania miejscowości i łąki.
- 3) Trzecie stanowisko zlokalizowano za miejscowością Dominikowo w sąsiedztwie lasów, łąk oraz pól uprawnych. Stanowisko znajdowało się w końcowym odcinku cofki zbiornika zaporowego znajdującego się przy stanowisku kolejnym (poniżej). Woda na tym stanowisku tworzyła w strefie brzegowej nieliczne zastoiska. Dno rzeki było tutaj porośnięte głównie przez mannę mielec.
- 4) Kolejne, stanowisko 4 wytypowano w osadzie Gładysz w otoczeniu lasów oraz pól uprawnych. Pobór prób odbywała się pod zaporą piętrzącą wodę na wysokość 2,5 m i tworzącą limniczny zbiornik zaporowy o powierzchni ok. 1,5 ha. Zbiornik oprócz typowego dla wody stojącej charakteru, tworzył liczne zastoiska w strefie brzegowej. Dno zbiornika porośnięte było gęsto przez typowe dla jeziora rośliny, głównie nimfeidy (grzybień biały i grązel żółty), dominował również rogatek sztywny porastając znaczną część dna w strefie wody otwartej. Spośród helofitów zdecydowanie dominowała trzcina pospolita.
- 5) Stanowisko 5 wytypowano w miejscowości Niemieńsko w otoczeniu pól uprawnych i terenów zurbanizowanych. Pomiędzy stanowiskiem 4 a 5, Słopica poddana jest aktywności bobrów, które tworzą nieliczne spiętrzenia. Dzięki temu koryto rozlewa się do strefy brzegowej tworząc zastoiska porośnięte głównie manną mielec. Od tego stanowiska rzeka cechuje się wyłącznie naturalnym charakterem płynąc w otoczeniu lasów.



- 6) Stanowisko 6 zlokalizowano w osadzie Niemieńsko-Zamek. Rzeka na tym stanowisku była skąpo porośnięta roślinnością wodną z dominacją rzęśli. Rzeka w zdecydowanej mierze biegła tutaj przez las.
- 7) Stanowisko 7 znajdowało się na wysokości miejscowości Konotop. Dno rzeki było nielicznie porośnięte głównie manną mielec. Sąsiedztwo rzeki od poprzedniego punktu badawczego stanowią głównie lasy.
- 8) Stanowisko 8 zlokalizowano przy moście na drodze Drawno-Zatom. Dno rzeki było skąpo porośnięte roślinnością, głównie przez rzęśle. Odcinek otoczony był lasem.
- 9) Stanowisko 9 znajdowało się tuż przed ujściem Słopicy do Drawy w otoczeniu lasów, na terenie DPN. Dno rzeki porośnięte było nielicznie przez rzęśle i włosieniczniki.



Rysunek 5. Stanowiska badawcze na Słopicy.

W tabeli 1 przedstawione są najważniejsze charakterystyki środowiskowe analizowanych stanowisk.

Tabela 1. Podstawowa charakterystyka badanych odcinków rzek. Charakter substratu: M - muł, P piasek, Z - żwir, K – kamienie; N - naturalny, charakter odcinka: P/N - półnaturalny, P - przekształcony; Obecność zbiorników wody stojącej połączonych z rzeką: J - jezioro, ZZ - zbiornik zaporowy; Z - zastoiska, B - brak zbiorników wody stojącej; Charakter strefy przybrzeżnej: LA - las, Ł - łąka, Z - zabudowania, P - pola uprawne, TP - tereny podmokłe.

Rzeka	Stanowisko	Substrat dna					Odcinek	Zbiorniki wody stojącej	Strefa przybrzeżna	Odległość od stanowiska (km)
		<20%	<40%	<60%	<80%	<100%				
Drawa	DR_1		M	P			P	J	Z	-
	DR_2	M, Z			P		P/N	Z	LA	1,0
	DR_3	M, Z			P		P/N	B	LA	4,5
	DR_4	M	Z	P			N	B	LA	12
	DR_5		Z		P		N	B	LA	7,5
	DR_6	M			P		N	Z	LA	9,0
	DR_7	P			M		P	ZZ	Z	1,7
	DR_8		M		P		P/N	B	Z	5,8
	DR_9	M	Z	P			N	B	LA	13,9
	DR_10		P	M			P/N	B	Ł	10,8
Korytnica	KO_1	P			M		P/N	J	Z	-
	KO_2	M			P		N	B	LA	1,7
	KO_3	M			P		N	Z	TP	2,9
	KO_4	P			M		P	ZZ	LA	4,3
	KO_5	Z, M			P		P/N	Z	LA	0,7
	KO_6		P	M			P	ZZ	Z	1,2
	KO_7					P	P/N	B	LA	2,7
Krępa	KR_1	Z	M	P			P	J	Z	-
	KR_2	M			P		P	B	Z	1,3
	KR_3					P	P/N	B	LA	0,7
	KR_4	M			P		P	Z	LA	2,9
	KR_5	M		P			P/N	Z	LA	3,4
	KR_6	M			P		P/N	Z	Z	1,5
Mierzęcka Struga	MS_1	P			M		P	J	Z	-
	MS_2	P			M		P	B	Z	0,9
	MS_3					M	P	ZZ	P	1,1
	MS_4	P				M	P	ZZ	P	1,2
	MS_5		M	P			P/N	Z	TP	3,5
	MS_6	M			P		P	B	P	1,9
	MS_7					P	N	B	LA	12,0
Słopica	SL_1					P	P	J	Z	-
	SL_2	M			P		P	B	Ł	1,3
	SL_3		M	P			P/N	Z	Z	0,6
	SL_4					M	P	ZZ	LA	0,7
	SL_5	M			P		P/N	Z	Ł	1,3
	SL_6	M			P		P/N	B	LA	1,0
	SL_7	M			P		N	B	LA	1,9
	SL_8	Z			P		N	B	LA	1,0
	SL_9	Z			P		N	B	LA	1,0

### 3. Materiał i metody

Z każdego stanowiska pobierano 50 litrów wody z powierzchni wody przy pomocy 10-litrowego wiadra, którą przelewano przez siatkę planktonową o wielkości oczka 30  $\mu\text{m}$ . Zagęszczone próby zlewano do pojemników 110 ml i utrwalano w 4% roztworze formaliny. W celu liczenia i oznaczenia zooplanktonu użyto komór Sedgewick'a-Rafter'a o pojemności 2 ml przy użyciu mikroskopu Nikon Eclipse 50i. Z każdej próby pobierano 5 podprób pojemności 2 ml. Po oznaczeniu i zliczeniu wszystkich podprób ich wartości przeliczano na 1  $\text{dm}^3$ . Oznaczenia prób zooplanktonu przeprowadzono przy użyciu specjalistycznych kluczy (Nogrady i Segers 2002, Radwan 2004, Rybak i Błędzki 2010). Przy pomocy tych samych kluczy grupy zooplanktonu podzielono na następujące funkcyjne grupy siedliskowe: wrotki pelagiczne PROT, wrotki litoralowe LROT, wioślarki pelagiczne PCLA, wioślarki litoralowe LCLA, widłonogi pelagiczne PCOP i widłonogi litoralowe LCOP.

Na każdym stanowisku mierzono temperaturę wody, pH, stężenie rozpuszczonego w wodzie tlenu, przewodność elektrolityczną, stężenie substancji rozpuszczonych oraz stężenie chlorofilu *a* za pomocą multiparametrycznej sondy firmy Hydrolab (USA). Wyniki pomiarów parametrów fizyczno-chemicznych zestawiono w Aneksie (Tab. 1, 7, 13, 19, 25). Parametry morfologiczne i hydrologiczne tj. głębokość, szerokość i prędkość prądu wody zostały zmierzone na każdym stanowisku posługując się dalmierzem, tyczką z podziałką co 1 cm oraz elektromagnetycznym czujnikiem do pomiaru prędkości wody firmy OTT (Niemcy). Pomiarów prędkości prądu wody dokonywano na wyznaczonej linii w poprzek rzeki w pięciu pionach, na których pomiaru dokonywano na 3 głębokościach. Pierwszy pomiar odbył się 10 cm nad dnem, drugi w połowie głębokości danego pionu, trzeci 10 cm pod powierzchnią wody. Tak więc, dokonano 15 pomiarów prędkości prądu wody na każdym stanowisku, które uśredniono uzyskując jedną wartość dla prędkości prądu wody dla danego stanowiska. Funkcją prędkości prądu wody, głębokości i szerokości rzeki był wyliczony przepływ wody na danym stanowisku. Wartości parametrów morfologicznych i hydrologicznych stanowisk umieszczono w Aneksie (Tab. 2, 8, 14, 20, 26). Wyliczono także, współczynnik rozwinięcia biegu rzeki (WRBR) dla każdego analizowanego odcinka, który jest ilorazem rzeczywistej długości rzeki do jej rzeczywistej długości doliny. Im wartość wskaźnika jest większa tym koryto rzeki jest mniej wyprostowane. Wartości WRBR zamieszczono w tych samych tabelach w aneksie, co parametry morfologiczne i hydrologiczne.

Dokonano także, określenia powierzchni użytkowania zlewni. Teren badań został wyznaczony w programie quantum GIS za pomocą map hydrograficznych ze strony Państwowego Gospodarstwa Wodnego Wody Polskie, mapy topograficznej i wysokościowej z strony Geoportalu. Na podstawie map zostały wydzielone obszary zlewni rzek w odcinkach znajdujących się pomiędzy analizowanymi stanowiskami, w trzech odległościach od koryta rzeki 100 m, 200 m i 500 m. Zostały także, wyznaczone zbiorniki antropogeniczne w korycie lub obok koryta w celu określenia oddziaływania tych zbiorników na punkty badawcze. Następnie za pomocą podkładu mapowego CORINE land cover zostały wzięte pod uwagę: obszary miejskie, lasy, pola uprawne, łąki, uprawy mieszane, zbiorniki wodne. Absolutne wartości pokrycia zlewni przez użytkowaną powierzchnię oraz jego procentowe wartości zostały zamieszczone w Aneksie (Tab. 3, 9, 15, 21, 26).

Weryfikacja hipotezy o równości średnich została poprzedzona zbadaniem normalności rozkładu analizowanej cechy (zastosowano test Shapiro - Wilka). Jednorodność wariancji została zweryfikowana przy pomocy testu Leven'a. Test Kruskal'a Wallis'a został użyty do wykazania istotnych statystycznie różnic w grupach taksonomicznych w zakresie liczby taksonów i liczebności zooplanktonu pomiędzy stanowiskami ( $P < 0,05$ ). W celu wykazania istotnych różnic pomiędzy parami stanowisk w zakresie liczby taksonów i liczebności został użyty test *Post-hoc* wielokrotnych porównań średnich wartości tych parametrów ( $p < 0,05$ ). Tych samych testów użyto w celu wykazania istotnych różnic pomiędzy stanowiskami w wartościach parametrów fizyczno-chemicznych oraz morfologicznych i hydrologicznych. Wyniki testu w zakresie tych parametrów zostały zamieszczone w Aneksie (Tab. 4, 5, 10, 11, 16, 17, 22, 23, 27, 28).

Podobieństwo taksonomiczne między stanowiskami zostało obliczone przy użyciu wskaźnika Jaccard'a, natomiast podobieństwo ilościowe między stanowiskami zostało obliczone przy pomocy wskaźnika Bray'a Curtis'a. Wyniki tych obliczeń przedstawiono w formie diagramu klastrowego, jak również w formie tabelarycznej. Zastosowano grupowanie UPGMA (unweighted pair-group method using arithmetic averages). Wskaźniki Jaccard'a i Bray'a Curtis'a zostały wyliczone przy pomocy oprogramowania MVSP 3.22.

Dla wyliczenia istotnych korelacji pomiędzy liczbą taksonów i liczebnością zooplanktonu (zmiennych zależnych) a wartościami użytych wskaźników środowiskowych (zmiennych niezależnych) użyto nieparametrycznego testu korelacji Spearman'a ( $P < 0,05$ ). Natomiast dla określenia ordynacji liczby taksonów i liczebności zooplanktonu względem parametrów środowiskowych użyto analizy multiprzestrzennej RDA (Redundancy Analysis) wykorzystującej test permutacji. Relacja liczby taksonów i liczebności zooplanktonu

w stosunku do danych środowiskowych, zarówno przy użyciu testu Spearman'a oraz RDA została dokonana przy użyciu grup siedliskowych zooplanktonu, jako bezpośrednio reagujących na zmiany warunków środowiskowych. Analiza RDA została w programie CANOCO 5.1, tylko w odniesieniu do parametrów środowiskowych (pokarmowych i siedliskowych), które mają bezpośredni wpływ na występowanie zooplanktonu w rzece, a mianowicie: stężenie chlorofilu *a*, pokrycie dna roślinnością, prędkość prądu wody, szerokość koryta, głębokość koryta, przepływ wody, WRBR. Wszystkie analizy dotyczące wykazania istotnych różnic statystycznych między stanowiskami oraz korelacje Spearman'a zostały wykonane przy użyciu programu Statistica 13.

## 4. Wyniki

### 4.1. Skład jakościowy zooplanktonu Drawy

W Drawie największą liczbę taksonów zanotowano na stanowisku zlokalizowanym na wypływie z jeziora Adamowo (Tab. 2). Na stanowisku ostatnim, przy ujściu do Noteci, liczba taksonów zmniejszyła się prawie dwukrotnie. Na stanowisku 3 nastąpił gwałtowny spadek liczby taksonów zooplanktonu, w stosunku do stanowiska 1. Kolejny gwałtowny spadek w stosunku do stanowiska 3 zaobserwowano na stanowisku 5, charakteryzującym się zupełnie innym charakterem rzeki niż pozostałe stanowiska. Biorąc pod uwagę wolny, typowo rzeczny charakter Drawy można stwierdzić, że na odcinku od stanowiska 3 do 10 obserwowano niewiele zmieniającą się liczbę taksonów. Ich zmiany dotyczyły głównie stanowisk, na które mogły oddziaływać dopływy biegnące wcześniej przez jeziora lub obecność zbiornika zaporowego.

Tabela 2. Liczba taksonów Rotifera, Cladocera i Copepoda oraz wszystkich taksonów zooplanktonu zanotowanych w Drawie.

Grupa taksonomiczna	DR_1	DR_2	DR_3	DR_4	DR_5	DR_6	DR_7	DR_8	DR_9	DR_10
Rotifera	25	26	21	17	10	21	16	11	16	21
Cladocera	13	12	5	3	-	1	3	4	-	3
Copepoda	11	9	3	2	1	3	1	2	3	4
Zooplankton łącznie	49	47	29	22	11	25	20	17	19	28

W Drawie zanotowano 69 taksonów zooplanktonu, głównie gatunków, z czego 49 taksonów stanowiły wrotki, 11 wioślarki a 9 widłonogi. Spośród wszystkich taksonów zooplanktonu, 44 taksony stanowiły grupę organizmów pelagicznych - planktonowych, natomiast 25 taksonów należało do organizmów litoralowych, związanych z podłożem (Tab. 3). Najwięcej taksonów pelagicznych obserwowano za wypływem rzeki z jeziora oraz na stanowisku 2, najmniej na stanowisku 5 (wolnym odcinku rzeczny). Z kolei najwięcej gatunków litoralowych, obserwowano także na stanowisku 1 i 2, jednak stanowiły one na tych stanowiskach zdecydowanie mniejszy udział liczby taksonów niż na wolnych odcinkach rzeki, np. na stanowisku 5, stanowiąc na nich większość liczby zanotowanych taksonów. Na wolnych odcinkach rzeki wśród pelagicznych taksonów obserwowano gatunki ubikwistyczne lub stadia larwalne widłonogów, bardzo powszechne w każdym typie wód. Spośród wrotków gatunkami spotykanymi na największej liczbie stanowisk spotykane były gatunki litoralowe. Niektóre gatunki pelagiczne również spotykane były na wielu

stanowiskach jednak nie w każdym miesiącu. Ich frekwencja była niższa niż frekwencja gatunków litoralowych. Spośród wioślarek *Bosmina coregoni* obserwowana była prawie na wszystkich stanowiskach, ze stosunkowo dużą frekwencją, co może wynikać z dużej wszędobylskości tego gatunku. *Acanthocyclops robustus* występował prawie na wszystkich stanowiskach, z podobnym układem frekwencji jak wymieniona wyżej wioślarka.

Tabela 3. Skład taksonomiczny zooplanktonu, frekwencja taksonów zooplanktonu w Drawie oraz liczba stanowisk, na których dany takson był obserwowany (LS). Literą P określony jest takson planktonowy (pelagiczny) natomiast literą L określony jest takson litoralowy, bentosowy.

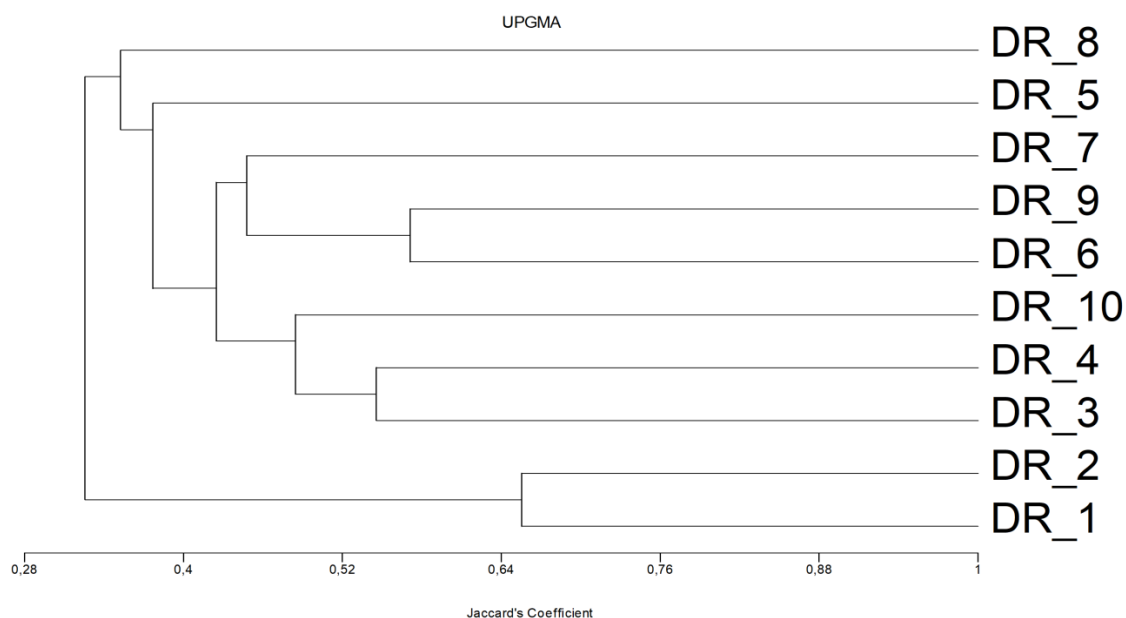
Takson		Frekwencja (%)										LS
		DR_1	DR_2	DR_3	DR_4	DR_5	DR_6	DR_7	DR_8	DR_9	DR_10	
<i>Anuraeopsis fissa</i>	P	100	50								25	3
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	P	75	25				25					3
<i>Ascomorpha ovalis</i>	L		50	100	50	75	50	25	25	75	50	9
<i>Ascomorpha saltans</i>	P	25										1
<i>Asplanchna priodonta</i>	P	75	50				25					3
<i>Asplanchna sieboldi</i>	P	50					25					2
Bdelloidea	P		25									1
<i>Brachionus angularis</i>	L		50	25	25	25		25			25	6
<i>Brachionus budapestinensis</i>	L	25	25	50	75	100	100	25		100	25	9
<i>Brachionus calyciflorus</i>	L				25	75	25	25		25		5
<i>Brachionus diversicornis</i>	L	25	100	25			25	50		25	25	7
<i>Brachionus quadridentatus</i>	L	50	75				50		25	25	25	6
<i>Brachionus urceus</i>	P	75	75	25							25	4
<i>Cephalodella apocolea</i>	P	50										1
<i>Cephalodella sterea</i>	P	50	75				25		25	25		5
<i>Colurella adriatica</i>	P	100	100	100	100	50	100	100	100	100	100	10
<i>Colurella colurus</i>	P	100	100	100	25	50		25	50	75	100	9
<i>Conochiloides natans</i>	L		25		25	50	75	50				5
<i>Conochilus unicornis</i>	L			25	50		50	50		25		5
<i>Elosa worallii</i>	L	25	25	75	100	75	75	100	75	100	100	10
<i>Euchlanis deflexa</i>	L			25	25		25	25			25	5
<i>Euchlanis dilatata</i>	L		100	50	25	50	75		25	75	25	8
<i>Euchlanis lyra</i>	L		100	50	75	100	25	75	75	75	75	9
<i>Filinia longiseta</i>	L		75					50				2
<i>Gastropus stylifer</i>	L	50	75	25			25	50		25	25	7
<i>Itura aurita</i>	P	75	50	25	25						25	5
<i>Kellicotia longispina</i>	P	25									25	2
<i>Keratella coch. cochlearis</i>	P	100	100	75	75					25	25	6
<i>Keratella quadrata</i>	P	75	50	25							50	4
<i>Lecane arcuata</i>	P	25										1
<i>Lecane closterocerca</i>	P	75	100	75	25		75		25	25	25	8

Takson		Frekwencja (%)										LS
		DR_1	DR_2	DR_3	DR_4	DR_5	DR_6	DR_7	DR_8	DR_9	DR_10	
<i>Lecane luna</i>	P	50	75	25			25				25	5
<i>Lepadella acuminata</i>	P	25		25								2
<i>Lepadella ovalis</i>	P	100	75	75	50		75	25	50	50	75	9
<i>Mytilina crassipes</i>	P	75	50		25		25	25	25			6
<i>Mytilina mucronata</i>	P			75								1
<i>Polyarthra longiremis</i>	L	25	50	25								3
<i>Polyarthra major</i>	L	25	75						25		25	4
<i>Polyarthra remata</i>	L	25	25	25					25			4
<i>Polyarthra vulgaris</i>	L	25	25					25				3
<i>Pompholyx complanata</i>	P	100	100	50	50		25					5
<i>Pompholyx sulcata</i>	P	25										1
<i>Squatinella rostrum</i>	P	75	100					25	25		25	5
<i>Synchaeta kitina</i>	P	75			50							2
<i>Synchaeta pectinata</i>	P	75	100	25	25						25	5
<i>Testudinella truncata</i>	P	100	50					25				3
<i>Trichocerca capucina</i>	P	75	25									2
<i>Trichocerca pusilla</i>	P	50	25									2
<i>Trichocerca similis</i>	L		25	25					25			3
<i>Alona rectangula</i>	L		25									1
<i>Alonella nana</i>	L	25										1
<i>Bosmina coregoni</i>	P	100	100	75	100	50	25		50	50	50	9
<i>Bosmina longirostris</i>	P	75	25									2
<i>Ceriodaphnia laticaudata</i>	P	100	100	50	50							4
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	P	25										1
<i>Chydorus gibbus</i>	L	75	25						25		25	4
<i>Chydorus sphaericus</i>	L	25	25									2
<i>Daphnia cucullata</i>	P	75										1
<i>Daphnia longispina</i>	P	25	50									2
<i>Leptodora kindtii</i>	P	50	25							25	25	4
Nauplii Calanoida	P	100	75	25			25					4
Nauplii Cyclopoida	L	25	75				50	25		50	50	6
Kopepodit Calanoida	P	100	50								25	3
Kopepodit Cyclopoida	P	75	25				25					3
<i>Acanthocyclops robustus</i>	P		50	100	50	75	50	25	25	75	50	9
<i>Diacyclops bicuspidatus</i>	L	25										1
<i>Eucyclops serrulatus</i>	L	75	50				25					3
<i>Eudiaptomus graciloides</i>	P	50					25					2
Harpacticoida	P		25									1

Największe podobieństwo taksonomiczne występowało pomiędzy stanowiskami położonymi w bezpośredniej bliskości lub podobnych pod względem warunków środowiskowych lub będących pod relatywnie dużym wpływem jezior. Diagram klastrowy podzielił Drawę na stanowiska znajdujące się pod wpływem wypływu rzeki z jeziora



Adamowo i stanowiska, przed którymi do Drawy uchodzą dopływy przepływające wcześniej przez jeziora (Rys. 6). Tak więc, Drawa pod względem podobieństwa taksonomicznego zooplanktonu została podzielona na stanowiska wolne i będące pod wpływem jezior lub zbiornika zaporowego.



Rysunek 6. Diagram klastrowy podobieństwa taksonomicznego Jaccarda pomiędzy badanymi stanowiskami na Drawie.

Najwyższe wartości podobieństwa taksonomicznego występowały pomiędzy stanowiskiem 1 i 2, 3 i 4, 4 i 5, 9 i 10, czyli stanowiskami graniczącymi ze sobą oraz pomiędzy stanowiskami 3 i 1, a także 6 i 9 czyli stanowiskami o podobnych warunkach środowiskowych (Tab. 4).

Tabela 4. Wartości podobieństwa taksonomicznego Jaccarda pomiędzy badanymi stanowiskami na Drawie.

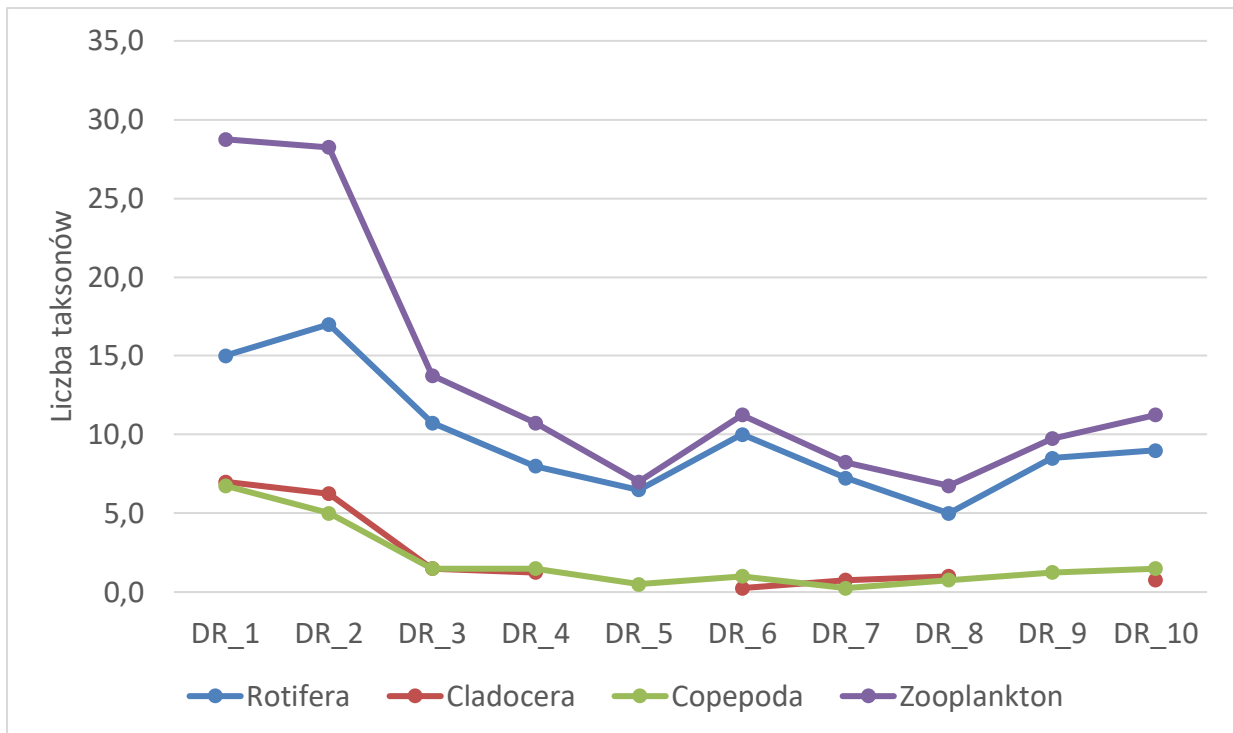
	DR_1	DR_2	DR_3	DR_4	DR_5	DR_6	DR_7	DR_8	DR_9
DR_2	0,66								
DR_3	0,37	0,49							
DR_4	0,25	0,35	0,55						
DR_5	0,09	0,21	0,29	0,50					
DR_6	0,32	0,41	0,42	0,47	0,33				
DR_7	0,21	0,34	0,32	0,45	0,41	0,45			
DR_8	0,25	0,36	0,31	0,35	0,33	0,36	0,28		
DR_9	0,26	0,35	0,41	0,46	0,43	0,57	0,44	0,44	
DR_10	0,43	0,53	0,54	0,43	0,30	0,40	0,37	0,41	0,52

Średnia wartość liczby taksonów zooplanktonu różniła się istotnie statystycznie pomiędzy dwoma pierwszymi stanowiskami, na których zaobserwowano najwyższe wartości a stanowiskiem 5 i 8, na których zanotowano najniższe wartości ( $P < 0,05$ ) (Tab. 5). Podobny układ obserwowany był w zakresie liczby taksonów wrotków, co wskazuje, że liczba taksonów zooplanktonu i wszelkie zmiany dotyczące zmian liczby taksonów całego zooplanktonu determinowane były przez wrotki. Istotne różnice w liczbie taksonów wioślarek występowały pomiędzy pierwszymi dwoma stanowiskami a stanowiskami pozostałymi ( $P < 0,05$ ), a na stanowiskach 5 i 9 wioślarki nie były obecne. Stąd oddziaływanie jeziora na liczbę taksonów wioślarek w Drawie miało miejsce tylko do stanowiska 2. Również w przypadku widłonogów, średnia liczba taksonów na stanowisku 1 i 2 była istotnie wyższa niż na pozostałych stanowiskach, poza tym na stanowiskach 5 i 7 średnia liczba taksonów była istotnie niższa niż na pozostałych stanowiskach ( $P < 0,05$ ).

Tabela 5. Średnia ( $\bar{X}$ )  $\pm$  (OS) odchylenie standardowe liczby taksonów zooplanktonu na stanowiskach w Drawie. Różne litery w kolumnach wskazują na istotne różnice między stanowiskami ( $P < 0,05$ ).

Stanowisko	Rotifera		Cladocera		Copepoda		Zooplankton łącznie	
	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS
DR_1	15,0 a	2,7	7,0 a	2,2	6,8 a	2,2	28,8 a	2,5
DR_2	17,0 a	2,6	6,3 a	2,1	5,0 ab	1,2	28,3 a	2,9
DR_3	10,8 ab	3,0	1,5 b	1,0	1,5 b	1,3	13,8 ab	4,6
DR_4	8,0 ab	2,2	1,3 b	1,3	1,5 b	0,6	10,8 ab	2,6
DR_5	6,5 b	1,9	-	-	0,5 c	0,6	7,0 b	1,8
DR_6	10,0 ab	1,6	0,3 b	0,5	1,0 bc	0,8	11,3 ab	2,6
DR_7	7,3 ab	1,3	0,8 b	0,5	0,3 c	0,5	8,3 ab	1,0
DR_8	5,0 b	2,6	1,0 b	0,8	0,8 bc	1,0	6,8 b	3,9
DR_9	8,5 ab	1,9	-	-	1,3 b	1,0	9,8 ab	2,1
DR_10	9,0 ab	4,1	0,8 b	1,0	1,5 b	1,0	11,3 ab	3,9

Rozkład zmian przestrzennych średniej liczby taksonów zooplanktonu ogólnego w Drawie kształtowany był właściwie przez wrotki (Rys. 7). Zaobserwowano gwałtowny spadek liczby taksonów wrotków od stanowiska 2 do stanowiska 5, po czym na stanowisku 5 nastąpił niewielki wzrost ich liczby, a następnie aż do ujścia rozkład zmian przestrzennych liczby taksonów wrotków kształtował się podobnie. W przypadku skorupiaków gwałtowny spadek ich liczby taksonów nastąpił na stanowisku 3 i aż do ujścia utrzymywał podobny kształt rozmieszczenia liczby taksonów. Stąd, oddziaływanie jeziora na liczbę taksonów wrotków utrzymywało się na dłuższym odcinku niż na liczbę taksonów skorupiaków.

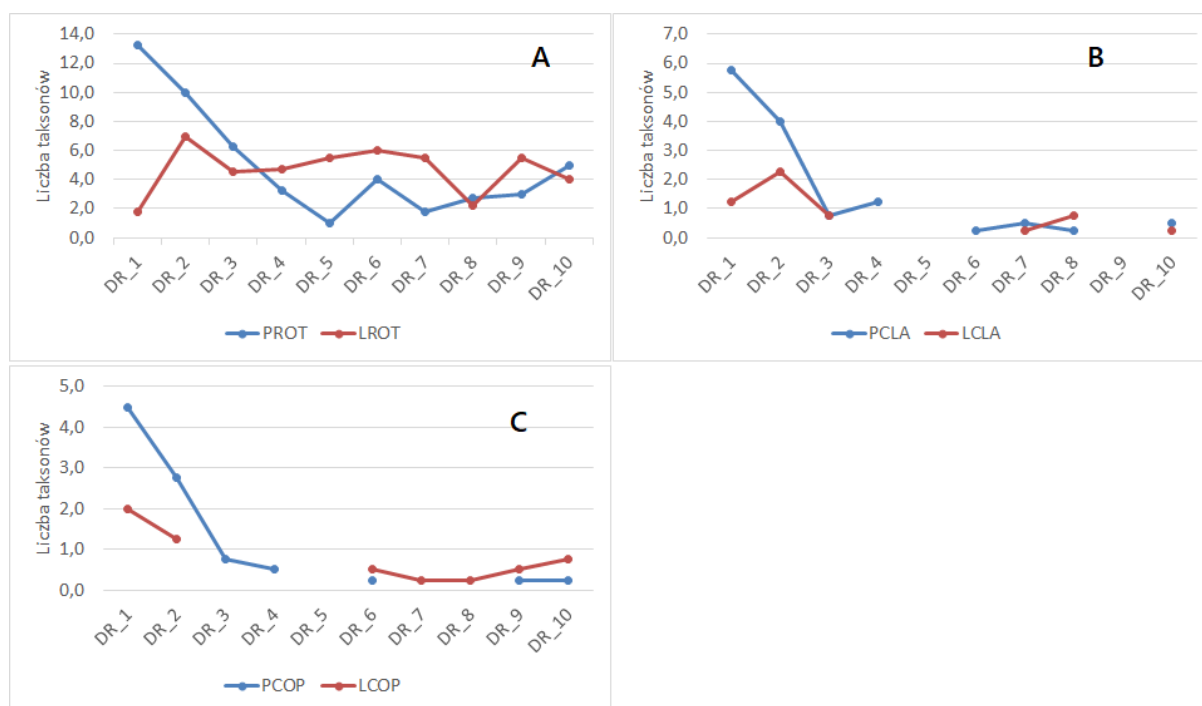


Rysunek 7. Rozkład zmian przestrzennych średniej liczby taksonów Rotifera, Cladocera, Copepoda i zsumowanego zooplanktonu na stanowiskach badawczych Drawy.

Przy podziale grup taksonomicznych zooplanktonu na formy pelagiczne i litoralowe, zanotowane istotne różnice w liczbie taksonów tylko w zakresie form pelagicznych ( $pP < 0,05$ ) (Tab. 6). Wrotki, wioślarki i widłonogi pelagiczne na pierwszych dwóch stanowiskach uzyskały istotnie większą liczbę taksonów niż na pozostałych stanowiskach. Podobny układ zanotowano w przypadku wioślarek i widłonogów. Największy spadek średniej liczby taksonów dotyczył pelagicznych wioślarek (Rys. 8). Bardzo podobna redukcja zachodziła wśród pelagicznych widłonogów. Gatunki litoralowe nie prezentowały istotnych wahań w rozmieszczeniu przestrzennym ich liczby w całym analizowanym odcinku Drawy. Ich rozkład był bardzo podobny. Jednak, w przypadku wioślarek i widłonogów obserwowano brak gatunków zarówno pelagicznych i litoralowych na niektórych stanowiskach.

Tabela 6. Średnia ( $\bar{X}$ )  $\pm$  (OS) odchylenie standardowe wartości liczby taksonów pelagicznych i litoralowych na stanowiskach w Drawie. Różne litery w kolumnach wskazują na istotne różnice między stanowiskami ( $P < 0,05$ ). PROT – pelagiczne Rotifera, LROT – litoralowe Rotifera, PCLA – pelagiczne Cladocera, LCLA – litoralowe Cladocera, PCOP – pelagiczne Copepoda, LCOP – litoralowe Copepoda.

Stanowisko	PROT		LROT		PCLA		LCLA		PCOP		LCOP	
	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS
DR_1	13,3 a	2,5	1,8	1,5	5,8 a	1,3	1,3	1,3	4,5 a	1,3	2,0	1,6
DR_2	10,0 ab	1,8	7,0	1,4	4,0 a	0,0	2,3	2,1	2,8 ab	1,3	1,3	1,0
DR_3	6,3 bc	2,2	4,5	2,4	0,8 b	0,5	0,8	1,5	0,8 b	1,0	-	-
DR_4	3,3 c	1,0	4,8	3,0	1,3 b	1,3	-	-	0,5 b	0,6	-	-
DR_5	1,0 c	0,8	5,5	1,3	-	-	-	-	-	-	-	-
DR_6	4,0 c	0,8	6,0	1,8	0,3 b	0,5	-	-	0,3 c	0,5	0,5	0,6
DR_7	1,8 c	1,0	5,5	0,6	0,5 b	0,6	0,3	0,5	-	-	0,3	0,5
DR_8	2,8 c	2,1	2,3	1,0	0,3 b	0,5	0,8	1,0	-	-	0,3	0,5
DR_9	3,0 c	0,8	5,5	1,3	-	-	-	-	0,3 c	0,5	0,5	0,6
DR_10	5,0 c	0,8	4,0	3,5	0,5 b	0,6	0,3	0,5	0,3 c	0,5	0,8	1,0



Rysunek 8. Rozkład zmian przestrzennych średniej liczby taksonów pelagicznych i litoralowych Rotifera (A), pelagicznych i litoralowych Cladocera (B) oraz pelagicznych Copepoda (C) na stanowiskach badawczych Drawy. PROT – pelagiczne Rotifera, LROT – litoralowe Rotifera, PCLA – pelagiczne Cladocera, LCLA – litoralowe Cladocera, PCOP – pelagiczne Copepoda, LCOP – litoralowe Copepoda.

#### 4.2. Skład ilościowy zooplanktonu Drawy

W każdym miesiącu badań na każdym stanowisku dominantami ilościowymi były wrotki, w dalszej kolejności widłonogi, jednak ze znacznie mniejszym zagęszczeniem, a najmniejszą wartość tego parametru wykazywały wioślarki (Tab. 7-10). O zagęszczeniu zooplanktonu w każdym miesiącu decydowały więc wrotki, jednak zależnie od odległości stanowiska od jeziora, o ich dużym udziale w ogólnym zagęszczeniu zooplanktonu decydowały gatunki pelagiczne lub litoralowe. Im dalej od jeziora tym udział ilościowy wrotków pelagicznych w zagęszczeniu zooplanktonu ulegał zmniejszeniu, natomiast zaczynał wzrastać udział wrotków litoralowych. Gatunkiem dominującym w liczebności wrotków pelagicznych był *Keratella cochlearis*, które również dominowały w całym zooplanktonie. Eudominantem w tej grupie był *Keratella quadrata*. Gatunkiem dominującym w liczebności wrotków litoralowych był *Lecane closterocerca*, a eudominantem *Lepadella ovalis*. Relatywnie duże zagęszczenie w grupie wrotków litoralowych uzyskały Bdelloidea, np. we wrześniu. Jednak ze względu na wysoką jednostkę taksonomiczną (rząd) nie porównywano ich w tej analizie z gatunkami. W zależności od miesiąca, wśród wioślarek pelagicznych dominowały liczebnie różne gatunki, odpowiednio *Bosmina logirostris*, *Bosmina coregoni*, *Daphnia cucullata* i *Chydorus sphaericus*. Nie zaobserwowano takiego wzorca pośród wioślarek litoralowych, nie zaobserwowano tak wyraźnej dominacji jednego gatunku, gdzie w podobnych liczebnościach występowały wszystkie gatunki litoralowe wioślarek na wszystkich stanowiskach. Pośród widłonogów dominantami ilościowymi były formy juwenilne, szczególnie naupliusy. Liczebnie przeważał wśród gatunków pelagicznych *Thermocyclops oithonoides*, natomiast wśród gatunków litoralowych *Diacyclops bicuspidatus*. Zaobserwowano, że niektóre gatunki litoralowe należące do *Lecane* sp., *Lepadella* sp., *Euchlanis* sp., *Mytilina* sp., *Alonella* sp., i *Alona* sp. oraz Bdelloidea, występowały na stanowiskach zlokalizowanych w dolnym biegu w stosunku do stanowisk leżących wyżej, na których nie występowały.

Tabela 7. Liczebność taksonów zooplanktonu (osobn. dm<sup>-1</sup>) na stanowiskach w Drawie w czerwcu.

Takson	DR 1	DR 2	DR 3	DR 4	DR 5	DR 6	DR 7	DR 8	DR 9	DR 10
<i>Anuraeopsis fissa</i>	0,8									
<i>Asplanchna priodonta</i>	2,4					1,6				
Bdelloidea			0,8	1,2		2,4				
<i>Brachionus budapestinensis</i>	0,4									
<i>Brachionus calyciflorus</i>	5,4					0,4				
<i>Brachionus diversicornis</i>	0,4									
<i>Brachionus urceus</i>		0,4								
<i>Colurella colours</i>					1,2	1	0,8		0,8	
<i>Colurella uncinata</i>					0,6		0,4			
<i>Euchlanis dilatata</i>		1,4				0,4				
<i>Euchlanis deflexa</i>		0,6							0,4	
<i>Filinia longiseta</i>	4,8	2,2	0,8							
<i>Filinia terminalis</i>	0,8									
<i>Kellicottia longispina</i>	22,4	1,6				0,8				
<i>Keratella cochlearis</i>	456	65,8	25,6	11	2,4	2,6	4	0,8	14,4	17,6
<i>Keratella quadrata</i>	76	8,6	4,8	0,8			0,6		1,8	3,6
<i>Lecane arcuata</i>						0,8	0,4			
<i>Lecane bulla</i>				0,4			0,4			
<i>Lecane closteroerca</i>				1,2	1,2	1	3,2	0,8	0,8	0,8
<i>Lecane flexilis</i>						0,4				
<i>Lepadella acuminata</i>		0,4				0,8			0,4	
<i>Lepadella ovalis</i>		0,8	2,4	0,8	2,4					
<i>Mytilina bisulcata</i>										
<i>Mytilina mucronata</i>		1,2				0,6				
<i>Polyarthra longiremis</i>	4,4									0,8
<i>Polyarthra remata</i>										
<i>Polyarthra vulgaris.</i>	50,4	21,6	1,6	9,6						
<i>Pompholyx sulcata</i>	18,5	0,8								
<i>Synchaeta oblonga</i>	0,8									
<i>Synchaeta kitina</i>	8	5,8	0,6							
<i>Synchaeta pectinata</i>		0,8								0,4
<i>Trichocerca capucina</i>										
<i>Trichocerca similis</i>	4,2									0,4
<b>Rotifera</b>	<b>655,7</b>	<b>112</b>	<b>36,6</b>	<b>25</b>	<b>7,8</b>	<b>12,8</b>	<b>9,8</b>	<b>1,6</b>	<b>18,6</b>	<b>23,6</b>
<i>Alona affinis</i>	0,4	2,6								
<i>Alona rectangula</i>		1,6								
<i>Alonella nana</i>							0,4			
<i>Bosmina longirostris</i>	20	0,8	4			1,4				
<i>Bosmina coregoni</i>	4,2	0,2						0,4		
<i>Chydorus sphaericus</i>		0,8								
<i>Daphnia cucullata</i>	5,6	0,4								
<i>Daphnia longispina</i>	0,8									
<b>Cladocera</b>	<b>31</b>	<b>6,4</b>	<b>4</b>			<b>1,4</b>	<b>0,4</b>	<b>0,4</b>		
Nauplii Cyclopoida	2,4	3,6		1,2		1				
Kopepodit Calanoida	2,6	0,6								
Kopepodit Cyclopoida	2,4	9,6								
<i>Cyclops vicinus</i>	0,8									
<i>Eucyclops serrulatus</i>	2,6									0,8
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	4,8									
Mesocyclops		3,2								
<i>Thermocyclops crassus</i>	1,5								0,8	
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	6,8	1,4								
Harpacticoida		0,4				1				0,4
<b>Copepoda</b>	<b>23,9</b>	<b>18,8</b>		<b>1,2</b>		<b>2</b>			<b>0,8</b>	<b>1,2</b>
<b>Zooplankton łącznie</b>	<b>710,6</b>	<b>137,2</b>	<b>40,6</b>	<b>26,2</b>	<b>7,8</b>	<b>16,2</b>	<b>10,2</b>	<b>2</b>	<b>19,4</b>	<b>24,8</b>

Tabela 8. Liczebność taksonów zooplanktonu (osobn. dm<sup>-1</sup>) na stanowiskach w Drawie w lipcu.

Takson	DR 1	DR 2	DR 3	DR 4	DR 5	DR 6	DR 7	DR 8	DR 9	DR 10
<i>Anuraeopsis fissa</i>	4,8	3,8								
<i>Asplanchna priodonta</i>	1,8									
Bdelloidea			0,8		1,5				1,2	0,4
<i>Brachionus calyciflorus</i>	1,2	0,6								
<i>Cephalodella gibba</i>		1,8								
<i>Colurella colours</i>		0,2	0,2	0,2	1,2	1,6			0,8	
<i>Colurella uncinata</i>				0,2		0,8				
<i>Euchlanis dilatata</i>		0,8					1,2			
<i>Euchlanis deflexa</i>	0,4					0,8				
<i>Kellicottia longispina</i>		1,2						0,3		
<i>Keratella cochlearis</i>	356	156	14,6	4,2		1,5	0,7	2,8	6,5	6,8
<i>Keratella quadrata</i>	39,8	13,4	5,4					0,2	0,8	0,8
<i>Lecane arcuata</i>		0,6			0,2		0,2			
<i>Lecane bulla</i>						0,4			0,4	
<i>Lecane closteroerca</i>	0,3		1,4	3,2	0,2	1,4	0,2	1	1,2	0,8
<i>Lepadella acuminata</i>		0,8				0,4				
<i>Lepadella ovalis</i>		1,2		0,3	0,3	2,2	0,8	0,6	1,2	0,8
<i>Mytilina bisulcata</i>		0,4					0,8			
<i>Mytilina mucronata</i>	0,4	2,8					0,4			
<i>Polyarthra longiremis</i>	12,6	2,6	0,8							
<i>Polyarthra remata</i>										0,8
<i>Polyarthra vulgaris.</i>	27,5	7,5	3,5	1,2					0,3	
<i>Pompholyx sulcata</i>	37,8	5,4	0,4							
<i>Synchaeta kitina</i>	11,5	2,1	2,5			0,3				0,6
<i>Synchaeta pectinata</i>	0,8	1,4								
<i>Trichocerca capucina</i>	5,6		0,4							
<i>Trichocerca similis</i>	22,5	11,4	5,2	0,4		0,6	0,4	0,4		0,8
<i>Trichocerca pusilla</i>	9,6	2,4		0,4			0,4			
<i>Trichotria pocillum</i>			1,5							
<b>Rotifera</b>	<b>532,6</b>	<b>216,4</b>	<b>36,7</b>	<b>10,1</b>	<b>3,4</b>	<b>10</b>	<b>5,1</b>	<b>5,3</b>	<b>12,4</b>	<b>11,8</b>
<i>Alona affinis</i>			0,4							
<i>Alona rectangula</i>	1,4	0,8								0,8
<i>Alona quadrangularis</i>		1,6	0,6					0,6		
<i>Alonella nana</i>	0,8									
<i>Bosmina longirostris</i>	31,2	0,8		0,8						
<i>Bythotrephes longimanus</i>										
<i>Bosmina coregoni</i>	12,5	1,2								0,8
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	0,3			4,5						
<i>Chydorus sphaericus</i>	16,4	2,5		0,3						
<i>Daphnia cucullata</i>	10,5									
<i>Daphnia longispina</i>	2,2	0,6								
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	6,6									
<i>Pleuroxus trigonella</i>			0,4							
<i>Sida cristalina</i>	1,2									
<b>Cladocera</b>	<b>83,1</b>	<b>7,5</b>	<b>1,4</b>	<b>5,6</b>				<b>0,6</b>		<b>1,6</b>
Nauplii Cyclopoida	22,8	11,5	1,4	1,8	0,2			1,2	0,3	
Kopepodit Calanoida	1,6									
Kopepodit Cyclopoida	11,6	3,6	0,8	0,4						
<i>Eucyclops serrulatus</i>	9,4	0,8						0,4		
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	0,2									
Mesocyclops		1,2								
<i>Therrmocyclops oithonoides</i>	13,6	2,4	0,8			0,4				
Harpacticoida		3,4							0,6	
<b>Copepoda</b>	<b>59,2</b>	<b>22,9</b>	<b>3</b>	<b>2,2</b>	<b>0,2</b>	<b>0,4</b>		<b>1,6</b>	<b>0,9</b>	
<b>Zooplankton łącznie</b>	<b>674,9</b>	<b>246,8</b>	<b>41,1</b>	<b>17,9</b>	<b>3,6</b>	<b>10,4</b>	<b>5,1</b>	<b>7,5</b>	<b>13,3</b>	<b>13,4</b>

Tabela 9. Liczebność taksonów zooplanktonu (osobn. dm<sup>-1</sup>) na stanowiskach w Drawie w sierpniu.

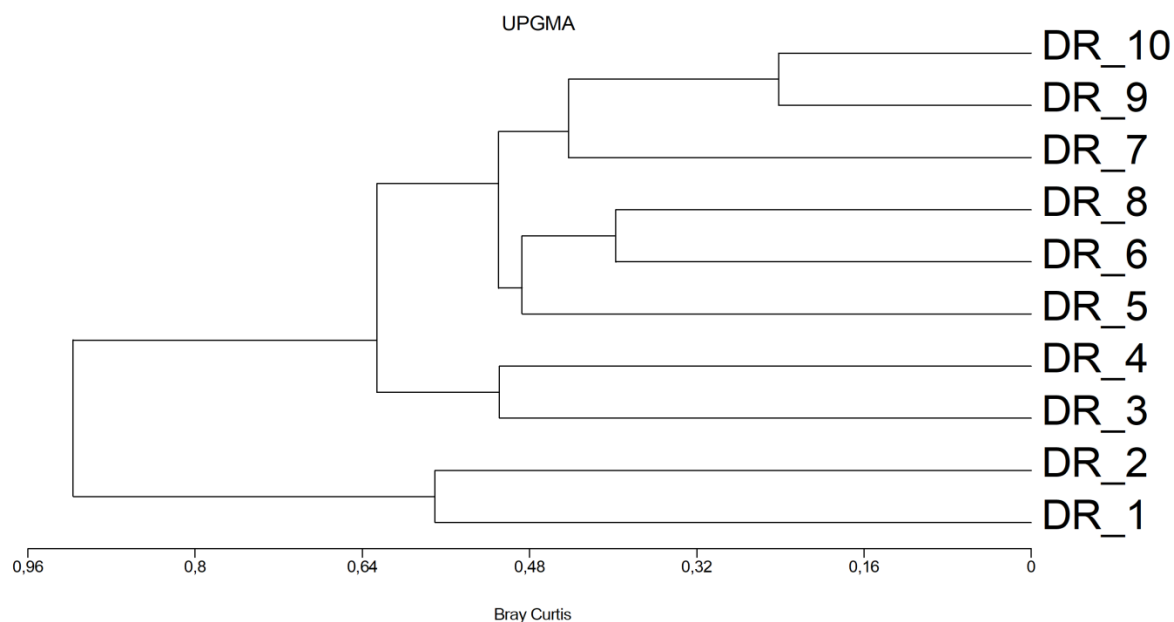
Takson	DR 1	DR 2	DR 3	DR 4	DR 5	DR 6	DR 7	DR 8	DR 9	DR 10
<i>Anuraeopsis fissa</i>	4,8	1,8								
Bdelloidea		2,4	1,6		0,8				1,6	
<i>Brachionus diversicornis</i>						0,4				
<i>Cephalodella gibba</i>		2,4								
<i>Cohurella colours</i>			0,4	3,8	0,6	1,8			0,8	
<i>Cohurella uncinata</i>					0,8					
<i>Euchlanis dilatata</i>		2,4	0,8				0,8			
<i>Euchlanis deflexa</i>	0,4	1,6				0,4				0,4
<i>Filinia longiseta</i>	12,4	2,8								0,8
<i>Filinia terminalis</i>	1,2									
<i>Kellicottia longispina</i>									0,8	
<i>Keratella cochlearis</i>	496,6	196	34,2	2,2		1,8	1,6	6,4	8,2	8,4
<i>Keratella quadrata</i>	54,6	5,6	0,6		0,4			0,4	2,6	1,8
<i>Lecane arcuata</i>						0,4				
<i>Lecane bulla</i>			4,8				1,6			
<i>Lecane closteroerca</i>			20,8	6,8	4	2,4	4	2,4	1,6	2,4
<i>Lecane flexilis</i>			0,8							
<i>Lepadella acuminata</i>		1,6	2,6		0,4	0,8		1,2	0,4	
<i>Lepadella ovalis</i>		2,4			3,2		2,4	1,6	2,4	4,8
<i>Mytilina bisulcata</i>		1,2					0,6			
<i>Mytilina mucronata</i>		2,6					0,6		0,4	
<i>Polyarthra longiremis</i>				0,4						
<i>Polyarthra remata</i>	2,4									
<i>Polyarthra vulgaris.</i>	41,6	16	4,8	1,8						
<i>Pompholyx sulcata</i>	2,4									1,6
<i>Synchaeta kitina</i>		4,8	4,8			0,6		0,8		
<i>Synchaeta pectinata</i>			0,8							
<i>Trichocerca similis</i>	36	9,8	7,2	0,8		0,4		1,6	0,8	
<i>Trichocerca pusilla</i>	4,8	3,2				0,6		0,4		
<i>Trichotria pocillum</i>			0,6							
<b>Rotifera</b>	<b>657,2</b>	<b>256,6</b>	<b>84,8</b>	<b>15,8</b>	<b>10,2</b>	<b>9,6</b>	<b>11,6</b>	<b>14,8</b>	<b>19,6</b>	<b>20,2</b>
<i>Alona affinis</i>		0,4								
<i>Alona rectangula</i>		2,6						0,4		
<i>Alonella nana</i>		1,2								
<i>Bosmina longirostris</i>	14,5	2,4	1,6							
<i>Bythotrephes longimanus</i>	0,4									
<i>Bosmina coregoni</i>		0,8								
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	0,8			9,6						
<i>Chydorus sphaericus</i>	11,2	1,2								0,8
<i>Daphnia cucullata</i>	44,6	0,4					0,4			
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	2,4									
<i>Pleuroxus trigonella</i>		1,2						0,4		
<i>Pleuroxus truncatus</i>		0,8								
<b>Cladocera</b>	<b>73,9</b>	<b>11</b>	<b>1,6</b>	<b>9,6</b>			<b>0,4</b>	<b>0,8</b>		<b>0,8</b>
Nauplii Cyclopoida	57	11,2	4	4	0,8			0,8		0,2
Kopepodit calanoida	4,8									
Kopepodit Cyclopoida	31,8	2,2	0,8	0,8						
<i>Eucyclops serrulatus</i>	1,6									
<i>Diacyclops bicuspidatus</i>	17,8	4,6								
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	1,6									
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	11,2									
<i>Thermocyclops crassus</i>										0,8
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	4,4									
Harpacticoida	0,6	2,6					0,8			
<b>Copepoda</b>	<b>130,8</b>	<b>20,6</b>	<b>4,8</b>	<b>4,8</b>	<b>0,8</b>		<b>0,8</b>	<b>0,8</b>		<b>1</b>
<b>Zooplankton łącznie</b>	<b>861,9</b>	<b>288,2</b>	<b>91,2</b>	<b>30,2</b>	<b>11</b>	<b>9,6</b>	<b>12,8</b>	<b>16,4</b>	<b>19,6</b>	<b>22</b>



Tabela 10. Liczebność taksonów zooplanktonu (osobn. dm<sup>-1</sup>) na stanowiskach w Drawie we wrześniu.

Takson	DR 1	DR 2	DR 3	DR 4	DR 5	DR 6	DR 7	DR 8	DR 9	DR 10
<i>Anuraeopsis fissa</i>	2,4									0,8
<i>Asplanchna priodonta</i>	4	0,8								
Bdelloidea		6,4	0,8	5,6	2,4	0,8	0,8	1,6	4	0,8
<i>Brachionus calyciflorus</i>	1,6	0,6								
<i>Brachionus diversicornis</i>	0,6									
<i>Cephalodella gibba</i>			0,8	0,8	4		0,8			1,6
<i>Colurella colours</i>	0,8			1,6	1,6	2,4			0,8	0,8
<i>Colurella uncinata</i>					0,4				0,8	
<i>Euchlanis dilatata</i>	0,8	2,6							0,4	1,6
<i>Euchlanis deflexa</i>		1,8						0,8		
<i>Filinia longiseta</i>	1,6	0,4								
<i>Kellicottia longispina</i>	5,8	1,6								
<i>Keratella cochlearis</i>	169,6	35,6	7,4	2,2	1,6	3,2	8,8	1,6	3,8	3
<i>Keratella quadrata</i>	7,8	1,4	1,4		0,8					0,4
<i>Lecane arcuata</i>				0,4	0,4	0,4				
<i>Lecane bulla</i>				0,8		0,4				
<i>Lecane closterocerca</i>		0,8	2,4	6,2			1,6		0,8	4
<i>Lecane flexilis</i>				0,4			0,8			0,4
<i>Lepadella acuminata</i>		0,8	0,8	2,8	0,4				0,6	0,8
<i>Lepadella ovalis</i>		5,2	2,4	0,4	0,8		4	1,6	1,6	3,2
<i>Mytilina bisulcata</i>		0,4								
<i>Mytilina mucronata</i>	0,6		0,4							0,8
<i>Polyarthra longiremis</i>	6,8	1,2								
<i>Polyarthra vulgaris</i>	22,8	14,4								0,6
<i>Pompholyx sulcata</i>										0,4
<i>Synchaeta kitina</i>	12,8	2,4		0,4		0,8			0,8	
<i>Synchaeta pectinata</i>	3,8	0,6				0,4				
<i>Trichocerca similis</i>	12,6	6,5	0,8			0,8			0,8	1,6
<i>Trichocerca pusilla</i>	0,8									
<i>Trichotria pocillum</i>			1,6							
<b>Rotifera</b>	<b>255,2</b>	<b>83,5</b>	<b>18,8</b>	<b>21,6</b>	<b>12,4</b>	<b>9,2</b>	<b>16,8</b>	<b>5,6</b>	<b>14,4</b>	<b>20,8</b>
<i>Alona quadrangularis</i>	0,4									
<i>Bosmina longirostris</i>	1,6	0,8		0,8						
<i>Bosmina coregoni</i>	8,2	0,8					0,8			
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	0,8									
<i>Chydorus sphaericus</i>	36,2	12,8	0,4							
<i>Daphnia cucullata</i>	7,4									
<i>Daphnia longispina</i>	0,8									
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>		0,4								
<b>Cladocera</b>	<b>55,4</b>	<b>14,8</b>	<b>0,4</b>	<b>0,8</b>			<b>0,8</b>			
Nauplii Cyclopoida	32,8	16	2,4	1,6					0,8	0,8
Kopepodit Cyclopoida	11,2	1,6								
<i>Thermocyclops crassus</i>	3,8	0,4								
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	0,8	1,2								
Harpacticoida						0,8			0,8	0,8
<b>Copepoda</b>	<b>48,6</b>	<b>19,2</b>	<b>2,4</b>	<b>1,6</b>		<b>0,8</b>			<b>1,6</b>	<b>1,6</b>
<b>Zooplankton łącznie</b>	<b>359,2</b>	<b>117,5</b>	<b>21,6</b>	<b>24</b>	<b>12,4</b>	<b>10</b>	<b>17,6</b>	<b>5,6</b>	<b>16</b>	<b>22,4</b>

Diagram klastrowy niepodobieństwa ilościowego (różnic ilościowych) zooplanktonu Bray'a Curtis'a nie podzielił Drawy na podobne dwie części jak w przypadku podobieństwa taksonomicznego Jaccard'a (Rys. 9). W przypadku zagęszczenia zooplanktonu podobne były do siebie stanowiska położone blisko siebie, co oczywiście odzwierciedlało typową redukcję ilościową zooplanktonu. Jednak od stanowiska 5 nie obserwowano już wysokiego podobieństwa pomiędzy następującymi po sobie stanowiskami. Na przykład stanowiska 6 i 8 oraz 7 i 9, były do siebie bardziej podobne niż stanowiska bezpośrednio z nimi sąsiadujące. W każdym razie w przypadku składu taksonomicznego rozbieżności te były jeszcze większe. Pod względem liczebności zooplanktonu najbardziej od wszystkich stanowisk różniło się stanowisko 1, z każdym stanowiskiem różnica ta wynosiła co najmniej 57%, a ze wszystkimi stanowiskami od 3, co najmniej 90% (Tab. 11). Dopiero od stanowiska 5 obserwowano mniejsze różnice w zagęszczeniu zooplanktonu pomiędzy kolejnymi stanowiskami. Tak więc, im dalej od wypływu rzeki z jeziora tym poziom różnic w liczebności zooplanktonu pomiędzy sąsiadującymi lub blisko położonymi stanowiskami był mniejszy, co wskazywało na stabilizację zagęszczenia dryfującego zooplanktonu w biegi rzeki od stanowiska 5.



Rysunek 9. Diagram klastrowy różnic ilościowych Bray'a Curtis'a pomiędzy badanymi stanowiskami na Drawie.

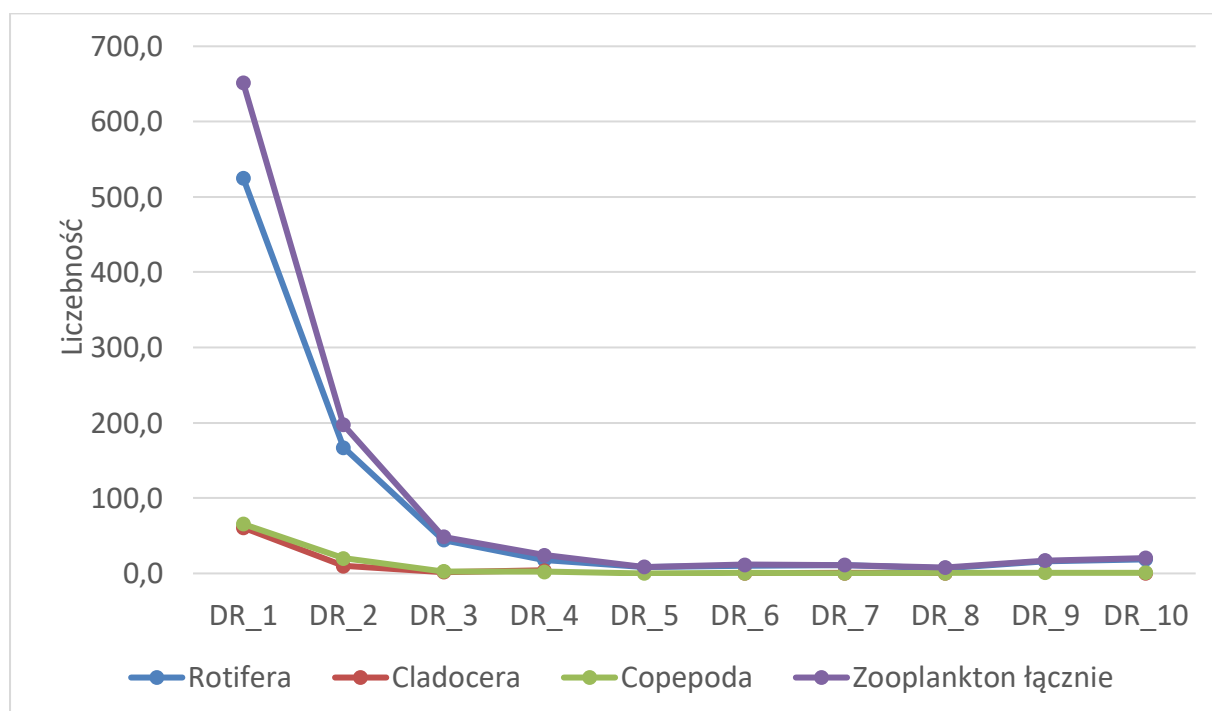
Tabela 11. Wartości różnic ilościowych Bray'a Curtis'a pomiędzy badanymi stanowiskami na Drawie.

	DR_1	DR_2	DR_3	DR_4	DR_5	DR_6	DR_7	DR_8	DR_9
DR_2	0,57								
DR_3	0,90	0,68							
DR_4	0,96	0,86	0,51						
DR_5	0,99	0,94	0,80	0,64					
DR_6	0,98	0,93	0,75	0,55	0,46				
DR_7	0,98	0,92	0,70	0,56	0,50	0,51			
DR_8	0,99	0,93	0,75	0,62	0,52	0,40	0,43		
DR_9	0,97	0,86	0,56	0,50	0,51	0,45	0,48	0,46	
DR_10	0,96	0,83	0,51	0,58	0,61	0,60	0,41	0,52	0,24

W całym zooplanktonie oraz w każdej grupie zooplanktonu obserwowano więcej istotnych różnic statystycznych w ich średniej liczebności pomiędzy stanowiskami Drawy niż w przypadku średniej liczby taksonów (Tab. 12). Wrotki cechowały się gwałtownym spadkiem liczebności do stanowiska 3, a skorupiaki do stanowiska 2 (Rys. 10). Wszystkie grupy charakteryzowały się przynajmniej 68% redukcją liczebności już na drugim stanowisku. Redukcja średniej liczebności wrotków na drugim stanowisku wyniosła 68% ( $P < 0,05$ ), wioślarek aż 83% ( $P < 0,05$ ), a widłonogów 69% ( $P < 0,05$ ). W przypadku wrotków zaobserwowano wyraźny spadek i stabilizację liczebności (brak istotnych różnic pomiędzy stanowiskami ( $P > 0,05$ ) od stanowiska 5 aż do ujścia. W przypadku wioślarek ten wyraźny spadek i stabilizacja liczebności aż do ujścia była już obserwowana od stanowiska 2, gdzie zanotowano brak istotnych różnic pomiędzy tym stanowiskiem a całym odcinkiem do stanowiska 4. Natomiast od stanowiska 5, a ściślej od stanowiska 6 do ujścia liczebność wioślarek była bardzo podobna i nie różniła się istotnie pomiędzy tymi stanowiskami ( $P < 0,05$ ). Bardzo podobnie wyglądał rozkład istotnych różnic pomiędzy stanowiskami w liczebności widłonogów. Od stanowiska 5 aż do ujścia liczebność widłonogów była bardzo podobna ( $P < 0,05$ ).

Tabela 12. Średnia (ŚR) ± (OS) odchylenie standardowe wartości liczebności zooplanktonu (osobn. dm<sup>-1</sup>) na stanowiskach w Drawie. Różne litery w kolumnach wskazują na istotne różnice między stanowiskami (P<0,05).

Stanowisko	Rotifera		Cladocera		Copepoda		Zooplankton łącznie	
	ŚR	OS	ŚR	OS	ŚR	OS	ŚR	OS
DR_1	525,2 a	189,2	60,9 a	23,0	65,6 a	45,9	651,7 a	211,1
DR_2	167,1 b	82,6	9,9 b	3,8	20,4 b	1,9	197,4 b	83,1
DR_3	44,2 bc	28,3	1,9 b	1,5	2,6 bc	2,0	48,6 bc	29,8
DR_4	18,1 bc	6,6	4,0 b	4,5	2,5 bc	1,6	24,6 bc	5,1
DR_5	8,5 c	3,9			0,3 c	0,4	8,7 c	3,9
DR_6	10,4 c	1,6	0,4 c	0,7	0,8 c	0,9	11,6 c	3,1
DR_7	10,8 c	4,8	0,4 c	0,3	0,2 c	0,4	11,4 c	5,2
DR_8	6,8 c	5,6	0,5 c	0,3	0,6 c	0,8	7,9 c	6,1
DR_9	16,3 bc	3,4			0,8 c	0,7	17,1 bc	3,0
DR_10	19,1 bc	5,1	0,6 c	0,8	1,0 bc	0,7	20,7 bc	5,0

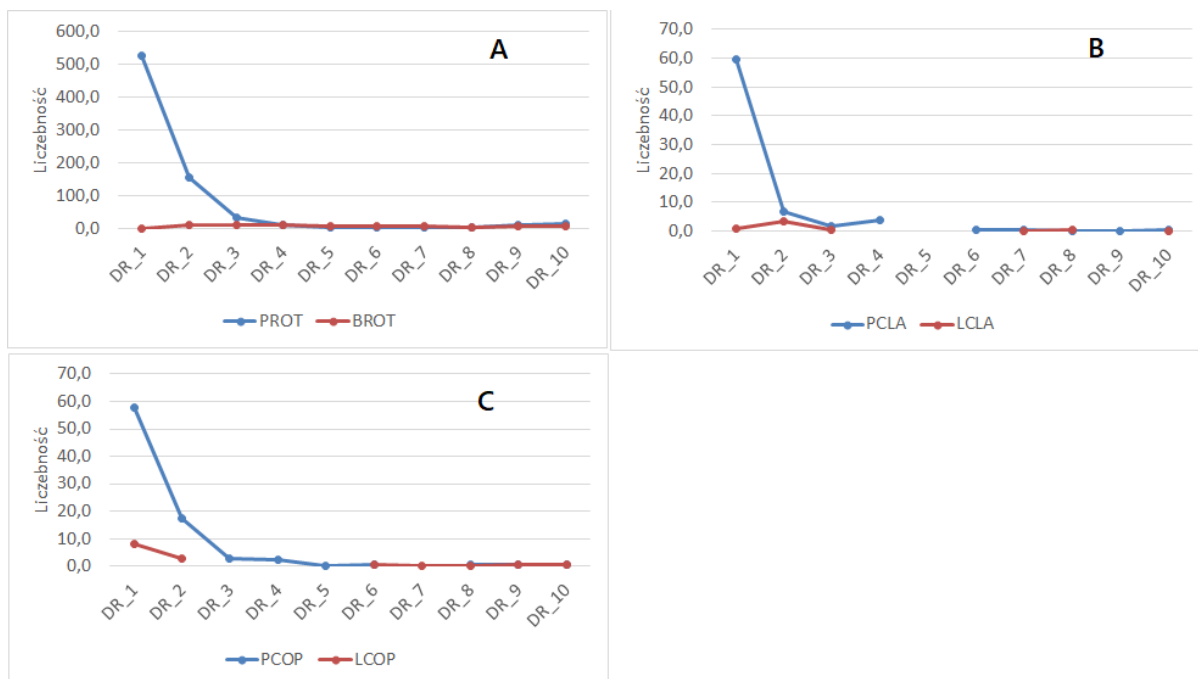


Rysunek 10. Rozkład zmian przestrzennych średniej liczebności (osobn. dm<sup>-1</sup>) Rotifera, Cladocera, Copepoda i zsumowanego zooplanktonu na stanowiskach badawczych Drawie.

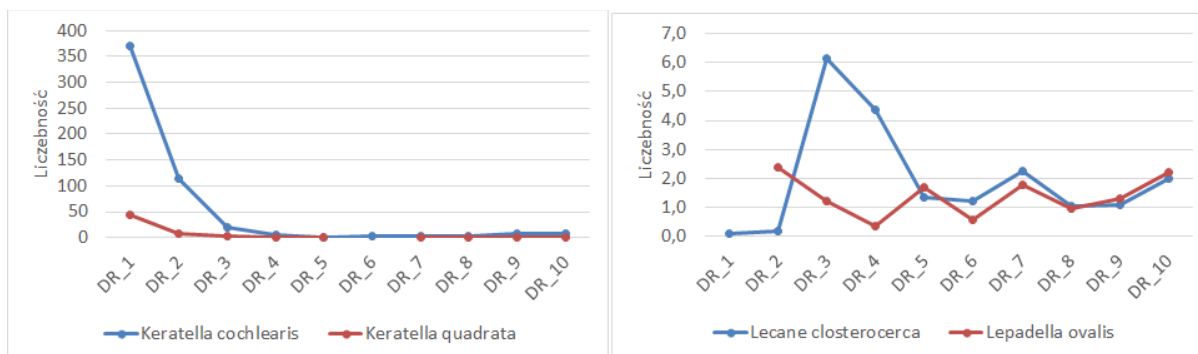
Podobnie jak w przypadku podziału średniej liczby taksonów w Drawie na taksony pelagiczne i litoralowe, również w odniesieniu do ich liczebności istotne różnice pomiędzy stanowiskami obserwowane były tylko w zakresie taksonów pelagicznych ( $P < 0,05$ ) (Tab. 13). Brak istotnych różnic w zakresie form pelagicznych był widoczny właściwie od stanowiska 4 do ujścia ( $P > 0,05$ ), od którego nie obserwowano już tak gwałtownej redukcji taksonów pelagicznych (Rys. 11). Dryfujące formy litoralowe cechowała stabilność ich liczebności w całym biegu rzeki i tym samym brak istotnych różnic pomiędzy stanowiskami ( $P < 0,05$ ). Biorąc pod uwagę przestrzenne rozmieszczenie w Drawie gatunków dominujących wśród wrotków pelagicznych widać wyraźny spadek ich liczebności od odpływu z jeziora do stanowiska 4. Natomiast w odniesieniu do dominantów wśród wrotków litoralowych, na kilku stanowiskach można zaobserwować wzrost ich liczebności na stanowiskach w dolnym odcinku w stosunku do górnego (Rys. 12). Świadczy to o dobrych warunkach środowiskowych wpływających na kształtowanie się w biegu rzeki struktur jakościowych i ilościowych gatunków litoralowych.

Tabela 13. Średnia ( $\bar{X}$ )  $\pm$  (OS) odchylenie standardowe wartości liczebności taksonów pelagicznych i litoralowych (osobn. dm<sup>-1</sup>) na stanowiskach w Drawie. Różne litery w kolumnach wskazują na istotne różnice między stanowiskami ( $P < 0,05$ ). PROT – pelagiczne Rotifera, LROT – litoralowe Rotifera, PCLA – pelagiczne Cladocera, LCLA – litoralowe Cladocera, PCOP – pelagiczne Copepoda, LCOP – litoralowe Copepoda.

Stanowisko	PROT		LROT		PCLA		LCLA		PCOP		LCOP	
	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS
DR_1	524,3 a	190,2	0,9	1,0	59,8 a	22,1	1,1	1,6	57,6 a	37,8	8,0	8,9
DR_2	155,2 b	82,2	11,9	6,5	6,7 b	5,5	3,2	2,6	17,4 ab	2,7	3,0	3,4
DR_3	33,0 bc	17,1	11,3	13,9	1,5 bc	1,8	0,4	0,7	2,6 bc	2,0	-	-
DR_4	8,9 c	8,5	9,3	7,2	4,0 b	4,5	-	-	2,5 bc	1,6	-	-
DR_5	1,3 c	1,3	7,2	3,3	-	-	-	-	0,3 bc	0,4	-	-
DR_6	4,2 c	1,4	6,2	1,7	0,4 c	0,7	-	-	0,4 bc	0,5	0,5	0,5
DR_7	4,1 c	3,4	6,7	2,9	0,3 c	0,4	0,1	0,2	-	-	0,2	0,4
DR_8	3,9 c	4,0	2,9	2,0	0,1 c	0,2	0,4	0,4	0,5 bc	0,6	0,1	0,2
DR_9	10,4 c	4,8	5,9	2,9	-	-	-	-	0,5 bc	0,4	0,4	0,4
DR_10	13,0 bc	6,9	6,1	6,0	0,4 c	0,5	0,2	0,4	0,5 bc	0,5	0,5	0,6



Rysunek 11. Rozkład zmian przestrzennych średniej liczebności (osobn. dm<sup>-1</sup>) pelagicznych i litoralowych Rotifera (A), pelagicznych i litoralowych Cladocera (B) oraz pelagicznych i litoralowych Copepoda (C) na stanowiskach badawczych Drawy. PROT – pelagiczne Rotifera, LROT – litoralowe Rotifera, PCLA – pelagiczne Cladocera, LCLA – litoralowe Cladocera, PCOP – pelagiczne Copepoda. LCOP – litoralowe Copepoda.



Rysunek 12. Rozkład zmian przestrzennych średniej liczebności dominantów (osobn. dm<sup>-1</sup>) pelagicznych (*Keratella cochlearis* i *Keratella quadrata*) i litoralowych (*Lecane closteroerca* i *Lepadella ovalis*) dominantów wśród gatunków Rotifera w Drawie.

### 4.3. Skład jakościowy zooplanktonu Korytnicy

W Korytnicy największą liczbę taksonów zanotowano na stanowisku zlokalizowanym na wypływie z jeziora Nowa Korytnica (Tab. 14). Na stanowisku ostatnim, przy ujściu do Drawy liczba taksonów zmniejszyła się prawie czterokrotnie. Na stanowisku 4 nastąpił gwałtowny spadek liczby taksonów zooplanktonu, w stosunku do stanowisk położonych wyżej. Na stanowisku 6 nastąpił wyraźny wzrost liczby taksonów zooplanktonu, a na kolejnym – ostatnim dwukrotny spadek. Spadki liczby taksonów i jej stabilizację obserwowano na stanowiskach relatywnie naturalnych, od stanowiska 3 do 5 oraz na stanowisku ostatnim. Najbardziej równomiernym rozkładem liczby taksonów w Korytnicy cechowały się widłonogi oraz wioślarki.

Tabela 14. Liczba taksonów Rotifera, Cladocera i Copepoda oraz wszystkich taksonów zooplanktonu zanotowanych w Korytnicy.

Grupa taksonomiczna	KO_1	KO_2	KO_3	KO_4	KO_5	KO_6	KO_7
Rotifera	26	22	19	8	8	15	8
Cladocera	7	7	5	1	4	3	1
Copepoda	6	5	3	4	4	5	2
Zooplankton łącznie	39	34	27	13	16	23	11

W Korytnicy zanotowano 39 taksonów zooplanktonu, głównie gatunków, z czego 26 taksonów stanowiły wrotki, 7 wioślarki, a 6 widłonogi. Spośród wszystkich taksonów zooplanktonu, 27 taksonów stanowiło grupę organizmów pelagicznych - planktonowych, natomiast 12 taksonów należało do organizmów litoralowych, związanych z podłożem (Tab. 15). Najwięcej taksonów pelagicznych obserwowano za wypływem Korytnicy z jeziora oraz na stanowisku 2. Do stanowiska 3 taksony planktonowe stanowiły wyraźnie większy udział w liczbie taksonów zooplanktonu od plankterów litoralowych. Z kolei gatunki litoralowe zwiększały swój udział w liczbie taksonów na stanowiskach typowo rzecznych, ale ich duży udział stwierdzono także na odcinku 6, płytkim spiętrzonego odcinku porośniętym gęsto makrofitami. Na wolnych odcinkach rzeki wśród pelagicznych taksonów obserwowano gatunki, występujące powszechnie w każdym typie zbiorników stojących, były to głównie drobne pelagiczne wrotki oraz stadia larwalne widłonogów. Spośród wrotków gatunkami spotykanymi na wszystkich stanowiskach były gatunki litoralowe *Colurella adriatica* oraz *Lecane clostercerca*, jak również pelagiczny *Keratella cochlearis* oraz larwalne pelagiczne stadia Cyclopoida – naupliusy. Na wszystkich

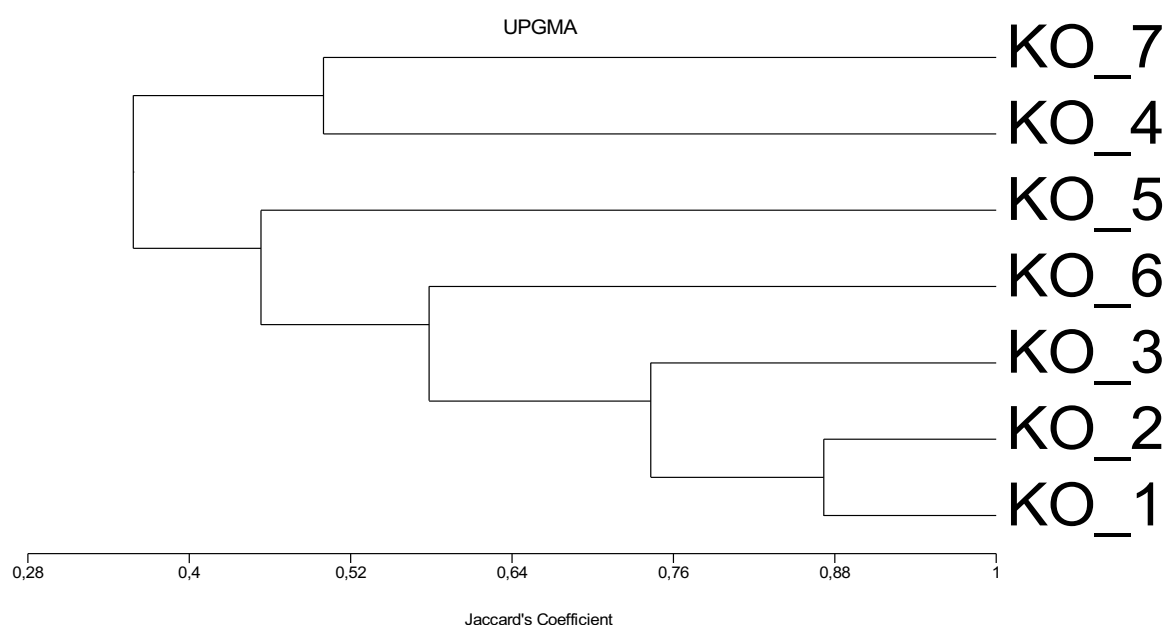
stanowiskach obserwowane były także Bdelloidea. Te same, wymienione wyżej taksony cechowały się najwyższą frekwencją. Jedynym gatunkiem charakteryzującym się 100% frekwencją był *Keratella cochlearis*, spotykany na każdym stanowisku i w każdym miesiącu badań. Frekwencja gatunków pelagicznych była niższa niż frekwencja gatunków litoralowych. Spośród wioślarek *Bosmina longirostris* obserwowana była prawie na wszystkich stanowiskach, ze stosunkowo dużą frekwencją. Znotowano tylko jeden gatunek wioślarki litoralowej *Alona quadrangularis* i widłonoga litoralowego *Eucyclops serrulatus*. Wśród widłonogów Harpacticoida obserwowane były na 6 stanowiskach, z relatywnie dużą frekwencją, natomiast spośród gatunków widłonogów *Theromocyclops oithonoides* występował na 4 stanowiskach, frekwencją w zakresie 25-75%.



Tabela 15. Skład taksonomiczny zooplanktonu, frekwencja taksonów zooplanktonu w Korytnicy oraz liczba stanowisk, na których dany takson był obserwowany (LS). Literą P określony jest takson planktonowy (pelagiczny) natomiast literą L określony jest takson litoralowy, bentosowy.

Takson		Frekwencja (%)							LS
		DR 1	DR 2	DR 3	DR 4	DR 5	DR 6	DR 7	
<i>Anuraeopsis fissa</i>	P	100	100	75	25				4
<i>Ascomorpha ovalis</i>	P	50							1
Bdelloidea	L	75	75	50	75	50	100	50	7
<i>Brachionus angularis</i>	P	50	25	25		25			4
<i>Brachionus budapestinensis</i>	P	25	25	25			25		4
<i>Brachionus diversicornis</i>	P	50	50	25					3
<i>Brachionus quadridentatus</i>	P	75					25		2
<i>Colurella adriatica</i>	L	50	100	100	25	50	75	25	7
<i>Conochilus unicornis</i>	L	25	25						2
<i>Euchlanis dilatata</i>	L	25	50	75			75		4
<i>Filinia longiseta</i>	P	25							1
<i>Itura aurita</i>	L	25	25						2
<i>Kellicotia longispina</i>	P	75	225	75		25	25	25	6
<i>Keratella cochlearis</i>	P	100	100	100	100	100	100	100	7
<i>Keratella quadrata</i>	P	75	100	75	25		100	50	6
<i>Lecane closterocerca</i>	L	50	25	25	25	25	100	50	7
<i>Mytilina crassipes</i>	L	25	25	25			50		4
<i>Mytilina mucronata</i>	L	50	50	50	25		50	25	6
<i>Polyarthra longiremis</i>	P	25					25		2
<i>Polyarthra vulgaris</i>	P	75	75	50					3
<i>Pompholyx sulcata</i>	P	100	75	50	25				4
<i>Synchaeta kitina</i>	P	75	50	25		25	25		5
<i>Testudinella truncata</i>	L	50	25	25			25		4
<i>Trichocerca brachyura</i>	P	25	25						2
<i>Trichocerca pusilla</i>	P	75	75	25			25		4
<i>Trichocerca similis</i>	P	75	75	75		50		25	5
<i>Alona quadrangularis</i>	L	50	50	50					3
<i>Bosmina coregoni</i>	P	50	25	50	25				4
<i>Bosmina longirostris</i>	P	100	50	25		50	25	25	6
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	P	25	25						2
<i>Chydorus gibbus</i>	P	25	50	50		25			4
<i>Chydorus sphaericus</i>	P	75	50	25		25	25		5
<i>Daphnia cucullata</i>	P	75	75			25	25		4
Nauplii Cyclopoida	P	100	100	100	25	50	75	50	7
Kopepodit Cyclopoida	P	100	100	75	25	25	75		6
<i>Eucyclops serrulatus</i>	L	25			25				2
<i>Thermocyclops crassus</i>	P	50	25			25	50		4
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	P	75	50	25			50		4
<i>Harpacticoida</i>	L	50	25		25	25	75	25	6

Największe podobieństwo taksonomiczne występowało pomiędzy stanowiskami położonymi w bezpośredniej bliskości lub podobnych pod względem warunków środowiskowych lub będących pod relatywnie dużym wpływem jezior. W wypadku Korytnicy były to trzy pierwsze stanowiska (Rys. 15). Diagram klastrowy podzielił Korytnicę na stanowiska znajdujące się pod wpływem wypływu rzeki z jeziora Nowa Korytnica (1-3) oraz stanowiska pozostałe (4-7). Jednak bardziej podobne do stanowiska 3 było stanowisko 6 będące pod wpływem niewielkiego zbiornika zaporowego, aniżeli stanowisko 4 (Rys. 13). Korytnica pod względem podobieństwa taksonomicznego zooplanktonu została podzielona na stanowiska wolne od wpływu jezior i na stanowiska będące pod wpływem jezior.



Rysunek 13. Diagram klastrowy podobieństwa taksonomicznego Jaccarda pomiędzy badanymi stanowiskami w Korytnicy.

Najwyższe wartości podobieństwa taksonomicznego występowały pomiędzy stanowiskiem 1 i 2, 1 i 3, 1 i 6, 2 i 6 oraz 3 i 6, czyli stanowiskami graniczącymi ze sobą oraz ze stanowiskiem poniżej małego zbiornika zaporowego. Dalej, relatywnie wysokim podobieństwem gatunkowym cechowały się stanowiska pozbawione wpływu jeziora a mianowicie 4 i 7, 5 i 6, 5 i 7 (Tab. 16).

Tabela 16. Wartości podobieństwa taksonomicznego Jaccarda pomiędzy badanymi stanowiskami w Korytnicy.

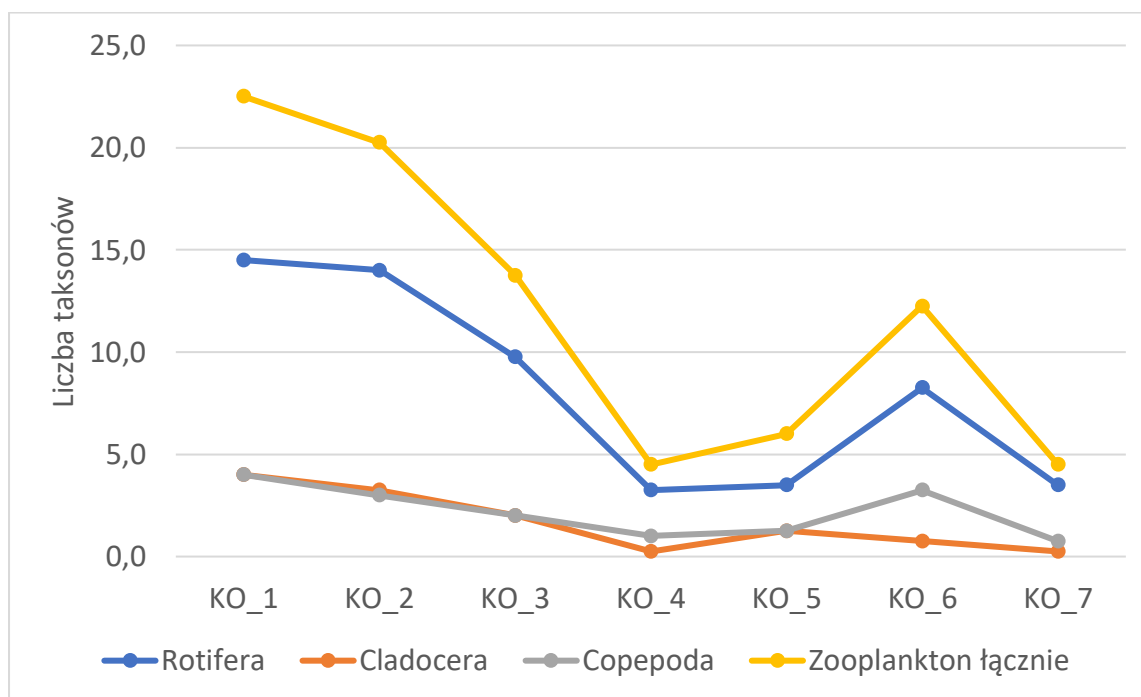
	KO_1	KO_2	KO_3	KO_4	KO_5	KO_6
KO_2	0,87					
KO_3	0,69	0,79				
KO_4	0,33	0,34	0,38			
KO_5	0,41	0,47	0,43	0,32		
KO_6	0,59	0,58	0,56	0,33	0,50	
KO_7	0,28	0,32	0,36	0,50	0,50	0,42

Średnia wartość liczby taksonów zooplanktonu różniła się istotnie statystycznie pomiędzy trzema pierwszymi stanowiskami, na których zaobserwowano najwyższe wartości a stanowiskiem 3, 4 i 7, na których zanotowano najniższe wartości ( $P < 0,05$ ) (Tab. 17). Nie zanotowano istotnych różnic statystycznych pomiędzy trzema pierwszymi stanowiskami a stanowiskiem 6, poniżej zbiornika zaporowego. Podobny układ różnic istotnych statystycznie obserwowany był w zakresie liczby taksonów wrotków, co wskazuje, że liczba taksonów zooplanktonu i wszelkie zmiany dotyczące zmian liczby taksonów całego zooplanktonu determinowane były właśnie przez wrotki. Istotne różnice w liczbie taksonów wioślarek występowały pomiędzy pierwszym stanowiskiem a stanowiskami 4-6 ( $P < 0,05$ ). Stąd oddziaływanie jeziora na liczbę taksonów wioślarek w Drawie miało miejsce do stanowiska 3. Podobny układ zanotowano dla widłonogów, z wyjątkiem istotnej różnicy pomiędzy stanowiskiem 1 i 6 ( $P < 0,05$ ).

Tabela 17. Średnia ( $\bar{S}R$ )  $\pm$  (OS) odchylenie standardowe liczby taksonów zooplanktonu na stanowiskach w Korytnicy. Różne litery w kolumnach wskazują na istotne różnice między stanowiskami ( $P < 0,05$ ).

Stanowisko	Rotifera		Cladocera		Copepoda		Zooplankton łącznie	
	$\bar{S}R$	OS	$\bar{S}R$	OS	$\bar{S}R$	OS	$\bar{S}R$	OS
KO_1	14,5 a	5,0	4,0 a	0,8	4,0 a	1,4	22,5 a	6,4
KO_2	14,0 a	2,9	3,3 ab	1,0	3,0 ab	0,8	20,3 a	4,3
KO_3	9,8 ab	3,9	2,0 ab	0,0	2,0 ab	0,8	13,8 ab	4,3
KO_4	3,3 b	1,5	0,3 b	0,5	1,0 b	0,8	4,5 b	2,4
KO_5	3,5 b	1,9	1,3 b	1,0	1,3 b	0,5	6,0 b	2,7
KO_6	8,3 ab	2,1	0,8 b	1,0	3,3 ab	1,5	12,3 ab	2,6
KO_7	3,5 b	2,6	0,3 b	0,5	0,8 b	1,0	4,5 a	3,4

Rozkład zmian przestrzennych średniej liczby taksonów zooplanktony ogólnego w Drawie kształtowany był właściwie przez wrotki (Rys. 14). Zaobserwowano gwałtowny spadek liczby taksonów wrotków od stanowiska 2 do stanowiska 4, po czym na stanowisku 6 nastąpił gwałtowny wzrost ich liczby, a następnie gwałtowny spadek na stanowisku ostatnim. W przypadku widłonogów, obserwowano łagodny spadek liczby ich taksonów, natomiast na stanowisku 6 ta wartość gwałtownie wzrosła. W przypadku wioślarek średnia liczba taksonów łagodnie spadała od wypływu Korytnicy z jeziora do stanowiska ostatniego, bez żadnego istotnego wzrostu na żadnym ze stanowisk.



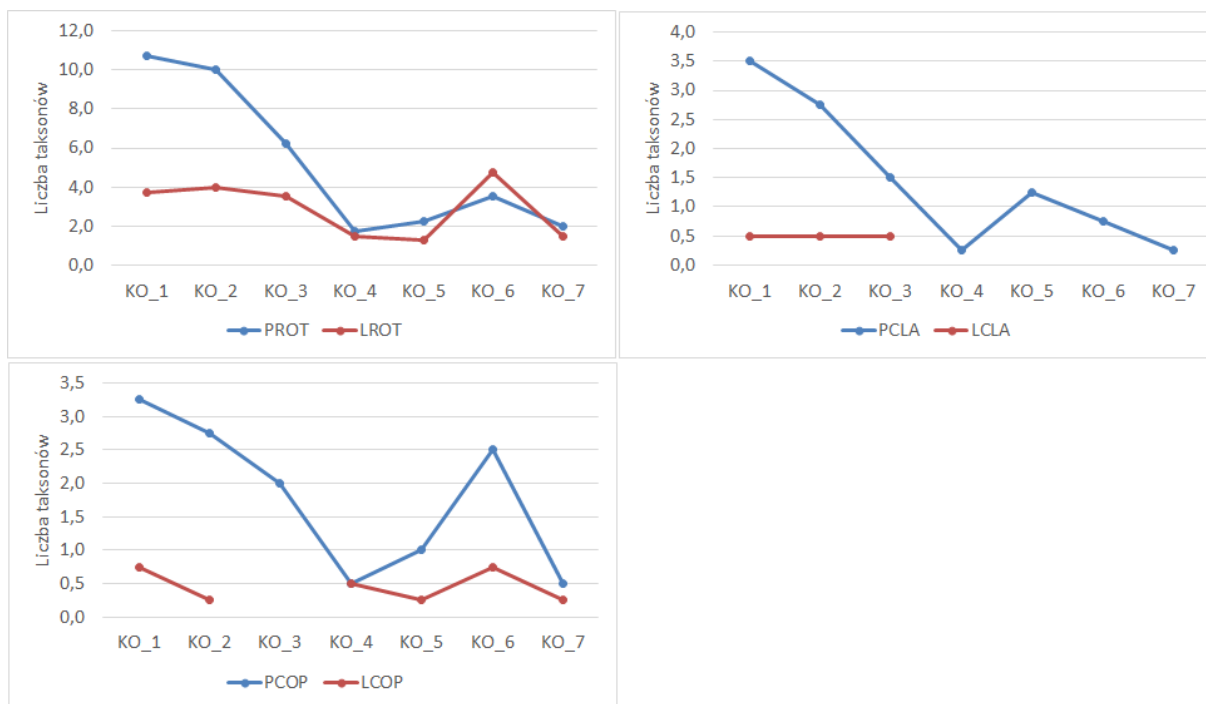
Rysunek 14. Rozkład zmian przestrzennych średniej liczby taksonów Rotifera, Cladocera, Copepoda i zsumowanego zooplanktonu na stanowiskach badawczych Korytnicy

Przy podziale grup taksonomicznych zooplanktonu na formy pelagiczne i litoralowe, zaobserwowano istotne różnice w liczbie taksonów tylko w zakresie form pelagicznych ( $p < 0,05$ ) (Tab. 18). Wrotki pelagiczne wykazały w zakresie średniej liczby taksonów istotne różnice pomiędzy pierwszymi trzema stanowiskami a stanowiskami pozostałymi ( $P < 0,05$ ). Pelagiczne wioślarki wykazały istotne różnice pomiędzy stanowiskiem 1 a stanowiskami 4-6 ( $P < 0,05$ ). Wioślarki i widłonogi pelagiczne na pierwszych dwóch stanowiskach uzyskały istotnie wyższą liczbę taksonów niż na pozostałych stanowiskach. Liczba taksonów widłonogów różniła się istotnie pomiędzy pierwszymi dwoma stanowiskami a stanowiskami 3 i 4 oraz 7 ( $P < 0,05$ ). Największy spadek średniej liczby taksonów pelagicznych dotyczył

wrotków, do stanowiska 4 (Rys. 15). Bardzo podobna redukcja zachodziła wśród pelagicznych wioślarek i widłonogów. Wioślarki litoralowe w ogóle nie występowały w Korytnicy od stanowiska 4 do ujścia rzeki, ponadto na stanowisku 3 nie obserwowano widłonogów litoralowych. Gatunki litoralowe nie wykazywały istotnych wahań w rozmieszczeniu przestrzennym ich liczby w całym analizowanym odcinku Korytnicy. Ich rozkład był bardzo podobny.

Tabela 18. Średnia ( $\bar{X}$ )  $\pm$  (OS) odchylenie standardowe wartości liczby taksonów pelagicznych i litoralowych na stanowiskach w Korytnicy. Różne litery w kolumnach wskazują na istotne różnice między stanowiskami ( $P < 0,05$ ). PROT – pelagiczne Rotifera, LROT – litoralowe Rotifera, PCLA – pelagiczne Cladocera, LCLA – litoralowe Cladocera, PCOP – pelagiczne Copepoda, LCOP – litoralowe Copepoda.

Stanowisko	PROT		LROT		PCLA		LCLA		PCOP		LCOP	
	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS
DR_1	10,8 a	3,0	3,8	2,4	3,5 a	0,6	0,5	0,6	3,3 a	0,5	0,8	1,0
DR_2	10,0 a	1,4	4,0	2,2	2,8 ab	1,3	0,5	0,6	2,8 a	0,5	0,3	0,5
DR_3	6,3 a	2,5	3,5	1,7	1,5 ab	0,6	0,5	0,6	2,0 ab	0,8	-	-
DR_4	1,8 b	1,0	1,5	1,3	0,3 bc	0,5	-	-	0,5 b	0,6	0,5	0,6
DR_5	2,3 b	1,5	1,3	0,5	1,3 b	1,0	-	-	1,0 b	0,8	0,3	0,5
DR_6	3,5 b	1,7	4,8	1,3	0,8 bc	1,0	-	-	2,5 ab	1,3	0,8	0,5
DR_7	2,0 b	1,2	1,5	1,7	0,3 c	0,5	-	-	0,5 b	0,6	0,3	0,5



Rysunek 15. Rozkład zmian przestrzennych średniej liczby taksonów pelagicznych i litoralowych Rotifera (A), pelagicznych i litoralowych Cladocera (B) oraz pelagicznych Copepoda (C) na stanowiskach badawczych Korytnicy. PROT – pelagiczne Rotifera, LROT – litoralowe Rotifera, PCLA – pelagiczne Cladocera, LCLA – litoralowe Cladocera, PCOP – pelagiczne Copepoda, LCOP – litoralowe Copepoda.

#### 4.4. Skład ilościowy zooplanktonu Korytnicy

W każdym miesiącu badań na każdym stanowisku Korytnicy dominantami ilościowymi były wrotki (Tab. 19-22). Znacznie mniejsze zagęszczenie wykazywały skorupiaki, w pierwszej kolejności widłonogi, dalej wioślarki. Jednak liczebność skorupiaków, była znacznie niższa niż wrotków. Liczebność zooplanktonu, na każdym stanowisku i w każdym miesiącu kształtowana była przez wrotki. W zależności od odległości stanowiska od jeziora, o udziale wrotków w ogólnym zagęszczeniu zooplanktonu decydowały gatunki pelagiczne lub litoralowe. Im dalej od jeziora tym udział ilościowy wrotków pelagicznych w zagęszczeniu zooplanktonu był niższy, natomiast wzrostowi podlegał udział wrotków litoralowych. Gatunkiem dominującym w liczebności wrotków pelagicznych był *Keratella cochlearis*, który również dominował w całym zooplanktonie. Eudominantem w tej grupie był *Anuraeopsis fissa*. Gatunkiem dominującym w liczebności wrotków litoralowych był *Colurella adriatica*, a eudominantem *Lecane closteroerca*. W trzech pierwszych miesiącach, wśród wioślarek pelagicznych zdecydowanie dominował *Bosmina logirostris* natomiast we wrześniu zanotowano dominację *Chydorus sphaericus*. Pośród widłonogów dominantami ilościowymi były formy juwenilne, szczególnie naupliusy. Wśród gatunków pelagicznych widłonogów, nie zaobserwowano wyraźnej dominacji żadnego z gatunków, chociaż w sierpniu *Thermocyclops crassus* uzyskał przynajmniej 2 razy wyższą liczebność niż inne gatunki. Zaobserwowano także, obecność i wyższą liczebność niektórych gatunków litoralowych na stanowiskach w dolnym biegu rzeki niż na stanowiskach leżących wyżej. Należały do nich gatunki z rodzajów *Lecane* sp., *Lepadella* sp., *Euchlanis* sp., *Mytilina* sp., i *Alona* sp. oraz Bdelloidea, a nawet pelagiczny gatunek wioślarki *Daphnia cucullata*, bardzo charakterystyczny dla pelagialu.

Tabela 19. Liczebność taksonów zooplanktonu (osobn. dm<sup>-1</sup>) na stanowiskach w Korytnicy w czerwcu.

Takson	KO_1	KO_2	KO_3	KO_4	KO_5	KO_6	KO_7
<i>Anuraeopsis fissa</i>	96,4	11,0	3,4	0,6			
Bdelloidea	0,6	2,4	1,6	0,8	0,8	2,2	0,8
<i>Brachionus angularis</i>	2,6	0,4	0,4				
<i>Brachionus diversicornis</i>	0,6						
<i>Brachionus quadridentatus</i>	6,2						
<i>Colurella adriatica</i>		1,4	1,2			1,8	
<i>Euchlanis dilatata</i>		1,7	0,4				
<i>Kellicotia longispina</i>	6,2	1,0	0,4				
<i>Keratella cochlearis</i>	354,0	62,4	18,6	6,8	2,2	2,4	0,6
<i>Keratella quadrata</i>		0,8	0,4			0,4	
<i>Lecane closterocerca</i>	1,8					0,8	
<i>Pompholyx sulcata</i>	30,4	8,4	2,2	0,6			
<i>Synchaeta kitina</i>	110	4,4				0,8	
<i>Trichocerca pusilla</i>	35,4	1,8					
<i>Trichocerca similis</i>	16,6	4,0	2,6				
<b>Rotifera</b>	<b>659,4</b>	<b>99,7</b>	<b>31,2</b>	<b>8,8</b>	<b>3,0</b>	<b>8,4</b>	<b>1,4</b>
<i>Bosmina coregoni</i>	1,8	0,8	0,2				
<i>Bosmina longirostris</i>	34,4	2,8			0,8		
<i>Chydorus gibbus</i>		0,8	0,4				
<i>Daphnia cucullata</i>	1,4	0,6					
<b>Cladocera</b>	<b>37,2</b>	<b>5,0</b>	<b>0,6</b>		<b>0,8</b>		
Nauplii Cyclopoida	34,4	9,2	0,6		1,4	1,8	0,6
Kopepodit Cyclopoida	6,2	6,3	2,0	0,6		0,6	
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	2,6	0,8	0,2			0,6	
Harpacticoida	8,8			0,8		1,4	
<b>Copepoda</b>	<b>50,6</b>	<b>16,3</b>	<b>2,8</b>	<b>1,4</b>	<b>1,4</b>	<b>4,4</b>	<b>0,6</b>
<b>Zooplankton łącznie</b>	<b>747,2</b>	<b>121,0</b>	<b>34,6</b>	<b>10,2</b>	<b>5,2</b>	<b>12,8</b>	<b>2,0</b>



Tabela 20. Liczebność taksonów zooplanktonu (osobn. dm<sup>-1</sup>) na stanowiskach w Korytnicy w lipcu.

Takson	KO_1	KO_2	KO_3	KO_4	KO_5	KO_6	KO_7
<i>Anuraeopsis fissa</i>	133,7	16,8	2,4				
<i>Ascomorpha ovalis</i>	0,6						
Bdelloidea		0,2		0,8	0,8	0,8	
<i>Brachionus angularis</i>					0,6		
<i>Brachionus diversicornis</i>		0,3					
<i>Brachionus quadridentatus</i>	0,6					0,6	
<i>Colurella adriatica</i>	0,6	2,6	2,2	0,6			
<i>Euchlanis dilatata</i>			0,8			0,4	
<i>Kellicotia longispina</i>		1,8	0,8			0,4	
<i>Keratella cochlearis</i>	185	86,8	16,4	1	0,6	0,6	1,4
<i>Keratella quadrata</i>	1,8	0,8	0,8			0,4	0,4
<i>Lecane closterocerca</i>				0,6		0,6	0,6
<i>Mytilina crassipes</i>						0,8	
<i>Polyarthra longiremis</i>						0,6	
<i>Polyarthra vulgaris</i>	28,4	5,2					
<i>Pompholyx sulcata</i>	20,4	4,2	1,0				
<i>Synchaeta kitina</i>	0,8						
<i>Testudinella truncata</i>	1,6					0,8	
<i>Trichocerca pusilla</i>	1,4	0,4				0,8	
<i>Trichocerca similis</i>	15,8	3,2	2,6		0,6		0,6
<b>Rotifera</b>	<b>390,7</b>	<b>122,3</b>	<b>27,0</b>	<b>3,0</b>	<b>2,6</b>	<b>6,8</b>	<b>3,0</b>
<i>Alona quadrangularis</i>		2,2	0,8				
<i>Bosmina coregoni</i>	5,4		0,4	0,6			
<i>Bosmina longirostris</i>	12,2					0,4	0,4
<i>Chydorus sphaericus</i>	1,2	1,0				0,6	
<i>Daphnia cucullata</i>	1,2						
<b>Cladocera</b>	<b>20,0</b>	<b>3,2</b>	<b>1,2</b>	<b>0,6</b>		<b>1,0</b>	<b>0,4</b>
Nauplii Cyclopoida	13,6	4,0	1,4				
Kopepodit Cyclopoida	4,8	2,0	0,6				
<i>Eucyclops serrulatus</i>				0,6			
<i>Thermocyclops crassus</i>					0,8	0,8	
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	1,6						
Harpacticoida						0,6	
<b>Copepoda</b>	<b>20</b>	<b>6</b>	<b>2</b>	<b>0,6</b>	<b>0,8</b>	<b>1,4</b>	
<b>Zooplankton łącznie</b>	<b>430,7</b>	<b>131,5</b>	<b>30,2</b>	<b>4,2</b>	<b>3,4</b>	<b>9,2</b>	<b>3,4</b>

Tabela 21. Liczebność taksonów zooplanktonu (osobn. dm<sup>-1</sup>) na stanowiskach w Korytnicy w sierpniu.

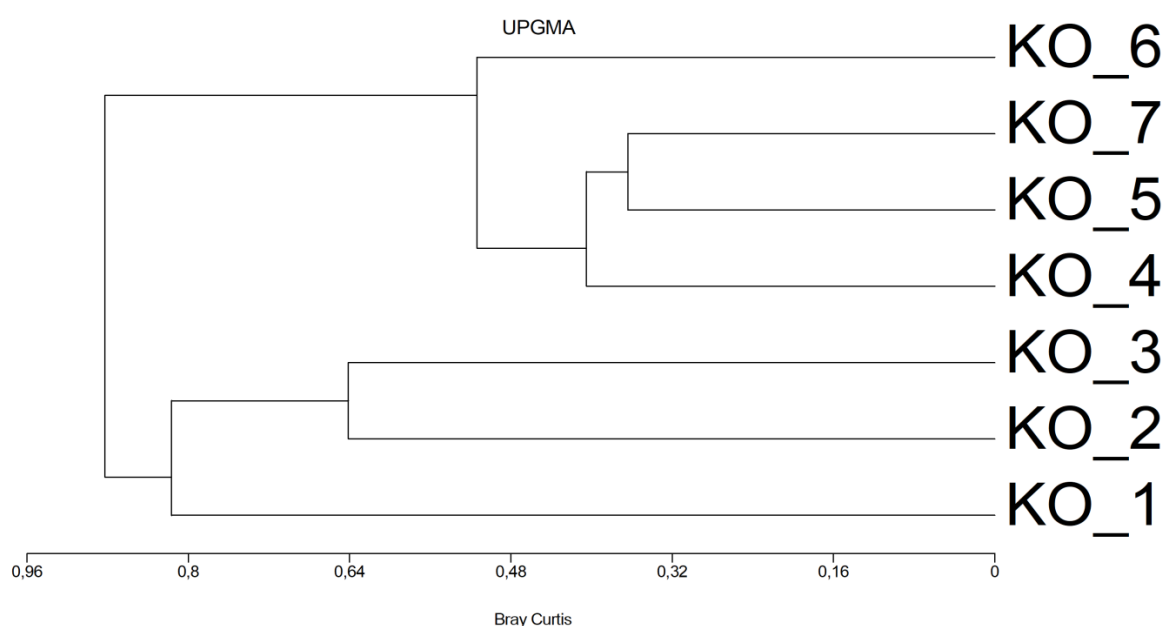
Takson	KO_1	KO_2	KO_3	KO_4	KO_5	KO_6	KO_7
<i>Anuraeopsis fissa</i>	148,8	16,6	0,8				
<i>Ascomorpha ovalis</i>	0,6						
Bdelloidea	0,6			0,6		1,8	0,8
<i>Brachionus angularis</i>	1,2						
<i>Brachionus diversicornis</i>	1,2	0,7	0,3				
<i>Brachionus quadridentatus</i>	0,6						
<i>Colurella adriatica</i>		6,2	2,8		0,6	1,4	0,6
<i>Conochilus unicornis</i>	37,6	4,8					
<i>Euchlanis dilatata</i>	0,8	1,6	0,4			0,8	
<i>Filinia longiseta</i>	1,4						
<i>Kellicotia longispina</i>	113	27,4	6,8		0,6		0,4
<i>Keratella cochlearis</i>	668,4	152,6	25,8	6,8	4,4	5,6	3,4
<i>Keratella quadrata</i>	75,4	13,4	2,2	0,8		1,4	0,8
<i>Lecane closterocerca</i>	7,8	1,4	1,0		1,2	0,8	0,6
<i>Mytilina crassipes</i>	2,4	0,7	0,2			1,2	
<i>Mytilina mucronata</i>	1,2	2,8	1,2	0,6		1,4	0,6
<i>Polyarthra longiremis</i>	4,2						
<i>Polyarthra vulgaris</i>	38,4	8,4	1,8				
<i>Pompholyx sulcata</i>	107,2	12,4					
<i>Synchaeta kitina</i>	172,2	10,8	1,8		0,4		
<i>Testudinella truncata</i>	1,2	0,4	0,4				
<i>Trichocerca pusilla</i>	8,2	0,6	0,6				
<i>Trichocerca similis</i>	214,6	24,8	4,4		0,4		
<b>Rotifera</b>	<b>1607,0</b>	<b>285,5</b>	<b>50,5</b>	<b>8,8</b>	<b>7,6</b>	<b>14,4</b>	<b>7,2</b>
<i>Alona quadrangularis</i>	1,4	1,8	1,8				
<i>Bosmina longirostris</i>	61,6	4,4	0,6				
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	4,6	0,4					
<i>Chydorus gibbus</i>					0,6		
<i>Chydorus sphaericus</i>	3,4						
<i>Daphnia cucullata</i>		0,8			0,6	0,6	
<b>Cladocera</b>	<b>71,0</b>	<b>7,4</b>	<b>2,4</b>		<b>1,2</b>	<b>0,6</b>	
Nauplii Cyclopoida	234	19,0	9,2	1,8	2,4	0,8	0,4
Kopepodit Cyclopoida	8,6	0,8	0,4		0,4	0,8	
<i>Eucyclops serrulatus</i>	7,4						
<i>Thermocyclops crassus</i>	8,6					0,8	
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	3,8	0,8				0,4	
Harpacticoida	1,8	0,8				0,6	0,4
<b>Copepoda</b>	<b>264,2</b>	<b>21,4</b>	<b>9,6</b>	<b>1,8</b>	<b>2,8</b>	<b>3,4</b>	<b>0,8</b>
<b>Zooplankton łącznie</b>	<b>1942,2</b>	<b>314,3</b>	<b>62,5</b>	<b>10,6</b>	<b>11,6</b>	<b>18,4</b>	<b>8,0</b>

Tabela 22. Liczebność taksonów zooplanktonu (osobn. dm<sup>-1</sup>) na stanowiskach w Korytnicy we wrześniu.

Takson	KO_1	KO_2	KO_3	KO_4	KO_5	KO_6	KO_7
<i>Anuraeopsis fissa</i>	24	8,9					
Bdelloidea	1,3	2,8	0,8			1,8	
<i>Brachionus budapestinensis</i>	3	5,7	3,9			0,8	
<i>Colurella adriatica</i>	4,8	1,3	2,6		0,4	1,2	
<i>Euchlanis dilatata</i>						0,4	
<i>Itura aurita</i>	0,6	2,7					
<i>Kellicotia longispina</i>	14,6	6,0					
<i>Keratella cochlearis</i>	335,4	42,2	5,2	0,8	2,4	0,8	0,8
<i>Keratella quadrata</i>	16,6	2,6				0,8	
<i>Lecane closteroerca</i>						0,8	
<i>Mytilina mucronata</i>	0,6	0,4	1,2			0,6	
<i>Polyarthra vulgaris</i>	7,8	2,6	0,8				
<i>Pompholyx sulcata</i>	12,6						
<i>Trichocerca brachyura</i>	62,5	7,2					
<b>Rotifera</b>	<b>483,8</b>	<b>82,4</b>	<b>14,5</b>	<b>0,8</b>	<b>2,8</b>	<b>7,2</b>	<b>0,8</b>
<i>Alona quadrangularis</i>	0,4						
<i>Bosmina longirostris</i>	4,2				0,6		
<i>Chydorus gibbus</i>	0,6	2,0	0,8				
<i>Chydorus sphaericus</i>	43,3	13,0	2,3		0,6		
<i>Daphnia cucullata</i>	1,8	0,4					
<b>Cladocera</b>	<b>50,3</b>	<b>15,4</b>	<b>3,1</b>		<b>1,2</b>		
Nauplii Cyclopoida	46	1,4	0,8			0,6	
Kopepodit Cyclopoida	3	0,4				0,6	
<i>Thermocyclops crassus</i>	1,2	0,4					
Harpacticoida					0,6		
<b>Copepoda</b>	<b>50,2</b>	<b>2,2</b>	<b>0,8</b>		<b>0,6</b>	<b>1,2</b>	
<b>Zooplankton łącznie</b>	<b>584,3</b>	<b>100,0</b>	<b>18,5</b>	<b>0,8</b>	<b>4,6</b>	<b>8,4</b>	<b>0,8</b>

Diagram klastrowy niepodobieństwa ilościowego (różnic ilościowych) zooplanktonu Bray'a Curtis'a nie podzielił Korytnicy na podobne dwie części (zależną od jeziora i wolną od wpływu jeziora) jak w przypadku podobieństwa taksonomicznego Jaccard'a (Rys. 16). Chociaż widoczne jest podobieństwo pomiędzy trzema pierwszymi stanowiskami oraz pomiędzy 4 ostatnimi stanowiskami. W przypadku liczebności (przeciwnie do liczby taksonów) diagram nie wykazał podobieństwa pomiędzy stanowiskami pierwszymi a spiętrzonym stanowiskiem 6. W przypadku zagęszczenia zooplanktonu podobne były do siebie stanowiska położone najbliżej siebie, co odpowiadało właściwej redukcji zagęszczenia zooplanktonu, od wypływu z jeziora do ujścia. Wyjątkiem jest tutaj wykazanie większego podobieństwa pomiędzy stanowiskiem 5 i 7 niż 5 i 6. Od stanowiska 4 nie obserwowano tak wysokich różnic pomiędzy następującymi po sobie stanowiskami (Tab. 23).

Pod względem liczebności zooplanktonu najbardziej od wszystkich stanowisk różniło się stanowisko 1, z każdym stanowiskiem różnica ta wynosiła co najmniej 71%, a ze wszystkimi stanowiskami od 3, co najmniej 93% (Tab. 23). Dopiero od stanowiska 4 obserwowano mniejsze różnice w zagęszczeniu zooplanktonu pomiędzy kolejnymi stanowiskami. Tak więc, im dalej od wypływu rzeki z jeziora tym poziom różnic w liczebności zooplanktonu w Korytnicy pomiędzy sąsiadującymi lub blisko położonymi stanowiskami był mniejszy, co wskazywało na stabilizację zagęszczenia dryfującego zooplanktonu w biegi rzeki od stanowiska 4.



Rysunek 16. Diagram klastrowy różnic ilościowych Bray’a Curtis’a pomiędzy badanymi stanowiskami w Korytnicy.

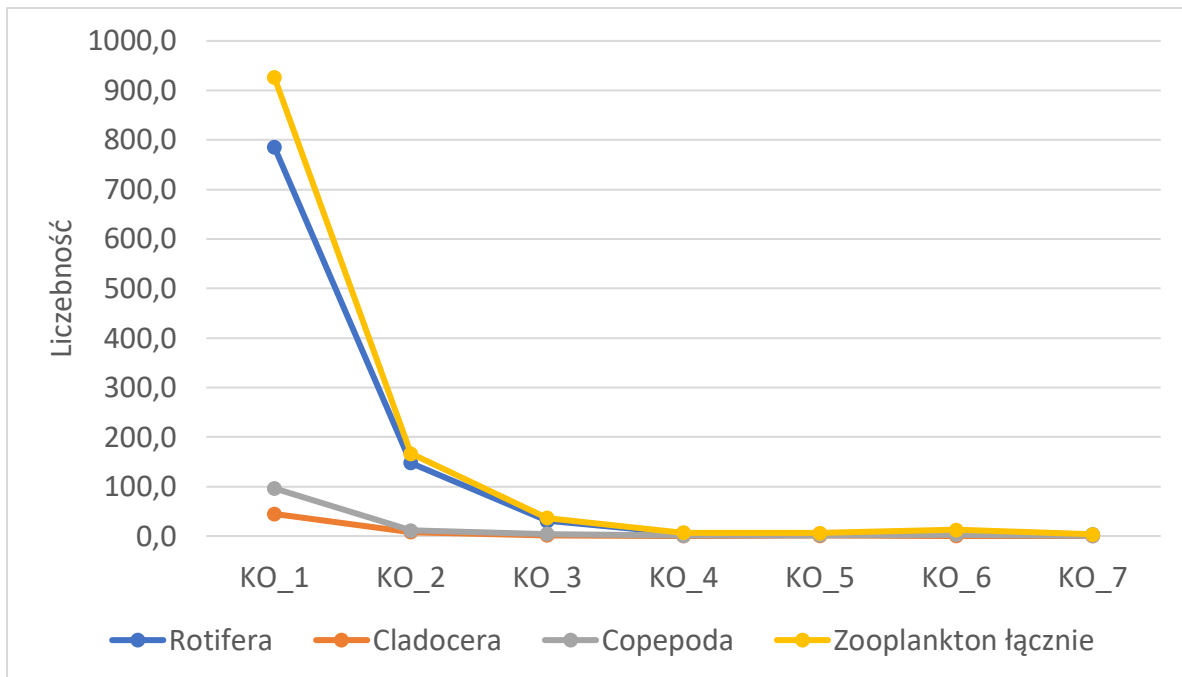
Tabela 23. Wartości różnic ilościowych Bray’a Curtis’a pomiędzy badanymi stanowiskami w Korytnicy.

	KO_1	KO_2	KO_3	KO_4	KO_5	KO_6
KO_2	0,71					
KO_3	0,93	0,64				
KO_4	0,99	0,93	0,72			
KO_5	0,99	0,93	0,75	0,40		
KO_6	0,98	0,89	0,66	0,53	0,44	
KO_7	0,99	0,96	0,83	0,41	0,36	0,57

Zarówno cały zooplankton, jak i każda grupa taksonomiczna zooplanktonu wykazywała więcej istotnych różnic pomiędzy stanowiskami Korytnicy aniżeli w zakresie liczby taksonów (Tab. 24). Wszystkie grupy cechowały się gwałtowną i istotną ( $P < 0,05$ ) redukcją liczebności już na drugim stanowisku za wpływem Korytnicy z jeziora (Rys. 17). Redukcja średniej liczebności wrotków na drugim stanowisku wyniosła 81% ( $P < 0,05$ ), wioślarek 82% ( $P < 0,05$ ), a widłonogów 88% ( $P < 0,05$ ). W przypadku wszystkich grup zooplanktonu zaobserwowano wyraźny spadek liczebności do stanowiska 3 i od tego stanowiska stabilizację liczebności (brak istotnych różnic pomiędzy stanowiskami  $P > 0,05$ ) aż do ujścia. W przypadku liczebności wrotków i widłonogów zaobserwowano także brak istotnych różnic pomiędzy stanowiskiem 3 a 6 (spiętrzeniem) ( $P > 0,05$ )

Tabela 24. Średnia ( $\bar{X}$ )  $\pm$  (OS) odchylenie standardowe wartości liczebności zooplanktonu (osobn.  $\text{dm}^{-1}$ ) na stanowiskach w Korytnicy. Różne litery w kolumnach wskazują na istotne różnice między stanowiskami ( $P < 0,05$ ).

Stanowisko	Rotifera		Cladocera		Copepoda		Zooplankton łącznie	
	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS
KO_1	785,2 a	559,1	44,6 a	21,5	96,3 a	112,9	926,1 a	689,6
KO_2	147,5 b	93,5	7,8 b	5,4	11,5 b	8,9	166,7 b	99,3
KO_3	30,8 bd	14,9	1,8 bc	1,2	3,8 b	4,0	36,4 bd	18,7
KO_4	5,4 c	4,1	0,2 c	0,3	1,0 bc	0,8	6,5 c	4,8
KO_5	4,0 c	2,4	0,8 c	0,6	1,4 bc	1,0	6,2 c	3,7
KO_6	9,2 cd	3,5	0,4 c	0,5	2,6 bc	1,6	12,2 cd	4,6
KO_7	3,1 c	2,9	0,1 c	0,2	0,4 c	0,4	3,6 c	3,2



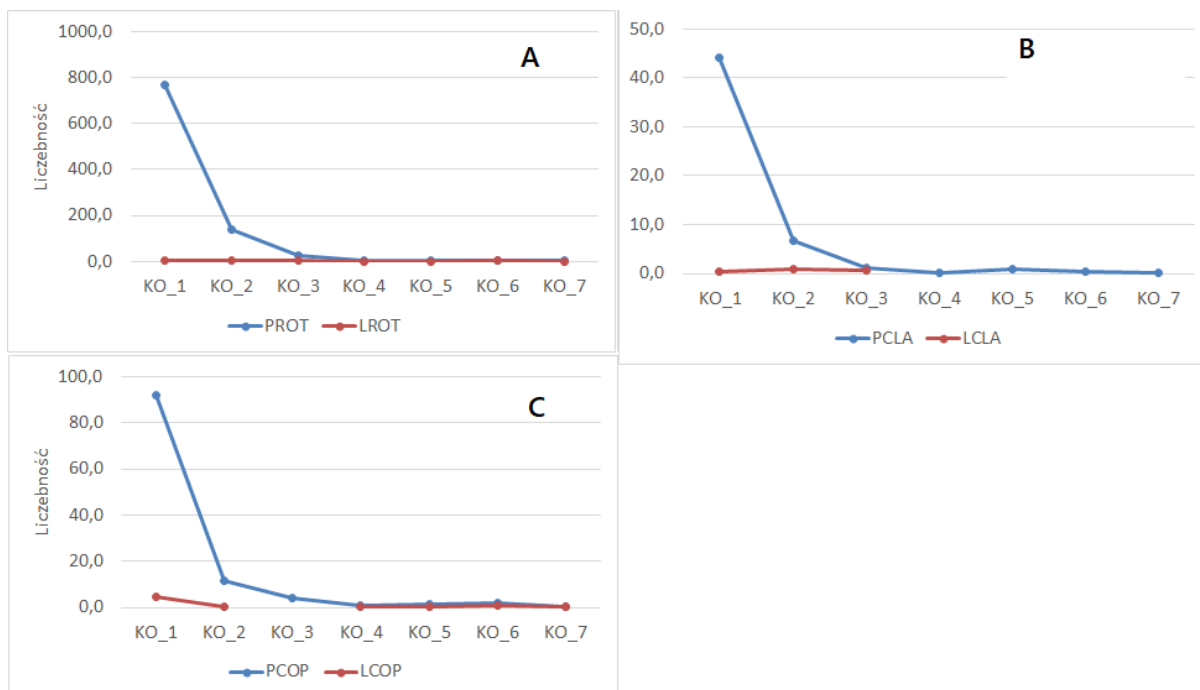
Rysunek 17. Rozkład zmian przestrzennych średniej liczebności (osobn. dm<sup>-1</sup>) Rotifera, Cladocera, Copepoda i zsumowanego zooplanktonu na stanowiskach badawczych Korytnicy.

Podobnie jak w przypadku podziału średniej liczby taksonów w Korytnicy na taksony pelagiczne i litoralowe, również w odniesieniu do ich liczebności istotne różnice pomiędzy stanowiskami obserwowane były tylko w zakresie taksonów pelagicznych ( $P < 0,05$ ) (Tab. 25). Również na stanowisku 2 obserwowano gwałtowny i istotny spadek liczebności każdej grupy pelagicznej grupy zooplanktonu ( $P < 0,05\%$ ). Brak istotnych różnic w zakresie form pelagicznych był widoczny właściwie od stanowiska 4 a w przypadku wioślarek aż od stanowiska 2 do ujścia Korytnicy – ostatniego stanowiska ( $P > 0,05$ ). Od tych dwóch stanowisk w zależności od grupy taksonomicznej nie obserwowano już tak gwałtownej redukcji taksonów pelagicznych (Rys. 18). Dryfujące formy litoralowe cechowała stabilność ich liczebności w całym biegu rzeki i tym samym brak istotnych różnic pomiędzy stanowiskami ( $P < 0,05$ ). Biorąc pod uwagę przestrzenne rozmieszczenie w Drawie gatunków dominujących wśród wrotków pelagicznych widać wyraźny spadek ich liczebności od odpływu z jeziora do stanowiska 4. Natomiast w odniesieniu do dominantów wśród wrotków litoralowych, na kilku stanowiskach można zaobserwować wzrost ich liczebności w stosunku do stanowiska górnego (Rys. 19). Świadczy to o dobrych warunkach środowiskowych wpływających na kształtowanie się w biegu rzeki struktur jakościowych i ilościowych gatunków litoralowych. Biorąc pod uwagę *Colurella adriatica*, gatunku litoralowego

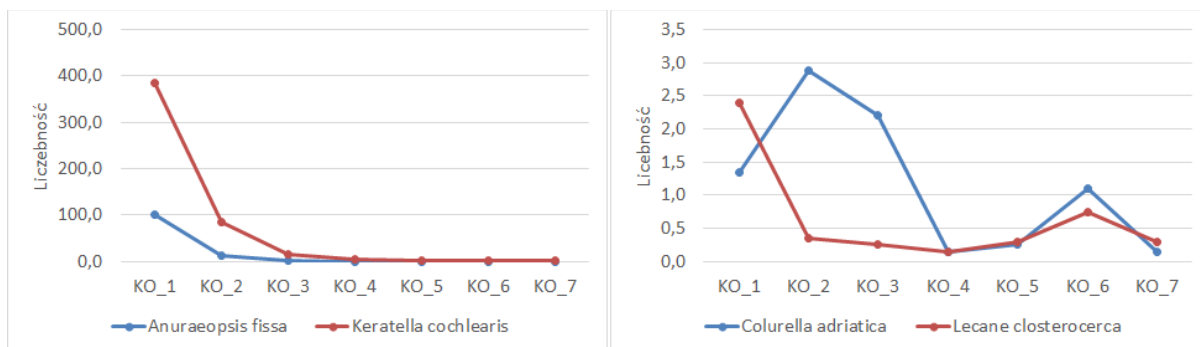
zanotowano jego spadek od stanowiska 1, podobnie jak w przypadku gatunków pelagicznych. Było to spowodowane jego relatywnie wysoką liczebnością w dryfie wpływu z jeziora. Na kolejnych stanowiskach liczebność tego gatunku się stabilizowała, a nawet ulegała wzrostowi, typowemu dla gatunków litoralowych w dryfie rzeki.

Tabela 25. Średnia ( $\bar{S}R$ )  $\pm$  (OS) odchylenie standardowe wartości liczebności taksonów pelagicznych i litoralowych (osobn. dm<sup>-1</sup>) na stanowiskach w Korytnicy. Różne litery w kolumnach wskazują na istotne różnice między stanowiskami (P<0,05). PROT – pelagiczne Rotifera, LROT – litoralowe Rotifera, PCLA – pelagiczne Cladocera, LCLA – litoralowe Cladocera, PCOP – pelagiczne Copepoda, LCOP – litoralowe Copepoda.

Stanowisko	PROT		LROT		PCLA		LCLA		PCOP		LCOP	
	$\bar{S}R$	OS	$\bar{S}R$	OS	$\bar{S}R$	OS	$\bar{S}R$	OS	$\bar{S}R$	OS	$\bar{S}R$	OS
KO_1	769,4 a	535,8	6,3	5,2	44,2 a	20,9	0,5	0,7	92,0 a	109,5	4,3	5,0
KO_2	139,1 b	87,6	6,3	3,9	6,8 b	6,1	1,0	1,2	11,3 b	8,6	0,2	0,4
KO_3	26,6 b	14,2	3,8	1,6	1,2 b	1,3	0,7	0,9	3,8 bc	4,0	-	-
KO_4	4,4 c	4,0	1,0	0,8	0,2 b	0,3	-	-	0,6 c	0,8	0,4	0,4
KO_5	3,1 c	1,9	1,0	0,6	0,8 b	0,6	-	-	1,3 c	1,2	0,2	0,3
KO_6	4,1 c	2,0	4,7	1,5	0,4 b	0,5	-	-	2,0 c	1,1	0,7	0,6
KO_7	2,1 c	1,9	1,0	1,1	0,1 b	0,2	-	-	0,3 c	0,3	0,1	0,2



Rysunek 18. Rozkład zmian przestrzennych średniej liczebności (osobn.  $\text{dm}^{-1}$ ) pelagicznych i litoralowych Rotifera (A), pelagicznych i litoralowych Cladocera (B) oraz pelagicznych i litoralowych Copepoda (C) na stanowiskach badawczych Korytnicy. PROT – pelagiczne Rotifera, LROT – litoralowe Rotifera, PCLA – pelagiczne Cladocera, LCLA – litoralowe Cladocera, PCOP – pelagiczne Copepoda. LCOP – litoralowe Copepoda.



Rysunek 19. Rozkład zmian przestrzennych średniej liczebności dominantów (osobn.  $\text{dm}^{-1}$ ) pelagicznych (*Anuraeopsis fissa* i *Keratella cochlearis*) i litoralowych (*Colurella adriatica* i *Lecane closterocerca*) dominantów wśród gatunków Rotifera w Drawie.

Liczebność spada, ale liczba taksonów nawet rośnie, co świadczy o wzroście bioróżnorodności i zróżnicowaniu środowiska, tam gdzie spada liczebność a wzrasta liczba taksonów kończy się wpływ jeziora.



#### 4.5. Skład jakościowy zooplanktonu Krępy

W Krępie największą liczbę taksonów zanotowano na stanowisku zlokalizowanym na wypływie z jeziora Marianowo (Tab. 26). Na stanowisku ostatnim, przy ujściu do Noteci liczba taksonów zmniejszyła się o 10. Na stanowisku 3 nastąpił gwałtowny spadek liczby taksonów zooplanktonu, w stosunku do stanowiska 1. W dalszym odcinku rzeki, nie zaobserwowano już żadnego gwałtownego spadku liczby taksonów zooplanktonu. Na stanowisku ostatnim zaobserwowano taką samą liczbę taksonów jak na stanowisku 2. Biorąc pod uwagę wolny, typowo rzeczny charakter Krępy właściwie na całym odcinku można stwierdzić, że od stanowiska 2 obserwowano w niewielkim stopniu zmieniającą się liczbę taksonów. Jeśli już, to zmiana taka mogła wystąpić tylko na stanowisku ostatnim, przed którym znajduje się połączenie rzeki ze stawami karpowymi, z których mogły się przedostawać do rzeki inne taksony.

Tabela 26. Liczba taksonów Rotifera, Cladocera i Copepoda oraz wszystkich taksonów zooplanktonu zanotowanych w Krępie.

Grupa taksonomiczna	KR_1	KR_2	KR_3	KR_4	KR_5	KR_6
Rotifera	29	24	20	16	16	20
Cladocera	6	3	3	2	4	7
Copepoda	6	4	2	3	3	4
Zooplankton łącznie	41	31	25	21	23	31

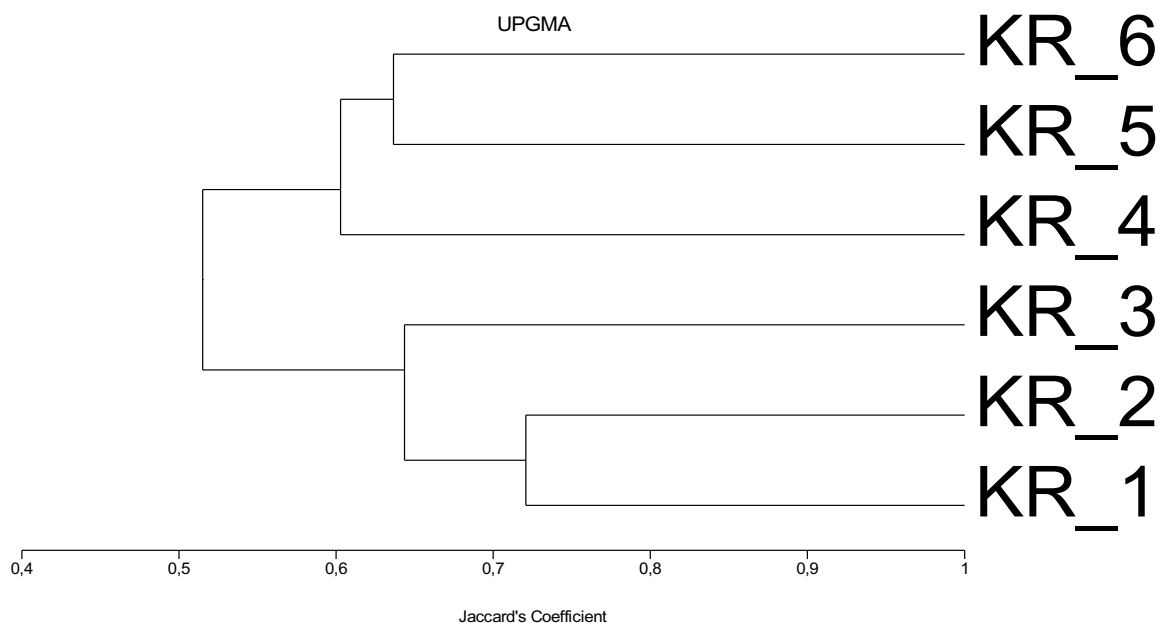
W Krępie zanotowano 46 taksonów zooplanktonu, głównie gatunków, z czego 32 taksony stanowiły wrotki, 8 wioślarki, a 6 widłonogi. Spośród wszystkich taksonów zooplanktonu, 30 taksonów stanowiły grupę organizmów pelagicznych - planktonowych, natomiast 16 taksonów należało do organizmów litoralowych, związanych z podłożem (Tab. 27). Najwięcej taksonów pelagicznych obserwowano za wypływem rzeki z jeziora, najmniej na stanowisku 4 i 5 (wolnym odcinku rzeczny). Z kolei najwięcej gatunków litoralowych, obserwowano także na stanowisku 1, jednak stanowiły one na tym stanowisku mniejszy udział liczby taksonów niż na wolnych odcinkach rzeki. Na wolnych odcinkach rzeki wśród pelagicznych taksonów obserwowano głównie gatunki wszędobylskie i stadia larwalne widłonogów, pospolicie obserwowane w każdym typie zbiorników wodnych. Spośród wrotków taksonami spotykanymi na największej liczbie stanowisk były 4 gatunki litoralowe oraz Bdelloidea. Dwoma gatunkami pelagicznymi obserwowanymi na wszystkich stanowiskach były *Brachionus calicyflorus* i *Keratella cochlearis*. Ich frekwencja była niższa niż frekwencja gatunków litoralowych. Spośród wioślarek *Bosmina longirostris* była

obserwowana na wszystkich stanowiskach, a *Bosmina coregoni* obserwowana była na pięciu stanowiskach, z niewielką frekwencją, poza stanowiskiem 1. Litoralowe wioślarki występowały rzadko i na niewielkiej liczbie stanowisk. Wśród widłonogów postacie larwalne (nauplii i kopepeodit) spotykane były na każdym stanowisku, natomiast *Thermocyclops oithonoides* był jedynym gatunkiem, który wyraźnie występował na największej liczbie stanowisk (na 5 stanowiskach) ale niezbyt często, z małą frekwencją. Jedynym litoralowym gatunkiem był tutaj *Eucyclops serrulatus*, jednak występujący rzadko i tylko na dwóch stanowiskach.

Tabela 27. Skład taksonomiczny zooplanktonu, frekwencja taksonów zooplanktonu w Krępie oraz liczba stanowisk, na których dany takson był obserwowany (LS). Literą P określony jest takson planktonowy (pelagiczny) natomiast literą L określony jest takson litoralowy, bentosowy.

Takson		Frekwencja (%)						
		KR 1	KR 2	KR 3	KR 4	KR 5	KR 6	LS
<i>Anuraeopsis fissa</i>	P	75	50	50				3
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	P	75	25	25				3
<i>Bdelloidea</i>	L	100	100	100	100	100	100	6
<i>Brachionus angularis</i>	P	75	75	25	25			4
<i>Brachionus budapestinensis</i>	P	75	75	75		25	50	5
<i>Brachionus calicyflorus</i>	P	100	100	75	50	25	50	6
<i>Brachionus rubens</i>	P	50					25	2
<i>Brachionus urceus</i>	P	50	50	25	25		25	5
<i>Cephalodella sterea</i>	L	25	25	100	25	25	50	6
<i>Cephalodella gibba</i>	L	25		25	50	100	50	5
<i>Colurella adriatica</i>	L	50	50	25	75	75	100	6
<i>Colurella colours</i>	L		75	75	25	100	100	5
<i>Euchlanis dilatata</i>	L	50			25	75	100	4
<i>Filinia longiseta</i>	P	50						1
<i>Kellicottia longispina</i>	P	75	50					2
<i>Keratella cochlearis</i>	P	100	100	100	50	50	75	6
<i>Keratella quadrata</i>	P	100	75	75		25	75	5
<i>Lecane closterocerca</i>	L	50	25	75	50	50	75	6
<i>Lecane arcuata</i>	L				25	50		2
<i>Lepadella ovalis</i>	L	50	25	50	50	75	50	6
<i>Mytilina crassipes</i>	L	75	50		25	25	75	5
<i>Mytilina mucronata</i>	L	50		25	25	75	25	5
<i>Polyarthra longiremis</i>	P	75	75	50				3
<i>Polyarthra vulgaris</i>	P	75	50	50	50		50	5
<i>Pompholyx sulcata</i>	P	50	50					2
<i>Synchaeta oblonga</i>	P	25						1
<i>Synchaeta kitina</i>	P	100	50	25			25	4
<i>Synchaeta stylata</i>	P	50	50					2
<i>Trichocerca capucina</i>	P	50	25					2
<i>Trichocerca pusilla</i>	P	100	100	100		25	50	5
<i>Trichocerca rousseleti</i>	P	50	50				25	3
<i>Trichocerca similis</i>	P	100	50	50				3
<i>Alonella nana</i>	L	25					25	2
<i>Alona rectangula</i>	L					25	25	2
<i>Bosmina longirostris</i>	P	100	75	50	50	25	25	6
<i>Chydorus sphaericus</i>	P	100	75	25		25	50	5
<i>Daphnia cucullata</i>	P	75					25	2
<i>Bosmina coregoni</i>	P	50	25	25	25		25	5
<i>Pleuroxus trigonella</i>	L	25				25		2
<i>Sida cristalina</i>	L						25	1
Nauplii Cyclopoida	P	100	100	75	50	25	100	6
Kopepodit Cyclopoida	P	100	75	25	25	50	75	6
<i>Acanthocyclops robustus</i>	P	50						1
<i>Eucyclops serrulatus</i>	L	25					25	2
<i>Thermocyclops crassus</i>	P	75	25					2
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	P	50	25		25	25	25	5

Największe podobieństwo taksonomiczne występowało pomiędzy stanowiskami położonymi w bezpośredniej bliskości. Pod względem tego parametru najbardziej podobne były do siebie kolejne stanowiska. Diagram klastrowy nie podzielił Krępy na wyodrębnione odcinki. Chociaż uwidacznia się delikatny rozdział pierwszych trzech stanowisk od trzech ostatnich stanowisk (Rys. 20). Jednak nie jest to raczej podział istotny.



Rysunek 20. Diagram klastrowy podobieństwa taksonomicznego Jaccarda pomiędzy badanymi stanowiskami w Krępie.

Najwyższe, ponad pięćdziesięcioprocentowe wartości podobieństwa taksonomicznego występowały pomiędzy stanowiskiem 1 i 2, 1 i 3 oraz 1 i 6. Dalej, obserwowano wysokie podobieństwo pomiędzy stanowiskiem 3, 4 i 5 oraz kolejnymi, niżej położonymi stanowiskami (Tab. 28).

Tabela 28. Wartości podobieństwa taksonomicznego Jaccarda pomiędzy badanymi stanowiskami w Krępie.

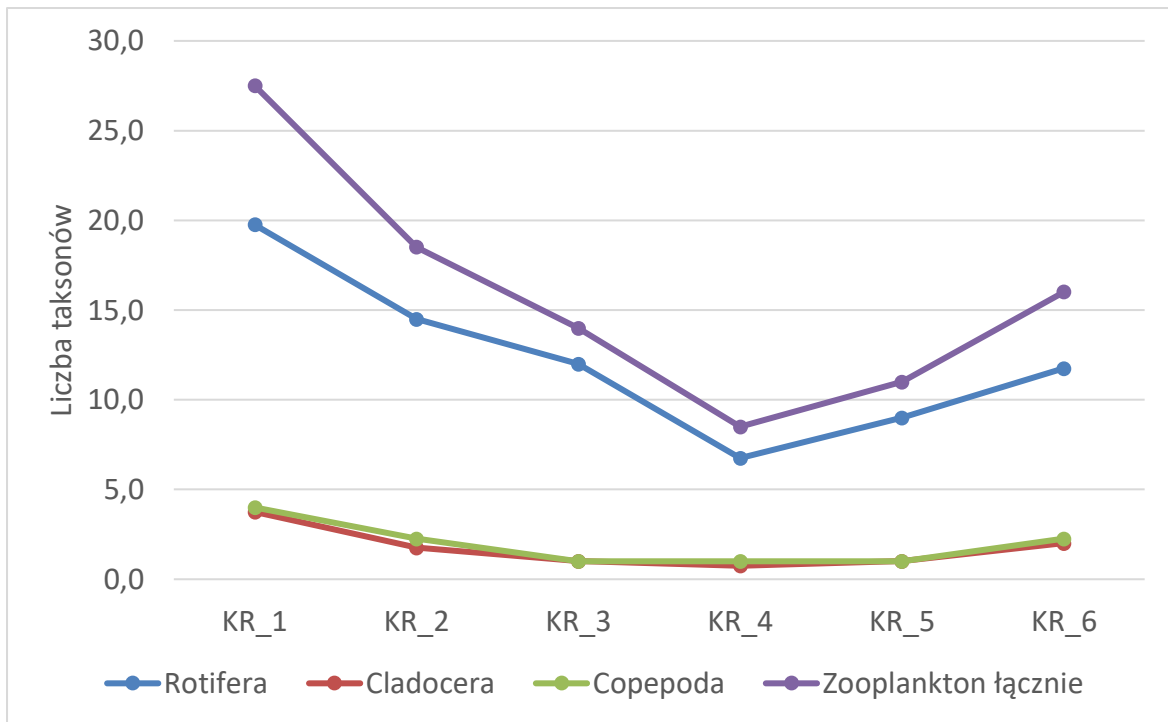
	KR 1	KR 2	KR 3	KR 4	KR 5
KR 2	0,72				
KR 3	0,58	0,71			
KR 4	0,43	0,47	0,57		
KR 5	0,44	0,45	0,53	0,63	
KR 6	0,62	0,54	0,58	0,58	0,64

Średnia wartość liczby taksonów zooplanktonu różniła się istotnie statystycznie pomiędzy stanowiskiem 1 a stanowiskami 4 i 5, na którym zaobserwowano najwyższe wartości ( $P < 0,05$ ) (Tab. 29). W zakresie liczby taksonów wrotków, zaobserwowany podobny układ zmian, jednak stanowisko 1 różniło się istotnie statystycznie tylko od stanowiska 4. Liczba taksonów zooplanktonu i wszelkie zmiany dotyczące zmian liczby taksonów całego zooplanktonu determinowane były przez wrotki. Istotne różnice w liczbie taksonów wioślarek i widłonogów występowały pomiędzy odpływem z jeziora a stanowiskami 3, 4, 5 ( $P < 0,05$ ). Stąd istotne oddziaływanie jeziora na liczbę taksonów wioślarek i widłonogów w Krępie miało miejsce tylko do stanowiska 2, a w przypadku wrotków do stanowiska 3. Na stanowisku 4 nie obserwowano już żadnego wpływu. Na stanowisku ostatnim, przy ujściu Krępy liczba taksonów wszystkich grup taksonomicznych wzrosła na tyle, aby nie różnić się statystycznie od stanowiska 2. Chociaż do nieznacznego wzrostu liczby taksonów doszło już na stanowisku 5, jednak nieistotnego w stosunku do wcześniejszego stanowiska ( $P > 0,05$ ).

Tabela 29. Średnia ( $\bar{X}$ )  $\pm$  (OS) odchylenie standardowe liczby taksonów zooplanktonu (osobn.  $\text{dm}^{-1}$ ) na stanowiskach w Krępie. Różne litery w kolumnach wskazują na istotne różnice między stanowiskami ( $P < 0,05$ ).

Stanowisko	Rotifera		Cladocera		Copepoda		Zooplankton łącznie	
	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS
KR_1	19,8 a	5,0	3,8 a	0,5	4,0 a	0,8	27,5 a	6,2
KR_2	14,5 ab	5,4	1,8 ab	1,0	2,3 ab	0,5	18,5 ab	5,8
KR_3	12,0 ab	3,7	1,0 b	0,8	1,0 b	0,8	14,0 ab	4,5
KR_4	6,8 b	4,6	0,8 b	1,0	1,0 b	1,4	8,5 b	6,7
KR_5	9,0 ab	3,2	1,0 b	0,8	1,0 b	1,4	11,0 b	4,1
KR_6	11,8 ab	4,0	2,0 ab	0,8	2,3 ab	1,3	16,0 ab	4,9

Rozkład zmian przestrzennych średniej liczby taksonów zooplanktonu ogólnego w Drawie ma taki sam układ jak w przypadku wrotków (Rys. 21). Zaobserwowano gwałtowny spadek liczby taksonów wszystkich grup taksonomicznych już od stanowiska 1 aż do stanowiska 4, po czym na stanowisku 5 nastąpił niewielki wzrost ich liczby, a następnie do ujścia rozkład zmian przestrzennych liczby taksonów wrotków kształtował się podobnie. Tendencja zmian przestrzennych liczby taksonów dla trzech grup taksonomicznych była bardzo podobna.

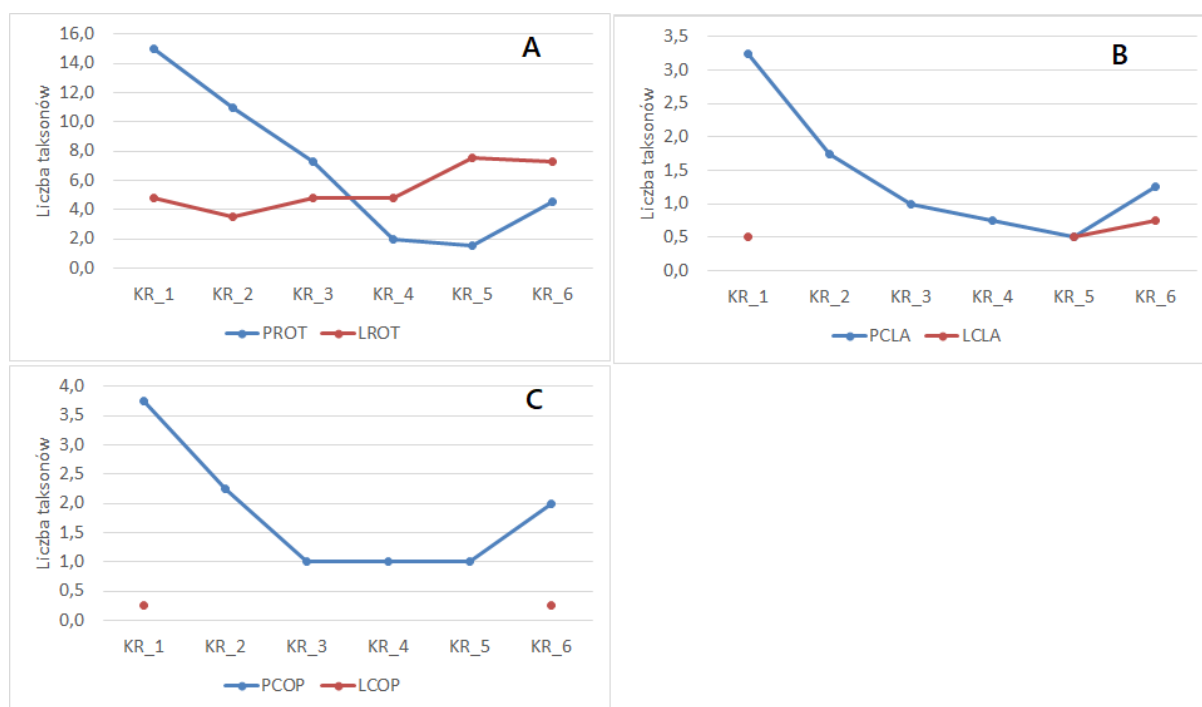


Rysunek 21. Rozkład zmian przestrzennych średniej liczby taksonów Rotifera, Cladocera, Copepoda i zsumowanego zooplanktonu na stanowiskach badawczych Krępy

Przy podziale na siedliskowe grupy funkcyjne, zmiany przestrzennej liczby taksonów wyglądają nieco inaczej niż w przypadku analizy całej grupy taksonomicznej. Zanotowano istotne różnice w liczbie taksonów tylko w zakresie form pelagicznych ( $p < 0,05$ ) (Tab. 30). Jednak zasięg występowanie w biegu rzeki zmian istotnych statystycznie wyglądał inaczej niż w przypadku grup taksonomicznych. Liczba taksonów wrotków pelagicznych na stanowisku 1 różniła się istotnie od stanowisk 4-6, nawet przy wzroście tego parametru na ostatnim stanowisku. Wioślarki pelagiczne różniły się istotnie w zakresie tego parametru pomiędzy stanowiskiem 1 oraz 4 i 5, podobnie jak w przypadku grup taksonomicznych. Natomiast widłonogi pelagiczne wykazały istotną różnicę pomiędzy pierwszym stanowiskiem a stanowiskami 3-5. Na stanowisku 3 zaobserwowano wyraźne przecięcie się linii wskazującej na rozmieszczenie liczby taksonów w rzece dwóch grup wrotków, pelagicznych i litoralowych (Rys. 22). Skorupiaki w ogóle nie były notowane od stanowiska 2 do 5.

Tabela 30. Średnia ( $\bar{X}$ )  $\pm$  (OS) odchylenie standardowe wartości liczby taksonów pelagicznych i litoralowych na stanowiskach w Krępie. Różne litery w kolumnach wskazują na istotne różnice między stanowiskami ( $P < 0,05$ ). PROT – pelagiczne Rotifera, LROT – litoralowe Rotifera, PCLA – pelagiczne Cladocera, LCLA – litoralowe Cladocera, PCOP – pelagiczne Copepoda, LCOP – litoralowe Copepoda.

Stanowisko	PROT		LROT		PCLA		LCLA		PCOP		LCOP	
	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS
KR_1	15,0 a	3,8	4,8	1,3	3,3 a	1,0	0,5	1,0	3,8 a	1,0	0,3	0,5
KR_2	11,0 ab	5,4	3,5	0,6	1,8 ab	1,0	-	-	2,3 ab	0,5	-	-
KR_3	7,3 abc	4,3	4,8	1,5	1,0 ab	0,8	-	-	1,0 b	0,8	-	-
KR_4	2,0 bc	2,2	4,8	2,8	0,8 b	1,0	-	-	1,0 b	1,4	-	-
KR_5	1,5 c	1,3	7,5	2,5	0,5 b	0,6	0,5	1,0	1,0 b	1,4	-	-
KR_6	4,5 bc	1,9	7,3	2,2	1,3 ab	1,0	0,8	1,0	2,0 ab	0,8	0,3	0,5



Rysunek 22. Rozkład zmian przestrzennych średniej liczby taksonów pelagicznych i litoralowych Rotifera (A), pelagicznych i litoralowych Cladocera (B) oraz pelagicznych Copepoda (C) na stanowiskach badawczych Słopic. PROT – pelagiczne Rotifera, LROT – litoralowe Rotifera, PCLA – pelagiczne Cladocera, LCLA – litoralowe Cladocera, PCOP – pelagiczne Copepoda, LCOP – litoralowe Copepoda.

#### 4.6. Skład ilościowy zooplanktonu Krępy

Dominantami ilościowymi na każdym stanowisku i w każdym miesiącu były wrotki, w dalszej kolejności widłonogi, jednak ze znacznie mniejszym zagęszczeniem, a najmniejszą wartość tego parametru wykazywały wioślarki (Tab. 31-34). Zagęszczenie zooplanktonu w każdym miesiącu determinowane było przez wrotki, jednak zależnie od odległości stanowiska od jeziora, o ich dużym udziale w ogólnym zagęszczeniu zooplanktonu decydowały gatunki pelagiczne lub litoralowe. Na dalszych od jeziora stanowiskach udział taksonów pelagicznych się zmniejszał, natomiast udział taksonów litoralowych wzrastał. Gatunkiem dominującym w liczebności wrotków pelagicznych był *Keratella cochlearis*, które również dominowały w całym zooplanktonie. Eudominantem w tej grupie był *Trichocerca pusilla*. Gatunkiem dominującym w liczebności wrotków litoralowych był *Colurella adriatica* a eudominantem *Lecane closteroerca*. Stosunkowo duże zagęszczenie w grupie wrotków litoralowych uzyskały Bdelloidea. Podobnie jak w przypadku innych rzek, tak i przy Krępie ze względu na wysoką jednostkę taksonomiczną (rząd) nie porównywano Bdelloidea z gatunkami. Wśród wioślarek pelagicznych dominował liczebnie *Bosmina logirostris*, a *Chydorus sphaericus* był eudominantem. Nie zaobserwowano dominacji żadnego gatunku pośród wioślarek litoralowych, które w podobnych i niewielkich liczebnościach właściwie tylko na dwóch ostatnich stanowiskach. Pośród widłonogów dominantami ilościowymi były formy juwenilne, szczególnie naupliusy. *Thermocyclops crassus* uzyskał najwyższą liczebność wśród widłonogów, jednak trudno uznać to jako szczególną dominację, ponieważ zagęszczenia gatunków widłonogów były bardzo podobne, zarówno pelagicznych, jak i litoralowych.



Tabela 31. Liczebność taksonów zooplanktonu (osobn. dm<sup>-1</sup>) na stanowiskach w Krępie w czerwcu.

Takson	KR_1	KR_2	KR_3	KR_4	KR_5	KR_6
<i>Anuraeopsis fissa</i>						
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	1,6					
Bdelloidea	1,8	2,2	3,6	0,4	2,2	3,8
<i>Brachionus angularis</i>	11,8	3,6				
<i>Brachionus budapestinensis</i>	41,6	18,8	1,4			2,6
<i>Brachionus calicyflorus</i>	22,8	9,6	0,8	1,2		1,8
<i>Brachionus rubens</i>	3,8					0,6
<i>Cephalodella sterea</i>			0,8			0,8
<i>Cephalodella gibba</i>	0,4			0,8	2,6	1,6
<i>Colurella adriatica</i>		0,4		1,2	0,6	1,2
<i>Colurella colours</i>		0,8	0,6	0,8	1,4	0,8
<i>Euchlanis dilatata</i>					0,8	0,8
<i>Filinia longiseta</i>	6,4					
<i>Keratella cochlearis</i>	19,8	4,2	2,6		1,4	6,6
<i>Keratella quadrata</i>	3				0,4	0,4
<i>Lecane closterocerca</i>	2,8	0,4	1,2	0,6	0,6	0,6
<i>Lepadella ovalis</i>	0,4			0,8		1,8
<i>Mytilina crassipes</i>	0,4					0,8
<i>Mytilina mucronata</i>					0,4	3,4
<i>Polyarthra vulgaris</i>	24	7,4				
<i>Synchaeta oblonga</i>	0,8					
<i>Synchaeta kitina</i>	1,6					
<i>Trichocerca capucina</i>	1,4					
<i>Trichocerca pusilla</i>	31,6	16,2	6,4		1,2	0,8
<i>Trichocerca similis</i>	3,8					
<b>Rotifera</b>	<b>179,8</b>	<b>63,6</b>	<b>17,4</b>	<b>5,8</b>	<b>11,6</b>	<b>28,4</b>
<i>Bosmina longirostris</i>	26,2	4,4		0,6		
<i>Chydorus sphaericus</i>	18,6	6,4	0,4			2,4
<i>Daphnia cucullata</i>	4,8					
<i>Bosmina coregoni</i>	6,8	0,4				0,8
<i>Sida cristalina</i>						0,4
<b>Cladocera</b>	<b>56,4</b>	<b>11,2</b>	<b>0,4</b>	<b>0,6</b>		<b>3,6</b>
Nauplii Cyclopoida	18,8	6,4				2,8
Kopepodit Cyclopoida	14,2	1,4				
<i>Eucyclops serrulatus</i>	3,2					
<i>Thermocyclops crassus</i>	2,8					
<b>Copepoda</b>	<b>39</b>	<b>7,8</b>				<b>2,8</b>
<b>Zooplankton łącznie</b>	<b>275,2</b>	<b>82,6</b>	<b>17,8</b>	<b>6,4</b>	<b>11,6</b>	<b>34,8</b>

Tabela 32. Liczebność taksonów zooplanktonu (osobn. dm<sup>-1</sup>) na stanowiskach w Krępie w lipcu.

Takson	KR_1	KR_2	KR_3	KR_4	KR_5	KR_6
<i>Anuraeopsis fissa</i>	19,6	13,6	2,5			
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	8,2	4,3	1,4			
Bdelloidea	1,8	0,7	1,4	0,8	1,8	2,4
<i>Brachionus angularis</i>	31,1	8,9	1,4			
<i>Brachionus budapestinensis</i>	23,2	3,9	1,6		0,4	
<i>Brachionus calicyflorus</i>	29,6	3,2	2,9			
<i>Brachionus urceus</i>	7,5	4,3	1,4			0,4
<i>Cephalodella sterea</i>			1,1			
<i>Cephalodella gibba</i>					0,8	
<i>Colurella adriatica</i>	2,2	1,6		0,4		0,8
<i>Colurella colours</i>		0,4			1,2	2,6
<i>Euchlanis dilatata</i>	1,8					0,8
<i>Filinia longiseta</i>	0,6					
<i>Kellicottia longispina</i>	0,6	0,4				
<i>Keratella cochlearis</i>	48,6	23,4	9,2	0,8		0,8
<i>Keratella quadrata</i>	4,6	2,5	1,8			
<i>Lecane closterocerca</i>	1,4		0,6			0,4
<i>Lecane arcuata</i>					0,6	
<i>Lepadella ovalis</i>				0,6	0,6	
<i>Mytilina crassipes</i>	1,4	0,4				1,8
<i>Mytilina mucronata</i>	0,8		0,4			
<i>Polyarthra longiremis</i>	13,2	2,1	1,4			
<i>Polyarthra vulgaris</i>	8,9	3,2	3,2	0,8		0,8
<i>Pompholyx sulcata</i>	11,4	4,6				
<i>Synchaeta kitina</i>	18,6	1,8	1,8			0,6
<i>Synchaeta stylata</i>	1,1	0,4				
<i>Trichocerca pusilla</i>	47,9	13,2	9,6			
<i>Trichocerca rouseletti</i>	3,9	1,4				
<i>Trichocerca similis</i>	6,8	2,1	0,7			
<b>Rotifera</b>	<b>294,9</b>	<b>96,5</b>	<b>42,5</b>	<b>3,4</b>	<b>5,4</b>	<b>11,4</b>
<i>Alonella nana</i>						0,6
<i>Alona rectangula</i>						0,6
<i>Bosmina longirostris</i>	7,6	1,4	0,7			
<i>Chydorus sphaericus</i>	2,1	0,8			0,4	
<i>Daphnia cucullata</i>	0,8					
<i>Bosmina coregoni</i>	0,4		0,4			
<b>Cladocera</b>	<b>10,9</b>	<b>2,2</b>	<b>1,1</b>		<b>0,4</b>	<b>1,2</b>
Nauplii Cyclopoida	11,2	2,2	1,4			0,8
Kopepodit Cyclopoida	5,4	1,2			0,4	0,4
<i>Acanthocyclops robustus</i>	2,4					
<i>Thermocyclops crassus</i>	1,4	6,0				
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	0,8					
<b>Copepoda</b>	<b>21,2</b>	<b>9,4</b>	<b>1,4</b>		<b>0,4</b>	<b>1,2</b>
<b>Zooplankton łącznie</b>	<b>327,0</b>	<b>108,1</b>	<b>45,0</b>	<b>3,4</b>	<b>6,2</b>	<b>13,8</b>

Tabela 33. Liczebność taksonów zooplanktonu (osobn. dm<sup>-1</sup>) na stanowiskach w Krępie w sierpniu.

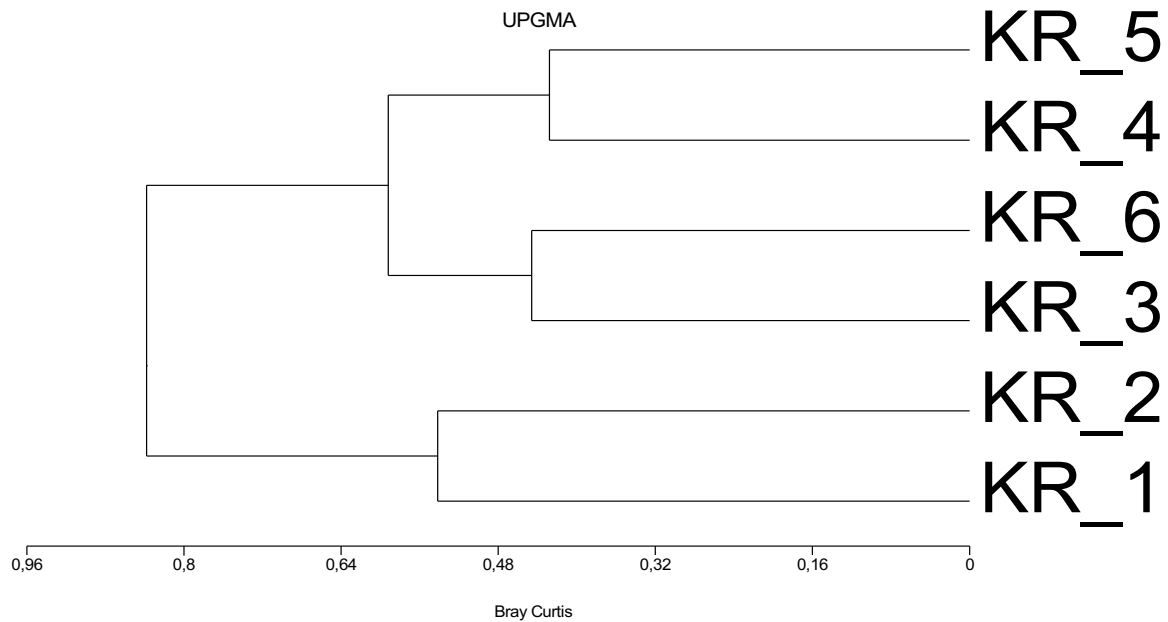
Takson	KR 1	KR 2	KR 3	KR 4	KR 5	KR 6
<i>Anuraeopsis fissa</i>	25,4	13,2	2,6			
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	11,2					
Bdelloidea	8,6	2,6	4,6	1,2	5,4	6,8
<i>Brachionus angularis</i>	60,4	11,8		0,4		
<i>Brachionus budapestinensis</i>	83,2	24,4	3,4			1,2
<i>Brachionus calicyflorus</i>	52,6	14,6	2,6	0,6	0,4	0,6
<i>Brachionus rubens</i>	4,8					
<i>Brachionus urceus</i>	6,8	1,2		1,2		
<i>Cephalodella sterea</i>		2,6	2,6		0,4	
<i>Cephalodella gibba</i>				1,6	0,8	1,4
<i>Colurella adriatica</i>	1,4			0,6	0,8	0,4
<i>Colurella colours</i>			2,6		0,4	2,2
<i>Euchlanis dilatata</i>	6,8			4,4	1,6	1,6
<i>Kellicottia longispina</i>	5,4	0,6				
<i>Keratella cochlearis</i>	79,2	27,2	6,6	2,4	0,8	14,6
<i>Keratella quadrata</i>	16,0	5,4	1,2			1,2
<i>Lecane clostercerca</i>				5,2	1,6	0,8
<i>Lecane arcuata</i>				0,4	0,8	
<i>Lepadella ovalis</i>			0,4		1,2	0,8
<i>Mytilina crassipes</i>	4,4	4,4		2,6	1,4	0,8
<i>Mytilina mucronata</i>	1,2			3,6	0,8	
<i>Polyarthra longiremis</i>	16,2	8,6	1,2			
<i>Polyarthra vulgaris</i>	3,6		2,4	0,4		1,6
<i>Pompholyx sulcata</i>	10,8	2,6				
<i>Synchaeta oblonga</i>						
<i>Synchaeta kitina</i>	30,6	6,8				
<i>Synchaeta stylata</i>	6,8	1,2				
<i>Trichocerca pusilla</i>	115,4	41	6,8			0,6
<i>Trichocerca rousseleti</i>	4,4	3,6				
<i>Trichocerca similis</i>	6,8					
<b>Rotifera</b>	<b>551,8</b>	<b>164,6</b>	<b>32</b>	<b>22,4</b>	<b>16,4</b>	<b>34,6</b>
<i>Alonella nana</i>	1,2					
<i>Bosmina longirostris</i>	6,8			1,2	0,4	2,2
<i>Chydorus sphaericus</i>	12,6	2,6				
<i>Daphnia cucullata</i>						0,6
<i>Bosmina coregoni</i>				0,4		
<i>Pleuroxus trigonella</i>	0,8					
<b>Cladocera</b>	<b>20</b>	<b>2</b>		<b>1,6</b>	<b>0,4</b>	<b>2,8</b>
Nauplii Cyclopoida	13,8	4,6	0,6	1,8	0,8	6,8
Kopepodit Cyclopoida	9,2		0,6	2,4	0,8	1,6
<i>Acanthocyclops robustus</i>	1,2					
<i>Eucyclops serrulatus</i>						1,2
<i>Thermocyclops crassus</i>						
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	6,4	1,2		1,8	0,6	0,4
<b>Copepoda</b>	<b>29</b>	<b>5,8</b>	<b>1,2</b>	<b>6</b>	<b>2,2</b>	<b>10</b>
<b>Zooplankton łącznie</b>	<b>600,8</b>	<b>171,6</b>	<b>33,2</b>	<b>30</b>	<b>19</b>	<b>47,4</b>

Tabela 34. Liczebność taksonów zooplanktonu (osobn. dm<sup>-1</sup>) na stanowiskach w Krępie we wrześniu.

Takson	KR_1	KR_2	KR_3	KR_4	KR_5	KR_6
<i>Anuraeopsis fissa</i>	3					
Bdelloidea	2,8	1,4	2,6	1,8	0,8	3,6
<i>Brachionus calicyflorus</i>	4,6	0,6				
<i>Cephalodella sterea</i>	0,6		1,2	0,6		0,6
<i>Cephalodella gibba</i>			0,8		0,8	
<i>Colurella adriatica</i>			1,2		3,4	0,8
<i>Colurella colours</i>		1	1,2		0,6	0,8
<i>Euchlanis dilatata</i>					1,4	0,6
<i>Kellicottia longispina</i>	0,8					
<i>Keratella cochlearis</i>	49	15	9			
<i>Keratella quadrata</i>	9,8	4,2	3,6			0,8
<i>Lecane closterocerca</i>			2			
<i>Lepadella ovalis</i>	0,6	0,4	1,2		0,8	
<i>Mytilina mucronata</i>					4,4	
<i>Polyarthra longiremis</i>	14	7,2				
<i>Synchaeta kitina</i>	1,8					
<i>Trichocerca capucina</i>	3,2	0,8				
<i>Trichocerca pusilla</i>	15	3	0,4			
<i>Trichocerca rousséleti</i>						1,4
<i>Trichocerca similis</i>	7	1	1			
<b>Rotifera</b>	<b>112,2</b>	<b>34,6</b>	<b>24,2</b>	<b>2,4</b>	<b>12,2</b>	<b>8,6</b>
<i>Alona rectangula</i>					0,8	
<i>Bosmina longirostris</i>	9,2	4,6	0,8			
<i>Chydorus sphaericus</i>	1,8					2,6
<i>Daphnia cucullata</i>	1,6					
<i>Pleuroxus trignonella</i>					2,4	
<b>Cladocera</b>	<b>12,6</b>	<b>4,6</b>	<b>0,8</b>		<b>3,2</b>	<b>2,6</b>
Nauplii Cyclopoida	17	4,8	1,6	2,1		2,4
Kopepodit Cyclopoida	4,6	0,8				0,8
<i>Thermocyclops crassus</i>	4,6					
<b>Copepoda</b>	<b>26,2</b>	<b>5,6</b>	<b>1,6</b>	<b>2,1</b>		<b>3,2</b>
<b>Zooplankton łącznie</b>	<b>151</b>	<b>44,8</b>	<b>26,6</b>	<b>4,5</b>	<b>15,4</b>	<b>14,4</b>

Diagram klastrowy niepodobieństwa ilościowego (różnic ilościowych) zooplanktonu Bray'a Curtis'a w odróżnieniu do podobieństwa taksonomicznego Jaccard'a podzielił Krępę na dwie części (Rys. 23). W przypadku zagęszczenia zooplanktonu podobne były do siebie najbardziej pierwsze dwa stanowiska i ostatnie dwa stanowiska. Jednak stanowisko ostatnie pod względem liczebności było bardziej podobne do stanowiska 3 i 4 niż 5. W przypadku składu taksonomicznego rozbieżności te były mniejsze. Pod względem liczebności zooplanktonu najbardziej od wszystkich stanowisk różniło się stanowisko 1, z drugim

stanowiskiem różnica ta wynosiła co najmniej 54%, a ze wszystkimi innymi stanowiskami, co najmniej 85% (Tab. 35). Podobnie wysokie różnice od innych stanowisk wykazywało stanowisko 2. Nieco mniejsze różnice występowały pomiędzy kolejnymi stanowiskami, jednak nie były to różnice małe.



Rysunek 23. Diagram klastrowy różnic ilościowych Bray’a Curtis’a pomiędzy badanymi stanowiskami na Drawie.

Tabela 35. Wartości różnic ilościowych Bray’a Curtis’a pomiędzy badanymi stanowiskami na Drawie.

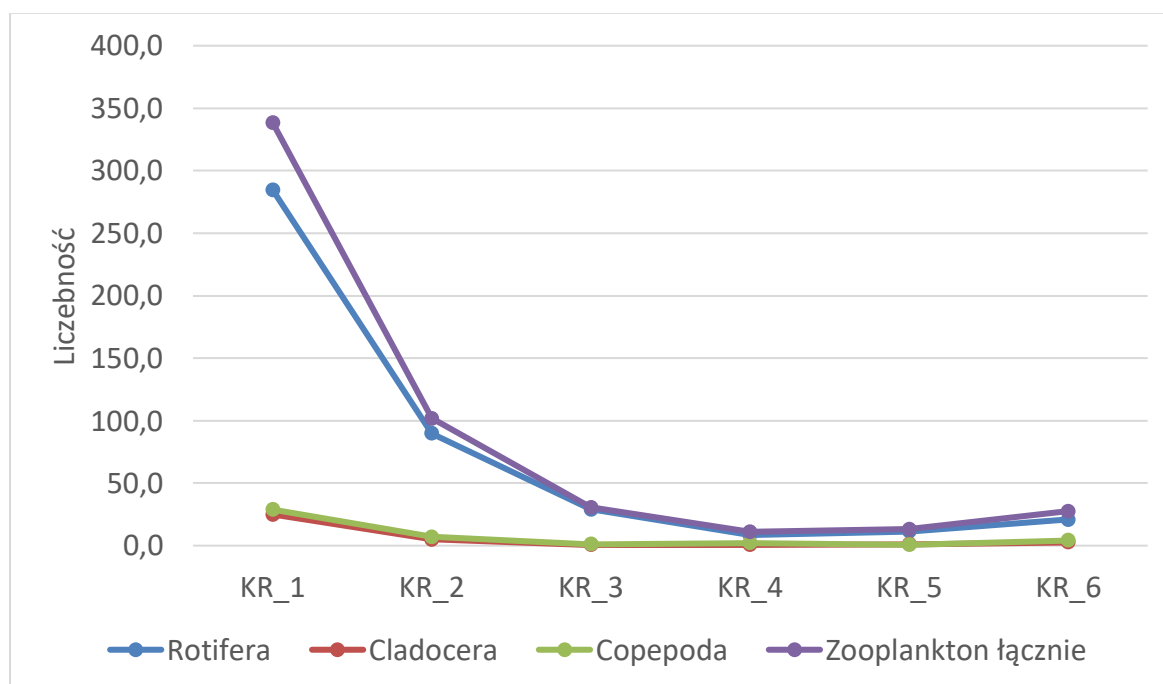
	KR_1	KR_2	KR_3	KR_4	KR_5
KR_2	0,54				
KR_3	0,85	0,60			
KR_4	0,95	0,88	0,68		
KR_5	0,95	0,91	0,69	0,43	
KR_6	0,87	0,70	0,45	0,52	0,49

W całym zooplanktonie oraz w każdej grupie zooplanktonu obserwowano zdecydowanie więcej istotnych różnic statystycznych w ich średniej liczebności pomiędzy stanowiskami Drawy niż w przypadku średniej liczby taksonów (Tab. 36). Wszystkie grupy cechowały się gwałtownym spadkiem liczebności już na drugim stanowisku za wpływem Krępy z jeziora (Rys. 24). Redukcja średniej liczebności wrotków na drugim stanowisku wyniosła 69%, wioślarek aż 80%, a widłonogów 75% ( $P < 0,05$ ). W przypadku wrotków zaobserwowano wyraźny spadek i stabilizację liczebności (brak istotnych różnic pomiędzy

stanowiskami ( $P > 0,05$ ) od stanowiska 3 aż do ujścia, podobnie w przypadku wioślarek. Bardzo podobnie wyglądał rozkład istotnych różnic pomiędzy stanowiskami w liczebności widłonogów, chociaż w tym przypadku już od stanowiska 2 aż do ujścia liczebność widłonogów była podobna i nie różniła się istotnie ( $P < 0,05$ ).

Tabela 36. Średnia ( $\bar{X}$ )  $\pm$  (OS) odchylenie standardowe wartości liczebności zooplanktonu (osobn.  $\text{dm}^{-1}$ ) na stanowiskach w Krępie. Różne litery w kolumnach wskazują na istotne różnice między stanowiskami ( $P < 0,05$ ).

Stanowisko	Rotifera		Cladocera		Copepoda		Zooplankton łącznie	
	ŚR	OS	ŚR	OS	ŚR	OS	ŚR	OS
KR_1	284,7 a	193,4	25,0 a	21,3	28,9 a	7,5	338,5 a	189,8
KR_2	89,8 a	55,9	5,0 a	4,3	7,0 b	2,0	101,8 b	53,3
KR_3	29,0 b	10,8	0,6 b	0,5	1,1 b	0,7	30,7 b	11,5
KR_4	8,5 b	9,4	0,6 b	0,8	2,0 b	2,8	11,1 b	12,7
KR_5	11,4 b	4,5	1,0 b	1,5	0,7 b	1,1	13,1 b	5,5
KR_6	20,8 b	12,7	2,6 b	1,0	4,3 b	3,9	27,6 b	16,4

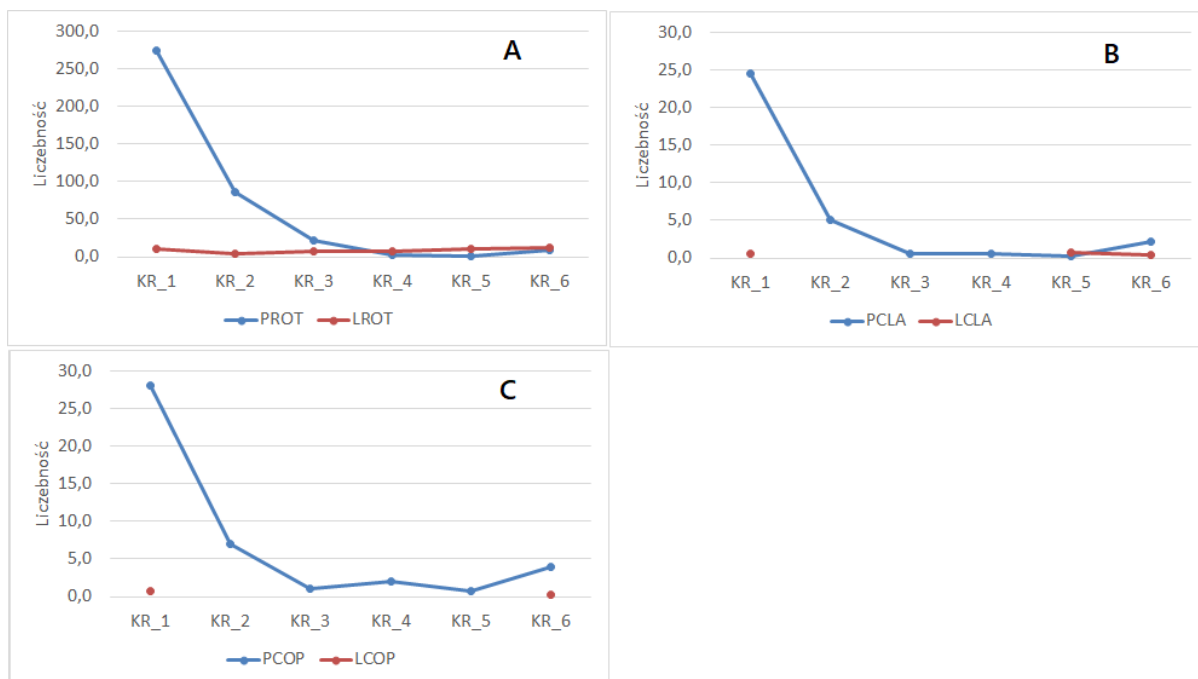


Rysunek 24. Rozkład zmian przestrzennych średniej liczebności (osobn.  $\text{dm}^{-1}$ ) Rotifera, Cladocera, Copepoda i zsumowanego zooplanktonu na stanowiskach badawczych Krępy.

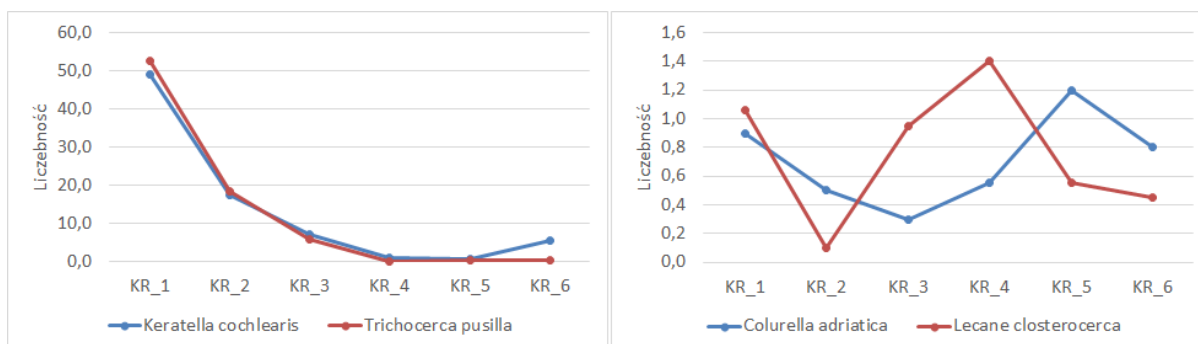
Podobnie jak w przypadku podziału średniej liczby taksonów w Krępie na taksony pelagiczne i litoralowe, również w odniesieniu do ich liczebności istotne różnice pomiędzy stanowiskami obserwowane były tylko w zakresie taksonów pelagicznych ( $P < 0,05$ ) (Tab. 37). Brak istotnych różnic w zakresie form pelagicznych wrotków był widoczny od stanowiska 1 do 3 ( $P > 0,05$ ). Na stanowisku 4 zanotowano gwałtowną i istotną redukcję liczebności wrotków pelagicznych w stosunku do stanowiska 3 (Rys. 25). Dryfujące formy litoralowe wrotków cechowała stabilność ich liczebności w całym biegu rzeki i tym samym brak istotnych różnic pomiędzy stanowiskami ( $P < 0,05$ ). Biorąc pod uwagę przestrzenne rozmieszczenie w Krępie gatunków dominujących wśród wrotków pelagicznych widać wyraźny spadek ich liczebności od odpływu z jeziora do stanowiska 4 i niewielki wzrost *Keratella cochlearis* na stanowisku ostatnim. Natomiast w odniesieniu do dominantów wśród wrotków litoralowych, na stanowisku 3 zaobserwowano wzrost ich liczebności w stosunku do stanowiska górnego, jednak nie były to liczebności zbyt różniące się od innych stanowisk (Rys. 26). Świadczy to o dobrych warunkach środowiskowych wpływających na utrzymanie w biegu rzeki struktur jakościowych i ilościowych gatunków litoralowych, podobnych do wypływu z jeziora. Liczebność skorupiaków pelagicznych uległa znacznemu spadkowi już na stanowisku 2, utrzymując ten spadek choć nieistotny do stanowiska ostatniego, na którym nastąpił ich wzrost.

Tabela 37. Średnia ( $\bar{X}$ )  $\pm$  (OS) odchylenie standardowe wartości liczebności taksonów pelagicznych i litoralnych (osobn. dm<sup>-1</sup>) na stanowiskach w Krępiej. Różne litery w kolumnach wskazują na istotne różnice między stanowiskami ( $P < 0,05$ ). PROT – pelagiczne Rotifera, LROT – litoralowe Rotifera, PCLA – pelagiczne Cladocera, LCLA – litoralowe Cladocera, PCOP – pelagiczne Copepoda, LCOP – litoralowe Copepoda.

Stanowisko	PROT		LROT		PCLA		LCLA		PCOP		LCOP	
	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS
KR_1	274,8 a	186,1	9,9	7,4	24,5 a	21,5	0,5	1,0	28,1 a	6,1	0,8	1,6
KR_2	85,4 a	53,7	4,4	2,4	5,0 b	4,3	-	-	7,0 b	2,0	-	-
KR_3	22,0 ab	12,6	7,1	2,9	0,6 b	0,5	-	-	1,1 b	0,7	-	-
KR_4	1,9 b	2,0	6,6	7,4	0,6 b	0,8	-	-	2,0 b	2,8	-	-
KR_5	1,2 b	1,3	10,3	4,4	0,2 b	0,2	0,8	1,6	0,7 b	1,1	-	-
KR_6	9,4 b	8,5	11,4	4,5	2,2 b	1,5	0,4	0,6	4,0 b	3,3	0,3	0,6



Rysunek 25. Rozkład zmian przestrzennych średniej liczebności (osobn.  $\text{dm}^{-1}$ ) pelagicznych i litoralowych Rotifera (A), pelagicznych i litoralowych Cladocera (B) oraz pelagicznych i litoralowych Copepoda (C) na stanowiskach badawczych Krępej. PROT – pelagiczne Rotifera, LROT – litoralowe Rotifera, PCLA – pelagiczne Cladocera, LCLA – litoralowe Cladocera, PCOP – pelagiczne Copepoda. LCOP – litoralowe Copepoda.



Rysunek 26. Rozkład zmian przestrzennych średniej liczebności (osobn.  $\text{dm}^{-1}$ ) pelagicznych (*Keratella cochlearis* i *Trichocerca pusilla*) i litoralowych (*Colurella adriatica* i *Lecane closterocerca*) dominantów wśród gatunków Rotifera w Krępej.



#### 4.7. Skład jakościowy zooplanktonu Mierzęckiej Strugi

W Mierzęckiej Strudze największą liczbę taksonów zanotowano na stanowisku zlokalizowanym na wypływie z jeziora Wielgie (Tab. 38). Na stanowisku ostatnim, przy ujściu do Drawy liczba taksonów zmniejszyła się prawie sześciokrotnie. Dopiero na stanowisku 5 nastąpił gwałtowny spadek liczby taksonów zooplanktonu, w stosunku do wcześniejszych stanowisk, a szczególnie do stanowiska 1. Kolejny gwałtowny spadek w stosunku do stanowiska 6 zaobserwowano na stanowisku 7 będącym ostatnim punktem badawczym. Odcinek przed tym stanowiskiem charakteryzował się zupełnie innym charakterem (naturalnym) rzeki niż pozostałe stanowiska. Początkowy przekształcony, długi odcinek rzeki, od stanowiska 1 do 4, nie charakteryzował się zbyt dużym spadkiem liczby taksonów. Od stanowiska 5 do ujścia nie obserwowano wioślarek.

Tabela 38. Liczba taksonów Rotifera, Cladocera i Copepoda oraz wszystkich taksonów zooplanktonu zanotowanych w Mierzęckiej Strudze.

Grupa taksonomiczna	MS_1	MS_2	MS_3	MS_4	MS_5	MS_6	MS_7
Rotifera	18	19	15	13	10	9	5
Cladocera	10	5	6	6			
Copepoda	5	4	4	4	3	1	1
Zooplankton łącznie	33	28	25	23	13	10	6

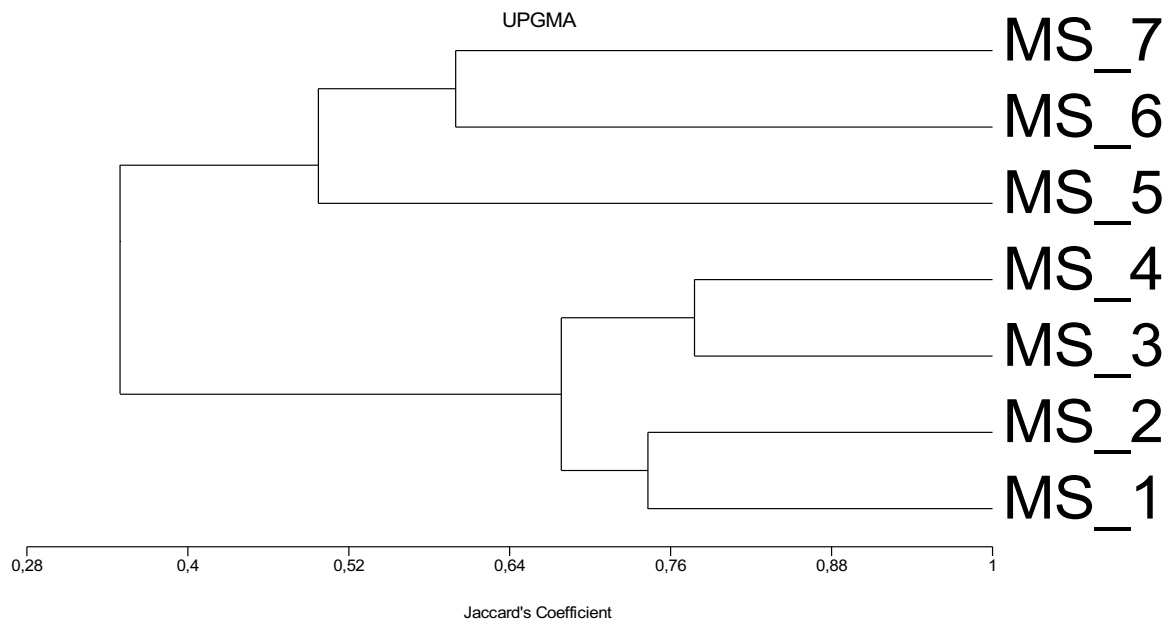
W Mierzęckiej Strudze zanotowano 35 taksonów zooplanktonu, głównie gatunków, z czego 20 taksonów stanowiły wrotki, 10 wioślarki, a 5 widłonogi. Spośród wszystkich taksonów zooplanktonu, 24 taksony stanowiły grupę organizmów pelagicznych - planktonowych, natomiast 11 taksonów należało do organizmów litoralowych, związanych z podłożem (Tab. 39). Najwięcej taksonów pelagicznych obserwowano za wypływem rzeki z jeziora oraz na stanowisku 2, najmniej na stanowisku 7 (wolnym odcinku rzeczny). Z kolei najwięcej gatunków litoralowych, obserwowano także na stanowisku 1 i 2, jednak stanowiły one na tych stanowiskach zdecydowanie mniejszy udział liczby taksonów niż na wolnych odcinkach rzeki, od stanowiska 5. Na swobodnych odcinkach rzeki wśród pelagicznych taksonów obserwowano gatunki ubikwistyczne lub stadia larwalne widłonogów, bardzo powszechnie spotykane w każdym typie wód. Spośród wrotków taksonami spotykanymi na największej liczbie stanowisk były gatunki litoralowe, chociaż wśród gatunków pelagicznych też występowały takie, które spotykane były na wszystkich stanowiskach. Niektóre gatunki pelagiczne i litoralowe spotykane na wielu stanowiskach,

cechowały się niską frekwencją. Najwyższą frekwencją odznaczały się Bdelloidea, *Keratella cochlearis*, *Lecane closterocerca*, Nauplii Cyclopoida. Spośród wioślarek *Chydorus sphaericus* obserwowany był na największej liczbie stanowisk, ze stosunkowo dużą frekwencją. *Mesocyclops leuckarti* charakteryzował się największą frekwencją i częstością występowania spośród widłonogów.

Tabela 39. Skład taksonomiczny zooplanktonu, frekwencja taksonów zooplanktonu oraz liczba stanowisk, na których dany takson był obserwowany (LS).

Takson		Frekwencja (%)							LS
		MS 1	MS 2	MS 3	MS 4	MS 5	MS 6	MS 7	
<i>Asplanchna priodonta</i>	P	50	25						2
Bdelloidea	L	75	100	100	100	100	100	100	7
<i>Brachionus calyciflorus</i>	P	75	50	75	50		25		5
<i>Cephalodella gibba</i>	L		50	25		25			3
<i>Colurella colours</i>	L		50	25	25	50			4
<i>Collotheca mutabilis</i>	P	25	25						2
<i>Conochilus unicornis</i>	P	50	25						2
<i>Euchlanis dilatata</i>	L	50	50	100	50	25	25	25	7
<i>Filinia longiseta</i>	P	75	25						2
<i>Kellicottia longispina</i>	P	25	25		25				3
<i>Keratella cochlearis</i>	P	100	100	100	100	100	100	100	7
<i>Keratella quadrata</i>	P	75	25	50	50	25	25	25	7
<i>Lecane closterocerca</i>	L	75	75	75	75	50	50	75	7
<i>Lecane luna</i>	L	50		25					2
<i>Lepadella ovalis</i>	L	50	25	75	25	25	25		6
<i>Polyarthra remata</i>	P	75	50	50					3
<i>Polyarthra vulgaris</i>	P	75	75	75	25	50			5
<i>Pompholyx sulcata</i>	P	75	75	75	75	25	25		6
<i>Trichocerca pusilla</i>	P	100	75	50	25		25		5
<i>Trichocerca similis</i>	P	25	25	25	25				4
<i>Alonella nana</i>	L	50	25	100	25				4
<i>Bosmina longirostris</i>	P	100	25	25	25				4
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	P	50							1
<i>Chydorus sphaericus</i>	P	100	50	75	25				4
<i>Daphnia cucullata</i>	P	100		25					2
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	P	50	25						2
<i>Bosmina coregoni</i>	P	50			25				2
<i>Pleuroxus aduncus</i>	L	25		50	25				3
<i>Sida cristalina</i>	L	25							1
<i>Scapholeberis mucronata</i>	L	75	50	25	25				4
Nauplii Cyclopoida	P	100	100	100	75	50	75	25	7
Kopepodit Cyclopoida	P	100	50	75	75	25			5
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	P	100	25	50	50	25			5
<i>Thermocyclops crassus</i>	P	75	25	50	25				4
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	P	25							1

Największe podobieństwo taksonomiczne występowało pomiędzy stanowiskami położonymi w bezpośredniej bliskości, kolejno po sobie następujących. Diagram klastrowy podzielił Mierzęcką Strugę na stanowiska znajdujące się w górnym odcinku, będące pod silnym wpływem przekształceń (1-4) oraz stanowiska 5-7, znajdujące się pod zdecydowanie niższą presją antropogeniczną (Rys. 27). Tak więc, Mierzęcka Struga pod względem podobieństwa taksonomicznego zooplanktonu została podzielona na stanowiska swobodnie płynące i będące pod wpływem zbiorników wody stojącej - jeziora i zbiorników zaporowych.



Rysunek 27. Diagram klastrowy podobieństwa taksonomicznego Jaccarda pomiędzy badanymi stanowiskami w Mierzęckiej Strudze.

Najwięcej relatywnie wysokich wartości podobieństwa taksonomicznego występowało pomiędzy stanowiskiem 1, a kolejnymi trzema stanowiskami, czyli w przekształconym odcinku charakteryzującym się podobnymi warunkami środowiskowymi. Jednak, obserwowano też wysokie podobieństwo taksonomiczne pomiędzy następującymi po sobie stanowiskami, od stanowiska 1 aż do ostatniego, co świadczy o wysokim wpływie stanowiska położonego wyżej na kształtowanie struktur jakościowych zooplanktonu na stanowisku niższym. Jednak już pomiędzy kolejnymi stanowiskami tak dużego podobieństwa taksonomicznego nie obserwowano, co wskazuje na relatywnie niewielką stabilizację warunków środowiskowych w jakimkolwiek odcinku rzeki (Tab. 40).

Tabela 40. Wartości podobieństwa taksonomicznego Jaccarda pomiędzy badanymi stanowiskami w Mierzęckiej Strudze.

	MS 1	MS 2	MS 3	MS 4	MS 5	MS 6
MS 2	0,74					
MS 3	0,66	0,71				
MS 4	0,65	0,70	0,78			
MS 5	0,31	0,46	0,52	0,50		
MS 6	0,30	0,36	0,40	0,44	0,53	
MS 7	0,18	0,21	0,24	0,26	0,46	0,60

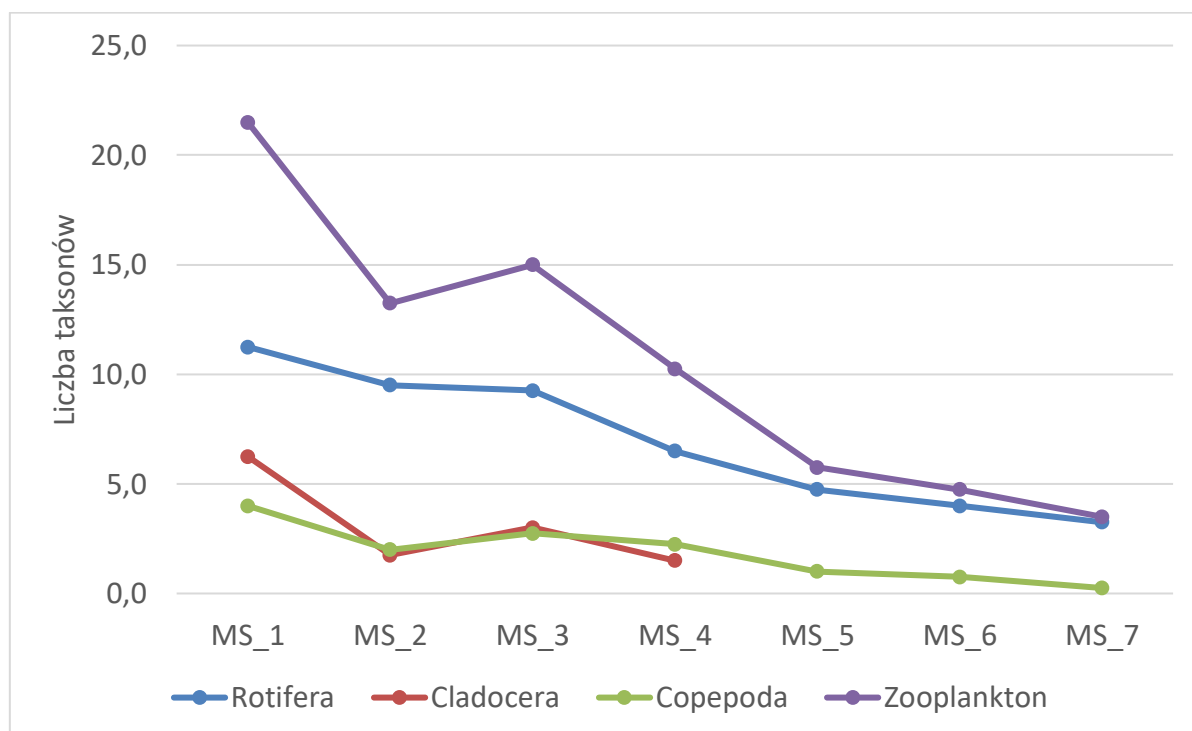
Średnia wartość liczby taksonów zooplanktonu różniła się istotnie statystycznie pomiędzy pierwszym stanowiskiem, na których zaobserwowano najwyższe wartości a stanowiskiem 6 i 7, na których zanotowano najniższe wartości liczby taksonów ( $P < 0,05$ ) (Tab. 41). Podobny układ obserwowany był w zakresie liczby taksonów wrotków i skorupiaków, z tym, że wioślarki nie były obserwowane na ostatnich trzech stanowiskach. Stąd oddziaływanie jeziora na liczbę taksonów wszystkich grup zooplanktonu w Mierzęckiej Strudze miało miejsce tylko do stanowiska 2, ponieważ struktury taksonomiczne na stanowisku 3 i 4 były kształtowane przez spiętrzenie rzeki.

Tabela 41. Średnia ( $\bar{X}$ )  $\pm$  (OS) odchylenie standardowe liczby taksonów zooplanktonu na stanowiskach w Mierzęckiej Strudze. Różne litery w kolumnach wskazują na istotne różnice między stanowiskami ( $P < 0,05$ ).

Stanowisko	Rotifera		Cladocera		Copepoda		Zooplankton łącznie	
	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS
MS_1	11,3 a	2,9	6,3	2,4	4,0 a	0,7	21,5 a	5,9
MS_2	9,5 ab	3,8	1,8	1,9	2,0 ab	1,0	13,3 ab	6,1
MS_3	9,3 ab	3,3	3,0	0,7	2,8 ab	0,8	15,0 ab	4,5
MS_4	6,5 ab	3,2	1,5	2,6	2,3 ab	1,5	10,3 ab	6,8
MS_5	4,8 ab	1,9	-	-	1,0 ab	0,7	5,8 ab	2,5
MS_6	4,0 ab	2,9	-	-	0,8 ab	0,4	4,8 b	3,1
MS_7	3,3 b	0,4	-	-	0,3 b	0,4	3,5 b	0,5

Rozkład zmian przestrzennych średniej liczby taksonów zooplanktonu ogólnego w Mierzęckiej Strudze nie był tak wyraźnie kształtowany przez wrotki jak w innych rzekach, na co miły zapewne wpływ dobre warunki do rozwoju wioślarek w gęsto porośniętych roślinnością spiętrzeniach (Rys. 28). Zaobserwowano gwałtowny spadek liczby taksonów tylko wśród wioślarek od stanowiska 1 do stanowiska 2, po czym na stanowisku 4 nastąpił wzrost ich liczby, po czym nastąpił kolejny spadek jednak nie tak gwałtowny.

W przypadku wrotków i widłonogów redukcja liczby taksonów przebiegała raczej łagodnie, od stanowiska 1 aż do ujścia.

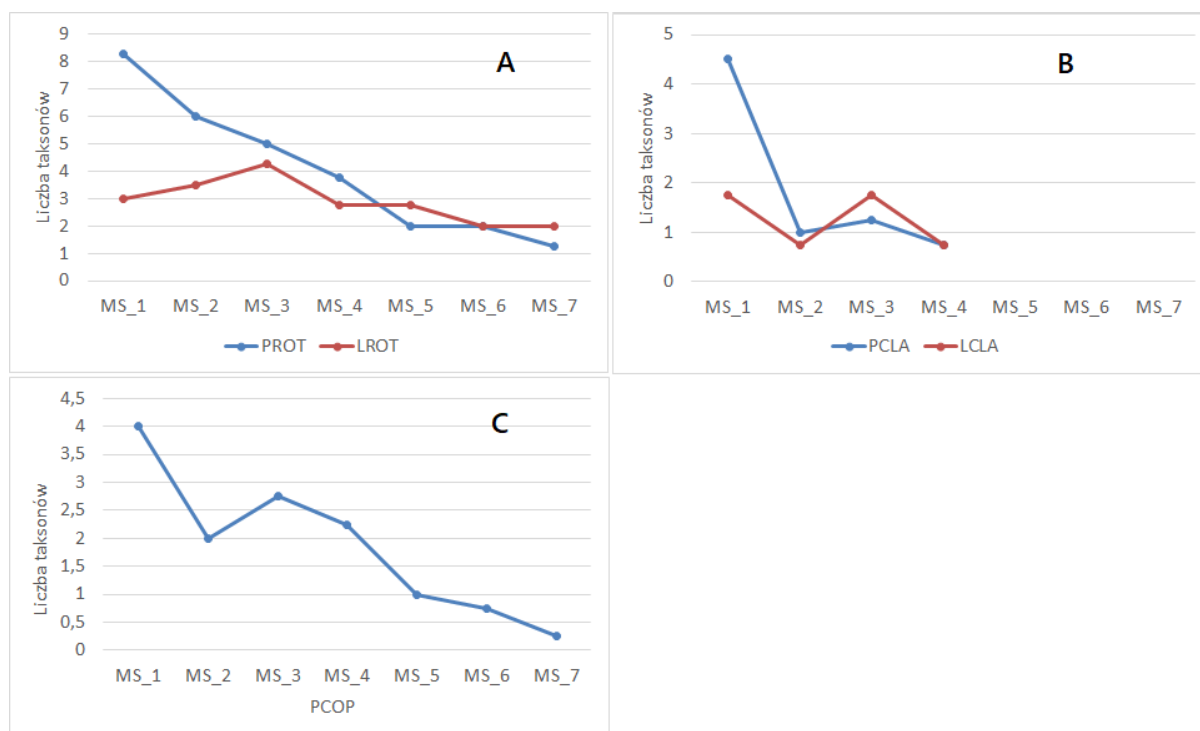


Rysunek 28. Rozkład zmian przestrzennych średniej liczby taksonów Rotifera, Cladocera, Copepoda i zsumowanego zooplanktonu na stanowiskach badawczych Mierzęckiej Strugi

Przy podziale grup taksonomicznych zooplanktonu na formy pelagiczne i litoralowe, zanotowano istotne różnice w liczbie taksonów tylko w zakresie form pelagicznych ( $p < 0,05$ ) (Tab. 42). Nie zaobserwowano tutaj widłonogów litoralowych. Wrotki, wioślarki i widłonogi pelagiczne na pierwszym stanowisku uzyskały nieistotnie większą liczbę taksonów niż na kolejnych stanowiskach, w przypadku wrotków i widłonogów pelagicznych do stanowiska 6, a w przypadku wioślarek pelagicznych do stanowiska 4, ponieważ nie były one obecne na stanowiskach w niższym biegu. Liczba taksonów wrotków i widłonogów pelagicznych na stanowisku ostatnim była istotnie niższa niż na stanowisku 1. Dla wioślarek i wrotków pelagicznych obserwowano spadek ich liczby taksonów, natomiast ta struktura widłonogów pelagicznych rosła na stanowisku 3 (Rys. 29). Liczba taksonów litoralowych wrotków i wioślarek uzyskała znaczny wzrost na stanowisku 3, od którego notowano łagodny spadek do ujścia rzeki.

Tabela 42. Średnia ( $\bar{X}$ )  $\pm$  (OS) odchylenie standardowe wartości liczby taksonów pelagicznych i litoralowych (osobn. dm<sup>-1</sup>) na stanowiskach w Mierzęckiej Strudze. Różne litery w kolumnach wskazują na istotne różnice między stanowiskami (P<0,05). PROT – pelagiczne Rotifera, LROT – litoralowe Rotifera, PCLA – pelagiczne Cladocera, LCLA – litoralowe Cladocera, PCOP – pelagiczne Copepoda.

Stanowisko	PROT		LROT		PCLA		LCLA		PCOP	
	ŚR	OS	ŚR	OS	ŚR	OS	ŚR	OS	ŚR	OS
MS_1	8,3 a	1,3	3,0	1,9	4,5 a	1,5	1,8	1,1	4,0 a	0,7
MS_2	6,0 ab	2,7	3,5	1,1	1,0 ab	1,2	0,8	0,8	2,0 ab	1,0
MS_3	5,0 ab	2,1	4,3	1,6	1,3 ab	0,4	1,8	0,8	2,8 ab	0,8
MS_4	3,8 ab	1,9	2,8	1,5	0,8 b	1,3	0,8	1,3	2,3 ab	1,5
MS_5	2,0 ab	0,0	2,8	1,9	-	-	-	-	1,0 ab	0,7
MS_6	2,0 ab	1,7	2,0	1,2	-	-	-	-	0,8 ab	0,4
MS_7	1,3 b	0,4	2,0	0,7	-	-	-	-	0,3 b	0,4



Rysunek 29. Rozkład zmian przestrzennych średniej liczby taksonów pelagicznych i litoralowych Rotifera (A), pelagicznych i litoralowych Cladocera (B) oraz pelagicznych Copepoda (C) na stanowiskach badawczych Mierzęckiej Strugi. PROT – pelagiczne Rotifera, LROT – litoralowe Rotifera, PCLA – pelagiczne Cladocera, LCLA – litoralowe Cladocera, PCOP – pelagiczne Copepoda.

#### 4.8. Skład ilościowy zooplanktonu Mierzęckiej Strugi

W każdym miesiącu badań na każdym stanowisku dominantami ilościowymi były wrotki. Wioślarki i widłonogi charakteryzowały się podobną liczebnością na stanowiskach, na których były obserwowane (Tab. 43-49). O zagęszczeniu zooplanktonu w każdym miesiącu decydowały więc wrotki, jednak zależnie od odległości stanowiska od jeziora, o ich dużym udziale w ogólnym zagęszczeniu zooplanktonu decydowały gatunki pelagiczne lub litoralowe. Im dalej od jeziora tym udział ilościowy wrotków pelagicznych w zagęszczeniu zooplanktonu ulegał zmniejszeniu, natomiast wzrastał udział wrotków litoralowych. Gatunkiem dominującym w liczebności wrotków pelagicznych był *Keratella cochlearis*, który również dominował w całym zooplanktonie. Eudominantem w tej grupie był *Trichocerca pusilla* jednak ze znacznie mniejszym zagęszczeniem. Gatunkiem dominującym w liczebności wrotków litoralowych był *Euchlanis dilatata*, a eudominantem, ze znacznie niższym zagęszczeniem *Lecane closterocerca*. Duże zagęszczenie w grupie wrotków litoralowych uzyskały Bdelloidea. W zależności od miesiąca, wśród wioślarek pelagicznych dominowały liczebnie różne gatunki, odpowiednio *Diaphanosoma brachyurum*, *Ceriodaphnia quadrangula* i *Chydorus sphaericus*. Pośród wioślarek litoralowych, dominowała *Alonella nana*, jednak nie wykazywał on szczególnie większego zagęszczenia od innych litoralowych gatunków i spotykany był na największej liczbie stanowisk. Pośród widłonogów dominantami ilościowymi były formy juvenilne, szczególnie naupliusy. Liczebnie przeważał wśród gatunków pelagicznych *Mesocyclops leuckarti* i *Thermocyclops oithonoides*, Zaobserwowano, że niektóre gatunki litoralowe należące do *Lecane* sp., *Lepadella* sp., *Euchlanis* sp., *Mytilina* sp., *Alonella* sp., i *Alona* sp. oraz Bdelloidea, nie występowały na niektórych stanowiskach w górnym biegu, a były obserwowane w biegu dolnym.

Tabela 43. Liczebność taksonów zooplanktonu (osobn. dm<sup>-1</sup>) na stanowiskach w Mierzęckiej Strudze w czerwcu.

Takson	MS 1	MS 2	MS 3	MS 4	MS 5	MS 6	MS 7
<i>Asplanchna priodonta</i>	0,4						
Bdelloidae		4,2	1,3	0,8	1,8	0,6	0,8
<i>Cephalodella gibba</i>		0,4					
<i>Euchlanis dilatata</i>			0,6				
<i>Filinia longiseta</i>	0,6						
<i>Kellicottia longispina</i>	3,4	0,8		0,8			
<i>Keratella cochlearis</i>	15,6	6,6	13,4	8,6	3,2	1,4	1,2
<i>Keratella quadrata</i>	1,6		0,4				0,4
<i>Lepadella ovalis</i>			0,8				
<i>Pompholyx sulcata</i>	119,6	62,4	22,2	8,6	1,6		
<i>Trichocerca pusilla</i>	6,2	0,8					
<b>Rotifera</b>	<b>147,4</b>	<b>75,2</b>	<b>38,7</b>	<b>18,8</b>	<b>6,6</b>	<b>2</b>	<b>2,4</b>
<i>Alonella nana</i>			0,8				
<i>Bosmina longirostris</i>	1,2		0,6				
<i>Chydorus sphaericus</i>	3,6	0,8	1,8				
<i>Daphnia cucullata</i>	1,2						
<b>Cladocera</b>	<b>6</b>	<b>0,8</b>	<b>3,2</b>				
Naupli Cyclopoida	49,2	29,6	28,6	14,6	8,4	3,6	1,4
Kopepodit Cyclopoida	2,4			0,8			
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	1,2						
<i>Thermocyclops crassus</i>			0,6				
<i>Thermocyclops oithonoides</i>							
<b>Copepoda</b>	<b>52,8</b>	<b>29,6</b>	<b>29,2</b>	<b>15,4</b>	<b>8,4</b>	<b>3,6</b>	<b>1,4</b>
<b>Zooplankton łącznie</b>	<b>206,2</b>	<b>105,6</b>	<b>71,1</b>	<b>34,2</b>	<b>15</b>	<b>5,6</b>	<b>3,8</b>



Tabela 44. Liczebność taksonów zooplanktonu (osobn. dm<sup>-1</sup>) na stanowiskach w Mierzęckiej Strudze w lipcu.

Takson	MS 1	MS 2	MS 3	MS 4	MS 5	MS 6	MS 7
<i>Asplanchna priodonta</i>	1	0,4					
Bdelloidae	2,4	8,6	2,1	2,6	3,8	1,6	1,2
<i>Brachionus calyciflorus</i>	6,2	1,4	2,8	0,8			
<i>Cephalodella gibba</i>		0,6	0,6				
<i>Colurella colours</i>			0,8				
<i>Collotheca mutabilis</i>	10	0,8					
<i>Conochilus unicornis</i>	2,2						
<i>Euchlanis dilatata</i>	6,8	1,6	3,8	1,8			
<i>Keratella cochlearis</i>	654,8	218,2	244,6	98,2	29,4	16,4	3,6
<i>Keratella quadrata</i>				0,4			
<i>Lecane closteroerca</i>	86,4	46,2	38,5	27,6	6,8	2,4	1,6
<i>Lecane luna</i>	2,2		0,6				
<i>Lepadella ovalis</i>	0,8		0,6				
<i>Polyarthra remata</i>	1,4		0,6				
<i>Polyarthra vulgaris</i>	2,6	0,4	0,4		0,4		
<i>Pompholyx sulcata</i>	38,2	17,6	6,2	2,4			
<i>Trichocerca pusilla</i>	262,2	58,2	29,6	1,4			
<b>Rotifera</b>	<b>1077,2</b>	<b>354</b>	<b>331,2</b>	<b>135,2</b>	<b>40,4</b>	<b>20,4</b>	<b>6,4</b>
<i>Alonella nana</i>	3,8		0,6				
<i>Bosmina longirostris</i>	2,6						
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	14,2						
<i>Chydorus sphaericus</i>	3,8						
<i>Daphnia cucullata</i>	0,6		0,6				
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	8,8						
<i>Bosmina coregoni</i>	1,2						
<i>Pleuroxus aduncus</i>			0,8				
<i>Scapholeberis mucronata</i>	0,8						
<b>Cladocera</b>	<b>35,8</b>		<b>2</b>				
Naupli Cyclopoida	16,2	4,4	8,6	2,6		0,4	
Kopepodit Cyclopoida	24,4	1,8	3,2	0,6			
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	8,4	0,8	2,6	1,4	0,8		
<i>Thermocyclops crassus</i>	1,6						
<b>Copepoda</b>	<b>50,6</b>	<b>7</b>	<b>14,4</b>	<b>4,6</b>	<b>0,8</b>	<b>0,4</b>	
<b>Zooplankton łącznie</b>	<b>1163,6</b>	<b>361</b>	<b>347,6</b>	<b>139,8</b>	<b>41,2</b>	<b>20,8</b>	<b>6,4</b>

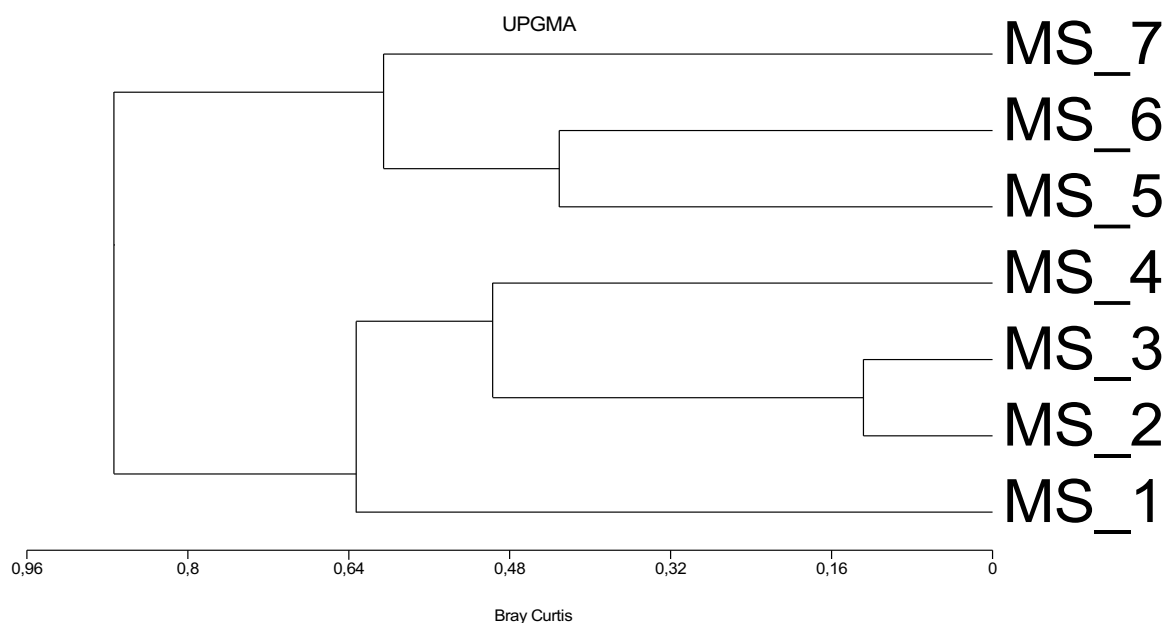
Tabela 45. Liczebność taksonów zooplanktonu (osobn. dm<sup>-1</sup>) na stanowiskach w Mierzęckiej Strudze w sierpniu.

Takson	MS 1	MS 2	MS 3	MS 4	MS 5	MS 6	MS 7
Bdelloidae	6,4	13	5,8	2,2	7,8	2,8	1,2
<i>Brachionus calyciflorus</i>	13,4	4,2	7,2	1,5		0,6	
<i>Cephalodella gibba</i>					0,4		
<i>Colurella colours</i>		1,2		0,4	0,4		
<i>Conochilus unicornis</i>	12,6	1,2					
<i>Euchlanis dilatata</i>	7,8	5,4	5,8	4,2	1,6	0,8	0,8
<i>Filinia longiseta</i>	2,4	0,6					
<i>Keratella cochlearis</i>	1142	356,2	284,6	78,8	15,2	7,6	3,4
<i>Keratella quadrata</i>	38,2	8,8	7,2	0,8		0,4	
<i>Lecane closteroerca</i>	97,8	62,4	71,2	42,2	15,2	3,8	0,6
<i>Lepadella ovalis</i>	2,8	0,4	1,6	0,8	0,6	0,6	
<i>Polyarthra remata</i>	14,8	1,6	1,6				
<i>Polyarthra vulgaris</i>	48,6	10,4	15,8	3,2	0,8		
<i>Pompholyx sulcata</i>	84,6	31,4	9,4	2,8		0,6	
<i>Trichocerca pusilla</i>	162,2	41,4	15,2			0,6	
<i>Trichocerca similis</i>	99,2	24,4	15,2	1,8			
<b>Rotifera</b>	<b>1732,8</b>	<b>562,6</b>	<b>440,6</b>	<b>138,7</b>	<b>42</b>	<b>17,8</b>	<b>6</b>
<i>Alonella nana</i>	6,6	0,8	2,6	0,6			
<i>Bosmina longirostris</i>	7,6	0,4		0,4			
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	12,6						
<i>Chydorus sphaericus</i>	17,8	4,2	3,8	0,4			
<i>Daphnia cucullata</i>	3,8						
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	56,2	2,2					
<i>Bosmina coregoni</i>	3,2			0,6			
<i>Pleuroxus aduncus</i>	6,8		1,4	0,6			
<i>Scapholeberis mucronata</i>	2,6	0,6	3,4	1,6			
<b>Cladocera</b>	<b>117,2</b>	<b>8,2</b>	<b>11,2</b>	<b>4,2</b>			
Naupli Cyclopoida	116,4	59,2	42,4	16,3	6,8	2,6	
Kopepodit Cyclopoida	32,2	8,6	11,6	2,6	0,8		
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	2,6		2,6	0,6			
<i>Thermocyclops crassus</i>	12,8	2,6	5,4	4,2			
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	2,6						
<b>Copepoda</b>	<b>166,6</b>	<b>70,4</b>	<b>62</b>	<b>23,7</b>	<b>7,6</b>	<b>2,6</b>	
<b>Zooplankton łącznie</b>	<b>2016,6</b>	<b>641,2</b>	<b>513,8</b>	<b>166,6</b>	<b>49,6</b>	<b>20,4</b>	<b>6</b>

Tabela 46. Liczebność taksonów zooplanktonu (osobn. dm<sup>-1</sup>) na stanowiskach w Mierzęckiej Strudze we wrześniu.

Takson	MS 1	MS 2	MS 3	MS 4	MS 5	MS 6	MS 7
Bdelloidae	0,8	3,2	1,6	3,6	4,4	1,4	0,8
<i>Brachionus calyciflorus</i>	1		0,4				
<i>Colurella colours</i>		0,6			0,6		
<i>Euchlanis dilatata</i>			0,6				
<i>Filinia longiseta</i>	0,4						
<i>Keratella cochlearis</i>	164,2	72,4	58,6	27,4	11,2	2,2	0,8
<i>Keratella quadrata</i>	2,6				0,4		
<i>Lecane closterocerca</i>	5,8	0,8	2,4	0,4			0,4
<i>Lecane luna</i>	0,8						
<i>Polyarthra remata</i>	6,4	1,4					
<i>Polyarthra vulgaris</i>	8,8	2,2	1,8				
<i>Trichocerca pusilla</i>	1,6						
<b>Rotifera</b>	<b>192,4</b>	<b>80,6</b>	<b>65,4</b>	<b>31,4</b>	<b>16,6</b>	<b>3,6</b>	<b>2</b>
<i>Alonella nana</i>			0,6				
<i>Bosmina longirostris</i>	0,8						
<i>Chydorus sphaericus</i>	1,6		0,6				
<i>Daphnia cucullata</i>	0,8						
<i>Sida cristalina</i>	1,2						
<i>Scapholeberis mucronata</i>	0,8	0,6					
<b>Cladocera</b>	<b>5,2</b>	<b>0,6</b>	<b>1,2</b>				
Naupli Cyclopoida	45,2	8,6	1,8				
Kopepodit Cyclopoida	5,6		2,2				
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	0,8						
<i>Thermocyclops crassus</i>	2,6						
<b>Copepoda</b>	<b>54,2</b>	<b>8,6</b>	<b>4</b>				
<b>Zooplankton łącznie</b>	<b>251,8</b>	<b>89,8</b>	<b>70,6</b>	<b>31,4</b>	<b>16,6</b>	<b>3,6</b>	<b>2</b>

Największe podobieństwo ilościowe Bray'a Curtis'a występowało pomiędzy stanowiskami położonymi w bezpośredniej bliskości, kolejno po sobie następujących. Diagram klastrowy podzielił Mierzęcką Strugę na stanowiska znajdujące się w górnym odcinku, będące pod silnym wpływem przekształceń (1-4) oraz stanowiska 5-7, znajdujące się pod zdecydowanie niższą presją antropogeniczną, podobnie jak w przypadku podobieństwa jakościowego (Rys. 30).



Rysunek 30. Diagram klastrowy różnic ilościowych Bray’a Curtis’a pomiędzy badanymi stanowiskami Mierzęckiej Strudze.

Najwięcej relatywnie wysokich wartości podobieństwa taksonomicznego występowało pomiędzy stanowiskiem 1, a kolejnymi trzema stanowiskami, czyli w przekształconym odcinku charakteryzującym się podobnymi warunkami środowiskowymi. Obserwowano niewielkie różnice ilościowe pomiędzy następującymi po sobie stanowiskami, czego nie było widać pomiędzy stanowiskami kolejnymi (Tab. 47).

Tabela 47. Wartości różnic ilościowych Bray’a Curtis’a pomiędzy badanymi stanowiskami w Mierzęckiej Strudze.

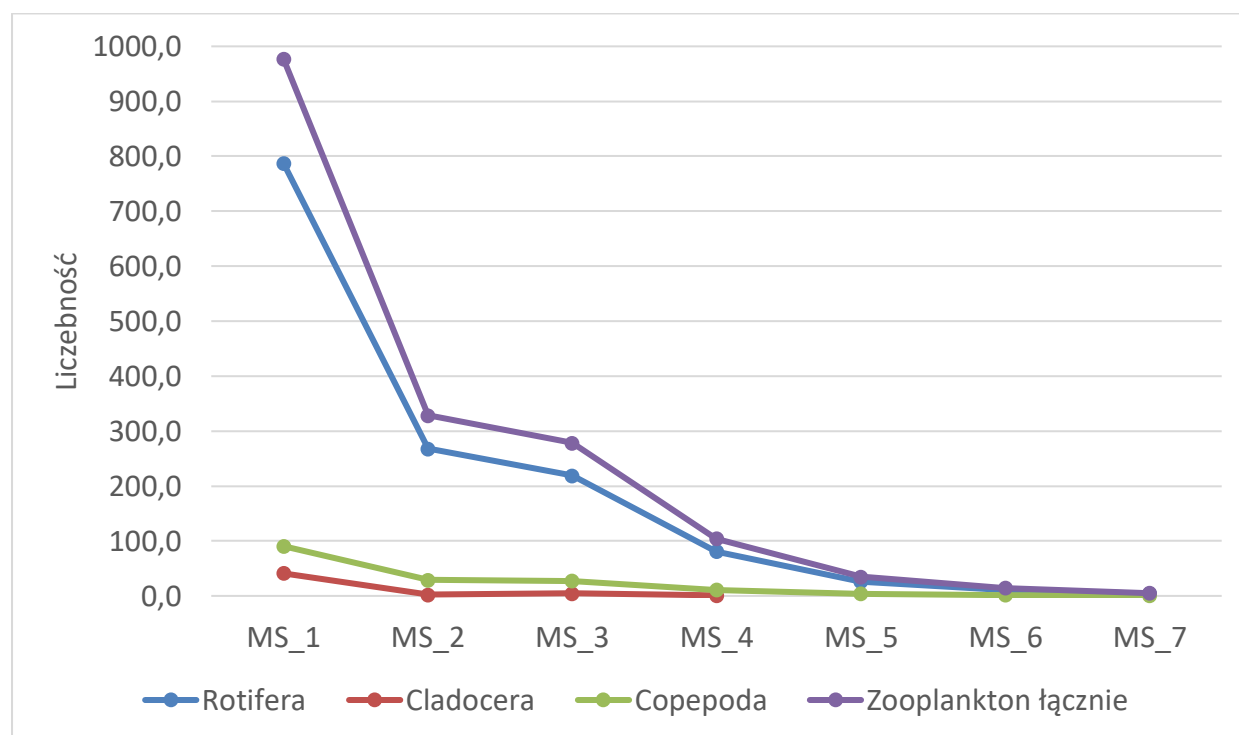
	MS 1	MS 2	MS 3	MS 4	MS 5	MS 6
MS 2	0,51					
MS 3	0,57	0,13				
MS 4	0,82	0,53	0,46			
MS 5	0,94	0,82	0,80	0,54		
MS 6	0,97	0,92	0,90	0,76	0,43	
MS 7	0,99	0,97	0,96	0,91	0,74	0,47

W całym zooplanktonie oraz w każdej grupie zooplanktonu obserwowano więcej istotnych różnic statystycznych w ich średniej liczebności pomiędzy stanowiskami Mierzęckiej Strugi niż w przypadku średniej liczby taksonów (Tab. 48). Wrotki cechowały się gwałtownym spadkiem liczebności do stanowiska 2, podobnie jak skorupiaki (Rys. 31). Redukcja średniej liczebności wrotków na drugim stanowisku wyniosła 66%, jednak nie były

to spadki istotne ( $P > 0,05$ ), wioślarek aż 94% ( $P < 0,05$ ), a widłonogów 67% ( $P < 0,05$ ). W przypadku wrotków zaobserwowano wyraźny spadek liczebności notowany był jeszcze na stanowisku 7. W przypadku wioślarek i widłonogów ten wyraźny spadek obserwowany był na stanowisku 2 i później 4. Na stanowisku ostatnim obserwowano istotnie niższą liczebność każdej grupy niż na sąsiednim stanowisku położonym wyżej ( $P < 0,05$ ).

Tabela 48. Średnia ( $\bar{X}$ )  $\pm$  (OS) odchylenie standardowe wartości liczebności zooplanktonu (osobn.  $\text{dm}^{-1}$ ) na stanowiskach w Mierzęckiej Strudze. Różne litery w kolumnach wskazują na istotne różnice między stanowiskami ( $P < 0,05$ ).

Stanowisko	Rotifera		Cladocera		Copepoda		Zooplankton łącznie	
	ŚR	OS	ŚR	OS	ŚR	OS	ŚR	OS
MS_1	787,5 a	761,9	41,1 a	52,7	90,5 a	66,0	977,4 a	923,0
MS_2	268,1 ab	235,6	2,4 b	3,9	28,9 ab	29,5	328,3 ab	282,0
MS_3	219,0 ab	198,2	4,4 b	4,6	27,4 ab	25,3	278,2 ab	237,1
MS_4	81,0 b	64,8	1,1 b	2,1	10,9 ab	10,7	103,9 ab	76,0
MS_5	26,4 bc	17,6	-	-	4,2 ab	4,4	34,8 bc	18,4
MS_6	11,0 bc	9,5	-	-	1,7 b	1,7	14,3 bc	9,4
MS_7	4,2 c	2,3	-	-	0,4 b	0,7	4,9 c	2,0

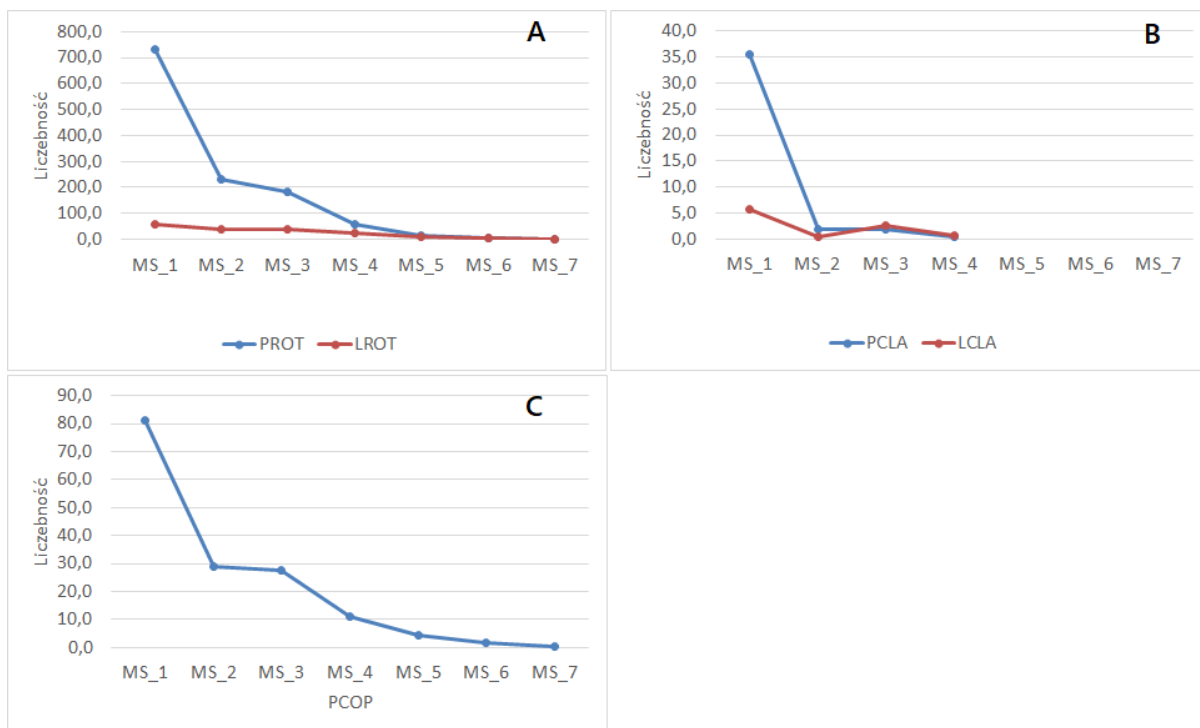


Rysunek 31. Rozkład zmian przestrzennych średniej liczebności (osobn.  $\text{dm}^{-1}$ ) Rotifera, Cladocera, Copepoda i zsumowanego zooplanktonu na stanowiskach badawczych Mierzęckiej Strugi

W każdej grupie funkcyjnej zooplanktonu, oprócz litoralowych wioślarek obserwowano istotne różnice ich średniej liczebności pomiędzy stanowiskami Drawy (Tab. 49). Wrotki pelagiczne cechowały się gwałtownym spadkiem liczebności do stanowiska 2, podobnie jak pelagiczne i litoralowe wioślarki i pelagiczne widłonogi (Rys. 32). Kolejny gwałtowny i istotny spadek liczebności pelagicznych wioślarek nastąpił na stanowisku 4, a obu grup wrotków i pelagicznych widłonogów na stanowisku 6 ( $P > 0,05$ ).

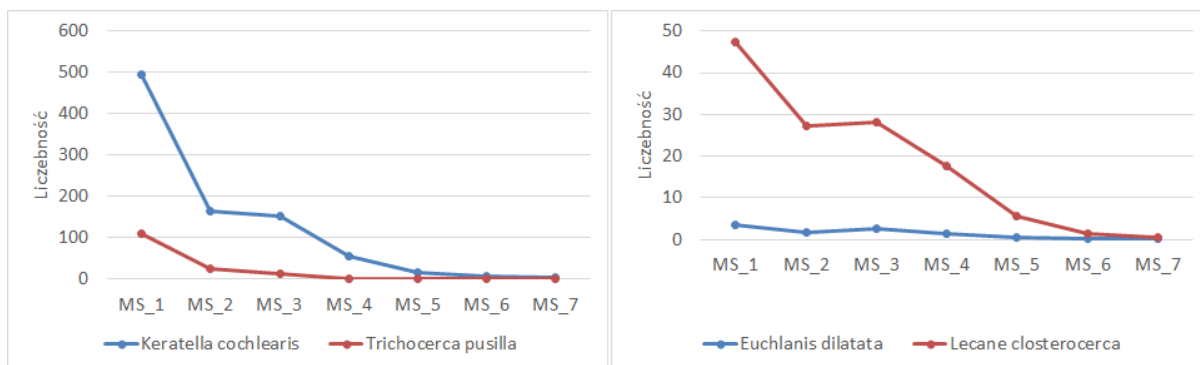
Tabela 49. Średnia ( $\bar{X}$ )  $\pm$  (OS) odchylenie standardowe wartości liczebności taksonów pelagicznych i litoralowych (osobn.  $\text{dm}^{-1}$ ) na stanowiskach w Mierzęckiej Strudze. Różne litery w kolumnach wskazują na istotne różnice między stanowiskami ( $P < 0,05$ ). PROT – pelagiczne Rotifera, LROT – litoralowe Rotifera, PCLA – pelagiczne Cladocera, LCLA – litoralowe Cladocera, PCOP – pelagiczne Copepoda.

Stanowisko	PROT		LROT		PCLA		LCLA		PCOP	
	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS
MS_1	732,3 a	609,7	60,4 a	56,8	35,4 a	39,5	5,7	6,2	90,5 a	49,4
MS_2	231,0 ab	170,4	39,0 ab	35,6	1,9 b	2,8	0,5	0,6	28,9 ab	25,6
MS_3	184,3 ab	138,5	37,5 ab	36,6	1,9 b	1,3	2,6	2,8	27,4 ab	21,9
MS_4	59,4 b	37,2	22,3 ab	21,0	0,4 b	0,6	0,7	1,2	10,9 ab	9,3
MS_5	15,6 bc	9,1	11,1 ab	9,4	-	-	-	-	4,2 ab	3,8
MS_6	7,5 c	6,1	3,7 b	3,1	-	-	-	-	1,7 b	1,5
MS_7	2,4 c	1,2	1,9 b	0,9	-	-	-	-	0,4 b	0,6



Rysunek 32. Rozkład zmian przestrzennych średniej liczebności (osobn. dm<sup>-1</sup>) pelagicznych i litoralowych Rotifera (A), pelagicznych i litoralowych Cladocera (B) oraz pelagicznych Copepoda (C) na stanowiskach badawczych Mierzęckiej Strugi. PROT – pelagiczne Rotifera, LROT – litoralowe Rotifera, PCLA – pelagiczne Cladocera, LCLA – litoralowe Cladocera, PCOP – pelagiczne Copepoda.

W przypadku dominatów ilościowych obserwowano podobny ich rozkład w całym przebiegu analizowanego odcinka rzeki (Rys. 33). Zarówno wrotki pelagiczne i litoralowe uzyskiwały spadek na stanowisku 2, następnie na stanowisku 3 dochodziło do względnego utrzymania stanu liczebności dla wrostków pelagicznych i do wzrostu liczebności dla dominatów litoralowych. Od 4 stanowiska liczebność tych gatunków utrzymywała się na bardzo podobnym poziomie aż do ujścia.



Rysunek 33. Rozkład zmian przestrzennych średniej liczebności (osobn. dm<sup>-1</sup>) pelagicznych (*Keratella cochlearis* i *Trichocerca pusilla*) i litoralowych (*Euchlanis dilatata* i *Lecane closterocerca*) dominantów wśród gatunków Rotifera.



#### 4.9. Skład jakościowy zooplanktonu Słopicy

W Słopicy największą liczbę taksonów zanotowano na stanowisku zlokalizowanym na wypływie z jeziora Dominikowo (Tab. 50). Na stanowisku ostatnim, przy ujściu do Drawy liczba taksonów zmniejszyła się pięciokrotnie. Na stanowisku 3 nastąpił gwałtowny spadek liczby taksonów zooplanktonu, w stosunku do stanowiska 1. Następnie na stanowisku 4, spiętrzonej odcinku, zaobserwowano stosunkowo duży wzrost liczby taksonów. Na kolejnym stanowisku (5) nastąpił gwałtowny spadek liczby taksonów w stosunku do stanowiska 4. Poniżej tego stanowiska Słopica już do ujścia cechowała się typowym wyglądem dla rzeki nie będącej pod wpływem antropogenicznym. Od stanowiska 4 obserwowano stabilizację liczby taksonów na całym analizowanym odcinku.

Tabela 50. Liczba taksonów Rotifera, Cladocera i Copepoda oraz wszystkich taksonów zooplanktonu zanotowanych w Słopicy.

Grupa taksonomiczna	SL_1	SL_2	SL_3	SL_4	SL_5	SL_6	SL_7	SL_8	SL_9
Rotifera	34	27	22	28	11	13	11	15	9
Cladocera	8	2	2	5	4	1	-	1	-
Copepoda	8	4	4	4	2	3	2	2	1
Zooplankton łącznie	50	33	28	37	17	17	13	18	10

W Słopicy zanotowano 69 taksonów zooplanktonu, głównie gatunków, z czego 49 taksonów stanowiły wrotki, 11 wioślarki, a 9 widłonogi. Spośród wszystkich taksonów zooplanktonu, 46 taksonów stanowiło grupę organizmów pelagicznych - planktonowych, natomiast 23 taksony należały do organizmów litoralowych, związanych z podłożem (Tab. 51). Najwięcej taksonów pelagicznych obserwowano za wypływem rzeki z jeziora oraz na stanowisku 2, najmniej na stanowisku 9 (wolnym od presji ludzkiej odcinku rzeczny). Z kolei najwięcej gatunków litoralowych, obserwowano na stanowisku 4. Od stanowiska 4 organizmy litoralowe stanowiły największy udział w liczbie taksonów zooplanktonu w Słopicy. Na wolnych od wpływu człowieka odcinkach rzeki wśród pelagicznych taksonów obserwowano gatunki ubikwistyczne lub stadia larwalne widłonogów, bardzo powszechnie występujące w każdym typie wód. Spośród wrotków gatunkami spotykanymi na największej liczbie stanowisk były gatunki litoralowe *Lecane closterocerca*, *Lepadella acuminata*, *Colurella adriatica* oraz Bdelloidea. Spośród wrotków pelagicznych jedynym gatunkiem, który spotykany był na co najmniej 8 stanowiskach był *Keratella cochlearis*. Niektóre gatunki, szczególnie litoralowe obserwowane były na stanowiskach w dolnym biegu rzeki, nie występując jednocześnie na stanowiskach zlokalizowanych powyżej.

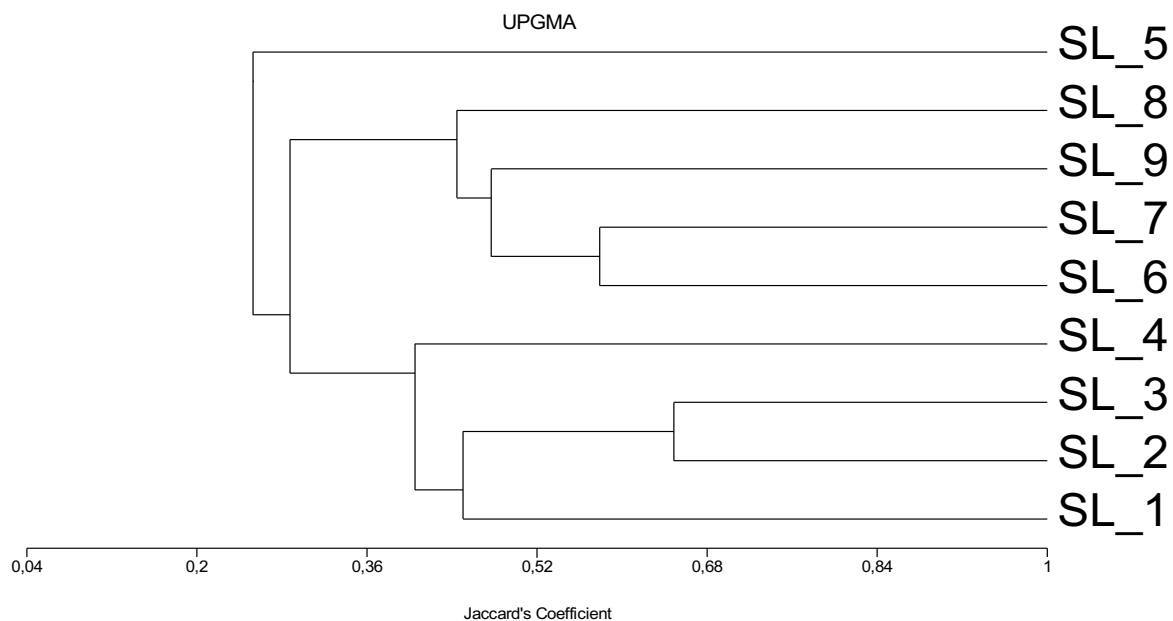
Spośród wioślarek *Chydorus sphaericus* obserwowany była na największej liczbie stanowisk, ze stosunkowo dużą frekwencją. Natomiast cztery zanotowane gatunki widłonogów charakteryzowały się występowaniem na niewielkie ilości stanowisk, z niewielką frekwencją.

Tabela 51. Skład taksonomiczny zooplanktonu, frekwencja taksonów zooplanktonu w Słopicie oraz liczba stanowisk, na których dany takson był obserwowany (LS). Literą P określony jest takson planktonowy (pelagiczny) natomiast literą L określony jest takson litoralowy, bentosowy.

Takson		Frekwencja (%)									LS
		SL 1	SL 2	SL 3	SL 4	SL 5	SL 6	SL 7	SL 8	SL 9	
<i>Anuraeopsis fissa</i>	P	25									1
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	P	25	25								2
<i>Ascomorpha ovalis</i>	P	75	75	50					25		4
<i>Ascomorpha saltans</i>	P		25	25							2
<i>Asplanchna priodonta</i>	P	50	25		25						3
<i>Asplanchna sieboldi</i>	P	25									1
Bdelloidea	L	75	100	75	75	100	75	75	25	25	9
<i>Brachionus angularis</i>	P	25									1
<i>Brachionus budapestinensis</i>	P				25						1
<i>Brachionus calyciflorus</i>	P	100	50		25		25		25		5
<i>Brachionus diversicornis</i>	P				25						1
<i>Brachionus quadridentatus</i>	P	25									1
<i>Brachionus urceus</i>	P	100	25	50	50			50	50		6
<i>Cephalodella apocolea</i>	L				50		25	50	25		4
<i>Cephalodella sterea</i>	L		25			25	25	50	50	25	6
<i>Colurella adriatica</i>	L	50	50	75			75	25	25	50	7
<i>Colurella colurus</i>	L	25			50	50			25	25	5
<i>Conochiloides natans</i>	P	25									1
<i>Conochilus unicornis</i>	L				25						1
<i>Elosa worallii</i>	L				25						1
<i>Euchlanis deflexa</i>	L			25	50						2
<i>Euchlanis dilatata</i>	L		25		100	50					3
<i>Euchlanis lyra</i>	L	25									1
<i>Filinia longiseta</i>	P	50	25								2
<i>Gastropus styliifer</i>	P				25						1
<i>Itura aurita</i>	P					25					1
<i>Kellicotia longispina</i>	P	75	50	25	25	25			25		6
<i>Keratella cochlearis</i>	P	100	100	100	100	75	100	75	50	25	9
<i>Keratella quadrata</i>	P	75	75		50			25	25		5
<i>Lecane arcuata</i>	L		25	25	50		50	25	25	75	7
<i>Lecane closterocerca</i>	L	50	75	75	100	50	25	100	25	25	9
<i>Lecane luna</i>	L	25									1
<i>Lepadella acuminata</i>	L	50	25	50	75		25	50		25	7
<i>Lepadella ovalis</i>	L	25	25	50	75		25	75	75	25	8
<i>Mytilina crassipes</i>	L		50	25	25		25				4
<i>Mytilina mucronata</i>	L	25		50	75	50					4
<i>Polyarthra longiremis</i>	P	100	50	50	25						4
<i>Polyarthra major</i>	P	25									1
<i>Polyarthra remata</i>	P	50		25	25						3
<i>Polyarthra vulgaris</i>	P	100	100	50	50	25	25		25		7

Takson		Frekwencja (%)									LS
		SL 1	SL 2	SL 3	SL 4	SL 5	SL 6	SL 7	SL 8	SL 9	
<i>Pompholyx complanata</i>	P	75	50	25							3
<i>Pompholyx sulcata</i>	P	75	50	25							3
<i>Squatinella rostrum</i>	P	25									1
<i>Synchaeta kitina</i>	P	75	25	25							3
<i>Synchaeta pectinata</i>	P				25						1
<i>Testudinella truncata</i>	L		25								1
<i>Trichocerca capucina</i>	P	75	50	25		25					4
<i>Trichocerca pusilla</i>	P	25			25						2
<i>Trichocerca similis</i>	P	75	75	50	50		25				5
<i>Alona rectangula</i>	L					25					1
<i>Alonella nana</i>	L					25					1
<i>Bosmina coregoni</i>	P	50			25	25					3
<i>Bosmina longirostris</i>	P				25						1
<i>Ceriodaphnia laticaudata</i>	P	25									1
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	P	50			25						2
<i>Chydorus gibbus</i>	P	25					25				2
<i>Chydorus sphaericus</i>	P	100	50	75	100	25			25		6
<i>Daphnia cucullata</i>	P	100	25	25	75						4
<i>Daphnia longispina</i>	P	25									1
<i>Leptodora kindtii</i>	P	25									1
<i>Nauplii Calanoida</i>	P	75	25	25						25	4
<i>Nauplii Cyclopoida</i>	P	100	75	50	100	25	50		50		7
<i>Kopepodit Calanoida</i>	P	25	25				25	25			4
<i>Kopepodit Cyclopoida</i>	P	100	50	100	100				25		5
<i>Acanthocyclops robustus</i>	P	25			25						2
<i>Diacyclops bicuspidatus</i>	L	25									1
<i>Eucyclops serrulatus</i>	L	25			25						2
<i>Eudiaptomus graciloides</i>	P	50									1
Harpacticoida	L			25		25	75	25			4

Diagram klastrowy podzielił Słopicę na stanowiska znajdujące się pod wpływem wpływu rzeki z jeziora Dominikowo (do stanowiska 4) i leżące w dalszym - dolnym biegu (Rys. 34). Największe podobieństwo taksonomiczne występowało pomiędzy stanowiskami położonymi w bezpośredniej bliskości, jednak, jak podkreślono wyżej tylko do stanowiska 4. W dolnym, swobodnie płynącym odcinku podobne do siebie były stanowiska najmniej różniące się od siebie środowiskowo, nawet jeśli nie leżały w bezpośredniej bliskości. Tak więc, Słopica pod względem podobieństwa taksonomicznego zooplanktonu została podzielona na stanowiska wolne od wpływu jeziora i będące pod wpływem jeziora lub zbiornika zaporowego.



Rysunek 34. Diagram klastrowy podobieństwa taksonomicznego Jaccarda pomiędzy badanymi stanowiskami w Słupicy.

Najwyższe wartości podobieństwa taksonomicznego występowały pomiędzy stanowiskiem 1 i trzema kolejnymi stanowiskami, czyli stanowiskami graniczącymi ze sobą. Dalej obserwowano najwyższe podobieństwo taksonomiczne pomiędzy stanowiskami, niegraniczącymi ze sobą, np. st. 6 i 8, 8 i 9, 7 i 9 (Tab. 52).

Tabela 52. Wartości podobieństwa taksonomicznego Jaccarda pomiędzy badanymi stanowiskami w Słupicy.

	SL_1	SL_2	SL_3	SL_4	SL_5	SL_6	SL_7	SL_8
SL_2	0,48							
SL_3	0,42	0,65						
SL_4	0,40	0,40	0,41					
SL_5	0,20	0,25	0,29	0,26				
SL_6	0,22	0,39	0,36	0,29	0,26			
SL_7	0,17	0,31	0,28	0,22	0,20	0,58		
SL_8	0,28	0,46	0,39	0,38	0,35	0,46	0,48	
SL_9	0,15	0,27	0,27	0,18	0,23	0,42	0,53	0,40

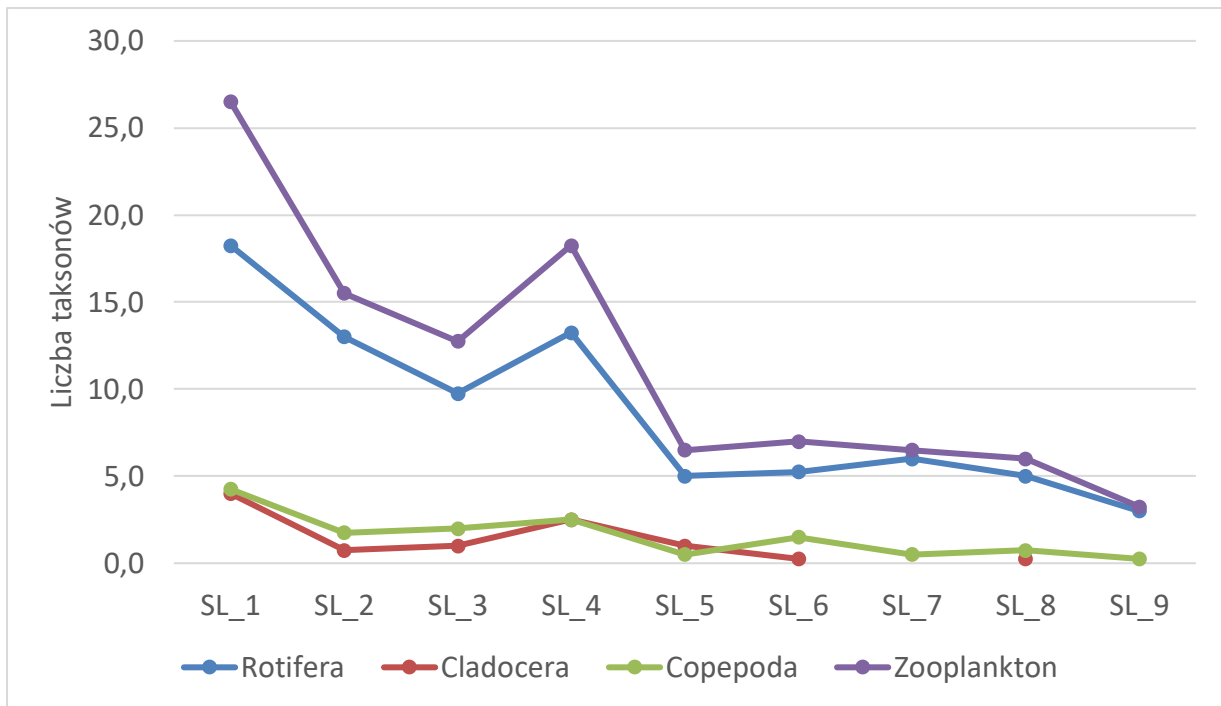
Średnia wartość liczby taksonów zooplanktonu różniła się istotnie statystycznie pomiędzy stanowiskiem 1, na których zaobserwowano najwyższe wartości a stanowiskami 5-9, na których zanotowano najniższe wartości ( $P < 0,05$ ) (Tab. 53). Podobny układ obserwowany był w zakresie liczby taksonów wrotków, stąd liczba taksonów zooplanktonu

i wszelkie zmiany dotyczące zmian liczby taksonów całego zooplanktonu determinowane były głównie przez wrotki. Istotne różnice w liczbie taksonów wioślarek występowały pomiędzy stanowiskiem 1 a pozostałymi stanowiskami ( $P < 0,05$ ), za wyjątkiem stanowiska 4 ( $P > 0,05$ ). Na stanowisku 7 i 9 w ogóle nie obserwowano wioślarek. Stąd oddziaływanie jeziora na liczbę taksonów wioślarek w Drawie miało miejsce tylko do stanowiska 3. Również w przypadku widłonogów, średnia liczba taksonów na stanowisku 1 była istotnie wyższa niż na stanowiskach 4, 6, 7 i 9 ( $P < 0,05$ ).

Tabela 53. Średnia ( $\bar{X}$ )  $\pm$  (OS) odchylenie standardowe liczby taksonów zooplanktonu na stanowiskach w Słopic. Różne litery w kolumnach wskazują na istotne różnice między stanowiskami ( $P < 0,05$ ).

Stanowisko	Rotifera		Cladocera		Copepoda		Zooplankton łącznie	
	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS
SL_1	18,3 a	5,0	4,0 a	2,2	4,3 a	2,6	26,5 a	9,6
SL_2	13,0 ab	4,2	0,8 b	0,5	1,8 ab	1,7	15,5 ab	6,1
SL_3	9,8 ab	4,1	1,0 b	0,8	2,0 ab	1,2	12,8 ab	5,3
SL_4	13,3 ab	3,6	2,5 ab	0,6	2,5 ab	1,0	18,3 ab	4,3
SL_5	5,0 b	1,2	1,0 b	0,8	0,5 b	0,6	6,5 b	1,3
SL_6	5,3 b	2,6	0,3 b	0,5	1,5 ab	1,3	7,0 b	2,9
SL_7	6,0 b	2,2	-	-	0,5 b	0,6	6,5 b	1,7
SL_8	5,0 b	1,8	0,3 b	0,5	0,8 b	1,0	6,0 b	2,4
SL_9	3,0 b	2,6	-	-	0,3 b	0,5	3,3 b	2,5

Rozkład zmian przestrzennych średniej liczby taksonów zooplanktonu ogólnego w Słopic kształtowany był właściwie przez wrotki (Rys. 35). Zaobserwowano gwałtowny spadek liczby taksonów wrotków od stanowiska 1 do stanowiska 3, po czym na stanowisku 4, spiętrzeniu nastąpił ich wzrost, a następnie aż do ujścia rozkład zmian przestrzennych liczby taksonów wrotków kształtował się podobnie. W przypadku skorupiaków gwałtowny spadek ich liczby taksonów nastąpił na stanowisku 2 i aż do ujścia, przy delikatnym wzroście na stanowisku 4, utrzymywał podobny kształt rozmieszczenia liczby taksonów. Stąd, oddziaływanie jeziora na liczbę taksonów wrotków utrzymywało się na dłuższym odcinku niż na liczbę taksonów skorupiaków.

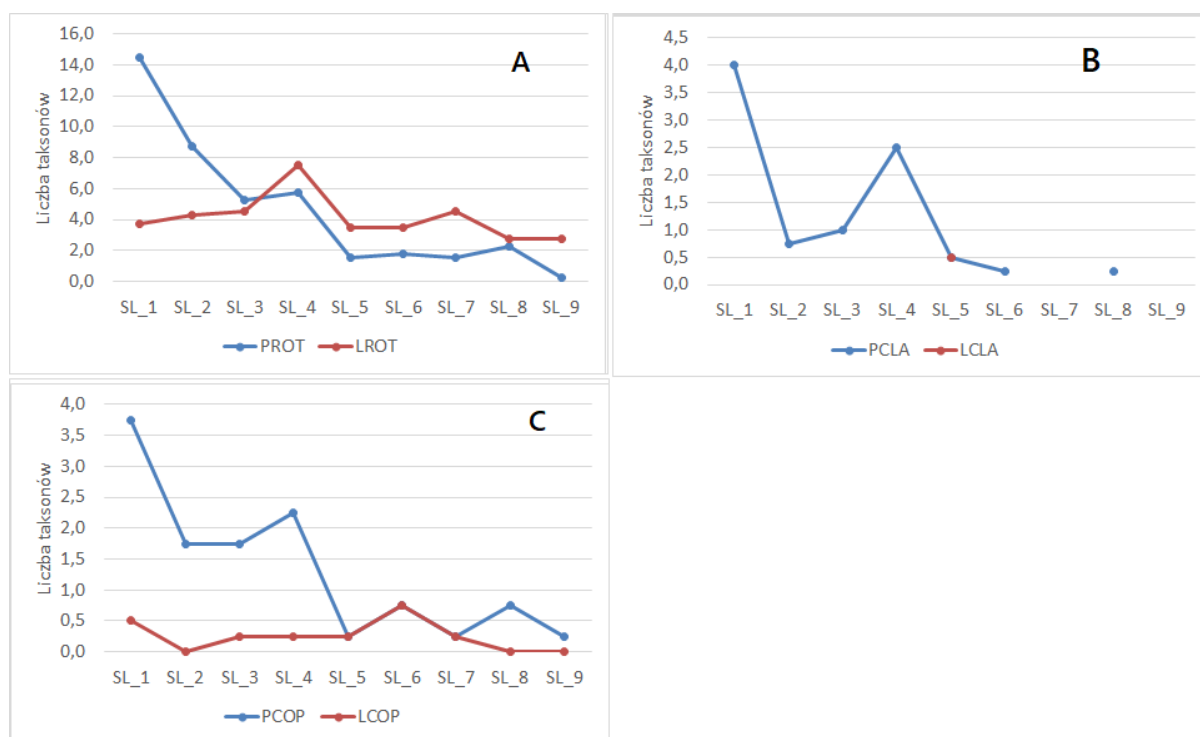


Rysunek 35. Rozkład zmian przestrzennych średniej liczby taksonów Rotifera, Cladocera, Copepoda i zsumowanego zooplanktonu na stanowiskach badawczych Słopiczy

Przy podziale grup taksonomicznych zooplanktonu na formy pelagiczne i litoralowe, zanotowane istotne różnice w liczbie taksonów tylko w zakresie form pelagicznych ( $p < 0,05$ ) (Tab. 54). Wrotki pelagiczne na pierwszym stanowisku, różniły się istotnie od stanowisk 3-9, wioślarki pelagiczne uzyskały istotnie wyższą liczbę taksonów na stanowisku 1 od stanowisk 2, oraz 5-9, a liczba taksonów widłonogów uzyskała istotnie wyższą wartość tego parametru na stanowisku 1 niż na stanowiskach 5-9 ( $P < 0,05$ ) (Rys. 36). Bardzo podobny układ zmian taksonomicznych zachodził wśród pelagicznych widłonogów, których liczba gatunków od istotnie wyższej na stanowisku 1 niż na stanowiskach 5, 7 i 9, utrzymywała tendencję spadkową do samego ujścia. Gatunki litoralowe, w odróżnieniu do pelagicznych nie prezentowały istotnych wahań w rozmieszczeniu przestrzennym ich liczby w całym analizowanym przebiegu Słopiczy. Ich rozkład był bardzo podobny, bardzo stabilny. Jednak, w przypadku wioślarek i widłonogów obserwowano brak gatunków litoralowych na niektórych stanowiskach.

Tabela 54. Średnia ( $\bar{X}$ )  $\pm$  (OS) odchylenie standardowe wartości liczby taksonów pelagicznych i litoralowych na stanowiskach w Słopicy. Różne litery w kolumnach wskazują na istotne różnice między stanowiskami ( $P < 0,05$ ). PROT – pelagiczne Rotifera, LROT – litoralowe Rotifera, PCLA – pelagiczne Cladocera, LCLA – litoralowe Cladocera, PCOP – pelagiczne Copepoda, LCOP – litoralowe Copepoda.

Stanowisko	PROT		LROT		PCLA		LCLA		PCOP		LCOP	
	ŚR	OS	ŚR	OS	ŚR	OS	ŚR	OS	ŚR	OS	ŚR	OS
SL_1	14,5 a	4,4	3,8	1,7	4,0 a	2,2			3,8 a	1,7	0,5	1,0
SL_2	8,8 ac	2,5	4,3	2,4	0,8 b	0,5			1,8 abc	1,7		
SL_3	5,3 bc	1,9	4,5	2,4	1,0 ab	0,8			1,8 abc	1,0	0,3	0,5
SL_4	5,8 bc	3,0	7,5	1,7	2,5 ab	0,6			2,3 ab	0,5	0,3	0,5
SL_5	1,5 b	1,0	3,5	1,0	0,5 b	0,6	0,5	1,0	0,3 b	0,5	0,3	0,5
SL_6	1,8 b	0,5	3,5	2,4	0,3 b	0,5			0,8 bc	1,0	0,8	0,5
SL_7	1,5 b	1,3	4,5	1,0					0,3 b	0,5	0,3	0,5
SL_8	2,3 b	1,3	2,8	1,0	0,3 b	0,5			0,8 bc	1,0		
SL_9	0,3 b	0,5	2,8	2,5					0,3 b	0,5		



Rysunek 36. Rozkład zmian przestrzennych średniej liczby taksonów pelagicznych i litoralowych Rotifera (A), pelagicznych i litoralowych Cladocera (B) oraz pelagicznych Copepoda (C) na stanowiskach badawczych Słopicy. PROT – pelagiczne Rotifera, LROT – litoralowe Rotifera, PCLA – pelagiczne Cladocera, LCLA – litoralowe Cladocera, PCOP – pelagiczne Copepoda, LCOP – litoralowe Copepoda.

#### 4.10. Skład ilościowy zooplanktonu Słopicy

W każdym miesiącu badań na każdym stanowisku dominantami ilościowymi były wrotki, w dalszej kolejności widłonogi, jednak ze znacznie mniejszym zagęszczeniem, a najmniejszą wartość tego parametru wykazywały wioślarki (Tab. 55-58). O zagęszczeniu zooplanktonu w każdym miesiącu decydowały wrotki, jednak zależnie od odległości stanowiska od jeziora, o ich dużym udziale w ogólnym zagęszczeniu zooplanktonu decydowały gatunki pelagiczne lub litoralowe. Im dalej od jeziora tym udział ilościowy wrotków pelagicznych w zagęszczeniu zooplanktonu ulegał zmniejszeniu, natomiast wzrastał udział wrotków litoralowych. Gatunkiem dominującym w liczebności wrotków pelagicznych był *Keratella cochlearis*, który również dominował w całym zooplanktonie. Eudominantem w tej grupie był *Trichocerca similis*. Gatunkiem dominującym w liczebności wrotków litoralowych był *Lecane closterocerca*, a eudominantem *Euchlanis dilatata*. Relatywnie duże zagęszczenie w grupie wrotków litoralowych uzyskały Bdelloidea. Jednak ze względu na wysoką jednostkę taksonomiczną (rzęd) nie porównywano ich w tej analizie z gatunkami. Wśród wioślarek pelagicznych dominował liczebnie *Chydorus sphaericus*. Wioślarki litoralowe, występujące tylko na stanowisku 5 uzyskały niewielkie liczebności. Pośród widłonogów nie stwierdzono gatunku, który można wskazać jako dominanta. Zaobserwowano, że niektóre gatunki litoralowe należące do *Lecane* sp., *Lepadella* sp., *Euchlanis* sp., *Mytilina* sp., *Alonella* sp., i *Alona* sp., występowały na stanowiskach zlokalizowanych w dolnym biegu w stosunku do stanowisk leżących wyżej, na których nie występowały. Jednak nie osiągały one dużych liczebności, w porównaniu do gatunków pelagicznych w pierwszych stanowiskach za wpływem Słopicy z jeziora.



Tabela 55. Liczebność taksonów zooplanktonu (osobn. dm<sup>-1</sup>) na stanowiskach w Słopicu w czerwcu.

Takson	SL_1	SL_2	SL_3	SL_4	SL_5	SL_6	SL_7	SL_8	SL_9
<i>Asplanchna priodonta</i>	1,4	0,6							
Bdelloidea	0,6	1,2	0,6	0,8	0,6	1,2	0,6		0,4
<i>Brachionus calyciflorus</i>	1,6	0,6							
<i>Brachionus urceus</i>	4,8	1,4	0,6						
<i>Cephalodella apocolea</i>				0,6				0,6	
<i>Colurella colurus</i>				0,6					
<i>Euchlanis deflexa</i>				0,6					
<i>Euchlanis dilatata</i>				2,4	1,6				
<i>Filinia longiseta</i>	0,8								
<i>Itura aurita</i>					0,6				
<i>Kellicotia longispina</i>	4,8	1,2	0,6		0,6				
<i>Keratella coch. cochlearis</i>	21,4	8,2	3,2	6,4	3,8	0,6			
<i>Keratella quadrata</i>				0,6					
<i>Lecane arcuata</i>			0,6			0,6			0,4
<i>Lecane closterocerca</i>			0,4	0,8			0,6		
<i>Lepadella acuminata</i>	0,4		1,2	0,4			0,6		
<i>Lepadella ovalis</i>			0,6	0,6				0,6	
<i>Mytilina crassipes</i>				0,6					
<i>Mytilina mucronata</i>			0,6	2,2	0,6				
<i>Polyarthra longiremis</i>	3								
<i>Polyarthra remata</i>	1,8		0,6	0,8					
<i>Polyarthra vulgaris</i>	10,2	3,6	0,6	1,8		0,8		0,6	
<i>Pompholyx sulcata</i>	15,3	0,8							
<i>Synchaeta kitina</i>	4,2								
<i>Trichocerca similis</i>	1,8	0,6		1,6					
<b>Rotifera</b>	<b>77,4</b>	<b>18,2</b>	<b>9,6</b>	<b>20,8</b>	<b>7,8</b>	<b>3,2</b>	<b>1,8</b>	<b>1,8</b>	<b>0,8</b>
<i>Bosmina coregoni</i>	0,6								
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	1,2								
<i>Chydorus sphaericus</i>	1,2		0,8	1,2	0,6				
<i>Daphnia cucullata</i>	1,2			0,6					
<b>Cladocera</b>	<b>4,2</b>		<b>0,8</b>	<b>1,8</b>	<b>0,6</b>				
Nauplii Calanoida	4,6								0,4
Nauplii Cyclopoida	22,6	1,6	0	3,4					
Kopepodit Cyclopoida	2,4		0,6	1,4					
<i>Acanthocyclops robustus</i>				0,6					
<i>Eucyclops serrulatus</i>				0,6					
Harpacticoida					0,6		0,6		
<b>Copepoda</b>	<b>29,6</b>	<b>1,6</b>	<b>0,6</b>	<b>6</b>	<b>0,6</b>		<b>0,6</b>		<b>0,4</b>
<b>Zooplankton łącznie</b>	<b>111,2</b>	<b>19,8</b>	<b>11</b>	<b>28,6</b>	<b>9</b>	<b>3,2</b>	<b>2,4</b>	<b>1,8</b>	<b>1,2</b>

Tabela 56. Liczebność taksonów zooplanktonu (osobn. dm<sup>-1</sup>) na stanowiskach w Słopicu w lipcu.

Takson	SL 1	SL 2	SL 3	SL 4	SL 5	SL 6	SL 7	SL 8	SL 9
<i>Ascomorpha ecaudis</i>		0,6							
<i>Ascomorpha ovalis</i>	2,6	1,2							
Bdelloidea		0,8	0,8	0,6	1,8	2,5	0,6	0,6	
<i>Brachionus budapestinensis</i>				0,6					
<i>Brachionus calyciflorus</i>	2,2								
<i>Brachionus diversicornis</i>				1,2					
<i>Brachionus quadridentatus</i>	0,6								
<i>Brachionus urceus</i>	1,2		1,2	0,8			0,6	0,6	
<i>Cephalodella apocolea</i>							0,6		
<i>Cephalodella sterea</i>		0,6					0,6	0,6	
<i>Colurella adriatica</i>	1,2		0,6			0,6		0,8	
<i>Colurella colurus</i>	0,6								
<i>Conochilus unicornis</i>				1,2					
<i>Elosa worallii</i>				0,6					
<i>Euchlanis dilatata</i>		0,6		1,8					
<i>Euchlanis lyra</i>	0,6								
<i>Gastropus stylifer</i>				0,6					
<i>Kellicotia longispina</i>		0,6		0,6					
<i>Keratella cochlearis</i>	24,6	10,6	2,4	11,4	6,8	1,2	0,6	0,6	
<i>Keratella quadrata</i>	1,6	0,4							
<i>Lecane arcuata</i>						0,6			
<i>Lecane closteroerca</i>	0,3	1,2		1,8	0,8		0,6		
<i>Lepadella acuminata</i>	0,4			0,8					
<i>Lepadella ovalis</i>	1,2	0,6		0,6			0,6	0,6	
<i>Mytilina crassipes</i>		0,4							
<i>Mytilina mucronata</i>				0,8					
<i>Polyarthra longiremis</i>	1,6			0,6					
<i>Polyarthra vulgaris</i>	7,2	1,2							
<i>Pompholyx complanata</i>	0,6	0,6							
<i>Pompholyx sulcata</i>	5,7								
<i>Synchaeta kitina</i>	2,6	0,6	0,6						
<i>Trichocerca capucina</i>	0,8				0,6				
<i>Trichocerca pusilla</i>				0,6					
<i>Trichocerca similis</i>	6,3	2,4	0,4			0,4			
<b>Rotifera</b>	<b>61,9</b>	<b>22,4</b>	<b>6</b>	<b>24,6</b>	<b>10</b>	<b>5,3</b>	<b>4,2</b>	<b>3,8</b>	
<i>Alona rectangula</i>					0,6				
<i>Alonella nana</i>					0,6				
<i>Bosmina coregoni</i>				0,6					
<i>Bosmina longirostris</i>				1,6					
<i>Ceriodaphnia laticaudata</i>	0,6								
<i>Chydorus sphaericus</i>	3,8		0,6	0,6					
<i>Daphnia cucullata</i>	3,3	0,6							
<b>Cladocera</b>	<b>7,7</b>	<b>0,6</b>	<b>0,6</b>	<b>2,8</b>	<b>1,2</b>				
Nauplii Calanoida	0,6								
Nauplii Cyclopoida	15,3	1,8	0,3	0,8				0,6	
Kopepodit Cyclopoida	3,6	0,6	0,8	1,2				0,6	
<i>Eudiaptomus graciloides</i>	1,2								
Harpacticoida			0,6			0,8			
<b>Copepoda</b>	<b>20,7</b>	<b>2,4</b>	<b>1,7</b>	<b>2</b>		<b>0,8</b>		<b>1,2</b>	
<b>Zooplankton łącznie</b>	<b>90,3</b>	<b>25,4</b>	<b>8,3</b>	<b>29,4</b>	<b>11,2</b>	<b>6,1</b>	<b>4,2</b>	<b>5</b>	

Tabela 57. Liczebność taksonów zooplanktonu (osobn. dm<sup>-1</sup>) na stanowiskach w Słopiczy w sierpniu.

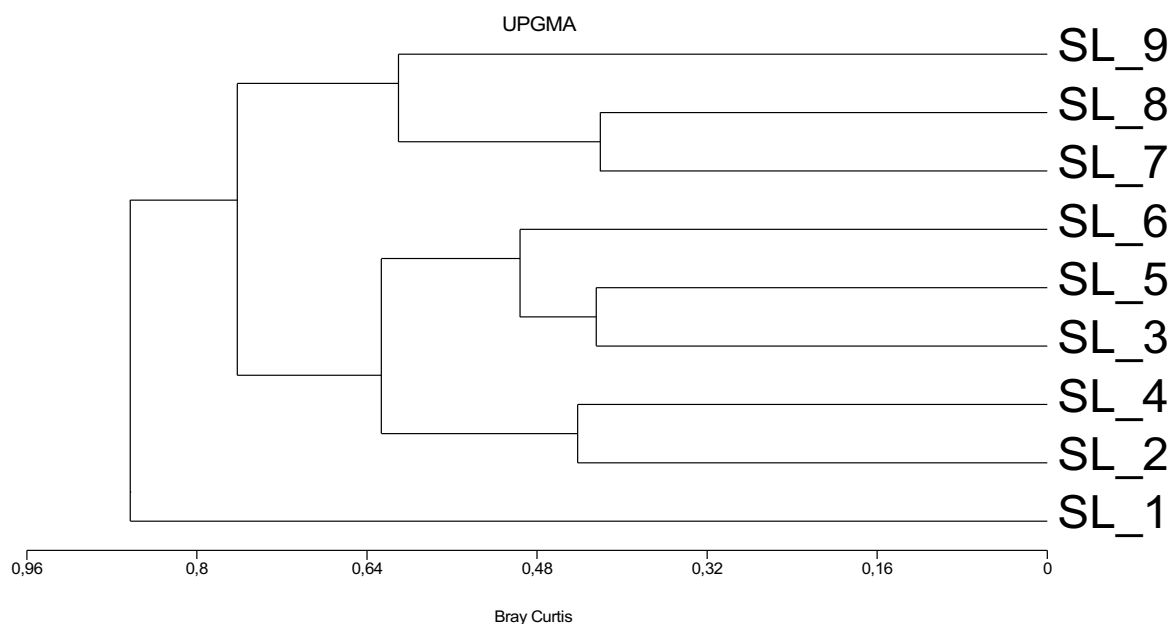
Skrót	SL 1	SL 2	SL 3	SL 4	SL 5	SL 6	SL 7	SL 8	SL 9
<i>Anuraeopsis fissa</i>	1,2								
<i>Ascomorpha ovalis</i>	3,8	1,8	0,6						
<i>Ascomorpha saltans</i>		1,2	0,3						
<i>Asplanchna priodonta</i>	2,4			0,6					
<i>Asplanchna sieboldi</i>	0,6								
Bdelloidea	1,2	6,2	1,2	0,6	1,2	0,6	0,8		
<i>Brachionus angularis</i>	0,6								
<i>Brachionus calyciflorus</i>	4,8	1,8		0,6		0,6		0,6	
<i>Brachionus urceus</i>	1,2						0,6	0,6	
<i>Cephalodella apocolea</i>						0,6	0,6		
<i>Cephalodella sterea</i>						0,6		1,8	0,6
<i>Colurella adriatica</i>		0,6	0,6			0,6			0,6
<i>Colurella colurus</i>				0,6	0,6			0,8	0,6
<i>Conochiloides natans</i>	1,8								
<i>Euchlanis deflexa</i>			0,8	1					
<i>Euchlanis dilatata</i>				2,8	0,6				
<i>Euchlanis lyra</i>									
<i>Filinia longiseta</i>	2,6	0,6							
<i>Kellicotia longispina</i>	1,2								
<i>Keratella coch. cochlearis</i>	78,2	22,4	9,6	18,8	11,4	5,6	1,8	0,6	
<i>Keratella quadrata</i>	6,2	1,6		0,8			0,6	0,6	
<i>Lecane arcuata</i>				0,8				0,6	0,6
<i>Lecane closterocerca</i>		2,8	1,8	0,8		1,2	0,6		
<i>Lecane luna</i>	0,6								
<i>Lepadella acuminata</i>		0,4	1,6				0,6		0,8
<i>Lepadella ovalis</i>			0,4			0,4	0,6		0,4
<i>Mytilina crassipes</i>		0,8				0,6			
<i>Mytilina mucronata</i>	0,6		1,6	3,8	0,8				
<i>Polyarthra longiremis</i>	2,8	1,8	0,3						
<i>Polyarthra major</i>	1,4								
<i>Polyarthra remata</i>	1,6								
<i>Polyarthra vulgaris</i>	12,2	4,8		2,6	0,6				
<i>Pompholyx complanata</i>	2,4	0,6	0,3						
<i>Pompholyx sulcata</i>	10,8	2,4	0,9						
<i>Squatinella rostrum</i>	0,6								
<i>Synchaeta pectinata</i>				0,8					
<i>Testudinella truncata</i>		0,6							
<i>Trichocerca capucina</i>	1,2	2,4	0,6						
<i>Trichocerca pusilla</i>	1,2								
<i>Trichocerca similis</i>	22,2	20,4	1,2	2,2					
<b>Rotifera</b>	<b>163,4</b>	<b>73,2</b>	<b>21,8</b>	<b>36,8</b>	<b>15,2</b>	<b>10,8</b>	<b>6,2</b>	<b>5,6</b>	<b>3,6</b>
<i>Bosmina coregoni</i>	1,2								
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	3,8			0,6					
<i>Chydorus gibbus</i>	0,6								
<i>Chydorus sphaericus</i>	9,4	1,2	1,8	1,8					
<i>Daphnia cucullata</i>	4,2		0,6	0,6					
<i>Daphnia longispina</i>	0,6								
<i>Leptodora kindtii</i>	0,6								
<b>Cladocera</b>	<b>20,4</b>	<b>1,2</b>	<b>2,4</b>	<b>3</b>					
Nauplii Calanoida	1,2	1,2	0,3						
Nauplii Cyclopoida	68,4	2,8	2,4	8,8	1,6	1,2		0,6	
Kopepodit Calanoida	2,8	0,6							
Kopepodit Cyclopoida	19,2	2,8	0,6	1,6					

Skrót	SL 1	SL 2	SL 3	SL 4	SL 5	SL 6	SL 7	SL 8	SL 9
<i>Acanthocyclops robustus</i>	0,6								
<i>Diacyclops bicuspidatus</i>	0,6								
<i>Eucyclops serrulatus</i>	1,2								
<i>Eudiaptomus graciloides</i>	1,8								
Harpacticoida						0,6			
<b>Copepoda</b>	<b>95,8</b>	<b>7,4</b>	<b>3,3</b>	<b>10,4</b>	<b>1,6</b>	<b>1,8</b>		<b>0,6</b>	
<b>Zooplankton łącznie</b>	<b>279,6</b>	<b>81,8</b>	<b>27,5</b>	<b>50,2</b>	<b>16,8</b>	<b>12,6</b>	<b>6,2</b>	<b>6,2</b>	<b>3,6</b>

Tabela 58. Liczebność taksonów zooplanktonu (osobn. dm<sup>-1</sup>) na stanowiskach w Słopiczy we wrześniu.

Takson	SL 1	SL 2	SL 3	SL 4	SL 5	SL 6	SL 7	SL 8	SL 9
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	0,6								
<i>Ascomorpha ovalis</i>	1,8	0,6	0,6					0,6	
Bdelloidea	0,8	1,4			0,6				
<i>Brachionus calyciflorus</i>	0,8								
<i>Brachionus urceus</i>	0,6			0,6					
<i>Cephalodella apocolea</i>				0,6					
<i>Cephalodella sterea</i>					0,6		0,6		
<i>Colurella adriatica</i>	0,8	0,6	0,4			0,6	0,8		0,6
<i>Colurella colurus</i>					0,6				
<i>Euchlanis dilatata</i>				0,8					
<i>Kellicotia longispina</i>	0,6							0,6	
<i>Keratella coch. cochlearis</i>	4,2	1,8	1,2	1,2		0,8	0,6		0,6
<i>Keratella quadrata</i>	1,8	0,6							
<i>Lecane arcuata</i>		0,6		1,2			0,6		0,6
<i>Lecane closterocerca</i>	0,8	3,6	0,6	1,4	0,6		0,6	1,2	0,6
<i>Lepadella acuminata</i>				0,8		0,4			
<i>Lepadella ovalis</i>				0,6			0,6	0,6	
<i>Mytilina crassipes</i>			0,6						
<i>Polyarthra longiremis</i>	4,2	3	0,6						
<i>Polyarthra vulgaris</i>	1,8	1,2	0,3						
<i>Synchaeta kitina</i>	0,3								
<i>Trichocerca capucina</i>	5,4	1,2							
<b>Rotifera</b>	<b>24,5</b>	<b>14,6</b>	<b>4,3</b>	<b>7,2</b>	<b>2,4</b>	<b>1,8</b>	<b>3,8</b>	<b>3</b>	<b>2,4</b>
<i>Bosmina coregoni</i>					0,6				
<i>Chydorus gibbus</i>						0,6			
<i>Chydorus sphaericus</i>	3	0,8		0,6				0,6	
<i>Daphnia cucullata</i>	1,8			0,6					
<b>Cladocera</b>	<b>4,8</b>	<b>0,8</b>		<b>1,2</b>	<b>0,6</b>	<b>0,6</b>		<b>0,6</b>	
Nauplii Cyclopoida	2,6			1,4		0,6			
Kopepodit Calanoida						0,6	0,6		
Kopepodit Cyclopoida	1,4		0,6	1,2					
Harpacticoida						0,6			
<b>Copepoda</b>	<b>4</b>		<b>0,6</b>	<b>2,6</b>		<b>1,8</b>	<b>0,6</b>		
<b>Zooplankton łącznie</b>	<b>33,3</b>	<b>15,4</b>	<b>4,9</b>	<b>11</b>	<b>3</b>	<b>4,2</b>	<b>4,4</b>	<b>3,6</b>	<b>2,4</b>

Diagram klastrowy niepodobieństwa ilościowego (różnic ilościowych) zooplanktonu Bray'a Curtis'a podzielił Słopicę na dwie części w odwrotny sposób niż inne rzeki i inaczej niż podzielił Słopicę w przypadku podobieństwa taksonomicznego Jaccard'a (Rys. 37). W przypadku zagęszczenia zooplanktonu podobne były do siebie stanowiska położone w bezpośredniej bliskości i następujące po sobie dopiero od stanowiska 5, co wskazywało na wysoką stabilizację liczebności zooplanktonu w dolnym swobodnie płynącym odcinku oraz na wysokie podobieństwo środowiskowe całego tego odcinka. Natomiast następujące po sobie stanowiska odcinka górnego, za wypływem z jeziora, nie wykazywały tak dużego podobieństwa. Na przykład stanowisko 2 i 4 były do siebie bardziej podobne niż 1 i 2. Wskazuje to na niehomogeniczność warunków środowiskowych w górnym odcinku i na nietypowy układ zmian liczebności zooplanktonu prowadzący do jego redukcji. Pod względem liczebności zooplanktonu najbardziej od wszystkich stanowisk różniło się stanowisko 1, z każdym stanowiskiem różnica ta wynosiła co najmniej 62%, a ze wszystkimi stanowiskami od 3, co najmniej 73% (Tab. 59). Dopiero od stanowiska 5 obserwowano mniejsze różnice w zagęszczeniu zooplanktonu pomiędzy kolejnymi stanowiskami. Tak więc, wszystkie stanowiska od 5 wykazywały bardzo dużą różnicę ilościową w porównaniu ze stanowiskiem 1 i 4. W dolnym odcinku Słopicy poziom różnic w liczebności zooplanktonu pomiędzy sąsiadującymi lub blisko położonymi stanowiskami był mniejszy, co wskazywało na stabilizację zagęszczenia dryfującego zooplanktonu w biegu rzeki od stanowiska 5.



Rysunek 37. Diagram klastrowy różnic ilościowych Bray'a Curtis'a pomiędzy badanymi stanowiskami w Słopicy.

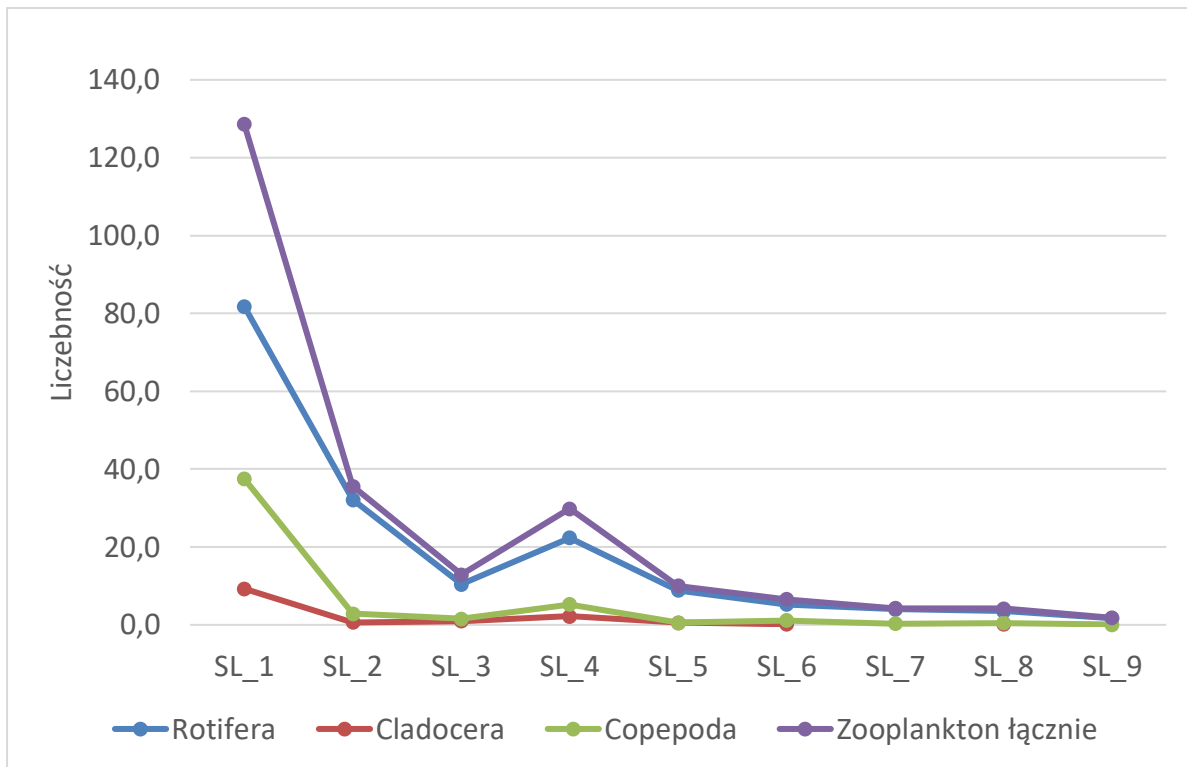
Tabela 59. Wartości różnic ilościowych Bray'a Curtis'a pomiędzy badanymi stanowiskami w Słopicy.

	SL 1	SL 2	SL 3	SL 4	SL 5	SL 6	SL 7	SL 8
SL 2	0,62							
SL 3	0,85	0,56						
SL 4	0,73	0,44	0,49					
SL 5	0,89	0,64	0,42	0,57				
SL 6	0,93	0,74	0,51	0,75	0,49			
SL 7	0,96	0,84	0,63	0,80	0,73	0,50		
SL 8	0,95	0,85	0,68	0,81	0,74	0,61	0,42	
SL 9	0,98	0,93	0,83	0,92	0,88	0,68	0,61	0,61

W całym zooplanktonie oraz w każdej grupie zooplanktonu obserwowano podobną liczbę różnic statystycznych w ich średniej liczebności pomiędzy stanowiskami jak w przypadku średniej liczby taksonów (Tab. 60). Wrotki cechowały się gwałtownym spadkiem liczebności do stanowiska 3, a skorupiaki do stanowiska 2 (Rys. 38). Redukcja średniej liczebności na drugim stanowisku wyniosła 60% ( $P>0,05$ ), wioślarek aż 93% ( $P<0,05$ ), a widłonogów 92% ( $P<0,05$ ). W przypadku wrotków stanowisko 1 nie różniło się istotnie aż do stanowiska 4, w przypadku wioślarek zanotowano istotną różnicę na stanowisku, natomiast na 3 i 4 brak istotnych różnic. W przypadku widłonogów stanowisko 1 nie różniło się istotnie tylko od stanowiska 4. Nie obserwowano istotnych różnic w liczebności analizowanych grup zooplanktonu pomiędzy stanowiskami od st. 4 do ujścia. W przypadku wrotków zaobserwowano wyraźny spadek i stabilizację liczebności (brak istotnych różnic pomiędzy stanowiskami ( $P>0,05$ ) od stanowiska 5 aż do ujścia.

Tabela 60. Średnia ( $\bar{X}$ )  $\pm$  (OS) odchylenie standardowe wartości liczebności zooplanktonu (osobn.  $dm^{-1}$ ) na stanowiskach w Słopicy. Różne litery w kolumnach wskazują na istotne różnice między stanowiskami ( $P<0,05$ ).

Stanowisko	Rotifera		Cladocera		Copepoda		Zooplankton łącznie	
	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS
SL_1	81,8 a	58,8	9,3 a	7,6	37,5 a	40,3	128,6 a	105,9
SL_2	32,1 ab	27,6	0,7 b	0,5	2,9 b	3,2	35,6 ab	31,1
SL_3	10,4 ab	7,9	1,0 ab	1,0	1,6 b	1,3	12,9 ab	10,0
SL_4	22,4 ab	12,2	2,2 ab	0,8	5,3 ab	3,9	29,8 ab	16,0
SL_5	8,9 bc	5,3	0,6 b	0,5	0,6 b	0,8	10,0 bc	5,7
SL_6	5,3 bc	4,0	0,2 b	0,3	1,1 b	0,9	6,5 bc	4,2
SL_7	4,0 bc	1,8			0,3 b	0,3	4,3 bc	1,6
SL_8	3,6 bc	1,6	0,2 b	0,3	0,5 b	0,6	4,2 bc	1,9
SL_9	1,7 c	1,6			0,1 b	0,2	1,8 c	1,5

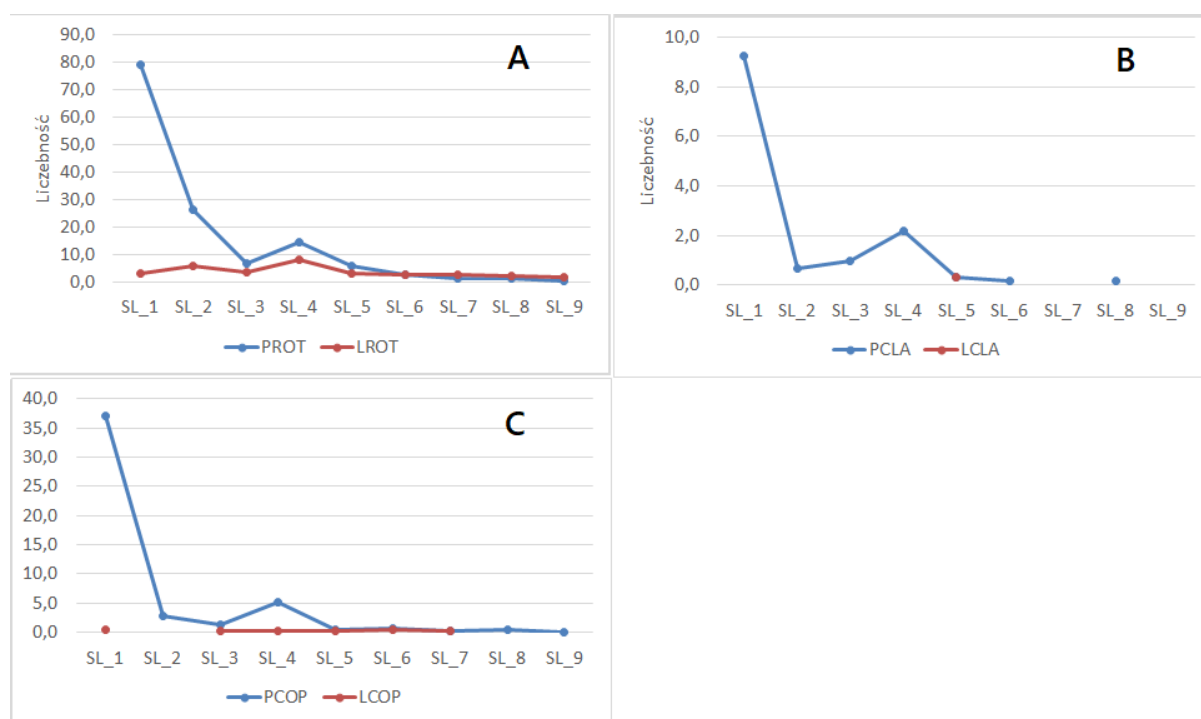


Rysunek 38. Rozkład zmian przestrzennych średniej liczebności (osobn. dm<sup>-1</sup>) Rotifera, Cladocera, Copepoda i zsumowanego zooplanktonu na stanowiskach badawczych Słopicy.

Podobnie jak w przypadku podziału średniej liczby taksonów w Słopicy na taksony pelagiczne i litoralowe, również w odniesieniu do ich liczebności istotne różnice pomiędzy stanowiskami obserwowane były tylko w zakresie taksonów pelagicznych ( $P < 0,05$ ) (Tab. 61). Istotne różnice pomiędzy stanowiskami dla gatunków pelagicznych występowały w takiej samej konfiguracji jak dla głównych grup taksonomicznych (Tab. 60). Brak istotnych różnic występował pomiędzy stanowiskiem 1 a 4 i dalej pomiędzy stanowiskiem 5 i resztą kolejnych stanowisk w każdej grupie funkcyjnej ( $P > 0,05$ ), od którego nie obserwowano już tak gwałtownej redukcji taksonów pelagicznych (Rys. 39). Dryfujące formy litoralowe cechowała stabilność ich liczebności w całym biegu rzeki i tym samym brak istotnych różnic pomiędzy stanowiskami ( $P < 0,05$ ). Biorąc pod uwagę przestrzenne rozmieszczenie w Słopicy gatunków dominujących wśród wrotków pelagicznych widać wyraźny spadek ich liczebności od odpływu z jeziora do stanowiska 3 i następnie spadek od stanowiska 6 do ujścia. W odniesieniu do dominantów wśród wrotków litoralowych obserwowano podobny układ, jednak ze wzrostem na stanowisku 2 (Rys. 40).

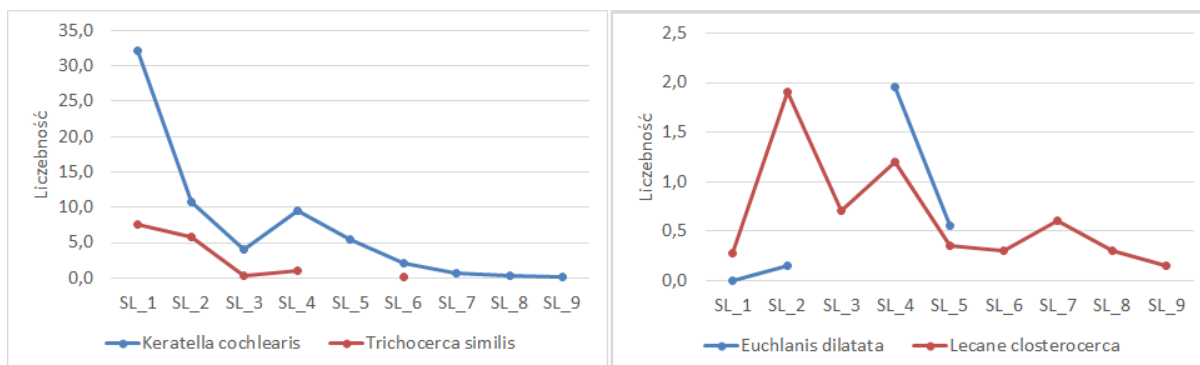
Tabela 61. Średnia (ŚR) ± (OS) odchylenie standardowe wartości liczebności taksonów pelagicznych i litoralnych (osobn. dm<sup>-1</sup>) na stanowiskach w Słopicy. Różne litery w kolumnach wskazują na istotne różnice między stanowiskami (P<0,05). PROT – pelagiczne Rotifera, LROT – litoralne Rotifera, PCLA – pelagiczne Cladocera, LCLA – litoralne Cladocera, PCOP – pelagiczne Copepoda, LCOP – litoralne Copepoda.

Stanowisko	PROT		LROT		PCLA		LCLA		PCOP		LCOP	
	ŚR	OS	ŚR	OS	ŚR	OS	ŚR	OS	ŚR	OS	ŚR	OS
SL_1	79,1 a	58,7	3,1	1,8	9,3 a	7,6			37,1 a	39,4	0,5	0,9
SL_2	26,4 ab	24,0	5,8	4,3	0,7 b	0,5			2,9 b	3,2		
SL_3	6,7 ab	4,9	3,8	3,1	1,0 ab	1,0			1,4 b	1,3	0,2	0,3
SL_4	14,3 ab	10,4	8,1	2,3	2,2 ab	0,8			5,1 ab	3,8	0,2	0,3
SL_5	6,0 ab	5,1	2,9	0,5	0,3 ab	0,3	0,3	0,6	0,4 b	0,8	0,2	0,3
SL_6	2,5 bc	2,5	2,8	1,7	0,2 b	0,3			0,6 b	0,7	0,5	0,3
SL_7	1,2 bc	1,3	2,8	0,7					0,2 b	0,3	0,2	0,3
SL_8	1,4 bc	0,8	2,2	0,9	0,2 b	0,3			0,5 b	0,6		
SL_9	0,2 c	0,3	1,6	1,6					0,1 b	0,2		



Rysunek 39. Rozkład zmian przestrzennych średniej liczebności (osobn. dm<sup>-1</sup>) pelagicznych i litoralnych Rotifera (A), pelagicznych i litoralnych Cladocera (B) oraz pelagicznych i litoralnych Copepoda (C) na stanowiskach badawczych Słopicy. PROT – pelagiczne Rotifera, LROT – litoralne Rotifera, PCLA – pelagiczne Cladocera, LCLA – litoralne Cladocera, PCOP – pelagiczne Copepoda, LCOP – litoralne Copepoda.





Rysunek 40. Rozkład zmian przestrzennych średniej liczebności (osobn. dm<sup>-1</sup>) pelagicznych (*Keratella cochlearis* i *Trichocerca similis*) i litoralowych (*Euchlanis dilatata* i *Lecane closteroerca*) dominantów wśród gatunków Rotifera w Słopicy.

#### 4.11. Analiza korelacji Spearman'a pomiędzy liczbą taksonów i liczebnością zooplanktonu a warunkami środowiskowymi

##### 4.11.1. Istotne korelacje w Drawie

Analizując liczbę taksonów Drawy w relacji do parametrów fizyczno-chemicznych zaobserwowano istotną pozytywną istotną korelację temperatury z liczbą taksonów należących do litoralowych wioślarek i pelagicznych widłonogów (Tab. 62). Litoralowe wrotki korelowały istotnie pozytywnie ze stężeniem rozpuszczonego tlenu i negatywnie z przewodnością elektrolityczną. Zaobserwowano negatywną istotną korelację z wartością związków rozpuszczonych liczby taksonów prawie wszystkich grup funkcyjnych i pozytywną wszystkich grup ze stężeniem chlorofilu *a*. Podobny układ obserwowano w zakresie relacji pomiędzy liczebnością zooplanktonu a wartościami parametrów fizyczno-chemicznych (Tab. 63).

Tabela 62. Istotne wartości korelacji Spearmana pomiędzy liczbą taksonów grup funkcyjnych zooplanktonu a parametrami fizyczno-chemicznymi i stężeniem chlorofilu *a* w Drawie ( $P < 0,05$ ).

	PROT	LROT	PCLA	LCLA	PCOP
Temperatura				0,41	0,34
Tlen		0,37			
Przewodność		-0,44			
TDS	-0,42		-0,54	-0,42	-0,52
Chlorofil <i>a</i>	0,63	0,37	0,70	0,36	0,58

Tabela 63. Istotne wartości wskaźnika korelacji Spearmana pomiędzy liczebnością funkcyjnych grup zooplanktonu a parametrami fizyczno-chemicznymi i stężeniem chlorofilu *a* w Drawie.

	PROT	LROT	PCLA	LCLA	PCOP	LCOP
Temperatura	0,36			0,37		
Przewodność		-0,49				
TDS	-0,58			-0,54	-0,55	
Chlorofil <i>a</i>	0,58	0,49	0,68	0,42	0,77	0,37

Niektóre parametry mające wpływ na stan hydrologiczny cieku odznaczały się negatywną istotną korelacją z liczbą taksonów wszystkich pelagicznych grup i litoralowych wioślarek. Do parametrów tych należały głębokość, przepływ i wskaźnik rozwinięcia biegu

rzeki (Tab. 64). Również w przypadku liczebności zooplanktonu obserwowano negatywne istotne relacje parametrów hydrologicznych ze wszystkimi grupami funkcyjnymi (Tab. 65).

Tabela 64. Istotne wartości korelacji Spearmana pomiędzy liczbą taksonów grup funkcyjnych zooplanktonu a parametrami hydrologicznymi w Drawie ( $P < 0,05$ ).

	PROT	LROT	PCLA	PCOP
Głębokość			-0,36	-0,33
Przepływ			-0,41	-0,33
WRBR	-0,40	-0,36		-0,35

Tabela 65. Istotne wartości wskaźnika korelacji Spearmana pomiędzy liczebnością funkcyjnych grup zooplanktonu a parametrami hydrologicznymi w Drawie.

	PROT	LROT	PCLA	LCLA	PCOP
Głębokość	-0,35	-0,36	-0,35		-0,37
Przepływ	-0,33	-0,36	-0,40		-0,38
WRBR	-0,43			-0,34	-0,38

Istotne korelacje między liczbą taksonów a wskaźnikami użytkowania zlewni wykazały negatywną korelację ze wszystkimi grupami funkcyjnymi zooplanktonu (Tab. 66). Podobne zależności obserwowano w zakresie wskaźników użytkowania zlewni i liczebności zooplanktonu (Tab. 67).

Tabela 66. Istotne wartości wskaźnika korelacji Spearmana pomiędzy liczbą taksonów grup funkcyjnych zooplanktonu a parametrami zagospodarowania zlewni w Drawie. Obszary określone są liczbami 1, 2 i 5. Liczby oznaczają: 1 – obszar obejmujący teren w odległości 0,1 km od rzeki, 2 – 0,2 km od rzeki, 5 – 0,5 km od rzeki. OM – obszary miejskie (zabudowania), LA – lasy, PU – pola uprawne, ŁA – łąki, UP – uprawy mieszane, ZW – zbiorniki wodne.

	PROT	LROT	PCLA	LCLA	PCOP
1LA	-0,41		-0,40	-0,41	
2LA	-0,42		-0,44	-0,43	-0,33
5LA	-0,42		-0,50	-0,44	-0,37
5ŁA		-0,36			
1UM		-0,45			
2UM		-0,44			
5UM		-0,40			

Tabela 67. Istotne wartości wskaźnika korelacji Spearmana pomiędzy liczebnością funkcyjnych grup zooplanktonu a parametrami zagospodarowania zlewni w Drawie.

Opis jak w tabeli 66.

	PROT	LCLA	PCOP
1LA	-0,41	-0,40	-0,40
2LA	-0,43	-0,42	-0,43
5LA	-0,45	-0,43	-0,47

#### 4.11.2. Istotne korelacje w Korytnicy

W Korytnicy temperatura wody była pozytywnie istotnie skorelowana z liczbą taksonów wrotków pelagicznych i litoralowych oraz wioślarek litoralowych, jak również z liczebnością wioślarek litoralowych i widłonogów litoralowych (Tab. 68-69). Stężenie rozpuszczonego tlenu, pH, przewodność elektrolityczna i substancje rozpuszczone korelowały istotnie negatywnie z grupami funkcyjnymi. Z kolei stężenie chlorofilu *a* korelowało istotnie pozytywnie z liczbą taksonów i liczebnością niektórych grup funkcyjnych zooplanktonu.

Tabela 68. Istotne wartości korelacji Spearmana pomiędzy liczbą taksonów grup funkcyjnych zooplanktonu a parametrami fizyczno-chemicznymi i stężeniem chlorofilu *a* w Korytnicy.

	PROT	LROT	PCLA	LCLA
Temperatura	0,52	0,47		0,69
Tlen	-0,68		-0,51	-0,52
pH		-0,42		
Przewodność				-0,44
TDS				-0,45
Chlorofil <i>a</i>	0,68		0,67	

Tabela 69. Istotne wartości wskaźnika korelacji Spearmana pomiędzy liczebnością funkcyjnych grup zooplanktonu a parametrami fizyczno-chemicznymi i stężeniem chlorofilu *a* w Korytnicy.

	PROT	LROT	PCLA	LCLA	PCOP
Temperatura				0,70	0,49
Tlen	-0,69	-0,49	-0,53	-0,48	-0,62
pH		-0,51			
Przewodność				-0,42	
TDS				-0,43	
Chlorofil <i>a</i>	0,63		0,61		0,61

Spośród wskaźników hydrologicznych, zanotowano negatywną istotną korelację pomiędzy liczbą taksonów i liczebnością grup pelagicznych a prędkością prądu wody, przepływem i wskaźnik rozwinięcia biegu rzeki (Tab. 70-71). Natomiast pozytywna korelacja zanotowana była pomiędzy tymi taksonami a powierzchnią porośnięcia dna przez makrofity.

Tabela 70. Istotne wartości wskaźnika korelacji Spearmana pomiędzy liczebnością funkcyjnych grup zooplanktonu a parametrami hydrologicznymi w Korytnicy.

	PROT	LROT	LCLA	PCOP
Roślinność		0,53	0,43	
Prędkość		-0,42		
Przepływ	-0,45		-0,51	-0,44
WRBR		-0,44		

Tabela 71. Istotne wartości korelacji Spearmana pomiędzy liczbą taksonów grup funkcyjnych zooplanktonu a parametrami hydrologicznymi w Korytnicy.

	PROT	LROT	PCLA	LCLA	PCOP
Roślinność	0,41	0,59		0,51	
Prędkość		-0,45			
Przepływ	-0,41	-0,43		-0,49	
WRBR	-0,51		-0,45		-0,50

W przypadku Korytnicy istotne korelacje między liczbą taksonów i liczebnością zooplanktonu a wskaźnikami użytkowania zlewni wykazały pozytywną relację z pelagicznymi grupami (w odniesieniu do liczby taksonów) i z wszystkimi grupami funkcyjnymi, oprócz litoralowych widłonogów (w odniesieniu do liczebności) (Tab. 72-73).

Tabela 72. Istotne wartości wskaźnika korelacji Spearmana pomiędzy liczbą taksonów grup funkcyjnych zooplanktonu a parametrami zagospodarowania zlewni w Korytnicy.

Opis jak w tabeli 66.

	PROT	PCLA	PCOP
2OM	0,78	0,64	0,47
5OM	0,78	0,64	0,47
1PU	0,78	0,64	0,47
2PU	0,78	0,64	0,47
5PU	0,78	0,64	0,47
1ŁĄ	0,78	0,64	0,47
2ŁĄ	0,78	0,64	0,47
5ŁĄ	0,78	0,64	0,47

Tabela 73. Istotne wartości wskaźnika korelacji Spearmana pomiędzy liczebnością funkcyjnych grup zooplanktonu a parametrami zagospodarowania zlewni w Korytnicy. Opis jak w tabeli 66.

	PROT	LROT	PCLA	LCLA	PCOP
2OM	0,83	0,56	0,72	0,50	0,71
5OM	0,83	0,56	0,72	0,50	0,71
1PU	0,83	0,56	0,72	0,50	0,71
2PU	0,83	0,56	0,72	0,50	0,71
5PU	0,83	0,56	0,72	0,50	0,71
1ŁĄ	0,83	0,56	0,72	0,50	0,71
2ŁĄ	0,83	0,56	0,72	0,50	0,71
5ŁĄ	0,83	0,56	0,72	0,50	0,71

### 4.11.3. Istotne korelacje w Krępie

W Krępie pozytywne istotne korelacje względem liczby taksonów i liczebności występowały pomiędzy wrotkami pelagicznymi a chlorofilem i temperaturą, natomiast negatywne w odniesieniu do stężenia rozpuszczonego tlenu a pelagicznych wrotków, pelagicznych widłonogów (Tab. 74-75). Stężenie substancji rozpuszczonych korelowało negatywnie z pelagicznymi wrotkami i pelagicznymi widłonogami.

Tabela 74. Istotne wartości korelacji Spearmana pomiędzy liczbą taksonów grup funkcyjnych zooplanktonu a parametrami fizyczno-chemicznymi i stężeniem chlorofilu *a* w Krępie.

	PROT	LCLA	PCOP
Temperatura	0,58		
Tlen	-0,59	0,45	-0,53
TDS	-0,70		-0,52
Chlorofil <i>a</i>	0,45		

Tabela 75. Istotne wartości wskaźnika korelacji Spearmana pomiędzy liczebnością funkcyjnych grup zooplanktonu a parametrami fizyczno-chemicznymi i stężeniem chlorofilu *a* w Krępie.

	PROT	LROT	LCLA	PCOP
Tlen	-0,60		0,52	-0,58
pH		-0,55		
TDS	-0,62			-0,56
Chlorofil <i>a</i>	0,74			

W Krępej zanotowano pozytywną korelację pomiędzy wskaźnikami hydrologicznymi a liczbą taksonów i liczebnością pelagicznych wrotków, wioślarek i widłonogów oraz litoralowych wioślarek (Tab. 76-77).



Tabela 76. Istotne wartości korelacji Spearmana pomiędzy liczbą taksonów grup funkcyjnych zooplanktonu a parametrami mającymi wpływ na warunki hydrologiczne w Krępie.

	LROT	LCLA	LCOP
Roślinność	0,54		0,79
WRBR		0,45	

Tabela 77. Istotne wartości wskaźnika korelacji Spearmana pomiędzy liczebnością funkcyjnych grup zooplanktonu a parametrami hydrologicznymi w Krępie.

	LROT	PCLA	LCOP
Roślinność	0,54		0,79
Szerokość		0,51	
Przepływ		0,49	

Istotne pozytywne korelacje w zakresie wskaźników zlewniowych w Krępie występowały pomiędzy liczbą taksonów pelagicznych i liczebnością a powierzchnią obszarów miejskich. Dotyczyło to głównie taksonów pelagicznych (Tab. 78-79). Natomiast w stosunku do obszarów leśnych zanotowano korelację ujemną.

Tabela 78. Istotne wartości wskaźnika korelacji Spearmana pomiędzy liczbą taksonów grup funkcyjnych zooplanktonu a parametrami zagospodarowania zlewni w Krępie. Opis jak w tabeli 66.

	PROT	LROT	PCLA
1OM	0,71	-0,47	
2OM	0,70		
5OM	0,70		0,45
1LA	-0,64	0,63	
2LA	-0,69	0,61	
5LA	-0,65	0,61	

Tabela 79. Istotne wartości wskaźnika korelacji Spearmana pomiędzy liczebnością funkcyjnych grup zooplanktonu a parametrami zagospodarowania zlewni w Krępie. Opis jak w tabeli 66.

	PROT	LROT	PCLA	PCOP
1OM	0,82		0,63	0,63
2OM	0,82		0,66	0,66
5OM	0,80		0,67	0,68
1LA	-0,64	0,48		-0,45
2LA	-0,68	0,46	-0,46	-0,47
5LA	-0,62	0,45		

#### 4.11.4. Istotne korelacje w Mierzęckiej Strudze

W Mierzęckiej Strudze pomiędzy wskaźnikami fizycznochemicznymi a liczbą taksonów i liczebnością pozytywna korelacja występowała w zakresie temperatury, pH i chlorofilu *a*. Natomiast z resztą parametrów fizycznochemicznych notowano negatywne istotne korelacje (Tab. 80-81).

Tabela 80. Istotne wartości korelacji Spearmana pomiędzy liczbą taksonów grup funkcyjnych zooplanktonu a parametrami fizyczno-chemicznymi i stężeniem chlorofilu *a* w Mierzęckiej Strudze.

	PROT	LROT	LCLA	PCOP
Temperatura	0,50			0,59
Tlen	-0,46		-0,41	-0,71
pH	0,50	0,65		0,44
Przewodność		-0,41		
Chlorofil <i>a</i>	0,47	0,41		

Tabela 81. Istotne wartości wskaźnika korelacji Spearmana pomiędzy liczebnością funkcyjnych grup zooplanktonu a parametrami fizyczno-chemicznymi i stężeniem chlorofilu *a* w Mierzęckiej Strudze.

	PROT	BROT
pH	0,50	0,57
Przewodność	-0,50	
TDS	-0,49	
Chlorofil <i>a</i>	0,54	0,41

Pomiędzy wskaźnikami hydrologicznymi a liczbą taksonów i liczebnością istotna pozytywna korelacja występowała tylko w stosunku do powierzchni zajmowanej przez roślinność. Natomiast z prędkością prądu wody, przepływem i wskaźnikiem rozwinięcia biegu rzeki notowano negatywne istotne korelacje (Tab. 82-83).

Tabela 82. Istotne wartości korelacji Spearmana pomiędzy liczbą taksonów grup funkcyjnych zooplanktonu a parametrami mającymi wpływ na warunki hydrologiczne w Mierzęckiej Strudze.

	PROT	LROT	PCLA	LCLA	PCOP
Roślinność				0,61	0,58
Prędkość	-0,54	-0,50	-0,50	-0,61	-0,71
Przepływ	-0,57	-0,75		-0,49	-0,54
WRBR				-0,42	-0,42

Tabela 83. Istotne wartości wskaźnika korelacji Spearmana pomiędzy liczebnością funkcyjnych grup zooplanktonu a parametrami hydrologicznymi w Mierzęckiej Strudze.

	PROT	LROT	LCLA	PCOP
Roślinność			0,53	
Prędkość	-0,45	-0,49	-0,49	-0,44
Przewodność	-0,51	-0,62	-0,41	

Powierzchnia obszarów miejskich korelowała istotnie pozytywnie z liczbą taksonów i liczebnością grup funkcyjnych zooplanktonu (Tab. 84-85). Pozostałe wskaźniki użytkowania zlewni wskazywały na negatywne korelacje z grupami funkcyjnymi zooplanktonu.

Tabela 84. Istotne wartości wskaźnika korelacji Spearmana pomiędzy liczbą taksonów grup funkcyjnych zooplanktonu a parametrami zagospodarowania zlewni w Mierzęckiej Strudze. Opis jak w tabeli 66.

	PROT	LROT	PCLA	LCLA	PCOP
1OM	0,59				
2OM	0,60	0,41	0,46	0,48	0,43
1LA					-0,44
2LA					-0,43
5LA					-0,44
1PU	-0,49				
2PU	-0,56				-0,43
5PU	-0,57				-0,48
1ŁĄ	-0,62	-0,41	-0,50	-0,51	-0,67
2ŁĄ	-0,63	-0,41	-0,52	-0,54	-0,68
5ŁĄ	-0,64	-0,41	-0,54	-0,56	-0,67
1ZW					-0,44
2ZW					-0,44
5ZW	-0,48				-0,52

Tabela 85. Istotne wartości wskaźnika korelacji Spearmana pomiędzy liczebnością funkcyjnych grup zooplanktonu a parametrami zagospodarowania zlewni w Mierzęckiej Strudze. Opis jak w tabeli 66.

	PROT	LROT	PCLA	PCOP
1OM	0,64	0,43	0,47	0,53
2OM	0,68	0,47	0,53	0,59
1PU	-0,41			
2PU	-0,50			-0,43
5PU	-0,50			-0,44
1ŁĄ	-0,54	-0,50		-0,52
2ŁĄ	-0,56	-0,51	-0,42	-0,54
5ŁĄ	-0,58	-0,51	-0,43	-0,55

#### 4.11.5. Istotne korelacje w Słopicy

W Słopicy, podobnie jak w innych rzekach pozytywna korelacja liczby taksonów i liczebności grup funkcyjnych zooplanktonu w zakresie parametrów fizykochemicznych zanotowana została tylko w stosunku do temperatury i chlorofilu *a* (Tab. 86-87). W zakresie pozostałych parametrów fizykochemicznych obserwowano negatywne istotne korelacje.

Tabela 86. Istotne wartości korelacji Spearmana pomiędzy liczbą taksonów grup funkcyjnych zooplanktonu a parametrami fizyko-chemicznymi i stężeniem chlorofilu *a* w Słopicy.

	PROT	LROT	PCLA	LCLA	PCOP
Temperatura	0,67		0,40		0,42
Tlen	-0,42	-0,52	-0,53		
pH				-0,64	
TDS	-0,53		-0,49		-0,50
Chlorofil <i>a</i>			0,47		

Tabela 87. Istotne wartości wskaźnika korelacji Spearmana pomiędzy liczebnością funkcyjnych grup zooplanktonu a parametrami fizyko-chemicznymi i stężeniem chlorofilu *a* w Słopicy.

	PROT	LROT	PCLA	LCLA	PCOP
Temperatura	0,50	0,39	0,44		0,39
Tlen		-0,55	-0,55		-0,46
pH				-0,64	
TDS	-0,43	-0,48	-0,48		-0,43
Chlorofil <i>a</i>			0,43		

W zakresie parametrów wpływających na stan hydrologiczny Słopicy, tylko powierzchnia roślinności wykazała istotną pozytywną korelację z liczbą taksonów i liczebnością zooplanktonu (Tab. 88-89). Zanotowano jeszcze pozytywną korelację głębokości i szerokości w stosunku do struktur litoralowych widłonogów.

Tabela 88. Istotne wartości korelacji Spearmana pomiędzy liczbą taksonów grup funkcyjnych zooplanktonu a parametrami mającymi wpływ na warunki hydrologiczne w Słopiczy.

	PROT	LROT	PCLA	PCOP	LCOP
Roślinność	0,69			0,35	
Prędkość		-0,37			-0,41
Szerokość	-0,41				0,35
Głębokość					0,52
WRBR			-0,38		

Tabela 89. Istotne wartości wskaźnika korelacji Spearmana pomiędzy liczebnością funkcyjnych grup zooplanktonu a parametrami mającymi wpływ na warunki hydrologiczne w Słopiczy.

	PROT	LROT	LCOP
Roślinność	0,70	0,41	
Prędkość			-0,41
Szerokość	-0,40		
Głębokość			0,51
Przepływ	-0,36	-0,35	

W Słopiczy zanotowano pozytywną korelację obszarów zabudowanych ze strukturami zooplanktonu oraz z innymi sposobami użytkowania zlewni (Tab. 90-91). Negatywną korelację zaobserwowano jedynie w stosunku do powierzchni lasów.

Tabela 90. Istotne wartości wskaźnika korelacji Spearmana pomiędzy liczbą taksonów grup funkcyjnych zooplanktonu a parametrami zagospodarowania zlewni w Słopiczy. Opis jak w tabeli 66.

	PROT	LROT	PCLA	LCLA	PCOP	LCOP
1OM	0,68					
2OM	0,68					
5OM	0,67					
1LA	-0,49				-0,41	
2LA	-0,35					
1PU				0,37		
2PU						0,41
5PU						0,46
1ŁA	0,84		0,35		0,51	
2ŁA	0,86		0,51		0,57	
5ŁA	0,83		0,42		0,51	
2ZW	0,66					
5ZW	0,66					

Tabela 91. Istotne wartości wskaźnika korelacji Spearmana pomiędzy liczebnością funkcyjnych grup zooplanktonu a parametrami zagospodarowania zlewni w Słopicy.

Opis jak w tabeli 66.

	PROT	LROT	PCLA	LCLA	PCOP	LCOP
1OM	0,58					
2OM	0,58					
5OM	0,59					
1PU				0,37		0,35
2PU						0,43
5PU						0,48
1ŁĄ	0,66	0,46	0,36		0,41	
2ŁĄ	0,68	0,57	0,51		0,54	
5ŁĄ	0,69	0,53	0,41		0,49	
2ZW	0,61					
5ZW	0,61					

#### 4.12. Analiza redundancji (RDA) uwzględniająca liczbę taksonów i liczebność zooplanktonu oraz warunki środowiskowe

##### 4.12.1. Analiza RDA w Drawie

Analiza redundancji wykazała, że pierwsza oś wyjaśniła ponad 42% zróżnicowania liczby taksonów i 48% zróżnicowania liczebności zooplanktonu względem ujętych zmiennych środowiskowych w Drawie (Tab. 92). Procent wyjaśnienia tego zjawiska przez oś drugą był niewielki, odpowiednio 3,9 i 4,5%. Test permutacyjny wskazał dwie zmienne (chlorofil *a*, WRBR) dla liczby taksonów i cztery zmienne (chlorofil *a*, WRBR, przepływ, głębokość) dla liczebności zooplanktonu, które w istotnym stopniu wyjaśniały ich zróżnicowanie ( $P < 0,05$ ) (Tab. 93). Te zmienne były również w największym stopniu skorelowane z osią pierwszą RDA (Rys. 41). Z wartościami chlorofilu *a* skorelowana była pozytywnie liczba taksonów i liczebność wszystkich grup funkcyjnych, które były negatywnie skorelowane z pozostałymi parametrami środowiskowymi (Rys. 41). Jedynie litoralowe wrotki wykazywały relatywnie pozytywną korelację z powierzchnią porośnięcia dna przez roślinność, która była najbardziej skorelowana z osią drugą. Pozytywne korelacje były najlepiej widoczne na stanowisku 2.

Tabela 92. Podsumowanie analizy redundancji (RDA) dla liczby taksonów, liczebności i cech środowiska w Drawie.

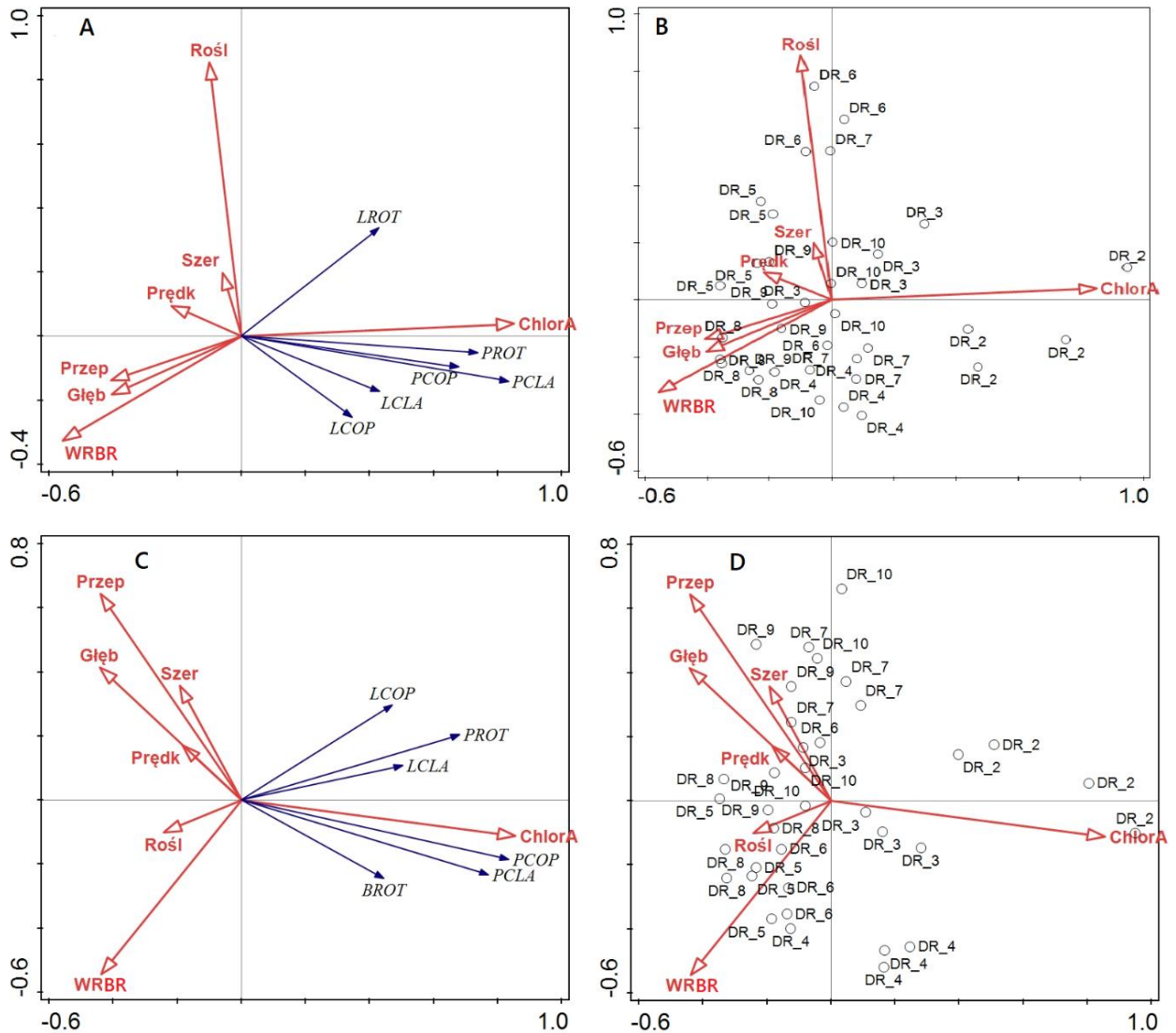
Parametry analizy	Liczba taksonów		Liczebność	
	Oś 1	Oś 2	Oś 1	Oś 2
Wartości własne (eigenvalues)	0.4204	0.0389	0.4801	0.0447
Wyjaśnione zróżnicowanie (skumulowane)	42.04	45.93	48.01	52.48
Korelacja pseudokanoniczna	0.8372	0.4058	0.8446	0.5640
Wyjaśniona dopasowana zmienność (skumulowana)	88.77	96.99	87.00	95.10

Tabela 93. Zmienne środowiskowe objaśniające wraz z testem istotności parametrów wyjaśniających zmienność liczby taksonów i liczebności w Drawie.

Zmienne	Liczba taksonów			Liczebność		
	Wyjaśnienie zróżnicowania (%)	pseudo-F	p	Wyjaśnienie zróżnicowania (%)	pseudo-F	p
Chlorofil <i>a</i>	30.5	14.9	0.002	35.3	18.6	0.002
WRBR	13.7	5.4	0.006	11.3	4.3	0.014
Przepływ	7.6	2.8	0.056	11.0	4.2	0.028
Głębokość	7.2	2.7	0.076	10.3	3.9	0.044



Zmienne	Liczba taksonów			Liczebność		
	Wyjaśnienie zróżnicowania (%)	pseudo-F	p	Wyjaśnienie zróżnicowania (%)	pseudo-F	p
Roślinność	3.3	1.2	0.274	4.1	1.4	0.184
Prędkość prądu	2.1	0.7	0.486	2.5	0.9	0.39
Szerokość	0.7	0.2	0.878	2.0	0.7	0.508



Rysunek 41. Diagram analizy redundancji (RDA) wskazujący na ordynację grup funkcyjnych zooplanktonu (zmiennych zależnych) pośród warunków środowiskowych (zmiennych niezależnych) w Drawie. A - ordynacja grup funkcyjnych zooplanktonu uwzględniająca liczbę taksonów, B - ordynacja stanowisk uwzględniająca liczbę taksonów, C - ordynacja grup funkcyjnych zooplanktonu uwzględniająca liczebność, D - ordynacja grup funkcyjnych zooplanktonu uwzględniająca liczebność.

#### 4.12.2. Analiza RDA w Korytnicy

Analiza redundancji wykazała, że pierwsza oś wyjaśniła prawie 62% zróżnicowania liczby taksonów i 69% zróżnicowania liczebności zooplanktonu względem zawartych zmiennych środowiskowych w Korytnicy (Tab. 94). Procent wyjaśnienia tego zjawiska przez oś drugą wynosił, odpowiednio 7,9 i 3,6%. Test permutacyjny wskazał pięć zmiennych środowiskowych (chlorofil *a*, WRBR, powierzchnia porośnięcia dna przez roślinność, przepływ, prędkość prądu wody) dla liczby taksonów i dla liczebności zooplanktonu, które w istotnym stopniu wyjaśniały ich zróżnicowanie ( $P < 0,05$ ) (Tab. 95). Te zmienne były również w największym stopniu skorelowane z osią pierwszą RDA (Rys. 42). Z wartościami chlorofilu *a* oraz powierzchnią porośnięcia dna przez roślinność skorelowana była pozytywnie liczba taksonów i liczebność wszystkich grup funkcyjnych, które były negatywnie skorelowane z pozostałymi parametrami środowiskowymi (Rys. 42). Jedynie litoralowe wrotki wykazywały relatywnie pozytywną korelację z powierzchnią porośnięcia dna przez roślinność, która była najbardziej skorelowana z osią drugą. Pozytywne korelacje były najbardziej widoczne na stanowiskach 2 i 3, negatywne dla stanowisk 4 i 7.

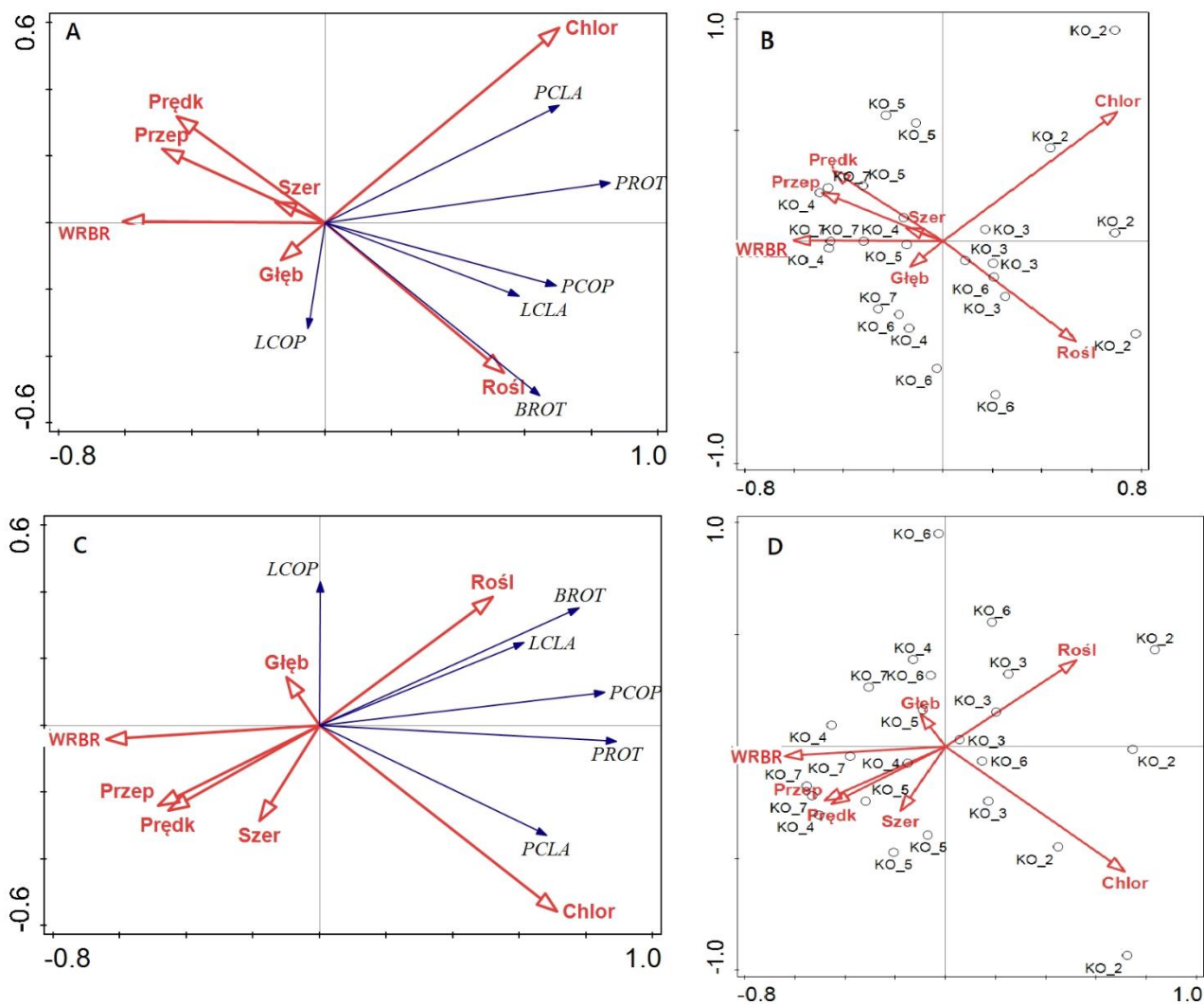
Tabela 94. Podsumowanie analizy redundancji (RDA) dla liczby taksonów, liczebności i cech środowiska w Korytnicy.

Parametry analizy	Liczba taksonów		Liczebność	
	Oś 1	Oś 2	Oś 1	Oś 2
Wartości własne (eigenvalues)	0.6191	0.0793	0.6946	0.0358
Wyjaśnione zróżnicowanie (skumulowane)	61.91	69.84	69.46	73.04
Korelacja pseudokanoniczna	0.8989	0.7579	0.9273	0.7508
Wyjaśniona dopasowana zmienność (skumulowana)	86.75	97.86	93.04	97.83

Tabela 95. Zmienne środowiskowe objaśniające wraz z testem istotności parametrów wyjaśniających zmienność liczby taksonów i liczebności w Korytnicy.

Zmienne	Liczba taksonów			Liczebność		
	Wyjaśnienie zróżnicowania (%)	pseudo-F	p	Wyjaśnienie zróżnicowania (%)	pseudo-F	p
Chlorofil <i>a</i>	33.4	11.0	0.006	36.5	12.6	0.002
WRBR	22.9	6.5	0.006	28.6	8.8	0.008
Roślinność	19.5	5.3	0.018	19.6	5.3	0.01
Przepływ	15.4	4.0	0.046	16.7	4.4	0.048
Prędkość	13.1	3.3	0.048	14.8	3.8	0.04

Zmienne	Liczba taksonów			Liczebność		
	Wyjaśnienie zróżnicowania (%)	pseudo-F	p	Wyjaśnienie zróżnicowania (%)	pseudo-F	p
prądu						
Szerokość	1.5	0.3	0.734	2.9	0.7	0.488
Głębokość	1.3	0.3	0.756	1.0	0.2	0.812



Rysunek 42. Diagram analizy redundancji (RDA) wskazujący na ordynację grup funkcyjnych zooplanktonu (zmiennych zależnych) pośród warunków środowiskowych (zmiennych niezależnych) w Korytnicy. A -ordynacja grup funkcyjnych zooplanktonu uwzględniająca liczbę taksonów, B - ordynacja stanowisk uwzględniająca liczbę taksonów, C - ordynacja grup funkcyjnych zooplanktonu uwzględniająca liczebność, D - ordynacja grup funkcyjnych zooplanktonu uwzględniająca liczebność.

### 4.12.3. Analiza RDA w Krępie

Analiza redundancji wykazała, że pierwsza oś wyjaśniła stosunkowo mało, bo prawie 20% zróżnicowania liczby taksonów i 34% zróżnicowania liczebności zooplanktonu względem zawartych zmiennych środowiskowych w Krępie (Tab. 96). Procent wyjaśnienia tego zjawiska przez oś drugą wynosił, odpowiednio 8,6 i 7,4%. Test permutacyjny wskazał tylko jedną zmienną środowiskową (chlorofil *a*) dla liczby taksonów i dla liczebności zooplanktonu, która w istotnym stopniu wyjaśniała ich zróżnicowanie ( $P < 0,05$ ) (Tab. 97). Ta zmienna była również w największym stopniu skorelowana z osią pierwszą RDA (Rys. 43). Z wartościami chlorofilu *a* była pozytywnie liczba taksonów i liczebność wszystkich pelagicznych wrotków, na stanowisku 2 (Rys. 43). Liczba taksonów litoralowych taksonów korelowała pozytywnie z powierzchnią porośnięcia dna przez roślinność i z WRBR, głównie na stanowisku 6 i nieistotnie. Z kolei liczebność taksonów litoralowych i pelagicznych widłonogów skorelowała była pozytywnie z powierzchnią porośnięcia dna przez roślinność, WRBR, przepływem wody i głębokością głównie na stanowisku 6 i 4, jednak nieistotnie. Niewielki procent wyjaśnienia zróżnicowania struktur zooplanktonu może wskazywać na inne czynniki środowiskowe, które mają wpływ na dryfujący w Krępie zooplankton.

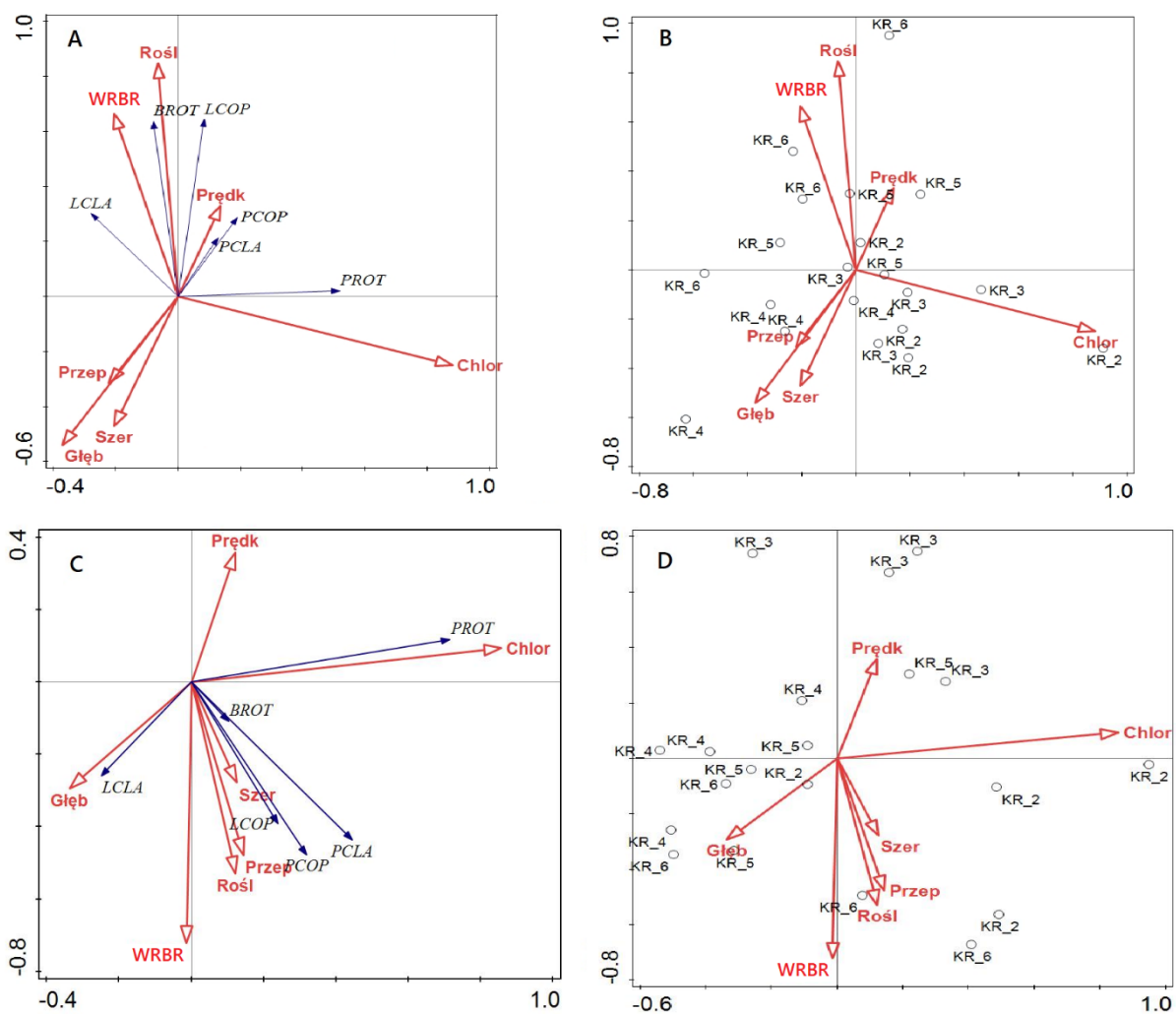
Tabela 96. Podsumowanie analizy redundancji (RDA) dla liczby taksonów, liczebności i cech środowiska w Krępie.

Parametry analizy	Liczba taksonów		Liczebność	
	Oś 1	Oś 2	Oś 1	Oś 2
Wartości własne (eigenvalues)	0.1999	0.0859	0.3443	0.0744
Wyjaśnione zróżnicowanie (skumulowane)	19.99	28.57	34.43	41.88
Korelacja pseudokanoniczna	0.5168	0.6739	0.6946	0.7588
Wyjaśniona dopasowana zmienność (skumulowana)	66.17	94.59	72.79	88.53

Tabela 97. Zmienne środowiskowe objaśniające wraz z testem istotności parametrów wyjaśniających zmienność liczby taksonów i liczebności w Krępie.

Zmienne	Liczba taksonów			Liczebność		
	Wyjaśnienie zróżnicowania (%)	pseudo-F	p	Wyjaśnienie zróżnicowania (%)	pseudo-F	p
Chlorofil <i>a</i>	16.2	3.5	0.058	25.5	6.2	0.004
Roślinność	6.3	1.2	0.28	6.4	1.2	0.276

Zmienne	Liczba taksonów			Liczebność		
	Wyjaśnienie różnicowania (%)	pseudo-F	p	Wyjaśnienie różnicowania (%)	pseudo-F	p
Głębokość	5.5	1.1	0.364	4.7	0.9	0.374
WRBR	4.8	0.9	0.416	4.4	0.8	0.44
Szerokość	2.9	0.5	0.578	4.0	0.7	0.444
Przepływ	2.0	0.4	0.708	3.5	0.7	0.524
Prędkość prądu	1.6	0.3	0.758	2.9	0.5	0.59



Rysunek 43. Diagram analizy redundancji (RDA) wskazujący na ordynację grup funkcyjnych zooplanktonu (zmiennych zależnych) pośród warunków środowiskowych (zmiennych niezależnych) w Krępie. A - ordynacja grup funkcyjnych zooplanktonu uwzględniająca liczbę taksonów, B - ordynacja stanowisk uwzględniająca liczbę taksonów, C - ordynacja grup funkcyjnych zooplanktonu uwzględniająca liczebność, D - ordynacja grup funkcyjnych zooplanktonu uwzględniająca liczebność.

#### 4.12.4. Analiza RDA w Mierzęckiej Strudze

Analiza redundancji wykazała, że pierwsza oś wyjaśniła prawie 63% zróżnicowania liczby taksonów i 62% zróżnicowania liczebności zooplanktonu względem zawartych zmiennych środowiskowych w Mierzęckiej Strudze (Tab. 98). Procent wyjaśnienia tego zjawiska przez oś drugą wynosił niewiele, odpowiednio 3,59 i 8,05%. Test permutacyjny wskazał cztery zmienne środowiskowe (przepływ wody, prędkość prądu wody, powierzchnia porośnięcia dna przez roślinność, chlorofil *a*) dla liczby taksonów i dla liczebności zooplanktonu, które w istotnym stopniu wyjaśniały ich zróżnicowanie ( $P < 0,05$ ) (Tab. 99). Te zmienne były również w największym stopniu skorelowane z osią pierwszą RDA (Rys. 44). Z wartościami chlorofilu *a*, powierzchnią porośnięcia dna przez roślinność, głębokością i szerokością rzeki skorelowana była pozytywnie liczbą taksonów i liczebnością na stanowisku wszystkich grup funkcyjnych (na stanowisku 2, 3, 4 i 5), które były negatywnie skorelowane z przepływem wody, prędkością prądu wody i WRBR, na stanowiskach poniżej 4 (Rys. 44).

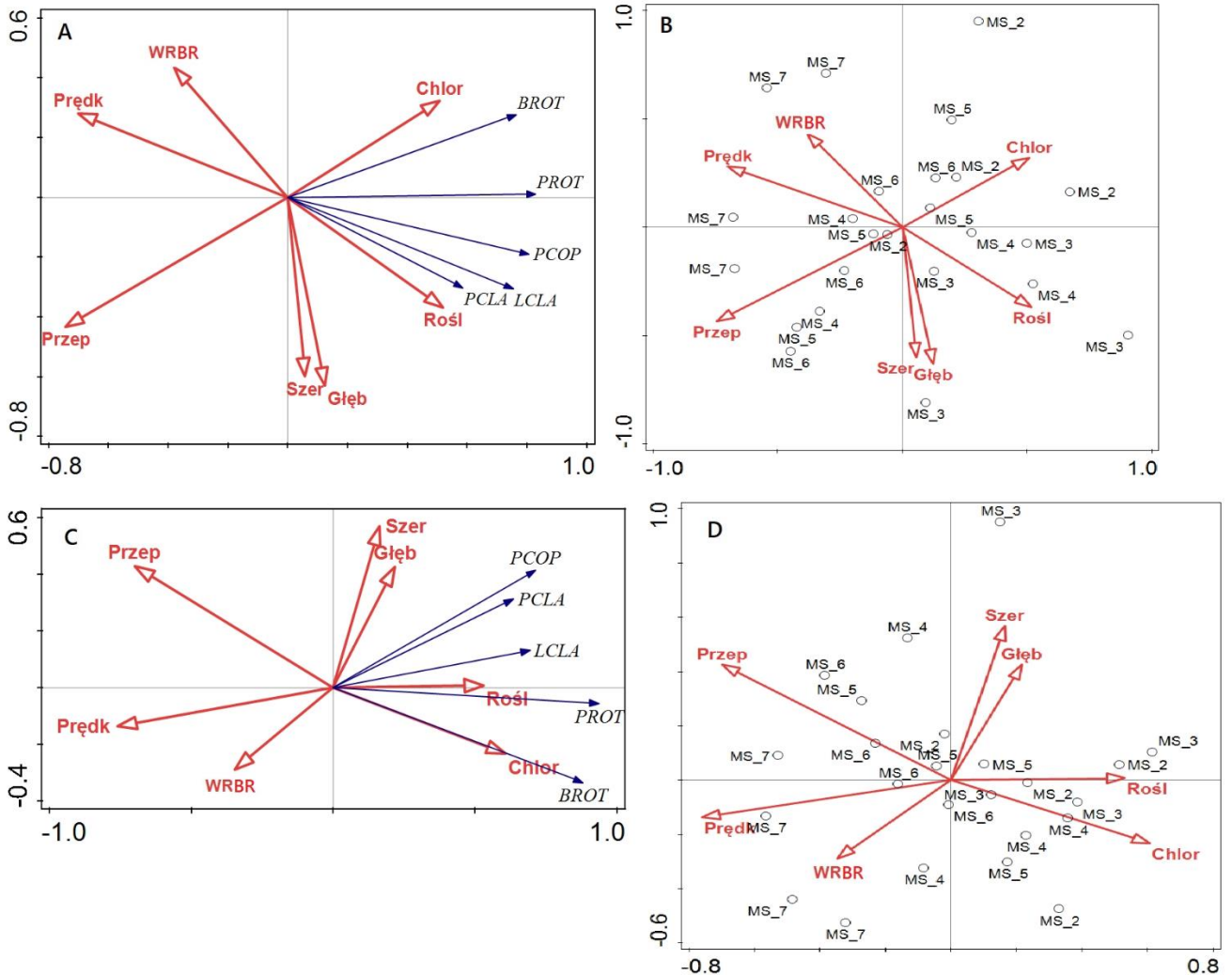
Tabela 98. Podsumowanie analizy redundancji (RDA) dla liczby taksonów, liczebności i cech środowiska w Mierzęckiej Strudze.

Parametry analizy	Liczba taksonów		Liczebność	
	Oś 1	Oś 2	Oś 1	Oś 2
Wartości własne (eigenvalues)	0.6284	0.0349	0.7168	0.0805
Wyjaśnione zróżnicowanie (skumulowane)	62.84	66.32	71.68	79.73
Korelacja pseudokanoniczna	0.8893	0.6983	0.9507	0.7903
Wyjaśniona dopasowana zmienność (skumulowana)	90.41	95.42	85.25	94.82

Tabela 99. Zmienne środowiskowe objaśniające wraz z testem istotności parametrów wyjaśniających zmienność liczby taksonów i liczebności w Mierzęckiej Strudze.

Zmienne	Liczba taksonów			Liczebność		
	Wyjaśnienie zróżnicowania (%)	pseudo-F	p	Wyjaśnienie zróżnicowania (%)	pseudo-F	p
Przepływ	35.7	12.2	0.002	41.9	15.9	0.002
Prędkość prądu	31.4	10.1	0.002	36.6	12.7	0.002
Roślinność	17.8	4.8	0.018	28.2	8.7	0.002
Chlorofil <i>a</i>	16.9	4.5	0.024	20.6	5.7	0.016
WRBR	9.7	2.4	0.1	9.6	2.3	0.104
Głębokość	2.6	0.6	0.514	5.4	1.3	0.274

Zmienne	Liczba taksonów			Liczebność		
	Wyjaśnienie zróżnicowania (%)	pseudo-F	p	Wyjaśnienie zróżnicowania (%)	pseudo-F	p
Szerokość	1.5	0.3	0.72	5.3	1.2	0.256



Rysunek 44. Diagram analizy redundancji (RDA) wskazujący na ordynację grup funkcyjnych zooplanktonu (zmiennych zależnych) pośród warunków środowiskowych (zmiennych niezależnych) w Mierzęckiej Strudze. A - ordynacja grup funkcyjnych zooplanktonu uwzględniająca liczbę taksonów, B - ordynacja stanowisk uwzględniająca liczbę taksonów, C - ordynacja grup funkcyjnych zooplanktonu uwzględniająca liczebność, D - ordynacja grup funkcyjnych zooplanktonu uwzględniająca liczebność.

#### 4.12.5. Analiza RDA w Słopicy

Analiza redundancji wykazała, że pierwsza oś wyjaśniła 53% zróżnicowania liczby taksonów i 58% zróżnicowania liczebności zooplanktonu względem zawartych zmiennych środowiskowych w Słopicy (Tab. 100). Procent wyjaśnienia tego zjawiska przez oś drugą wynosił, odpowiednio 7,7 i 3,1%. Test permutacyjny wskazał tylko jedną zmienną środowiskową (powierzchnia porośnięcia dna przez roślinność) dla liczby taksonów i dla liczebności zooplanktonu, która w istotnym stopniu wyjaśniała ich zróżnicowanie ( $P < 0,05$ ) (Tab. 101). Ta zmienna była również w największym stopniu skorelowana z osią pierwszą RDA (Rys. 45). Z powierzchnią porośnięcia dna przez roślinność i stężeniem chlorofilu *a* skorelowane były pozytywnie liczba taksonów i liczebność wszystkich pelagicznych taksonów i litoralowych wrotków, na stanowisku 2, 3 i 4 (Rys. 45). Liczba taksonów i liczebność litoralowych widłonogów korelowała pozytywnie z głębokością i szerokością rzeki, głównie na stanowisku 6 i 7, jednak nieistotnie.

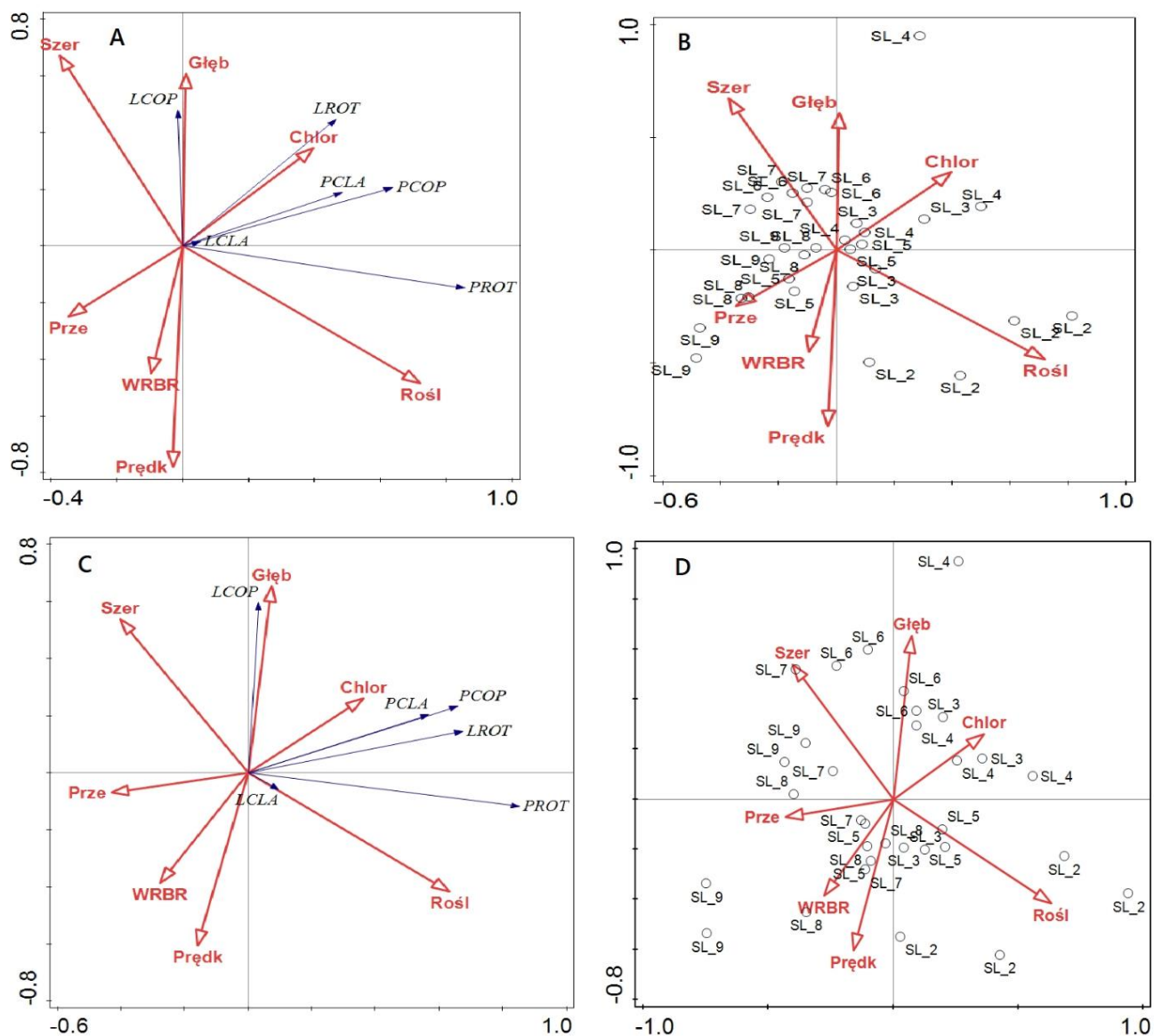
Tabela 100. Podsumowanie analizy redundancji (RDA) dla liczby taksonów, liczebności i cech środowiska w Słopicy.

Parametry analizy	Liczba taksonów		Liczebność	
	Oś 1	Oś 2	Oś 1	Oś 2
Wartości własne (eigenvalues)	0.5268	0.0771	0.5778	0.0315
Wyjaśnione zróżnicowanie (skumulowane)	52.68	60.39	57.78	60.93
Korelacja pseudokanoniczna	0.8578	0.6142	0.8530	0.6241
Wyjaśniona dopasowana zmienność (skumulowana)	85.16	97.63	92.56	97.61

Tabela 101. Zmienne środowiskowe objaśniające wraz z testem istotności parametrów wyjaśniających zmienność liczby taksonów i liczebności w Słopicy.

Zmienne	Liczba taksonów			Liczebność		
	Wyjaśnienie zróżnicowania (%)	pseudo-F	p	Wyjaśnienie zróżnicowania (%)	pseudo-F	p
Roślinność	29.3	12.4	0.002	23.7	9.3	0.002
Szerokość	10.9	3.7	0.038	11.1	3.7	0.054
Chlorofil <i>a</i>	9.5	3.1	0.058	10.4	3.5	0.054
Przepływ	6.9	2.2	0.148	8.2	2.7	0.06
Prędkość	4.8	1.5	0.206	5.1	1.6	0.186
Głębokość	3.0	0.9	0.354	3.0	0.9	0.35
WRBR	2.4	0.7	0.472	1.8	0.6	0.524





Rysunek 45. Diagram analizy redundancji (RDA) wskazujący na ordynację grup funkcyjnych zooplanktonu (zmiennych zależnych) pośród warunków środowiskowych (zmiennych niezależnych) w Słopic. A - ordynacja grup funkcyjnych zooplanktonu uwzględniająca liczbę taksonów, B - ordynacja stanowisk uwzględniająca liczbę taksonów, C - ordynacja grup funkcyjnych zooplanktonu uwzględniająca liczebność, D - ordynacja grup funkcyjnych zooplanktonu uwzględniająca liczebność.

## 5. Dyskusja

Przestrzenny rozkład bogactwa taksonomicznego i zagęszczenie zooplanktonu w rzekach uzależnione są ściśle od warunków hydrologicznych, następnie fizycznochemicznych i ostatecznie od biologicznych. Według Koncepcji Kontinuum Rzecznego (Vannote i inni 1980), parametry całej dryfującej materii zarówno organicznej, jak i nieorganicznej, w tym zooplanktonu wzrastają wraz z odległością od źródła rzeki. Koncepcja Kontinuum Rzecznego definiuje to jako zjawisko typowe dla dużych rzek. Jednak, koncepcja ta nie bierze pod uwagę wpływu jezior i zbiorników zaporowych mających kluczowy wpływ na skrócenie pętli w spiralnym obiegu materii w rzekach i tym samym na ruch materii ciągle w tym samym miejscu, prowadząc do wzrostu trofii zbiornika stojącego oraz do zwiększenia ilości dryfującej materii w wypływającej z niego rzeki (Doretto i inni 2022). W przypadku istnienia w biegu rzeki jezior czy zbiorników zaporowych, to one są podstawowym źródłem dryfującej materii organicznej, głównie zooplanktonu i fitoplanktonu oraz cząstek detrytusu w przepływających przez nie rzekach (Ejsmont-Karabin i Węgleńska 1998, Basu i Pick 1997). W takim wypadku, jak wykazały wyniki niniejszej dysertacji dochodzi do redukcji liczby taksonów i zagęszczenia zooplanktonu oraz chlorofilu *a*, poczynając od wypływu z jeziora, na ujściu do recypienta kończąc. W analizowanym kontinuum rzeczonym każdej rzeki to jeziora i zbiorniki zaporowe miały wpływ na struktury zooplanktonu, co było widoczne w największych wartościach liczby taksonów i liczebności zooplanktonu właśnie za jeziorami oraz ich wzroście za spiętrzzeniami, zbiornikami zaporowymi. Oczywiście zbiorniki zaporowe analizowanych, małych rzek nie mają takiego istotnego wpływu na wzrost struktur zooplanktonu (liczby taksonów i liczebności) jak zbiorniki na dużych rzekach. I ogólnie to zjawisko jest omawiane w zdecydowanej większości w kontekście dużych rzek z tamami, które tworzą duże zbiorniki wodne. W takich dużych zbiornikach bogactwo i obfitość zooplanktonu jest podobne do tych obserwowanych w jeziorach (Akopian i inni 1999, Doi i inni 2008, Pourriot i inni 1997, Żurek i Dumnicka 1989). W kontekście wyników badań niniejszej dysertacji można stwierdzić, że również małe tamy powodują istotny wzrost bogactwa i obfitości zooplanktonu między górnym a dolnym odcinkiem rzeki. Oczywiście skala tych zmian jest zdecydowanie mniejsza niż w zbiornikach dużych, jednak procentowe udziały bogactwa gatunkowego i zagęszczenia odzwierciedlające zmiany mogą być bardzo podobne do dużych rzek. Wpływ na skalę tych zmian ma też morfologia i stan hydrologiczny zbiornika zaporowego, co zostanie przedyskutowane w dalszych częściach tego rozdziału. Podobny układ

rozmieszczenia przestrzennego zbiorowisk dryfującego zooplanktonu w małej rzece spiętrzonej przez sztuczne małe tamy lub tamy wybudowane przez bobry został zaobserwowany przez Czerniawskiego (2013), Czerniawskiego i Domagałę (2014), Czerniawskiego i Sługockiego (2018) oraz Zhou i inni (2008). Autorzy powyższych prac jak również autor niniejszych dysertacji zaobserwowali, że w spiętrzeniach na badanych rzekach bogactwo i zagęszczenie zooplanktonu były relatywnie wysokie i porównywalne lub nawet wyższe niż w typowych zlewniach limnicznych, na przykład w eutroficznych jeziorach lub zbiornikach retencyjnych (Gołdyn i Kowalczyńska-Madura 2008, Karabin i inni 1997, Lair 2006).

Zooplankton w płynących wodach składa się głównie z nauplii Cyclopoida i niewielkich wrotków, zwłaszcza gatunków bentosowych (Phillips 1995, Akopian i inni 1999, Czerniawski 2013, Chang i inni 2008). We wszystkich badanych rzekach obserwowano ten sam układ w typowych rzecznych odcinkach, pozbawionych wpływu jeziora lub zbiornika zaporowego. Jednak największe zmiany, głównie wzrost liczby taksonów pelagicznych wrotków i ogólnej liczebności zooplanktonu, zaobserwowano poniżej piętrzeń. Te same zmiany zaobserwowano również w systemach rzeka-jezioro-rzeka lub rzeka-zbiornik-rzeka spiętrzonych przez małe i duże tamy (Chang i inni 2008, Zhou i inni 2010, Czerniawski i Domagała 2014). Wyżej wymienieni autorzy twierdzą, że w dopływach jezior lub zbiorników liczba i obfitość gatunków zooplanktonu, zwłaszcza taksonów planktonowych, są znacznie niższe niż w wodach tych zbiorników i ich odpływów. Ten sam układ przestrzenny obserwowano w badanych systemach rzeka-spiętrzenie, w niniejszej pracy. Piętrzenia powodowały wzrost liczby taksonów i wzrost liczebności zooplanktonu. Jednak nie były to zmiany bardzo istotne, choć wpływające na kształt krzywej obrazującej rozmieszczenie przestrzenne zooplanktonu w rzece.

Największe zmiany w liczbie taksonów i obfitości zooplanktonu w odcinkach typowo rzecznych występowały między stanowiskami powyżej i poniżej zbiornika zaporowego. Ten wynik można wyjaśnić wzrostem liczebności gatunków nawet wrotków planktonowych i wioślarek planktonowych w spiętrzeniu, które nie były obserwowane na stanowiskach zlokalizowanych powyżej zbiorników. Największy wzrost wśród pelagicznych gatunków zaobserwowano w obfitości *Keratella cochlearis* i nauplii Cyclopoida, chociaż te taksony są powszechnie spotykane w wielu wodach i są często notowanym obiektem wód płynących (Ejsmont-Karabin i Kruk 1998, Kobayashi i inni 1998, Czerniawski i Domagała 2010a, Czerniawski i Pilecka-Rapacz 2011). W spiętrzonej odcinku procent wszystkich wrotków wzrastał relatywnie szybko i stanowiły one główne wskaźniki sukcesji planktonowej

w spiętrzaniach. Ponadto, w odcinkach poniżej spiętrzenia obserwowano nawet ponad 30% (np. w Mierzęckiej Strudze) więcej gatunków i większą liczebność skorupiaków niż w odcinku powyżej spiętrzenia. Natomiast jeśli chodzi o indykatory tych zmian to, wśród struktur skorupiaków najlepszymi wskaźnikami zmian były wioślarki, zwłaszcza gatunki związane z makrofitami pokrywającymi dno odcinków spiętrzonych. Wiele badań wykazało pozytywne zależności między pokryciem dna roślinnością a liczbą taksonów i liczebnością wioślarek (Kuczyńska-Kippen i Nagengast 2006, Estlander i inni 2009). W spiętrzaniach zaobserwowano również większą obfitość niektórych bentosowych wrotków związanych z roślinnością, takich jak *Euchlanis* sp., *Mytilina* sp. i *Testudinella* sp. Wrotki litoralowe lub związane z substratem, np. *Lecane* sp., *Lepadella* sp., *Colurella* sp. i zwłaszcza Bdelloidea, wykazywały różne przestrzenne układy zagęszczenia w całym analizowanym odcinku rzek w porównaniu do wrotków pelagicznych. Te taksony pelagiczne dominowały w górnym odcinku rzek, za jeziorem, natomiast wraz z odległością od jeziora zwiększał się udział wrotków litoralowych, np. szczególnie w płytkich odcinkach wód płynących. Wrotki psammonowe i Bdelloidea są związane ze strefami bentosowo-litoralowymi (Fontaneto i inni 2005, Ejsmont-Karabin 2008, Czerniawski 2012). Wysoka liczebność wrotków litoralowych w płynącym swobodnie nurcie jest związana z prędkością prądu wody w płytszych odcinkach w porównaniu do prędkości prądu wody w zbiornikach zaporowych. Bdelloidea i inne wrotki bentosowe, litoralowe występują w większej ilości w strumieniach o większej prędkości prądu wody, co związane jest z ich wymywaniem, wypłukiwaniem od substratu (Zhou i inni 2010, Czerniawski i Domagała 2014).

Kwestię wpływu piętrzeń na zooplankton należy rozpatrywać nie tylko w odniesieniu do człowieka. Zbiorniki zaporowe, zarówno sztuczne jak i naturalne tworzą warunki do rozwoju zooplanktonu, jednak w nieco innych strukturach grup funkcyjnych, głównie pokarmowych i zależnych od charakteru środowiskowego zbiorników, albo typowo pelagicznych, albo typowo litoralowych. Generalnie, tworzone przez człowieka zbiorniki zaporowe cechują się charakterem pelagicznym, co pragmatycznie, zdecydowanie bardziej sprzyja korzystaniu z nich przez człowieka. Z kolei zdecydowanie inaczej wyglądają piętrzenia, naturalne, np. tworzone w wyniku aktywności bobrów. Krylov (2002) twierdzi, że działalność bobrów w systemie rzeczonym sprzyja tworzeniu biotopów typowych dla ekotonów pomiędzy terenami podmokłymi a stawami, w których struktury ilościowe (liczba taksonów i liczebność) bezkręgowców planktonowych osiągają cechy podobne lub nieco różniące się od tych struktur zooplanktonowych w jeziorach i rzekach poddanych antropogenicznej eutrofizacji. Jednak, widoczne różnice zachodzą w odniesieniu do struktury

gatunkowej. W stawach bobrowych w liczbie taksonów dominują większe skorupiaki, podczas gdy w zbiornikach zaporowych tworzonych przez człowieka duże skorupiaki szybko zastępowane są przez małe formy (Krylov 2002). Ponadto, w zbiornikach antropogenicznych silnie zeutrofizowanych, następuje wzrost odsetek małych Rotifera i nauplii Copepoda, natomiast w piętrzeniach bobrowych zwiększa się liczebność skorupiaków (Krylov 2002). Wyniki niniejszej rozprawy doktorskiej są podobne do powyższych wyników. Również zauważono wyższą liczebność mniejszych form zooplanktonu w zbiornikach zaporowych. Wzrost zagęszczenia wymienionych taksonów w zbiornikach zaporowych był możliwy, ponieważ w spiętrzeniach pojawiły się cechy typowe dla zbiorników o wodzie stojącej (Krylov 2002, 2008, Fuller i Peckarsky 2011). Dlatego w spiętrzeniach, zwiększenie szerokości i głębokości, spadek prędkości przepływu wody i zwiększenie liczby zastoisk doprowadziły do pojawienia się nowych gatunków planktonowych i litoralowych wrotków oraz skorupiaków (Richardson 1992, Krylov 2008, Czerniawski 2013, Nielsen i inni 2013). Jednak, nie można bezpośrednio odnieść wyników niniejszej rozprawy do wyników Krylov (2002). Pomimo tego, że niektóre zbiorniki zaporowe np. na Słopiczy czy Mierzęckiej Strudze były niewielkie i przypominały stawy bobrowe, to jednak ich kształt, liczba zastoisk i płycizn porośniętych makrofitami były znacznie mniejsze niż typowych stawów bobrowych. Zbiorniki te były przede wszystkim ukształtowane i wcześniej uregulowane przez człowieka. W związku z tym nie obserwowano tutaj tak istotnego wzrostu dużych skorupiaków, jakie notował Krylov (2002), w podobnych, ale jednak naturalnych zbiornikach bobrowych. Podobny układ i podobne różnice zaobserwowali (Czerniawski i Sługocki 2018), porównując ze sobą wpływ oddziaływania na struktury zooplanktonu małych zbiorników antropogenicznych i bobrowych.

Ejsmont-Karabin i inni (1993) twierdzą, że populacje zooplanktonu o dużej liczebności mogą się rozwijać się tylko w spiętrzeniach rzecznych o czasie retencji wody wynoszącym 10 dni lub więcej. We wszystkich analizowanych zbiornikach zaporowych niniejszej pracy czas retencji wody z całą pewnością był znacznie krótszy. Jednak obserwowano w nich wzrost liczby gatunków i zagęszczenia zooplanktonu. Czerniawski i Domagała (2014) również zaobserwowali wzrost zagęszczenia zooplanktonu w spiętrzeniach strumieni o czasie retencji wody wynoszącym 1,2 dnia. Jednak twierdzą oni, że albo zooplankton może rozwijać się w spiętrzonej części przy krótkim czasie retencji wody, albo źródłami zooplanktonu w takiej rzece są tereny zalewowe i sąsiadujące z rzeką niewielkie zbiorniki wodne, np. kałuże, zastoiska, rozlewiska (Richardson 1992, Ejsmont-Karabin i inni 1993, Nielsen i inni 2013), które powstały w wyniku zwiększenia głębokości

i szerokości koryta. Te dwie zmienne (szerokość i głębokość koryta) są często dodatnio skorelowane z liczebnością zooplanktonu w rzekach i strumieniach (Czerniawski 2013). Te same zależności zaobserwowano w niniejszej dysertacji. We wszystkich zbiorkach zaporowych, poza zbiornikiem Kamienna zaobserwowano liczne obszary wody stojącej, z których zooplankton może migrować czynnie lub pasywnie do głównego koryta (Richardson 1992, Lair 2006, Czerniawski 2012, Czerniawski i Domagała 2014). W tych mikrosiedliskach niewielka prędkość prądu wody umożliwia rozmnażanie się zooplanktonu.

Zjawisko wzrostu liczby gatunków było obserwowane w analizowanych rzekach, nie tylko poniżej zbiorników zaporowych, ale także na odcinkach połączonych z terenami podmokłymi, drobnymi kałużami, rozlewiskami czy odcinkami anastomozującymi. Szczególnie dobrym tego przykładem była Korytnica (st. 3) i Mierzęcka Struga (st. 5), gdzie ten wzrost był najbardziej widoczny. Jednakże, w każdej z analizowanych z rzek wzrost był widoczny w odniesieniu do ww. obiektów wodnych połączonych z głównym korytem. Wskazuje to, że nie tylko piętrzenia – zbiorniki zaporowe zapewniały korzystne warunki do rozwoju nowych gatunków (nie występujących w górnym odcinku rzeki lub na stanowisku powyżej). Dotyczy to szczególnie małych wioślarek (Alonidae) i litoralnych wrotków (*Euchlanis* sp., *Mytilina* sp.), które występują w środowisku związanym z głównie makrofitami (Rybak i Błędzki 2010). Wzrost zagęszczenia wymienionych taksonów oraz utrzymanie wyższej liczebności zooplanktonu w spiętrzeniach i powiązanych obiektach wodnych w strefie przybrzeżnej było możliwe, ponieważ wystąpiły tam cechy typowe dla zastoisk porośniętych gęsto makrofitami (Czerniawski 2013, Czerniawski i Domagała 2014, Radwan 2004, Zhou i inni 2008). Zmienione warunki w spiętrzeniach doprowadziły do pojawienia się nowych gatunków wrotków, a nawet skorupiaków pelagicznych, epifitycznych i epilitorowych, a tym samym do wzrostu obfitości gatunkowej zooplanktonu (Czerniawski 2013, Czerniawski i inni 2013, Nielsen i inni 2013, Richardson 1992). Grabowska i inni (2013), Ejsmont-Karabin i Karpowicz (2013) oraz Czerniawski i Pilecka-Rapacz (2011), również zaobserwowali dominację małych wioślarek w płytkich sekcjach rzek pokrytych makrofitami. Były to te same rodzaje, które zanotowano w niniejszej pracy doktorskiej. Richardson (1992) i De Bie i inni (2008) stwierdzili, że dominacja małych gatunków wioślarek w płynących wodach może wynikać z faktu, że te gatunki występują w bliskiej zależności z podłożem lub wykazują silny związek z siedliskami dobrze zorganizowanych, płytkich, przybrzeżnych stref litoralowych, co może zmniejszać ich podatność na wymywanie w dół rzeki. Podłoże pokryte makrofitami jest kluczowym czynnikiem pozytywnie wpływającym na bogactwo zooplanktonu zarówno w rzekach

(Czerniawski i Pilecka-Rapacz 2011), jak i w jeziorach (Kornijów i inni 2005, Kuczyńska-Kippen i Nagengast 2006). W spiętrzeniach i strefach zastoiskowych analizowanych rzek, gdzie dochodziło do wzrostu liczebności gatunków związanych z podłożem, zaobserwowano liczne obszary o niskiej prędkości przepływu, z których zooplankton mógł zostać wyniesiony do głównego koryta rzeki (Czerniawski 2013, Nielsen i inni 2010, Richardson 1992). Dotyczyło to także, gatunków typowo pelagicznych, dla których, oprócz korzystnych warunków hydrologicznych występowały także dobre warunki troficzne, ponieważ w spiętrzeniach notowano także nieco wyższe stężenie chlorofilu *a*, w porównaniu ze stanowiskiem położonym wyżej. Mimo niskich zagęszczeń *Euchlanis* sp., *Mytilina* sp. i Alonidae, były one dobrymi wskaźnikami zmian w strukturach zooplanktonu w analizowanych rzekach. Wynika z tego, że reakcje na antropogeniczne i nie tylko antropogeniczne zmiany w korycie rzeki nie występują tylko w zakresie struktur makrofauny lub ryb. Być może Ramowa Dyrektywa Wodna (RDW) powinna uwzględnić także zooplankton w ocenie biologicznej rzek. Kilka lat temu zooplankton został zaproponowany jako dobry bioindykator stanu jezior, co nie spotkało się z aprobatą tego pomysłu przez odpowiednie służby europejskie. Jest to niezrozumiałe, ponieważ zooplankton odgrywa kluczową rolę w sieciach troficznych ekosystemów zastoiskowych. Pomimo tego nie został on uwzględniony w wytycznych RDW jako wskaźnik oceny ekologicznego stanu wód, mimo że wielu autorów wykazało silne właściwości indykatywne zooplanktonu (Jeppesen i inni 2011, Ejsmont-Karabin 2012, Ejsmont-Karabin i Karabin 2013, Sługocki i Czerniawski 2021).

Jak wcześniej wyjaśniono, warunki w zbiornikach zaporowych - spiętrzeniach sprzyjają skutecznemu rozwojowi zooplanktonu aniżeli w swobodnie płynące odcinki rzek. Jednak zmiany abiotyczne w niektórych spiętrzeniach mogą być niewystarczające, aby zwiększyć obfitość zooplanktonu. Do takich zbiorników zaporowych należał zbiornik elektrowni Kamienna na Drawie, którego profil podłużny i poprzeczny przypominały profil koryta rzecznego, bez wyodrębnionych zatok, rozlewisk, zastoisk, w których zooplankton mógłby się rozwijać. Wyżej podkreślono, że najważniejszym czynnikiem wpływającym na istotne zmiany w składzie zooplanktonu pomiędzy odcinkiem górnym i dolnym zapory są warunki hydrologiczne, zwłaszcza czas retencji wody. W zbiorniku zaporowym Kamienna nie mierzono, czasu retencji wody, jednak z obserwacji wynika, że woda w całej głębokości i szerokości zbiornika znajduje się w ciągłym ruchu. Pomiar prędkości wody w tym zbiorniku wykonany latem 2022 roku wykazał, że nawet przy zaporze (w najgłębszym miejscu) parametr ten osiąga  $0,23 \text{ m s}^{-1}$ . Skoro najgłębszym miejscu uzyskano taką prędkość,

to wartość tego parametru w wyższym punkcie zbiornika jest jeszcze większa. Zatem zooplankton nie ma możliwości na efektywny rozwój w tym zbiorniku. Ważne jest podkreślenie, że w przypadku każdej analizowanej rzeki, jeziora z których rzeki wypływają są najbogatszym źródłem gatunków planktonowych również obserwowanych w zbiornikach zaporowych, w których mogą się rozwijać. Małe i lekkie gatunki zooplanktonu lub formy juwenilne mogą być przenoszone na duże odległości z jezior ze względu na ich mały rozmiar, co może również być powodem, dla którego są ignorowane przez drapieżne ryby i wolniej podlegają sedymentacji do osadów dennych (Thorp i Casper 2003, Walks i Cyr 2004, Czerniawski i Domagała 2013). Osobniki te przetransportowane z prądem rzeki do zbiorników zaporowych, znajdowały w nich dogodne warunki do zasiedlenia. Wszystkie zmiany przestrzenne w składzie zooplanktonu odzwierciedlały efekty zmian fizycznych wprowadzonych przez zbiorniki zaporowe, a w przypadku zbiornika Kamienna i z punktu widzenia rozwoju zooplanktonu, właściwie ich brak. Wiadomo ogólnie, że zooplankton rozprzestrzenia się pasywnie w ekosystemach rzecznych i może zasiedlać nowe siedliska (Havel i Shurin 2004). Transfer zooplanktonu z jezior i zbiorników zaporowych do rzeki jest również dobrze udokumentowany (np. Basu i Pick 1997, Pourrioti inni 1997, Czerniawski i Domagała 2014). Dryfujący zooplankton może zasiedlać rzekę, jeśli jej koryto oferuje strefy o niskiej prędkości przepływu albo tworzy zastoiska lub obszary zalewowe (Czerniawski i Sługocki 2017, Czerniawski i Sługocki 2018). W każdej z badanych rzek występowały piętrzenia lub drobne zbiorniki w strefie przybrzeżnej, w którym bogactwo i obfitość zooplanktonu wzrastała. Im więcej tego typu obiektów tym produkcja i utrzymanie w rzece nowych gatunków lub gatunków nietypowych dla strefy pelagicznej jezior były większe.

Warunki środowiskowe zbiorników zaporowych z wyjątkiem Kamiennej, powodowały zmiany abiotyczne i biotyczne w stanowiskach dolnych, co jest podobne do efektów wywołanych przez duże sztuczne zapory (Armitage i Capper 1976, Doi i inni 2008, Zhou i inni 2010, Czerniawski i Domagała 2014). Można więc stwierdzić, że nawet niewielkie zbiorniki zaporowe zakłócają ruch wód płynących, powodując produkcję nieorganicznych i organicznych związków biogenych w większej ilości niż wynika to z naturalnego środowiska rzeki. Ta zwiększona ilość materii organicznej objawia się w produkcji składników odżywczych nieorganicznych oraz organicznych fitoplanktonu i zooplanktonu, podobnie jak w jeziorach i zbiornikach przepływowych (Hilbricht-Ilkowska 1999). W konsekwencji, w wyniku wymywania i transportu dryfu zooplanktonu z piętrzeń i małych obiektów wodnych, ale także jezior istnieje możliwość dla zooplanktonu na utrzymanie bogactwa gatunkowego i liczebności zooplanktonu dających szansę na rozwój



w sprzyjających warunkach na dłuższych odcinkach rzeki. Oznacza to, że taksony obecne w miejscu poboru prób, były reprodukowane w dogodnym dla nich do rozwoju miejscu powyżej i dryfowały w dolne partie rzeki. Dryfujące gatunki mogły oczywiście zatrzymać się w zbiornikach zaporowych, zastoiskach, które zapewniają miejsce, w którym dryfujący zooplankton może się rozmnażać i zwiększać swoją liczebność, co powoduje, że nielicznie spotykane w rzekach *Alonidae*, *Euchlanis* sp., *Mytilina* sp., czy nawet wrotki i skorupiaki planktonowe mogą występować na najpierw stanowiskach, na których znajdują się takie obiekty wodne, a następnie po ich dryfie z prądem rzeki na stanowiskach zlokalizowanych niżej.

Fizyczne zmiany, takie jak zwiększenie czasu retencji wody i gwałtownego spadku prędkości prądu wody w zbiornikach zaporowych implikuje zmiany parametrów fizykochemicznych generujących zmiany troficzne. Zwiększenie stężenia składników nieorganicznych i poprawa warunków pokarmowych w zbiornikach zaporowych oraz przyległych do rzeki terenach zalewowych, zastoiskach, torfowiskach i obszarach spowolnionego przepływu tworzą warunki, w których zooplankton spotyka wszystkie niezbędne do życia warunki środowiskowe (Krylov 2008). Ta zależność ma kluczowe znaczenie dla zrozumienia rzeki Drawy, gdzie zbiornik zaporowy w Kamiennej nie był akwenem, aby stworzyć nowe i odpowiednie warunki dla rozwoju zooplanktonu. Dlatego pomimo istnienia tutaj zbiornika zaporowego, nie zaobserwowano jego żadnego wpływu na struktury zooplanktonu w Drawie. Właściwie w całym analizowanym odcinku Drawy, a dokładniej w pobliżu analizowanych stanowisk nie obserwowano wielu terenów zalewowych, ani obszarów spowolnionego przepływu. Stąd, nie występowały w Drawie siedliska odpowiednie dla rozwoju zooplanktonu. Przynajmniej na tyle, aby w istotny sposób zmienić struktury jakościowe i ilościowe zooplanktonu w dolnym biegu rzeki w stosunku do jeziora Adamowo.

Wyniki niniejszej rozprawy doktorskiej wskazują, że zbiorniki zaporowe wpływają na struktury zooplanktonu w rzekach, w różny sposób, co zależne jest od ich kształtu i czasu retencji wody. Odpowiednie do rozwoju zooplanktonu zbiorniki zaporowe oddziaływały na zooplankton w podobny sposób jak zbiorniki na dużych rzekach, jednak oczywiście w mniejszej skali. Wszystkie zbiorniki zaporowe charakteryzowały się większą wysokością zapory niż 1 m. Natomiast, Czerniawski i Domagała (2014) donoszą, że małe zapory, nawet o wysokości zaledwie 1 m, wywołują zmiany przestrzenne w strukturze zooplanktonu, podobne do tych wywołanych przez dużą tamę. Zhou i inni (2010) również badali wpływ małych, sztucznych tam na struktury zooplanktonu i również zaobserwowali zwiększoną

liczebność zooplanktonu w spiętrzonym odcinku oraz odcinków dolnych cieków w stosunku do górnych. Większość zmian w strukturach zooplanktonu zaobserwowano w spiętrzeniach o większej powierzchni, większej objętości, głębokości, szerokości i mniejszej prędkości prądu wody, czego funkcją jest czas retencji wody. Ta zależność potwierdzona jest wzrostem liczby gatunków i liczebności zooplanktonu w zbiornikach zaporowych w niniejszej pracy. Wraz z dłuższym czasem retencji wody w spiętrzeniach wzrosły również wartości tych zmiennych zooplanktonu. Najlepszymi wskaźnikami tych zmian były gwałtowny spadek liczby taksonów i liczebności zooplanktonu pelagicznego i wzrost liczby gatunków i zagęszczenia gatunków litoralowych.

W biegu wszystkich analizowanych odcinków rzek, występowały stawy hodowlane ryb, pstrągowe lub mieszane (pstrągowe i karpiove w jednym kompleksie). Obecność urządzeń hydrotechnicznych – jazów piętrzących wodę na potrzeby doprowadzenia wody do tych stawów stwarzała dogodne warunki do rozwoju zooplanktonu, zarówno pelagicznego jak i litoralowego. Stąd, te małe zbiorniki zaporowe wspólnie ze stawami hodowlanymi tworzyły kompleks hydrologiczny mający w swoim obszarze relatywnie dużą powierzchnię wód stojących będących potencjalnie dobrym miejscem do rozwoju zooplanktonu. Jednak, nie obserwowano dużych i istotnych zmian poniżej obiektów hodowlanych w stosunku do stanowisk leżących powyżej. Świadczy to o niewielkim wpływie stawów hodowlanych na obfitość zooplanktonu w rzece poniżej rowu odprowadzającego wodę z tych stawów. Być może jest to związane z charakterem stawów pstrągowych, które cechują się zdecydowanie wyższymi wartościami prędkości prądu wody w porównaniu ze stawami karpioowymi. Dlatego możliwość rozwoju w nich zooplanktonu jest bardzo utrudniona, o ile nawet niemożliwa. To przypuszczenie mogą potwierdzić wyniki i wnioski pracy wykonanej na rzece Baryczy, połączonej ze stawami karpioowymi (Czerniawski i Kowalska-Górska 2018). Autorzy wykazali, że ze względu na obecność wielu piętrzeń na Baryczy, bogactwo i obfitość dryfującego zooplanktonu są bardzo wysokie nawet na odcinkach silniejszego nurtu, aniżeli w przypadku innych rzek, a nawet w zbiornikach zaporowych innych większych rzek (Akopian i inni 1999, Doi i inni 2008, Pourriot i inni 1997). Ponadto w Baryczy piętrzenia na rzece połączone są bezpośrednio z wylotami stawów karpioowych, co umożliwia zooplanktonowi pasywny dryf ze stawów do rzeki. Czerniawski i Kowalska Górska (2018) zaobserwowali wysokie podobieństwo w obfiteści zooplanktonu między wylotami stawów karpioowych a kolejnymi miejscami na Baryczy. Wskazuje to na wpływ wylotów stawów karpioowych na obfitość zooplanktonu w Baryczy. Autorzy stwierdzili, że różnice między wpływami stawów karpioowych a spiętrzeniami na Baryczy były szczególnie widoczne,

jeśli chodzi o bogactwo i podobieństwo gatunków. Taki sam wynik uzyskano w analizowanych rzekach niniejszej dysertacji jednak dotyczył on właściwie tylko wrotków litoralowych. W Baryczy to skorupiaki były dominującymi gatunkami we wszystkich analizowanych stanowiskach rzeki, co jest niespodzianką dla tak niewielkich rzek. W badanych rzekach na potrzeby niniejszej rozprawy doktorskiej i w pracach innych autorów zooplankton w rzekach, a także w małych i dużych zbiornikach zaporowych, składa się głównie z nauplii Cyclopoida i mniejszych gatunków wrotków (Akopian 1999, Czerniawski i Domagała 2014, Doi i inni 2008, Pourriot 1997, Zhou i inni 2008). W Baryczy zaobserwowano inny układ, jednak występował on w nietypowym systemie rzeczonym. Po pierwsze na trzydziestokilometrowym odcinku Baryczy istnieje aż 41 zapór – jazów, piętrzących wodę. Sprawia to, że właściwie cały ten odcinek Baryczy jest odcinkiem spiętrzonym o spowolnionym prądzie wody. Po drugie jest to wielki, jeden z większych w Europie system stawów karpowych, funkcjonujących dzięki licznym piętrzeniom rzek, w którym skład dominujących gatunków zależał od miejsc, które zapewniały najlepsze warunki dla kolonizacji i rozwoju. W tym przypadku były to głównie stawy karpowe, których wyloty transportowały ogromną biomasę zooplanktonu do Baryczy. Spiętrzenia, w których zooplankton z dopływów pozostawał i mógł utrzymać swoją liczebność na stabilnym poziomie odgrywały mniejszą rolę niż stawy karpowe. Dominantami w wylotach stawów, które transportowane były do Baryczy, były małe wioślarki (Bosminidae i Chydoridae), które pasywnie dryfowały do Baryczy i dominowały również w rzece. Rodziny Bosminidae i Chydoridae stanowią małe gatunki, które obficie zasiedlają zarówno pelagial, jak i strefę litoralną zarówno płytkich, jak i głębokich zbiorników retencyjnych, w których mogą dominować (Gąsiorowski i Szeroczyńska 2004, Rybak i Błędzki 2010, Soto i De los Rios 2006). Odcinki poddane wpływowi stawów pstrągowych, szczególnie w Korytnicy i Krępej nie wykazywały takiego układu, w którym skład zooplanktonu byłby kształtowany głównie przez wrotki. Wnioskować tutaj można, że stawy karpowe i pstrągowe w zupełnie inny sposób oddziałują na skład jakościowy i ilościowy dryfującego zooplanktonu w rzece zasilającej te stawy. Aby w pełni zająć się problemem wpływu stawów pstrągowych na populację zooplanktonu na badanych rzekach, należałoby zbadać zooplankton w stawach i jego podobieństwo do rzek. Jednak nie było to celem niniejszej dysertacji. Można być pewnym, że dryf zooplanktonu do wylotów stawów pstrągowych (o ile w ogóle istnieje) dostarczyłby wystarczająco dużo danych do określenia wpływu tych stawów na zooplankton. Chociaż wiadomo, że populacje zooplanktonu w stawach i zbiornikach retencyjnych są zazwyczaj stabilne, a ich skład gatunkowy może różnić się

od składu gatunkowego w rzekach (Akopian i inni 1999, Cottenie i inni 2003, Doi i inni 2008, Ejsmont-Karabin 2012, Jeppesen i inni 2011, Lauridsen i inni 2012), Można zatem wnioskować, że zooplankton stawów pstrągowych był podobny do zooplanktonu na badanych rzekach. Potwierdza to teoria Cottenie i innych (2003) którzy twierdzą, że połączone ze sobą zbiorniki wodne mają podobne struktury zooplanktonu, tylko wtedy, jeśli są podobne do siebie pod względem środowiskowym. Wyniki niniejszej pracy doktorskiej pokazują, że przestrzenny układ struktur zooplanktonu w analizowanych rzekach potwierdza to prawo. Podobne środowiskowo stanowiska cechowały się wyższym podobieństwem taksonomicznym i ilościowym zooplanktonu. Oczywiście najmniejsze podobieństwo, wykazywały stanowiska względem wypływu z jeziora, co nie jest żadną niespodzianką. Ekoton jeziorny w składzie zooplanktonu zdecydowanie bardziej przypomina jezioro niż rzekę, natomiast im dalej od jeziora tym to podobieństwo w stosunku do jeziora jest mniejsze. Liczba taksonów na podobnych środowiskowo odcinkach była podobna, chociaż należy podkreślić, że w wielu przypadkach podobieństwo gatunków między tymi stanowiskami nie było zbyt wysokie. Podobieństwo taksonomiczne osiągało wysokie wartości między kolejnymi, następującymi po sobie stanowiskami. Miał na to wpływ dryf zooplanktonu z relatywnie blisko położonych od siebie stanowisk, czyli następujących po sobie. Drugi aspekt dotyczy liczby gatunków, która była bardzo stabilna na stanowiskach typowo rzecznych, jednak podobieństwo między nimi w kilku przypadkach było wysokie. Liczba gatunków była więc porównywalna na podobnych odcinkach, jednak nie zawsze była reprezentowana tymi samymi gatunkami. Gatunki były zastępowane przez inne gatunki, a liczba gatunków była stabilna i zmieniała się w niewielkim stopniu. Dlatego, jak wyjaśniono wyżej, spiętrzenia i kreowane w ich obrębie małe obiekty wodne zlokalizowane w strefie brzegowej oraz stawy hodowlane mają duży wpływ na podobieństwo i zróżnicowanie taksonomiczne i ilościowe zooplanktonu pomiędzy odcinkami rzeki. Jednak wpływ na poziom tych różnic zależą od charakteru warunków środowiskowych oferowanych przez te zbiorniki.

W każdej rzece, w której występował zbiornik zaporowy, widoczny był wzrost liczebności zooplanktonu (poza Kamienną) i spadek w dolnym odcinku rzeki poniżej zbiornika, co jest typowe dla wszystkich systemów zbiornik zaporowy-rzeka lub jezioro-rzeka (Czerniawski i Domagała 2013). Jest to zwyczajny układ, wskazujący, na wzrost obfitości zooplanktonu w spiętrzonej odcinku i jego spadek w swobodnie płynącym odcinku poniżej. Zmniejszona liczba taksonów i liczebność taksonów w stanowiskach poniżej zbiornika jest typowa ze względu kilka ważnych czynników, między innymi na drapieżnictwo ryb,

żerowanie organizmów makrobezkręgowych i sedymentację plankterów do osadów (np. Hurthinson 1971, Taylor 1980, Lair 2006, Walks i Cyr 2004, Sluss i inni 2008, Chang i inni 2008, Czerniawski i inni 2016). Wraz ze wzrostem odległości od głównego źródła produkcji materii organicznej, niezależnie czy żywej, czy martwej, którym mogą być zbiorniki wody stojącej, zastoiska, rozlewiska, czy większe sztuczne lub naturalne zatoki rzek, ilość tej zawiesiny (martwej lub żywej), w tym zooplanktonu, maleje (Allan i Castillo 2017). Te zmiany są częścią typowego procesu samooczyszczania rzeki, w którym następuje ustabilizowanie środowiska wodnego poprzez sekwencję czynników fizycznych i chemicznych oraz zmiany w cechach biologicznych, hydraulicznych i morfologicznych rzeki (Hanelore 2013).

Jak wspomniano wyżej, taki sam układ zmian zaobserwowano w analizowanych rzekach, szczególnie w obrębie gatunków stanowiących znaczny udział ilościowy w zbiornikach, z których były eksportowane w dół rzeki. Liczba taksonów i zagęszczenie zooplanktonu zmniejszało się wzdłuż odcinka rozciągającego się od jezior do piętrzeń i obiektów wodnych w strefie przybrzeżnej, a następnie od tych obiektów i piętrzeń aż do ujścia rzeki do recipienta. Biorąc pod uwagę czynniki fizyczne rzeki, które decydują o redukcji struktur zooplanktonu należy rozważyć czynniki hydrauliczne. Tempo redukcji tych struktur zależy przede wszystkim od nasilenia turbulencji, wartości prędkości prądu wody i morfologii koryta. Parametry te decydują o uszkodzeniach mechanicznych ciała zooplanktonu i jego sedymentacji do osadów dennych. Drugim czynnikiem ograniczającym liczebność zooplanktonu w wypływach z jezior i w odcinkach położonych niżej jest wyjadanie go przez organizmy. Głównym powodem zmniejszenia liczby taksonów, a szczególnie liczebności zooplanktonu zarówno w jeziorach i rzekach jest drapieżnictwo ryb (Walks i Cyr 2004, Czerniawski i Domagała 2013). Do największych redukcji struktur zooplanktonu w analizowanych rzekach dochodziło w pierwszym odcinku poniżej jezior, pomiędzy odpływem a stanowiskiem 2, z pewnością z powodu występowania tam największych ilości narybku (Chang i inni 2008, Czerniawski i Domagała 2010, Lair 2006). Cytowani autorzy zaobserwowali, że największe organizmy planktonowe, *Daphnia* sp. i dojrzałe Copepoda, jako pierwsze ulegają redukcji liczebności, a następnie mniejsze skorupiaki z rzędu Cladocera, a wrotki i nauplii cechują się najwolniejszą redukcją. Przyczyną tego zróżnicowania w redukcji liczebności jest selekcja wielkościowa zooplanktonu przez ryby, co jest jednym z głównych czynników determinujących strukturę skorupiaków, zwłaszcza *Daphnia* sp. i dojrzałych Copepoda w wodach płynących (Walks i Cyr 2004, Lair 2006, Basu i Pick 1997). Jednak ryby nie mają aż tak negatywnego wpływu

na skład drobnych wrotków w rzekach jak na duże skorupiaki (Chang i inni 2008, Akopian i inni 1999, Romare i inni 1999). Podobny układ redukcji zaobserwowano w wypływach z jezior w niniejszej dysertacji. Brak dużych skorupiaków również w zbiornikach zaporowych można wyjaśnić występowaniem małych ryb karpioatych żerujących na relatywnie dużym zooplanktonie (Gliwicz 1986, Estlander i inni 2009). Podobnie, poniżej zbiorników zaporowych i analizowanych w niniejszej pracy jezior spadek liczebności dużych skorupiaków, który był największy spośród badanych grup zooplanktonu z pewnością był dodatnio skorelowany z biomasą małych ryb karpioatych. W każdym z analizowanych odpływów rzek z jezior obserwowano liczne populacje ryb karpioatych, głównie osobników płoci i uklei. Czerniawski i Domagała (2013) znaleźli również silną dodatnią korelację między redukcją biomasy dojrzałych skorupiaków w odpływach jezior a biomasą ryb karpioatych, głównie płoci i uklei. Oczywiście, skala tych zmian jest na w przypadku jezior inna niż w przypadku zbiorników zaporowych, ponieważ w wypływach z jezior żyje zdecydowanie więcej ryb niż w wypływach z małych zbiorników zaporowych i w samych zbiornikach zaporowych. W małych rzekach spiętrzonych przez człowieka lub przez bobry obserwuje się niską liczbę ryb karpioatych w porównaniu do jezior (Czerniawski i inni 2010). Dlatego w spiętrzeniach mogą rozwijać się i utrzymać swoje zagęszczenie nawet większe skorupiaki o dużej masie ciała. Ponadto, w takich zbiornikach zaporowych mogą też występować bardziej licznie małe wrotki planktonowe jako pomijane przez ryby. Zaobserwowano taki układ w zbiornikach zaporowych niniejszej rozprawy, jednak nie były to liczebności tych zwierząt na tyle duże, aby wykazać wyższą ich dominację ilościową.

Podkreślić należy, że skuteczność żerowania ryb na zooplanktonie zależy od wielu czynników środowiskowych. Wissel i inni (2003) twierdzą, że mniejsza obfitość zooplanktonu może być spowodowana zwiększoną przezroczystością wody, co ułatwia żerowanie ryb. Wyniki niniejszej rozprawy odnoszące się do skuteczności żerowania ryb na zooplanktonie w sekcji odpływowej jezior były również pośrednio zależne od warunków przezroczystości wody, związanej ze statusem troficznym jeziora. Mniejsza redukcja występowała na wypływie Korytnicy z bardzo zeutrofizowanego jeziora Nowa Korytnica czy Mierzęckiej Strugi z równie zeutrofizowanego jeziora Wielgie niż w wypływie Słopicy z mezotroficznego jeziora Dominikowskiego czy Krępie z jeziora Marianowskiego. Wyższe wartości turbulencji i prędkości prądu wody mogą mieć negatywny wpływ na skuteczność drapieżnictwa ryb na zooplanktonie, na żerowanie przez organizmy filtrujące, przez makrozoobentos, (Chang i inni 2008, Czerniawski i inni 2013, Nielsen i inni 2013, Thorp i Casper 2003). Na analizowanych rzekach, szczególnie w odpływach z jezior nie

obserwowano zbyt wysokich wartości prędkości prądu wody, około  $0,25 \text{ m s}^{-1}$ . Jednak wraz z oddalaniem się od ostatniego miejsca rozwoju zooplanktonu jego struktury wraz ze stężeniem chlorofilu *a* ulegały szybszej redukcji w odcinkach o większej wartości prędkości prądu wody.

Można przypuszczać, że na wielkość redukcji liczebności zooplanktonu w badanych rzekach wpływ miały także w pewnym stopniu warunki świetlne. Ponieważ wszystkie rzeki różniły się między sobą warunkami świetlnymi. Na przykład Mierzęcka Struga na swoim długim odcinku od jeziora biegła terenem właściwie niezacienionym, podczas gdy Drawa prawie do samego ujścia do Noteci płynęła przez obszary leśne. Jednak, między wszystkimi badanymi rzekami nie obserwowano znacznych rozbieżności w redukcji zagęszczenia poszczególnych grup zooplanktonu. Jednak analizując wszystkie wyniki redukcji zooplanktonu, nie można do końca uznać, że wpływ warunków świetlnych na redukcję zooplanktonu odegrał jedną z kluczowych ról. Efekt pozytywnego wpływu natężenia światła na zdolności żerowania ryb opisano w kilku publikacjach (Gliwicz 1986, Zaret i Suffern 1976). Ryby żerują intensywnie do momentu, w którym zooplankton jest widoczny na jasnym tle nieba, czyli do zmierzchu (Gliwicz 1986). Podobne wyniki zaobserwowali Czerniawski i inni (2018) podczas badania całodobowej redukcji struktur zooplanktonu w rzekach. Stwierdzili oni, że intensywne żerowanie ryb na zooplanktonie zaczyna się już o świcie i trwa do zmierzchu, w porach, które znacznie różnią się natężeniem światła od godzin dziennych, np. południowych. Zarówno o świcie, zmierzchu czy podczas dnia wielkość tej redukcji jest podobna. Świadczy to o tym, że nawet tak duże różnice w natężeniu światła, w ciągu dnia jak zacienienie przez drzewa, czy zachmurzenie nie są żadną przeszkodą dla ryb podczas ich efektywnego żerowania na dryfującym zooplanktonie. Ta efektywność jest bardzo podobna do tej podczas pełnego nasłonecznienia. Wzrost liczebności dryfującego zooplanktonu w odpływach jezior następuje latem od godziny 17.00 aż do jego szczytu w godzinach zmierzchu, przed zachodem Słońca (Czerniawski i inni 2018). Wynik ten wskazuje, że wraz z malejącym natężeniem oświetlenia po godzinie 17:00 plankton pelagiczny i skorupiaki migrują do górnych sekcji badanych jezior, a następnie z wodami powierzchniowymi są wymywane do odpływów. Powyżsi autorzy, twierdzą, że natężenie oświetlenia od 17:00 do 20:00, chociaż zdecydowanie niższe niż w ciągu dnia jest wystarczające dla ryb do pobierania zooplanktonu, zwłaszcza dojrzałych skorupiaków. Podobny układ opisany został przez Gliwicza (1986) w afrykańskim jeziorze Cohora Bassa w godzinach wieczornego zmierzchu przed wschodem księżyca, gdy migracja zooplanktonu do warstw powierzchniowych jeziora jest najbardziej intensywna i obserwuje się intensywny wzrost

żerowania planktonożernych słodkowodnych sardeli. Sardele najefektywniej żerowały wtedy na zooplanktonie w nocy, gdy po zachodzie słońca podczas pełni księżyca planktery były widoczne dla ryb na tle poświaty księżyca. Jednak w badaniu (Czerniawskiego i innych 2018) podobny układ raczej nie został zaobserwowany o świcie, czyli o najbardziej podobnych do opisywanych przez Gliwicza warunkach świetlnych. Malejąca obfitość zooplanktonu, zwłaszcza dorosłych skorupiaków, w odpływach rozpoczęła się o godzinie 06:00, co może wskazywać na to, że narybek nasycił się pokarmem-dryfującym zooplanktonem wieczorem poprzedniego dnia i ukrył się przed innymi drapieżnikami, przed świtem, który miał miejsce o 04:00 godzinie. Jak powszechnie wiadomo, żerowanie ryb jest najbardziej intensywne wieczorem (Gliwicz 1986). Wyniki Czerniawskiego i innych (2018) pokazują, że latem w odpływach rzek z jezior w klimacie umiarkowanym liczebność zooplanktonu jest stosunkowo stała w godzinach od 06:00 do 16:00 przy wielkościach natężenia światła wynoszących około 1200-5400 lx, co świadczy o podobnej efektywności żerowania ryb na zooplanktonie w tych godzinach i w tym zakresie natężenia światła. Podobnego zdania są Czerniawski i Domagała (2013), którzy badając dzienne redukcje struktur zooplanktonu w kilkunastu ciekach uchodzących z jezior, stwierdzili różnice w natężeniu światła pomiędzy rzekami, jednak nie zaobserwowali żadnego wpływu tych różnic na wielkość redukcji, co świadczy o wystarczającym dla żerowania ryb natężeniu światła nawet w ciekach całkowicie zacienionych. Dlatego, również w niniejszych badaniach nie obserwowano zbyt dużych różnic w redukcji zooplanktonu pomiędzy rzekami w zakresie tego parametru, stąd należy uznać, że efektywność żerowania ryb na zooplanktonie względem warunków świetlnych była podobna pomiędzy wszystkimi rzekami. Stąd, dzienne natężenie oświetlenia niezależne od wielkości zachmurzenia lub zacienienia jest wystarczające dla ryb do żerowania na zooplanktonie. Na podstawie wyników niniejszej rozprawy doktorskiej wyraźnie potwierdza się dzienny wzorzec redukcji zooplanktonu w odpływach jezior, bez względu na stopień zacienienia poszczególnych odcinków rzek.

Allan i Castillo (2007) oraz Hieber i inni (2003) stwierdzili, że znacznie większa liczba organizmów makrozoobentosowych występuje w prądzie wody w nocy niż w ciągu dnia. Podobny wzorzec obserwuje się w strukturach zooplanktonu w prądzie wody. W nocy obfitość skorupiaków Cladocera, Copepoda i Rotifera jest znacznie wyższa niż w ciągu dnia, co sugeruje dobową migrację pionową (Schram i inni 1998, Thorp i Casper 2002). Można więc wnioskować, że w sekcjach wylotowych jezior obfitość zooplanktonu dryfującego, ale wcześniej wymytego z substratu lub obszarów wody o niskim prądzie wody jest większa w nocy (Schram i inni 1998, Casper i Thorp 2007, Czerniawski i Domagała



2010b, Nielsen i inni 2005, Czerniawski 2013). Dodatkowo, z wyjątkiem bentosowych Rotifera, obserwowano te same gatunki w górnym i dolnym odcinku rzeki.

Wpływ na redukcję zooplanktonu w odcinkach poniżej jeziora mogło mieć jeszcze żerowanie makrobezkręgowców. Jednak nie wydaje się, aby ten czynnik w istotny sposób wpływał na tempo redukcji zooplanktonu, a na pewno nie tak istotnie jak żerowanie ryb. Jedynymi bezkręgowcami mogącymi relatywnie istotnie wpływać na redukcję struktur zooplanktonu są małże z rodziny skójkowatych (Thorp i Casper 2002). Oczywiście zjawisko żerowania bezkręgowców na zooplanktonie nie zostało zbadane w niniejszej pracy, jednak obserwacje licznie gromadzących się ryb w każdym odpływie pozwalają twierdzić, że to one są głównym powodem redukcji zooplanktonu, co potwierdzają też inne badania wykonane w tym temacie. Na podstawie powyższych, zacytowanych publikacji, można stwierdzić, że jeśli ryby ignorowały lub nie zauważyły drobnych dryfujących organizmów planktonowych, np. wrotków i naupliusów, to wtedy główną przyczyną ich redukcji była najprawdopodobniej sedymentacja do osadów lub żerowanie makrobezkręgowców. Niemniej jednak, redukcja liczebności małych drobnych plankterów w każdym odpływie była zdecydowanie mniejsza niż skorupiaków. Czerniawski i inni (2018) twierdzą, że sedymentacja i ewentualna filtracja zooplanktonu przez małże jest głównym powodem redukcji zooplanktonu w rzekach, ale jedynie w porach nocnych, kiedy brak światła uniemożliwia rydom żerowanie na dryfującym zooplanktonie. Jednak generalny odsetek redukcji drobnych plankterów jest bardzo podobny w ciągu dnia i w nocy. Świadczy to o małym zainteresowaniu ryb drobnymi dryfującymi plankterami nawet w ciągu dnia. W ciągu nocy gwałtownie spada redukcja dużych plankterów, głównie skorupiaków, a w ciągu dnia gwałtownie wzrasta. Stąd, w ciągu dnia zmniejszenie liczby widłonogów i wioślarek jest głównie spowodowane drapieżnictwem ryb, a w mniejszym stopniu przez sedymentację, uszkodzenia mechaniczne lub żerowanie makrobezkręgowców. Natomiast w nocy ta redukcja jest najprawdopodobniej spowodowana tylko sedymentacją, uszkodzeniami mechanicznymi lub żerowaniem makrobezkręgowców, głównie małży.

Wyraźna redukcja struktur małych skorupiaków, takich jak Bosminidae i Chydoridae, w odniesieniu do drapieżnictwa ryb jest niezgodna z wynikami kilku badań eksperymentalnych, w których nie stwierdzono istotnego negatywnego wpływu obecności ryb na liczebność *Bosmina* sp. lub *Diaphanosoma* sp. (Richardson i Bartsch 1997, Thorp i Casper 2002). Jednak Jack i Thorp (2002) twierdzili, że niski wskaźnik relacji między drapieżnikami a powyższymi gatunkami lub niektórymi *Daphnia* sp. i stosunkowo wysoka liczebność widłonogów mogą skłonić ryby do skierowania swoich wysiłków żerowania na większe i tym

samym bardziej obfite ofiary w postaci widłonogów. Dlatego można przypuszczać, że wpływ narybku na struktury małych skorupiaków jest również istotny, zwłaszcza gdy występują one w wysokich zagęszczeniach, co potwierdzają inni autorzy.

Na podstawie wyników badań innych autorów studiujących oddziaływanie ryb na liczebność zooplanktonu (wskazanych wyżej) oraz wyników niniejszej rozprawy doktorskiej widać, jak bardzo rozprzestrzenianie się zooplanktonu zależy od rozmiaru ciała różnych taksonów. Wśród Rotifera wszystkie małe pelagiczne wrotki mogą przemieszczać się najdalej zarówno w ciągu dnia, jak i w nocy. Duże skorupiaki mają najmniejszą szansę na szerokie rozprzestrzenianie się, zwłaszcza duże skorupiaki z rodzaju Cladocera i kopepodity oraz dorosłe widłonogi. Jednak szerokie rozprzestrzenianie się widłonogów może być możliwe ze względu na mały rozmiar nauplii, które wykazywały niewielkie redukcje liczebności w sekcjach odpływu jezior. Dlatego nauplii mogą dryfować w dół rzeki i znaleźć dobre warunki do rozwoju. Wśród skorupiaków, co pokazały wyniki niniejszej pracy, najczęściej spotykane w odcinkach poniżej jezior lub zbiorników zaporowych są właśnie widłonogi (Maier i inni 2011). Wynik ten może być spowodowany rozprzestrzenianiem się osobników dorosłych, co jest wątpliwe ze względu na ich rozmiar ciała lub rozprzestrzenianiem się nauplii, które następnie rozwijają się w odpowiednich mezohabitatach w dolnych odcinkach. Chociaż to założenie jest spekulacyjne, powinno zostać zweryfikowane w przyszłych badaniach.

Oczywiście, autor niniejszej rozprawy doktorskiej jest świadomy faktu, że redukcja liczebności struktur zooplanktonu w sekcjach odpływowych jezior może różnić się w innych porach roku aniżeli w okresie letnim. Jesienią i zimą zagęszczenie narybku lub ryb żerujących w wypływach jezior jest znacznie niższe w porównaniu do lata, dlatego wszystkie organizmy planktonowe mogą dryfować znacznie niżej, w okresie letnim. Podobny układ do zaobserwowanego w niniejszym badaniu mógłby również wystąpić wiosną, gdy następuje wylęganie się ryb. Badania potwierdzają, że redukcja struktur zooplanktonu zimą jest niższa niż latem (Czerniawski i Domagała 2010a, 2012). Jednak należy tutaj brać pod uwagę redukcję opartą o wielkości procentowe, a nie o absolutne wartości, ponieważ liczebność dryfującego zooplanktonu latem jest znacznie niższa niż jesienią czy zimą. Ponadto redukcja struktur zooplanktonu może być inna w odpływach większych strumieni lub dużych rzek, a długość dnia, czyli względnie dobre warunki świetlne, pora roku lub warunki morfologiczne odcinków odpływowych jezior mogą mieć różny wpływ dla kształtowanie troficznych warunków rzek spowodowanych właśnie pasywnym rozprzestrzenianiem się w nich zooplanktonu poniżej jezior lub zbiorników zaporowych. W niniejszej rozprawie doktorskiej

celowo wybrano letnie miesiące, czas pełnej wegetacji roślinnej i największych liczebności zooplanktonu, aby uzyskać porównywalne warunki liczebności i liczby taksonów w całym okresie badań (w każdym miesiącu). Ponadto, w okresie tym, jak wspomniano wyżej trwa najintensywniejsze żerowanie ryb, mające największy wpływ na struktury zooplanktonu w odcinkach rzek, położonych poniżej jezior.

W jeziorach zooplankton jest silnie zależny od czynników abiotycznych i biotycznych decydujących o warunkach pokarmowych (Devetter 1998, Jeppesen i inni 2005, Ratushnyak i inni 2006, Żurek 2006, Dodson i inni 2009, Estlander i inni 2009). Dlatego w ciekach wodnych wypływających z jezior największą liczebność zooplanktonu notuje się latem w odpływach z jezior wysoko zeutrofizowanych, co jest związane ze wzrostem stężenia składników odżywczych i materii organicznej w takich jeziorach. To zjawisko było dobrze widoczne w Drawie, Korytnicy i Mierzęckiej Strudze, rzek wypływających z jezior Adamowo, Nowa Korytnica i Wielgie, w których od wielu lat występuje bardzo silny zakwit wody. W wypływach z tych jezior, wysoko zeutrofizowanych obserwowano relatywnie niską liczbę taksonów, szczególnie w Mierzęckiej Strudze wypływającej z hipertroficznego jeziora Wielgie. Oczywiście, na zooplankton wszystkich odpływów miały wpływ warunki chemiczne i biologiczne jezior, ale tylko w początkowym odcinku wypływu. Natomiast w dolnych, typowo rzecznych odcinkach struktura zooplanktonu była kształtowana przez lokalne warunki hydrologiczne i biologiczne.

Liczba taksonów i liczebność zooplanktonu w rzekach uchodzących z jezior zależą głównie od warunków pokarmowych tych jezior, z których ten zooplankton jest wynoszony, ale zwiększenie reprodukcji zooplanktonu w rzekach zależy w dużej mierze od czynników fizycznych, w szczególności od warunków hydrologicznych (Basu i Pick 1996, Viroux 2002, Thorp i Casper 2003, Thorp i Mantovani 2005). Główne zmienne środowiskowe wpływające na wzrost bogactwa i obfitości zooplanktonu w analizowanych rzekach, głównie w odniesieniu do zbiorników zaporowych to z całą pewnością: spadek prędkości prądu wody, dłuższy czas retencji wody lub większe obszary stref otwartych wody – pelagicznych, większa liczba obszarów z małą prędkością prądu wody, terenów zalewowych i przyległych niewielkich zbiorników wodnych (Richardson 1992, Zhou i inni 2008, Nielsen i inni 2013, Czerniawski i Domagała 2014). Obecność zbiorników zaporowych na tyle zmienia warunki środowiskowe rzeki, że są one podobne do warunków typowych zbiorników limnicznych umożliwiających masowy rozwój zooplanktonu, a głównym tego czynnikiem są niskie wartości prądu wody (Sługocki i inni 2021). Niskie wartości prędkości prądu wody zaobserwowane w badanych spiętrzeniach sprzyjały występowaniu zooplanktonu

i zwiększeniu jego populacji. Natomiast w odcinkach o silniejszym prądzie wody organizmy typowo planktonowe, pelagiczne nie były w stanie się rozwijać i w związku z tym nie są typowym komponentem wśród żywych organizmów dla rzek i strumieni (Allan i Castillo 2007, Ejsmont-Karabin i Kruk 1998). Oprócz swobodnie płynących odcinków rzek, takim przykładem był też zbiornik zaporowy elektrowni Kamienna na Drawie, cechujący się prędkością prądu wody równą lub wyższą od  $25 \text{ cm}^{-1}$ .

Rzoska (1976) twierdzi, że rozmnażanie zooplanktonu jest mało prawdopodobne w wodzie o prędkości przepływu  $>0,40 \text{ m/s}$ . Ta wartość wydaje się jednak zbyt wysoka dla płytkich strumieni. Większość gatunków zooplanktonu i w ogóle mikrofauny nie jest w stanie utrzymać swoich wysokich liczebności i przez to przetrwać w rzece, jeśli prędkość prądu wody jest wyższa niż  $10 \text{ cm s}^{-1}$  (Lair 2006, Richardson 1992). Potwierdzono to również z badaniami niniejszej rozprawy, szczególnie pobierając próbę poniżej niektórych zbiorników zaporowych lub piętrzeń, np. w Mierzęckiej Strudze, Krępie czy Słopiczy, gdzie ruch wody był niewielki, a w strefie otwartej wody lub w zatokach woda była stojąca. Czerniawski (2012) zauważył, że w małym strumieniu polnym skorupiaki planktonowe mogą przetrwać i rozmnażać się w prędkości przepływu wody poniżej  $5 \text{ cm s}^{-1}$ . W małym zbiorniku badanym przez Czerniawskiego i Domagałę (2014) prędkość przepływu wody, średnio  $5,3 \text{ cm s}^{-1}$ , była wystarczająco niska dla rozmnażania skorupiaków i wrotków. Czerniawski i Sługocki (2017) prowadząc badania zooplanktonu w rowach melioracyjnych zaobserwowali, że obfitość wielu taksonów była znacznie wyższa w rowach o prędkości przepływu  $<10 \text{ cm s}^{-1}$  niż w rowach o prędkości przepływu  $>10 \text{ cm s}^{-1}$ . Ponadto, Czerniawski (2012), Czerniawski i Domagała (2014) oraz Czerniawski i Sługocki (2017) zaobserwowali w małych zbiornikach zaporowych, rowach i wolno płynącym polnym cieku częste występowanie małych gatunków Cladocera, które również w niniejszej rozprawie doktorskiej występowały, jako jedyne wioślarki w dolnym biegu rzek. Richardson (1992) i De Bie i inni (2008) twierdzą, że przewaga małych Cladocera w wodach lotycznych może wynikać z faktu, że ich gatunki żyją w bliskim związku z podłożem lub wykazują silny związek z siedliskami przybrzeżnymi, typowo litoralowymi, które w zastoiskach rzek, zbiorników zaporowych występują. W związku z tym są one podatne na wymywanie ich do nurtu rzeki i dalej pasywny transport w dół rzeki. Richardson odnotował również, że całkowite wymywanie populacji mikroskorupiaków może wystąpić przy prędkościach wody  $>2,5 \text{ cm s}^{-1}$  dla *Daphnia* sp.  $>3,2 \text{ cm s}^{-1}$  dla *Scapholeberis* sp. i  $>7,73 \text{ cm s}^{-1}$  dla dojrzałych widłonogów. W badanych rzekach te taksony obserwowano w małej liczbie na stanowiskach o prędkości przepływu wody wyższej niż  $10 \text{ cm s}^{-1}$ , a ich przetrwanie w tych systemach prawdopodobnie było również

silnie determinowane dostępnością schronień przed przepływem i zdolnościami pływania gatunków lub unikaniem przepływu (De Bie i inni 2008). Ujemne relacje między zagęszczeniem zooplanktonu a prędkością prądu wody uzyskane w niniejszej rozprawie doktorskiej wskazują, że zapory skutecznie hamują prędkość przepływu wody w rzekach, zwiększają czas retencji wody i tworzą dogodne warunki dla rozwoju zooplanktonu. Ponadto, zagęszczenie zooplanktonu, zwłaszcza planktonowego zooplanktonu i taksonów niewystępujących w odpływie jezior, była istotnie dodatnio skorelowana z zawartością chlorofilu *a*, która również wzrastała w piętrzeniach. Stąd, w piętrzeniach dochodziło do poprawy warunków pokarmowych dla filtrującego zooplanktonu, w wyniku produkcji glonów planktonowych. Taka korelacja jest częściej obserwowana w wodach stojących (Gołdyn i Kowalczyńska-Madura 2008, Kamarainen i inni 2008, Lévesque i inni 2010) i wodach wolno płynących (Czerniawski 2012). Jednakże w rzekach o szybkim prądzie wody tej korelacji się nie obserwuje (Basu i Pick 1997). Dlatego w każdym systemie rzeka-zbiornik zaporowy, w którym zmiany wartości fizykochemicznych, hydrologicznych i chlorofilu *a* były istotne, wpływ tych piętrzeń na zooplankton rzek był również istotny. Ponadto, na wartości chlorofilu *a* prawdopodobnie mogło wpływać zacienienie cieku. Jednak nie badano wpływu warunków świetlnych na stężenie chlorofilu *a* w piętrzeniach.

W porównaniu z pelagicznymi wrotkami lub innymi grupami zooplanktonu, bentosowe wrotki wykazywały wyższe zagęszczenie, a z pewnością większy udział procentowy w dolnych odcinkach rzek niż w odcinkach odpływu rzeki z jeziora. Dlatego ich zagęszczenie nie zmniejszało się tak bardzo jak gatunków pelagicznych, ale wzrastało w sekcjach dolnych. Litoralowe gatunki wrotków związane są z dnem lub strefami litoralnymi pokrytymi makrofitami (Czerniawski 2012, Fontaneto i inni 2005, Zhou i inni 2008). Dlatego wysokie zagęszczenie wrotków litoralowych w sekcjach odpływu mogła być związana z siłą prądu wody, który wymywał osobniki z substratu. Wrotki litoralowe, obserwowane są w dryfie rzek, wtedy gdy prąd wody jest relatywnie silny, przynajmniej  $0,3 \text{ m s}^{-1}$  aby oderwać te organizmy od substratu (Zhou i inni 2008, Czerniawski i Domagała 2010b). Badane odcinki odpływowe jezior cechowały się stosunkowo dużym pokryciem dna makrofitami, szczególnie wypływ Korytnicy, który był źródłem litoralowych Rotifera w nurcie rzeki. Zmienność liczebności innych grup zooplanktonu w sekcjach odpływowych różniła się w zależności od parametrów środowiskowych odpływu. Wysokie wartości przepływu, prędkości prądu wody lub głębokości oraz dużej mętności wody sprzyjają rozprzestrzenianiu się organizmów planktonowych w rzece (Czerniawski i Domagała 2013, Walks i Cyr 2004, Campbell 2002, Czerniawski i Pilecka-Rapacz 2011, Czerniawski

i Domagała 2010b). W miarę wzrostu przepływu, głębokości i prędkości prądu, odległość dryfu zooplanktonu również wzrasta. Niniejsze badania wskazują, że najmniejsze redukcje występują w najszerszych i najgłębszych odcinkach, poddanych dużemu stężeniu zawiesiny. Ponadto jak podkreślono wyżej, pozytywny wpływ biomasy ryb na zmniejszenie liczebności zooplanktonu zależy od warunków środowiskowych odpływów. Czerniawski i inni (2018) wykazali na przykład, że w odpływach rzek o dużej mętności redukcja liczebności zooplanktonu jest niższa niż w odpływach rzek o wysokiej przezroczystości wody. Stąd, drapieżnictwo ryb powoduje największe redukcje zagęszczenia zooplanktonu, ale warunki środowiskowe rzeki determinują efektywność żerowania ryb na zooplanktonie.

Ze względu na małą głębokość badanych rzek, np. Krępy czy Słopicy mogło z jednej strony dochodzić do wymywania organizmów litoralowych z dna, ale z drugiej strony do szybszej sedymentacji do osadów dennych organizmów pelagicznych. Tym samym redukcja struktur zooplanktonu w płytkich małych rzekach była szybsza niż w większych. Podobny układ zauważyli (Czerniawski i Domagała 2014) w odniesieniu do redukcji liczebności zooplanktonu poniżej małych tam. Chang i inni (2008) twierdzili również, że sedymentacja organizmów zooplanktonowych powoduje zmniejszenie ich liczebności w sekcjach odpływowych, choć drapieżnictwo przez młode ryby jest bardziej istotną przyczyną tego spadku. Żerowanie makrozoobentosu może również wyjaśniać zmniejszenie liczebności zooplanktonu w sekcjach odpływowych. Jednak wpływ makrozoobentosu na struktury zooplanktonu jest raczej niewielki (Chang i inni 2008, Taylor 1980, Cobbaert i inni 2010, Czerniawski 2012). Thorp i Casper (2002) pokazali, że inwazyjne małże *Dreissena polymorpha* mogą znacząco zmniejszyć liczebność zooplanktonu. Jednak w badanych sekcjach odpływowych tych mięczaków albo nie obserwowano lub występowały w niewielkich zagęszczeniach.

Wpływ na wynik podobieństwa taksonomicznego - Jaccarda i ilościowego – Bray’a Curtis’a zooplanktonu w rzekach pomiędzy stanowiskami badawczymi może mieć charakter koryta rzeki. Wyniki niniejszej rozprawy pokazały, że w rzekach, a raczej pomiędzy odcinkami o uregulowanym charakterze, a więc o niższej wartości wskaźnika rozwinięcia biegu rzeki podobieństwo taksonomiczne i ilościowe zooplanktonu było większe. Było one charakteryzowane głównie drobnymi gatunkami wrotków. Należy jednak podkreślić, że ogólnie podobieństwo taksonomiczne i ilościowe między stanowiskami górnego odcinka i dolnego, we wszystkich rzekach nie było wysokie. Z reguły górny odcinek będący pod silnym wpływem jeziora był uregulowany, znajdował się w obrębie miejscowości. Podobny układ podobieństw zaobserwowali Czerniawski i Domagała (2010) porównując

ze sobą rozkład przestrzenny zooplanktonu w dwóch rzekach różniących się od siebie stopniem naturalności koryta. Powyżsi autorzy tłumaczyli różnicę w podobieństwie taksonomicznym między tymi rzekami, konsekwencją dużych różnic w warunkach hydrologicznych tych dwóch cieków. Rzeką o jednolitym charakterze hydrologicznym, przekształcona i tym samym większej prędkości prądu wody pozwalała na odleglejszy dryf zooplanktonu niż rzeka z nieregularnym, bardziej naturalnym korytem i rozlewiskami, czyli typowymi dla naturalnej rzeki elementami, które wyhamowują prędkość prądu wody. Podobny układ zaobserwowano w niniejszej rozprawie doktorskiej. Odcinki naturalne, różniły się od siebie bardziej pod względem taksonomii i liczebności zooplanktonu niż nienaturalne. W odcinkach naturalnych, szczególnie w odcinkach o wolniejszym prądzie wody dryfujący martwy zooplankton mógł sedimentować do osadów, z kolei w zastoiskach czy kałużach mógł się rozwijać, z których był wymywany do głównego koryta, a miejscach bystrzy w korycie mógł być wymywany z dna czy z roślinności i trafiać do dryfu. Autor niniejszej rozprawy doktorskiej oraz Czerniawski i Domagała (2010) dowodzą tym samym, że cieki o nienaturalnym, uregulowanym charakterze mogą mieć większy wpływ na przekazywanie żywej i martwej materii organicznej do dolnych odcinków cieku, a nawet do recipientów. Jednak jak zaznaczono wyżej, w przypadku dryfującego zooplanktonu wpływ ten jest określony głównie udziałem małych Rotifera lub juvenilnych stadiów Copepoda, które często są obserwowane w planktonie rzeczonym (Szlauer 1977, Czerniawski 2008, Illyová i inni 2008). Można tutaj postawić wniosek, że im koryto rzeki jest mniej naturalne tym większe podobieństwo taksonomiczne obserwuje się pomiędzy poszczególnymi odcinkami tej rzeki. W przypadku rzeki cechującej się większą naturalnością koryta układ ten jest odwrotny. Warto także tutaj przytoczyć wyniki badań Nielsen i inni (2005) które wskazują, że zooplankton w rzekach różni się bardziej pod względem parametrów ilościowych niż jakościowych. W niniejszej pracy doktorskiej analiza składu jakościowego i ilościowego zooplanktonu wykazała również mniejsze różnice między wypływem z jeziora a stanowiskami położonymi niżej pod względem składu taksonomicznym w porównaniu do liczebności. Również w pozbawionych wpływu odcinkach rzek różnice pomiędzy stanowiskami w zakresie liczebności zooplanktonu były większe niż w przypadku liczby taksonów. Jednak im rzeka posiadała większy przepływ tym podobieństwo taksonomiczne i ilościowe w stosunku do wypływu jeziora sięgało bliżej, w rzece z mniejszym przepływem układ ten był odwrotny. Zależało to dodatkowo od stopnia przekształcenia koryta. W korytach naturalnych wyższe podobieństwo obu struktur sięgało bliższej odległości od wypływu z jeziora. Stąd, w rzekach o większym przepływie oddziaływanie jeziora na zooplankton

w niższych sekcjach rzeki jest mniejsze niż w rzekach o mniejszym przepływie. Jednak dotyczy to tylko rzek, których odcinek poddany wypływowi z jeziora nie jest przekształcony. Dobrym przykładem jest tutaj Drawa, której odcinek poniżej jeziora jest relatywnie słabo przekształcony i w związku z tym podobieństwo jakościowe i ilościowe zooplanktonu jest tutaj niewielkie. Z kolei w Mierzęckiej Strudze, rzece o drugim w kolejności przepływie to podobieństwo między wypływem a dolnymi sekcjami jest duże, W tym wypadku wynika to z dużego przekształcenia tego odcinka rzeki. Stąd, oddziaływanie jeziora na struktury zooplanktonu tej rzeki odbywa się na dłuższym odcinku.

Próbując szczegółowo opisać wpływ charakteru rzeki (stopnia naturalności) na podobieństwo taksonomiczne i ilościowe zooplanktonu pomiędzy odcinkami, należy wziąć pod uwagę warunki biologiczne i behavior poszczególnych gatunków zooplanktonu. Jak wspomniano wyżej na niektórych stanowiskach leżących w dolnym odcinku następował wzrost liczebności niektórych grup zooplanktonu, a właściwie ich procentowego udziału w stosunku do odcinków zlokalizowanych w górnym odcinku. Jest to nietypowy układ dla przestrzennego rozmieszczenia dryfującego zooplanktonu w rzece poniżej jezior. Generalnie zakłada się, że liczebność i biomasa zooplanktonu maleją wraz z odległością od jeziora (Armitage i Capper 1976, Sandlund 1982, Walks i Cyr 2004, Illyova i inni 2006, Chang i inni 2008, Illyova i inni 2008). Jednak w warunkach środowiskowych badanych cieków występowały drobne zbiorniki wodne związane z korytem, miejsca porośnięte gęsto roślinnością, które miały bezpośredni wpływ na rozwój nowych gatunków, nieobserwowanych na stanowiskach zlokalizowanych w górnym biegu. I tak, w przypadku Rotifera, szczególnie litoralowe gatunki mogły namnażać się na rozlewiskach, w kałużach i strefach przybrzeżnych porośniętych roślinnością, a stamtąd być wymywane przez prąd rzeki (Schiemer i inni 2001, Thorp i inni 2006). W tych samych odcinkach zanotowano także, wyższą liczbę gatunków litoralowych Cladocera, jednak nie był to tak istotny wzrost jak w przypadku wrotków. Jak podaje Estlander i inni (2009) oraz Kuczyńska-Kippen i Nagengast (2006) liczebność Cladocera wzrasta wraz ze wzrostem powierzchni dna porośniętej przez roślinność. W każdej rzece, w której warunki hydrologiczne, a szczególnie płytkie zbiorniki zaporowe pozwoliły na porośnięcie dna makrofitami obserwowano niewielki wzrost liczebności wioślarek. Szczególnie w Korytnicy i w Słopicu.

Według wielu autorów, dno pokryte makrofitami i obecność ryb są najważniejszymi czynnikami, które determinują strukturę ilościową zooplanktonu, nie tylko w rzekach, ale także w jeziorach (Scheffer, 1998 Kornijów i inni 2005, Kuczyńska-Kippen i Nagengast 2006). Niewielka liczebność Copepoda w analizowanych rzekach niniejszej rozprawy może



być również wyjaśniona ich behawiorem, a szczególnie możliwością ucieczki przed żerującymi rybami (Gliwicz 1985, O'Brien 1987). Można tutaj wskazać na negatywną zależność pomiędzy porośnięciem dna makrofitami a skutecznością żerowania ryb na dojrzałych widłonogach. Dojrzałe widłonogi i kopepodity, które licznie występowały w odpływach jezior, z całą pewnością były redukowane przez żerowanie ryb. Natomiast ich relatywnie niewielka liczba, a nawet w wielu przypadkach brak na niektórych stanowiskach (brak w próbach) może być wynikiem ucieczki widłonogów w obszary porośnięte makrofitami. W zastoiskach, prąd wody zdecydowanie tracił swoją prędkość, a porośnięte ich dno makrofity stanowiły skuteczne kryjówki dla widłonogów i pewnie innych grup zooplanktonu przed rybami (Lauridsen i inni 1996, Jeppesen i inni 1997, Manatunge i inni 2000, Cerbin i inni 2007). Stanowiska makrofitów mają silny wpływ na zmiany w strukturze zooplanktonu w rzekach (Thorpe i inni 2006). Dlatego, różnice w strukturach taksonomicznych i ilościowych zooplanktonu w badanych rzekach mogły być spowodowane przede wszystkim następującymi przyczynami: (1) możliwością występowania i rozmnażania się gatunków zooplanktonu w strefach roślinności (w zastoiskach oraz zbiornikach zaporowych), (2) ucieczką dużych skorupiaków do gęsto porośniętych roślinności makrofitów przed rybami i prądem wodnym oraz (3) żerowaniem ryb na zooplanktonie.

Pomimo tego, że stwierdzano istotne zależności pomiędzy wskaźnikami fizykochemicznymi, zarówno pomiędzy liczbą taksonów, jak i liczebnością zooplanktonu, należy w większości uznać, że są to korelacje przypadkowe. Nie można ocenić, że te korelacje występujące w obrębie różnych grup funkcyjnych pojawiają się z jakąś powtarzalnością. Dotyczy to wszystkich parametrów za wyjątkiem stężenia chlorofilu *a*. Nie jest możliwe, aby w rzece poniżej jeziora, na relatywnie krótkim odcinku zmiany parametrów fizykochemicznych w istotny sposób prowadziły do wzrostu czy spadku liczby taksonów i liczebności zooplanktonu. Jedynym parametrem zaliczonym do tej grupy, chociaż jest to parametr biologiczny, było stężenie chlorofilu *a*, które wykazywało pozytywną korelację z dwoma strukturami zooplanktonu (liczebnością i liczbą gatunków). Po pierwsze, duża ilość chlorofilu *a* była wynoszona z jeziora, w którym również liczba taksonów i liczebność zooplanktonu były najwyższe. Przestrzenne rozmieszczenie stężenia chlorofilu *a* zachowywało tę samą tendencję zmian jak dryfujący zooplankton, stąd silna korelacja tych dwóch parametrów zależnego – zooplanktonu i niezależnego – chlorofilu *a*. Ponadto obserwowano także niewielki wzrost chlorofilu *a*, w niewielkich piętrzeniach, gdzie zooplankton również podlegał wzrostowi liczby taksonów i liczebności. Chlorofil *a* jest istotnym czynnikiem pozytywnie korelującym z liczebnością zooplanktonu (Gołdyn i Kowalczyńska-Madura

2008). Chlorofil *a* odzwierciedla biomasę zooplanktonu, będącego pokarmem filtrujących gatunków zooplanktonu (Huot i inni 2007). Dlatego nie jest niespodzianką ta pozytywna i istotna zależność.

Najważniejszymi parametrami determinującymi występowanie zooplanktonu w rzekach są parametry hydrologiczne zależne nie tylko od opadów deszczu i śniegu, ale także od parametrów morfologicznych koryta (Allan i Castillo 2007). Są to parametry, które w istotny sposób wpływają na stan fizyczny rzeki, jego morfologię i przede wszystkim kreowanie w sposób naturalny niewielkich zbiorników wodnych lub w wyniku człowieka zbiorników zaporowych, w których zooplankton znajduje dogodne warunki do rozwoju. W Drawie zaobserwowano negatywną korelację między głębokością, przepływem i wskaźnikiem rozwinięcia biegu rzeki. Taki wynik może mieć związek z redukcją struktur zooplanktonu, która wzrastała wraz z odległością od jeziora, a tym samym wraz ze wzrostem przepływu i głębokością. Wyższa wartość wskaźnika rozwinięcia biegu rzeki w Drawie również wykazała negatywną korelację ze strukturami zooplanktonu, co może być również związane z odległością od jeziora, ponieważ, wyższe wartości wskaźnika rozwoju biegu rzeki obserwowano na stanowiskach dalszych od jeziora Adamowo. Dlatego analizowane dane należy tutaj oceniać w tym wypadku ekspercko, posiłkując się wiedzą z zakresu biologii, hydrologii i ogólnie potamologii.

Sposób użytkowania zlewni rzek odgrywa ważną rolę w kształtowaniu struktur dryfującego zooplanktonu. Wysoka bioróżnorodność wiązana jest z większą powierzchnią stref naturalnych i seminaturalnych, natomiast większa liczebność, ale mała bioróżnorodność występuje w rzekach otoczonych polami i odcinkach rzek miejskich (Sługocki i inni 2021). W przypadku analizowanych rzek, nie wydaje się, aby użytkowanie zlewni pełniło istotną rolę w kształtowaniu struktur zooplanktonu. Można nawet stwierdzić, że użytkowanie zlewni rzek w tym wypadku było marginalne. Po pierwsze jest to zbyt krótki obszar, aby wpłynąć na zmiany warunków środowiska samej rzeki, samego jej koryta i wpłynąć na rozwój planktonów. Po drugie, jak wykazali niektórzy autorzy, wpływ użytkowania zlewni na kształt struktur zooplanktonu w rzece jest zdecydowanie mniejszy niż nawet obecność jednego zbiornika zaporowego lub jeziora (Sługocki i inni 2021). Podobny wzorzec relacji zaobserwowano w analizowanych dla niniejszej dysertacji rzekach, w których największe liczebności zooplanktonu notowano za jeziorami, a ich wzrost był także obserwowany za zbiornikami zaporowymi. Bogactwo gatunkowe i liczebność wrotków pelagicznych i wioślarek uzyskiwało wzrost w zbiornikach zaporowych. Mogło to być powodowane rozwojem nowych planktonów (nie występujących na wyższych stanowiskach) w tych

zbiornikach lub ich dryfem z jezior i zasiedlaniem zbiorników zaporowych. Należy też dodać, że najlepszymi wskaźnikami zmian ilościowych i jakościowych zachodzących w zbiornikach zaporowych były wrotki. W związku z tym pasywny dryf zooplanktonu do spiętrzeń może być zmieniany przez spiętrzenia w górnej części i głównie przez wrotki, które wykazują najlepszą zdolność do kolonizacji nowych siedlisk dzięki krótkim cyklom rozrodczym, rozmnażaniu się przez cykliczną partenogenezę i produkcji jaj spoczynkowych, które łatwo są przenoszone w dolne odcinki rzeki (Ejsmont-Karabin i Kruk 1998, Wallace 2002).

W niniejszej dysertacji nie znaleziono takiego samego wzorca zależności pomiędzy liczbą taksonów czy liczebnością a parametrami fizycznochemicznymi czy użytkowaniem najbliższej zlewni dla wszystkich rzek. W każdej rzece poszczególne istotne relacje pomiędzy tymi parametrami występowały różnie. Kiedy zdarzały się korelacje dla tych samych grup, to były one nieliczne. Należy to wiązać z dużą przypadkowością istotnych korelacji. Należy też przyjąć, że tak różne zależności, są trudne do wytłumaczenia, ze względu na silne oddziaływanie wskaźników hydrologicznych, szczególnie zmian w korycie lub obok koryta, które są zdecydowanie ważniejszym czynnikiem determinującym występowanie zooplanktonu w małej rzece, na tak krótkim odcinku niż wskaźniki fizykochemiczne i użytkowania zlewni. Sługocki i inni (2021) wykazali istotne relacje pomiędzy charakterem użytkowania zlewni a strukturami zooplanktonu w rzekach portugalskich, tylko wtedy, jeśli brane były pod uwagę całe rzeki, nie zaś odcinki rzek będące pod wpływem jakiegoś zbiornika wody stojącej. Wykazali oni także, zdecydowanie silniejszy wpływ nawet niewielkich zbiorników zaporowych na kształt struktur zooplanktonu w rzece niż wpływ wskaźników fizycznochemicznych czy rodzaj użytkowania zlewni. Do takich samych wniosków można dojść po analizie wyników niniejszej pracy doktorskiej.

Jednak, nie można też dokładnie zinterpretować wpływu parametrów hydrologicznych na stan zooplanktonu w rzece pomiędzy kolejnymi stanowiskami. Na przykład, w Krępie, rzece najmniejszej o najwolniejszym przepływie zanotowano pozytywną korelację pomiędzy wskaźnikami hydrologicznymi a grupami funkcyjnymi, co powinno być typowym układem w rzekach bez wpływu zbiorników wody stojącej, zgodnie z teorią kontinuum rzeczno (Vanotte i inni 1980). W Krępiej taki stan, miał związek ze zmniejszającymi się wartościami parametrów hydrologicznych wraz z biegiem rzeki i jednoczesną redukcją struktur zooplanktonu. W innych rzekach obserwowano trend odwrotny, ponieważ wraz z biegiem rzeki zwiększały się wartości parametrów hydrologicznych przy typowej redukcji zooplanktonu w kierunku ujścia. Pozytywne korelacje między strukturami zooplanktonu a obszarami miejskimi miały miejsce, ponieważ większość zabudowań znajdowała się przy

wypływach z jezior lub w pobliżu zbiorników zaporowych. Natomiast korelacje negatywne w stosunku do lasów, łąk, pól uprawnych wynikały z większych powierzchni tych obszarów w zlewni w dolnym odcinku, czyli w sekcjach, gdzie redukcja struktur zooplanktonu była już znaczna. Natomiast w rzekach pozbawionych zbiorników stojących, ale w otoczeniu lasów i łąk, takie istotne pozytywne zależności w stosunku do nich i liczby taksonów zooplanktonu są obserwowane (Sługocki i inni 2021). Wyjątkiem była tutaj Słopica, gdzie łąki i pola uprawne występowały w górnym analizowanym odcinku, czyli w pobliżu odpływu rzeki z jeziora, gdzie struktury zooplanktonu osiągały najwyższe wartości. Pozytywna korelacja między strukturami zooplanktonu a powierzchnią porośnięcia dna przez makrofity i stężeniem chlorofilu *a*, jest skutkiem współistnienia wysokich wartości tych wszystkich parametrów w odpływach z jezior i tuż za nimi. Sekcje odpływu z jezior są przeważnie gęsto porośnięte przez makrofity, ponieważ w tych miejscach gromadzi się znaczna masa martwej rozkładającej się materii organicznej dającej możliwość rozwoju podwodnym czy wynurzonym roślinom. Podobnie, razem z zooplanktonem wynoszony jest z jezior fitoplankton, którego wskaźnikiem są wyższe stężenia chlorofilu *a*.

Im rzeka dłuższa i cechująca się wyższymi wartościami parametrów morfologicznych i hydrologicznych tym podobieństwo jakościowe i ilościowe między stanowiskami było mniejsze. Można wnioskować, że im większa rzeka tym zróżnicowanie jej środowiska jest większe, a w konsekwencji również organizmów, które mogą limitować zooplankton i również zooplanktonu, który może się rozwijać w różnych niszach ekologicznych. Z tym, że jak wspomniano wyżej dodatkowym czynnikiem wpływającym na to podobieństwo jest stopień przekształcenia koryta rzeki. Na skład gatunkowy dryfującego zooplanktonu w danym odcinku rzeki mają większy wpływ warunki lokalne, natomiast takiej wyraźnej zależności nie można zaobserwować w przypadku liczebności, o której decyduje zbiornik wody stagnującej leżący w górnym biegu. Na wzrost podobieństwa gatunkowego zooplanktonu pomiędzy odcinkami rzeki wpływ mają lokalne warunki środowiskowe, natomiast na podobieństwo ilościowe zooplanktonu pomiędzy różnymi odcinkami rzeki warunki lokalne nie oddziałują w tak dużym stopniu. Istotna jest tutaj odległość od zbiornika wody stagnującej, w której zooplankton ma odpowiednie warunki do znacznego powiększenia swojej liczebności i biomasy. Takim zbiornikiem może być jezioro, zbiornik zaporowy lub bezpośrednio połączony z rzeką staw (Ejsmont-Karabin i Węgleńska 1998, Basu i Pick 1997, Nielsen i inni 2013). Dlatego w rzekach duże zbiorniki wody stagnującej wpływają na istotny wzrost liczby taksonów i liczebności zooplanktonu, natomiast niewielkie zbiorniki, typu rozlewiska, kałuże i tereny podmokłe mają istotny wpływ na kształtowanie bogactwa gatunkowego i liczebności

gatunków litoralowych. Sługocki i inni (2021) twierdzą, że jest mało prawdopodobne, aby zmiany antropogeniczne zarówno w zlewni i w korycie w analizowanym górnym odcinku wszystkich rzek miały w jakikolwiek sposób wpływ na strukturę zooplanktonu w środkowych i dolnych odcinkach. Do podobnego wniosku można dość analizując wyniki niniejszej rozprawy, ponieważ gatunki dominujące w górnym odcinku były bardzo nieliczne lub notowano ich brak w dolnych odcinkach rzeki. Stąd, na kształtowanie struktur zooplanktonu w analizowanych środkowym i dolnym odcinku każdej rzeki miały lokalne warunki środowiskowe.

Analizując rozkład liczby taksonów i liczebności zooplanktonu rzeki Drawy, można stwierdzić, że wpływ jeziora Adamowo na dryfujący zooplankton tej rzeki kończył się już na drugim stanowisku, przy bardzo dużej redukcji tych struktur zooplanktonu. Jednak jeszcze do stanowiska 4 redukcja ta wynosiła przynajmniej kilkadziesiąt procent w stosunku do stanowiska położonego wyżej. Dopiero od stanowiska 5 obserwowano stabilizację liczebności dryfującego zooplanktonu do samego ujścia. Dziwić może fakt relatywnie wysokiej liczby taksonów i liczebności zooplanktonu oraz relatywnie wysokiego podobieństwa w zakresie tych parametrów pomiędzy wypływem Drawy z jeziora a stanowiskiem 4. Bowiem stanowisko 4, które było już odcinkiem absolutnie typowo rzeczonym i naturalnym oraz niepodobnym środowiskowo do trzech stanowisk zlokalizowanych powyżej powinno być bardziej podobne pod kątem struktur zooplanktonu do stanowiska 5 niż do stanowiska 3. Było jednak odwrotnie. Fakt ten, można tłumaczyć większą skutecznością istotnej redukcji jeziornych struktur zooplanktonu dopiero w naturalnym odcinku Drawy pomiędzy stanowiskiem 4 a 5, a nie na odcinku pomiędzy stanowiskiem 3 i 4, który tak dużego stopnia naturalności nie wykazywał. Im bardziej naturalny odcinek, tym zdolność samooczyszczania rzeki jest efektywniejsza (Allan i Castillo 2007, Hanelore 2013). Stąd w Drawie istotny wpływ jeziora na dryfujący zooplankton występował do stanowiska 2, ale jego mniej istotny wpływ był obserwowany aż do naturalnego odcinka rzeki.

Zmiany przestrzenne liczby taksonów i liczebności zooplanktonu rzeki Korytnicy, wskazują, że istotny wpływ jeziora Nowa Korytnica na dryfujący zooplankton tej rzeki trwał do stanowiska 2, co było spowodowane bardzo dużą redukcją tych struktur zooplanktonu. W każdym razie, dużą redukcję, obserwowano jeszcze do stanowiska 4, jednak nie tak dużą jak na stanowisku 2. Od stanowiska 4 obserwowano stabilizację liczebności dryfującego zooplanktonu do stanowiska ostatniego. Wysoki spadek ilościowy, potwierdzony prawie 90% redukcją liczebności już na drugim stanowisku, odzwierciedla naturalny stan Korytnicy,

efektywnie wspomagający proces samooczyszczania się rzeki. Korytnica, już pomiędzy stanowiskiem 1 i 2 cechuje się aż do stanowiska 6 wysoce naturalnym charakterem. Dlatego pomiędzy stanowiskiem 3 i 4 doszło już do zaniku typowych dla odpływów jezior struktur taksonomicznych i ilościowych zooplanktonu. Tak więc, już pomiędzy trzema pierwszymi stanowiskami dochodziło do istotnych redukcji struktur zooplanktonu. W Korytnicy od stanowiska 4 nastąpiła stabilizacja liczby taksonów i liczebności zooplanktonu do ujścia. Jednak warto tutaj podkreślić rolę niewielkiego spiętrzenia, gęsto porośniętego roślinnością, bardzo zróżnicowanego morfologicznie na stanowisku 6, które miało wpływ na wzrost liczby taksonów, zarówno gatunków pelagicznych i litoralowych, ale w przypadku liczebności miało wpływ tylko na wzrost gatunków litoralowych. Biorąc pod uwagę wzrost liczby gatunków pelagicznych, ich wzrost można łączyć z istnieniem połączonych z korytem stawów hodowlanych, pstrągowych i karpowych, natomiast wzrost gatunków litoralowych raczej z istnieniem piętrzenia, które ze względu na swój reolimniczny charakter nie dawało możliwości rozwoju gatunkom pelagicznym. Czerniawski i Kowalska-Górska (2018) udowodnili, że wpływ stawów hodowlanych na kształtowanie struktur zooplanktonu w rzece jest istotny. Poprzez systemy odprowadzające wodę ze stawów do rzeki, biernie przedostaje się do niej również zamieszkujący stawy zooplankton. Natomiast Czerniawski i Sługocki (2018) wykazali, że istnienie zbiorników zaporowych nie zawsze powoduje wzrost liczebności zooplanktonu. Zbiorniki niewykazujące cech wód stagnujących nie przyczyniają się do istotnego rozwoju zooplanktonu w rzekach. Dlatego w Korytnicy istotny wpływ jeziora na dryfujący zooplankton miał miejsce jeszcze na stanowisku 2, lecz już pomiędzy stanowiskiem 3 i 4 wpływ ten uległ zanikowi, a o kompozycji jakościowej i ilościowej zooplanktonu zaczęły decydować warunki lokalne, przybrzeżne oraz morfologiczne i hydrologiczne koryta rzeki.

Krępa była najmniejszą ze wszystkich badanych rzek, z najmniejszym przepływem, co wiązało się z niewielką liczbą tworzonych w jej biegu i strefie przybrzeżnej zastoisk, mokradeł, rozlewisk. Dlatego liczba gatunków litoralowych nie kształtowała się w tej rzece na skutek lokalnych warunków środowiskowych. Rzeka płynęła właściwie tylko korytem, bez rozlewania się poza koryto. W Krępie gatunki litoralowe występowały na największej liczbie stanowisk, jednak nie stanowiły dużej liczebności. Stąd, na dużej liczbie stanowisk były notowane gatunki pelagiczne, które dryfowały z jeziora, albo przedostały się biernie do rzeki na ostatnim stanowisku ze stawów karpowych. Nie obserwowano także w tej rzece tak gwałtownych spadków liczby taksonów i liczebności zooplanktonu, jak w innych rzekach. Ma to związek właśnie z niewielkim przepływem i konsekwentnie niewielką liczbą

żerujących ryb, a także niewielkimi turbulencjami zwiększającymi możliwość sedymentacji planktonu do osadów dennych. Największe podobieństwo taksonomiczne występowało pomiędzy stanowiskami położonymi w bezpośredniej bliskości. Pod względem tego parametru najbardziej podobne były do siebie kolejne sąsiadujące ze sobą stanowiska, co jest typowe dla kontinuum rzeczno-jeziornego. Przy podziale grup taksonomicznych na siedliskowe grupy funkcyjne widać, że istotna różnica w liczbie taksonów wrotków pelagicznych na stanowisku 1 różni się od stanowiska ostatniego. To oznacza, że na ostatnim stanowisku liczba taksonów wrotków jest determinowana przez wrotki litoralne, nie pelagiczne. W przypadku wioślarek i widłonogów było odwrotnie, co oznacza, że liczba ich taksonów na stanowisku ostatnim była determinowana przez gatunki pelagiczne, nie litoralne. Dlatego podobieństwo taksonomiczne stanowisk położonych najbliżej jeziora do stanowiska ostatniego, było prawdopodobnie podyktowane przedostawaniem się ze stawu hodowlanego gatunków litoralnych wrotków i pelagicznych skorupiaków. Warto dodać, że skorupiaki planktonowe, nieobecne od stanowiska 2 pojawiły się dopiero na stanowisku 5, co mogło być efektem występowania na tym stanowisku niewielkiego spiętrzenia pod wiaduktem kolejowym lub na stanowisku 6 przedostawania się organizmów ze stawów hodowlanych. Liczba taksonów litoralnych nie zmieniała się istotnie pomiędzy stanowiskami, co świadczy o podobnych i dobrych do rozwoju tych taksonów warunkach środowiskowych tej rzeki, na całej długości. W przypadku liczebności, im dalej od wypływu rzeki z jeziora tym poziom różnic zooplanktonu pomiędzy sąsiadującymi lub blisko położonymi stanowiskami był mniejszy. Jednak pomimo tego, poziom podobieństwa nie był niski, co wskazywało na względną stabilizację zagęszczenia dryfującego zooplanktonu, ale nie na możliwość rozwoju zooplanktonu w takim stopniu, aby zmienić struktury ilościowe zooplanktonu. Zbyt mały przepływ wody w rzece nie miał wpływu na kształtowanie struktur ilościowych zooplanktonu, niewielki wpływ mógł występować w zakresie składu taksonomicznego. Największy wpływ na zmianę tych struktur miały stawy hodowlane w dolnym biegu rzeki. Wpływ jeziora na zooplankton występował do stanowiska 3 w przypadku wrotków, a skorupiaków do stanowiska 2.

W Mierzęckiej Strudze obserwowano niewielkie zmiany w liczbie taksonów w początkowym odcinku rzeki za jeziorem. Wynika to zapewne z przekształceń rzeki na tym odcinku. Biorąc pod uwagę uregulowany, długi odcinek rzeki, od stanowiska 1 do 4, uznać należy, że na tym odcinku nie notowano typowej wysokiej redukcji liczby taksonów. Taki wzorzec, wynikał z obecności w biegu tego odcinka dwóch piętrzeń. Mierzęcka Struga pod względem podobieństwa taksonomicznego i zagęszczenia zooplanktonu została

podzielona na stanowiska swobodnie płynące i będące pod wpływem zbiorników wody stojącej - jezior i zbiorników zaporowych. Nie obserwowano tutaj typowej gwałtownej redukcji zooplanktonu na odcinku poniżej jeziora, ponieważ był on całkowicie przekształcony przez człowieka. Powstały tutaj dwa piętrzenia, które dawały możliwość rozwoju zooplanktonu. Z jednej strony te piętrzenia decydowały o tworzeniu nowych warunków, zwiększaniu liczebności i liczby gatunków zooplanktonu, co wskazywało na osłabienie wpływu jeziora na kreowanie struktur zooplanktonu na tym odcinku. Z drugiej jednak strony, wpływ jeziora mógł mieć tutaj pośredni charakter, ponieważ dryfujące z jeziora planktery mogły kolonizować piętrzenia, w których znajdowały dobre warunki do rozwoju.

W Słopic, w przypadku liczby taksonów, wpływ jeziora był widoczny do stanowiska 3, jednak z typową dla swobodnie płynącej rzeki redukcją tych struktur. Od stanowiska 4 obserwowano stabilizację liczby taksonów na całym analizowanym odcinku. Jednak wzrost liczby taksonów na stanowisku 4 nie był wynikiem oddziaływania jeziora, a piętrzenia, w którym planktery mogły się rozwijać i zwiększać bogactwo gatunkowe. Obserwowano również delikatny wzrost gatunków pelagicznych już na stanowisku 3, co mogło być spowodowane przemieszczaniem się plankterów do rzeki z niewielkich stawów rekreacyjnych, w których żyły ryby. Warta uwagi jest obecność wioślarek litoralowych tylko na jednym stanowisku nr 5. Nie były one obecne poniżej spiętrzenia, ale na stanowisku kolejnym. Pomiędzy tymi stanowiskami 4 i 5, Słopica w wyniku obecności piętrzeń bobrowych rozlewa się na kilka koryt i tworzy liczne zastoiska, w których mogły rozwijać się litoralowe wioślarki (Nielsen i inni 2013). W Słopic w każdej grupie zooplanktonu obserwowano podobną liczbę różnic statystycznych i podobny układ różniących się między sobą stanowisk w ich średniej liczebności pomiędzy stanowiskami tak jak w przypadku średniej liczby taksonów. To podobieństwo było nietypowe dla innych badanych rzek niniejszej rozprawy, ponieważ obserwowano w nich więcej różnic istotnych pomiędzy stanowiskami pod względem liczebności niż liczby taksonów. W Słopic było to spowodowane istnieniem za wypływem Słopic z jeziora stawów hodowlanych, pomiędzy stanowiskiem 2 i 3 oraz spiętrzenia na stanowisku 4, które zmieniały typową redukcję struktur zooplanktonu na odcinku poniżej odpływu z jezior.

Warty rozważenia jest stosunek zmian liczebności i liczby taksonów zooplanktonu w biegu rzeki. Po analizie wyników tych struktur można stwierdzić, że poniżej odpływu z jeziora w kierunku ujścia liczebność zooplanktonu regularnie spada, ale liczba taksonów nie ulega tak szybkiej redukcji, a w wielu przypadkach, w stosunku do stanowisk położonych wyżej, nawet rośnie wraz z odległością od jeziora. Świadczy to o wzroście bioróżnorodności i



zróźnicowania środowiska w dolnym biegu rzeki. Stąd można uznać, że w odcinku, w którym kończy się gwałtowny spadek liczebności dryfującego zooplanktonu, a wzrasta liczba taksonów kończy się wpływ jeziora na kreowanie warunków środowiskowych w rzece. Jednak, długość tego odcinka zależy od stopnia naturalności biegu rzeki. Im odcinek ten znajdzie się bliżej odpływu jeziora tym ten wpływ na wzrost liczby taksonów i ograniczenie liczebności będzie szybszy. Do podobnych wniosków doszli Sługocki i inni (2021), którzy potwierdzili wzrost liczby taksonów i spadek liczebności zooplanktonu w wolnych odcinkach rzek charakteryzujących się wysokim zróźnicowaniem środowiskowym.

Taksonomiczne i ilościowe zmiany przestrzenne zooplanktonu w każdej rzece pokazują, że podobieństwo taksonomiczne i ilościowe zooplanktonu wykazuje największe wartości pomiędzy pierwszymi trzema lub czterema stanowiskami od wypływu z jeziora. Im rzeka większa, tym to podobieństwo sięga bliżej. Podobieństwo to jest największe pomiędzy sąsiadującymi ze sobą stanowiskami, leżącymi w bezpośredniej bliskości. I na tych stanowiskach wpływ jeziora jest najsilniejszy. Jednak dalsze stanowiska pod względem podobieństwa tych struktur są oddzielone od stanowisk leżących najbliżej wypływu z jeziora. O podobieństwie taksonomicznym i ilościowym stanowisk w dolnym biegu nie decyduje już dryf z jeziora, lecz podobne warunki środowiskowe tych stanowisk, czyli warunki lokalne. W dolnym biegu rzek często nie obserwowano wysokiego podobieństwa pomiędzy sąsiadującymi ze sobą stanowiskami, a stanowiskami dalszymi, ale o podobnych warunkach środowiskowych. Układ ten pokazuje jak bardzo silny jest wpływ dryfu zooplanktonu z jeziora na kształtowanie podobieństwa między stanowiskami sekcji związanej jeszcze z odpływem jeziora, nawet jeśli stanowiska te środowiskowo różnią się między sobą, to i tak są one bardzo podobne do siebie pod kątem dryfującego zooplanktonu. Zaobserwowano, że niektóre gatunki litoralowe należące szczególnie do *Lecane* sp., *Lepadella* sp., *Colurella* sp., *Euchlanis* sp., *Mytilina* sp., *Alonella* sp., i *Alona* sp. oraz Bdelloidea, występowały na stanowiskach zlokalizowanych w dolnym biegu w stosunku do stanowisk leżących wyżej, na których nie występowały. Rodzaje te, również wielokrotnie w podobnym układzie zwiększały swoją liczebność w biegu dolnym w stosunku do górnego. Stąd, są one bardzo dobrym wskaźnikiem zmian zachodzących w rzece i wpływu jeziora na dryfujący zooplankton rzeki.

## Podsumowanie i wnioski

1. Wpływ jeziora na kształt struktur zooplanktonu rzeki i tym samym na różnorodność biologiczną rzeki kończy się tam, gdzie wyraźnie spada liczebność dryfującego zooplanktonu, szczególnie form pelagicznych, a wzrasta albo stabilizuje się liczba taksonów, szczególnie litoralowych.
2. Oddziaływanie jeziora na liczbę taksonów i liczebność wrotków utrzymuje się na dłuższym odcinku rzeki niż w przypadku liczby taksonów i liczebności skorupiaków.
3. Na zooplankton wszystkich odpływów miały wpływ warunki chemiczne i biologiczne jezior, ale tylko w początkowym odcinku rzeki poniżej wypływu. Natomiast w dolnych, typowo rzecznych odcinkach struktura zooplanktonu była kształtowana przez lokalne warunki hydrologiczne i biologiczne danego odcinka rzeki.
4. Im koryto rzeki jest mniej naturalne tym mniejsze zróżnicowanie taksonomiczne i ilościowe zooplanktonu obserwuje się pomiędzy odcinkami tej rzeki. W przypadku rzeki cechującej się większą naturalnością koryta układ ten jest odwrotny.
5. W rzekach, duże zbiorniki wody stagnującej wpływają na istotny wzrost liczby taksonów i liczebności zooplanktonu, natomiast niewielkie zbiorniki, typu rozlewiska, kałuże i tereny podmokłe mają istotny wpływ na kształtowanie bogactwa gatunkowego zooplanktonu.
6. Zapory powodujące piętrzenia, nie powodują zmian w liczbie taksonów i liczebności zooplanktonu, jeśli w ich obrębie nie występują zastoiska i rozlewiska lub strefy stagnującej wody.

## 6. Literatura

- Akopian M., Garnier J., Pourriot R., 1999. A large reservoir as a source of zooplankton for the river: structure of the populations and influence of fish predation. *Journal of Plankton Research* 21, 285-297.
- Allan J.D., Castillo M.M., 2007. *Stream ecology: structure and function of running waters*. Dordrecht: Springer Science & Business Media.
- Armitage P.D., Capper M.H., 1976. The numbers, biomass and transport downstream of micro-crustaceans and Hydra from Cow Green Reservoir (Upper Teesdale). *Freshwater Biol.* 6:425–432. DOI: 10.1111/j.1365-2427.1976.tb01630.x.
- Basu B.K., Pick F.R., 1997. Phytoplankton and zooplankton development in a lowland, temperate river. *Journal of Plankton Research* 19, 237-253.
- Campbell C.E., 2002. Rainfall events and downstream drift of microcrustacean zooplankton in a Newfoundland boreal stream. *Can. J. Zool.*, 80, 997-1003.
- Cerbin S., Donk E., Gulati R.D., 2007. The influence of *Myriophyllum verticillatum* and artificial plants on some life history parameters of *Daphnia magna*. *Aquatic Ecology* 41: 263–271.
- Chang K.H., Doi H., Imai H., Gunji F., Nakano S., 2008. Longitudinal changes in zooplankton distribution below a reservoir outfall with reference to river planktivory. *Limnology* 9, 125-133.
- Cobbaert D., Bayley E., Greter J.M., 2010. Effects of a top invertebrate predator (*Dytiscus alascanus*; Coleoptera: Dytiscidae) on fishless pond ecosystems. *Hydrobiologia* 644, 103–114.
- Cottenie K., Michels E., Nuytten N., De Meester L., 2003. Zooplankton metacommunity structure: regional vs. local processes in highly interconnected ponds. *Ecology* 84, 991-1000.
- Czerniawski R., 2012. Spatial pattern of potamozooplankton community of the slowly flowing fishless stream in relation to abiotic and biotic factors. *Polish Journal of Ecology* 60, 323-338.
- Czerniawski R., 2013. Zooplankton community changes between forest and meadow sections in small headwater streams, NW Poland. *Biologia* 68, 448-458.
- Czerniawski R., Domagała J., 2010a. Similarities in zooplankton community between River Drawa and its two tributaries (Polish part of River Odra). *Hydrobiologia* 638: 137–149. DOI: 10.1007/s10750-009-0036-y.

- Czerniawski R., Domagała J., 2010b. Zooplankton communities of two lake outlets in relation to abiotic factors. *Cent. Eur. J. Biol.*, 5, 240–255.
- Czerniawski R., Domagała J., 2012. Potamozooplankton communities in three different outlets from mesotrophic lakes located in lake-river system. *Oceanol. Hydrobiol. St.* 41(4), 46-56. DOI: 10.2478/s13545-012-0006-2.
- Czerniawski R., Domagała J., 2014. Small dams profoundly alter the spatial and temporal composition of zooplankton communities in running waters. *International Review of Hydrobiology* 99, 300-311.
- Czerniawski R., Domagała J., Pilecka-Rapacz M., Krepski T., 2010. Wpływ małej zapory na zmiany składu ichtiofauny w cieku Sitna w ciągu 9 lat (otulina Drawieńskiego Parku Narodowego). *Rocznik Ochrona Środowiska*, 12, 235-247.
- Czerniawski R., Kowalska-Górska M., 2018. Spatial changes in zooplankton communities in a strong human-mediated river ecosystem. *PeerJ*, 6, e5087.
- Czerniawski R., Krepski T., 2019. Zooplankton Size as a Factor Determining the Food Selectivity of Roach (*Rutilus rutilus*) in Water Basin Outlets. *Water*, 11(6), 1281.
- Czerniawski R., Pilecka-Rapacz M., 2011. Summer zooplankton in small rivers in relation to selected conditions. *Central European Journal of Biology* 6, 659-674.
- Czerniawski R., Sługocki Ł., 2017. Analysis of zooplankton assemblages from man-made ditches in relation to current velocity. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 46, 199-211.
- Czerniawski R., Sługocki Ł., 2018. A comparison of the effect of beaver and human-made impoundments on stream zooplankton. *Ecohydrology* DOI 10.1002/eco.1963.
- Czerniawski, R., Sługocki, Ł., & Kowalska-Górska, M. (2016). Diurnal changes of zooplankton community reduction rate at lake outlets and related environmental factors. *PLoS One*, 11(7), e0158837.
- De Bie T., Declerck S., Martens K., De Meester L., Brendonck L., 2008. A comparative analysis of cladoceran communities from different water body types: patterns in community composition and diversity. *Hydrobiologia* 597:1927 DOI 10.1007/s10750-007-9222-y.
- Devetter M., 1998. Influence of environmental factors on the rotifers assemblage in an artificial lake. *Hydrobiologia* 387(388): 171–178.
- Dister E., Gomer D., Obrdlik P., Petermann P., Schneider E., 1990. Water mangement and ecological perspectives of the upper rhine's floodplains. *Regulated Rivers: research & management*, 5(1), 1-15.

- Dodson S.I., Newman A.L., Will-Wolf S., Alexander M.L., Woodford M.P., Van Egeren S., 2009. The relationship between zooplankton community structure and lake characteristics in temperate lakes (Northern Wisconsin, USA). *J. Plankton Res.* 31, 93–100.
- Doi H., Chang K.H., Ando T., Imai H., Nakano S.I., Kajimoto A., Katano I., 2008. Drifting plankton from a reservoir subsidize downstream food webs and alter community structure. *Oecologia* 156:363371 DOI 10.1007/s00442-008-0988-z.
- Doretto A., Piano E., Larson C. E., 2020. The River Continuum Concept: lessons from the past and perspectives for the future. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 77(11), 1853-1864.
- Ejsmont-Karabin J., 2012. The usefulness of zooplankton as lake ecosystem indicators: Rotifer Trophic State Index. *Polish Journal of Ecology* 60(2):339350.
- Ejsmont-Karabin J., Karabin A., 2013. The suitability of zooplankton as lake ecosystem indicator; Crustacean trophic state index. *Polish Journal of Ecology* 61(3):561573.
- Ejsmont-Karabin J., Kruk M., 1997. Effects of contrasting land use on free-swimming rotifer communities of streams in Masurian Lake District, Poland. In *Rotifera VIII: A Comparative Approach: Proceedings of the VIIIth International Rotifer Symposium, held in Collegeville, Minn., USA, 22–27 June 1997* (pp. 241-249). Springer Netherlands.
- Ejsmont-Karabin J., Kruk M., 1998. Effects of contrasting land use on free-swimming rotifer communities of streams in Masurian Lake District, Poland. *Hydrobiologia* 387:241249 DOI 10.1023/a:1017081407452.
- Ejsmont-Karabin J., Węgleńska T., Wiśniewski R. J., 1993. The effect of water flow rate on zooplankton and its role in phosphorus cycling in small impoundments. *Water Sci. Tech.* 28, 35–43.
- Ejsmont-Karabin J., Węgleńska T., 1996. Changes in the zooplankton structure in the transitory river – lake – river zone. The River Krutynia system, Mazurian Lake District. *Zesz. Nauk. Kom. „Człowiek i Środowisko”*, 13, 263–289.
- Estlander S., Nurminen L., Olin M., Vinni M., Horppila J., 2009. Seasonal fluctuations in macrophyte cover and water transparency of four brown-water lakes: implications for crustacean zooplankton in littoral and pelagic habitats. *Hydrobiologia* 62: 109–120. DOI: 10.1007/s10750-008-9621-8.

- Fontaneto D., Melone G., Ricci C., 2005. Connectivity and nestedness of the meta-community structure of moss dwelling bdelloid rotifers along a stream. *Hydrobiologia* 542: 131–136. DOI: 10.1007/1-4020-4111-X 16.
- Fuller M.R., Peckarsky B.L., 2011. Ecosystem engineering by beavers affects mayfly life histories. *Freshwater Biol.* 56: 969–979. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2010.02548.x.
- Gąsiorowski M., Szeroczyńska K., 2004. Abrupt changes in *Bosmina* (Cladocera, Crustacea) assemblages during the history of the Ostrowite Lake (northern Poland). *Hydrobiologia*, 526, 137–144.
- Gliwicz Z.M., 1986. A lunar cycle in zooplankton. *Ecology* 67: 883–897. DOI: 10.2307/1939811.
- Gołdyn R., Kowalczyńska-Madura K., 2008. Interactions between phytoplankton and zooplankton in the hypertrophic Swarzędzkie Lake in western Poland. *J. Plankton Res.* 30: 33–42. DOI: 10.1093/plankt/fbm086.
- Gólczyński A., 1981. Phyto- and zooplankton of the lower sector of the River Odra in the years 1974 to 1977. *Acta Hydrobiologica* 23: 227–241.
- Grabowska M., Ejsmont-Karabin J., Karpowicz M., 2013. Reservoir-river relationships in lowland, shallow, eutrophic systems: an impact of zooplankton from hypertrophic reservoir on river zooplankton. *Polish Journal of Ecology* 61:759768.
- Hanelore M. 2013. The process of self-purification in the rivers, pp. 409–416. DOI: 10.5593/SGEM2013/BC3/S12.052. In: 13th SGEM GeoConference on Water Resources. Forest, Marine And Ocean Ecosystems, www.sgem.org, SGEM2013. Conference Proceedings, 478 pp. ISBN: 978-619-7105-02-5.
- Havel J., Shurin J., 2004. Mechanisms, effects and scales of dispersal in freshwater zooplankton. *Limnology and Oceanography* 49:1229-1238 DOI 10.4319/lo.2004.49.4\_part\_2.1229.
- Hieber M., Robinson C.T., Uehlinger U., 2003. Seasonal and diel patterns of invertebrate drift in different alpine stream types. *Freshwater Biology*, 48(6), 1078-1092.
- Hilbricht-Ilkowska A., 1999. Shallow lakes in lowland river systems: Role in transport and transformations of nutrients and in biological diversity. *Hydrobiologia* 408: 349–358. DOI: 10.1007/978-94-017-2986-4 39
- Hutchinson B.P., 1971. The effect of fish predation on the zooplankton of ten Adirondack lakes, with particular reference to the alewife, *Alosa pseudoharengus*. *Transactions of the American Fisheries Society*, 100(2), 325-335.

- Huot Y., Babin M., Bruyant F., Grob C., Twardowski M.S., Claustre H., 2007. Does chlorophyll a provide the best index of phytoplankton biomass for primary productivity studies? *Biogeosciences discussions*, 4(2), 707-745.
- Illyová M., 2006. Zooplankton of two arms in the Morava River floodplain in Slovakia. *Biologia*, 61, 531-539.
- Illyová M., Bukvayová K., Némethová D., 2008. Zooplankton in a Danube River Arm near Rusovce (Slovakia). *Biologia*, 63, 566–573.
- Jack J.D., Thorp J.H., 2002. Impacts of fish predation on an Ohio River zooplankton community – *J. Plankton Res.* 24: 119–127.
- Jeppesen E., Jensen J.P., Søndergaard M., Lauridsen T., Pedersen L.J., Jensen L., 1997. Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth, *Hydrobiologia*, 342/343, 151-164.
- Jeppesen E., Søndergaard M., Jensen J.P., Havens K.E., Anneville O., Carvalho, L., Winder M., 2005. Lake responses to reduced nutrient loading—an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater biology*, 50(10), 1747-1771.
- Jeppesen E., Nöges P., Davidson T.A., Haberman J., Nöges T., Blank K., Lauridsen T.L., Søndergaard M., Sayer C., Laugaste R., Johansson L.S., Bjerring R., Amsinck S.L., 2011. Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). *Hydrobiologia* 676:279 DOI 10.1007/s10750-011-0831-0.
- Kamarainen A.M., Rowland F.E., Biggs R., Carpenter S.R., 2008. Zooplankton and the total phosphorus-chlorophyll a relationship: hierarchical Bayesian analysis of measurement error. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65:2644-2655 DOI 10.1139/f08-161.
- Karabin A., Ejsmont-Karabin J., Kornatowska R., 1997. Eutrophication processes in a shallow, macrophyte-dominated lake factors influencing zooplankton structure and density in Lake Łuknajno (Poland). *Hydrobiologia* 342:401409 DOI 10.1023/a:1017003810282.
- Kernan M., Battarbee R.W., Moss B.R. (Eds.), 2011. *Climate change impacts on freshwater ecosystems*. John Wiley & Sons.
- Klippel G., Macêdo R.L., Branco C.W., 2020. Comparison of different trophic state indices applied to tropical reservoirs. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 25(2), 214-229.

- Kuczyńska-Kippen N.M., Nagengast B., 2006. The influence of the spatial structure of hydromacrophytes and differentiating habitat on the structure of rotifer and cladoceran communities. *Hydrobiologia* 559:203-212 DOI 10.1007/s10750-005-0867-0.
- Kobayashi T., Shiel R.J., Gibbs P., Dixon P.I., 1998. Freshwater zooplankton in the Hawkesbury-Nepean River: comparison of community structure with other rivers. *Hydrobiologia* 377: 133–145. DOI: 10.1023/A:1003240511366.
- Kornijów R., Vakkilainen K., Horppila J., Luokkanen E., Kairesalo T., 2005. Impacts of a submerged plant (*Elodea canadensis*) on interactions between roach (*Rutilus rutilus*) and its invertebrate communities in a lake littoral zone. *Fresh. Biol.*, 50, 262–276.
- Krylov A.V., 2002. Activity of beavers as an ecological factor affecting the zooplankton of small rivers. *Rus. J. Ecol.* 33: 349– 356. DOI: 10.1023/A:1020221911648.
- Krylov A.V., 2008. Impact of the activities of beaver on the zooplankton of a piedmont river (Mongolia). *Inland Water Biol.* 1: 73–75. DOI: 10.1007/s12212-008-1011-4.
- Lair N., 2006. A review of regulation mechanisms of metazoan plankton in riverine ecosystems: aquatic habitat versus biota. *River Research and Applications* 22:567-593 DOI 10.1002/rra.923.
- Lampert W., Sommer U., 2007. *Limnoecology: the ecology of lakes and streams*. Oxford University Press, USA.
- Lauridsen T.L., Pedersen L.J., Jeppesen E., Søndergaard M., 1996. The importance of macrophyte bed size for cladoceran composition and horizontal migration in a shallow lake. *J. Plankton Res.* 18(12), 2283-2294.
- Lauridsen R.B., Edwards F.K., Bowes M.J., Woodward G., Hildrew A.G., Ibbotson A.T., Jones J.I., 2012. Consumer–resource elemental imbalances in a nutrient-rich stream. *Freshwater Science*, 31(2), 408-422.
- Lazareva V.I., 2008. Distribution and Special Traits of Naturalization of new and rare Zooplankton Species in waterbodies of the Upper Volga Basin. *Inland Water Biology*, 1, 76-83.
- Lévesque S., Beisner B.E., Peres-Neto P.R., 2010. Meso-scale distributions of lake zooplankton reveal spatially and temporally varying trophic cascades. *Journal of Plankton Research*, 32, 1369–1384.
- López-López E., Sedeño-Díaz J.E., 2015. Biological indicators of water quality: The role of fish and macroinvertebrates as indicators of water quality. *Environmental indicators*, 643-661.



- Maier G.O., Toft J.D., Simenstad C.A., 2011. Variability in isotopic ( $\delta^{13}\text{C}$ ,  $\delta^{15}\text{N}$ ,  $\delta^{34}\text{S}$ ) composition of organic matter contributing to detritus-based food webs of the Columbia River estuary. *Northwest Science*, 85(1), 41-54.
- Manatunge J., Asaeda T., Priyadarshana T., 2000. The influence of structural complexity on fish–zooplankton a study using artificial submerged macrophytes. *Environmental Biology of Fishes* 58: 425–438.
- May L., Bass J.A.B., 1998. A study of rotifers in the River Thames, England, April–October, 1996. *Hydrobiologia* 387(388): 251–257.
- Nielsen D., Watson G., Petrie R., 2005. Microfaunal communities in three lowland rivers under differing flow regimes. *Hydrobiologia*, 543(1), 101-111.
- Nielsen D.L., Podnar K., Watts R.J., Wilson A.L., 2013. Empirical evidence linking increased hydrologic stability with decreased biotic diversity within wetlands. *Hydrobiologia* 708:81-96 DOI 10.1007/s10750-011-0989-5.
- Nogrady T., Segers H., 2002. Rotifera 6. The Asplanchnidae, Gastropodidae, Lindiidae, Microcodinidae, Synchaetidae, Trochosphaeridae. *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World* 18.
- O'Brien W.J., 1987. Planktivory by freshwater fish: thrust and parry in the pelagial. In Kerfoot, W.C. & Sih, A., (Eds.), *Predation. Direct and Indirect Impacts on Aquatic Communities* (pp.3-16). Hanover and London: University Press of New England.
- Phillips E.C., 1995. Comparison of the zooplankton of a lake and stream in Northwest Arkansas. *J. Freshwater Ecol.* 10: 337– 341. DOI: 10.1080/02705060.1995.9663456.
- Pociecha A., Amirowicz A., 2003. An attempt to determine the share of zooplankton in food consumed by fish in the limnetic zone of a eutrophic dam reservoir. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 32(2), 15-31.
- Pourriot R., Rougier C., Miquelis A., 1997. Origin and development of river zooplankton: Example of the Marne. *Hydrobiologia*, 345, 143–148.
- Radwan S., 2004. Rotifers (Rotifera). *Fauna Słodkowodna Polski*, Łódź, 447 pp.
- Ratushnyak A.A., Borisovich M.G., Valeev V.S., Ivanov D.V., Andreeva M.G., 2006. The Hydrochemical and Hydrobiological Analysis of the Condition of the Kuibyshev Reservoir Littorals (Republic of Tatarstan, Russia). *Ekoloji* 15: 22–28.
- Reckendorfer W., Keckeis H., Winkler G., Schiemer F., 1999. Zooplankton abundance in the River Danube, Austria: the significance of inshore retention. *Freshwater Biol.* 41(3), 583-591. DOI: 10.1046/j.1365-2427.1999.00412.x.

- Richardson W.B., 1992. Microcrustacea in flowing water: experimental analysis of washout times and a field test. *Freshwater Biol.* 28: 217–230. DOI: 10.1111/j.1365-2427.1992.tb00578.x.
- Richardson W.B., Bartsch L.A., 1997. Effects of zebra mussels on food webs: interactions with juvenile bluegill and water residence time. *Hydrobiologia.* 354(1-3), 141-150. DOI: 10.1023/A:1003048431234.
- Romare P., Bergman E., Hansson L.A., 1999. The impact of larval and juvenile fish on zooplankton and algal dynamics. *Limnol. Oceanogr.* 44(7), 1655-1666.
- Rybak J.I., Błędzki L.A., 2010. Słodkowodne skorupiaki planktonowe. Klucz do oznaczania gatunków. Wydawnictwo Uniwersytetu Warszawskiego, Warszawa, 366 pp. ISBN: 978-83-235-0738-3.
- Rzoska J., 1976 in Rzoska J. (Ed.), *The Nile, Biology of an Ancient River*, Junk, The Hague, 333–343. Sandlund O.T., 1982. The drift of zooplankton and microzoobenthos in the river Strandaelva, western Norway. *Hydrobiologia*, 94, 33–48.
- Schiemer F., Keckeis H., Reckendorfer W., Winkler G., 2001. The "inshore retention concept" and its significance for large rivers. *Arch. Hydrobiol.(Suppl.)(Large Rivers)*, 135(2), 509-516.
- Schram M.D., Gunter J.M., Engle D.B., 1998. Diurnal vertical distribution and drift of zooplankton in an Ozark headwater stream pool. *J. Freshwater Ecol.* 13: 47–54. DOI: 10.1080/02705060.1998.9663590
- Sluss T.D., Cobbs G.A., Thorp J.H., 2008. Impact of turbulence on riverine zooplankton: A mesocosm experiment. *Freshw. Biol.* 53, 1999–2010.
- Sługocki Ł., Czerniawski R., 2018. Trophic state (TSISD) and mixing type significantly influence pelagic zooplankton biodiversity in temperate lakes (NW Poland). *PeerJ*, 6, e5731.
- Sługocki Ł., Czerniawski R., 2023. Water Quality of the Odra (Oder) River before and during the Ecological Disaster in 2022: A Warning to Water Management. *Sustainability*, 15(11), 8594.
- Sługocki Ł., Czerniawski R., Domagała J., Krepski T., Pilecka-Rapacz M., 2012. Zooplankton of three suburban lakes in relation to select abiotic conditions. *Ann. Set. Environ. Protect.* 14: 146-160.
- Sługocki Ł., Czerniawski R., Kowalska-Górska M., Teixeira C.A., 2021. Hydro-modifications matter: Influence of vale transformation on microinvertebrate

- communities (Rotifera, Cladocera, and Copepoda) of upland rivers. *Ecological Indicators*, 122, 107-259.
- Soto D., De los Rios P., 2006. Influence of trophic status and conductivity on zooplankton composition in lakes and ponds of Torres del Paine National Park (Chile). *Biologia* 61:54-1546 DOI 10.2478/s11756-006-0088-7.
- Szlauer B., 1977. The zooplankton removal from lakes by river Płonia. *Acta Ichthyol. Piscat.* 7, 59–78.
- Taylor B.E., 1980. Size-selective predation on zooplankton, pp. 377–388. In: Kerfoot W.C. (eds), *Evolution and Ecology of Zooplankton Communities*, University Press New England: Hanover, 793 pp. ISBN: 0874511801, 9780874511802.
- Thorp J.H., Casper A.F., 2002. Potential effects on zooplankton from species shifts in mussel planktivory: a field experiment in the St. Lawrence River. *Freshwater Biol.* 47(1), 107-119. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2002.00787.x.
- Thorp J.H., Casper A.F., 2003. Importance of biotic interactions in large rivers: an experiment with planktivorous fish, dreissenid mussels and zooplankton in the St. Lawrence River. *Riv. Res. Appl.* 19: 265–279. DOI: 10.1002/rra.703.
- Thorp J.H., Thoms M.C., DeLong M.D., 2006. The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. *Riv. Res. Appl.* 22: 123–147. DOI: 10.1002/rra.901.
- Van Dijk G.M., Van Zanten B., 1995. Seasonal changes in zooplankton abundance in the lower Rhine during 1987–1991. *Hydrobiologia*, 304, 29-38.
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R., Cushing C.E., 1980. The River Continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences (Ottawa)* 37: 130–137.
- Viroux L., 2002. Seasonal and longitudinal aspects of microcrustacean (Cladocera, Copepoda) dynamics in a lowland river. *J. Plankton Res.*, 24, 281–292.
- Walks D.J., Cyr H., 2004. Movement of plankton through lake stream systems. *Freshwater Biol.* 49: 745–759. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2004.01220.x.
- Wallace R.L., 2002. Rotifers: exquisite metazoans. *Integrative & Comparative Biology* 42(3):660-667 DOI 10.1093/icb/42.3.660.
- Walther G.R., 2010. Community and ecosystem responses to recent climate change. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1549), 2019-2024.

- Welker M., Walz N., 1998. Can mussels control the plankton in rivers?—a planktological approach applying a Lagrangian sampling strategy. *Limnology and Oceanography*, 43(5), 753-762.
- Winner J.M., 1975. Zooplankton, pp. 155–169. In: Whitton B.A. (eds), *River Ecology*, University of California Press, Berkeley, 725 pp. ISBN: 0 63209740 X.
- Wissel B., Boeing W.J., Ramcharan C.W., 2003. Effects of water color on predation regimes and zooplankton assemblages in freshwater lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 48, 1965–1976.
- Zaret T.M., Suffern J.S., 1976. Vertical migration in zooplankton as a predator avoidance mechanism 1. *Limnology and oceanography*, 21(6), 804-813.
- Zhou S., Tang T., Wu N., Fu X., Cai Q., 2008. Impact of small dam on Riverine zooplankton. *Int. Rev. Hydrobiol.* 93, 297–311.
- Zhou S., Tang T., Wu N., Fu X., Cai Q., 2010. Impact of small dam on riverine zooplankton. *Int. Rev. Hydrobiol.* 93: 297–311. DOI: 10.1002/iroh.200711038.
- Żurek R., 2006. Response of rotifers to hydrochemical and biotic factors. *Oceanol. Hydrobiol. St.*, 2: 121–139.
- Żurek R., Dumnicka E., 1989. The rate of population in a river after leasing a dam reservoir. *Archiv für Hydrobiologie–Beiheft Ergebnisse der Limnologie*, 33, 549–561.

## 7. Aneks

### 7.1. Warunki środowiskowe Drawy

Aneks/Tabela 1. Wartości parametrów fizyczno-chemicznych, chlorofilu *a* i powierzchni zajmowanej przez roślinność wodną na stanowiskach w Drawie.

Stanowisko	Miesiąc	Temperatura (°C)	Tlen rozpuszczony (mg dm <sup>-3</sup> )	pH	Przewodność elektrolityczna (μS cm <sup>-1</sup> )	Substancje rozpuszczone (g dm <sup>-3</sup> )	Chlorofil <i>a</i> (μg dm <sup>-3</sup> )
DR 1	Czerwiec	22,62	8,47	7,83	312,22	0,1394	11,61
DR 2		21,20	5,81	7,78	311,54	0,1354	9,24
DR 3		21,09	4,33	7,76	328,97	0,1432	4,52
DR 4		19,48	5,20	7,75	338,08	0,1515	1,61
DR 5		18,86	4,91	7,85	344,12	0,1531	1,24
DR 6		18,51	4,42	7,75	352,28	0,1532	1,45
DR 7		18,74	4,63	7,83	349,52	0,1583	1,57
DR 8		19,11	4,56	7,83	346,12	0,1591	1,75
DR 9		19,21	5,24	7,92	355,11	0,1611	1,38
DR 10		19,15	5,61	7,90	357,14	0,1628	1,29
DR 1	Lipiec	22,86	11,14	8,30	233,00	0,1492	13,42
DR 2		22,31	8,75	8,25	231,00	0,1485	11,22
DR 3		22,10	6,45	8,23	245,50	0,1571	7,57
DR 4		20,42	7,75	8,22	252,30	0,1615	2,64
DR 5		19,77	9,14	8,32	260,10	0,1665	2,05
DR 6		19,55	8,24	8,22	262,90	0,1684	1,99
DR 7		19,64	8,62	8,30	264,70	0,1694	2,09
DR 8		19,92	8,49	8,30	265,80	0,1705	2,40
DR 9		20,13	8,45	8,40	272,90	0,1739	1,76
DR 10		20,07	8,87	8,37	271,70	0,1742	1,67
DR 1	Sierpień	21,04	10,04	8,37	234,00	0,1500	15,35
DR 2		20,87	9,00	8,37	228,70	0,1464	17,71
DR 3		20,57	6,22	8,35	229,00	0,1485	8,15
DR 4		18,83	5,27	8,28	249,00	0,1596	3,44
DR 5		18,18	5,87	8,37	249,40	0,1598	2,21
DR 6		17,73	5,36	8,39	255,50	0,1637	1,96
DR 7		17,72	5,21	8,33	257,40	0,1647	2,22
DR 8		18,49	5,57	8,34	254,10	0,1626	1,81
DR 9		18,08	6,24	8,39	262,70	0,1682	1,48
DR 10		19,03	6,25	8,42	264,00	0,1691	1,81
DR 1	Wrzesień	14,11	9,43	8,01	251,50	0,1610	33,87
DR 2		14,45	9,88	8,00	253,20	0,1621	28,99
DR 3		14,15	7,60	7,97	254,60	0,1629	16,84
DR 4		13,09	8,30	7,96	259,20	0,1664	8,94
DR 5		12,63	8,77	7,93	261,70	0,1675	5,59
DR 6		12,36	8,87	7,93	264,80	0,1669	4,23
DR 7		12,30	9,24	7,93	265,30	0,1697	3,82
DR 8		12,62	9,48	7,92	266,30	0,1705	3,53
DR 9		12,89	8,67	7,97	217,50	0,1738	2,15
DR 10		13,26	8,60	8,01	217,20	0,1792	2,01

Aneks/Tabela 2. Wartości parametrów hydrologicznych i morfologicznych oraz wartość współczynnika rozwinięcia biegu rzeki (WRBR) pomiędzy stanowiskami badawczymi w Drawie. Wartość wskaźnika na danym stanowisku wskazuje na odcinek pomiędzy tym stanowiskiem a stanowiskiem zlokalizowanym powyżej.

Stanowisko	Miesiąc	Prędkość prądu (m s <sup>-1</sup> )	Szerokość (m)	Głębokość (m)	Przepływ (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	WRBR
DR_1	Czerwiec	0,36	24,0	0,8	6,91	-
DR_2		0,42	21,0	0,8	7,06	1,02
DR_3		0,68	16,0	0,7	7,62	1,18
DR_4		0,38	17,0	1,0	6,46	2,12
DR_5		0,77	16,0	0,7	8,62	1,46
DR_6		0,31	27,0	1,1	9,21	1,45
DR_7		0,59	17,0	0,9	9,03	1,06
DR_8		0,49	19,0	1,2	11,17	2,02
DR_9		0,56	18,0	1,4	14,11	1,55
DR_10		0,64	21,0	1,2	16,13	1,39
DR_1	Lipiec	0,24	24,00	0,80	4,61	-
DR_2		0,46	15,00	0,60	4,14	1,02
DR_3		0,63	14,50	0,50	4,57	1,18
DR_4		0,35	15,00	0,70	3,68	2,12
DR_5		0,70	15,00	0,50	5,25	1,46
DR_6		0,39	18,00	1,00	7,02	1,45
DR_7		0,38	18,00	1,00	6,84	1,06
DR_8		0,43	16,00	1,30	8,94	2,02
DR_9		0,55	17,00	1,00	9,35	1,55
DR_10		0,38	23,00	1,20	10,49	1,39
DR_1	Sierpień	0,22	23,00	0,75	3,80	-
DR_2		0,42	14,50	0,55	3,35	1,02
DR_3		0,61	14,00	0,45	3,84	1,18
DR_4		0,34	14,00	0,66	3,14	2,12
DR_5		0,68	14,50	0,35	3,45	1,46
DR_6		0,37	17,00	0,90	5,66	1,45
DR_7		0,37	17,00	0,90	5,66	1,06
DR_8		0,41	15,00	1,20	7,38	2,02
DR_9		0,54	16,00	0,90	7,78	1,55
DR_10		0,37	22,00	1,10	8,95	1,39
DR_1	Wrzesień	0,26	25,00	0,90	5,94	-
DR_2		0,51	16,00	0,70	5,67	1,02
DR_3		0,69	15,50	0,60	6,44	1,18
DR_4		0,39	15,50	0,90	5,37	2,12
DR_5		0,77	16,00	0,60	7,39	1,46
DR_6		0,43	19,50	1,20	10,04	1,45
DR_7		0,42	19,50	1,20	9,78	1,06
DR_8		0,47	18,00	1,56	13,28	2,02
DR_9		0,61	19,00	1,20	13,79	1,55
DR_10		0,42	25,00	1,50	15,68	1,39

Aneks/Tabela 3. Wartości powierzchni użytkowania obszaru (ha) przyległego do rzeki pomiędzy stanowiskami badawczymi znajdującego się w zlewni rzeki Drawy oraz udział tych powierzchni w ogólnej powierzchni w danym buforze obejmującym teren w odległości 100m od rzeki, 200 m od rzeki, 500 m od rzeki. Wartość na danym stanowisku wskazuje na odcinek pomiędzy tym stanowiskiem a stanowiskiem zlokalizowanym powyżej.

Rzeka	Numer punktu poboru	Bufor	Powierzchnia całkowita	Rodzaj użytkowania											
				Obszary miejskie		Lasy		Pola uprawne		Łąki		Uprawy mieszane		Zbiorniki wodne	
				ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Drawa	2	100m	20,07	0	0	16,68	83,11	1,19	5,93	2,2	10,96	0	0	0	0
		200m	35,18	0	0	20,68	58,78	8,47	24,08	6,03	17,14	0	0	0	0
		500m	80,81	0	0	45,15	55,87	23,69	29,32	11,97	14,81	0	0	0	0
	3	100m	91,02	0,73	0,8	82,62	90,78	5,61	6,16	2,06	2,26	0	0	0	0
		200m	182,09	2,23	1,22	155,02	85,14	17,28	9,49	7,56	4,15	0	0	0	0
		500m	426,72	13,88	3,25	302,91	70,99	79,67	18,67	30,26	7,09	0	0	0	0
	4	100m	234,33	0,93	0,4	229,61	97,98	2,2	0,94	1,59	0,68	0	0	0	0
		200m	432,28	4,58	1,06	402,98	93,22	12,87	2,98	11,34	2,62	0,51	0,12	0	0
		500m	963,45	18,15	1,88	748,09	77,65	120,14	12,47	69,75	7,24	7,32	0,76	0	0
	5	100m	158,44	0	0	158,44	100	0	0	0	0	0	0	0	0
		200m	304,51	0	0	304,51	100	0	0	0	0	0	0	0	0
		500m	709,21	0	0	709,21	100	0	0	0	0	0	0	0	0
	6	100m	185,1	0	0	181,33	97,96	0,03	0,02	3,74	2,02	0	0	0	0
		200m	351,12	0	0	340,94	97,1	0,9	0,26	6,75	1,92	2,53	0,72	0	0
		500m	827,26	2,82	0,34	791,73	95,71	4,56	0,55	17,15	2,07	10,21	1,23	0,79	0,1
	7	100m	34,68	0	0	34,02	98,1	0	0	0,66	1,9	0	0	0	0
		200m	68,34	0	0	56,04	82	0	0	12,3	18	0	0	0	0
		500m	138,16	0	0	96,95	70,17	0	0	41,21	29,83	0	0	0	0
	8	100m	111,65	0,03	0,03	80,58	72,17	0	0	13,62	12,2	17,42	15,6	0	0
		200m	201,34	0,57	0,28	151,2	75,1	0	0	26,12	12,97	23,45	11,65	0	0
		500m	452,44	5,85	1,29	365,8	80,85	0	0	52,61	11,63	28,18	6,23	0	0
	9	100m	280,64	2,24	0,8	270,79	96,49	3,74	1,33	3,87	1,38	0	0	0	0
		200m	530,56	9,18	1,73	513,1	96,71	4,4	0,83	3,88	0,73	0	0	0	0
		500m	1191,77	23,07	1,94	1151,21	96,59	4,4	0,37	11,04	0,93	0	0	2,05	0,17
	10	100m	192,53	9,9	5,14	49,91	25,92	88,59	46,02	44,13	22,92	0	0	0	0
		200m	362,8	20,97	5,78	114,33	31,51	161,98	44,65	65,52	18,06	0	0	0	0
		500m	800,43	51,31	6,41	384,84	48,08	269,99	33,73	92,18	11,52	0	0	2,11	0,26

Aneks/Tabela 4. Średnia ( $\bar{X}$ )  $\pm$  (OS) odchylenie standardowe wartości parametrów fizyczno-chemicznych, chlorofilu *a* i powierzchni zajmowanej przez roślinność wodną na stanowiskach w Drawie. Różne litery w kolumnach wskazują na istotne różnice między stanowiskami ( $P < 0,05$ ). Brak liter w kolumnach wskazuje na brak istotnych różnic między stanowiskami ( $P > 0,05$ ).

Stanowisko	n	Temperatura (°C)		Tlen Rozpuszczony (mg dm <sup>-3</sup> )		pH		Przewodność Elektrolityczna (μS cm <sup>-1</sup> )		Substancje rozpuszczone (mg dm <sup>-3</sup> )		Chlorofil <i>a</i> (μg dm <sup>-3</sup> )		Roślinność (%)	
		$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS
DR_1	4	20,2	4,1	9,8	1,1	8,1	0,3	257,7	37,3	0,1499 a	0,0088	18,6 a	10,3	25,0 a	9,1
DR_2	4	19,7	3,6	8,4	1,8	8,1	0,3	256,1	38,6	0,1481 a	0,0110	16,8 a	8,9	3,0 b	2,3
DR_3	4	19,5	3,6	6,1	1,4	8,1	0,3	264,5	44,3	0,1529 ab	0,0088	9,3 ab	5,3	6,3 b	3,0
DR_4	4	18,0	3,3	6,6	1,6	8,1	0,2	274,6	42,5	0,1598 ab	0,0062	4,2 bc	3,3	1,5 b	0,6
DR_5	4	17,4	3,2	7,2	2,1	8,1	0,3	278,8	43,9	0,1617 b	0,0067	2,8 bc	1,9	7,3 ab	3,9
DR_6	4	17,0	3,2	6,7	2,2	8,1	0,3	283,9	45,8	0,1631 b	0,0069	2,4 bc	1,2	24,5 a	15,2
DR_7	4	17,1	3,3	6,9	2,3	8,1	0,3	284,2	43,7	0,1655 b	0,0053	2,4 bc	1,0	9,3 ab	14,0
DR_8	4	17,5	3,3	7,0	2,3	8,1	0,3	283,1	42,4	0,1657 b	0,0058	2,4 bc	0,8	3,5 b	2,4
DR_9	4	17,6	3,2	7,2	1,7	8,2	0,3	277,1	57,3	0,1693 b	0,0061	1,7 c	0,3	10,8 ab	3,3
DR_10	4	17,9	3,1	7,3	1,6	8,2	0,3	277,5	58,3	0,1713 b	0,0070	1,7 c	0,3	10,5 ab	4,2



Aneks/Tabela 5. Średnia ( $\bar{X}$ )  $\pm$  (OS) odchylenie standardowe wartości parametrów hydrologicznych i morfologicznych oraz wartość współczynnika rozwinięcia biegu rzeki (WRBR) pomiędzy stanowiskami badawczymi w Słopiczy. Wartość wskaźnika na danym stanowisku wskazuje na odcinek pomiędzy tym stanowiskiem a stanowiskiem zlokalizowanym powyżej. Różne litery w kolumnach wskazują na istotne różnice między stanowiskami ( $P < 0,05$ ). Brak liter w kolumnach wskazuje na brak istotnych różnic między stanowiskami ( $P > 0,05$ ).

Stanowisko	n	Prędkość prądu (m s <sup>-1</sup> )		Szerokość (m)		Głębokość (m)		Przepływ (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	
		$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS
DR_1	4	0,27 a	0,06	24,0 a	0,8	0,8 ab	0,1	5,3	1,4
DR_2	4	0,45 ab	0,04	16,6 ab	3,0	0,7 a	0,1	5,1	1,6
DR_3	4	0,65 b	0,04	15,0 b	0,9	0,6 a	0,1	5,6	1,7
DR_4	4	0,36 ab	0,02	15,4 b	1,3	0,8 ab	0,2	4,7	1,5
DR_5	4	0,73 b	0,05	15,4 b	0,8	0,5 a	0,1	6,2	2,3
DR_6	4	0,37 ab	0,05	20,4 ab	4,5	1,1 ab	0,1	8,0	2,0
DR_7	4	0,44 ab	0,10	17,9 ab	1,2	1,0 ab	0,1	7,8	1,9
DR_8	4	0,45 ab	0,04	17,0 ab	1,8	1,3 b	0,2	10,2	2,6
DR_9	4	0,56 b	0,03	17,5 ab	1,3	1,1 ab	0,2	11,3	3,2
DR_10	4	0,45 ab	0,13	22,8 a	1,7	1,3 b	0,2	12,8	3,6

Aneks/Tabela 6. Wartości powierzchni użytkowania obszaru (ha) przyległego do rzeki pomiędzy stanowiskami badawczymi znajdującego się w zlewni rzeki Drawy. Obszary określone są liczbami 1, 2 i 5. Liczby oznaczają: 1 – obszar obejmujący teren w odległości 0,1 km od rzeki, 2 – 0,2 km od rzeki, 5 – 0,5 km od rzeki. OM – obszary miejskie (zabudowania), LA – lasy, PU – pola uprawne, ŁA – łąki, UP – uprawy mieszane, ZW – zbiorniki wodne.

Stanowisko	1OM	2OM	5OM	1LA	2LA	5LA	1PU	2PU	5PU	1ŁA	2ŁA	5ŁA	1UM	2UM	5UM	1ZW	2ZW	5ZW
DR_1	0,0	0,0	0,0	16,7	20,7	45,2	1,2	8,5	23,7	2,2	6,0	12,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
DR_2	0,7	2,2	13,9	82,6	155,0	302,9	5,6	17,3	79,7	2,1	7,6	30,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
DR_3	0,9	4,6	18,2	229,6	403,0	748,1	2,2	12,9	120,1	1,6	11,3	69,8	0,0	0,5	7,3	0,0	0,0	0,0
DR_4	0,0	0,0	0,0	158,4	304,5	709,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
DR_5	0,0	0,0	2,8	181,3	340,9	791,7	0,0	0,9	4,6	3,7	6,8	17,2	0,0	2,5	10,2	0,0	0,0	0,8
DR_6	0,0	0,0	0,0	34,0	56,0	97,0	0,0	0,0	0,0	0,7	12,3	41,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
DR_7	0,0	0,6	5,9	80,6	151,2	365,8	0,0	0,0	0,0	13,6	26,1	52,6	17,4	23,5	28,2	0,0	0,0	0,0
DR_8	2,2	9,2	23,1	270,8	513,1	1151,2	3,7	4,4	4,4	3,9	3,9	11,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,1
DR_9	9,9	21,0	51,3	49,9	114,3	384,8	88,6	162,0	270,0	44,1	65,5	92,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,1

## 7.2. Warunki środowiskowe Korytnicy

Aneks/Tabela 7. Wartości parametrów fizyczno-chemicznych, chlorofilu *a* i powierzchni zajmowanej przez roślinność wodną na stanowiskach w Korytnicy.

Stanowisko	Miesiąc	Temperatura (°C)	Tlen rozpuszczony (mg dm <sup>-3</sup> )	pH	Przewodność elektrolityczna (μS cm <sup>-1</sup> )	Przewodność elektrolityczna (μS cm <sup>-1</sup> )	Substancje rozpuszczone (g dm <sup>-3</sup> )	Chlorofil <i>a</i> (μg dm <sup>-3</sup> )
KO 1	Czerwiec	21,32	4,65	7,29	356,00	0,2291	12,15	13
KO 2		20,91	4,20	7,42	377,00	0,2413	9,37	35
KO 3		20,18	5,11	7,24	369,00	0,2368	3,20	45
KO 4		20,00	6,78	7,04	361,00	0,2317	2,68	30
KO 5		20,04	7,77	7,69	360,00	0,2304	2,93	5
KO 6		20,21	6,61	6,96	347,00	0,2225	1,68	38
KO 7		19,88	7,30	7,35	351,00	0,2245	1,54	2
KO 1	Lipiec	22,39	6,28	7,29	304,00	0,1951	6,50	20
KO 2		22,01	5,63	7,13	312,00	0,2003	6,21	50
KO 3		21,41	4,98	7,47	314,00	0,2010	1,48	90
KO 4		20,69	6,64	7,37	320,00	0,2051	3,05	50
KO 5		20,38	7,44	7,15	321,00	0,2057	3,09	10
KO 6		20,40	7,54	7,38	324,00	0,2073	2,85	70
KO 7		19,99	7,54	7,15	323,00	0,2070	1,40	5
KO 1	Sierpień	21,80	3,17	6,62	312,00	0,1994	5,42	20
KO 2		21,78	3,34	6,71	318,00	0,2030	5,06	60
KO 3		27,31	5,45	6,77	307,10	0,1965	0,92	100
KO 4		20,80	7,57	6,93	309,00	0,1969	1,24	60
KO 5		20,41	9,20	6,97	332,00	0,2129	1,15	13
KO 6		20,45	8,60	7,06	306,00	0,1962	1,12	75
KO 7		19,95	8,27	6,92	304,00	0,1951	0,77	5
KO 1	Wrzesień	19,82	4,22	6,88	336,96	0,2173	6,99	15
KO 2		19,80	4,44	6,98	348,44	0,2213	6,35	45
KO 3		21,11	5,75	7,04	337,67	0,2200	1,42	90
KO 4		18,91	6,22	7,21	333,72	0,2195	1,60	50
KO 5		18,51	6,84	7,25	353,00	0,2321	1,48	8
KO 6		18,44	6,82	7,34	330,48	0,2139	1,49	50
KO 7		18,14	5,76	7,20	331,32	0,2134	1,06	2

Aneks/Tabela 8. Wartości parametrów hydrologicznych i morfologicznych oraz wartość współczynnika rozwinięcia biegu rzeki (WRBR) pomiędzy stanowiskami badawczymi w Korytnicy. Wartość wskaźnika na danym stanowisku wskazuje na odcinek pomiędzy tym stanowiskiem a stanowiskiem zlokalizowanym powyżej.

Stanowisko	Miesiąc	Prędkość prądu (m s <sup>-1</sup> )	Szerokość (m)	Głębokość (m)	Przepływ (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	WRBR
DR_1	Czerwiec	0,48	7,00	0,60	2,02	-
DR_2		0,29	9,00	0,70	1,83	1,3
DR_3		0,37	11,00	0,65	2,65	1,23
DR_4		0,19	12,00	1,20	2,74	1,36
DR_5		0,53	9,00	0,50	2,39	1,37
DR_6		0,35	7,00	1,00	2,45	1,35
DR_7		0,56	8,00	0,50	2,24	1,61
DR_1	Lipiec	0,42	6,00	0,40	1,01	-
DR_2		0,25	8,00	0,60	1,20	1,3
DR_3		0,31	9,00	0,60	1,67	1,23
DR_4		0,19	10,00	1,00	1,90	1,36
DR_5		0,48	8,00	0,40	1,54	1,37
DR_6		0,25	10,00	0,70	1,75	1,35
DR_7		0,50	7,50	0,40	1,50	1,61
DR_1	Sierpień	0,41	5,50	0,35	0,79	-
DR_2		0,23	7,50	0,55	0,95	1,3
DR_3		0,30	8,50	0,55	1,40	1,23
DR_4		0,17	9,50	0,90	1,45	1,36
DR_5		0,46	7,50	0,35	1,21	1,37
DR_6		0,24	9,00	0,65	1,40	1,35
DR_7		0,48	7,00	0,35	1,18	1,61
DR_1	Wrzesień	0,46	7,50	0,50	1,73	-
DR_2		0,28	9,50	0,75	1,96	1,3
DR_3		0,34	10,50	0,75	2,69	1,23
DR_4		0,21	11,00	1,20	2,76	1,36
DR_5		0,53	9,50	0,50	2,51	1,37
DR_6		0,28	11,00	0,85	2,57	1,35
DR_7		0,55	9,00	0,50	2,48	1,61

Aneks/Tabela 9. Wartości powierzchni użytkowania obszaru (ha) przyległego do rzeki pomiędzy stanowiskami badawczymi znajdującego się w zlewni rzeki Korytnicy oraz udział tych powierzchni w ogólnej powierzchni w danym buforze obejmującym teren w odległości 100m od rzeki, 200 m od rzeki, 500 m od rzeki. Wartość na danym stanowisku wskazuje na odcinek pomiędzy tym stanowiskiem a stanowiskiem zlokalizowanym powyżej.

Rzeka	Numer punktu poboru	Bufor	Powierzchnia całkowita	Rodzaj użytkowania												
				Obszary miejskie		Lasy		Pola uprawne		Łąki		Uprawy mieszane		Zbiorniki wodne		
				ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	
Korytnica	2	100m	33,22	0	0	24,7	74,4	1,9	5,8	6,6	19,8	0	0	0	0	
		200m	64,2	0,4	0,6	49,9	77,8	4,7	7,4	9,1	14,2	0	0	0	0	
		500m	155,9	4,2	2,7	137,6	88,3	4,9	3,1	9,2	5,9	0	0	0	0	
	3	100m	57,7	0	0	57,7	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		200m	112,7	0	0	112,7	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		500m	256,0	0	0	256,0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	4	100m	87,1	0	0	87,1	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		200m	165,6	0	0	165,6	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		500m	354,5	0	0	354,5	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	5	100m	20,3	0	0	20,3	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		200m	37,7	0	0	37,7	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		500m	87,2	0	0	87,2	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	6	100m	31,5	0	0	31,5	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		200m	59,9	0	0	59,9	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		500m	141,0	0	0	141,0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	7	100m	30,8	0	0	30,8	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		200m	50,2	0	0	50,2	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		500m	82,4	0	0	82,4	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Aneks/Tabela 10. Średnia (ŚR) ± (OS) odchylenie standardowe wartości parametrów fizyczno-chemicznych, chlorofilu *a* i powierzchni zajmowanej przez roślinność wodną na stanowiskach w Korytnicy. Różne litery w kolumnach wskazują na istotne różnice między stanowiskami ( $P < 0,05$ ). Brak liter w kolumnach wskazuje na brak istotnych różnic między stanowiskami ( $P > 0,05$ ).

Stanowisko	n	Temperatura (°C)		Tlen Rozpuszczony (mg dm <sup>-3</sup> )		pH		Przewodność Elektrolityczna (μS cm <sup>-1</sup> )		Substancje rozpuszczone (mg dm <sup>-3</sup> )		Chlorofil <i>a</i> (μg dm <sup>-3</sup> )		Roślinność (%)	
		ŚR	OS	ŚR	OS	ŚR	OS	ŚR	OS	ŚR	OS	ŚR	OS	ŚR	OS
KO_1	4	21,3	1,1	4,6 a	1,3	7,0	0,3	327,2	23,8	0,2102	0,0158	7,8 a	3,0	17,0 ac	3,6
KO_2	4	21,1	1,0	4,4 a	0,9	7,1	0,3	338,9	30,0	0,2165	0,0190	6,7 a	1,8	47,5 ab	10,4
KO_3	4	22,5	3,2	5,3 ab	0,3	7,1	0,3	331,9	28,0	0,2136	0,0185	1,8 b	1,0	81,3 b	24,6
KO_4	4	20,1	0,9	6,8 ab	0,6	7,1	0,2	330,9	22,5	0,2133	0,0154	2,1 b	0,9	47,5 ab	12,6
KO_5	4	19,8	0,9	7,8 b	1,0	7,3	0,3	341,5	18,1	0,2203	0,0130	2,2 b	1,0	9,0 c	3,4
KO_6	4	19,9	1,0	7,4 b	0,9	7,2	0,2	326,9	17,0	0,2100	0,0111	1,8 b	0,7	58,3 b	17,3
KO_7	4	19,5	0,9	7,2 b	1,1	7,2	0,2	327,3	19,5	0,2100	0,0123	1,2 b	0,3	3,5 c	1,7

Aneks/Tabela 11. Średnia ( $\bar{X}$ )  $\pm$  (OS) odchylenie standardowe wartości parametrów hydrologicznych i morfologicznych oraz wartość współczynnika rozwinięcia biegu rzeki (WRBR) pomiędzy stanowiskami badawczymi w Korytnicy. Wartość wskaźnika na danym stanowisku wskazuje na odcinek pomiędzy tym stanowiskiem a stanowiskiem zlokalizowanym powyżej. Różne litery w kolumnach wskazują na istotne różnice między stanowiskami ( $P < 0,05$ ). Brak liter w kolumnach wskazuje na brak istotnych różnic między stanowiskami ( $P > 0,05$ ).

Stanowisko	n	Prędkość prądu (m s <sup>-1</sup> )		Szerokość (m)		Głębokość (m)		Przepływ (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	
		$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS
KO 1	4	0,44 a	0,03	6,5 a	0,9	0,5 a	0,1	1,39	0,58
KO 2	4	0,26 b	0,03	8,5 ab	0,9	0,7 ab	0,1	1,48	0,49
KO 3	4	0,33 b	0,03	9,8 b	1,2	0,6 ab	0,1	2,10	0,66
KO 4	4	0,19 b	0,02	10,6 b	1,1	1,1 b	0,2	2,21	0,64
KO 5	4	0,50 a	0,04	8,5 ab	0,9	0,4 ab	0,1	1,91	0,64
KO 6	4	0,28 b	0,05	9,3 ab	1,7	0,8 b	0,2	2,04	0,56
KO 7	4	0,52 a	0,04	7,9 ab	0,9	0,4 ab	0,1	1,85	0,61

Aneks/Tabela 12. Wartości powierzchni użytkowania obszaru (ha) przyległego do rzeki pomiędzy stanowiskami badawczymi znajdującego się w zlewni rzeki Korytnicy. Obszary określone są liczbami 1, 2 i 5. Liczby oznaczają: 1 – obszar obejmujący teren w odległości 0,1 km od rzeki, 2 – 0,2 km od rzeki, 5 – 0,5 km od rzeki. OM – obszary miejskie (zabudowania), LA – lasy, PU – pola uprawne, ŁĄ – łąki, UP – uprawy mieszane, ZW – zbiorniki wodne.

Stanowisko	1OM	2OM	5OM	1LA	2LA	5LA	1PU	2PU	5PU	1ŁĄ	2ŁĄ	5ŁĄ	1UM	2UM	5UM	1ZW	2ZW	5ZW
KO_2	0,0	0,4	4,2	24,7	49,9	137,6	1,9	4,7	4,9	6,6	9,1	9,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
KO_3	0,0	0,0	0,0	57,7	112,7	256,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
KO_4	0,0	0,0	0,0	87,1	165,6	354,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
KO_5	0,0	0,0	0,0	20,3	37,7	87,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
KO_6	0,0	0,0	0,0	31,5	59,9	141,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
KO_7	0,0	0,0	0,0	30,8	50,2	82,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0



### 7.3. Warunki środowiskowe Krępy

Aneks/Tabela 13. Wartości parametrów fizyczno-chemicznych, chlorofilu *a* i powierzchni zajmowanej przez roślinność wodną na stanowiskach w Krępie.

Stanowisko	Miesiąc	Temperatura (°C)	Tlen rozpuszczony (mg dm <sup>-3</sup> )	pH	Przewodność elektrolityczna (μS cm <sup>-1</sup> )	Przewodność elektrolityczna (μS cm <sup>-1</sup> )	Substancje rozpuszczone (g dm <sup>-3</sup> )	Chlorofil <i>a</i> (μg dm <sup>-3</sup> )
KR_1	Czerwiec	23,28	7,68	7,86	486	0,3110	2,09	30
KR_2		20,78	6,55	7,73	490	0,31	2,00	0
KR_3		20,17	6,72	7,75	496	0,3177	1,60	0
KR_4		19,63	7,32	7,32	496	0,3191	1,33	0
KR_5		19,54	7,20	7,39	508	0,3257	1,49	5
KR_6		20,03	6,80	7,50	508	0,3246	1,30	20
KR_1	Lipiec	23,83	8,17	8,21	453	0,2900	2,35	80
KR_2		21,69	6,34	7,82	464	0,2179	1,46	2
KR_3		27,26	6,61	7,85	468	0,2994	1,31	0
KR_4		19,34	7,27	7,79	476	0,3045	1,27	2
KR_5		18,86	7,21	7,85	502	0,3213	1,45	5
KR_6		19,46	7,51	7,82	490	0,3140	1,42	10
KR_1	Sierpień	22,68	6,02	6,79	405	0,2597	4,49	80
KR_2		19,94	4,21	6,97	490	0,2680	3,16	1
KR_3		19,26	6,20	6,80	430	0,2746	2,11	0
KR_4		18,96	6,22	6,71	461	0,2951	1,12	2
KR_5		19,09	6,20	6,78	473	0,3028	1,80	5
KR_6		19,20	4,50	6,71	463	0,2977	1,50	30
KR_1	Wrzesień	16,41	6,74	7,08	416	0,2668	5,33	5
KR_2		14,64	5,42	7,50	437	0,2800	2,16	1
KR_3		14,06	7,20	6,85	450	0,2877	1,93	0
KR_4		13,20	7,18	6,79	452	0,2903	1,18	0
KR_5		12,95	9,20	6,65	476	0,2997	1,34	1
KR_6		11,83	8,84	6,62	490	0,3004	1,21	3

Aneks/Tabela 14. Wartości parametrów hydrologicznych i morfologicznych oraz wartość współczynnika rozwinięcia biegu rzeki (WRBR) pomiędzy stanowiskami badawczymi w Krepie. Wartość wskaźnika na danym stanowisku wskazuje na odcinek pomiędzy tym stanowiskiem a stanowiskiem zlokalizowanym powyżej.

Stanowisko	Miesiąc	Prędkość prądu (m s <sup>-1</sup> )	Szerokość (m)	Głębokość (m)	Przepływ (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	WRBR
KR_1	Czerwiec	0,27	5,00	0,20	0,27	-
KR_2		0,10	7,50	0,40	0,30	1,63
KR_3		0,26	4,50	0,15	0,18	1,2
KR_4		0,06	6,00	0,50	0,18	1,36
KR_5		0,15	7,00	0,20	0,21	1,72
KR_6		0,22	5,00	0,20	0,22	2,23
KR_1	Lipiec	0,21	5,00	0,20	0,21	-
KR_2		0,11	5,00	0,40	0,22	1,63
KR_3		0,30	3,00	0,15	0,14	1,2
KR_4		0,04	5,00	0,70	0,14	1,36
KR_5		0,19	3,00	0,30	0,17	1,72
KR_6		0,21	4,00	0,20	0,17	2,23
KR_1	Sierpień	0,19	4,50	0,20	0,17	-
KR_2		0,10	4,50	0,40	0,18	1,63
KR_3		0,28	2,50	0,15	0,11	1,2
KR_4		0,04	4,50	0,70	0,13	1,36
KR_5		0,17	2,50	0,30	0,13	1,72
KR_6		0,19	3,50	0,20	0,13	2,23
KR_1	Wrzesień	0,23	6,00	0,25	0,35	-
KR_2		0,12	6,00	0,48	0,35	1,63
KR_3		0,33	4,00	0,20	0,26	1,2
KR_4		0,04	6,00	0,85	0,22	1,36
KR_5		0,21	4,00	0,35	0,29	1,72
KR_6		0,23	5,50	0,25	0,32	2,23

Aneks/Tabela 15. Wartości powierzchni użytkowania obszaru (ha) przyległego do rzeki pomiędzy stanowiskami badawczymi znajdującego się w zlewni rzeki Krępy oraz udział tych powierzchni w ogólnej powierzchni w danym buforze obejmującym teren w odległości 100 m od rzeki, 200 m od rzeki, 500 m od rzeki. Wartość na danym stanowisku wskazuje na odcinek pomiędzy tym stanowiskiem a stanowiskiem zlokalizowanym powyżej.

Rzeka	Numer punktu poboru	Bufor	Powierzchnia całkowita	Rodzaj użytkowania											
				Obszary miejskie		Lasy		Pola uprawne		Łąki		Uprawy mieszane		Zbiorniki wodne	
				ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Krępa	2	100m	24,29	12,86	52,94	2,37	9,76	9,06	37,3	0	0	0	0	0	0
		200m	45,58	19,93	43,73	2,37	5,2	23,28	51,07	0	0	0	0	0	0
		500m	87,95	27,57	31,35	3,27	3,72	57,11	64,93	0	0	0	0	0	0
	3	100m	16,02	3,11	19,41	9,01	56,25	3,9	24,34	0	0	0	0	0	0
		200m	29,04	4,26	14,67	10,56	36,36	14,22	48,97	0	0	0	0	0	0
		500m	55,71	7,33	13,16	11,2	20,1	32,06	57,55	5,12	9,19	0	0	0	0
	4	100m	19,3	0	0	13,61	70,52	5,69	29,48	0	0	0	0	0	0
		200m	35,54	0	0	20,68	58,18	14,86	41,82	0	0	0	0	0	0
		500m	77,01	0	0	25,7	33,37	51,31	66,63	0	0	0	0	0	0
	5	100m	39,35	0,24	0,61	28,87	73,37	10,24	26,02	0	0	0	0	0	0
		200m	71,91	0,9	1,25	36,36	50,56	34,65	48,19	0	0	0	0	0	0
		500m	154,7	3,69	2,39	55,08	35,6	95,93	62,01	0	0	0	0	0	0
	6	100m	27,63	0,71	2,57	21,57	78,07	5,35	19,36	0	0	0	0	0	0
		200m	50,23	2,87	5,71	26,65	53,06	20,71	41,23	0	0	0	0	0	0
		500m	94,37	8,7	9,22	37,41	39,64	48,26	51,14	0	0	0	0	0	0

Aneks/Tabela 16. Średnia ( $\bar{S}R$ )  $\pm$  (OS) odchylenie standardowe wartości parametrów fizyczno-chemicznych, chlorofilu *a* i powierzchni zajmowanej przez roślinność wodną na stanowiskach w Krępie. Różne litery w kolumnach wskazują na istotne różnice między stanowiskami ( $P < 0,05$ ). Brak liter w kolumnach wskazuje na brak istotnych różnic między stanowiskami ( $P > 0,05$ ).

Stanowisko	n	Temperatura (°C)		Tlen Rozpuszczony (mg dm <sup>-3</sup> )		pH		Przewodność Elektrolityczna (μS cm <sup>-1</sup> )		Substancje rozpuszczone (mg dm <sup>-3</sup> )		Chlorofil <i>a</i> (μg dm <sup>-3</sup> )		Roślinność (%)	
		ŚR	OS	ŚR	OS	ŚR	OS	ŚR	OS	ŚR	OS	ŚR	OS	ŚR	OS
KR_1	4	21,6	3,5	7,2	1,0	7,5	0,7	440,0	36,9	0,2819	0,0233	3,6 a	1,6	48,8 a	37,5
KR_2	4	19,3	3,2	5,6	1,1	7,5	0,4	349,0	230,4	0,2699	0,0397	2,2 ab	0,7	0,9 b	0,9
KR_3	4	20,2	5,4	6,7	0,4	7,3	0,6	338,1	222,6	0,2949	0,0183	1,7 ab	0,4	0,0 b	0,0
KR_4	4	17,8	3,1	7,0	0,5	7,2	0,5	348,5	229,2	0,3023	0,0127	1,2 b	0,1	1,0 b	1,2
KR_5	4	17,6	3,1	7,5	1,3	7,2	0,6	489,8	17,8	0,3124	0,0130	1,5 b	0,2	4,0 b	2,0
KR_6	4	17,6	3,9	6,9	1,8	7,2	0,6	487,6	18,5	0,3092	0,0125	1,4 b	0,1	15,8 ab	11,8

Aneks/Tabela 17. Średnia ( $\bar{X}$ )  $\pm$  (OS) odchylenie standardowe wartości parametrów hydrologicznych i morfologicznych oraz wartość współczynnika rozwinięcia biegu rzeki (WRBR) pomiędzy stanowiskami badawczymi w Krępie. Wartość wskaźnika na danym stanowisku wskazuje na odcinek pomiędzy tym stanowiskiem a stanowiskiem zlokalizowanym powyżej. Różne litery w kolumnach wskazują na istotne różnice między stanowiskami ( $P < 0,05$ ). Brak liter w kolumnach wskazuje na brak istotnych różnic między stanowiskami ( $P > 0,05$ ).

Stanowisko	n	Prędkość prądu (m s <sup>-1</sup> )		Szerokość (m)		Głębokość (m)		Przepływ (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	
		$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS
KR_1	4	0,23 a	0,03	5,1	0,6	0,21 a	0,03	0,25	0,08
KR_2	4	0,11 a	0,01	5,8	1,3	0,42 b	0,04	0,26	0,08
KR_3	4	0,29 a	0,03	3,5	0,9	0,16 a	0,03	0,17	0,07
KR_4	4	0,05 b	0,01	5,4	0,8	0,69 b	0,14	0,17	0,04
KR_5	4	0,18 a	0,03	4,1	2,0	0,29 ab	0,06	0,20	0,07
KR_6	4	0,21 a	0,02	4,5	0,9	0,21 a	0,03	0,21	0,08

Aneks/Tabela 18. Wartości powierzchni użytkowania obszaru (ha) przyległego do rzeki pomiędzy stanowiskami badawczymi znajdującego się w zlewni rzeki Krępy. Obszar określone są liczbami 1, 2 i 5. Liczby oznaczają: 1 – obszar obejmujący teren w odległości 0,1 km od rzeki, 2 – 0,2 km od rzeki, 5 – 0,5 km od rzeki. OM – obszary miejskie (zabudowania), LA – lasy, PU – pola uprawne, ŁA – łąki, UP – uprawy mieszane, ZW – zbiorniki wodne.

Stanowisko	1OM	2OM	5OM	1LA	2LA	5LA	1PU	2PU	5PU	1ŁA	2ŁA	5ŁA	1UM	2UM	5UM	1ZW	2ZW	5ZW
KR_2	4	12,9	19,9	27,6	2,4	2,4	3,3	9,1	23,3	57,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
KR_3	4	3,1	4,3	7,3	9,0	10,6	11,2	3,9	14,2	32,1	0,0	0,0	5,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
KR_4	4	0,0	0,0	0,0	13,6	20,7	25,7	5,7	14,9	51,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
KR_5	4	0,2	0,9	3,7	28,9	36,4	55,1	10,2	34,7	95,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
KR_6	4	0,7	2,9	8,7	21,6	26,7	37,4	5,4	20,7	48,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

#### 7.4. Warunki środowiskowe Mierzęckiej Strugi

Aneks/Tabela 19. Wartości parametrów fizyczno-chemicznych, chlorofilu *a* i powierzchni zajmowanej przez roślinność wodną na stanowiskach w Mierzęckiej Strudze.

Stanowisko	Miesiąc	Temperatura (°C)	Tlen rozpuszczony (mg dm <sup>-3</sup> )	pH	Przewodność elektrolityczna (μS cm <sup>-1</sup> )	Przewodność elektrolityczna (μS cm <sup>-1</sup> )	Substancje rozpuszczone (g dm <sup>-3</sup> )	Chlorofil <i>a</i> (μg dm <sup>-3</sup> )
MS_1	Czerwiec	25,06	9,82	7,95	354,00	0,2265	13,63	2,00
MS_2		23,16	6,41	7,74	378,00	0,2414	9,45	5,00
MS_3		21,18	2,84	7,82	362,00	0,2218	6,54	50,00
MS_4		21,74	2,05	8,11	377,00	0,2345	5,55	50,00
MS_5		20,07	3,75	7,32	379,00	0,2314	3,14	3,00
MS_6		20,01	3,39	7,35	372,00	0,2284	2,60	5,00
MS_7		18,54	5,61	7,41	375,00	0,2293	1,04	1,00
MS_1	Lipiec	28,87	12,79	8,94	199,50	0,1777	36,06	1
MS_2		25,04	5,26	8,75	319,70	0,2046	27,27	10
MS_3		21,99	1,54	8,87	281,00	0,1803	14,02	80
MS_4		22,99	1,40	9,07	318,50	0,2038	10,43	80
MS_5		20,29	3,81	8,11	325,40	0,2082	4,10	5
MS_6		20,40	3,36	8,10	322,70	0,2066	2,98	10
MS_7		19,62	8,20	8,58	343,50	0,2193	1,30	5
MS_1	Sierpień	20,48	7,27	8,65	227,80	0,1458	32,19	2,00
MS_2		20,50	4,23	8,49	328,70	0,2105	12,76	15,00
MS_3		19,78	2,66	8,55	324,30	0,2070	6,58	90,00
MS_4		20,19	2,77	8,43	355,50	0,2279	4,84	90,00
MS_5		18,03	5,48	8,36	374,20	0,2396	9,17	10,00
MS_6		18,52	3,78	8,39	362,00	0,2316	2,70	15,00
MS_7		17,19	6,48	8,30	350,70	0,2247	1,48	10,00
MS_1	Wrzesień	15,00	7,55	8,22	263,00	0,1684	26,43	2,00
MS_2		14,67	6,85	8,20	305,70	0,1957	19,33	15,00
MS_3		14,66	4,95	8,22	318,90	0,2037	13,26	90,00
MS_4		14,26	5,95	8,20	320,40	0,2050	13,48	90,00
MS_5		13,81	7,49	8,18	356,70	0,2286	7,29	10,00
MS_6		13,99	6,89	8,19	334,70	0,2146	7,11	15,00
MS_7		12,57	9,10	8,18	344,90	0,2216	1,88	10,00

Aneks/Tabela 20. Wartości parametrów hydrologicznych i morfologicznych oraz wartość współczynnika rozwinięcia biegu rzeki (WRBR) pomiędzy stanowiskami badawczymi w Mierzęckiej Strudze. Wartość wskaźnika na danym stanowisku wskazuje na odcinek pomiędzy tym stanowiskiem a stanowiskiem zlokalizowanym powyżej.

Stanowisko	Miesiąc	Prędkość prądu (m s <sup>-1</sup> )	Szerokość (m)	Głębokość (m)	Przepływ (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	WRBR
MS_1	Czerwiec	0,25	7,00	0,40	0,70	-
MS_2		0,23	6,00	0,50	0,69	1,66
MS_3		0,06	9,00	1,00	0,54	1,08
MS_4		0,07	7,00	1,20	0,59	1,31
MS_5		0,28	6,00	0,60	1,01	2,18
MS_6		0,31	6,00	0,60	1,12	1,22
MS_7		0,32	6,00	0,50	0,96	1,93
MS_1	Lipiec	0,38	3,00	0,35	0,40	-
MS_2		0,17	6,00	0,37	0,38	1,66
MS_3		0,06	7	0,80	0,34	1,08
MS_4		0,07	6,00	0,90	0,38	1,31
MS_5		0,21	5,00	0,40	0,42	2,18
MS_6		0,25	5,00	0,40	0,50	1,22
MS_7		0,29	5,00	0,30	0,44	1,93
MS_1	Sierpień	0,37	3,00	0,30	0,33	-
MS_2		0,16	5,50	0,32	0,28	1,66
MS_3		0,05	7	0,70	0,23	1,08
MS_4		0,06	5,50	0,85	0,28	1,31
MS_5		0,20	4,50	0,35	0,32	2,18
MS_6		0,23	4,50	0,35	0,36	1,22
MS_7		0,27	4,50	0,25	0,30	1,93
MS_1	Wrzesień	0,42	4,50	0,42	0,79	-
MS_2		0,19	7,00	0,44	0,58	1,66
MS_3		0,07	8	0,96	0,51	1,08
MS_4		0,08	7,00	1,10	0,59	1,31
MS_5		0,23	6,00	0,48	0,67	2,18
MS_6		0,28	6,50	0,48	0,86	1,22
MS_7		0,32	6,50	0,40	0,83	1,93



Aneks/Tabela 21. Wartości powierzchni użytkowania obszaru (ha) przyległego do rzeki pomiędzy stanowiskami badawczymi znajdującego się w zlewni rzeki oraz udział tych powierzchni w ogólnej powierzchni w danym buforze obejmującym teren w odległości 100m od rzeki, 200 m od rzeki, 500 m od rzeki. Wartość na danym stanowisku wskazuje na odcinek pomiędzy tym stanowiskiem a stanowiskiem zlokalizowanym powyżej.

Stanowisko	Bufor	Powierzchnia całkowita	Obszary miejskie		Lasy		Pola uprawne		Łąki		Uprawy mieszane		Zbiorniki wodne	
			ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
MS_2	100m	15,11	4,35	28,79	2,89	19,13	0	0	0	0	7,87	52,08	0	0
	200m	25,98	9,4	36,18	2,91	11,2	0	0	0	0	13,67	52,62	0	0
	500m	36,27	17,12	47,2	3,16	8,71	0	0	0	0	15,99	44,09	0	0
MS_3	100m	24,97	1,47	5,89	0,69	2,76	9,13	36,56	0	0	13,68	54,79	0	0
	200m	50,51	8,17	16,17	0,69	1,37	26,32	52,11	0	0	15,33	30,35	0	0
	500m	117,87	24,01	20,37	2,77	2,35	75,41	63,98	0	0	15,68	13,3	0	0
MS_4	100m	26,43	0	0	3,16	11,96	5,34	20,2	0	0	17,93	67,84	0	0
	200m	47,45	0	0	10	21,07	18,9	39,84	0	0	18,55	39,09	0	0
	500m	105,71	0	0	45,64	43,17	41,52	39,28	0	0	18,55	17,55	0	0
MS_5	100m	66,99	0	0	0,28	0,42	15,93	23,78	18,78	28,03	32	47,77	0	0
	200m	131,6	0	0	0,97	0,74	55,1	41,86	32,33	24,57	43,2	32,83	0	0
	500m	306,82	0	0	36,86	12,01	149,3	48,66	49,46	16,12	68,94	22,47	2,26	0,74
MS_6	100m	37,24	0,01	0,03	1,17	3,14	4,06	10,9	32	85,93	0	0	0	0
	200m	70,88	0,2	0,28	1,51	2,13	21,5	30,33	47,58	67,13	0,09	0,13	0	0
	500m	139,05	2,35	1,69	1,96	1,41	68,93	49,57	63,32	45,54	2,49	1,79	0	0
MS_7	100m	176,46	0	0	84,55	47,91	17,02	9,65	44,11	25	30,64	17,36	0,14	0,08
	200m	325	1,29	0,4	165,99	51,07	52,83	16,26	56,82	17,48	46,89	14,43	1,18	0,36
	500m	736,99	21,08	2,86	418,6	56,8	168,71	22,89	62,71	8,51	61,03	8,28	4,86	0,66

Aneks/Tabela 22. Średnia ( $\bar{X}$ )  $\pm$  (OS) odchylenie standardowe wartości parametrów fizyczno-chemicznych, chlorofilu *a* i powierzchni zajmowanej przez roślinność wodną na stanowiskach w Mierzęckiej Strudze. Różne litery w kolumnach wskazują na istotne różnice między stanowiskami ( $P < 0,05$ ). Brak liter w kolumnach wskazuje na brak istotnych różnic między stanowiskami ( $P > 0,05$ ).

Stanowisko	n	Temperatura (°C)		Tlen Rozpuszczony (mg dm <sup>-3</sup> )		pH		Przewodność Elektrolityczna (μS cm <sup>-1</sup> )		Substancje rozpuszczone (mg dm <sup>-3</sup> )		Chlorofil <i>a</i> (μg dm <sup>-3</sup> )		Roślinność (%)	
		$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS
MS 1	4	22,4 a	6,0	9,4 a	2,6	8,4 a	0,4	261,1 a	67,2	0,1796 a	0,0340	27,1 a	9,8	2 a	1
MS 2	4	20,8 a	4,5	5,7 b	1,2	8,3 a	0,4	333,0 a	31,4	0,2131 a	0,0199	17,2 a	7,9	11 b	5
MS 3	4	19,4 a	3,3	3,0 b	1,4	8,4 a	0,4	321,6 a	33,1	0,2032 a	0,0172	10,1 ab	4,1	78 b	19
MS 4	4	19,8 a	3,9	3,0 ab	2,0	8,5 a	0,4	342,9 a	28,4	0,2178 a	0,0157	8,6 ab	4,1	78 b	19
MS 5	4	18,1 a	3,0	5,1 ab	1,8	8,0 a	0,5	358,8 a	24,3	0,2270 a	0,0133	5,9 ab	2,8	7 ab	4
MS 6	4	18,2 a	2,9	4,4 ab	1,7	8,0 a	0,5	347,9 a	23,0	0,2203 a	0,0117	3,8 ab	2,2	11 ab	5
MS 7	4	17,0 a	3,1	7,3 ab	1,6	8,1 a	0,5	353,5 a	14,7	0,2237 a	0,0043	1,4 b	0,4	7 ab	4

Aneks/Tabela 23. Średnia ( $\bar{X}$ )  $\pm$  (OS) odchylenie standardowe wartości parametrów hydrologicznych i morfologicznych oraz wartość współczynnika rozwinięcia biegu rzeki (WRBR) pomiędzy stanowiskami badawczymi w Mierzęckiej Strudze. Wartość wskaźnika na danym stanowisku wskazuje na odcinek pomiędzy tym stanowiskiem a stanowiskiem zlokalizowanym powyżej. Różne litery w kolumnach wskazują na istotne różnice między stanowiskami ( $P < 0,05$ ). Brak liter w kolumnach wskazuje na brak istotnych różnic między stanowiskami ( $P > 0,05$ ).

Stanowisko	n	Prędkość prądu (m s <sup>-1</sup> )		Szerokość (m)		Głębokość (m)		Przepływ (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	
		$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS	$\bar{X}$	OS
MS 1	4	0,35 a	0,07	4,4 a	1,9	0,37 a	0,05	0,56	0,22
MS 2	4	0,19 b	0,03	6,1 ab	0,6	0,41 ab	0,08	0,48	0,19
MS 3	4	0,06 b	0,01	7,6 b	1,1	0,87 ab	0,14	0,40	0,15
MS 4	4	0,07 b	0,01	6,4 b	0,8	1,01 b	0,17	0,46	0,16
MS 5	4	0,23 ab	0,04	5,4 ab	0,8	0,46 ab	0,11	0,60	0,31
MS 6	4	0,27 ab	0,03	5,5 ab	0,9	0,46 ab	0,11	0,71	0,34
MS 7	4	0,30 ab	0,02	5,5 ab	0,9	0,36 b	0,11	0,63	0,31

Aneks/Tabela 24. Wartości powierzchni użytkowania obszaru (ha) przyległego do rzeki pomiędzy stanowiskami badawczymi znajdującego się w zlewni rzeki. Obszar określone są liczbami 1, 2 i 5. Liczby oznaczają: 1 – obszar obejmujący teren w odległości 0,1 km od rzeki, 2 – 0,2 km od rzeki, 5 – 0,5 km od rzeki. OM – obszary miejskie (zabudowania), LA – lasy, PU – pola uprawne, ŁĄ – łąki, UP – uprawy mieszane, ZW – zbiorniki wodne

Stanowisko	1OM	2OM	5OM	1LA	2LA	5LA	1PU	2PU	5PU	1ŁĄ	2ŁĄ	5ŁĄ	1UM	2UM	5UM	1ZW	2ZW	5ZW
MS_2	4,4	9,4	17,1	2,9	2,9	3,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,9	13,7	16,0	0,0	0,0	0,0
MS_3	1,5	8,2	24,0	0,7	0,7	2,8	9,1	26,3	75,4	0,0	0,0	0,0	13,7	15,3	15,7	0,0	0,0	0,0
MS_4	0,0	0,0	0,0	3,2	10,0	45,6	5,3	18,9	41,5	0,0	0,0	0,0	17,9	18,6	18,6	0,0	0,0	0,0
MS_5	0,0	0,0	0,0	0,3	1,0	36,9	15,9	55,1	149,3	18,8	32,3	49,5	32,0	43,2	68,9	0,0	0,0	2,3
MS_6	0,0	0,2	2,4	1,2	1,5	2,0	4,1	21,5	68,9	32,0	47,6	63,3	0,0	0,1	2,5	0,0	0,0	0,0
MS_7	0,0	1,3	21,1	84,6	166,0	418,6	17,0	52,8	168,7	44,1	56,8	62,7	30,6	46,9	61,0	0,1	1,2	4,9

## 7.5. Warunki środowiskowe Słopicy

Aneks/Tabela 25. Wartości parametrów fizyczno-chemicznych, chlorofilu *a* i powierzchni zajmowanej przez roślinność wodną na stanowiskach w Słopicy.

Stanowisko	Miesiąc	Temperatura (°C)	Tlen rozpuszczony (mg dm <sup>-3</sup> )	pH	Przewodność elektrolityczna (μS cm <sup>-1</sup> )	Przewodność elektrolityczna (μS cm <sup>-1</sup> )	Substancje rozpuszczone (g dm <sup>-3</sup> )	Chlorofil <i>a</i> (μg dm <sup>-3</sup> )
SL_1	Czerwiec	22,51	8,39	7,75	265,00	0,1703	2,55	0,0
SL_2		20,58	6,83	7,71	284,00	0,1845	1,06	35,0
SL_3		20,22	6,24	7,75	288,00	0,1845	5,26	0,0
SL_4		19,84	6,01	7,46	306,00	0,1847	6,17	2,0
SL_5		19,36	6,09	7,28	315,00	0,2015	2,17	0,0
SL_6		17,42	6,55	7,86	317,00	0,2016	1,04	0,0
SL_7		16,82	7,05	7,16	316,00	0,2041	0,82	0,0
SL_8		16,44	8,21	7,08	321,00	0,2092	0,61	0,0
SL_9		16,00	8,40	7,09	327,00	0,2097	0,56	0,0
SL_1	Lipiec	23,17	9,75	8,29	112,90	0,1363	2,84	0,0
SL_2		21,00	7,05	8,23	222,50	0,1423	0,58	60,0
SL_3		21,26	6,70	8,31	223,00	0,1433	5,41	0,5
SL_4		20,53	5,68	8,28	230,50	0,1474	6,99	5,0
SL_5		18,37	6,40	6,23	256,10	0,1641	2,42	1,0
SL_6		16,80	7,05	8,19	265,00	0,1694	1,16	0,0
SL_7		15,87	8,50	8,19	264,20	0,1702	0,79	0,2
SL_8		16,39	9,27	8,17	263,60	0,1688	0,85	0,0
SL_9		16,24	9,24	8,17	2,69	0,1723	0,74	0,0
SL_1	Sierpień	21,16	7,02	8,40	211,00	0,1352	1,14	0,5
SL_2		19,16	6,60	8,36	219,00	0,1404	0,46	70,0
SL_3		19,30	5,22	8,35	220,00	0,1410	1,49	1,0
SL_4		18,86	4,64	8,28	224,10	0,1435	0,98	6,0
SL_5		16,89	6,06	8,29	253,00	0,1620	0,78	3,0
SL_6		15,11	5,40	8,26	265,00	0,1698	0,69	1,0
SL_7		14,42	6,15	8,25	264,00	0,1896	0,48	0,5
SL_8		14,31	6,88	8,25	265,00	0,1690	0,49	0,5
SL_9		14,48	7,09	8,24	269,00	0,1731	0,51	0,5
SL_1	Wrzesień	19,25	6,95	8,20	209,70	0,1342	1,68	0,5
SL_2		17,30	6,23	8,18	218,90	0,1401	0,69	60,0
SL_3		16,53	5,45	8,18	225,50	0,1443	5,58	1,0
SL_4		14,43	6,15	8,16	217,40	0,1392	2,64	5,0
SL_5		13,71	6,44	8,16	249,00	0,1594	0,93	1,0
SL_6		12,92	6,20	8,15	261,90	0,1676	0,83	1,0
SL_7		12,31	6,54	8,13	261,70	0,1675	0,55	0,5
SL_8		12,37	8,01	8,12	261,80	0,1676	0,54	0,0
SL_9		12,27	7,85	8,12	266,70	0,1707	0,59	0,0

Aneks/Tabela 26. Wartości parametrów hydrologicznych i morfologicznych oraz wartość współczynnika rozwinięcia biegu rzeki (WRBR) pomiędzy stanowiskami badawczymi w Słopic. Wartość wskaźnika na danym stanowisku wskazuje na odcinek pomiędzy tym stanowiskiem a stanowiskiem zlokalizowanym powyżej.

Stanowisko	Miesiąc	Prędkość prądu (m s <sup>-1</sup> )	Szerokość (m)	Głębokość (m)	Przeptyw (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	WRBR
SL_1	Czerwiec	0,38	4	0,32	0,49	-
SL_2		0,48	3,20	0,28	0,43	1,62
SL_3		0,45	3,70	0,30	0,50	1,02
SL_4		0,06	12,00	0,65	0,47	1,11
SL_5		0,36	3,50	0,35	0,44	1,05
SL_6		0,10	7,20	0,65	0,47	1,17
SL_7		0,09	7,20	0,67	0,43	1,44
SL_8		0,55	4,20	0,20	0,46	1,27
SL_9		0,54	4,50	0,20	0,49	1,7
SL_1	Lipiec	0,24	3,50	0,30	0,25	-
SL_2		0,45	2,00	0,25	0,23	1,62
SL_3		0,42	3,00	0,20	0,25	1,02
SL_4		0,15	3,00	0,45	0,20	1,11
SL_5		0,28	3,00	0,25	0,21	1,05
SL_6		0,09	5,00	0,50	0,23	1,17
SL_7		0,07	7,00	0,40	0,20	1,44
SL_8		0,38	4,00	0,15	0,23	1,27
SL_9		0,55	4,50	0,10	0,25	1,7
SL_1	Sierpień	0,23	3,00	0,25	0,17	-
SL_2		0,43	1,70	0,20	0,15	1,62
SL_3		0,40	2,50	0,17	0,17	1,02
SL_4		0,13	2,50	0,40	0,13	1,11
SL_5		0,25	2,50	0,21	0,13	1,05
SL_6		0,08	4,50	0,46	0,17	1,17
SL_7		0,07	6,50	0,35	0,16	1,44
SL_8		0,36	3,50	0,12	0,15	1,27
SL_9		0,53	4,00	0,08	0,17	1,7
SL_1	Wrzesień	0,26	4,00	0,35	0,37	-
SL_2		0,50	3,00	0,30	0,45	1,62
SL_3		0,46	4,00	0,25	0,46	1,02
SL_4		0,17	4,00	0,55	0,36	1,11
SL_5		0,31	4,00	0,30	0,37	1,05
SL_6		0,10	6,00	0,60	0,36	1,17
SL_7		0,08	8,00	0,48	0,30	1,44
SL_8		0,42	5,00	0,20	0,42	1,27
SL_9		0,61	5,50	0,15	0,50	1,7

Aneks/Tabela 27. Wartości powierzchni użytkowania obszaru (ha) przyległego do rzeki pomiędzy stanowiskami badawczymi znajdującego się w zlewni rzeki Słopiczy oraz udział tych powierzchni w ogólnej powierzchni w danym buforze obejmującym teren w odległości 100m od rzeki, 200 m od rzeki, 500 m od rzeki. Wartość na danym stanowisku wskazuje na odcinek pomiędzy tym stanowiskiem a stanowiskiem zlokalizowanym powyżej.

Stanowisko	Bufor	Powierzchnia całkowita	Obszary miejskie		Lasy		Pola uprawne		Łąki		Uprawy mieszane		Zbiorniki wodne	
			ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
1	100m	0,12	0	0	0,12	100	0	0	0	0	0	0	0	0
	200m	0,12	0	0	0,12	100	0	0	0	0	0	0	0	0
	500m	0,12	0	0	0,12	100	0	0	0	0	0	0	0	0
2	100m	27,07	11,18	41,3	8,84	32,65	0,11	0,41	6,94	25,64	0	0	0	0
	200m	51,9	24,59	47,38	16,86	32,48	0,73	1,41	9,2	17,73	0	0	0,52	1
	500m	122,86	45,85	37,32	52,85	43,02	1,95	1,59	14,76	12,01	0	0	7,45	6,06
3	100m	10,06	3,51	34,89	2,44	24,25	0,99	9,84	3,12	31,02	0	0	0	0
	200m	19,28	8,46	43,88	3,13	16,23	3,95	20,49	3,74	19,4	0	0	0	0
	500m	43,13	9,97	23,12	13,02	30,19	16,4	38,02	3,74	8,67	0	0	0	0
4	100m	19,2	0	0	16,89	87,97	0,06	0,31	2,25	11,72	0	0	0	0
	200m	38,31	0,03	0,08	31,82	83,05	1,21	3,16	5,25	13,71	0	0	0	0
	500m	93,81	0,06	0,06	76,51	81,56	10,7	11,41	6,54	6,97	0	0	0	0
5	100m	23,55	1,47	6,24	16,71	70,96	5,37	22,8	0	0	0	0	0	0
	200m	46,63	3,02	6,49	23,09	49,54	20,52	43,97	0	0	0	0	0	0
	500m	113,56	3,63	3,2	41,04	36,13	68,89	60,67	0	0	0	0	0	0
6	100m	22,31	2,48	11,12	15,98	71,63	3,85	17,25	0	0	0	0	0	0
	200m	44,45	5,73	12,88	17,85	40,12	20,87	47	0	0	0	0	0	0
	500m	108,56	9,28	8,55	17,88	16,47	81,4	74,98	0	0	0	0	0	0
7	100m	39,3	0	0	39,3	100	0	0	0	0	0	0	0	0
	200m	78,45	0	0	78,22	99,71	0,23	0,29	0	0	0	0	0	0
	500m	194,57	0	0	186,19	95,69	8,38	4,31	0	0	0	0	0	0
8	100m	19,68	0	0	19,68	100	0	0	0	0	0	0	0	0
	200m	35,83	0	0	35,83	100	0	0	0	0	0	0	0	0
	500m	64,43	0	0	64,43	100	0	0	0	0	0	0	0	0
9	100m	18,77	0	0	18,77	100	0	0	0	0	0	0	0	0
	200m	30,14	0	0	30,14	100	0	0	0	0	0	0	0	0
	500m	63,51	0	0	63,51	100	0	0	0	0	0	0	0	0

Aneks/Tabela 28. Średnia ( $\bar{X}$ )  $\pm$  (OS) odchylenie standardowe wartości parametrów fizyczno-chemicznych, chlorofilu *a* i powierzchni zajmowanej przez roślinność wodną na stanowiskach w Słopic. Różne litery w kolumnach wskazują na istotne różnice między stanowiskami ( $P < 0,05$ ). Brak liter w kolumnach wskazuje na brak istotnych różnic między stanowiskami ( $P > 0,05$ ).

Stanowisko	n	Temperatura (°C)		Tlen Rozpuszczony (mg dm <sup>-3</sup> )		pH		Przewodność Elektrolityczna (μS cm <sup>-1</sup> )		Substancje rozpuszczone (mg dm <sup>-3</sup> )		Chlorofil <i>a</i> (μg dm <sup>-3</sup> )		Roślinność (%)	
		ŚR	OS	ŚR	OS	ŚR	OS	ŚR	OS	ŚR	OS	ŚR	OS	ŚR	OS
SL_1	4	21,5 a	1,7	8,0 b	1,3	8,2	0,3	199,7	63,3	0,1440	0,0176	2,1	0,8	0,3 b	0,3
SL_2	4	19,5ab	1,7	6,7 ab	0,4	8,1	0,3	236,1	32,0	0,1518	0,0218	0,7 a	0,3	56,3 a	14,9
SL_3	4	19,3 ab	2,0	5,9 a	0,7	8,1	0,3	239,1	32,7	0,1533	0,0209	4,4 b	2,0	0,6 b	0,5
SL_4	4	18,4 ab	2,7	5,6 a	0,7	8,0	0,4	244,5	41,3	0,1537	0,0209	4,2 ab	2,9	4,5 ab	1,7
SL_5	4	17,1 ab	2,5	6,2 a	0,2	7,5	1,0	268,3	31,3	0,1718	0,0199	1,6 ab	0,8	1,3 b	1,3
SL_6	4	15,6 ab	2,0	6,3 ab	0,7	8,1	0,2	277,2	26,6	0,1771	0,0164	0,9 a	0,2	0,5 b	0,6
SL_7	4	14,9 b	2,0	7,1 ab	1,0	7,9	0,5	276,5	26,4	0,1829	0,0173	0,7 a	0,2	0,3 b	0,2
SL_8	4	14,9 b	1,9	8,1 ab	1,0	7,9	0,6	277,9	28,8	0,1787	0,0204	0,6 a	0,2	0,1 b	0,3
SL_9	4	14,7 b	1,8	8,1 b	0,9	7,9	0,5	216,3	145,1	0,1815	0,0189	0,6 a	0,1	0,1 b	0,3

Aneks/Tabela 29. Średnia ( $\bar{S}R$ )  $\pm$  (OS) odchylenie standardowe wartości parametrów hydrologicznych i morfologicznych oraz wartość współczynnika rozwinięcia biegu rzeki (WRBR) pomiędzy stanowiskami badawczymi w Słopiczy. Wartość wskaźnika na danym stanowisku wskazuje na odcinek pomiędzy tym stanowiskiem a stanowiskiem zlokalizowanym powyżej. Różne litery w kolumnach wskazują na istotne różnice między stanowiskami ( $P < 0,05$ ). Brak liter w kolumnach wskazuje na brak istotnych różnic między stanowiskami ( $P > 0,05$ ).

Stanowisko	n	Prędkość prądu (m s <sup>-1</sup> )		Szerokość (m)		Głębokość (m)		Przepływ (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	
		$\bar{S}R$	OS	$\bar{S}R$	OS	$\bar{S}R$	OS	$\bar{S}R$	OS
SL 1	4	0,28 ab	0,07	3,6 ab	0,5	0,31 ab	0,04	0,32	0,14
SL 2	4	0,46 a	0,03	2,5 a	0,7	0,26 ab	0,04	0,31	0,15
SL 3	4	0,43 a	0,03	3,3 ab	0,7	0,23 ab	0,06	0,35	0,16
SL 4	4	0,13 ab	0,05	5,4 ab	4,5	0,51 a	0,11	0,29	0,15
SL 5	4	0,30 ab	0,05	3,3 ab	0,6	0,28 ab	0,06	0,29	0,14
SL 6	4	0,09 ab	0,01	5,7 ab	1,2	0,55 a	0,09	0,30	0,14
SL 7	4	0,08 b	0,01	7,2 b	0,6	0,48 a	0,14	0,27	0,12
SL 8	4	0,43 a	0,09	4,2 ab	0,6	0,17 b	0,04	0,31	0,15
SL 9	4	0,56 a	0,03	4,6 ab	0,6	0,13 b	0,05	0,35	0,17



Aneks/Tabela 30. Wartości powierzchni użytkowania obszaru (ha) przyległego do rzeki pomiędzy stanowiskami badawczymi znajdującego się w zlewni rzeki Słopiczy. Obszar określone są liczbami 1, 2 i 5. Liczby oznaczają: 1 – obszar obejmujący teren w odległości 0,1 km od rzeki, 2 – 0,2 km od rzeki, 5 – 0,5 km od rzeki. OM – obszary miejskie (zabudowania), LA – lasy, PU – pola uprawne, ŁĄ – łąki, UP – uprawy mieszane, ZW – zbiorniki wodne

Stanowisko	1OM	2OM	5OM	1LA	2LA	5LA	1PU	2PU	5PU	1ŁĄ	2ŁĄ	5ŁĄ	1UM	2UM	5UM	1ZW	2ZW	5ZW
SL_2	11,2	24,6	45,9	8,8	16,9	52,9	0,1	0,7	2,0	6,9	9,2	14,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	7,5
SL_3	3,5	8,5	10,0	2,4	3,1	13,0	1,0	4,0	16,4	3,1	3,7	3,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SL_4	0,0	0,0	0,1	16,9	31,8	76,5	0,1	1,2	10,7	2,3	5,3	6,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SL_5	1,5	3,0	3,6	16,7	23,1	41,0	5,4	20,5	68,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SL_6	2,5	5,7	9,3	16,0	17,9	17,9	3,9	20,9	81,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SL_7	0,0	0,0	0,0	39,3	78,2	186,2	0,0	0,2	8,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SL_8	0,0	0,0	0,0	19,7	35,8	64,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SL_9	0,0	0,0	0,0	18,8	30,1	63,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

