



UNIWERSYTET  
PRZYRODNICZY  
w Lublinie



WYDZIAŁ  
INŻYNIERII PRODUKCJI

UNIWERSYTET PRZYRODNICZY W LUBLINIE

Wydział Inżynierii Produkcji

Dyscyplina naukowa: Inżynieria środowiska, górnictwo i energetyka

Mgr inż. Katarzyna Kuśmierz

*Rozprawa doktorska*

**Wpływ działalności bobra europejskiego (*Castor fiber*) na kształtowanie  
zasobów wodnych**

**Impact of European beaver (*Castor fiber*) activity on the shaping of water  
resources**

Rozprawa doktorska wykonana w Katedrze Inżynierii Środowiska

Promotor: dr hab. inż. Antoni Grzywna, prof. uczelni

Lublin, 2025

*Składam serdeczne podziękowania  
Dr hab. inż. Antoniemu Grzywnie, prof. uczelni  
za wsparcie oraz opiekę merytoryczną  
w trakcie realizacji pracy naukowej.*

Oświadczenie promotora rozprawy doktorskiej

Oświadczam, że niniejsza rozprawa doktorska została przygotowana pod moim kierunkiem i stwierdzam, że spełnia ona warunki do przedstawienia jej w postępowaniu o nadanie stopnia naukowego.

Data 1.04.2025r. Podpis promotora Grywna

Oświadczenie autora rozprawy doktorskiej

Świadoma odpowiedzialności prawnej oświadczam, że:

- niniejsza rozprawa doktorska została przygotowana przeze mnie samodzielnie pod kierunkiem Promotora/~~Promotorów~~/~~Promotora pomocniczego~~\* i nie zawiera treści uzyskanych w sposób niezgodny z obowiązującymi przepisami.
- przedstawiona rozprawa doktorska nie była wcześniej przedmiotem procedur związanych z uzyskaniem stopnia naukowego.
- niniejsza wersja rozprawy doktorskiej jest tożsama z załączoną na płycie CD/pendrive wersją elektroniczną.

Data: 1.04.2025r. Podpis autora Katarzyna Nisimierz

\* niepotrzebne skreślić

## **Wykaz prac naukowych wchodzących w skład cyklu**

### **Publikacja nr 1 (P1)**

**Katarzyna Poleć**, Antoni Grzywna, Monika Tarkowska-Kukuryk, Urszula Bronowicka-Mielniczuk (2022). Changes in the Ecological Status of Rivers Caused by the Functioning of Natural Barriers. Water. 14, 1522. <https://doi.org/10.3390/w14091522>

Liczba punktów w roku publikacji: **MNiSW = 100; IF = 3,4**

Indywidualny wkład pracy w publikację - 60%: koncepcja pracy, założenia metodologiczne, zaplanowanie i przeprowadzenie badań, przygotowanie bazy danych, udział w analizie statystycznej, opis i interpretacja wyników badań, napisanie pierwszej wersji manuskryptu.

### **Publikacja nr 2 (P2)**

**Katarzyna Poleć**, Antoni Grzywna (2023). Influence of Natural Barriers on Small Rivers for Changes in Water Quality Parameters. Water. 15, 2065. <https://doi.org/10.3390/w15112065>

Liczba punktów w roku publikacji: **MNiSW = 100; IF = 3,0**

Indywidualny wkład pracy w publikację - 80%: koncepcja pracy, założenia metodologiczne, zaplanowanie i przeprowadzenie badań, przygotowanie bazy danych, udział w analizie statystycznej, opis i interpretacja wyników badań, napisanie pierwszej wersji manuskryptu.

### **Publikacja nr 3 (P3)**

**Katarzyna Kuśmierz**, Antoni Grzywna, Agata Basak (2025). Impact of Beaver Dams on Watercourse Hydrology and Morphology Change in the Roztocze National Park. Journal of Ecological Engineering - publikacja przyjęta do druku.

Liczba punktów w roku publikacji: **MNiSW = 70; IF = 1,0**

Indywidualny wkład pracy w publikację - 70%: koncepcja pracy, założenia metodologiczne, zaplanowanie i przeprowadzenie badań, przygotowanie bazy danych, udział w analizie statystycznej, opis i interpretacja wyników badań, napisanie pierwszej wersji manuskryptu.

**Łączna liczba punktów MNiSW = 270**

**Sumaryczny Impact Factor = 7,4**

**Udział w publikacjach = 70%**

## Spis treści

|                                                                                                                |    |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| 1. Streszczenie .....                                                                                          | 6  |
| 2. Abstract.....                                                                                               | 7  |
| 3. Wstęp.....                                                                                                  | 8  |
| 4. Problem naukowy, hipotezy oraz cel badań .....                                                              | 11 |
| 4.1. Problem naukowy i hipotezy badawcze.....                                                                  | 11 |
| 4.2. Cel badań .....                                                                                           | 11 |
| 5. Materiały i metody .....                                                                                    | 12 |
| 5.1. Charakterystyka obszaru i obiekty badań .....                                                             | 12 |
| 5.2. Zakres i metodyka badań .....                                                                             | 14 |
| 5.2.1. Ocena zmian składu gatunkowego makrofitów oraz warunków hydromorfologicznych rzek (P1) .....            | 14 |
| 5.2.2. Analiza zmian parametrów fizykochemicznych wód (P2) .....                                               | 16 |
| 5.2.3. Analiza zmian stanu wody oraz zdolności retencyjnych (P3).....                                          | 17 |
| 6. Wyniki i dyskusja .....                                                                                     | 19 |
| 6.1. Wpływ tam bobrowych na bioróżnorodność makrofitów .....                                                   | 19 |
| 6.2. Wpływ tam bobrowych na zmiany parametrów jakości wody .....                                               | 27 |
| 6.3. Wpływ tam na zmiany poziomów wody oraz wielkość retencji korytowej .....                                  | 32 |
| 7. Wnioski.....                                                                                                | 40 |
| 8. Bibliografia .....                                                                                          | 41 |
| 9. Kopie opublikowanych prac wchodzących w skład cyklu publikacji .....                                        | 51 |
| 10. Oświadczenia doktoranta oraz współautorów dotyczących ich wkładu w przygotowanie publikacji naukowych..... | 99 |

## 1. Streszczenie

Analiza wpływu działalności bobrów europejskich (*Castor fiber* L.) na gospodarkę wodną stanowi odpowiedź na rosnącą potrzebę opracowywania innowacyjnych metodologii oraz skutecznych strategii zarządzania zasobami wodnymi w kontekście zmian klimatycznych. Celem badań była ocena wpływu bobrowych tam na zmienność czasową i przestrzenną zasobów wód powierzchniowych oraz ich jakość, uwzględniając znaczenie naturalnej retencji jako elementu ograniczającego ryzyko powodzi i susz. Badania przeprowadzono na naturalnych piętrzeniach wodnych stworzonych przez bobry w obrębie cieków wodnych na terenie Poleskiego Parku Narodowego, Roztoczańskiego Parku Narodowego oraz ich otulin. W badaniach uwzględniono siedliska objęte wpływem działalności bobrów oraz siedliska kontrolne pozbawione oddziaływania. Analiza obejmowała ocenę warunków hydromorfologicznych cieków, różnorodności gatunkowej makrofitów, zdolności retencyjnych tam oraz zmian parametrów jakościowych wody. Wyniki wykazały, że działalność bobrów znacząco wpływa na ekosystemy rzeczne, przyczyniając się do wzrostu różnorodności gatunkowej makrofitów i poprawy stanu ekologicznego małych rzek. Tamy bobrowe sprzyjają retencji wody i składników odżywczych, skutecznie redukując stężenia fosforanów i azotanów, co pozytywnie wpływa na jakość wód powierzchniowych. Badania ujawniły także negatywne aspekty działalności bobrów, takie jak lokalny wzrost stężeń amoniaku poniżej tam oraz emisja zanieczyszczeń po zniszczeniu struktur piętrzących. Zdolność tam do retencji wody i zanieczyszczeń okazała się silnie uzależniona od lokalnych warunków hydrologicznych, struktury krajobrazu oraz ingerencji człowieka. Wyniki badań potwierdzają, że tamy bobrowe mogą stanowić naturalne narzędzie wspierające zrównoważone zarządzanie zasobami wodnymi, jednak ich efektywność jest zmienna i wymaga dalszych, długoterminowych badań. Istotnym aspektem jest konieczność ochrony tych struktur przed destrukcyjnymi działaniami człowieka oraz opracowania strategii minimalizujących wpływ antropopresji. W obliczu nasilających się ekstremalnych zjawisk pogodowych oraz rosnącej presji środowiskowej, kontynuacja badań nad rolą bobrów w kształtowaniu hydromorfologii rzek jest niezbędna dla pełniejszego zrozumienia ich wpływu na funkcjonowanie ekosystemów wodnych oraz dla opracowania efektywnych strategii adaptacyjnych w kontekście zmian klimatycznych.

**Słowa kluczowe:** naturalne piętrzenia, retencja korytowa, jakość wody, bioróżnorodność

## 2. Abstract

The analysis of the impact of European beaver (*Castor fiber L.*) activity on water management addresses the growing need for developing innovative methodologies and effective strategies for water resource management in the context of climate change. The aim of this study was to assess the influence of beaver dams on the temporal and spatial variability of surface water resources and their quality, considering the importance of natural retention as a factor mitigating flood and drought risks. The research was conducted on natural water impoundments created by beavers within watercourses in the Polesie National Park, the Roztocze National Park, and their buffer zones. The study included both habitats influenced by beaver activity and control sites devoid of such impact. The analysis covered the assessment of hydromorphological conditions of watercourses, species diversity of macrophytes, retention capacity of beaver dams, and changes in water quality parameters. The results demonstrated that beaver activity significantly affects riverine ecosystems, contributing to an increase in macrophyte species diversity and the ecological status improvement of small rivers. Beaver dams facilitate water and nutrient retention, effectively reducing phosphate and nitrate concentrations, which positively influences surface water quality. The study also revealed negative aspects of beaver activity, such as a localized increase in ammonia concentrations downstream of dams and pollutant emissions following the destruction of dam structures. The retention capacity of beaver dams for water and pollutants was found to be highly dependent on local hydrological conditions, landscape structure, and human interference. The findings confirm that beaver dams can serve as a natural tool supporting sustainable water resource management; however, their effectiveness varies and requires further long-term research. A crucial aspect is the need to protect these structures from destructive human activities and to develop strategies that minimize the impact of anthropogenic pressure. In the face of intensifying extreme weather events and increasing environmental stress, continued research on the role of beavers in shaping river hydromorphology is essential for a deeper understanding of their influence on aquatic ecosystems and for developing effective adaptation strategies in the context of climate change.

**Keywords:** natural dams, channel retention, water quality, biodiversity

### 3. Wstęp

Zmiany klimatu stanowią powszechne i narastające zagrożenie dla ekosystemów, w tym ekosystemów wodnych. Zrozumienie ich skali oraz dynamiki jest kluczowe dla opracowania skutecznych strategii adaptacyjnych, mających na celu minimalizowanie ich negatywnych skutków (Weiskopf i in., 2020). W ostatnich latach obserwuje się wzrost częstotliwości i intensywności klęsk żywiołowych na świecie z dominującym udziałem powodzi oraz susz (Fawzy i in., 2020). Wzrost temperatury powietrza i intensyfikacja parowania, przy jednoczesnym ograniczeniu dostępności wody, prowadzą do zwiększonego zapotrzebowania na ten zasób (Nazari Sharabian i in., 2018). Polska coraz częściej zmagą się z problemem ograniczonej dostępności zasobów wodnych w ciągu roku. Wynika to między innymi z narastających deficytów wodnych (Bryła i in., 2025). Dodatkowo zasoby wodne w Polsce wykazują znaczną zmienność zarówno w skali rocznej, jak i między poszczególnymi latami oraz regionami kraju. Zróżnicowanie to wynika z warunków klimatycznych, hydrologicznych oraz lokalnych czynników antropogenicznych (Gwoździej-Mazur i in., 2022). Zmiany klimatu mogą intensyfikować procesy eutrofizacji oraz przyspieszać migrację zanieczyszczeń w wyniku nasilenia erozji. Ponadto wzrost temperatury wód sprzyja rozwojowi organizmów autotroficznych, w tym potencjalnie toksycznych gatunków glonów. Czynniki te prowadzą do pogarszania jakości zasobów wodnych, ograniczając tym ich dostępność oraz zwiększając ryzyko negatywnych konsekwencji ekologicznych i zdrowotnych (Kiedrzyńska i in., 2021). Na jakość wód w dolinach rzecznych wpływa również szereg czynników antropogenicznych, związanych m.in. z działalnością rolniczą, przemysłem, transportem oraz urbanizacją. Zanieczyszczenia pochodzące z tych sektorów, takie jak biogeny, metale ciężkie czy substancje organiczne, mogą znacząco pogarszać stan ekosystemów wodnych, prowadząc do ich degradacji (Halecki i in., 2022).

Sztuczne zbiorniki wodne stanowią kluczowe źródło wody pitnej w wielu regionach świata. Ich lokalizacja często wynika z uwarunkowań społeczno-ekonomicznych, takich jak ochrona przeciwpowodziowa, łagodzenie skutków suszy, rekreacja czy produkcja energii. Obecnie ich liczba szacowana jest na ponad 30 000 tysięcy (Szewczyk i in., 2024; Zhang i Gu, 2023). Tłumienie przepływu rzek stanowi jedno z kluczowych antropogenicznych zakłóceń w naturalnym cyklu obiegu wody (Gilbert i in., 2020). Budowa zbiorników prowadzi do istotnych zmian w poziomie wody, prędkości przepływu oraz strukturze hydrodynamicznej rzeki, co znacząco wpływa na funkcjonowanie ekosystemów rzecznych.



Modyfikacje parametrów fizycznych oddziałują na cykle biogeochemiczne, prowadząc do przekształceń jakości wody (Winton i in., 2019). Konsekwencją tych zmian jest degradacja ekosystemów w dolnym biegu rzeki oraz zakłócenie funkcjonowania przyległych terenów podmokłych (Wang i in., 2022). Modyfikacje fizyczne i chemiczne wód wynikające z obecności sztucznych zapór znacząco utrudniają migrację ryb, co prowadzi do zakłócenia naturalnej łączności ekosystemów wodnych. Konsekwencją tych zmian jest osłabienie populacji gatunków rodzimych oraz zwiększona inwazja gatunków obcych (Carvalho i Araújo, 2024). Zapory mogą także regionalnie modyfikować wzorce opadów, prowadząc do ich wzrostu na obszarach położonych w górnym biegu rzeki. Mechanizm ten wynika z lokalnych zmian w bilansie wodnym (Zhu i in., 2022).

W krajach rozwiniętych, w związku z rosnącą świadomością ekologiczną oraz negatywnym wpływem sztucznych barier na środowisko, odchodzi się od budowy nowych zbiorników wodnych. Priorytetem staje się renaturyzacja ekosystemów wodnych oraz wdrażanie zrównoważonych metod zarządzania zasobami wodnymi (Połomski i Wiatkowski, 2023). W związku z tym naturalne zapory zyskują coraz większą popularność jako niskotechniczne i ekonomiczne rozwiązanie wspierające budowanie odporności ekosystemów na zmiany klimatu (Fairfax i Whittle, 2020). Tamy bobrowe modyfikują ekosystemy słodkowodne, prowadząc do powstawania terenów podmokłych, które odgrywają kluczową rolę w zwiększaniu bioróżnorodności (Andersen i in., 2023; Law i in., 2016; M. N. V. Prasad, 2021). Zmiany w strukturze ekosystemu wpływają również na funkcjonowanie hydrologiczne, przyczyniając się do zwiększenia naturalnej retencji wody oraz poprawy łączności lateralnej (Grygoruk i Nowak, 2014). Badania wskazują, że naturalne bariery mogą stanowić cenne uzupełnienie rozwiązań inżynierskich w zarządzaniu ryzykiem powodziowym, zwłaszcza na obszarach lokalnych, gdzie budowa infrastruktury hydrotechnicznej jest ekonomicznie nieuzasadniona (Lane, 2017). Pomimo licznych badań i publikacji, pozytywny wpływ naturalnych barier na jakość wody nie jest jednoznaczny, ponieważ zależy od złożonej interakcji czynników ekologicznych w tym różnorodności siedlisk, na których występuje bóbr europejski (Grudzinski i in., 2022). Gatunek ten często generuje konflikty na linii bóbr–człowiek. Wynikają one przede wszystkim z kopania nor osłabiających brzegi rzek i nasypów, ścinania drzewostanu oraz zalewania gruntów rolnych, co prowadzi do strat ekonomicznych i zmian w użytkowaniu terenu (Coz i Young, 2020; Rakowska i Stachurska-Swakoń, 2023).

W obliczu przedstawionych wyzwań nauka stoi przed koniecznością opracowania innowacyjnych metodologii oraz skutecznych strategii zarządzania zasobami wodnymi,

uwzględniających zarówno minimalizowanie ryzyka powodzi i susz, jak i adaptację do zmian klimatu. Priorytetem jest rozwój interdyscyplinarnych rozwiązań, umożliwiających efektywne przeciwdziałanie degradacji ekosystemów wodnych. Dodatkowo kluczowe znaczenie ma ograniczenie migracji zanieczyszczeń do wód oraz poszukiwanie i wspieranie naturalnych procesów ich samooczyszczania (Mishra i in., 2021).

Uwzględniając dotychczasowy stan wiedzy oraz istniejące wyzwania, niniejsza rozprawa podejmuje próbę określenia i oceny rzeczywistego wpływu naturalnych barier na małych rzekach Lubelszczyzny na zmiany zasobów wodnych. Badania koncentrują się na analizie zmian jakości wody, wielkości retencji oraz hydromorfologii cieków, umożliwiając kompleksową ocenę roli tych barier w kształtowaniu reżimu hydrologicznego i funkcjonowaniu lokalnych ekosystemów wodnych.

## **4. Problem naukowy, hipotezy oraz cel badań**

### **4.1. Problem naukowy i hipotezy badawcze**

Na podstawie przeglądu literatury naukowej oraz wynikających z niej niejednoznacznych ustaleń dotyczących roli bobra europejskiego (*Castor fiber* L.) w kształtowaniu zasobów wodnych oraz w obliczu pogłębiającego się kryzysu klimatycznego, sformułowano problem naukowy: działalność bobra europejskiego decyduje o zdolnościach kompensacyjnych biocenozy wobec zmian zachodzących w biotopie.

W odpowiedzi na przedstawiony problem naukowy sformułowano hipotezy badawcze:

1. Naturalne budowle piętrzące na rzekach przyczyniają się do rozwoju roślinności wodno-błotnej i poprawy warunków hydromorfologicznych cieków.
2. Tamy bobrowe wpływają na zmniejszenie dynamiki i wielkości odpływu wody powierzchniowej oraz zwiększenie retencji korytowej.
3. Tamy bobrowe wpływają na intensyfikację procesu samooczyszczania się wody powierzchniowej i poprawę stanu ekologicznego cieków.

### **4.2. Cel badań**

Głównym celem badań była ocena wpływu działalności bobra europejskiego na zmienność czasową i przestrzenną ilości i jakości wód powierzchniowych. Analiza obejmowała wpływ piętrzenia wody przez tamy bobrowe na cechy hydrologiczne i morfologiczne rzek oraz zmiany parametrów fizykochemicznych wody, z uwzględnieniem możliwości zwiększenia zasobów wodnych poprzez retencję naturalną.

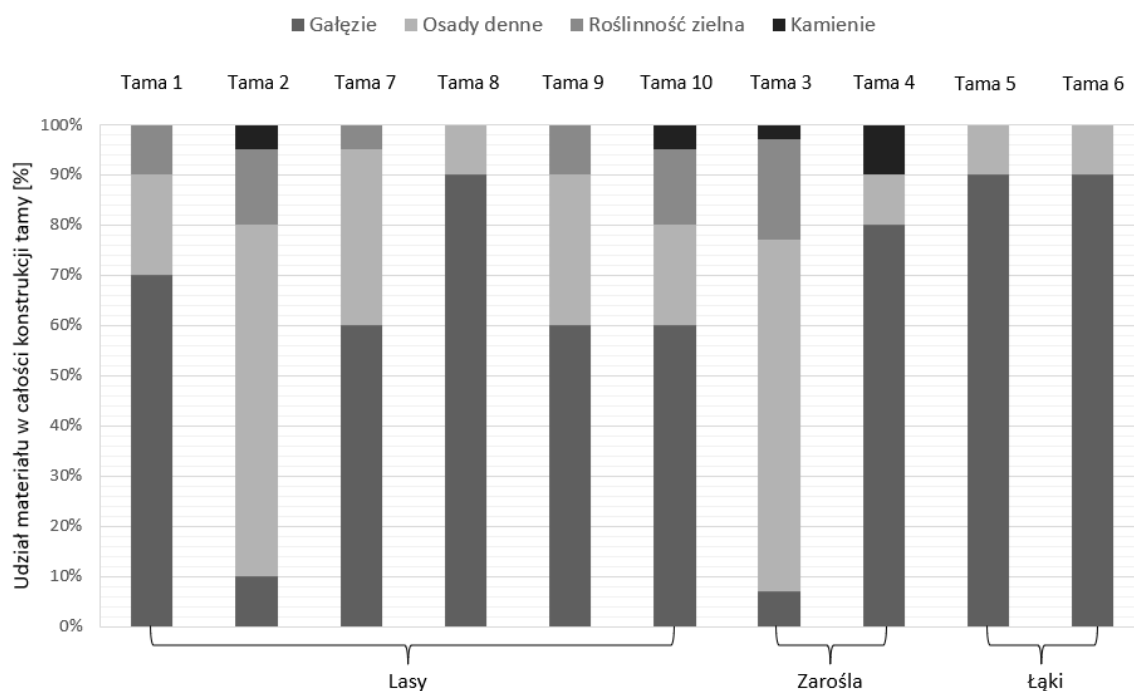
Wyznaczono następujące cele szczegółowe:

1. Ocena wpływu działalności bobra europejskiego na warunki hydromorfologiczne, różnorodność gatunkową makrofitów oraz stan ekologiczny małych rzek na obszarze Poleskiego i Roztoczańskiego Parku Narodowego i ich otulin (P1);
2. Analiza wpływu działalności bobra europejskiego na jakość wód powierzchniowych małych rzek Lubelszczyzny z uwzględnieniem różnic sezonowych, sposobu użytkowania terenu oraz zróżnicowania struktury i wieku tam (P2);
3. Badanie wpływu tam bobrowych na cechy hydrologiczne i morfologiczne rzeki Świerszcz z uwzględnieniem zdolności retencyjnej, zmian hydromorfologicznych oraz interakcji z warunkami klimatycznymi i ingerencją człowieka (P3).

## 5. Materiały i metody

### 5.1. Charakterystyka obszaru i obiekty badań

Badania obejmowały 10 naturalnych piętrzeń na małych rzekach nizinnych Lubelszczyzny powstałych w wyniku działalności bobra europejskiego (*Castor fiber* L.). Badania przeprowadzono na obszarach o podobnej intensywności użytkowania terenu, lecz różniących się typem użytkowania (łąki, lasy, zarośla) (rys. 1).



Rysunek 1. Rodzaj materiału konstrukcyjnego tamy oraz sposób użytkowania terenu w sąsiedztwie tamy.

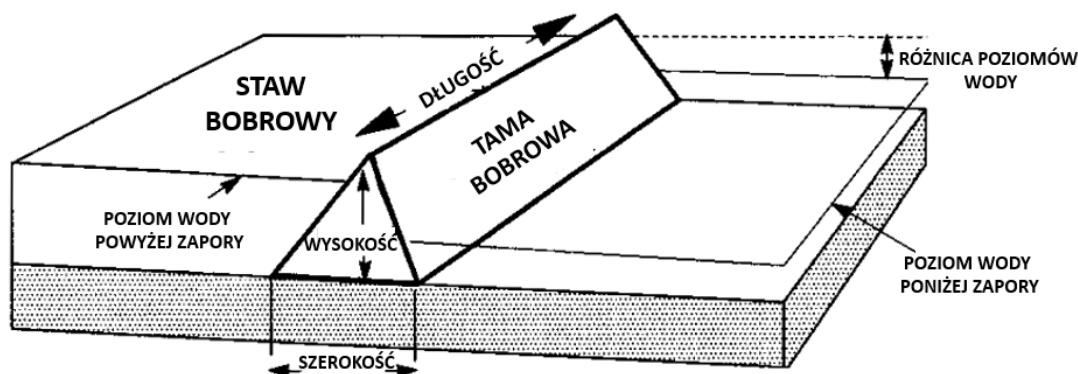
Obszar badań znajdował się w Poleskim Parku Narodowym (PPN), Roztoczańskim Parku Narodowym (RPN) oraz w otulinach parków. Poleski Park Narodowy stanowi część Transgranicznego Rezerwatu Biosfery Polesie Zachodnie. Park zlokalizowany jest w zachodniej części Polesia, we wschodniej Polsce. Teren parku jest równinny i silnie zabagniony. Licznie występują tam stawy oraz torfowiska. Roślinność parku jest bogata i obfituje w gatunki charakterystyczne dla terenów podmokłych. Dominującym typem ekosystemu w PPN są obszary łąkowe, w których cieki wodne stanowią siedlisko bobra europejskiego. Obszary zalesione i zakrzaczone dominują w gatunki liściaste będące idealnym materiałem budulcowym dla bobrów. Obszar PPN charakteryzuje się klimatem przejściowym z dużą zmiennością sezonową. Średnia temperatura powietrza w styczniu wynosiła  $-4^{\circ}\text{C}$  natomiast w lipcu  $21^{\circ}\text{C}$ . Roczna suma opadów wynosiła 600 mm.

Roztoczański Park Narodowy znajduje się we wschodniej Polsce, w województwie lubelskim, gminie Zwierzyniec. RPN powstał w celu ochrony zróżnicowanych ekosystemów leśnych, gdzie dominującymi gatunkami są sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris* L.), buk zwyczajny (*Fagus sylvatica* L.) i jodła pospolita (*Abies alba* Mill.). Strukturę użytkowania terenu uzupełniają tereny zielone (16,2 km<sup>2</sup>), obszary zurbanizowane (1 km<sup>2</sup>) oraz wody powierzchniowe (0,5 km<sup>2</sup>) (Grabowski i in., 2015). Obszar badań charakteryzował się zróżnicowanym ukształtowaniem terenu. Średnia roczna suma opadów wynosiła 720 mm, a temperatura wahała się od -2,4°C w styczniu do 19°C w lipcu.

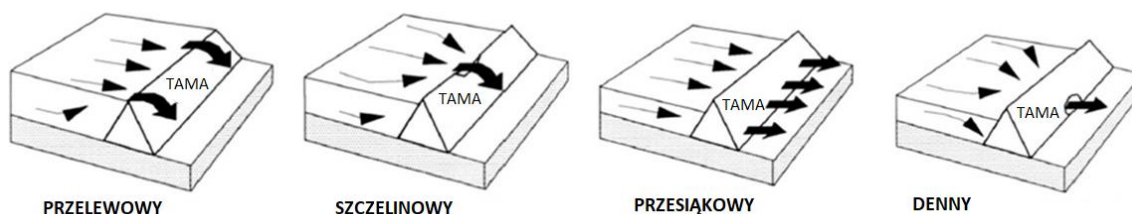
Tabela 1. Parametry konstrukcji naturalnych zapór na wybranych ciekach wodnych.

| Obiekt badawczy | Ciek wodny | Długość [m] | Szerokość [m] | Wysokość [m] |
|-----------------|------------|-------------|---------------|--------------|
| Tama 1          | Tyśmienica | 4           | 0,8           | 0,8          |
| Tama 2          | Tyśmienica | 5           | 0,9           | 0,8          |
| Tama 3          | Piwonia    | 4,8         | 0,7           | 0,9          |
| Tama 4          | Piwonia    | 5,7         | 1             | 0,7          |
| Tama 5          | Piwonia    | 5,6         | 0,7           | 0,7          |
| Tama 6          | Tyśmienica | 5,5         | 0,8           | 1            |
| Tama 7          | Świerszcz  | 5,9         | 1,3           | 1            |
| Tama 8          | Świerszcz  | 6,5         | 0,8           | 0,9          |
| Tama 9          | Szum       | 4,5         | 0,7           | 0,7          |
| Tama 10         | Szum       | 5,8         | 0,6           | 0,7          |

Tamy będące obiektami badań powstały na ciekach wodnych Piwonia i Tyśmienica na obszarze Poleskiego Parku Narodowego i jego otuliny oraz Świerszcz i Szum na terenie Roztoczańskiego Parku Narodowego (tab. 1). Badane cieki wykazywały zbliżone parametry głębokości i szerokości koryta, prędkości przepływu wody w cieku, rodzaju podłoża oraz jakości wody. W ramach badań analizowano 10 siedlisk objętych wpływem działalności bobrów, znajdujących się w pobliżu tam oraz 10 siedlisk kontrolnych, zlokalizowanych w znacznej odległości od tam, ale w obrębie tych samych cieków wodnych.



Rysunek 2. Schemat konstrukcji oraz definicje wymiarów naturalnego piętrzenia (zmodyfikowany na podstawie Woo i Waddington, 1990).



Rysunek 3. Typy przepływów wody przez konstrukcję naturalnej zapory (zmodyfikowany na podstawie Woo i Waddington, 1990).

Obiekty badań charakteryzowały się podobnymi cechami morfometrycznymi (tab. 1, rys. 2) oraz składem materiałowym (rys. 1). Tamy były budowane głównie z gałęzi drzew liściastych, roślin zielnych oraz osadów dennych (rys. 1), co sprzyjało powstawaniu różnych typów przepływu przez ich strukturę - przelewowego nad koroną zapory, szczelinowego, pod tamą oraz przesiąkowego przez konstrukcję tamy (rys. 3).

## 5.2. Zakres i metodyka badań

### 5.2.1. Ocena zmian bioróżnorodności makrofitów oraz warunków hydromorfologicznych rzek (P1)

Ocenę prowadzono w 10 stanowiskach będących siedliskiem bobra europejskiego oraz 10 stanowiskach pozbawionych wpływu gatunku chronionego. Dokonano analizy makrofitów, w ramach której oceniono pokrycie i różnorodność roślin na 100-metrowych odcinkach rzek, podzielonych na 10 transektów, co 10 m. Dla każdego zaobserwowanego gatunku przypisano stopień pokrycia za pomocą 10-stopniowej skali Brauna-Blanqueta. Na

podstawie składu gatunkowego i liczebności makrofitów, a także wartości wskaźnikowych ich tolerancji na zanieczyszczenia obliczono Makrofitowy Indeks Rzeczny (MIR). Następnie na podstawie granicznych wartości MIR dla badanych stanowisk przypisano jedną z pięciu klas stanu ekologicznego.

Uwzględniając liczbę zidentyfikowanych gatunków oraz ich rozmieszczenie w punktach badawczych obliczono wskaźniki bioróżnorodności. Przeprowadzona analiza miała na celu ocenę jakości ekosystemów oraz wykrycie zmian w środowisku spowodowanych działalnością bobrów. Obliczono podstawowy wskaźnik różnorodności biologicznej - bogactwo gatunkowe (S) określający liczbę gatunków obecnych na obszarze badawczym. Wysoka wartość wskaźnika sugeruje wysoką bioróżnorodność ekosystemu, a także jego stabilność. Niska wartość S charakteryzuje stanowiska ubogie gatunkowo. Uwzględniając bogactwo gatunkowe oraz dominację gatunków w zbiorowisku obliczono indeks bioróżnorodności Shannona-Wienera (H). Wysoka wartość wskaźnika sugeruje większą różnorodność ekosystemu i bardziej zrównoważoną strukturę gatunkową. Stopień dominacji wybranych gatunków w ekosystemie określono obliczając wskaźnik Simpsona (SDI). Obliczony indeks Margalefa (MI) pozwolił na określenie liczby gatunków w stosunku do liczby osobników występujących na badanym obszarze. Wysoka wartość MI świadczy o dużej różnorodności biologicznej, natomiast niska wartość sugeruje ekosystem ubogi.

Badania hydromorfologiczne badanych rzek przeprowadzono standaryzowaną metodą oceny jakości siedlisk rzecznych River Habitat Survey (RHS). W ramach badań dokonano rejestracji cech fizycznych rzeki i jej otoczenia wzdłuż wyznaczonych odcinków o długości 500 m. W ramach RHS zastosowano indeks jakości siedlisk (Habitat Quality Assessment – HQA) oceniający naturalność oraz różnorodność siedlisk w rzece, a także indeks przekształceń hydromorfologicznych (Habitat Modification Score – HMS) mierzący stopień ingerencji antropogenicznych. Wyższa wartość HQA wskazuje na bardziej naturalne siedliska, natomiast wyższe wartości HMS odpowiadają zmodyfikowanym rzekom poddanym przekształceniom antropogenicznym. Oceny stanu rzek dokonano na podstawie Hydromorfologicznego Indeksu Rzecznego (HIR). Dla każdego punktu badawczego przypisano jedną z pięciu klas stanu hydromorfologicznego zgodnie z wartościami wskaźnika HIR dla rzek nizinnych o szerokości koryta  $\leq 30$  m.

Dodatkowo przeprowadzono pomiary hydrologiczne w ramach, których przy pomocy wodowskazów palowych, monitorowano poziom wody (WL) w wyznaczonych punktach badawczych.

Interpretacji zebranych danych dokonano za pomocą analiz statystycznych. Wykorzystano nieliniowe skalowanie wielowymiarowe (NMDS) w celu zbadania związku pomiędzy składem gatunkowym a wskaźnikiem HIR oraz poziomem wody w rzece (WL). Zastosowano współczynnik korelacji Pearsona, aby ocenić zależności między zmiennymi oraz test t, który pozwolił na określenie istotności różnic między badanymi grupami.

Przeprowadzone badania pozwoliły na ocenę różnorodności gatunkowej makrofity w siedliskach z obecnością tam bobrowych oraz w siedliskach pozbawionych działalności bobrów. W ramach badań zidentyfikowano czynniki wpływające na skład gatunkowy zbiorowisk makrofity, a także dokonano analizy warunków hydromorfologicznych rzek. Uzyskane dane pozwoliły na porównanie wskaźników stanu ekologicznego rzek.

### **5.2.2. Analiza zmian parametrów fizykochemicznych wód (P2)**

Na potrzeby badań wybrano sześć tam bobrowych. Pomiary wykonywano powyżej oraz poniżej naturalnej zapory, a także w punkcie kontrolnym. Próbkę wody pobierano comiesięcznie w wyznaczonych punktach badawczych w latach 2021–2022. Analizie poddano 11 parametrów jakości wody w tym przewodnictwo elektryczne (EC), biochemiczne zapotrzebowanie na tlen (BZT<sub>5</sub>), chemiczne zapotrzebowanie na tlen (ChZT), azot ogólny (N<sub>og</sub>), amonowy (N-NH<sub>4</sub>), azotanowy (N-NO<sub>3</sub>), azotynowy (N-NO<sub>2</sub>), fosfor ogólny (P<sub>og</sub>), ortofosforany (P-PO<sub>4</sub>), siarczany (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) oraz chlorki (Cl<sup>-</sup>).

EC próbek wody oznaczano w terenie przy użyciu wieloparametrowego miernika ORION Star A329 firmy ThermoScientific. BZT<sub>5</sub> określano metodą rozcieńczeń, opartą na pomiarze stężenia tlenu w terenie oraz po pięciu dniach inkubacji w laboratorium. Zawartość tlenu oznaczano za pomocą wieloparametrowego miernika ORION Star A329 Set firmy ThermoScientific. ChZT określano metodą dwuchromianową za pomocą spektrofotometru NANOCOLOR UV/VIS firmy Macherey-Nagel po utlenieniu próbki w termoreaktorze w temperaturze 148°C przez dwie godziny. N<sub>og</sub> oznaczano za pomocą spektrofotometru NANOCOLOR UV/VIS firmy Macherey-Nagel po utlenieniu próbki w termoreaktorze w temperaturze 100°C przez jedną godzinę. P<sub>og</sub> oznaczano spektrofotometrycznie za pomocą tego samego spektrofotometru po utlenieniu w termoreaktorze w temperaturze 120°C przez 30 minut. Pozostałe parametry jakości wody (azot amonowy, azot azotanowy, azot azotynowy, ortofosforany, siarczany, chlor) oznaczano również za pomocą spektrofotometru NANOCOLOR UV/VIS firmy Macherey-Nagel. Analizy laboratoryjne próbek wody z wybranych rzek przeprowadzano zgodnie z metodami zawartymi w załączniku nr 7 Rozporządzenia Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej



z dnia 9 października 2019 roku w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i jednolitych części wód podziemnych (Dz.U. 2019 poz. 2147).

Do analizy wyników zastosowano model BACI (Before-After-Control-Impact), który jest eksperymentalnym podejściem polegającym na porównaniu danych zebranych przed i po zdarzeniu (w tym przypadku obecności tam) w punktach badawczych oraz w punktach kontrolnych, które pozostawały niezależne od wpływu bobrów.

Analizę statystyczną przeprowadzono z wykorzystaniem jednoczynnikowej i trójczynnikowej analizy wariancji (ANOVA), która umożliwiła ocenę różnic w jakości wody pomiędzy punktami badawczymi, porami roku oraz różnymi sposobami użytkowania terenu. Dla bardziej szczegółowego porównania zastosowano test post hoc Tukey'a, który pozwolił na ocenę istotności zmian między poszczególnymi grupami.

Przeprowadzone badania pozwoliły na ocenę zmian jakości wód w siedliskach bobrowych. Zidentyfikowano sezonowe zmiany stężeń zanieczyszczeń biogenicznych oraz ich wpływ na jakość wód w różnych porach roku. Dokonano oceny wpływu sposobu użytkowania terenu, na poziom zanieczyszczeń biogenicznych w wodach powierzchniowych. Przeprowadzono analizę różnorodności materiałów konstrukcyjnych używanych przez bobry oraz wieku tam w kontekście ich wpływu na efektywność w retencji lub emisji zanieczyszczeń.

### **5.2.3. Analiza zmian stanu wody oraz zdolności retencyjnych (P3)**

Badaniom poddano dwie tamy bobrowe na cieku Świerszcz. W ramach pomiarów hydrologicznych monitorowano stan wody w rzekach powyżej tamy, poniżej tamy oraz w punkcie kontrolnym. Pomiary prowadzono w okresie od 1 maja 2021 do 31 października 2022 roku (3 półrocza hydrologiczne), przy wykorzystaniu wodowskazów palowych. Dane meteorologiczne miesięcznych sum opadów oraz średnich miesięcznych temperatur powietrza dla okresu badawczego pochodziły z Monitoringu Przyrodniczego Roztoczańskiego Parku Narodowego.

W celu wyznaczenia charakterystycznych punktów odzwierciedlających topografię dna zbiorników bobrowych wykonano pomiary geodezyjne. Przy użyciu odbiornika GNSS Topcon HiPer V rozpieszczono punkty referencyjne, następnie wyznaczono współrzędne i wysokości punktów pomiarowych w przekrojach stosując niwelację trygonometryczną. Do pomiarów kątowych i liniowych wykorzystano tachimetr elektroniczny Topcon ES-105. Dokonane pomiary pozwoliły na wygenerowanie Cyfrowego Modelu Terenu, który był

podstawą do określenia parametrów hydraulicznych stawów bobrowych. Retencję korytową obliczono na podstawie topografii zbiorników. Do wyznaczenia pojemności stawów bobrowych wykorzystano różnice poziomów wody powyżej i poniżej naturalnego piętrzenia.

W celu oceny zależności pomiędzy badanymi parametrami w obrębie tam bobrowych oraz na stacji kontrolnej obliczono współczynnik korelacji Pearsona. Do oceny istotności różnic w poziomach wody zastosowano test Wilcoxona dla prób zależnych.

Przeprowadzone padania pozwoliły na ocenę zdolności retencyjnej tam bobrowych, w kontekście sezonowych zmian pogodowych oraz wpływu ingerencji człowieka. Ponadto zbadano, w jaki sposób naturalna struktura koryta rzeki wpływa na możliwość tworzenia terenów zalewowych oraz zwiększania zasobów wodnych. Oceniono zmiany hydromorfologiczne koryta rzeki oraz potencjalną rolę tam bobrowych w renaturyzacji rzek, w szczególności w przywracaniu naturalnych procesów hydrologicznych i geomorfologicznych na terenach zdegradowanych.

## 6. Wyniki i dyskusja

### 6.1. Wpływ tam bobrowych na bioróżnorodność makrofitów

W wyniku przeprowadzonych analiz stwierdzono obecność łącznie 43 gatunków makrofitów wodnych, z czego 36 gatunków występowało w siedliskach bezpośredniego wpływu działalności bobrów europejskich, a 32 w siedliskach kontrolnych (tab. 2). W obu typach siedlisk odnotowano 23 wspólne gatunki, co wskazuje na istnienie pewnych stałych elementów flory niezależnych od wpływu bobrów. W siedliskach bobrowych liczba gatunków wahała się od 4 do 12, natomiast w siedliskach od 3 do 8 gatunków. Różnice w liczbie gatunków między siedliskami nie były statystycznie istotne ( $df = 9$ ,  $t = 2,092$ ,  $p = 0,066$ ) (tab. 3).

Zbiorowiska makrofitów reagują na zmiany siedlisk, a także odzwierciedlają ich jakość (Hachoł i in., 2018). Czynnikiem kształtującym występowanie makrofitów jest między innymi ilość składników odżywczych, prędkość, a także poziom wody w korycie cieków (Zelnik i in., 2021). Zmiany w składzie gatunkowym makrofitów obserwowane są także w miejscach akumulacji osadów dennych (J. I. Jones i in., 2012). Struktura siedlisk rzecznych także znacząco wpływa na rozwój makrofitów. Na niektórych terenach wysoka różnorodność makrofitów utrzymywała się nawet na znacznie przekształconych ciekach (Hering i in., 2015; Lorenz i in., 2012). W innych miejscach ingerencje w strukturę koryt rzek (regulacja i pogłębianie koryt) wywoływały spadek bogactwa gatunkowego makrofitów (Bączyk i in., 2018; Hachoł i in., 2018).

Tabela 2. Występowanie gatunków roślin - liczba stanowisk (skrót użyty na wykresach).  
Oznaczenia: Siedlisko A - kolonia bobra europejskiego, Siedlisko B - obszar kontrolny.

| Taksony                                     | Siedlisko A | Siedlisko B | Łączna liczba stanowisk |
|---------------------------------------------|-------------|-------------|-------------------------|
| <i>Cladophora</i> sp. (Cla sp.)             | 1           | 0           | 1                       |
| <i>Oedogonium</i> sp. (Oed sp.)             | 1           | 0           | 1                       |
| <i>Spirogyra</i> sp. (Spi sp.)              | 1           | 1           | 2                       |
| <i>Ulothrix</i> sp. (Ulo sp.)               | 1           | 0           | 1                       |
| <i>Leptodictyum riparium</i> (Lep_rip)      | 1           | 1           | 2                       |
| <i>Platyhypnidium riparioides</i> (Pla_rip) | 1           | 1           | 2                       |
| <i>Batrachium aquatile</i> (Bat_aqu)        | 3           | 0           | 3                       |
| <i>Berula erecta</i> (Ber_ere)              | 1           | 2           | 3                       |
| <i>Butomus umbellatus</i> (But_umb)         | 1           | 0           | 1                       |
| <i>Callitriche</i> sp. (Call sp.)           | 0           | 1           | 1                       |
| <i>Caltha palustris</i> (Cal_pal)           | 0           | 1           | 1                       |

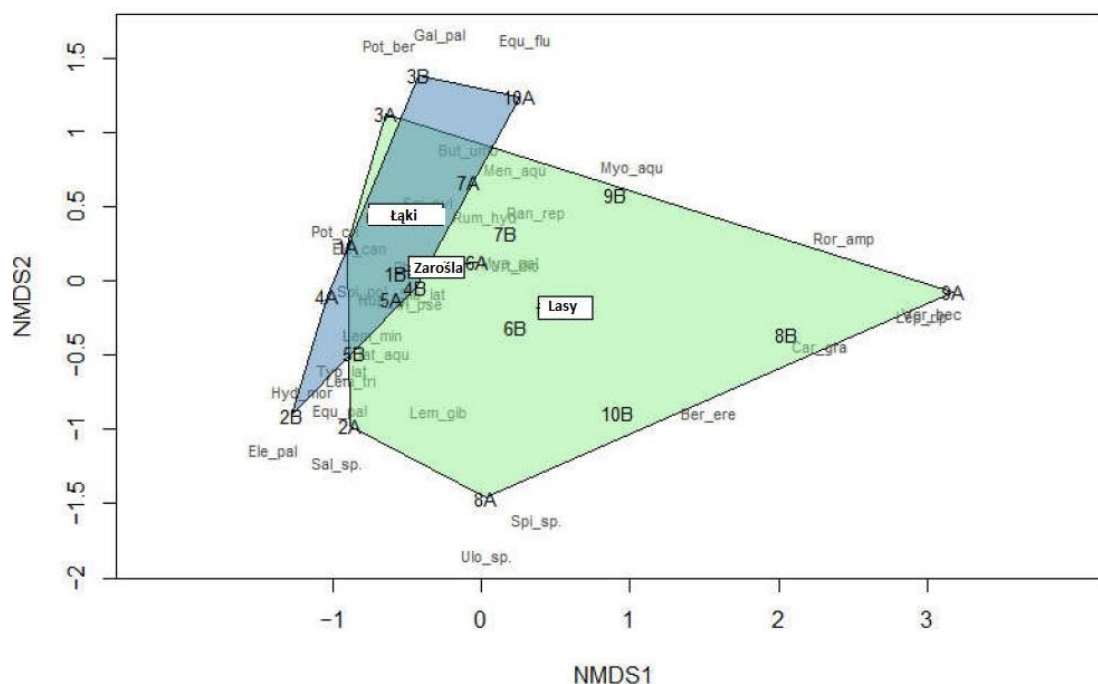
|                                           |    |    |    |
|-------------------------------------------|----|----|----|
| <i>Carex gracilis</i> (Car_gra)           | 0  | 1  | 1  |
| <i>Ceratophyllum demersum</i> (Cer_dem)   | 0  | 1  | 1  |
| <i>Eleocharis palustris</i> (Ele_pal)     | 0  | 1  | 1  |
| <i>Elodea canadensis</i> (Elo_can)        | 1  | 1  | 2  |
| <i>Equisetum fluviatile</i> (Equ_flu)     | 1  | 0  | 1  |
| <i>Equisetum palustre</i> (Equ_pal)       | 2  | 1  | 3  |
| <i>Galium palustre</i> (Gal_pal)          | 2  | 1  | 3  |
| <i>Hydrocharis morsus-ranae</i> (Hyd_mor) | 2  | 1  | 3  |
| <i>Hydrocotyle vulgaris</i> (Hyd_vul)     | 0  | 1  | 1  |
| <i>Iris pseudacorus</i> (Iri_pse)         | 2  | 1  | 3  |
| <i>Lemna gibba</i> (Lem_gib)              | 1  | 1  | 2  |
| <i>Lemna minor</i> (Lem_min)              | 7  | 5  | 12 |
| <i>Lemna trisulca</i> (Lem_tri)           | 4  | 4  | 8  |
| <i>Mentha aquatica</i> (Men_aqu)          | 2  | 0  | 2  |
| <i>Myosotis palustris</i> (Myo_pal)       | 2  | 0  | 2  |
| <i>Myosoton aquaticum</i> (Myo_aqu)       | 0  | 1  | 1  |
| <i>Myriophyllum spicatum</i> (Myr_spi)    | 1  | 0  | 1  |
| <i>Nuphar lutea</i> (Nup_lut)             | 1  | 0  | 1  |
| <i>Phragmites australis</i> (Phr_au)      | 4  | 5  | 9  |
| <i>Potamogeton berchtoldii</i> (Pot_ber)  | 1  | 1  | 2  |
| <i>Potamogeton crispus</i> (Pot_cri)      | 1  | 0  | 1  |
| <i>Ranunculus repens</i> (Ran_rep)        | 2  | 1  | 3  |
| <i>Rorippa amphibia</i> (Ror_amp)         | 1  | 1  | 2  |
| <i>Rumex hydrolapathum</i> (Rum_hyd)      | 4  | 2  | 6  |
| <i>Salix</i> sp. (Sal_sp.)                | 1  | 0  | 1  |
| <i>Scirpus sylvaticus</i> (Sci_syl)       | 7  | 5  | 12 |
| <i>Sium latifolium</i> (Siu_lat)          | 1  | 3  | 4  |
| <i>Spirodela polyrhiza</i> (Spi_pol)      | 3  | 3  | 6  |
| <i>Typha latifolia</i> (Typ_lat)          | 0  | 1  | 1  |
| <i>Urtica dioica</i> (Urt_dio)            | 1  | 5  | 6  |
| <i>Veronica beccabunga</i> (Ver_bec)      | 1  | 1  | 2  |
| <i>Stratiotes aloides</i> (Str_alo)       | 1  | 1  | 2  |
| Bogactwo gatunkowe                        | 36 | 32 | 43 |

Wśród najczęściej występujących gatunków dominowały: rzęsa drobna (*Lemna minor* L.), rzęsa trójrowkowa (*Lemna trisulca* L.), trzcina pospolita (*Phragmites australis*) oraz sitowie leśne (*Scirpus sylvaticus* L.) (tab. 2). Gatunki te wykazywały wysokie pokrycie powierzchniowe, często przekraczające 60% powierzchni stanowisk.

Analiza wykazała, iż skład gatunkowy makrofitów był uzależniony od sposobu użytkowania terenu (rys 4.), poziomu wody w rzece (rys. 5) oraz cech hydromorfologicznych koryta (rys. 6).

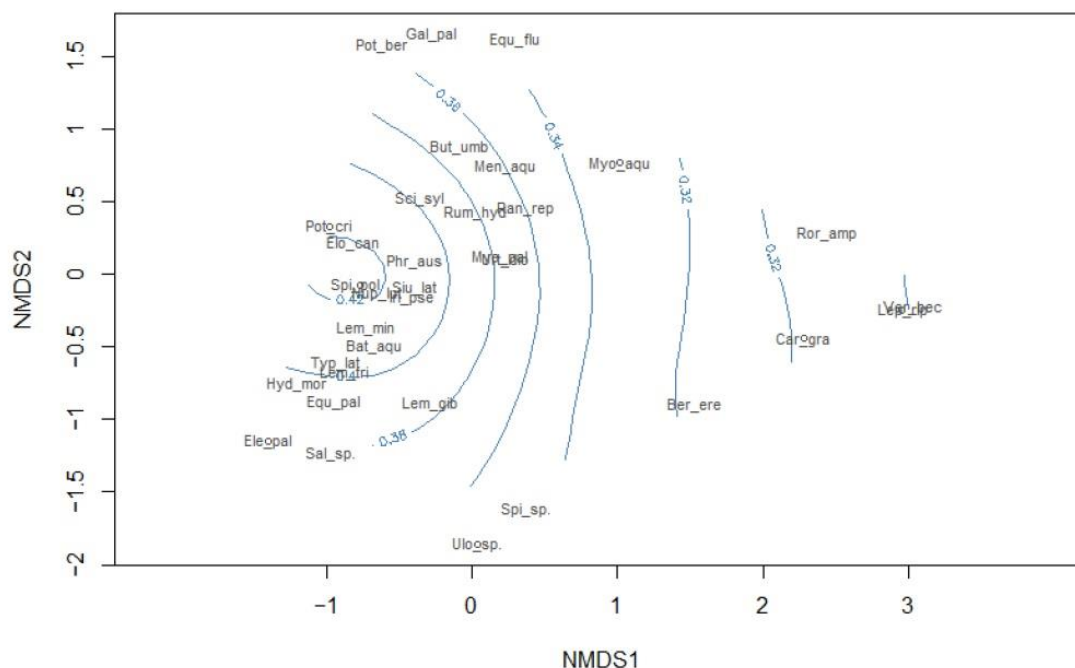
Tabela 3. Test parametryczny t dla prób zależnych.

| Próby zależne | Różnice w próbach zależnych |                        |                           |                       |               | t     | Istotność    |
|---------------|-----------------------------|------------------------|---------------------------|-----------------------|---------------|-------|--------------|
|               | Średnia                     | Odchylenie standardowe | Błąd standardowy średniej | 95% przedział ufności |               |       |              |
|               |                             |                        |                           | Dolna granica         | Górna granica |       |              |
| HIR_A i HIR_B | 0,05055                     | 0,01603                | 0,00507                   | 0,03907               | 0,06201       | 9,970 | <b>0,000</b> |
| MIR_A i MIR_B | 0,01790                     | 0,13238                | 0,04186                   | -0,07681              | 0,11260       | 0,428 | 0,679        |
| H_A i H_B     | 0,17300                     | 0,27769                | 0,08781                   | -0,02565              | 0,37165       | 1,970 | 0,080        |
| MI_A i MI_B   | 0,57700                     | 1,05065                | 0,33225                   | -0,17459              | 1,32859       | 1,737 | 0,116        |
| SDI_A i SDI_B | 0,02990                     | 0,06104                | 0,01931                   | -0,01377              | 0,07356       | 1,549 | 0,156        |
| S_A i S_B     | 1,20000                     | 1,81351                | 0,57350                   | -0,09731              | 2,49731       | 2,092 | 0,066        |
| WL_A i WL_B   | 0,25100                     | 0,20113                | 0,06360                   | 0,10712               | 0,39488       | 3,946 | <b>0,003</b> |



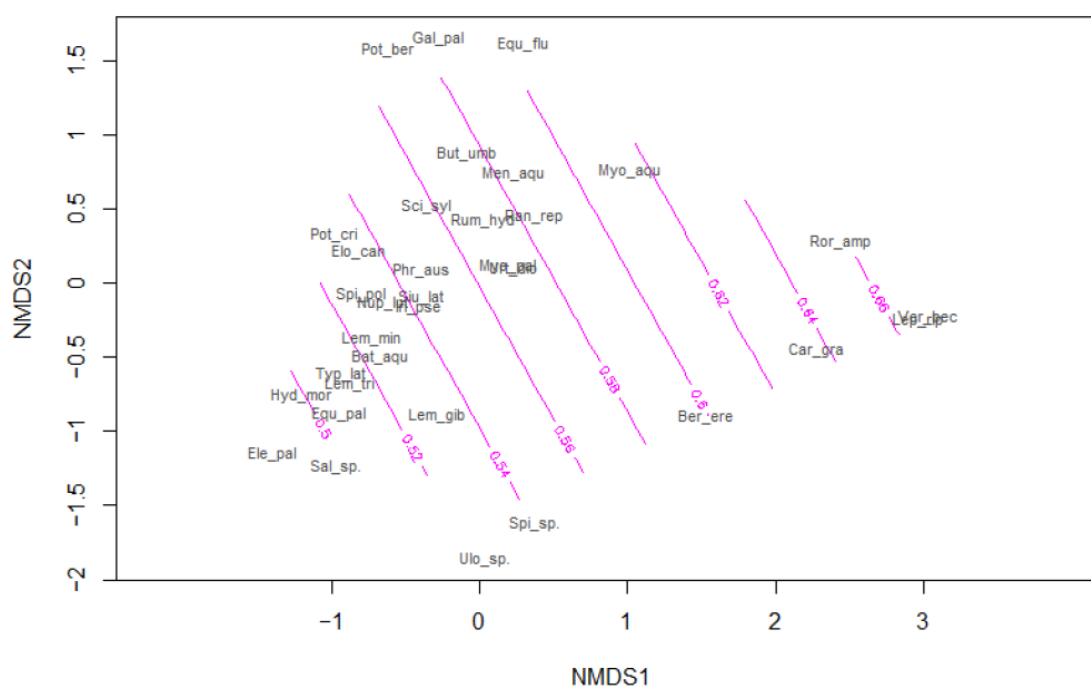
Rysunek 4. Wpływ użytkowania terenu na występowanie gatunków roślin.

Objaśnienia: NMDS1 i NMDS2 - osie przestrzeni wielowymiarowej, reprezentujące gradienty środowiskowe na podstawie których gatunki i siedliska zostały rozmieszczone. Gal\_pal, Myo\_aqu, Ele\_pal i in. - poszczególne gatunki roślin zidentyfikowanych w danym typie siedliska (zgodnie z tabelą 2), łąki, zarośla, lasy - typy użytkowania terenu.



Rysunek 5. Wpływ poziomu wody na różnorodność gatunkową makrofitytów.

Objaśnienia: NMDS1 i NMDS2 - osie przestrzeni wielowymiarowej reprezentujące gradienty środowiskowe. Izolinie - poziom wody w różnych częściach przestrzeni. Gal\_pal, Myo\_aqu, Ele\_pal i in. - poszczególne gatunki zidentyfikowanych roślin (zgodnie z tabelą 2).



Rysunek 6. Wpływ warunków hydromorfologicznych na występowanie gatunków roślin. Objasnienia: NMDS1 i NMDS2 - osie przestrzeni wielowymiarowej reprezentujące gradienty środowiskowe. Izolinie - wartości Hydromorfologicznego Indeksu Rzecznego (HIR). Gal\_pal, Myo\_aqu, Ele\_pal i in. - poszczególne gatunki zidentyfikowanych roślin (zgodnie z tabelą 2).

*Veronica beccabunga* L., *Rorippa amphibia* L. i *Carex gracilis* są gatunkami związanymi z niskim poziomem wody, rozwijając się w warunkach ograniczonej dostępności wody. Natomiast *Potamogeton crispus* L., *Elodea canadensis* i *Spirodela polyrhiza* L. występują głównie w siedliskach o wysokim poziomie wody, co wskazuje na ich preferencję do bardziej stabilnych i zalewanych środowisk. Warto zauważyć, że *Elodea canadensis* nie występowała w ciekach charakteryzujących się dużymi wahaniami poziomu wody oraz dynamicznym przepływem, co sugeruje jej wrażliwość na niestabilne warunki hydrologiczne (Kuhar i in., 2011). Zarówno niskie i wysokie stany wody kształtują pokrycie roślinne makrofitów, które przystosowują się do zmiennych warunków wilgotnościowych. Wykazano, iż zmiany reżimu hydrologicznego rzek mają kluczowe znaczenie dla rozwoju gatunków roślin wodnych wpływając zarówno na dynamikę ich kolonizacji jak i utrzymanie stabilnych populacji w ekosystemach rzecznych (Franklin i in., 2008).

75% stanowisk objętych badaniami znajdowało się na terenach leśnych, natomiast tylko niektóre stanowiska były zlokalizowane w sąsiedztwie łąk, co dodatkowo wpływa na różnorodność gatunkową makrofitów. Badania pokazują, iż zacienienie wynikające z występowania zadrzewień nie ogranicza wzrostu roślin wodnych, lecz oddziałuje na rozwój ich zbiorowisk. W miejscach zacienionych odnotowano istotnie niższą gęstość, biomasę oraz wartość wskaźnika różnorodności makrofitów wynurzonych (Sender, 2016). Inne badania sugerują, iż zwiększony dostęp do światła na terenach pozbawionych zalesienia stymulował rozwój makrofitów pośrednio wpływając na akumulację osadów, a także intensyfikację poboru fosforu (Julian i in., 2011). Rosso i Cirelli nie potwierdzili bezpośredniego powiązania występowania makrofitów z użytkowaniem terenu w skali lokalnej. Istotne znaczenie ma jednak kombinacja zmiennych środowiskowych takich jak warunki strefy przybrzeżnej, pH oraz obecność związków biogennych (Rosso i Fernández Cirelli, 2013).

Skład gatunkowy makrofitów zależy od warunków hydromorfologicznych (szerokości koryta, nachylenia zboczy i zamulenia dna). W rzekach o stromych skarpach oraz zamuleniem dna, najczęściej występującymi gatunkami roślin były *Batrachium aquatile* L., *Galium palustre* L. oraz *Ranunculus repens* L. Z kolei w siedliskach niezależnych od działalności bobrów dominującą rolę odgrywały *Urtica dioica* L., *Typha latifolia* L. oraz *Calla palustris* L. (tab. 1). Badania potwierdziły, iż przekształcenia hydromorfologiczne zarówno pochodzenia antropogenicznego jak i naturalnego istotnie wpływają na kształtowanie różnorodności makrofitów w wodach płynących. Badania wykazały, iż swobodnie płynące rzeki charakteryzowały się mniejszą obfitością gatunków

makrofitów w porównaniu do odcinków, na których powstał zbiornik wodny (Vukov i in., 2022).

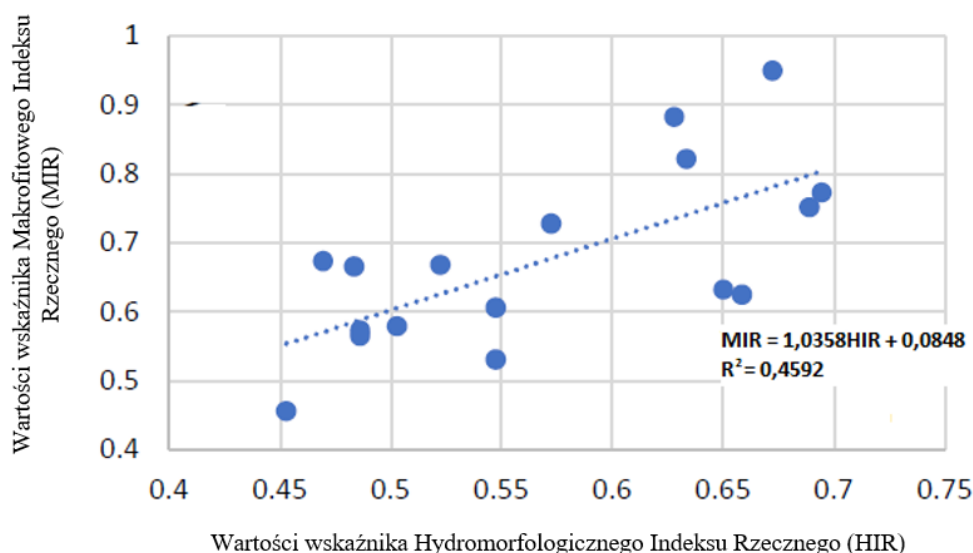
Analiza wskaźnika Shannona-Wienera (H) wykazała wyższe bogactwo gatunkowe na odcinkach objętych wpływem bobrów. Różnice te nie były statystycznie istotne (tab. 3), co sugeruje, że działalność bobrów nie jest czynnikiem jednoznacznie determinującym wzrost różnorodności biologicznej. Podobny trend zaobserwowano w przypadku wskaźnika Simpsona (SDI). Badania wykazały, że wskaźnik ten jako miara równomierności siedlisk wyniósł dla siedlisk objętych wpływem bobrów (A) 0,845, natomiast dla siedlisk kontrolnych (B) 0,815. Wyższa wartość wskaźnika w siedliskach A oznacza większą dominację i równomierność rozmieszczenia gatunków na tych stanowiskach. To wskazuje, że wpływ bobrów może sprzyjać stabilizacji zbiorowisk roślinnych poprzez tworzenie specyficznych mikrośrodków. Wskaźnik Margalefa (MI), również wykazał wyższe wartości w siedliskach z obecnością bobrów (3,64 wobec 3,07 dla siedlisk typu B), co potwierdza, że działalność bobrów może sprzyjać większej heterogeniczności siedlisk.

Różnorodność gatunkowa zbiorowisk makrofitów wodnych znalazła odzwierciedlenie w stanie ekologicznym wód wyrażonym za pomocą Makrofitowego Indeksu Rzecznego (MIR). Średnia wartość MIR dla siedlisk typu A wynosiła 0,688, przy zakresie wartości od 0,55 do 0,77, natomiast dla siedlisk badawczych typu B wynosiła 0,67 i mieściła się w przedziale 0,44 - 0,94. Wartości MIR dla obu typów siedlisk nie były statystycznie istotnie skorelowane (tab. 3). Na podstawie uzyskanych wartości MIR sklasyfikowano badane stanowiska pod względem ich stanu ekologicznego. 4 stanowiska spełniały kryteria bardzo dobrego stanu ekologicznego (klasa I), 5 stanowisk oceniono jako dobry stan ekologiczny (klasa II), 11 stanowisk sklasyfikowano jako umiarkowany stan ekologiczny (klasa III). Negatywny wpływ na wartości MIR miała obecność gatunków charakterystycznych dla siedlisk hipertroficzych, czyli o wysokiej zawartości składników biogennych. Były to przede wszystkim rzęsa drobna (*Lemna minor* L.), rzęsa trójrowkowa (*Lemna trisulca* L.), szczaw lancetowaty (*Rumex hydrolapathum* Huds.) oraz spirodela wielokorzeniowa (*Spirodela polyrhiza* L.). Z kolei obecność jaskra wodnego (*Batrachium aquatile*) oraz brzeźnika strumieniowego (*Platyhypnidium riparioides*) miała pozytywny wpływ na wartości MIR w siedliskach bobrowych. Są to gatunki typowe dla wód mezotroficzych, co sugeruje, że wpływ bobrów może sprzyjać utrzymaniu bardziej zróżnicowanych warunków ekologicznych w rzekach. Dotychczasowe badania prezentują różne, czasem sprzeczne wyniki dotyczące oddziaływania bobrów na zbiorowiska makrofitów (P. E. Jones i in., 2020). Część naukowców podkreśla pozytywny efekt budowy



małych tam na zwiększenie liczebności i różnorodności tych roślin (Law i in., 2014; Vukov i in., 2018). Z kolei inne analizy wskazują, że fragmentacja siedlisk może mieć negatywny wpływ na obecność wybranych gatunków roślin (Couto i Olden, 2018).

Analiza wskaźnika Hydromorfologicznego Indeksu Rzecznego (HIR) wykazała zróżnicowanie warunków hydromorfologicznych badanych odcinków. Na podstawie uzyskanych wartości 7 stanowisk sklasyfikowano jako mające dobry stan ekologiczny (klasa II), 8 stanowisk jako umiarkowany (klasa III), a 5 stanowisk jako słaby stan ekologiczny (klasa IV). To wskazuje, że hydromorfologia rzek jest silnie zróżnicowana i podlega zarówno wpływom naturalnym, jak i antropogenicznym. Porównanie wskaźnika HIR pomiędzy siedliskami A i B wykazało statystycznie istotne różnice (tab. 3), które potwierdzają, że aktywność bobrów modyfikuje warunki hydromorfologiczne.



Rysunek 7. Analiza zależności pomiędzy wskaźnikami HIR (Hydromorfologiczny Indeks Rzeczny) i MIR (Makrofitowy Indeks Rzeczny).

Dla określenia związku między różnorodnością gatunkową makrofitów a warunkami hydromorfologicznymi, przeprowadzono analizę regresji liniowej między wskaźnikami HIR i MIR (rys. 7). Uzyskane wyniki potwierdziły, że wzrost różnorodności gatunkowej zbiorowisk makrofitów jest skorelowany ze wzrostem wartości Hydromorfologicznego Indeksu Rzecznego (HIR) (rys. 7). Oznacza to, że struktura koryta i warunki hydrodynamiczne mają istotny wpływ na florę wodną, co może być kluczowe w ocenie stanu ekologicznego rzek.

Dalsza analiza objęła indeks jakości siedlisk (HQA), który odzwierciedla stopień zachowania naturalnych cech hydromorfologicznych. W siedliskach typu A jego wartości

wahały się od 29 do 49, natomiast w siedliskach typu B były istotnie niższe, w zakresie od 21 do 33. W siedliskach bobrowych zaobserwowano zwiększoną heterogeniczność przepływu, większą różnorodność materiału dennego oraz większe zróżnicowanie elementów towarzyszących zadrzewieniom. Działalność bobrów powodowała istotne zmiany w reżimie hydrodynamicznym. Gromadzenie przez bobry drzewnego materiału budulcowego prowadziło do powstawania naturalnych przeszkód w postaci powalonych drzew i rumowisk. Spadek wartości wskaźnika HIR był skorelowany ze wzrostem wartości indeksu przekształceń hydromorfologicznych (HMS), który oceniał wpływ działalności antropogenicznej na rzeki. Wartości HMS wahały się od 0 do 30, a ich wzrost był związany z przekształceniami takimi jak profilowanie dna, prostowanie koryta oraz ingerencje w strukturę zboczy.

Badania potwierdzają, iż bobry europejskie znacząco wpływają na zmiany w hydromorfologii rzek zarówno powyżej jak i poniżej naturalnej zapory (Bylak i in., 2024). W górnych odcinkach rzek działalność borów ma odzwierciedlenie głównie w zwiększonej erozji bocznej. W dolnych partiach rzeki bobry powodują fragmentację skarp koryta cieku wpływając na zmianę jego szerokości. Taka działalność bobrów może odgrywać znaczącą rolę w przywracaniu naturalnych cech siedliskom zdegradowanym oraz tworzeniu rozległych siedlisk podmokłych (Gorczyca i in., 2018; Law i in., 2017).

## 6.2. Wpływ tam bobrowych na zmiany parametrów jakości wody

Wpływ działalności bobrów na jakość wód był jednym z kluczowych aspektów przeprowadzonych badań. Analizie poddano zmiany parametrów fizykochemicznych wód powierzchniowych w rzekach Tyśmienica i Piwonia w kontekście funkcjonowania tam bobrowych. Badania prowadzono powyżej naturalnej zapory (B), poniżej piętrzenia (A) oraz w punkcie kontrolnym (C).

Tabela 4. Wartości BACI, \* - statystycznie istotne różnice na poziomie  $p < 0,05$ .

| Rzeka      | Siedlisko | EC     | BZT <sub>5</sub> | ChZT    | N <sub>og</sub> | N-NH <sub>4</sub> | N-NO <sub>2</sub> | N-NO <sub>3</sub> | P <sub>og</sub> | P-PO <sub>4</sub> | SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> | Cl <sup>-</sup> |
|------------|-----------|--------|------------------|---------|-----------------|-------------------|-------------------|-------------------|-----------------|-------------------|-------------------------------|-----------------|
| Tyśmienica | B         | -26,43 | -0,30            | -2,90   | -0,392          | 0,0333            | -0,0103*          | -0,1100           | -0,1390         | -0,0433           | -7,08                         | -3,16           |
|            | A         | -34,88 | -0,58            | -8,73   | -0,737*         | 0,0480            | -0,0100*          | -0,5525           | -0,1588*        | -0,0598*          | -5,45                         | -2,84           |
| Piwonia    | B         | -0,47  | -0,60*           | -9,56   | -0,163          | 0,0900            | 0,0023            | -0,1480           | -0,0148         | -0,0090           | -9,77                         | -2,71           |
|            | A         | 2,53   | -0,81*           | -12,16* | -0,273          | 0,1033*           | 0,0073            | -0,2243           | -0,0707         | -0,0143           | -9,38                         | -1,68           |

Tabela 5. Wyniki analizy ANOVA dla parametrów jakości wody. Statystycznie istotna zależność na poziomie: \*\*\* ( $p = 0,001$ ), \*\* ( $p = 0,01$ ), \* ( $p = 0,05$ ).

| Parametr                      | Typ siedliska<br>① | Sezonowość<br>② | Sposób<br>użytkowania<br>terenu ③ | ①:②   | ①:③   | ②:③      | ①:②:③ |
|-------------------------------|--------------------|-----------------|-----------------------------------|-------|-------|----------|-------|
| EC                            | 0,197              | 0,0442*         | 4,59e-07***                       | 0,399 | 0,394 | 0,377    | 0,599 |
| BZT <sub>5</sub>              | 0,139              | 4,23e-04***     | 0,0016**                          | 0,399 | 0,399 | 0,0229*  | 0,506 |
| ChZT                          | 0,196              | 0,272           | 0,0271*                           | 0,398 | 0,399 | 0,428    | 0,599 |
| N <sub>og</sub>               | 0,151              | 0,242           | 3,33e-05***                       | 0,396 | 0,390 | 0,660    | 0,604 |
| N-NH <sub>4</sub>             | 0,174              | 4,09e-06***     | 1,36e-05***                       | 0,399 | 0,389 | 0,0079** | 0,599 |
| N-NO <sub>2</sub>             | 0,191              | 0,0513*         | 5,11e-05***                       | 0,388 | 0,386 | 0,738    | 0,546 |
| N-NO <sub>3</sub>             | 0,181              | 0,0611*         | 5,82e-04***                       | 0,388 | 0,396 | 0,198    | 0,598 |
| P <sub>og</sub>               | 0,193              | 1,36e-05***     | 9,40e-04***                       | 0,396 | 0,397 | 0,194    | 0,449 |
| P-PO <sub>4</sub>             | 0,185              | 5,87e-06***     | 1,13e-05***                       | 0,398 | 0,396 | 0,135    | 0,557 |
| SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> | 0,138              | 3,66e-06***     | 0,462                             | 0,372 | 0,392 | 0,486    | 0,600 |
| Cl <sup>-</sup>               | 0,196              | 0,104           | 2,01e-04***                       | 0,398 | 0,394 | 0,181    | 0,598 |

Zaobserwowano statystycznie istotną poprawę jakości wody w rzece Piwonia, gdzie odnotowano redukcję chemicznego zapotrzebowania na tlen (ChZT) o 24%, natomiast w Tyśmienicy spadek wynosił 17% (tab. 4). Wpływ sezonowości na zmiany chemicznego zapotrzebowania na tlen okazał się statystycznie nieistotny. Odnotowano statystycznie istotną zmianę ChZT względem różnic w sposobie użytkowania terenu (tab. 5). Dalsza analiza wykazała, że biochemiczne zapotrzebowanie na tlen (BZT<sub>5</sub>), kluczowy wskaźnik obciążenia wód materią organiczną, zmniejszyło się o 19% w Tyśmienicy oraz 27% w Piwonii. Największy spadek BZT<sub>5</sub> zaobserwowano latem, wynosił aż 61%. Oznacza to, że naturalne piętrzenie wody przez bobry sprzyja poprawie warunków tlenowych, zwłaszcza w cieplejszych miesiącach, gdy procesy biologiczne zachodzą intensywniej. Wahania temperatury powietrza oraz zmienność przepływu wód, nie stanowiły kluczowych

czynników wpływających na zmiany stężeń ChZT. Akumulacja osadów powyżej zapory, w połączeniu z ograniczeniem swobodnego odpływu wody, sprzyja intensyfikacji procesów rozkładu materii organicznej, co prowadzi do powstawania warunków beztlenowych w zbiornikach bobrowych. Z kolei poniżej tam bobrowych woda jest zazwyczaj lepiej natleniona niż w odcinkach rzek, w których przepływ nie jest regulowany przez naturalne bariery (Dou i in., 2015; Rozhkova-Timina i in., 2018; Tomczyk i Wiatkowski, 2021).

Na zmienność stężenia składników biogennych wpływała sezonowość oraz sposób użytkowania terenu (tab. 5). Szczególną uwagę zwrócono na zawartość fosforu ogólnego ( $P_{og}$ ) oraz ortofosforanów ( $P-PO_4$ ), które są kluczowymi składnikami odżywczymi odpowiedzialnymi za eutrofizację wód. W Tyśmienicy odnotowano redukcję  $P_{og}$  o 45%, natomiast w Piwonii o 21%. Z kolei ortofosforany zmniejszyły się o 57% w Tyśmienicy i 16% w Piwonii. Niższa skuteczność retencji fosforu w Piwonii była wynikiem uszkodzenia tamy w okresie letnim, co ograniczyło zdolność ekosystemu do zatrzymywania tych związków. Istotnym mechanizmem retencyjnym w przypadku fosforu było jego akumulowanie w osadach dennych - szczególnie powyżej starszych tam, które skuteczniej zatrzymywały biogeny, podczas gdy młode tamy mogły być ich źródłem (Strzelec i in., 2018). Badania pokazują, że tamy bobrowe tworzą korzystne warunki wspomagające procesy samooczyszczania się wód szczególnie zanieczyszczonych biogenami pochodzenia rolniczego (Hill i Duval, 2009; Smith i in., 2020). Wyniki uzyskane w Anglii wykazały, że stężenie ortofosforanów w wodzie przepływającej przez tamę było znacznie niższe niż na stanowiskach, gdzie nie zaobserwowano wpływu bobrów (zmniejszenie stężenia ortofosforanów wynosiło 51,2%) (Cooper i in., 2025). Badania prowadzone w Litwie udowodniły wyższe stężenia składników odżywczych (3-4,5 razy wyższe w przypadku N oraz 2,2-2,5 razy wyższe w przypadku P) w próbkach wody pobieranych powyżej zapory w porównaniu z tymi pobieranymi po przelaniu się wody przez zaporę. Dodatkowo najwyższe stężenie biogenów odnotowano w osadach dennych powyżej zapory. Wskazuje to, iż tamy bobrowe mogą działać jako naturalny filtr poprawiający jakość wody na odcinkach poniżej zapór (Čiuldienė i in., 2020).

Badania wykazały obniżenie zawartości azotanów ( $N-NO_3$ ) oraz azotynów ( $N-NO_2$ ), przy czym redukcja była większa w Tyśmienicy (34% i 44%) niż w Piwonii (15% i 33%). Redukcja azotu ogólnego ( $N_{og}$ ) wyniosła 21% dla Tyśmienicy oraz 8% dla Piwonii (tab. 4). Niższa redukcja zanieczyszczeń w rzece Piwonia była spowodowana zniszczeniem tamy w okresie letnim. W przypadku rzeki Tyśmienica wykazano istotny statystycznie spadek stężenia azotu ogólnego oraz azotynów. Sytuacja różniła się w przypadku stężenia azotu

amonowego ( $\text{N-NH}_4$ ) które wzrosły o 16% w Tyśmienicy oraz 33% w Piwonii (tab. 4). Analizy wykazały statystycznie istotną zmienność parametrów  $\text{N-NH}_4$ ,  $\text{N-NO}_2$ ,  $\text{N-NO}_3$  ze względu na sezonowość oraz sposób użytkowania terenu (tab. 5). Zmiany jakości wody pod względem stężenia  $\text{N}_{\text{og}}$  wykazały statystycznie istotne różnice jedynie w zależności od sposobu użytkowania terenu (tab. 5). Analizowane procesy wskazują, że zbiorniki bobrowe odgrywają istotną rolę w cyklu biogeochemicznym azotu, przyczyniając się do lokalnych zmian w jakości wód, które mogą mieć zarówno pozytywne, jak i negatywne konsekwencje dla ekosystemów rzecznych. Badania prowadzone w Karolinie Północnej wykazały podobne trendy. Efekt obecności stawów bobrowych w odniesieniu do azotanów polegał na ich redukcji o 19%. W przypadku azotu amonowego stawy bobrowe powodowały wzrost stężeń o 59% (Bason i in., 2017). Sezonowe zmiany temperatury odgrywają kluczową rolę w procesach biogeochemicznych, wpływając na redukcję zanieczyszczeń biogenych w okresie wiosenno-letnim. Badania wykazały wzrost stężenia azotu amonowego ( $\text{N-NH}_4$ ) wraz z oddalaniem się od piętrzenia w dół rzeki, przy jednoczesnym spadku stężeń azotanów ( $\text{N-NO}_3$ ) (Grudzinski i in., 2022). Zanieczyszczenia azotowe wykazują sezonową zmienność w akumulacji. Zimą dominującymi procesami są zatrzymywanie  $\text{N-NO}_3$  oraz azotu organicznego, wiosną azotanów, a latem azotu organicznego (Correll i in., 2000). W stawach bobrowych dochodzi do synergii procesów nityfikacji i denityfikacji, co skutkuje efektywnym usuwaniem do 45%  $\text{NO}_3$  z całkowitej puli azotu w zlewni (Lazar i in., 2015). Funkcja stawu bobrowego w ekosystemie rzeczny jest dwójaka. Staw bobrowy może pełnić rolę zarówno pochłaniacza, jak i emitora zanieczyszczeń azotowych. Sezonowe zmiany w koncentracji  $\text{N-NO}_3$  wskazują, że latem zbiorniki bobrowe efektywnie retencjonowały biogeny, przyczyniając się do redukcji zanieczyszczeń o 25%. Jednak w okresie jesiennym ich rola ulega odwróceniu - wówczas dochodzi do znacznego wzrostu emisji  $\text{N-NO}_3$ , osiągającej nawet 63% (Murray i in., 2021).

Przewodnictwo elektryczne (EC), będące miarą ogólnej mineralizacji wód, obniżyło się o 8% w Tyśmienicy oraz 1% w Piwonii. Obserwowany spadek stężenia chlorków ( $\text{Cl}^-$ ) oraz siarczanów ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) wynosił dla Tyśmienicy odpowiednio 29% i 17% natomiast dla Piwonii 27% i 29%. Wartości przewodnictwa elektrycznego wykazywały statystycznie istotne różnice pod względem sezonowości oraz sposobu użytkowania terenu (tab. 5). Wpływ sezonowości był nieistotny statystycznie dla zmian stężeń chlorków, a wpływ sposobu użytkowania terenu dla zmian stężeń siarczanów (tab. 5). Sezonowe zmiany EC były skorelowane ze zmianami temperatury oraz intensywnością opadów, intensywne deszcze mogły powodować rozcieńczenie wód rzecznych, zmniejszając przewodnictwo,

podczas gdy spływy powierzchniowe mogły przyczyniać się do transportu soli mineralnych (Pal M. i in., 2015). W obrębie tam bobrowych intensywność redukcji stężeń jonów siarczanowych  $\text{SO}_4^{2-}$  różni się w zależności od głębokości stawu bobrowego. Wykazano, iż stężenie  $\text{SO}_4^{2-}$  zmniejsza się w dolnych partiach zbiorników, podczas gdy na powierzchni wód stojących nie ulega zmianom (Kangur i in., 2013). Badania małych rzek wykazały, że wody powierzchniowe charakteryzują się niskimi stężeniami chlorków (Grzywna i Bronowicka-Mielniczuk, 2020; Prambudy i in., 2019).

Tabela 6. Średnie wartości parametrów jakości wody w odniesieniu do sposobu użytkowania terenu. a, b - istotne statystycznie różnice przy  $p < 0,05$ . SE — próg dobrego stanu ekologicznego.

| Parametr                      | Łąki                | Zarośla             | Las                 | SE    |
|-------------------------------|---------------------|---------------------|---------------------|-------|
| EC                            | 423,3 <sup>a</sup>  | 400,5 <sup>a</sup>  | 305,25 <sup>b</sup> | 576   |
| BOD <sub>5</sub>              | 2,96 <sup>a</sup>   | 3,09 <sup>a</sup>   | 2,4 <sup>b</sup>    | 4,1   |
| COD                           | 48,95 <sup>a</sup>  | 49,70 <sup>a</sup>  | 45,55 <sup>b</sup>  | 79    |
| N <sub>og</sub>               | 3,63 <sup>a</sup>   | 3,84 <sup>a</sup>   | 2,55 <sup>b</sup>   | 4,5   |
| N-NH <sub>4</sub>             | 0,39 <sup>a</sup>   | 0,22 <sup>b</sup>   | 0,17 <sup>b</sup>   | 0,68  |
| N-NO <sub>2</sub>             | 0,019 <sup>a</sup>  | 0,020 <sup>a</sup>  | 0,011 <sup>b</sup>  | 0,03  |
| N-NO <sub>3</sub>             | 0,88 <sup>b</sup>   | 1,47 <sup>a</sup>   | 1,01 <sup>a</sup>   | 2,5   |
| P <sub>og</sub>               | 0,388 <sup>a</sup>  | 0,229 <sup>a</sup>  | 0,153 <sup>b</sup>  | 0,40  |
| P-PO <sub>4</sub>             | 0,1063 <sup>a</sup> | 0,0893 <sup>a</sup> | 0,0725 <sup>b</sup> | 0,102 |
| SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> | 27                  | 27                  | 28                  | 64,8  |
| Cl <sup>-</sup>               | 12,5 <sup>a</sup>   | 9,5 <sup>a</sup>    | 4,5 <sup>b</sup>    | 29,4  |

Tabela 7. Średnie wartości parametrów jakości wody w odniesieniu do pór roku.

a, b, c - istotne statystycznie różnice przy  $p < 0,05$ . SE — próg dobrego stanu ekologicznego.

| Parametr                      | Wiosna              | Lato                | Jesień               | Zima                 | SE    |
|-------------------------------|---------------------|---------------------|----------------------|----------------------|-------|
| EC                            | 351,9 <sup>b</sup>  | 359,6 <sup>ab</sup> | 400,25 <sup>a</sup>  | 402,05 <sup>a</sup>  | 576   |
| BOD <sub>5</sub>              | 2,89 <sup>b</sup>   | 2,65 <sup>b</sup>   | 3,28 <sup>a</sup>    | 2,47 <sup>c</sup>    | 4,1   |
| COD                           | 49,00               | 47,45               | 47,15                | 48,55                | 79    |
| N <sub>og</sub>               | 3,38                | 3,34                | 3,31                 | 3,34                 | 4,5   |
| N-NH <sub>4</sub>             | 0,16 <sup>c</sup>   | 0,39 <sup>a</sup>   | 0,18 <sup>c</sup>    | 0,27 <sup>b</sup>    | 0,68  |
| N-NO <sub>2</sub>             | 0,016 <sup>ab</sup> | 0,023 <sup>a</sup>  | 0,012 <sup>b</sup>   | 0,012 <sup>b</sup>   | 0,03  |
| N-NO <sub>3</sub>             | 1,20 <sup>a</sup>   | 1,06 <sup>c</sup>   | 1,02 <sup>c</sup>    | 1,09 <sup>b</sup>    | 2,5   |
| P <sub>og</sub>               | 0,191 <sup>c</sup>  | 0,334 <sup>a</sup>  | 0,229 <sup>b</sup>   | 0,195 <sup>bc</sup>  | 0,40  |
| P-PO <sub>4</sub>             | 0,0695 <sup>b</sup> | 0,1045 <sup>a</sup> | 0,0845 <sup>ab</sup> | 0,0955 <sup>ab</sup> | 0,102 |
| SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> | 26 <sup>b</sup>     | 31 <sup>a</sup>     | 27 <sup>ab</sup>     | 25 <sup>b</sup>      | 64,8  |
| Cl <sup>-</sup>               | 9,0                 | 7,4                 | 7,9                  | 10,9                 | 29,4  |

Naturalne piętrzenia objęte badaniami charakteryzowały się zbliżonymi parametrami konstrukcji oraz materiału budulcowego oraz różnym wiekiem tamy. W wyniku wezbrań lub działalności człowieka niektóre przegrody były częściowo lub całkowicie zniszczone.

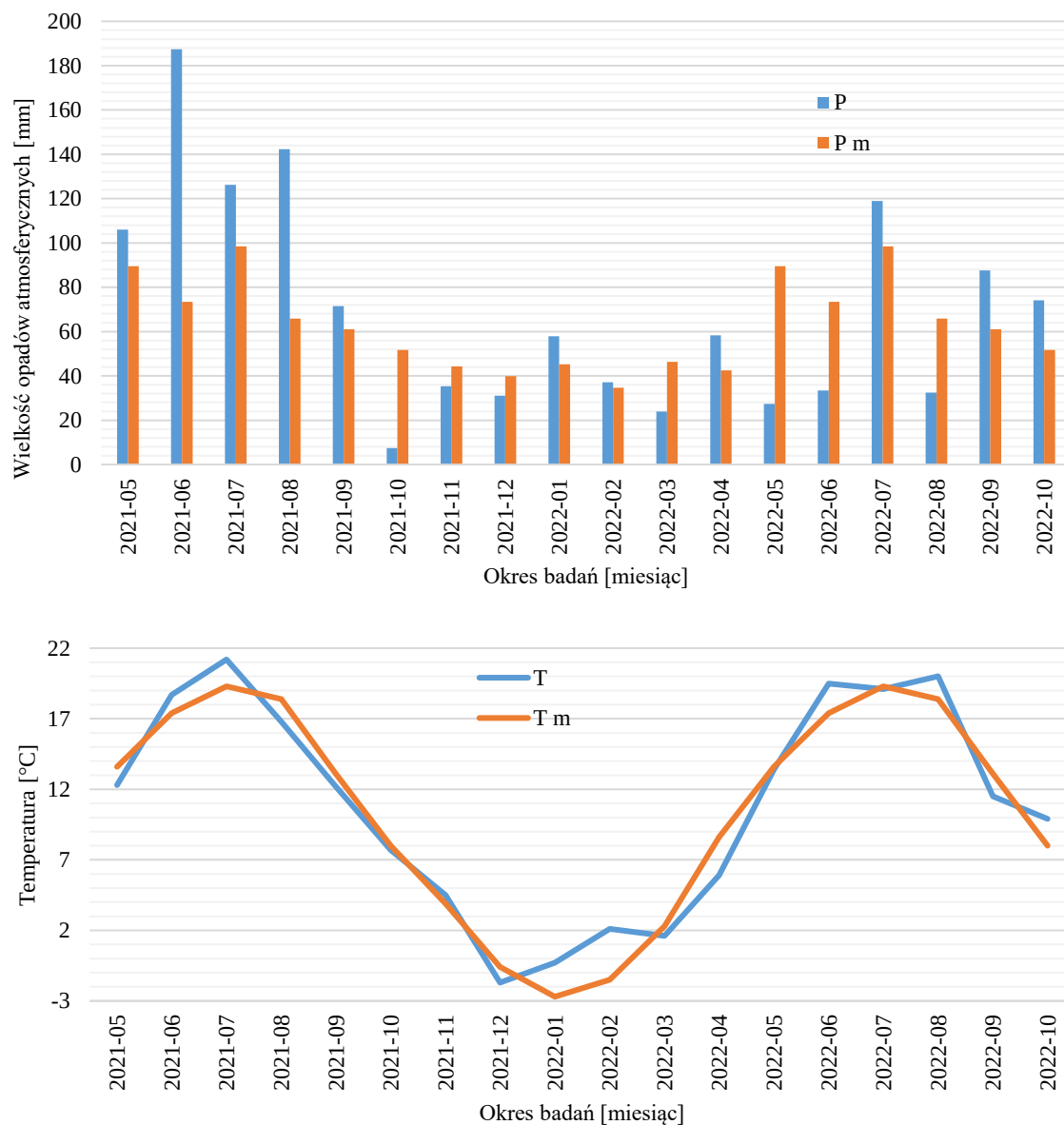
W przypadku zniszczenia tam bobry wykorzystują nowo pozyskany materiał budulcowy do naprawy konstrukcji (Barnes i Mallik, 1996; Ronnquist i Westbrook, 2021; St-Pierre i in., 2017). Często jednak bobry przemieszczają się do innego siedliska w wyniku czego pozostałości zniszczonej i nieaktywnej tamy stają się emitentem zanieczyszczeń. Usunięcie tamy powoduje uwalnianie zanieczyszczeń zgromadzonych w osadach dennych (Kalvite i in., 2021). Badania podkreślają wpływ sposobu użytkowania terenu na zmiany jakości wody w ciekach. Szczególnie intensywne użytkowanie rolnicze oraz degradacja terenów leśnych przyczynia się do istotnych zmian parametrów fizykochemicznych wód powierzchniowych (Camara i in., 2019). Badania prowadzone na terenie Lubelszczyzny pokazują, że najwyższe stężenia składników odżywczych odnotowano w wodach spływających z pól uprawnych (Mazur, 2018). Wyniki prowadzonych badań potwierdziły tezę o pozytywnym wpływie lasów na redukcję zanieczyszczeń wód (tab. 6). Najwyższe stężenia  $\text{N-NH}_4$ ,  $\text{N-NO}_2$ ,  $\text{P}_{\text{og}}$  oraz  $\text{P-PO}_4$  odnotowano w obrębie łąk. Natomiast najwyższe stężenia  $\text{N}_{\text{og}}$  i  $\text{N-NO}_3$  występowały w obrębie zadrzewień i zakrzaczeń.

Na zmiany parametrów jakości wody wpływają również pory roku. Najwyższe stężenia ortofosforanów i azotu amonowego zaobserwowano latem. Z kolei najwyższe stężenia azotanów i azotu ogólnego występowały wiosną (tab. 7). Bardzo wysokie stężenia jonów amonowych podczas susz wynikają z jego uwalniania na odwodnionych torfowiskach (Koskinen i in., 2017; Laine i in., 2013). Badania sezonowej zmienności jakości wód były prowadzone także na rzekach Bug i Bystrzyca. W rzece Bug najwyższe stężenia chlorków, siarczanów i azotanów odnotowano zimą. Okresowe zmiany parametrów wody wiązały się także z urbanizacją oraz odprowadzaniem ścieków komunalnych. Podobnie w rzece Bystrzyca najwyższe stężenia zanieczyszczeń biogennych odnotowano zimą. W tym przypadku sezonowy wzrost zanieczyszczeń wynikał z niskiego poziomu wód w rzece oraz braku roślinności (Grzywna i in., 2021; Grzywna i Bronowicka-Mielniczuk, 2020).

Średnie wartości stężeń badanych parametrów jakości wody były zazwyczaj niskie. Wszystkie parametry z wyjątkiem  $\text{P-PO}_4$  spełniały normy dobrego stanu ekologicznego (tab. 6,7). Średnie wartości  $\text{P-PO}_4$  przekraczały wartości krytyczne dla dobrego stanu ekologicznego latem oraz na terenach łąk.

### 6.3. Wpływ tam na zmiany poziomów wody oraz wielkość retencji korytowej

Analizę zmian hydrometeorologicznych oraz analizę wpływu tam bobrowych na wahania poziomu wody oraz retencję korytową prowadzono w ciągu trzech półroczy hydrologicznych w obrębie dwóch naturalnych zapór na rzece Świerszcz. Dane z okresu badań porównano z wynikami wieloletnich badań nad zmianami klimatu w Roztoczańskim Parku Narodowym (Grabowski i in., 2022; Reszel i Grądziel, 2015).



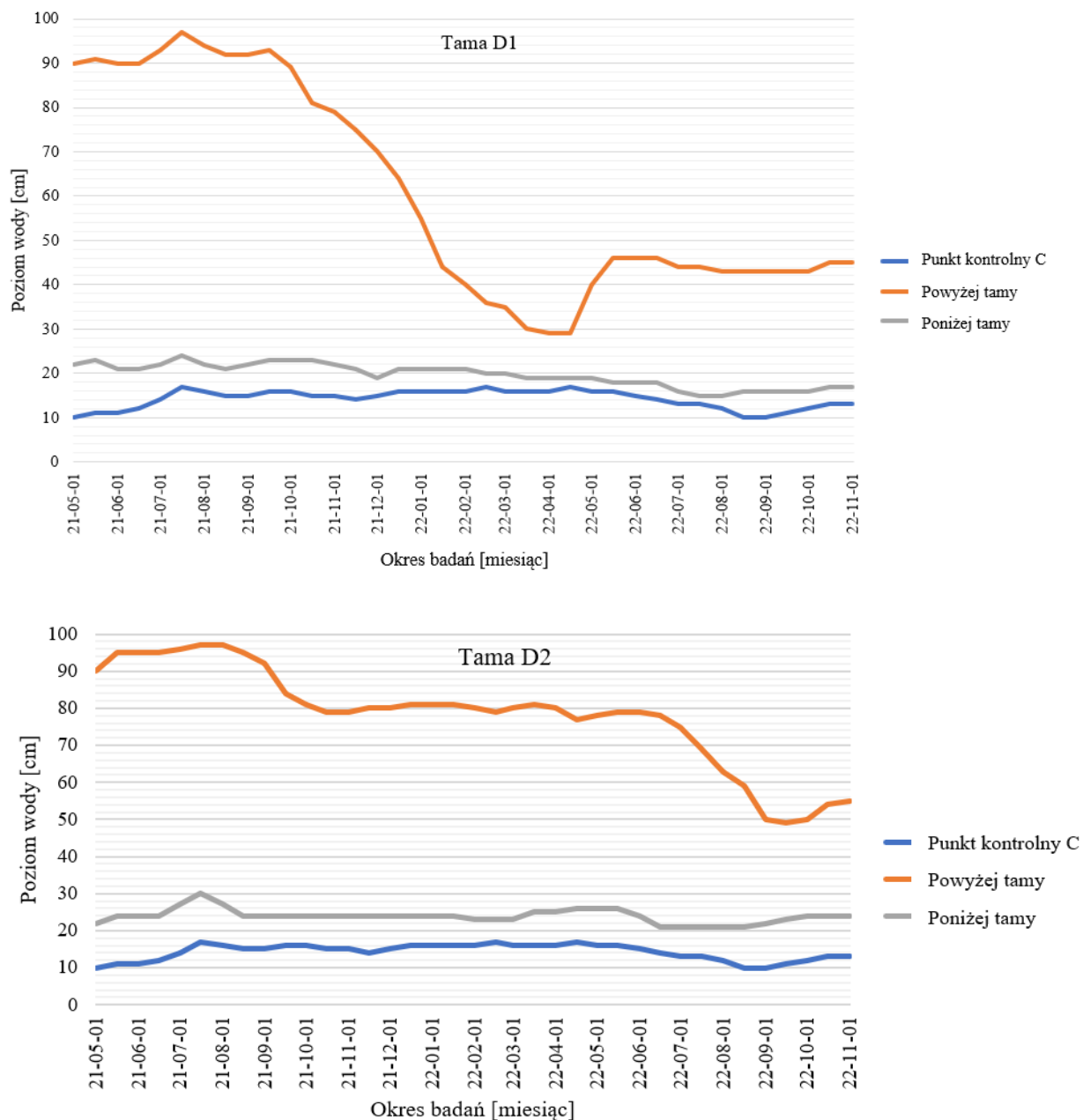
Rysunek 8. Warunki meteorologiczne dla stacji Zwierzyniec.

Objaśnienia: P – miesięczna suma opadów, Pm – średnia miesięczna suma opadów, T – miesięczna temperatura powietrza, Tm – średnia miesięczna temperatura powietrza.

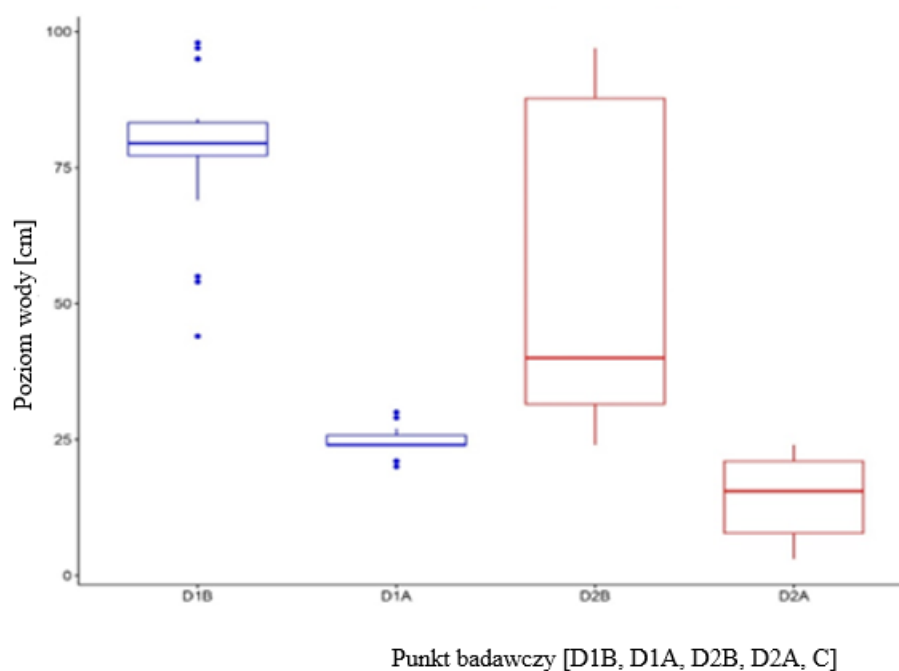


Analiza warunków hydrometeorologicznych w badanym okresie wykazała istotną zmienność czasową zarówno rozkładu opadów jak i temperatury, co miało bezpośredni wpływ na dostępność zasobów wodnych oraz kształtowanie przepływów rzecznych. Analiza wykazała istotną statystycznie korelację pomiędzy miesięcznymi sumami opadów a temperaturą powietrza ( $r=0,58$ ;  $p=0,05$ ) (rys. 11). Największe zróżnicowanie opadów odnotowano w roku 2021. Czerwiec 2021 roku przyniósł najwyższą miesięczną sumę opadów - 187,4 mm, co stanowiło wartość trzykrotnie wyższą od średniej wieloletniej. Natomiast w październiku 2021 roku opady wyniosły zaledwie 7,4 mm, co było wartością siedmiokrotnie niższą od normy (rys. 8). Sezonowość opadów była wyraźna. Letnie półrocze 2021 roku charakteryzowało się najwyższą sumą opadów w XXI wieku w Roztoczańskim Parku Narodowym (RPN), wynoszącą 640,8 mm. Natomiast zimowe półrocze 2021/22 przyniosło wartości opadowe bliskie średniej wieloletniej. W zimie dominowały deszcze, a pokrywa śnieżna była sporadyczna i krótkotrwała. Podobne trendy rozkładu sum miesięcznych opadów zaobserwowano w badaniach wieloletnich dotyczących województwa lubelskiego (Bartoszek i in., 2021; Samborski, 2024). Zmienność sum opadów może bezpośrednio wpływać na dostępność zasobów wodnych i kształtować przepływy rzeczne (Yu i in., 2002).

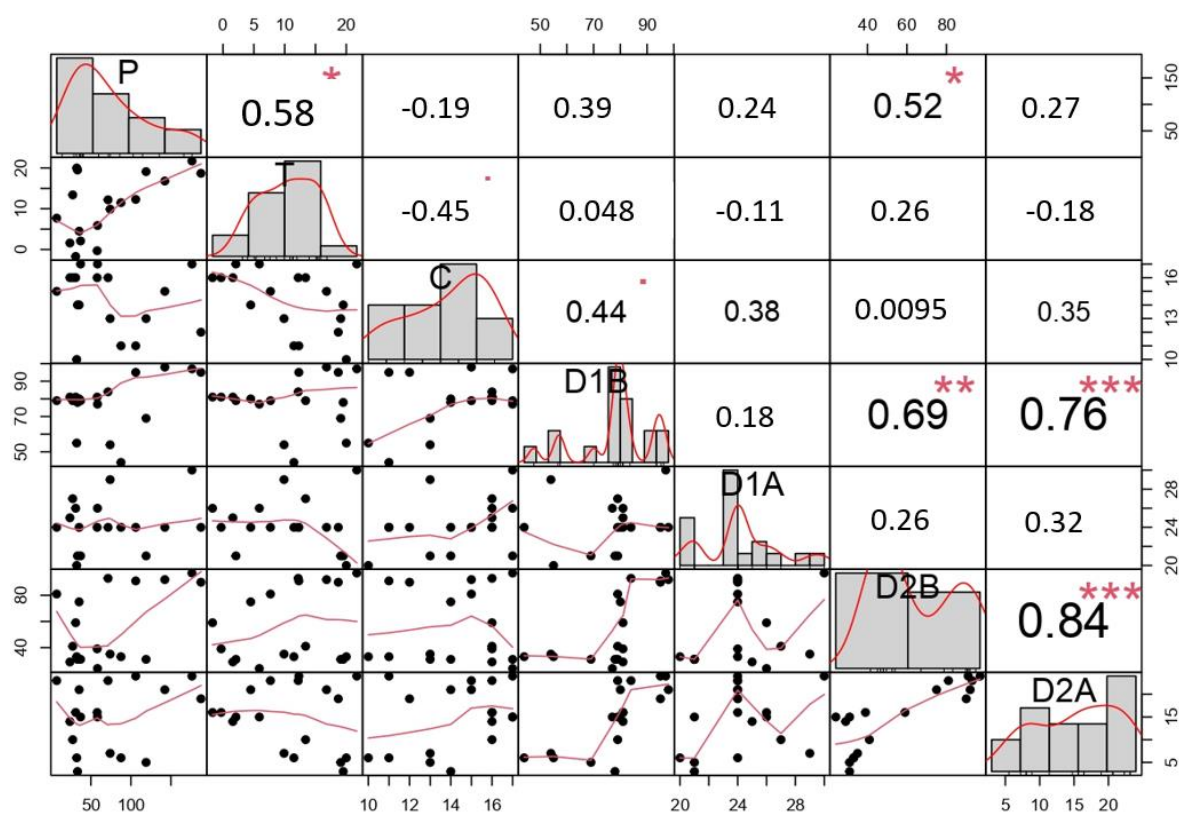
Przebieg zmian temperatury jest ściśle związany z naturalną zmiennością warunków klimatycznych. W strefie klimatu umiarkowanego, przejściowego lipiec jest zazwyczaj najcieplejszym miesiącem, a styczeń najzimniejszym. W analizowanym okresie od maja 2021 do października 2022 najwyższą średnią temperaturę odnotowano w lipcu 2021 i sierpniu 2022, odpowiednio 21,2 i 20°C (rys. 8). Średnia temperatura zanotowana w lipcu 2021 była najwyższą dla tego miesiąca w XXI wieku w RPN. Wystąpienie bardzo wysokich temperatur w czerwcu 2019 było przyczyną wystąpienia ekstremalnej suszy w Polsce (Ziarnicka-Wojtaszek 2021, Wałęga i in. 2024). Najniższą średnią miesięczną temperaturę zanotowano w grudniu 2021 i wyniosła ona -1,7°C, co było wartością o 1,1°C niższą od średniej wieloletniej. Bardzo niepokojącym objawem zmian klimatu była dodatnia temperatura w lutym 2022. Temperatura była wtedy o 2,1°C wyższa od średniej wieloletniej aż o 3,6°C. Wysokie temperatury w lutym 2022 i niskie opady w marcu 2022 spowodowały spadek poziomu wody w korycie rzek i zmniejszenie zasobów wodnych.



Rysunek 9. Zmiany poziomu wody w punktach badawczych, rzeka Świerszcz.



Rysunek 10. Zróżnicowanie poziomu wody w badanych punktach pomiarowych.



Rysunek 11. Macierz korelacji Pearsona dla opadów (P) i temperatury (T) oraz poziomu wody powyżej (B) i poniżej (A) tam D1 i D2, a także na stacji kontrolnej C. Objasnienia: Istotność

statystyczna oznaczona jest w następujący sposób: "\*\*\*\*" ( $p < 0,001$ ), "\*\*\*" ( $p < 0,01$ ), "\*\*" ( $p < 0,05$ ) oraz "." ( $p < 0,1$ ).

Analizę zmian poziomów wody w rzece Świerszcz przeprowadzono w obrębie dwóch tam bobrowych o zbliżonych cechach morfometrycznych, które pozostawały aktywne przez cały okres badań. Wpływ naturalnych zapór na poziom wody w cieku był istotny. Na początku badań (maj 2021 r.) maksymalna głębokość wody powyżej obu tam wynosiła 90 cm, natomiast poniżej - 20 cm, a na stacji kontrolnej jedynie 10 cm. Oznacza to, że tamy podniosły poziom wody średnio o 70 cm, tworząc lokalne strefy zwiększonej retencji (rys. 9). Badania prowadzone w korycie rzeki Małej wykazały różnicę poziomów wody powyżej i poniżej piętrzenia wynoszącą 80 cm w maju 2020 roku (Oleszczuk i in., 2024). Wahania poziomów wody w korycie zmieniały się dynamicznie w czasie w zależności od warunków hydrologicznych i ingerencji człowieka. W okresie największych opadów, w lipcu 2021 r., poziom wody osiągnął swoje maksymalne wartości - 97 cm powyżej tam, przy jednoczesnym poziomie 24 cm poniżej tamy D1 oraz 30 cm poniżej tamy D2 (rys. 9). Maksymalna wysokość piętrzenia wody przez tamy bobrowe wynosiła 73 cm, co miało kluczowy wpływ na warunki hydrologiczne lokalnych ekosystemów wodnych. Niskie opady atmosferyczne, rozbiórki tam oraz ich naturalna erozja podczas spływu wód roztopowych prowadziły do stopniowego obniżenia poziomu wody powyżej tam. Minimalna wysokość piętrzenia wody przez tamy bobrowe wynosiła 10 cm. Odbudowa konstrukcji przez bobry, która jest naturalnym zachowaniem bobrów oraz korzystne warunki atmosferyczne ponownie zwiększały retencję (Hartman i Törnlov, 2006). Test Wilcoxa wykazał istotny statystycznie niższy poziom wody w rzece za tamą w porównaniu do poziomu przed spiętrzeniem ( $p < 0,001$ ;  $W=1$ ). Stwierdzono również istotną statystycznie korelację między poziomami wody powyżej i poniżej tamy D2 ( $r=0,84$ ;  $p < 0,001$ ) (rys. 11). W przypadku tamy D1 różnice te wahały się od 26 cm do 71 cm, natomiast dla tamy D2 od 10 cm do 73 cm. Średnia różnica poziomów dla tamy D1 wynosiła 54 cm, a dla tamy D2 - 41 cm, co wskazuje na istotną rolę bobrów w modyfikacji hydrologii rzek. Na podstawie badań prowadzonych w Belgii stwierdzono istotną statystycznie różnicę w poziomach wody powyżej i poniżej naturalnych zapór. Średni wzrost poziomu wody spowodowany obecnością tam wynosił od 21 do 47 cm (Swinnen i in., 2019). Badania prowadzone w centralnej Polsce wykazały, że tamy bobrowe przyczyniają się również do wzrostu poziomu wód gruntowych oraz zwiększają wilgotność gleby (Oleszczuk i in., 2022). Analiza statystyczna nie wykazała istotnej korelacji między miesięcznymi sumami opadów a poziomem wody w stacji kontrolnej C (rys.11). Dynamika przepływów w dolinach rzek

nizinnych jest w dużej mierze kontrolowana przez infiltrację. Wody gruntowe mogą być kluczowym źródłem zasilania rzek szczególnie w okresach suszy. Zmiany atmosferyczne mogą być jedynie częściowo odpowiedzialne za obserwowaną dynamikę hydrologiczną, a koryto rzeki może być zasilane również z innych źródeł (Chen i in., 2001; Krause i in., 2007; Lambs, 2004).



Rys. 12. Wielkość retencji korytowej w obrębie tam bobrowych, rzeka Świerszcz.

Badania wykazały, że tamy bobrowe pełnią kluczową rolę w retencji wody, przyczyniając się do jej magazynowania. Maksymalną objętość retencji wody odnotowano w sierpniu 2021 roku i wynosiła ona 106,5 m³ (rys. 12), co było wynikiem długotrwałych opadów deszczu oraz stabilnej struktury tam. Zmienność hydrologiczna oraz ingerencje człowieka istotnie wpłynęły na obniżenie zdolności retencyjnych koryta rzeki. Przykładem jest kwiecień 2022 roku, kiedy retencja wody spadła do 42 m³ (rys. 12), co było wynikiem niskich opadów w sezonie zimowym oraz uszkodzenia tamy D1. Brak pokrywy śnieżnej dodatkowo przyczynił się do redukcji zasobów wodnych. Mimo niekorzystnych warunków, częściowa odbudowa tamy D1 przez bobry doprowadziła do wzrostu retencji. Pomimo trzykrotnie niższych opadów w maju 2022 roku (27,4 mm w porównaniu do 89,5 mm), zaobserwowano wzrost retencji wody do 61 m³ w czerwcu. Natomiast rozbiórka tamy D2 przez człowieka spowodowała systematyczne zmniejszanie retencji, osiągając minimalną wartość 15,5 m³ we wrześniu 2022 roku. Pod koniec okresu badawczego, w październiku 2022 roku, retencja koryta rzeki wynosiła 20 m³ (rys. 12), co wskazuje na znaczną podatność

systemu hydrologicznego na zmiany wynikające zarówno z warunków pogodowych, jak i działalności człowieka. Tamy bobrowe przyczyniały się również do zwiększenia łączności lateralnej, prowadząc do rozlewania się wody na pobliskie tereny zalewowe. Taki efekt spowalniał przepływ wód, wydłużając czas pomiędzy opadem a maksymalnym przepływem oraz redukując natężenie przepływu w dolnych odcinkach rzek poniżej tam (Puttock i in., 2021). Badania potwierdzają, że zmienność pojemności retencyjnej zbiorników wodnych jest w dużej mierze wynikiem wpływu lokalnych warunków hydrologicznych oraz geomorfologicznych. Wyrównanie i pogłębione kanały ograniczają tworzenie rozległych terenów zalewowych a co za tym idzie wykazują ograniczoną retencję (Karran i in., 2017). Naturalne piętrzenia powodujące powstawanie stawów bobrowych zasilanych ciekami i opadami deszczu odgrywają kluczową rolę w zarządzaniu zasobami wodnymi oraz redukcji ryzyka powodziowego (Ferk i in., 2020). Retencja wody w powstałych zbiornikach pomaga utrzymać przepływy minimalne, co łagodzi skutki suszy (Majerova i in., 2015).

Tabela 8. Ocena indeksu jakości siedliska (HQA) dla obszaru objętego wpływem bobrów oraz stacji kontrolnej pozbawionej wpływu działalności gatunku chronionego.

| Wskaźnik różnorodności hydromorfologicznej          | Stanowisko badawcze    |            |
|-----------------------------------------------------|------------------------|------------|
|                                                     | D – obszar wpływu      | C – stacja |
|                                                     | <i>Castor fiber L.</i> | kontrolna  |
| Zróznicowanie profilu podłużnego                    | 1                      | 1          |
| Zróznicowanie przekrojów poprzecznych               | 1                      | 1          |
| Heterogeniczność nurtu                              | 4                      | 3          |
| Heterogeniczność materiału koryta                   | 5                      | 4          |
| Naturalne elementy morfologiczne dna koryta         | 1                      | 0          |
| Naturalne elementy morfologiczne skarp koryta       | 0                      | 0          |
| Różnorodność typów roślinności w korycie            | 5                      | 4          |
| Struktura roślinności na skarpach brzegowych        | 3                      | 2,5        |
| Różnorodność elementów towarzyszących zadrzewieniom | 7                      | 2          |
| Struktura roślinności przybrzeżnej                  | 3                      | 2,5        |
| Szerokość nieużytkowanej strefy przybrzeżnej        | 4                      | 4          |
| Naturalność i heterogeniczność użytkowania doliny   | 4                      | 4          |
| Łączność rzeki z doliną                             | 0                      | 0          |
| Wskaźnik jakości siedliska - HQA                    | 38                     | 28         |

Hydromorfologiczne zmiany w korytach rzek są wynikiem wielu czynników, obejmujących reżim hydrologiczny, strukturę dna oraz charakterystykę stref przybrzeżnych. Analizując wpływ kolonii bobrów (D) w porównaniu do stacji kontrolnej (C),

zaobserwowano znaczące różnice w strukturze i dynamice koryta rzeki (tab. 8). Przede wszystkim, w obszarach objętych działalnością bobrów nastąpiła akumulacja osadów i mułów, co wpłynęło na zróżnicowanie struktury dna oraz zmiany w przepływie wody. Szacuje się, że tempo sedymentacji osadów w stawach bobrowych wynosi nawet 14 cm rocznie (Giriat i in., 2016). Tamy powodowały przelewanie się wody przez ich koronę, co w dolnym odcinku rzeki skutkowało powstawaniem szybkiego nurtu, a jednocześnie prowadziło do lokalnego spowolnienia przepływu powyżej tamy, sprzyjając sedymentacji zawieszin i ograniczeniu migracji związków biogenicznych. Działalność bobrów prowadzi do intensyfikacji erozji bocznej w górnych odcinkach ciek. Jednocześnie ogranicza degradację dna za sprawą spowolnienia przepływu powyżej zapory. Poniżej naturalnej zapory dochodzi do fragmentacji skarp brzegowych za sprawą budowania nor i kopania kanałów przez zwierzęta (Larsen i in., 2021). Jednym z kluczowych procesów związanych z działalnością bobrów jest zmiana struktury lasu nadrzecznej oraz poziomu zacielenia. Na obszarach występowania kolonii bobrów zacielenie koryta było średnio o 5% niższe niż w strefie kontrolnej, co wynikało ze zgryzania drzew i krzewów. Takie przekształcenia sprzyjają zwiększonej dostępności światła dla roślin zielnych, co może prowadzić do wzrostu produkcji pierwotnej w ekosystemie rzeczny. Badania potwierdzają, iż pojedyncze siedlisko bobrowe sprzyja powstawaniu unikalnych obszarów siedliskowych i powoduje wzrost heterogeniczności środowiska (Kivinen i in., 2020). Dodatkowo, w miejscach objętych działalnością bobrów zaobserwowano znaczną ilość powalonych drzew oraz szczątków drzewnych na dnie koryta. Wskaźnik jakości siedliska (Habitat Quality Assessment, HQA) wynosił w tych miejscach 38, podczas gdy na stacji kontrolnej 28, co wskazuje na wyższe zróżnicowanie strukturalne w obrębie kolonii bobrów.

Zakres wpływu tam bobrowych na hydromorfologię koryta rzeki oraz procesy retencji wody jest ściśle związany z hydrogeomorfologią zlewni. Kluczową rolę odgrywa wielkość terenów zalewowych. Ważnym czynnikiem determinującym długofalowy wpływ konstrukcji na retencję oraz zmiany hydromorfologiczne ciek jest okres, przez jaki bobry są w stanie utrzymać naturalną barierę (Larsen i in., 2021). Aktywność bobrów, szczególnie w sztucznie zmodyfikowanych ciekach przyczynia się do przywracania naturalnych procesów hydromorfologicznych. Działalność ta może odegrać kluczową rolę w procesach przywracania naturalnego charakteru górnych i dolnych odcinków rzek (Gorczyca i in., 2018).

## 7. Wnioski

1. Działalność bobrów ma wpływ na ekosystemy rzeczne, zwiększając ich bioróżnorodność i poprawiając warunki hydromorfologiczne. Jednakże ingerencje antropogeniczne negatywnie wpływają na stan ekologiczny cieków. W celu poprawy stanu ekologicznego rzek konieczne jest minimalizowanie działalności człowieka i wspieranie naturalnych procesów w ekosystemach rzecznych.
2. Stabilne tamy bobrowe pełnią istotną rolę w poprawie jakości wód powierzchniowych, skutecznie redukując poziomy zanieczyszczeń. Obserwowane różnice sezonowe oraz wzrost stężeń amoniaku poniżej tam, wskazują na konieczność dalszych badań nad mechanizmami ich oddziaływania.
3. Tamy bobrowe, sprzyjają sedymentacji składników odżywczych i retencji wody, przez co mogą być wykorzystywane jako narzędzie w zrównoważonym zarządzaniu zasobami wodnymi. Jednak destrukcja tamy prowadzi do emisji zanieczyszczeń z osadów dennych, co uwypukla potrzebę wdrażania strategii minimalizujących wpływ negatywnych działań. Długoterminowy monitoring kolonii bobrowych jest kluczowy dla oceny efektywności poprawy warunków środowiskowych w kontekście zmieniających się warunków klimatycznych i antropopresji.
4. Zdolność tam bobrowych do retencji wody ma znaczenie dla zachowania naturalnych ekosystemów i jest uzależniona od lokalnych warunków hydrologicznych oraz ingerencji człowieka.
5. Ekstremalne zjawiska pogodowe, takie jak intensywne opady i wysokie temperatury, oraz rozbiórki tam, znacząco wpływają na zdolność retencyjną tam bobrowych. Odbudowa uszkodzonych struktur częściowo przywraca ich funkcje, co podkreśla konieczność ochrony tych naturalnych barier w ekosystemach rzecznych.
6. Tamy bobrowe na naturalnych, nieprzekształconych odcinkach rzek pozwalają na tworzenie rozległych terenów zalewowych i zwiększają retencję wody. Ich obecność przyczynia się do wzrostu heterogeniczności cieków i osadów w korycie oraz wspiera procesy renaturyzacji na terenach zdegradowanych.



## 8. Bibliografia

1. Andersen, L. H., Ransborg, C., Pertoldi, C., Pagh, S., Bahrndorff, S. (2023). Can reintroduction of beavers improve insect biodiversity? *Journal of Environmental Management*, 337, 117719. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117719>
2. Barnes, D. M., Mallik, A. U. (1996). Use of woody plants in construction of beaver dams in northern Ontario. *Canadian Journal of Zoology*, 74(9), 1781–1786. <https://doi.org/10.1139/z96-197>
3. Bartoszek, K., Baranowska, A., Kukła, Ł., Skowera, B., Węgrzyn, A. (2021). Spatiotemporal Assessment and Meteorological Determinants of Atmospheric Drought in Agricultural Areas of East-Central Poland. *Agronomy*, 11(12), 2405. <https://doi.org/10.3390/agronomy11122405>
4. Bason, C. W., Kroes, D. E., Brinson, M. M. (2017). The Effect of Beaver Ponds on Influence of technical maintenance measures on ecological status of agricultural lowland rivers – Systematic review and implications for river management. *Water Quality in Rural Coastal Plain Streams. Southeastern Naturalist*, 16(4), 584–602. <https://doi.org/10.1656/058.016.0408>
5. Bączyk, A., Wagner, M., Okruszko, T., Grygoruk, M. (2018). Science of The Total Environment, 627, 189–199. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.235>
6. Bryła, M., Zdralewicz, I., Lejcuś, I., Kraj, K., Dumieński, G., Tokarczyk, T., Walczykiewicz, T. (2025). Integrated Water Resources Management for Implementing Sustainable Energy Development—Challenges and Perspectives in Poland. *Sustainability*, 17(3), 1169. <https://doi.org/10.3390/su17031169>
7. Bylak, A., Kochman-Kędziora, N., Kukuła, E., Kukuła, K. (2024). Beaver-related restoration: An opportunity for sandy lowland streams in a human-dominated landscape. *Journal of Environmental Management*, 351, 119799. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119799>
8. Camara, M., Jamil, N. R., Abdullah, A. F. Bin. (2019). Impact of land uses on water quality in Malaysia: a review. *Ecological Processes*, 8(1), 10. <https://doi.org/10.1186/s13717-019-0164-x>
9. Carvalho, D. R., Araújo, F. G. (2024). Heterogenisation of riverine ichthyofauna diversity by small hydropower dams. *Ecology of Freshwater Fish*, 33(3). <https://doi.org/10.1111/eff.12775>

10. Chen, X., Zong, Y., Zhang, E., Xu, J., Li, S. (2001). Human impacts on the Changjiang (Yangtze) River basin, China, with special reference to the impacts on the dry season water discharges into the sea. *Geomorphology*, 41(2–3), 111–123. [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(01\)00109-X](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(01)00109-X)
11. Čiuldienė, D., Vigricas, E., Belova, O., Aleinikovas, M., Armolaitis, K. (2020). The effect of beaver dams on organic carbon, nutrients and methyl mercury distribution in impounded waterbodies. *Wildlife Biology*, 2020(3), 1–8. <https://doi.org/10.1111/wlb.00678>
12. Cooper, R. J., Cabrales, S., Freeman, E., Holroyd, E., Wyatt, J., Tosney, J. (2025). Eurasian Beaver (*Castor Fiber*) Reintroduction: A Nutrient Mitigation Solution for Lowland Chalk Streams? *Wetlands*, 45(1), 10. <https://doi.org/10.1007/s13157-024-01896-3>
13. Correll, D. L., Jordan, T. E., Weller, D. E. (2000). Beaver pond biogeochemical effects in the Maryland Coastal Plain. *Biogeochemistry*, 49(3), 217–239. <https://doi.org/10.1023/A:1006330501887>
14. Couto, T. B., Olden, J. D. (2018). Global proliferation of small hydropower plants – science and policy. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16(2), 91–100. <https://doi.org/10.1002/fee.1746>
15. Coz, D. M., Young, J. C. (2020). Conflicts over wildlife conservation: Learning from the reintroduction of beavers in Scotland. *People and Nature*, 2(2), 406–419. <https://doi.org/10.1002/pan3.10076>
16. Dou, M., Li, G., Li, C. (2015). Quantitative relations between chemical oxygen demand concentration and its influence factors in the sluice-controlled river reaches of Shaying River, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(1), 4139. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-4139-1>
17. Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 9 października 2019 roku w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i jednolitych części wód podziemnych (Dz.U. 2019 poz. 2147)
18. Fairfax, E., Whittle, A. (2020). Smokey the Beaver: beaver-dammed riparian corridors stay green during wildfire throughout the western United States. *Ecological Applications*, 30(8). <https://doi.org/10.1002/eap.2225>

19. Fawzy, S., Osman, A. I., Doran, J., Rooney, D. W. (2020). Strategies for mitigation of climate change: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 18(6), 2069–2094. <https://doi.org/10.1007/s10311-020-01059-w>
20. Ferk, M., Ciglič, R., Komac, B., Loczy, D. (2020). Management of small retention ponds and their impact on flood hazard prevention in the Slovenske Gorice Hills. *Acta geographica Slovenica*, 60(1). <https://doi.org/10.3986/AGS.7675>
21. Franklin, P., Dunbar, M., Whitehead, P. (2008). Flow controls on lowland river macrophytes: A review. *Science of The Total Environment*, 400(1–3), 369–378. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.06.018>
22. Gilbert, M. C., Akama, A., Fernandes, C. C., Albertson, R. C. (2020). Rapid morphological change in multiple cichlid ecotypes following the damming of a major clearwater river in Brazil. *Evolutionary Applications*, 13(10), 2754–2771. <https://doi.org/10.1111/eva.13080>
23. Giriat, D., Gorczyca, E., Sobucki, M. (2016). Beaver ponds' impact on fluvial processes (Beskid Niski Mts., SE Poland). *Science of The Total Environment*, 544, 339–353. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.103>
24. Gorczyca, E., Krzemień, K., Sobucki, M., Jarzyna, K. (2018). Can beaver impact promote river renaturalization? The example of the Raba River, southern Poland. *Science of The Total Environment*, 615, 1048–1060. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.245>
25. Grabowski, T., Harasimiuk, M., Kaszewski, B., Kravchuk, Y., Lorens, B., Michalczyk, Z., Shabliy, O. (2015). Roztocze – przyroda i człowiek. *Roztoczański Park Narodowy: Zwierzyniec*.
26. Grabowski, T., Józwiakowski, K., Bochniak, A., Micek, A. (2022). Changes in the Amount of Rainwater in the Roztocze National Park (Poland) in 2001–2020 and the Possibility of Using Rainwater in the Context of Ongoing Climate Variability. *Water*, 14(9), 1334. <https://doi.org/10.3390/w14091334>
27. Grudzinski, B. P., Fritz, K., Golden, H. E., Newcomer-Johnson, T. A., Rech, J. A., Levy, J., Fain, J., McCarty, J. L., Johnson, B., Vang, T. K., Maurer, K. (2022). A global review of beaver dam impacts: Stream conservation implications across biomes. *Global Ecology and Conservation*, 37, e02163. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02163>

28. Grygoruk, M., Nowak, M. (2014). Spatial and Temporal Variability of Channel Retention in a Lowland Temperate Forest Stream Settled by European Beaver (*Castor fiber*). *Forests*, 5(9), 2276–2288. <https://doi.org/10.3390/f5092276>
29. Grzywna, A., Bronowicka-Mielniczuk, U. (2020). Spatial and Temporal Variability of Water Quality in the Bystrzyca River Basin, Poland. *Water*, 12(1), 190. <https://doi.org/10.3390/w12010190>
30. Grzywna, A., Bronowicka-Mielniczuk, U., Połec, K. (2021). Spatio-temporal changes of water pollution, and its sources and consequences in the Bug River, Poland. *Desalination and Water Treatment*, 243, 18–36. <https://doi.org/10.5004/dwt.2021.27848>
31. Gwoździej-Mazur, J., Jadwiszczak, P., Kaźmierczak, B., Kózka, K., Struk-Sokołowska, J., Wartalska, K., Wdowikowski, M. (2022). The impact of climate change on rainwater harvesting in households in Poland. *Applied Water Science*, 12(2), 15. <https://doi.org/10.1007/s13201-021-01491-5>
32. Hachoł, J., Bondar-Nowakowska, E., Nowakowska, E. (2018). Factors Influencing Macrophyte Species Richness in Unmodified and Altered Watercourses. *Polish Journal of Environmental Studies*, 28(2), 609–622. <https://doi.org/10.15244/pjoes/85220>
33. Halecki, W., Stachura, T., Fudała, W. (2022). Capacity of River Valleys to Retain Nutrients from Surface Runoff in Urban and Rural Areas (Southern Poland). *Water*, 14(20), 3259. <https://doi.org/10.3390/w14203259>
34. Hartman, G., Törnlov, S. (2006). Influence of watercourse depth and width on dam-building behaviour by Eurasian beaver (*Castor fiber*). *Journal of Zoology*, 268(2), 127–131. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2005.00025.x>
35. Hering, D., Carvalho, L., Argillier, C., Beklioglu, M., Borja, A., Cardoso, A. C., Duel, H., Ferreira, T., Globevnik, L., Hanganu, J., Hellsten, S., Jeppesen, E., Kodeš, V., Solheim, A. L., Nöges, T., Ormerod, S., Panagopoulos, Y., Schmutz, S., Venohr, M., Birk, S. (2015). Managing aquatic ecosystems and water resources under multiple stress — An introduction to the MARS project. *Science of The Total Environment*, 503–504, 10–21. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.106>
36. Hill, A. R., Duval, T. P. (2009). Beaver dams along an agricultural stream in southern Ontario, Canada: their impact on riparian zone hydrology and nitrogen chemistry. *Hydrological Processes*, 23(9), 1324–1336. <https://doi.org/10.1002/hyp.7249>

37. Jones, J. I., Collins, A. L., Naden, P. S., Sear, D. A. (2012). THE RELATIONSHIP BETWEEN FINE SEDIMENT AND MACROPHYTES IN RIVERS. *River Research and Applications*, 28(7), 1006–1018. <https://doi.org/10.1002/rra.1486>
38. Jones, P. E., Consuegra, S., Börger, L., Jones, J., Garcia de Leaniz, C. (2020). Impacts of artificial barriers on the connectivity and dispersal of vascular macrophytes in rivers: A critical review. *Freshwater Biology*, 65(6), 1165–1180. <https://doi.org/10.1111/fwb.13493>
39. Julian, J. P., Seegert, S. Z., Powers, S. M., Stanley, E. H., Doyle, M. W. (2011). Light as a first-order control on ecosystem structure in a temperate stream. *Ecohydrology*, 4(3), 422–432. <https://doi.org/10.1002/eco.144>
40. Kalvīte, Z., Lībiete, Z., Kļaviņš, I., Bārdule, A., Bičkovskis, K. (2021). The impact of beaver dam removal on the chemical properties of water in drainage ditches in peatland forests. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 36(1), 1–14. <https://doi.org/10.1080/02827581.2020.1855364>
41. Kangur, M., Puusepp, L., Buhvestova, O., Haldna, M., Kangur, K. (2013). Spatio-temporal variability of surface sediment phosphorus fractions and water phosphorus concentration in Lake Peipsi (Estonia/Russia). *Estonian Journal of Earth Sciences*, 62(3), 171. <https://doi.org/10.3176/earth.2013.14>
42. Karran, D. J., Westbrook, C. J., Wheaton, J. M., Johnston, C. A., Bedard-Haughn, A. (2017). Rapid surface-water volume estimations in beaver ponds. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(2), 1039–1050. <https://doi.org/10.5194/hess-21-1039-2017>
43. Kiedrzyńska, E., Belka, K., Jarosiewicz, P., Kiedrzyński, M., Zalewski, M. (2021). The enhancement of valley water retentiveness in climate change conditions. *Science of The Total Environment*, 799, 149427. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149427>
44. Kivinen, S., Nummi, P., Kumpula, T. (2020). Beaver-induced spatiotemporal patch dynamics affect landscape-level environmental heterogeneity. *Environmental Research Letters*, 15(9), 094065. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab9924>
45. Koskinen, M., Tahvanainen, T., Sarkkola, S., Menberu, M. W., Laurén, A., Sallantausta, T., Marttila, H., Ronkanen, A.-K., Parviainen, M., Tolvanen, A., Koivusalo, H., Nieminen, M. (2017). Restoration of nutrient-rich forestry-drained peatlands poses a risk for high exports of dissolved organic carbon, nitrogen, and

- phosphorus. *Science of The Total Environment*, 586, 858–869. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.065>
46. Krause, S., Bronstert, A., Zehe, E. (2007). Groundwater–surface water interactions in a North German lowland floodplain – Implications for the river discharge dynamics and riparian water balance. *Journal of Hydrology*, 347(3–4), 404–417. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.09.028>
  47. Kuhar, U., Germ, M., Gaberščik, A., Urbanič, G. (2011). Development of a River Macrophyte Index (RMI) for assessing river ecological status. *Limnologica*, 41(3), 235–243. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2010.11.001>
  48. Laine, M. P. P., Strömmer, R., Arvola, L. (2013). Nitrogen Release in Pristine and Drained Peat Profiles in Response to Water Table Fluctuations: A Mesocosm Experiment. *Applied and Environmental Soil Science*, 2013, 1–7. <https://doi.org/10.1155/2013/694368>
  49. Lambs, L. (2004). Interactions between groundwater and surface water at river banks and the confluence of rivers. *Journal of Hydrology*, 288(3–4), 312–326. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2003.10.013>
  50. Lane, S. N. (2017). Natural flood management. *WIREs Water*, 4(3). <https://doi.org/10.1002/wat2.1211>
  51. Larsen, A., Larsen, J. R., Lane, S. N. (2021). Dam builders and their works: Beaver influences on the structure and function of river corridor hydrology, geomorphology, biogeochemistry and ecosystems. *Earth-Science Reviews*, 218, 103623. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2021.103623>
  52. Law, A., Gaywood, M. J., Jones, K. C., Ramsay, P., Willby, N. J. (2017). Using ecosystem engineers as tools in habitat restoration and rewilding: beaver and wetlands. *Science of The Total Environment*, 605–606, 1021–1030. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.173>
  53. Law, A., Jones, K. C., Willby, N. J. (2014). Medium vs. short-term effects of herbivory by Eurasian beaver on aquatic vegetation. *Aquatic Botany*, 116, 27–34. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2014.01.004>
  54. Law, A., McLean, F., Willby, N. J. (2016). Habitat engineering by beaver benefits aquatic biodiversity and ecosystem processes in agricultural streams. *Freshwater Biology*, 61(4), 486–499. <https://doi.org/10.1111/fwb.12721>
  55. Lazar, J. G., Addy, K., Gold, A. J., Groffman, P. M., McKinney, R. A., Kellogg, D. Q. (2015). Beaver Ponds: Resurgent Nitrogen Sinks for Rural Watersheds in the

- Northeastern United States. *Journal of Environmental Quality*, 44(5), 1684–1693. <https://doi.org/10.2134/jeq2014.12.0540>
56. Lorenz, A. W., Korte, T., Sundermann, A., Januschke, K., Haase, P. (2012). Macrophytes respond to reach-scale river restorations. *Journal of Applied Ecology*, 49(1), 202–212. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02082.x>
  57. Majerova, M., Neilson, B. T., Schmadel, N. M., Wheaton, J. M., Snow, C. J. (2015). Impacts of beaver dams on hydrologic and temperature regimes in a mountain stream. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19(8), 3541–3556. <https://doi.org/10.5194/hess-19-3541-2015>
  58. Mazur, A. (2018). Quantity and Quality of Surface and Subsurface Runoff from an Eroded Loess Slope Used for Agricultural Purposes. *Water*, 10(9), 1132. <https://doi.org/10.3390/w10091132>
  59. Mishra, B., Kumar, P., Saraswat, C., Chakraborty, S., Gautam, A. (2021). Water Security in a Changing Environment: Concept, Challenges and Solutions. *Water*, 13(4), 490. <https://doi.org/10.3390/w13040490>
  60. Murray, D., Neilson, B. T., Brahney, J. (2021). Source or sink? Quantifying beaver pond influence on non-point source pollutant transport in the Intermountain West. *Journal of Environmental Management*, 285, 112127. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112127>
  61. Nazari Sharabian, M., Ahmad, S., Karakouzian, M. (2018). Climate Change and Eutrophication: A Short Review. *Engineering, Technology & Applied Science Research*, 8(6), 3668–3672. <https://doi.org/10.48084/etasr.2392>
  62. Oleszczuk, R., Jadczyzyn, J., Gnatowski, T., Brandyk, A. (2022). Variation of Moisture and Soil Water Retention in a Lowland Area of Central Poland—Solec Site Case Study. *Atmosphere*, 13(9), 1372. <https://doi.org/10.3390/atmos13091372>
  63. Oleszczuk, R., Urbański, J., Pawluśkiewicz, B., Bajkowski, S., Małuszyński, M. J., Małuszyńska, I., Jadczyzyn, J., Hewelke, E. (2024). Impact of beaver dams on surface channel capacity and phytocoenoses diversity of Łąki Soleckie (PLH140055). *Journal of Water and Land Development*, 96–105. <https://doi.org/10.24425/jwld.2024.149126>
  64. Pal M., Samal N.R., Roy P.K., Roy M.B. (2015). Electrical Conductivity of Lake Water as Environmental Monitoring –A Case study of Rudra Sagar Lake. *IOSR Journal of environmental science, toxicology and food technology*, 9(3), 66–71.

65. Połomski, M., Wiatkowski, M. (2023). Impounding Reservoirs, Benefits and Risks: A Review of Environmental and Technical Aspects of Construction and Operation. *Sustainability*, 15(22), 16020. <https://doi.org/10.3390/su152216020>
66. Prambudy, H., Supriyatin, T., Setiawan, F. (2019). The testing of Chemical Oxygen Demand (COD) and Biological Oxygen Demand (BOD) of river water in Cipager Cirebon. *Journal of Physics: Conference Series*, 1360(1), 012010. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1360/1/012010>
67. Prasad, M. N. V. (2021). *Handbook of Ecological and Ecosystem Engineering* (M. N. V. Prasad, Red.). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781119678595>
68. Puttock, A., Graham, H. A., Ashe, J., Luscombe, D. J., Brazier, R. E. (2021). Beaver dams attenuate flow: A multi-site study. *Hydrological Processes*, 35(2). <https://doi.org/10.1002/hyp.14017>
69. Rakowska, R., Stachurska-Swakoń, A. (2023). Consequences of the activities of Eurasian beaver on local plants and vegetation cover – an overview. *Environmental & Socio-economic Studies*, 11(3), 33–42. <https://doi.org/10.2478/environ-2023-0015>
70. Reszel, R., Grądział, T. (2015). Roztoczański Park Narodowy – przyroda i człowiek . *Roztoczański Park Narodowy: Zwierzyniec*.
71. Ronnquist, A. L., Westbrook, C. J. (2021). Beaver dams: How structure, flow state, and landscape setting regulate water storage and release. *Science of The Total Environment*, 785, 147333. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147333>
72. Rosso, J. J., Fernández Cirelli, A. (2013). Effects of land use on environmental conditions and macrophytes in prairie lotic ecosystems. *Limnologica*, 43(1), 18–26. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2012.06.001>
73. Rozhkova-Timina, I. O., Popkov, V. K., Mitchell, P. J., Kirpotin, S. N. (2018). Beavers as ecosystem engineers – a review of their positive and negative effects. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 201, 012015. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/201/1/012015>
74. Samborski, A. (2024). Wpływ zmian klimatu na występowanie posuchy na obszarze południowo-wschodniej Lubelszczyzny. *Studia Mazowieckie*, 18(2), 91–100. <https://doi.org/10.54539/sm.66>
75. Sender, J. (2016). The effect of riparian forest shade on the structural characteristics of macrophytes in a mid-forest lake. *Applied Ecology and Environmental Research*, 14(3), 249–261. [https://doi.org/10.15666/aeer/1403\\_249261](https://doi.org/10.15666/aeer/1403_249261)



76. Smith, A., Tetzlaff, D., Gelbrecht, J., Kleine, L., Soulsby, C. (2020). Riparian wetland rehabilitation and beaver re-colonization impacts on hydrological processes and water quality in a lowland agricultural catchment. *Science of The Total Environment*, 699, 134302. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134302>
77. St-Pierre, M. L., Labbé, J., Darveau, M., Imbeau, L., Mazerolle, M. J. (2017). Factors Affecting Abundance of Beaver Dams in Forested Landscapes. *Wetlands*, 37(5), 941–949. <https://doi.org/10.1007/s13157-017-0929-x>
78. Strzelec, M., Białek, K., Spyra, A. (2018). Activity of beavers as an ecological factor that affects the benthos of small rivers - a case study in the Żylica River (Poland). *Biologia*, 73(6), 577–588. <https://doi.org/10.2478/s11756-018-0073-y>
79. Swinnen, K. R. R., Rutten, A., Nyssen, J., Leirs, H. (2019). Environmental factors influencing beaver dam locations. *The Journal of Wildlife Management*, 83(2), 356–364. <https://doi.org/10.1002/jwmg.21601>
80. Szewczyk, M., Tomczyk, P., Wiatkowski, M. (2024). Water Management on Drinking Water Reservoirs in the Aspect of Climate Variability: A Case Study of the Dobromierz Dam Reservoir, Poland. *Sustainability*, 16(15), 6478. <https://doi.org/10.3390/su16156478>
81. Tomczyk, P., Wiatkowski, M. (2021). Impact of a small hydropower plant on water quality dynamics in a diversion and natural river channel. *Journal of Environmental Quality*, 50(5), 1156–1170. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20274>
82. Vukov, D., Ilić, M., Ćuk, M., Igić, R. (2022). The Effect of Hydro-Morphology and Habitat Alterations on the Functional Diversity and Composition of Macrophyte Communities in the Large River. *Frontiers in Environmental Science*, 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.863508>
83. Vukov, D., Ilić, M., Ćuk, M., Radulović, S., Igić, R., Janauer, G. A. (2018). Combined effects of physical environmental conditions and anthropogenic alterations are associated with macrophyte habitat fragmentation in rivers - Study of the Danube in Serbia. *Science of The Total Environment*, 634, 780–790. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.367>
84. Wałęga, A., Cebulska, M., Ziernicka-Wojtaszek, A., Młócek, W., Wałęga, A., Nieróbca, A., & Caloiero, T. (2024). Spatial and temporal variability of meteorological droughts including atmospheric circulation in Central Europe. *Journal of Hydrology*, 642, 131857.

85. Wang, X., Chen, Y., Yuan, Q., Xing, X., Hu, B., Gan, J., Zheng, Y., Liu, Y. (2022). Effect of river damming on nutrient transport and transformation and its countermeasures. *Frontiers in Marine Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.1078216>
86. Weiskopf, S. R., Rubenstein, M. A., Crozier, L. G., Gaichas, S., Griffis, R., Halofsky, J. E., Hyde, K. J. W., Morelli, T. L., Morissette, J. T., Muñoz, R. C., Pershing, A. J., Peterson, D. L., Poudel, R., Staudinger, M. D., Sutton-Grier, A. E., Thompson, L., Vose, J., Weltzin, J. F., Whyte, K. P. (2020). Climate change effects on biodiversity, ecosystems, ecosystem services, and natural resource management in the United States. *Science of The Total Environment*, 733, 137782. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137782>
87. Winton, R. S., Calamita, E., Wehrli, B. (2019). Reviews and syntheses: Dams, water quality and tropical reservoir stratification. *Biogeosciences*, 16(8), 1657–1671. <https://doi.org/10.5194/bg-16-1657-2019>
88. Woo, M., Waddington, J. M. (1990). Effects of Beaver Dams on Subarctic Wetland Hydrology. *ARCTIC*, 43(3). <https://doi.org/10.14430/arctic1615>
89. Yu, P.-S., Yang, T.-C., Wu, C.-K. (2002). Impact of climate change on water resources in southern Taiwan. *Journal of Hydrology*, 260(1–4), 161–175. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00614-X](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00614-X)
90. Zelnik, I., Kuhar, U., Holcar, M., Germ, M., Gaberščik, A. (2021). Distribution of Vascular Plant Communities in Slovenian Watercourses. *Water*, 13(8), 1071. <https://doi.org/10.3390/w13081071>
91. Ziernicka-Wojtaszek A (2021) Summer Drought in 2019 on Polish Territory—A Case Study. *Atmosphere (Basel)* 12:1475. <https://doi.org/10.3390/atmos12111475>
92. Zhang, A. T., Gu, V. X. (2023). Global Dam Tracker: A database of more than 35,000 dams with location, catchment, and attribute information. *Scientific Data*, 10(1), 111. <https://doi.org/10.1038/s41597-023-02008-2>
93. Zhu, X., Xu, Z., Liu, Z., Liu, M., Yin, Z., Yin, L., Zheng, W. (2022). Impact of dam construction on precipitation: a regional perspective. *Marine and Freshwater Research*, 74(10), 877–890. <https://doi.org/10.1071/MF22135>

## **9. Kopie opublikowanych prac wchodzących w skład cyklu publikacji**

## Article

# Changes in the Ecological Status of Rivers Caused by the Functioning of Natural Barriers

Katarzyna Połec<sup>1</sup> , Antoni Grzywina<sup>1,\*</sup>, Monika Tarkowska-Kukuryk<sup>2</sup> and Urszula Bronowicka-Mielniczuk<sup>3</sup> <sup>1</sup> Department of Environmental Engineering and Geodesy, University of Life Sciences in Lublin, Leszczyńskiego 7, 20-069 Lublin, Poland; katarzyna.polec@up.lublin.pl<sup>2</sup> Department of Hydrobiology and Protection of Ecosystems, University of Life Sciences in Lublin, B. Dobrzańskiego 37, 20-262 Lublin, Poland; monika.kukuryk@up.lublin.pl<sup>3</sup> Department of Applied Mathematics and Computer Science, University of Life Sciences in Lublin, Głęboka 28, 20-612 Lublin, Poland; urszula.bronowicka@up.lublin.pl

\* Correspondence: antoni.grzywina@up.lublin.pl

**Abstract:** Introducing the European beaver to the catchment area, which adjusts the habitat to its own needs (by building dams), may have a positive impact on the ecology, geology, and hydromorphology of rivers and intensify the water self-purification process. In this study, a comparative assessment of the ecological status was made between the areas where the species *Castor fiber* L. occurs (habitat type A) and the areas unaffected by the influence (habitat type B). For this purpose, the Macrophyte River Index (MIR) and the Hydromorphological River Index (HIR) were calculated, along with the floristic indicators of biodiversity: species richness and Margalef, Shannon–Wiener, and Simpson indices. Only 35% of the sites met the standard of good ecological status. The presence of hypertrophic species and anthropogenic modifications of the river bed had a negative impact. The spread of beavers has a significant positive effect on changes in hydromorphological conditions and water levels in the river. The water levels in habitat types A and B were 0.504 and 0.253 m, respectively. There were statistically significant differences in the HIR values between habitat types A and B, which were 0.585 and 0.535, respectively. In habitats of type A, the heterogeneity of the current and bed material as well as the diversity of elements accompanying the tree stands increased. Research has shown greater species richness and greater biodiversity of macrophytes in the habitats of beaver dams. The research confirmed the significant influence of the European beaver on changes in the environment. The activity of beavers intensifies the processes of introducing wetland and rush species to forest areas.

**Keywords:** beavers; macrophytes; biodiversity; hydromorphology; protected area

**Citation:** Połec, K.; Grzywina, A.; Tarkowska-Kukuryk, M.; Bronowicka-Mielniczuk, U. Changes in the Ecological Status of Rivers Caused by the Functioning of Natural Barriers. *Water* **2022**, *14*, 1522. <https://doi.org/10.3390/w14091522>

Academic Editors: Wojciech Czekala and Jakub Pulka

Received: 5 April 2022

Accepted: 4 May 2022

Published: 9 May 2022

**Publisher's Note:** MDPI stays neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.



**Copyright:** © 2022 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

## 1. Introduction

Rivers are among the most transformed ecosystems. Changes in the morphology of the river beds were made as early as in the tenth century by building systems of small hydrotechnical structures—mills and weirs. The later deforestation of floodplains and their agricultural use and riverbed regulation caused irreversible changes in the water relations of the catchment area [1]. Continuous demographic growth and urban development are causing further changes in land use. The urbanization of the catchment area contributes to the degradation of watercourses and water reservoirs [2]. Additionally, climate changes affecting the amount of rainfall and causing a more frequent occurrence of extreme phenomena, such as floods and droughts, create the need to search for new water retention methods [3]. For many years, actions have been taken to naturalize the catchment area, restore its original ecological state, increase retention, and improve water quality. These activities include, inter alia, the introduction to the catchment area of a species whose habitat activities have positive benefits for the ecology of river corridors [4].

Beavers are called ecosystem engineers and build dams on small rivers in wetland habitats [5]. Medium-sized dams built by beavers are impressive, but even they are smaller

than the world's largest dam, 850 m long, discovered in Canada. The Alberta Dam is located in Canada's Wood Buffalo National Park and was discovered by ecologist Jean Thie looking for signs of climate change using satellite scanning [6]. In Poland, the restoration of a healthy population of the European beaver (*Castor fiber* L.) had a purely biological basis, as it was concluded that a small number of beavers might be insufficient to ensure the survival of this species [7]. Due to many years of the reintroduction and protection of beavers throughout the country, it is currently estimated that the number of individuals of this species in Poland exceeds 127,000 individuals [8]. Beavers transform the natural environment, having a huge impact on the ecology, geology, and hydromorphology of the habitats in which they occur. By their activity, beavers contribute to the generation of damage to the stand, agriculture, and water management. In the spring and summer months, beavers graze the tree stand, intensively dig burrows, and the dams they build contribute to the flooding of agricultural areas [9]. The negative activity of beavers creates many conflicts on the beaver-human line. The species is perceived mainly through the prism of its negative impact on the environment, but its presence is widely tolerated by European society [10]. The presence of natural barriers on rivers causing the formation of beaver ponds contributes to the dispersion of pollutants resulting from the agricultural use of the catchment area [11]. The nutrient content in surface waters changes spatiotemporally [12]. The concentration of nutrients, pH, and the velocity of water shape the development of aquatic vegetation [13]. The slowing down of the water flow by beavers influences the diversity and complexity of macrophyte communities on the riverbed [11]. Therefore, the Macrophyte River Index (MIR) can be used to determine the impact of beaver dams on changes in the ecological status of rivers. It is a biological method of assessing the ecological status of river waters based on the requirements of the Water Framework Directive [14]. Other systems of macrophyte indicator species are also used to assess the ecological status of rivers. In Poland, the most frequently used are IBMR, MTR, RMNI, ITEM, and RI [15–17].

The ecological condition of rivers is not only determined by biological elements. River regulation to address flood problems has a negative impact on hydromorphology. Human intervention in the course and simplification of the river pattern often leads to the loss of geomorphological diversity; the biodiversity within the river bed also decreases, and the hydromorphological continuity is disturbed [18,19]. There is a relationship between the biological components of the aquatic ecosystem and the hydromorphological conditions in rivers, as the increase in hydromorphological diversity affects the species richness of aquatic life [20]. The use of the Hydromorphological River Index (HIR) method allows for the assessment of surface water bodies in terms of considering the need for their reclamation [21].

This study aimed to assess the hydromorphological state in terms of the diversification of land use and the conditions of the protected species significantly affecting the transformation of the river bed morphology and water conditions. Moreover, the aim of the study was also to assess the ecological status of surface waters on the basis of the Macrophyte River Index. A comparative assessment of the hydromorphological and ecological status was carried out between the areas of occurrence of *Castor fiber* L. (10 sites) and the areas not affected by the European beaver (10 sites). In recent years, many projects have been carried out to improve the ecological conditions and restore the natural character of rivers and wetlands. So far, there has been little information on the success of the implemented measures. As the research on the impact of beavers' activity has not been conducted on a large scale so far, the focus should be on the analysis of the species' impact on the environment in terms of enhancing the ecological status. Determining the impact of the activity of a protected species on the ecological status and biodiversity may be of significant importance in modeling programs for the restoration of catchment areas and creating plans to increase natural water retention and protection.

## 2. Materials and Methods

### 2.1. Study Area

The research was carried out in areas with similar land use. The research area covers protected areas (Polesie National Park, Roztocze National Park). The Polesie National Park (PPN) is located in the Western Polesie macroregion and was created mainly to protect wetlands. The characteristic of the Polesie National Park is the presence of three complexes of open peat bogs and a number of small mid-forest bogs. Open peatland constitutes 16.5% of the park's area. Forest land is the predominant type of ecosystem and the predominant element of the ecological landscape. Deciduous species dominate within this group. Roztocze National Park (RPN) was established to protect diverse forest ecosystems, covering 93.81% of the park's area. *Pinus sylvestris* L. (35.43%), *Fagus sylvatica* L. (22.02%), and *Abies alba* Mill. (16.13%) dominate among the species in the forest ecosystems. The selected research points were located on the following watercourses: Włodawka, Mietułka, Piwonia, Tyśmienica, Świerszcz and Szum. The studied rivers were similar in terms of depth, velocity, track width, type of bottom substrate, and water quality. In all sites (catchment area 40–100 km<sup>2</sup>, river path width 3–7 m, water level 0.3–0.7 m), the dominant bottom substrate was sand with silt, laminar flow. The activity of the European beaver was the factor differentiating the sites. The research sites were selected in such a way that 10 of them were related to the location of beaver dams (habitat type A). The remaining 10 sites were located in the areas where the presence of European beavers was not found, at a distance of 500 m below the beaver dam (habitat type B).

Samples of aquatic macrophytes were collected in small rivers located in protected areas. The geographic location of the research sites was determined using GPS, and their coordinates, distribution, and range of influence using Google Earth. Finally, the analysis of the results was performed for 20 sites, which were located at a distance of at least 5 km from each other. Aquatic plants were collected for research in May and September 2021, with 12 sites located in the Polesie National Park and 8 sites located in the Roztocze National Park.

### 2.2. Macrophytes Survey

At each site, macrophytes were examined on a 100 m section of the watercourse; 10 transects were determined every 10 m, which allowed for a total of 10 samples from each site. The coverage of each species was determined using the 10-point Braun-Blanquet scale [22]. Following this, the Macrophyte River Index (MIR) was calculated.

The value of the MIR reflects the ecological state of the river depending on the degree of trophic degradation of the river and tolerance to environmental conditions [23]. The value of the MIR indicator was calculated on the basis of the following formulas:

$$MIR = \frac{\sum(L_i \times W_i \times P_i)}{\sum(W_i \times P_i)} \times 10 \quad (1)$$

where  $L_i$ —trophy number for the  $i$  species,  $W_i$ —weighting factor for the  $i$  species, and  $P_i$ —coverage factor for the  $i$  species.

$$MIR_{WJE} = \frac{MIR_{obl.}}{MIR_{ref.}} - 0.1 \quad (2)$$

where  $MIR_{WJE}$ —Macrophyte River Index expressed as a Factor Quality Ecological,  $MIR_{obl.}$ —MIR calculated for a given position, and  $MIR_{ref.}$ —reference MIR for a given river type.

On the basis of the limit values of the MIR coefficient for research sites (small lowland rivers), one of five ecological status classes was assigned [24].

Species identification of macrophytes was made on the basis of Bernatowicz and Wolny [25] and Szoszkiewicz et al. [26]. On the basis of functional groups, we recorded all species among four groups of macrophytes (emergent, submerged, floating, and eloides) [27].

On the basis of the community of macrophytes, the diversity indexes [28–31] were calculated. The coverage of each species was determined using the 10-point Braun-Blanquet scale [22]. The following transformation was applied: 1—0.1%, 2—0.5%, 3—1.75%, 4—3.5%, 5—7.5%, 6—17.5%, 7—32.5%, 8—50%, 9—67.5%, 10—87.5%.

Species richness (S) is the number of species in a community, habitat, or site. The Shannon–Wiener index (H) is expressed by the formula:

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad (3)$$

$$p_i = \frac{n_i}{N_i} \quad (4)$$

where  $n_i$ —the number of individuals of a specific species,  $N_i$ —the number of all individuals of all species, and  $p_i$ —share of the  $i$ th species. The index reaches its highest values when the share of species is even, i.e., when all species have the same  $p_i$ .

The Simpson index (SDI) is calculated from the formula:

$$SDI = 1 - \frac{\sum n(n-1)}{N(N-1)} \quad (5)$$

Margalef Index (MI):

$$MI = \frac{S-1}{\ln N} \quad (6)$$

where: S—number of all species, and N—the abundance of individuals expressed as a percentage.

### 2.3. Hydromorphological Research

Hydromorphological studies of rivers were carried out on the basis of the British River Habitat Survey (RHS) method [32]. It is a system for assessing the nature of the habitat and the quality of watercourses using morphological parameters and selected hydrological parameters. The assessment of the condition of the rivers was made on the basis of the Hydromorphological River Index, which allows for the valorization and classification of flowing waters [33]. The analyzed parameters included the physical attributes of the riverbed, types of vegetation in the riverbed, land use, vegetation structure, hydromorphological units, bank cross-sections, the occurrence of hydrotechnical structures, assessment of tree cover and shade, the width of the unused coastal zone, types of use of the valley, and occurring anthropogenic pressures. Based on the hydromorphological data, two indicators were calculated: Habitat Quality Assessment (HQA)—habitat naturalness index, and Habitat Modification Score (HMS)—habitat transformation index. The HIR multimetric was calculated with the formula:

$$HIR = \frac{\left( \frac{HQA-HMS}{100} \right) + 0.85}{1.8} \quad (7)$$

High HQA values indicate the great diversity of the landscape in the vicinity of the river. High HMS values indicate bank resection and construction work related to river engineering. For each research point, one in five classes of hydromorphological status was assigned in accordance with the limit values of the HIR multimetric for lowland rivers with a bed width of  $\leq 30$  m [24].

Measurements of water levels (WL) in the river were also made.

### 2.4. Statistical Analysis

In order to compare the distribution of the analyzed parameters with the division into habitat types A and B, boxplot plots were made.

Non-metric multidimensional scaling (NMDS) was conducted to examine the relationship between species composition with HIR and WL, assessing Bray–Curtis dissimilarity. We performed the NMDS using the metaMDS function of the ‘vegan’ package [34] in the R environment.

The Pearson correlation coefficient was calculated for the analyzed factors, and the significance test of correlation was used to evaluate the obtained results. The parametric t-test for dependent samples was used to evaluate the mean values of the analyzed parameters for the two site types. The results of the research were statistically analyzed using the Statistica 13 software.

### 3. Results and Discussion

On the basis of the field studies, the rivers were found to have a total of 43 macrophyte species. Among the total abundance of aquatic macrophytes, in the habitats of type A there were 36 species, and in the habitats of type B there were 32 species. Despite different physiographic conditions, 23 plant species were found in both types of habitats (Table 1). The abundance of aquatic macrophytes species for habitat types A and B was, on average, 6.7 and 5.5, respectively (Tables 2 and 3). For type A habitats, the species abundance ranged from 4 to 12 species, while for type B habitats from 3 to 8 species (Figure 1). The abundance of macrophyte species did not differ significantly between A and B habitats ( $df = 9$ ,  $t = 2.092$ ,  $p = 0.066$ ) (Table 4). The modification of the river paths, whose shape resembles trapezoidal ditches, has a negative impact on the number of species. Other factors influencing the communities of aquatic macrophytes were the velocity and volume of the flow as well as bottom siltation [35]. In artificial watercourses in protected areas, species abundance ranged from 2 to 12 (5.5 on average) [36]. Despite research conducted in protected areas, the diversity of aquatic macrophyte communities was small. In England, Slovenia, and Slovakia, researchers found comparable species richness [37–39]. The most common species are the pleustophytes *Lemna minor* (12 sites) and *Lemna trisulca* (8), as well as the helophytes *Scirpus sylvaticus* (12) and *Phragmites australis* (9) (Table 1). Moreover, these species were characterized by high coverage, exceeding 60% of the site area. The common occurrence of *L. minor* and *L. trisulca* is associated with stagnant water or laminar flow in the watercourse [40]. *Lemna* sometimes forms large, compact lobes at a limited flow velocity and restricts the inflow of light and oxygen to deeper layers of water [27]. *L. minor* is often used to remove organic pollutants in municipal wastewater treatment plants in rural areas [41]. The common *P. australis* [34] is also used to remove nutrients and heavy metals from wastewater. Both *L. minor* and *P. australis* can be used as renewable energy sources [42,43]. The greatest expansion of *P. australis* occurs in drained wetlands due to the increase in salinity [44]. The invasion of this species occurs fastest when the water levels in the river are low. In our research, the height of plants very often exceeds 1.5 m, and the community sometimes covers the entire length of the riverbank at a given site. High and dense patches of *P. australis* shade the river path, which sometimes creates monocultures. Another frequently occurring species was *S. sylvaticus*, which occurs naturally in the wetlands of northern Europe [45–47]. This species can also be used for the accumulation of nutrients in wastewater treatment plants [48]. As in the case of *P. australis*, the occurrence of *S. sylvaticus* is associated with the low water level in the river. Species such as *L. minor*, *P. australis*, and *S. sylvaticus* have a wide range of ecological tolerance and cannot be used as bioindicators. The studies showed the presence of only one species with a narrow range of tolerance (*Stratiotes aloides*) and 11 species with a medium range.

**Table 1.** Occurrence of plant species at habitats—number of sites (abbreviations used in figures).

| Taxa                                    | Habitat A | Habitat B | Total |
|-----------------------------------------|-----------|-----------|-------|
| <i>Cladophora</i> sp. ( <i>Cla</i> sp.) | 1         | 0         | 1     |
| <i>Oedogonium</i> sp. ( <i>Oed</i> sp.) | 1         | 0         | 1     |
| <i>Spirogyra</i> sp. ( <i>Spi</i> sp.)  | 1         | 1         | 2     |



Table 1. Cont.

| Taxa                                                 | Habitat A | Habitat B | Total     |
|------------------------------------------------------|-----------|-----------|-----------|
| <i>Ulothrix</i> sp. ( <i>Ulo</i> sp.)                | 1         | 0         | 1         |
| <i>Leptodictyum riparium</i> ( <i>Lep_rip</i> )      | 1         | 1         | 2         |
| <i>Platyhypnidium riparioides</i> ( <i>Pla_rip</i> ) | 1         | 1         | 2         |
| <i>Batrachium aquatile</i> ( <i>Bat_aqu</i> )        | 3         | 0         | 3         |
| <i>Berula erecta</i> ( <i>Ber_ere</i> )              | 1         | 2         | 3         |
| <i>Butomus umbellatus</i> ( <i>But_umb</i> )         | 1         | 0         | 1         |
| <i>Callitriche</i> sp. ( <i>Call</i> sp.)            | 0         | 1         | 1         |
| <i>Caltha palustris</i> ( <i>Cal_pal</i> )           | 0         | 1         | 1         |
| <i>Carex gracilis</i> ( <i>Car_gra</i> )             | 0         | 1         | 1         |
| <i>Ceratophyllum demersum</i> ( <i>Cer_dem</i> )     | 0         | 1         | 1         |
| <i>Eleocharis palustris</i> ( <i>Ele_pal</i> )       | 0         | 1         | 1         |
| <i>Elodea canadensis</i> ( <i>Elo_can</i> )          | 1         | 1         | 2         |
| <i>Equisetum fluviatile</i> ( <i>Equ_flu</i> )       | 1         | 0         | 1         |
| <i>Equisetum palustre</i> ( <i>Equ_pal</i> )         | 2         | 1         | 3         |
| <i>Galium palustre</i> ( <i>Gal_pal</i> )            | 2         | 1         | 3         |
| <i>Hydrocharis morsus-ranae</i> ( <i>Hyd_mor</i> )   | 2         | 1         | 3         |
| <i>Hydrocotyle vulgaris</i> ( <i>Hyd_vul</i> )       | 0         | 1         | 1         |
| <i>Iris pseudacorus</i> ( <i>Iri_pse</i> )           | 2         | 1         | 3         |
| <i>Lemna gibba</i> ( <i>Lem_gib</i> )                | 1         | 1         | 2         |
| <i>Lemna minor</i> ( <i>Lem_min</i> )                | 7         | 5         | 12        |
| <i>Lemna trisulca</i> ( <i>Lem_tri</i> )             | 4         | 4         | 8         |
| <i>Mentha aquatica</i> ( <i>Men_aqu</i> )            | 2         | 0         | 2         |
| <i>Myosotis palustris</i> ( <i>Myo_pal</i> )         | 2         | 0         | 2         |
| <i>Myosoton aquaticum</i> ( <i>Myo_aqu</i> )         | 0         | 1         | 1         |
| <i>Myriophyllum spicatum</i> ( <i>Myr_spi</i> )      | 1         | 0         | 1         |
| <i>Nuphar lutea</i> ( <i>Nup_lut</i> )               | 1         | 0         | 1         |
| <i>Phragmites australis</i> ( <i>Phr_aus</i> )       | 4         | 5         | 9         |
| <i>Potamogeton berchtoldii</i> ( <i>Pot_ber</i> )    | 1         | 1         | 2         |
| <i>Potamogeton crispus</i> ( <i>Pot_cri</i> )        | 1         | 0         | 1         |
| <i>Ranunculus repens</i> ( <i>Ran_rep</i> )          | 2         | 1         | 3         |
| <i>Rorippa amphibia</i> ( <i>Ror_amp</i> )           | 1         | 1         | 2         |
| <i>Rumex hydrolapathum</i> ( <i>Rum_hyd</i> )        | 4         | 2         | 6         |
| <i>Salix</i> sp. ( <i>Sal_sp.</i> )                  | 1         | 0         | 1         |
| <i>Scirpus sylvaticus</i> ( <i>Sci_syl</i> )         | 7         | 5         | 12        |
| <i>Sium latifolium</i> ( <i>Siu_lat</i> )            | 1         | 3         | 4         |
| <i>Spirodela polyrhiza</i> ( <i>Spi_pol</i> )        | 3         | 3         | 6         |
| <i>Typha latifolia</i> ( <i>Typ_lat</i> )            | 0         | 1         | 1         |
| <i>Urtica dioica</i> ( <i>Urt_dio</i> )              | 1         | 5         | 6         |
| <i>Veronica beccabunga</i> ( <i>Ver_bec</i> )        | 1         | 1         | 2         |
| <i>Stratiotes aloides</i> ( <i>Str_alo</i> )         | 1         | 1         | 2         |
| <b>Species richness</b>                              | <b>36</b> | <b>32</b> | <b>43</b> |

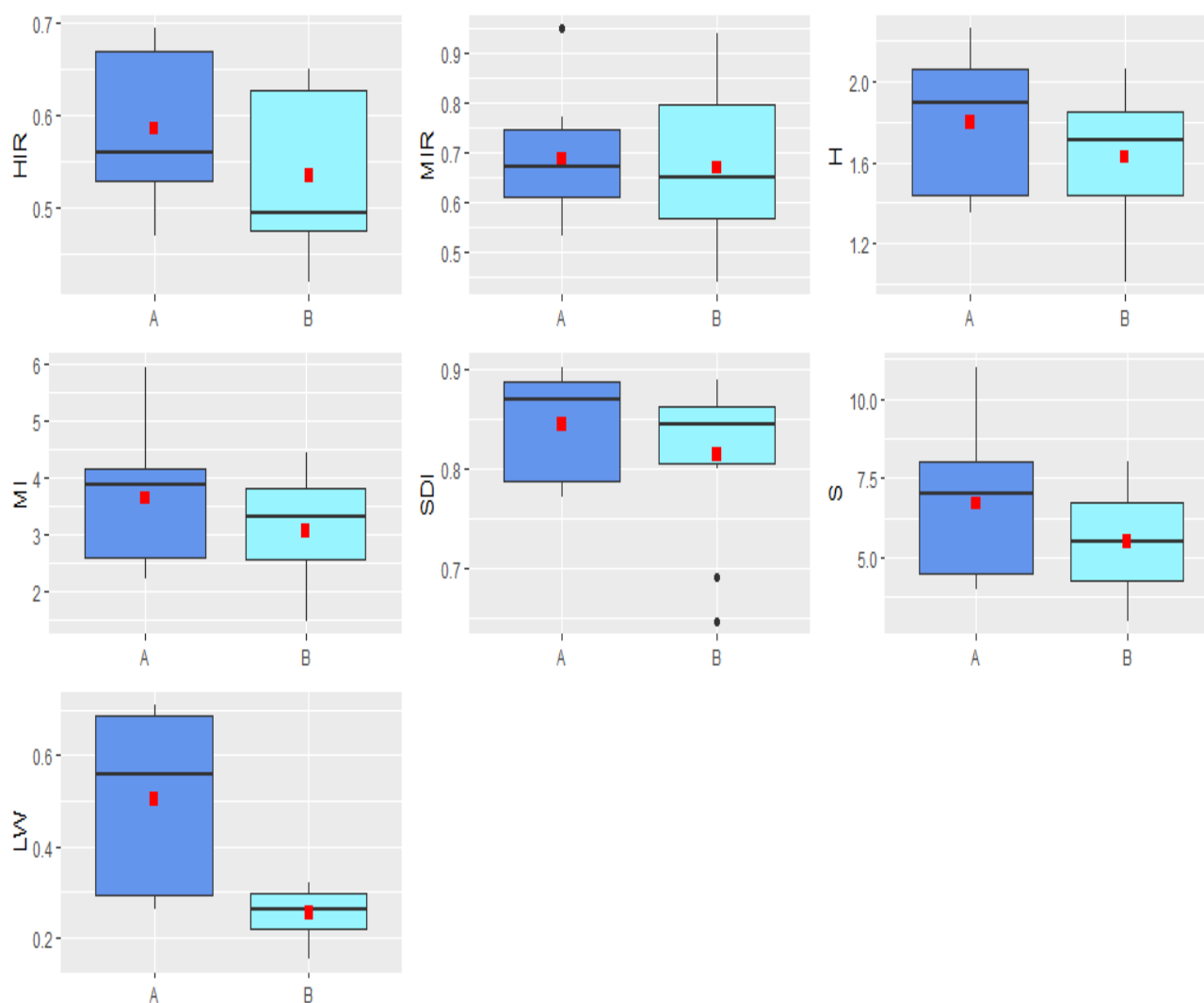
Table 2. Basic descriptive statistics for dependent samples.

| Parameters | Mean  | Standard Deviation | Standard Error of the Mean |
|------------|-------|--------------------|----------------------------|
| P 1        | HIR_A | 0.585              | 0.027                      |
|            | HIR_B | 0.535              | 0.028                      |
| P 2        | MIR_A | 0.688              | 0.038                      |
|            | MIR_B | 0.670              | 0.054                      |
| P 3        | H_A   | 1.798              | 0.106                      |
|            | H_B   | 1.625              | 0.114                      |
| P 4        | MI_A  | 3.644              | 0.364                      |
|            | MI_B  | 3.067              | 0.316                      |
| P 5        | SDI_A | 0.844              | 0.017                      |
|            | SDI_B | 0.815              | 0.025                      |
| P 6        | S_A   | 6.70               | 0.715                      |
|            | S_B   | 5.50               | 0.582                      |
| P 7        | LW_A  | 0.504              | 0.063                      |
|            | LW_B  | 0.253              | 0.017                      |

**Table 3.** Pearson's correlation coefficients.

| Dependent Attempts | N  | Correlation | Significance |
|--------------------|----|-------------|--------------|
| HIR_A and HIR_B    | 10 | 0.983       | <b>0.000</b> |
| MIR_A and MIR_B    | 10 | 0.637       | <b>0.048</b> |
| H_A and H_B        | 10 | 0.688       | <b>0.028</b> |
| MI_A and MI_B      | 10 | 0.532       | 0.114        |
| SDI_A and SDI_B    | 10 | 0.667       | <b>0.035</b> |
| S_A and S_B        | 10 | 0.627       | 0.052        |
| LW_A and LW_B      | 10 | 0.120       | 0.742        |

Significant differences are shown in bold.

**Figure 1.** Box plots for the analyzed indicators. The box represents the first and third quartiles. The horizontal line across the central region of the box represents the median. A red square marks the mean value of the data. The whiskers are drawn to the most extreme observations located no more than 1.5 times the interquartile range away from the box. Any observation not included between the whiskers is considered an outlier and is plotted with a black dot. The whiskers indicate the minimum and maximum values when there are no outliers. A–habitat type A; B–habitat type B.

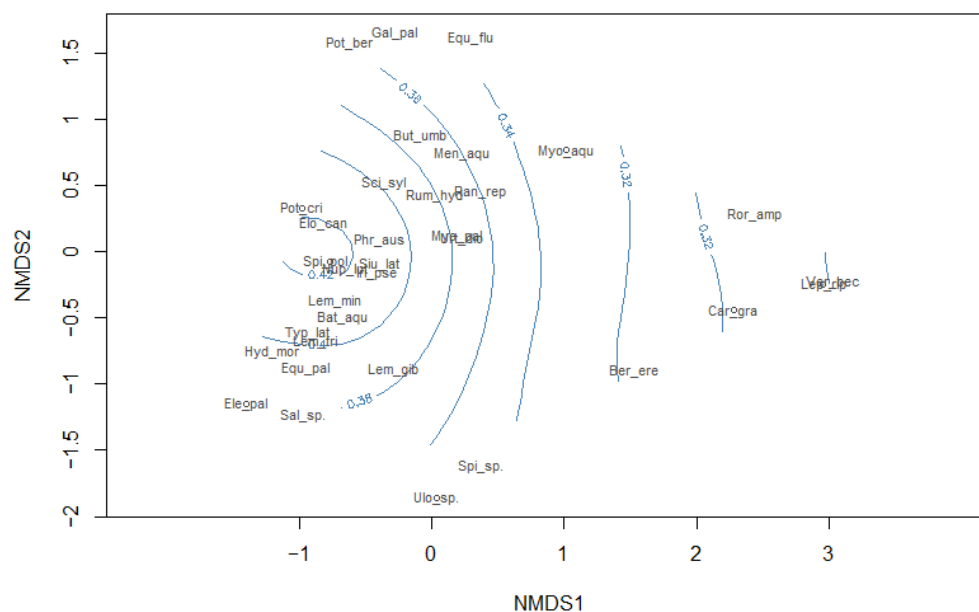
**Table 4.** Parametric *t*-test for dependent samples.

| Dependent Attempts | Differences in Dependent Samples |                    |                            |                         |             | t     | Significance |
|--------------------|----------------------------------|--------------------|----------------------------|-------------------------|-------------|-------|--------------|
|                    | Mean                             | Standard Deviation | Standard Error of the Mean | 95% Confidence Interval |             |       |              |
|                    |                                  |                    |                            | Lower Limit             | Upper Limit |       |              |
| HIR_A and HIR_B    | 0.050                            | 0.016              | 0.0051                     | 0.0391                  | 0.0620      | 9.970 | <b>0.000</b> |
| MIR_A and MIR_B    | 0.017                            | 0.132              | 0.0418                     | −0.0768                 | 0.1126      | 0.428 | 0.679        |
| H_A and H_B        | 0.173                            | 0.277              | 0.0878                     | −0.0256                 | 0.3716      | 1.970 | 0.080        |
| MI_A and MI_B      | 0.577                            | 1.050              | 0.3322                     | −0.1745                 | 1.3285      | 1.737 | 0.116        |
| SDI_A and SDI_B    | 0.029                            | 0.061              | 0.0193                     | −0.0137                 | 0.0735      | 1.549 | 0.156        |
| S_A and S_B        | 1.200                            | 1.813              | 0.5735                     | −0.0973                 | 2.4973      | 2.092 | 0.066        |
| LW_A and LW_B      | 0.251                            | 0.201              | 0.0636                     | 0.1071                  | 0.3948      | 3.946 | <b>0.003</b> |

Significant differences are shown in bold.

The least frequent taxa are algae only found in one site, type A. The presence of algae is influenced by the inflow of light and the lack of water turbulence. Algae are able to assimilate nitrogen and phosphorus and reduce CO<sub>2</sub> emissions [49]. Some species of algae are also used in medicine [50]. High temperature and hypoxia can lead to harmful algae blooms, negatively affecting animals [51].

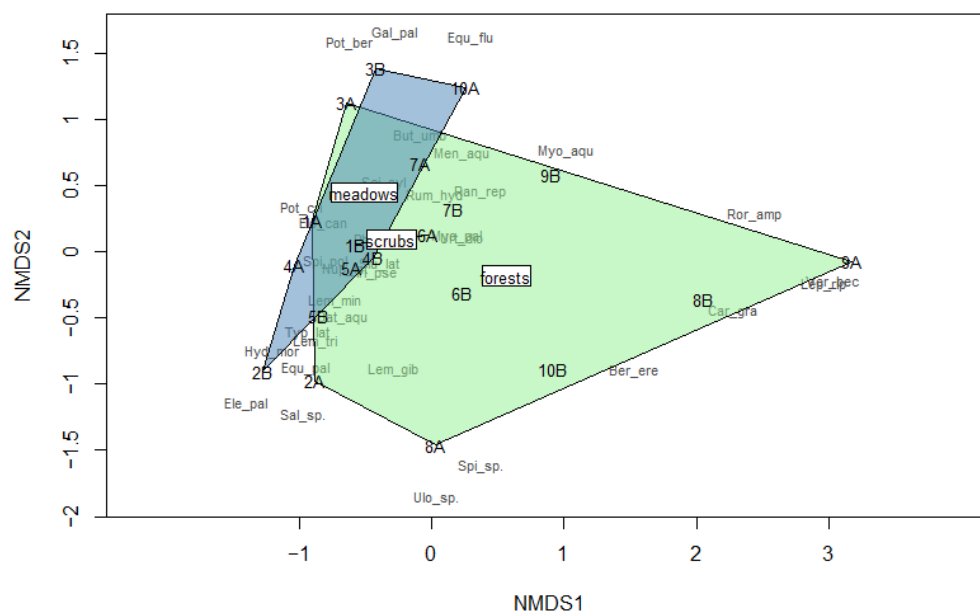
The occurrence of aquatic macrophytes is influenced by the water level in the river, the use of the surrounding area, and the hydromorphophilic conditions (Figures 2–4). *Veronica beccabunga*, *Rorippa amphibia*, and *Carex gracilis* are associated with low water. *Potamogeton crispus*, *Elodea canadensis*, and *Spirodela polyrrhiza* occur mainly at high water levels. There was no occurrence of *E. canadensis* in watercourses with large fluctuations in water level and with a dynamic flow [52].

**Figure 2.** Influence of the water level on biodiversity. WL ranges at 0.32 to 0.44 m.

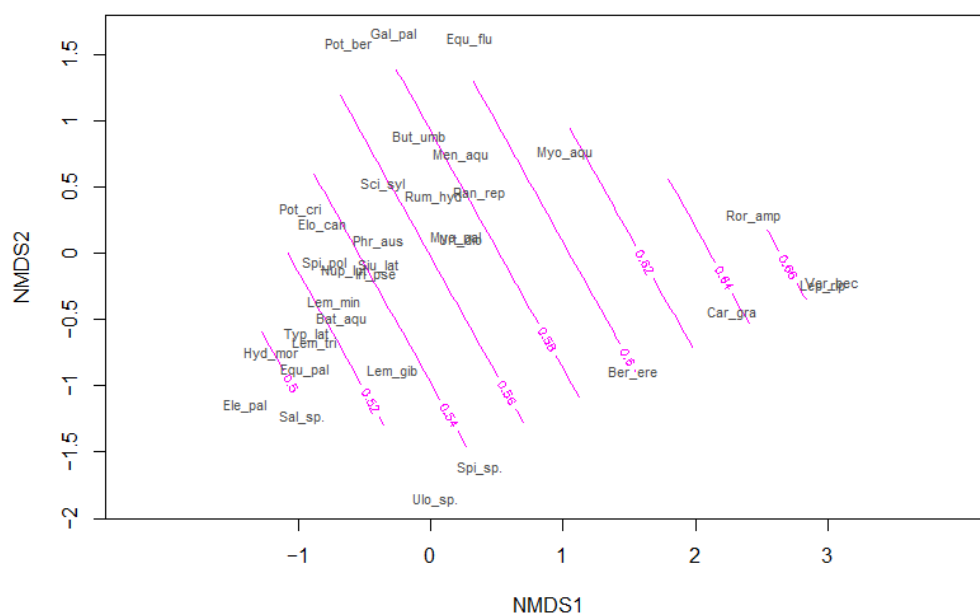
Most of the test sites are located in forest areas (75%), and only some sites of the B rivers are located in the vicinity of meadows. In these sites, the most common species are *E. canadensis*, *S. polyrrhiza*, and *Hydrocharis morsus-ranae*. *E. canadensis* prefers sunlit locations with high water levels, and occurs most often in ponds and lakes and rarely in rivers.

The species composition of macrophytes depends on the hydromorphological conditions, mainly the width of the flow path, slope inclination, and bottom siltation. In rivers characterized by steep slopes and the deposition of mud on the bottom, *Batrachium aquatile*,

*Galium palustre*, and *Ranunculu strepens* are the most common. *Urtica dioica*, *Typha latifolia*, and *Calla palustris* play a dominant role in type B habitats (Table 1).



**Figure 3.** The impact of land use on the occurrence of plant species.



**Figure 4.** The influence of HIR on the occurrence of plant species. The HIR ranges from 0.50 to 0.66.

The Shannon–Wiener index indicates a range of 1 to 3 points as moderately polluted. Generally speaking, the species richness of macrophytes and the Shannon–Wiener diversity were higher in the sections with the beaver dam than in the neutral sections. However, the observed differences were not statistically significant (Table 4).

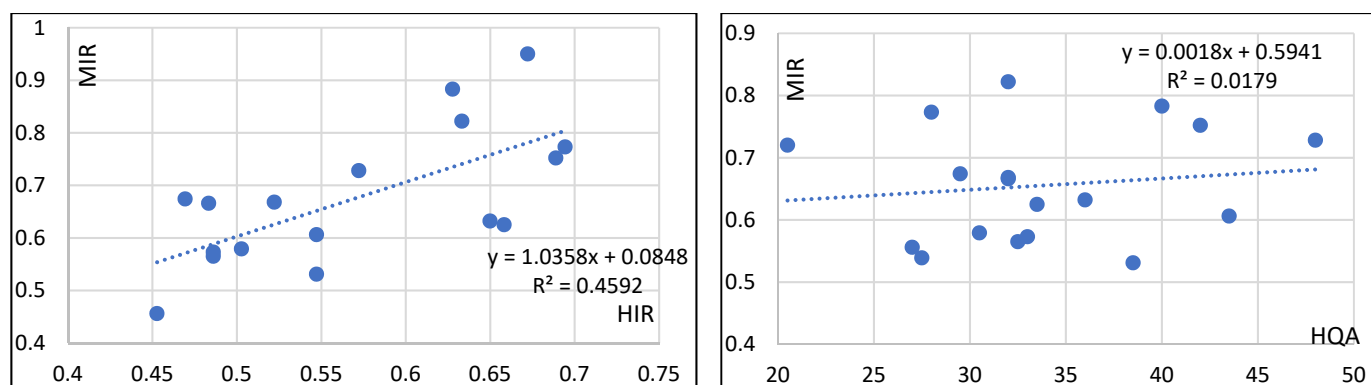
For a community dominated by one species, the value of the Simpson index as a dominance measure is 1. To avoid any misunderstandings in our analysis, we used it as a measure of equality by subtracting the dominance value from 1 [53]. Our research shows that the Simpson index as a measure of equality for A and B habitats was 0.845 and 0.815, respectively. The Margalef index for macrophytes identified in small watercourses is 3.64 and 3.07 for habitat types A and B, respectively.

The values of the analyzed biodiversity indicators (H, SDI, MI) are much higher than in wetlands [54]. The biodiversity of the Moselle floristic community was influenced by factors such as water level, shade, and the width and stability of the flow path [55].

The species diversity of aquatic macrophyte communities is also reflected in the ecological state of water expressed with the MIR [24]. MIR values for type A habitats average 0.688 and range from 0.55 to 0.77. Type B habitats are characterized by greater variability, where the MIR is 0.67 on average and ranges from 0.44 to 0.94 (Figure 1, Table 2). MIR values are statistically significantly correlated with each other (Table 3) and do not show significant differences between each other (Table 4). Based on the MIR value, 4 sites were classified as having very good ecological status (1st class), 5 sites as good (2nd class), and 11 sites as having moderate ecological status (3rd class). The ecological status was negatively affected by the presence of *L. minor* and *L. trisulca* as well as *Rumex hydrolapathum* and *S. polyrhiza*, most often in the same sites (Table 1). These species are characteristic of hypertrophic habitats. However, *L. minor* and *R. hydrolapathum* have a wide range of ecological tolerance and may occur in other habitat types. The presence of *B. aquatile* and *Platyhypnidium riparioides* positively affected MIR values in type A habitats. These species are characteristic of mesotrophic habitats. The abundance of macrophytes depends on many factors: water flow, shading of the bed, nutrient concentration, and hydromorphological transformations. The differentiation of macrophytes in rivers is particularly influenced by the speed of water flow in the riverbed [56]. Previous studies present contradictory results regarding the impact of beaver invasions on the community of aquatic macrophytes [57]. Some researchers point to the positive effect of small dams on the increase in the abundance and biodiversity of macrophytes [58]. Research conducted on ponds in Scotland showed an increase in the species richness and biodiversity of aquatic macrophytes [59]. Other studies indicate that habitat fragmentation has a negative impact on the occurrence of some plant species [60].

The performed studies showed different hydromorphological conditions of small rivers. The studied sites were classified into different classes of hydromorphological status. Based on the HIR value, seven sites were classified as having good ecological status (2nd class), eight sites as moderate (3rd class), and five sites as having low ecological status (4th class). The average HIR value for habitat types A and B was 0.585 and 0.535, respectively (Figure 1, Table 2). There were statistically significant differences between the A and B habitats (Table 4). The A-type sites were characterized by particularly numerous attributes, indicating the natural character of the watercourse (HQA). The invasion of beavers affected the heterogeneity of the current and of the bottom material, as well as altering the diversity of the elements accompanying the tree stand. The results of numerous studies confirm the impact of coastal zone development and water trophy on the hydromorphological conditions of the river [61]. The good ecological status of rivers is related to the occurrence of a semi-natural coastal zone [62]. In international literature, models of the multidimensional dependence of the biodiversity of macrophyte communities on the elements of the river bed morphology are built [15,63]. Our work presents the linear regression equation between HIR and MIR for 20 sites (Figure 5). Due to the small number of stations and the limited range of parameter variability, this relationship is statistically insignificant. The increase in the MIR value is related to the increase in HIR. Our results confirm previous studies showing the influence of hydromorphological conditions on the macrophyte community [15,64]. In addition, an article by Shah et al. [15] showed that the species richness of macrophytes was associated with an increase in the HQA index, representing a measure of the naturalness of the river bed. In our research, the value of the HQA sub-index varied depending on the type of habitat. In habitats of type A, the HQA index ranged from 29 to 49, while in habitats of type B it ranged from 21 to 33. In habitats of type A, the heterogeneity of the current and bed material as well as the diversity of elements accompanying the stands increased. The activity of beavers caused changes in the type of current from laminar to rapid. Another observed change was the accumulation of sediment at the bottom of the river bed. Moreover, the presence of

fallen trees and wood rubble was found. The lowering of the HIR value at some sites is influenced by the HMS sub-index, which ranges from 0 to 30. Its increased value results from the anthropogenically transformed cross-sections of the slopes, the profiling of the bed bottom and the straightening of the bed. Earlier studies have shown that the ecological status of rivers is mainly influenced by the biodiversity of macrophytes. This element of water quality assessment is supported by the hydromorphological state and chemical parameters [16,63,65].



**Figure 5.** Correlation between HIR and MIR as HQA and MIR.

For all parameters, a positive correlation coefficient value was obtained; only for the water level was the coefficient close to zero. In the case of the following variables: HIR, MIR, Shannon–Wiener, and Simpson index, it was found that the correlation for A and B sites was significantly different from zero, with the coefficient exceeding 0.66 (significance level 0.05) (Table 3). On the basis of the t-test, it was found that the average values of HIR and water level differed significantly for sites of type A and B (significance level 0.05). In the case of the remaining parameters, no significant differences were found between the sites located in the areas of the European beaver’s occurrence and areas without these aquatic animals’ activity (Table 4).

#### 4. Conclusions

The conducted research shows that as a result of their activity, wild animals influence a number of changes in the environment. The beaver invasion contributed to significant positive changes in the river’s hydromorphological conditions and water levels. Beaver dams also contributed to the increase in the abundance and biodiversity of macrophytes. The activity of beavers contributed to an increase in the share of moisture-loving species, and the systematic replacement of species characteristic of forests with marsh and rush species. On the basis of MIR, 55% of the analyzed river sites were classified as having a moderate ecological status, and the remaining sites met at least the standards of good ecological status. The ecological status was negatively affected by the presence of species characteristic of hypertrophic habitats. Much lower results were achieved for HIR. In habitats of type A, beaver activity caused changes in the type of current from laminar to rapid. Another observed change was the accumulation of sediment at the bottom of the river bed. Moreover, the presence of fallen trees and wood rubble was identified. The reduced HIR value results from the anthropogenically transformed cross-sections of the slopes, the profiling of the bed bottom, and the straightening of the bed. As a result, only 35% of the sites examined were classified as having good ecological status, while the remaining sections did not meet this standard.

**Author Contributions:** Conceptualization, K.P. and A.G.; theoretical discussion, K.P., U.B.-M. and A.G.; methodology, K.P. and M.T.-K.; data analysis, K.P., A.G. and U.B.-M.; writing—original draft preparation, K.P.; writing—review and editing, M.T.-K. and A.G. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

**Funding:** This paper was written on the basis of the research projects funded by: Polish Ministry of Science and Higher Education—project entitled: Water, wastewater and energy management (contracts No. TKD/DS1, TKD/S/1); The paper was written within the framework of a PhD thesis prepared by Katarzyna Poleć, M.Sc., from the project no SD/27/ISGiE/2021 financed by the University of Life Science in Lublin (Poland) entitled “The influence of the European beaver (*Castor fiber*) activity on the shaping of water resources”.

**Data Availability Statement:** All data generated or analyzed during this study are included in this published article.

**Conflicts of Interest:** The authors declare no conflict of interest.

## References

1. Johnson, M.F.; Thorne, C.R.; Castro, J.M.; Kondolf, G.M.; Mazzacano, C.S.; Rood, S.B.; Westbrook, C. Biomic river restoration: A new focus for river management. *River Res. Appl.* **2020**, *36*, 3–12. [\[CrossRef\]](#)
2. Booth, D.B.; Jackson, C.R. Urbanization of aquatic systems: Degradation thresholds, storm water detection, and the limits of mitigation. *JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc.* **1997**, *33*, 1077–1090. [\[CrossRef\]](#)
3. Ruangpan, L.; Vojinovic, Z.; Di Sabatino, S.; Leo, L.S.; Capobianco, V.; Oen, A.M.P.; McClain, M.E.; Lopez-Gunn, E. Nature-based solutions for hydro-meteorological risk reduction: A state-of-the-art review of the research area. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* **2020**, *20*, 243–270. [\[CrossRef\]](#)
4. Brown, A.G.; Lespez, L.; Sear, D.A.; Macaire, J.J.; Houben, D.; Klimek, K.; Brazier, R.E.; Oost, K.V.; Pears, B. Natural vs. anthropogenic streams in Europe: History, ecology and implications for restoration, river-rewilding and riverine ecosystem services. *Earth-Sci. Rev.* **2018**, *180*, 185–205. [\[CrossRef\]](#)
5. Westbrook, C.J.; Cooper, D.J.; Anderson, C.B. Alteration of hydrogeomorphic processes by invasive beavers in southern South America. *Sci. Total Environ.* **2017**, *574*, 183–190. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
6. Brown, S.T.; Fouty, S. Beaver Wetlands. Lakeline. 2011, pp. 34–39. Available online: <https://www.beaverinstitute.org/wp-content/uploads/2017/08/BeaverWetlands.pdf> (accessed on 4 April 2022).
7. Janiszewski, P.; Hanzal, V. Restoration of European beaver *Castor fiber* in Poland—A proper or wrong lesson of active protection for other European countries? *J. Wildl. Biodivers.* **2021**, *5*, 40–52.
8. Rakowska, R.; Stachurska-Swakoń, A. Historia bobra europejskiego w Polsce i obecny stan populacji. *Wszechświat* **2021**, *122*, 1–3.
9. Janiszewski, P.; Hermanowska, Z. Damage caused by the European beaver (*Castor fiber* L.) in agricultural and forest farms in view of selected atmospheric factors and animal behavior. *Appl. Ecol. Environ. Res.* **2019**, *17*, 15633–15642. [\[CrossRef\]](#)
10. Ulicsni, V.; Babai, D.; Juhász, E.; Molnár, Z.; Biró, M. Local knowledge about a newly reintroduced, rapidly spreading species (*Eurasian beaver*) and perception of its impact on ecosystem services. *PLoS ONE* **2020**, *15*, e0233506. [\[CrossRef\]](#)
11. Brazier, R.E.; Puttock, A.; Graham, H.A.; Auster, R.E.; Davies, K.H.; Brown, C.M.L. Beaver: Nature’s ecosystem engineers. *Wiley Interdiscip. Rev. Water* **2021**, *8*, 1494. [\[CrossRef\]](#)
12. Boiaryn, M.; Tsos, O. Ocena stanu ekologicznego powierzchniowych wód rzeki Turia na podstawie Makrofitowego Indeksu Rzecznego (MIR). *Chem. Environ. Biotechnol.* **2019**, *22*, 7–12. [\[CrossRef\]](#)
13. Bytyqi, P.; Czikkely, M.; Shala-Abazi, A.; Fetoshi, O.; Ismaili, M.; Hyseni-Spahi, M.; Ymeri, P.; Kabashi-Kastrati, E.; Millaku, F. Macrophytes as biological indicators of organic pollution in the Lepenci River Basin in Kosovo. *J. Freshw. Ecol.* **2020**, *35*, 105–121. [\[CrossRef\]](#)
14. Szoszkiewicz, K.; Jusik, S.; Pietruczuk, K.; Gebler, D. The Macrophyte Index for Rivers (MIR) as an advantageous approach to running water assessment in local geographical conditions. *Water* **2019**, *12*, 108. [\[CrossRef\]](#)
15. Shah, V.; Jagupilla, S.C.K.; Vaccari, D.A.; Gebler, D. Non-Linear Visualization and Importance Ratio Analysis of Multivariate Polynomial Regression Ecological Models Based on River Hydromorphology and Water Quality. *Water* **2021**, *13*, 2708. [\[CrossRef\]](#)
16. Gebler, D.; Wiegand, G.; Szoszkiewicz, K. Integrating river hydromorphology and water quality into ecological status modelling by artificial neural networks. *Water Res.* **2018**, *139*, 395–405. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
17. Szoszkiewicz, K.; Jusik, S.; Lewin, I.; Czerniawska-Kusza, I.; Kupiec, J.M.; Szostak, M. Macrophyte and macroinvertebrate patterns in unimpacted mountain rivers of two European ecoregions. *Hydrobiologia* **2018**, *808*, 327–342. [\[CrossRef\]](#)
18. Kidová, A.; Radecki-Pawlik, A.; Rusnák, M.; Plesiński, K. Hydromorphological evaluation of the river training impact on a multi-thread river system (Belá River, Carpathians, Slovakia). *Sci. Rep.* **2021**, *11*, 1–18.
19. Larsen, A.; Larsen, J.R.; Lane, S.N. Dam builders and their works: Beaver influences on the structure and function of river corridor hydrology, geomorphology, biogeochemistry and ecosystems. *Earth-Sci. Rev.* **2021**, *218*, 103623. [\[CrossRef\]](#)
20. Pietruczuk, K.; Dajewski, K.; Garbarczyk, A.; Szoszkiewicz, K. Zmienność hydromorfologiczna dużej rzeki nizinnej określona w oparciu o Hydromorfologiczny Indeks Rzeczny (HIR) na przykładzie rzeki Warty. *Ecol. Eng. Environ. Technol.* **2020**, *21*, 15–25.



21. Szoszkiewicz, K.; Jusik, S.; Gebler, D.; Achtenberg, K.; Adynkiewicz-Piragas, M.; Radecki-Pawlik, A.; Okruszko, T.; Pietruczuk, K.; Przesmycki, M.; Nawrocki, P. Hydromorphological Index for Rivers (HIR): A new method for hydromorphological assessment and classification for flowing waters in Poland. *J. Ecol. Eng.* **2020**, *21*, 261–271. [[CrossRef](#)]
22. Holmes, N.T.H.; Newman, J.R.; Chadd, S.; Rouen, K.J.; Saint, L.; Dawson, F.H. *Mean Trophic Rank: A User's Manual*; R&D Technical Report E38; Environment Agency: Bristol, UK, 1999; p. 142.
23. Kolada, A. *Podręcznik do Monitoringu Elementów Biologicznych i Klasyfikacji Stanu Ekologicznego wód Powierzchniowych*; Biblioteka Monitoringu Środowiska: Warszawa, Poland, 2020.
24. Ministerstwo Infrastruktury. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 25 czerwca 2021 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych. *J. Laws* **2021**, 1475. Available online: <https://eli.gov.pl/eli/DU/2021/1475/ogl/pol> (accessed on 4 April 2022).
25. Bernatowicz, S.; Wolny, P. *Botanika dla Limnologów i Rybaków*; PWRiL: Warszawa, Poland, 1974.
26. Szoszkiewicz, K.; Jusik, S.Z.; Zgoła, T. *Klucz do Oznaczania Makrofitytów dla Potrzeb Oceny Stanu Ekologicznego wód Powierzchniowych*; Biblioteka Monitoringu Środowiska: Warszawa, Poland, 2010.
27. Grzywna, A.; Sender, J.; Bronowicka-Mielniczuk, U. Physical and chemical variables, species composition and coverage of macrophytes in ponds (case study in Eastern Poland). *Appl. Ecol. Environ. Res.* **2018**, *16*, 2129–2139. [[CrossRef](#)]
28. Sienkiewicz, J. Koncepcje bioróżnorodności—ich wymiary i miary w świetle literatury. *Ochr. Śr. Zasobów Nat.* **2010**, *45*, 7–29.
29. Nagendra, H. Opposite trends in response for the Shannon and Simpson indices of landscape diversity. *Appl. Geogr.* **2002**, *22*, 175–186. [[CrossRef](#)]
30. Sobiech, Ł.; Idziak, R.; Skrzypczak, G.; Szulc, P.; Grzanka, M. Biodiversity of weed flora in maize on lessive soil. *Prog. Plant Prot.* **2018**, *58*, 282–287.
31. Fedor, P.; Zvariková, M. Biodiversity indices. *Encycl. Ecol.* **2019**, *2*, 337–346.
32. Fox, P.J.; Naura, M.; Scarlett, P. An account of the derivation and testing of a standard field method, River Habitat Survey. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* **1998**, *8*, 455–475. [[CrossRef](#)]
33. Szoszkiewicz, K.; Jusik, S.; Adynkiewicz-Piragas, M.; Gelber, D.; Achtenberg, K.; Radecki-Pawlik, A.; Okruszko, T.; Gielczewski, M.; Pietruczuk, K.; Przesmycki, M.; et al. *Podręcznik Oceny wód Płynących w Oparciu o Hydromorfologiczny Indeks Rzeczny*; Biblioteka Monitoringu Środowiska: Warszawa, Poland, 2017.
34. Oksanen, A.J.; Blanchet, F.G.; Friendly, M.; Kindt, R.; Legendre, P.; McGlinn, D.; Minchin, P.R.; O'Hara, R.B.; Simpson, G.L.; Solymos, P.; et al. *vegan: Community Ecology Package*. R Package Version 2.5–7. 2020. Available online: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan> (accessed on 4 April 2022).
35. Zelnik, I.; Kuhar, U.; Holcar, M.; Germ, M.; Gaberščik, A. Distribution of vascular plant communities in Slovenian watercourses. *Water* **2021**, *13*, 1071. [[CrossRef](#)]
36. Tarkowska-Kukuryk, M.; Grzywna, A. Macrophyte communities as indicators of the ecological status of drainage canals and regulated rivers (Eastern Poland). *Environ. Monit. Assess.* **2022**, *194*, 210. [[CrossRef](#)]
37. Kuhar, U.; Germ, M.; Gaberščik, A. Habitat characteristics of an alien species *Elodea canadensis* in Slovenian watercourses. *Hydrobiologia* **2010**, *656*, 205–212. [[CrossRef](#)]
38. Riley, W.D.; Potter, E.C.E.; Biggs, J.; Collins, A.L.; Jarvie, H.P.; Jones, J.I.; Kelly-Quinn, M.; Ormerod, S.J.; Sear, D.A.; Wilby, R.L.; et al. Small Water Bodies in Great Britain and Ireland: Ecosystem function, human generated degradation, and options for restorative action. *Sci. Total Environ.* **2018**, *645*, 1598–1616. [[CrossRef](#)]
39. Janauer, G.A.; Schmidt-Mumm, U.; Schmidt, B. Aquatic macrophytes and water current velocity in the Danube River. *Ecol. Eng.* **2010**, *36*, 1138–1145. [[CrossRef](#)]
40. Ekperusi, A.O.; Sikoki, F.D.; Nwachukwu, E.O. Application of common duckweed (*Lemna minor*) in phytoremediation of chemicals in the environment: State and future perspective. *Chemosphere* **2019**, *223*, 285–309. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
41. Rezaia, S.; Park, J.; Rupani, P.F.; Darajeh, N.; Xu, X.; Shahrokhishahraki, R. Phytoremediation potential and control of *Phragmites australis* as a green phytomass: An overview. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2019**, *26*, 7428–7441. [[CrossRef](#)]
42. Kaur, M.; Srikanth, S.; Kumar, M.; Sachdeva, S.; Puri, S.K. An integrated approach for efficient conversion of *Lemna minor* to biogas. *Energy Convers. Manag.* **2019**, *180*, 25–35. [[CrossRef](#)]
43. Köbbing, J.F.; Thevs, N.; Zerbe, S. The utilisation of reed (*Phragmites australis*): A review. *Mires Peat* **2013**, *13*, 1–14.
44. Chambers, R.M.; Osgood, D.T.; Bart, D.J.; Montalto, F. *Phragmites australis* invasion and expansion in tidal wetlands: Interactions among salinity, sulfide, and hydrology. *Estuaries* **2003**, *26*, 398–406. [[CrossRef](#)]
45. Hájek, M.; Tzonev, R.T.; Hájková, P.; Ganeva, A.S.; Apostolova, I.I. Plant communities of subalpine mires and springs in the Vitosha Mt. *Phytol. Balc.* **2005**, *11*, 193–205.
46. Kulik, M.; Baryła, R.; Warda, M.; Stamirowska-Krzaczek, E. Vegetation changes of the Molinio Arrhenatheretea class in the Bystra valley, eastern Poland. *Acta Agrobot.* **2016**, *69*, 1689. [[CrossRef](#)]
47. Volodina, A.A.; Gerb, M.A. Flora and vegetation of the small rivers of the Pregolya River system in the Kaliningrad Region. In *Terrestrial and Inland Water Environment of the Kaliningrad Region*; Springer: Cham, Switzerland, 2017; pp. 385–410.
48. Vergeles, Y.; Vystavna, Y.; Ishchenko, A.; Rybalka, I.; Marchand, L.; Stolberg, F. Assessment of treatment efficiency of constructed wetlands in East Ukraine. *Ecol. Eng.* **2015**, *83*, 159–168. [[CrossRef](#)]



49. Liu, J.; Vyverman, W. Differences in nutrient uptake capacity of the benthic filamentous algae *Cladophora* sp., *Klebsormidium* sp. and *Pseudanabaena* sp. under varying N/P conditions. *Bioresour. Technol.* **2015**, *179*, 234–242. [\[CrossRef\]](#)
50. Munir, M.; Qureshi, R.; Bibi, M.; Khan, A.M. Pharmaceutical aptitude of *Cladophora*: A comprehensive review. *Algal Res.* **2019**, *39*, 101476. [\[CrossRef\]](#)
51. Carmichael, W.W.; Boyer, G.L. Health impacts from cyanobacteria harmful algae blooms: Implications for the North American Great Lakes. *Harmfulalgae* **2016**, *54*, 194–212. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
52. Kuhar, U.; Germ, M.; Gaberščik, A.; Urbanič, G. Development of a River Macrophyte Index (RMI) for assessing river ecological status. *Limnol.-Ecol. Manag. Inland Waters* **2010**, *41*, 235–243. [\[CrossRef\]](#)
53. Somerfield, P.J.; Clarke, K.R.; Warwick, R.M. *Simpson Index*; Elsevier: Amsterdam, The Netherlands, 2008.
54. Getnet, H.; Mengistou, S.; Warkineh, B. Diversity of macrophytes in relation to environmental conditions in wetlands along the lower part of the GilgelAbay River catchment in Ethiopia. *Afr. J. Aquat. Sci.* **2021**, *46*, 173–184. [\[CrossRef\]](#)
55. Thiebaut, G.; Tixier, G.; Guerold, F.; Muller, S. Comparison of different biological indices for the assessment of river quality: Application to the upper river Moselle (France). *Hydrobiologia* **2006**, *570*, 159–164. [\[CrossRef\]](#)
56. Jusik, S.; Szoszkiewicz, K.; Kupiec, J.M.; Lewin, I.; Samecka-Cymerman, A. Development of comprehensive river typology based on macrophytes in the mountain-lowland gradient of different Central European ecoregions. *Hydrobiologia* **2015**, *745*, 241–262. [\[CrossRef\]](#)
57. Jones, P.E.; Consuegra, S.; Börger, L.; Jones, J.; Garcia de Leaniz, C. Impacts of artificial barriers on the connectivity and dispersal of vascular macrophytes in rivers: A critical review. *Freshw. Biol.* **2020**, *65*, 1165–1180. [\[CrossRef\]](#)
58. Vukov, D.; Ilić, M.; Čuk, M.; Radulović, S.; Igić, R.; Janauer, G.A. Combined effects of physical environmental conditions and anthropogenic alterations are associated with macrophyte habitat fragmentation in rivers—Study of the Danube in Serbia. *Sci. Total Environ.* **2018**, *634*, 780–790. [\[CrossRef\]](#)
59. Law, A.; Jones, K.C.; Willby, N.J. Medium vs. short-term effects of herbivory by Eurasian beaver on aquatic vegetation. *Aquat. Bot.* **2014**, *116*, 27–34. [\[CrossRef\]](#)
60. Couto, T.B.; Olden, J.D. Global proliferation of small hydropower plants—science and policy. *Front. Ecol. Environ.* **2018**, *16*, 91–100. [\[CrossRef\]](#)
61. Lorenz, W.A.; Feld, C.K. Upstream river morphology and riparian land use overrule local restoration effects on ecological status assessment. *Hydrobiologia* **2013**, *704*, 489–501. [\[CrossRef\]](#)
62. Grizzetti, B.; Pistocchi, A.; Lique, C.; Udias, A.; Bouraoui, F.; Van de Bund, W. Human pressures and ecological status of European rivers. *Sci. Rep.* **2017**, *7*, 205. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
63. Szoszkiewicz, K.; Ciecierska, H.; Kolada, A.; Schneider, S.C.; Szwabińska, M.; Ruszczyńska, J. Parameters structuring macrophyte communities in rivers and lakes—Results from a case study in North-Central Poland. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* **2014**, *415*, 8. [\[CrossRef\]](#)
64. Hachoł, J.; Bondar-Nowakowska, E.; Nowakowska, E. Factors Influencing Macrophyte Species Richness in Unmodified and Altered Watercourses. *Pol. J. Environ. Stud.* **2018**, *28*, 609–622. [\[CrossRef\]](#)
65. Thiebaut, G.; Guerold, F.; Muller, S. Are trophic and diversity indices based on macrophyte communities pertinent tools to monitor water quality? *Water Res.* **2002**, *36*, 3602–3610. [\[CrossRef\]](#)

## Article

# Influence of Natural Barriers on Small Rivers for Changes in Water Quality Parameters

Katarzyna Poleć  and Antoni Grzywina \*

Department of Environmental Engineering and Geodesy, University of Life Sciences in Lublin, Leszczyńskiego 7, 20-069 Lublin, Poland; katarzyna.polec@up.lublin.pl

\* Correspondence: antoni.grzywina@up.lublin.pl

**Abstract:** The occurrence of the protected species *Castor fiber* L., which creates a network of natural barriers for its own needs, may affect the changes in water quality parameters. This study shows changes in the water quality parameters (EC, BOD<sub>5</sub>, COD, TN, N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>3</sub>, N-NO<sub>2</sub>, TP, P-PO<sub>4</sub>, Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) of small rivers in eastern Poland. The results were analysed using the one-way and three-way ANOVA Tukey's HSD post hoc test to identify the significance of the changes in the water quality parameters for habitats, seasons, and land use. All parameters, with the exception of P-PO<sub>4</sub>, met the standards of a good ecological status. The average values of P-PO<sub>4</sub> exceeded the threshold of the good ecological status in summer and meadows. The average annual changes in the water quality parameters, with the exception of N-NH<sub>4</sub>, are characterised by a decrease in pollution. The highest concentration decrease of 57% was found for P-PO<sub>4</sub> and 45% for TP at the sites after the barriers. The lowest concentration decrease of 5% was found for EC. In the case of N-NH<sub>4</sub>, the concentration increase was 33%. The situation was completely different in the case of removing barriers, where an increase in the concentration of pollutants of about 30% was found. Changes in the water quality were significantly influenced by the season and land use. Due to the various construction, age, and removal of the barriers, beaver habitats may positively or negatively impact the water quality. It is crucial for the improvement of the water quality to ensure the durability of the functioning of barriers and the proper use of the land.

**Keywords:** water quality; beaver dams; BACI; habitat; land use; seasons



**Citation:** Poleć, K.; Grzywina, A. Influence of Natural Barriers on Small Rivers for Changes in Water Quality Parameters. *Water* **2023**, *15*, 2065. <https://doi.org/10.3390/w15112065>

Academic Editor: Bommana Krishnappan

Received: 3 April 2023

Revised: 26 May 2023

Accepted: 27 May 2023

Published: 29 May 2023



**Copyright:** © 2023 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

## 1. Introduction

Water is one of the basic factors determining the existence and functioning of organisms on Earth. Earth is called the blue planet because 71% of its surface is covered by water. However, only 2.5% is fresh water that can be used for economic purposes by humans. Water resources accumulated in rivers and lakes amount to only 93,100 km<sup>3</sup>. Nevertheless, rivers and lakes are the main sources of water that humans use [1,2].

Water can be used by humans for a variety of economic needs and ecosystem services. Water is mostly used for drinking, irrigation, and fish farming. The poor quality of water, i.e., its pollution by compounds of various origins, makes it difficult and sometimes impossible to use water resources. Poor water quality also affects the occurrence of changes in the water environment and the environment dependent on water conditions, ultimately worsening the quality of life and human health [3]. One of the greatest threats to surface waters is often unregulated wastewater management, breakdowns of wastewater treatment plants, and flood and surface runoff [4]. The resources and quality of surface water are affected by both natural and anthropogenic factors. Particular importance is attached to land use and land cover [5]. In addition to the industrial and agricultural development of the catchment area, changes in the quality of surface waters are also affected by changes in air temperature, total daily precipitation, and water levels. All of these factors result from climate change and global warming in a broad sense [6].

Due to the small water flows that cause small dilutions of pollutants, rivers in Poland are threatened by the ongoing eutrophication processes. There is a need to assess and monitor the quality of the surface waters in order to protect them against pollution [7]. Apart from passive water quality monitoring, looking for natural ways to improve water quality is very important. In recent years, particular attention has been paid to European beavers' impact on water economy changes. In the Middle Ages, *Castor fiber* L. was present throughout the country, and at the beginning of the 20th century in Poland, this species was considered endangered [8]. In the 1980s, its reintroduction began, and Europe's population of beavers is now about 1.5 million, and about 130,000 in Poland [9,10].

As keystone species, European beavers affect changes in the biodiversity of the areas inhabited by them [11]. Through the initiated biotic and abiotic processes, *Castor fiber* L. changes the quality of water and the circulation of nutrients and chemicals. Beaver dams also cause changes in the water flow regime in rivers, contribute to increased retention, and affect changes in the amount of sediment [12]. Beaver activity can have both positive and negative effects on changes in the water quality. This is due to many natural factors, such as the seasonality of precipitation and temperatures, the shape of the catchment area, and disturbances in the watercourse flow [13]. Watershed scale studies in South Africa comparing regions with high and low reservoir densities have shown that small dams' high densities significantly reduce overall water quality [14]. However, research conducted in England showed that beaver ponds contributed to the improvement of water quality by reducing sediment N and P [15]. Still other conclusions result from studies conducted in Germany, where the improvement of water quality as a result of the reclamation of wetlands was small [16]. The lack of unequivocal conclusions from our research results from the different construction of beaver dams and their destruction by people. Removing the dam results in releasing pollutants accumulated in the bottom sediments [12,17,18].

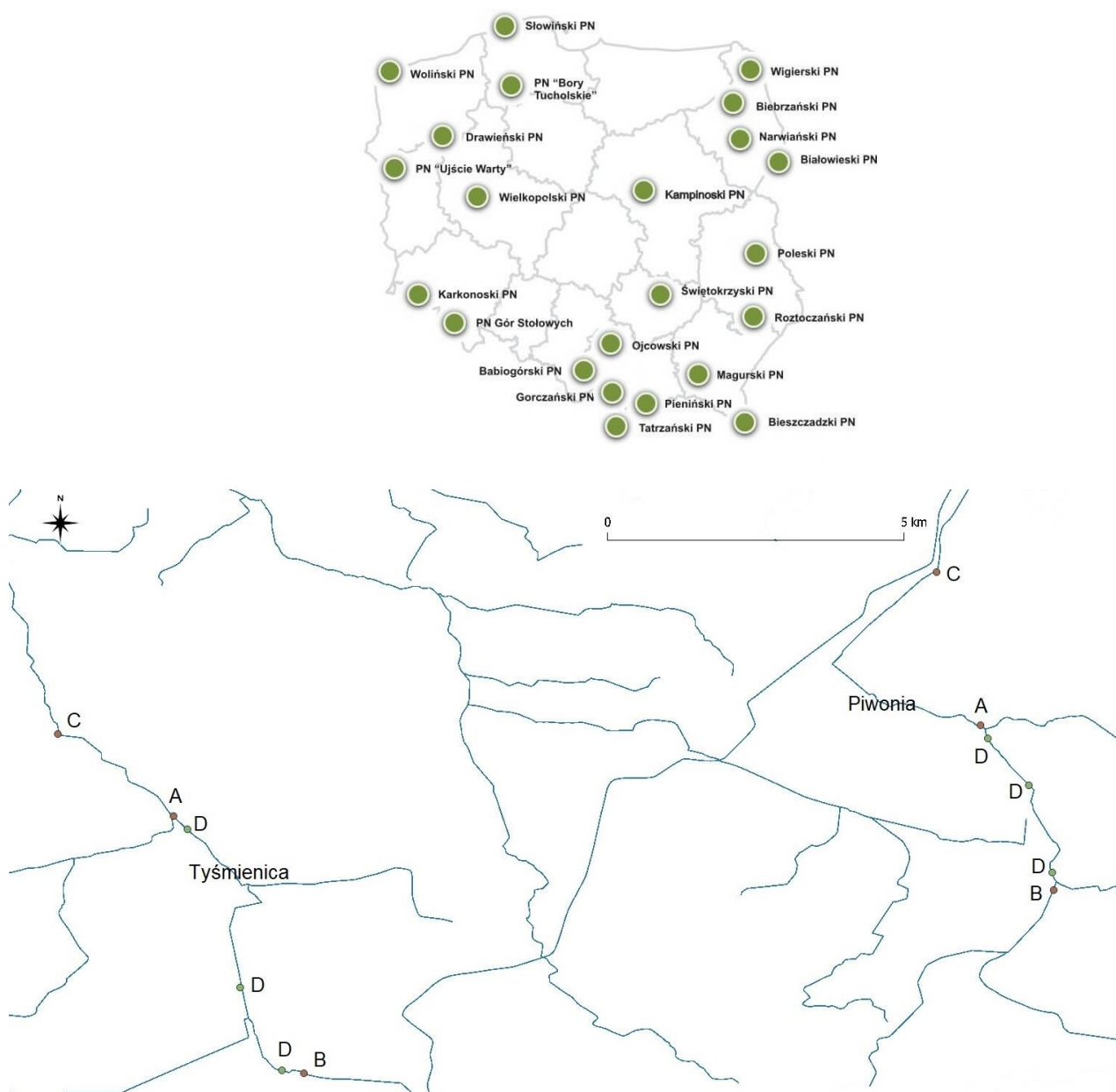
This study aims to assess changes in the quality of surface waters in small lowland rivers in protected areas. The research was carried out in relation to the occurrence of a protected species causing changes in the flow of water due to the construction of natural dams on rivers. A comparative assessment of changes in the water quality parameters of Tyśmienica and Piwonia rivers in Poleski National Park was carried out. The BACI (Before-After-Control-Impact) project was used to analyse the impact of natural barriers on water quality. The BACI project is often used to monitor the success of renovations. The difficulty in evaluating success may result from the lack of relevant data or the inappropriate location of monitoring stations downstream [19,20]. Determining the impact of the activity of a protected species on changes in the quality of surface waters may be important in terms of planning a strategy to reduce the spread of pollutants in connection with their surface runoff from the catchment area, as well as in the development of plans for natural water protection.

## 2. Materials and Methods

### 2.1. Study Area

The research was carried out in areas with a similar intensity of use but different types of land use (forests, meadows, scrub). The study area is in Poleski National Park, part of the Western Polesie Biosphere Reserve. The park is located in the western part of Polesie in eastern Poland. The park's area is plain and heavily swampy, where the processes of river valley formation have not yet been marked. Its surface is flat, with many karst lakes, ponds, marshes, and peat land. Almost the entire area of the park is occupied by peat plains. The park's vegetation is rich and abounds with species typical of wetlands and marshes. There are about a thousand species of vascular plants in the park, of which 170 are rare, 81 are under species protection, and another 15 are in the Polish Red Book of Plants. Most plant species are representatives of the northern flora, among which there are often relics of the ice age. The Poleski National Park is one of the richest areas in the country in terms of birds. About 200 species of birds have been found there, of which 148 are breeding species. In 1990, *Grus grus* became the park's symbol [21,22]. In the PNP, the dominant

type of ecosystem is meadow areas where the watercourses are the habitat of the European beaver. Selected research points were located in the Tyśmienica and Piwonia river heads (Figure 1). The studied rivers were characterised by a small catchment area (below 50 km<sup>2</sup>), the width of the river path (2–4 m), and a similar water level (20–60 cm). The average flow on the tested sections is 0.25 m<sup>3</sup>·s<sup>−1</sup>. A detailed hydromorphological characterisation was presented in an earlier paper [9]. A transitional climate with high seasonal variability characterises the study area. The average air temperature in January is −4 °C; in July, it reaches an average of 21 °C. The total annual precipitation is 600 mm, of which the highest monthly value is in July (average 90 mm) and the lowest monthly average is in January (average 25 mm).



**Figure 1.** Location of the research object. B—before, A—after, C—control, D—dam.

## 2.2. Sample Collection

Water samples were collected at six checkpoints every month in four seasons (spring, summer, autumn, and winter). In 2021–2022, the surface water quality parameters were measured. The process of collecting water samples was carried out without disturbing the

temperature and turbidity of the water using a laboratory scoop. Each time, 1000 mL of water was collected in glass bottles. Water samples were collected outside periods of heavy rainfall and snowmelt, which could affect the reliability of the results. Appropriate rules were observed during the sampling and handling of samples [23].

The collected water samples were used to determine conductivity (EC), biochemical oxygen demand (BOD<sub>5</sub>), chemical oxygen demand (COD), total nitrogen (TN), ammonium (N-NH<sub>4</sub>), nitrate (N-NO<sub>3</sub>), nitrite nitrogen (N-NO<sub>2</sub>), total phosphorus (TP), orthophosphates (P-PO<sub>4</sub>), sulphates (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>), and chlorine (Cl<sup>-</sup>). The EC of water samples was determined in situ using the ORION Star A329 multi-parameter meter by ThermoScientific. Biochemical oxygen demand (BOD<sub>5</sub>) was measured by the dilution method based on the dissolved oxygen concentration in situ and after five days of incubation in the laboratory. The oxygen content was determined using the ORION Star A329 Set multi-parameter meter by ThermoScientific. Chemical oxygen demand was determined using the dichromate method. The determination was carried out with the NANOCOLOR UV/VIS spectrophotometer by Macherey-Nagel after the oxidation of the tested sample in a thermoreactor at 148 °C for two hours. The total nitrogen was determined using the NANOCOLOR UV/VIS spectrophotometer by Macherey-Nagel after oxidation of the tested sample in a thermoreactor at 100 °C for one hour. The total phosphorus was determined by spectrophotometry using a NANOCOLOR UV/VIS spectrophotometer by Macherey-Nagel after oxidation in a thermoreactor at 120 °C for 30 min. Other parameters of water quality (ammonium nitrogen, nitrate nitrogen, nitrite nitrogen, orthophosphates, sulphates, chlorine) were determined using the NANOCOLOR UV/VIS spectrophotometer by Macherey-Nagel. The laboratory analyses of the tested water samples of selected rivers were conducted in accordance with the relevant standards [24–26].

### 2.3. Data Analysis

This study aims to evaluate changes in the site due to the potential impact of the beaver dam. Six beaver dams were selected for the purposes of the research. Measurements were taken after the beaver (A), before the beaver sites on the river (B), and at the control site (C). Spatial distribution and natural expansion of the beaver dam upstream created a set of conditions on the basis of which it was possible to assess the impact of the development of the beaver dam on water quality parameters. The study used a naturally occurring experimental design before and after the impact [27,28]. This approach was popularised and became known as the BACI model (Before-After-Control-Impact). To assess the impact of a beaver dam's construction on the water quality parameters, we calculated the difference in the minimum and maximum averages measured near the beaver dam and the control area unaffected by beavers. In accordance with the BACI project, we used a one-way ANOVA to test the significance of the differences between the beaver-affected areas and the control area. The influence of the season and land use on the water quality parameters under study was determined. For data not showing a normal distribution, logarithmic standardisation was used to meet the conditions for parametric analyses. The obtained results were analysed using three-way ANOVA. Tukey's HSD post hoc test was used to identify the significance of changes in water quality parameters for habitats, seasons, and land use. Statistical analyses were performed using the R Studio program.

## 3. Results and Discussion

### 3.1. BACI Analyses

The paper presents the impact of natural damming on changes in water quality. The research was carried out for beavers' habitats at the heads of the Tyśmienica and Piwonia rivers (Tables 1 and 2).

**Table 1.** BACI analysis of scale of Tyśmienica river.

| Season | Habitat |      | EC      | BOD <sub>5</sub> | COD     | TN      | N-NH <sub>4</sub> | N-NO <sub>2</sub> | N-NO <sub>3</sub> | TP       | P-PO <sub>4</sub> | SO <sub>4</sub> <sup>2−</sup> | Cl <sup>−</sup> |
|--------|---------|------|---------|------------------|---------|---------|-------------------|-------------------|-------------------|----------|-------------------|-------------------------------|-----------------|
| spring | B       | min  | −17.7   | −0.37            | −0.4    | −0.63 * | −0.039            | 0.004             | −0.03             | −0.116   | −0.040            | −0.65                         | −9.76           |
|        |         | max  | −55.2 * | −0.56 *          | −2.5    | 0.19    | 0.041             | −0.030 *          | −0.26             | −0.163 * | −0.063 *          | −6.65                         | −0.76           |
|        |         | mean | −36.4   | −0.46 *          | −1.0    | −0.22   | 0.001             | −0.013 *          | −0.16             | −0.139   | −0.051 *          | −3.65                         | −5.26           |
|        | A       | min  | −11.5   | −0.57 *          | −1.8    | −1.07 * | −0.051            | −0.003            | −0.17             | −0.103   | −0.100 *          | −3.60                         | −7.76           |
|        |         | max  | −94.5 * | −0.91 *          | −12.4 * | −0.27   | 0.089 *           | 0.026 *           | −1.29 *           | −0.122   | −0.063 *          | 3.65                          | −0.76           |
|        |         | mean | −53.0 * | −0.74 *          | −9.6    | −0.65 * | 0.019             | −0.011 *          | −0.56             | −0.109   | −0.081 *          | 0.01                          | −4.26           |
| summer | B       | min  | −15.5   | −0.11            | −3.8    | −0.61 * | 0.078 *           | −0.006            | −0.17 *           | −0.149 * | −0.043            | −14.0 *                       | −2.01           |
|        |         | max  | −50.6 * | −0.21            | −3.1    | −1.24   | 0.065 *           | −0.017 *          | −1.13 *           | −0.163 * | −0.062 *          | −4.33                         | 0.99            |
|        |         | mean | −33.1   | −0.15            | −3.4    | −0.92 * | 0.072 *           | −0.011 *          | −0.52             | −0.156 * | −0.053 *          | −9.18                         | −0.51           |
|        | A       | min  | −10.4   | −0.70 *          | −7.2    | −0.53 * | 0.059             | −0.013 *          | −0.33             | −0.155 * | −0.043            | −12.3 *                       | −2.01           |
|        |         | max  | −69.0 * | −0.85 *          | −11.6 * | −1.61 * | 0.079 *           | −0.016 *          | −1.25 *           | −0.221 * | −0.081 *          | −6.33                         | −1.01           |
|        |         | mean | −39.7   | −0.77 *          | −9.4    | −1.07 * | 0.069 *           | −0.014 *          | −0.64 *           | −0.188 * | −0.062 *          | −9.33                         | −1.51           |
| autumn | B       | min  | −18.9   | −0.48 *          | −1.5    | −0.13   | 0.027             | −0.020 *          | −0.54             | −0.132   | −0.032            | −1.32                         | 0.51            |
|        |         | max  | −24.2   | −0.18            | −12.2 * | 0.00    | 0.062 *           | −0.022 *          | 0.54              | −0.232 * | −0.077 *          | −10.3 *                       | −2.19           |
|        |         | mean | −21.5   | −0.33            | −6.8    | −0.06   | 0.044             | −0.021 *          | 0.00              | −0.182 * | −0.050 *          | −5.82                         | −0.84           |
|        | A       | min  | −63.7 * | −0.47 *          | −4.0    | −0.05   | 0.025             | −0.022 *          | −0.07             | −0.134   | −0.042            | −10.3 *                       | 1.39            |
|        |         | max  | −13.6   | −0.41 *          | −13.9 * | −1.39 * | 0.061 *           | −0.020 *          | −1.04 *           | −0.247 * | −0.083 *          | −2.32                         | −1.51           |
|        |         | mean | −38.6   | −0.44 *          | −8.9    | −0.67 * | 0.043             | −0.021 *          | −0.52             | −0.191 * | −0.063 *          | −6.32                         | −0.06           |
| winter | B       | min  | −4.4    | −0.20            | 2.0     | −0.24   | 0.011             | −0.001            | −0.24             | −0.027   | −0.002            | −4.67                         | −0.03           |
|        |         | max  | −25.1   | −0.34            | −2.8    | −0.51 * | 0.031             | 0.009             | −0.49             | −0.131   | −0.038            | −14.6 *                       | −12.0 *         |
|        |         | mean | −14.7   | −0.27            | −0.4    | −0.37   | 0.016             | 0.004             | −0.36             | −0.079   | −0.021            | −9.67                         | −6.03           |
|        | A       | min  | 7.2     | −0.52 *          | −1.9    | −0.01   | 0.031             | −0.001            | −0.02             | −0.113   | −0.052 *          | −3.67                         | −0.03           |
|        |         | max  | −23.5   | −0.20            | −9.0    | −0.91 * | 0.092 *           | 0.014 *           | −0.89 *           | −0.181 * | −0.012            | −8.67                         | −11.0 *         |
|        |         | mean | −8.2    | −0.36            | −5.5    | −0.50   | 0.061 *           | 0.006             | −0.53             | −0.147 * | −0.032            | −6.17                         | −5.53           |

Notes: The results for the BACI analysis of seasonal differences in water quality parameters between the control point (C) and before and after the dam (B, A). The maximum values are given for each season. Thus, positive differences in the mean relative difference indicate an increase in value, and negative differences, a decrease in value. \* Statistically significant differences for  $p < 0.05$ .

**Table 2.** BACI analysis of scale of Piwonia river.

| Season | Habitat |      | EC      | BOD <sub>5</sub> | COD     | TN      | N-NH <sub>4</sub> | N-NO <sub>2</sub> | N-NO <sub>3</sub> | TP       | P-PO <sub>4</sub> | SO <sub>4</sub> <sup>2−</sup> | Cl <sup>−</sup> |
|--------|---------|------|---------|------------------|---------|---------|-------------------|-------------------|-------------------|----------|-------------------|-------------------------------|-----------------|
| spring | B       | min  | −96.1 * | −0.74 *          | −17.2 * | −1.04 * | 0.167 *           | 0.004             | −1.44 *           | −0.006   | 0.017             | −10.2                         | −10.49 *        |
|        |         | max  | 16.9    | 0.14             | −11.6 * | −0.07   | 0.097 *           | −0.031 *          | 0.30              | −0.100   | −0.050 *          | −6.2                          | −1.49           |
|        |         | mean | −35.2   | −0.20            | −13.0 * | −0.61 * | 0.127 *           | −0.012 *          | −0.55             | −0.052   | −0.015            | −8.03                         | −6.32           |
|        | A       | min  | −96.8 * | −0.97 *          | −23.9 * | −1.77 * | 0.147 *           | 0.004             | −1.47 *           | −0.030   | 0.024             | −9.2                          | −10.49 *        |
|        |         | max  | 10.2    | −0.12            | −10.0 * | −0.09   | 0.047             | −0.031 *          | 0.14              | −0.158 * | −0.097 *          | −6.2                          | −0.49           |
|        |         | mean | −41.3   | −0.41            | −17.2 * | −1.00 * | 0.107 *           | −0.012 *          | −0.74             | −0.109   | −0.027            | −8.2                          | −6.16           |
| summer | B       | min  | −27.9   | −2.24 *          | −19.3 * | 0.29    | 0.197 *           | 0.004             | 1.14 *            | 0.059    | 0.068 *           | −6.76                         | −5.21           |
|        |         | max  | 121.1 * | −0.71            | −9.3    | 1.30 *  | 0.347 *           | 0.036 *           | 0.25              | 0.213 *  | 0.014             | 11.24 *                       | 10.79 *         |
|        |         | mean | 62.4 *  | −1.33 *          | −13.4 * | 0.89 *  | 0.229 *           | 0.024 *           | 0.43              | 0.121    | 0.039             | −1.43                         | 1.12            |
|        | A       | min  | 20.3    | −2.02 *          | −18.5 * | 0.59    | 0.160 *           | 0.007             | 1.16 *            | −0.081   | 0.050 *           | −8.76                         | −4.21           |
|        |         | max  | 172.1 * | −1.49 *          | −19.3 * | 1.54 *  | 0.390 *           | 0.078 *           | −0.36             | 0.141 *  | 0.001             | 18.24 *                       | 4.79            |
|        |         | mean | 82.5 *  | −1.76 *          | −18.9 * | 0.93 *  | 0.210 *           | 0.035 *           | 0.32              | 0.053    | 0.026             | 0.07                          | 0.12            |
| autumn | B       | min  | −81.5 * | −0.76 *          | −12.3 * | 0.35    | 0.191 *           | −0.009            | −0.28             | −0.071   | −0.029            | −16.9 *                       | −2.8            |
|        |         | max  | 4.6     | 0.35             | −2.6    | −0.59   | −0.109 *          | 0.041 *           | 0.16              | −0.022   | −0.013            | −3.9                          | 2.6             |
|        |         | mean | −28.6   | −0.23            | −6.1    | −0.093  | 0.013 *           | 0.009             | −0.092            | −0.053   | −0.020            | −10.9 *                       | 0               |
|        | A       | min  | −59 *   | −1.21 *          | −12.3 * | 0.64 *  | 0.211 *           | −0.009            | −0.34             | −0.054   | −0.025            | −16.9 *                       | −2              |
|        |         | max  | −1.4    | 0.80 *           | −0.4    | −0.41   | −0.109 *          | 0.031 *           | 0.16              | 0.005    | −0.009            | −3.9                          | 4.4             |
|        |         | mean | −24.9   | −0.04            | −5.9    | −0.089  | 0.121 *           | 0.005             | −0.155            | −0.034   | −0.016            | −10.9 *                       | 0.97            |
| winter | B       | min  | −38.8   | −1.0 *           | −6.9    | −1.30 * | −0.180 *          | −0.020 *          | −0.60             | −0.045   | −0.011            | −24 *                         | 0               |
|        |         | max  | 40.7 *  | −0.1             | −4.2    | −0.21 * | 0.050             | 0.010 *           | −0.02             | −0.212 * | −0.084 *          | −10 *                         | −3.15           |
|        |         | mean | 6.7     | −0.63 *          | −5.7    | −0.84 * | −0.110 *          | −0.012 *          | −0.38             | −0.125   | −0.040            | −18.7 *                       | −1.82           |
|        | A       | min  | −36.1   | −1.3 *           | −9.7    | −1.42 * | −0.190 *          | −0.020 *          | −0.60             | −0.030   | −0.011            | −24 *                         | −3.15           |
|        |         | max  | 21.8    | −0.76 *          | −4.5    | −0.57 * | 0.060             | 0.025 *           | −0.16             | −0.220 * | −0.074 *          | −11 *                         | −0.15           |
|        |         | mean | −6.1    | −1.03 *          | −6.5    | −0.93 * | −0.108 *          | 0.001             | −0.31             | −0.112   | −0.040            | −18.5 *                       | −1.65           |

Notes: The results for the BACI analysis of seasonal differences in water quality parameters between the control point (C) and before and after the dam (B, A). The maximum values are given for each season. Thus, positive differences in the mean relative difference indicate an increase in value, and negative differences, a decrease in value. \* Statistically significant differences for  $p < 0.05$ .



In the case of the Piwonia River, a statistically significant improvement in water quality was found, as the decrease in COD was 9.56 and 12.16 mg·L<sup>−1</sup> before and after the dam, respectively. In the case of the Tyśmienica River, the COD decrease was statistically insignificant and amounted to 2.90 and 8.73 mg·L<sup>−1</sup>, respectively (Table 3). The reduction of COD pollution for the Piwonia and Tyśmienica rivers was 24 and 17%, respectively. In the spring, on the Piwonia River, before the beaver, the concentration decrease in COD of 23.9 mg·L<sup>−1</sup> (−44%) occurred (Tables 1 and 2). Temporal variability was statistically insignificant. A highly statistically significant effect of land use was found and no effect of the habitat on changes in the oxygen conditions was found (Table 4). The impact of air temperature changes and the flow of water disturbed by the increased activity of beavers in the spring were not the dominant factors determining changes in the COD concentrations [29]. Both the impact of large amounts of sediments and the reduction of the freedom of the water outflow, which favour the decomposition of matter, create anaerobic conditions in the waters of beaver ponds [30]. Usually, the water below dams is better oxygenated than in places not affected by the damming structure on the river [31]. A low BOD<sub>5</sub> value of less than 3 mg·L<sup>−1</sup> indicates slight contamination with organic matter and an improvement in the aerobic conditions for microorganisms [32]. The improvement in the value of the BOD<sub>5</sub> parameter was found in all the measured seasons. However, these changes were statistically significant. The decrease in BOD<sub>5</sub> values for site B was 0.30 and 0.60 mg·L<sup>−1</sup> for the Tyśmienica and Piwonia rivers, respectively. For site A, the decrease in BOD<sub>5</sub> was 0.58 and 0.81 mg·L<sup>−1</sup>, respectively (Table 3). The reduction of BOD<sub>5</sub> pollution for the Tyśmienica and Piwonia rivers was 19% and 27%, respectively. The greatest decrease in BOD<sub>5</sub> contamination was found in the summer, when it amounted to 2.24 mg·L<sup>−1</sup> (−61%) (Tables 1 and 2). Statistically significant differences in the BOD<sub>5</sub> parameter were found in temporal and land use variability (Table 4).

**Table 3.** Mean BACI values.

| River      | Habitats | EC     | BOD <sub>5</sub> | COD      | TN       | N-NH <sub>4</sub> | N-NO <sub>2</sub> | N-NO <sub>3</sub> | TP        | P-PO <sub>4</sub> | SO <sub>4</sub> <sup>2−</sup> | Cl <sup>−</sup> |
|------------|----------|--------|------------------|----------|----------|-------------------|-------------------|-------------------|-----------|-------------------|-------------------------------|-----------------|
| Tyśmienica | B        | −26.43 | −0.30            | −2.90    | −0.392   | 0.0333            | −0.0103 *         | −0.1100           | −0.1390   | −0.0433           | −7.08                         | −3.16           |
|            | A        | −34.88 | −0.58            | −8.73    | −0.737 * | 0.0480            | −0.0100 *         | −0.5525           | −0.1588 * | −0.0598 *         | −5.45                         | −2.84           |
| Piwonia    | B        | −0.47  | −0.60 *          | −9.56    | −0.163   | 0.0900            | 0.0023            | −0.1480           | −0.0148   | −0.0090           | −9.77                         | −2.71           |
|            | A        | 2.53   | −0.81 *          | −12.16 * | −0.273   | 0.1033 *          | 0.0073            | −0.2243           | −0.0707   | −0.0143           | −9.38                         | −1.68           |

Notes: \* Statistically significant differences for  $p < 0.05$ .

**Table 4.** Impact of Habitats, Season and Land Use on changes in water quality parameters.

| Parameter                     | Habitats | Season                    | Land use                  | Habitats: Season | Habitats: Land Use | Season: Land Use | Habitats: Season: Land Use |
|-------------------------------|----------|---------------------------|---------------------------|------------------|--------------------|------------------|----------------------------|
| EC                            | 0.197    | 0.0442 *                  | $4.59 \times 10^{-7}$ *** | 0.399            | 0.394              | 0.377            | 0.599                      |
| BOD <sub>5</sub>              | 0.139    | $4.23 \times 10^{-4}$ **  | 0.0016 **                 | 0.399            | 0.399              | 0.0229 *         | 0.506                      |
| COD                           | 0.196    | 0.272                     | 0.0271 *                  | 0.398            | 0.399              | 0.428            | 0.599                      |
| TN                            | 0.151    | 0.242                     | $3.33 \times 10^{-5}$ *** | 0.396            | 0.390              | 0.660            | 0.604                      |
| N-NH <sub>4</sub>             | 0.174    | $4.09 \times 10^{-6}$ *** | $1.36 \times 10^{-5}$ *** | 0.399            | 0.389              | 0.0079 **        | 0.599                      |
| N-NO <sub>2</sub>             | 0.191    | 0.0513 *                  | $5.11 \times 10^{-5}$ *** | 0.388            | 0.386              | 0.738            | 0.546                      |
| N-NO <sub>3</sub>             | 0.181    | 0.0611 *                  | $5.82 \times 10^{-4}$ *** | 0.388            | 0.396              | 0.198            | 0.598                      |
| TP                            | 0.193    | $1.36 \times 10^{-5}$ *** | $9.40 \times 10^{-4}$ *** | 0.396            | 0.397              | 0.194            | 0.449                      |
| P-PO <sub>4</sub>             | 0.185    | $5.87 \times 10^{-6}$ *** | $1.13 \times 10^{-5}$ *** | 0.398            | 0.396              | 0.135            | 0.557                      |
| SO <sub>4</sub> <sup>2−</sup> | 0.138    | $3.66 \times 10^{-6}$ *** | 0.462                     | 0.372            | 0.392              | 0.486            | 0.600                      |
| Cl <sup>−</sup>               | 0.196    | 0.104                     | $2.01 \times 10^{-4}$ *** | 0.398            | 0.394              | 0.181            | 0.598                      |

Notes: Statistically significant dependence: \*\*\* ( $p = 0.001$ ). \*\* ( $p = 0.01$ ). \* ( $p = 0.05$ ).



Analysing the purification of biogenic compounds released in the water from agricultural areas by surface runoff is particularly important for determining the impact of beaver dams on the river water quality. The concentration of nutrients due to the beaver dam was characterised by temporal and land use variability (Table 4). In the case of the Tyśmienica River, a statistically significant improvement in water quality was found, as the decrease in TP was 0.139 and 0.159 mg·L<sup>-1</sup>, before and after the beaver dam, respectively. In the Piwonia River case, the TP decrease was statistically insignificant and amounted to 0.015 and 0.071 mg L<sup>-1</sup>, respectively (Table 3). The reduction of TP pollution for the Piwonia and Tyśmienica rivers was 21 and 45%, respectively. In the autumn, on the Tyśmienica River, at the site after the beaver, a TP decrease of 0.247 mg·L<sup>-1</sup> (−61%) occurred (Tables 1 and 2). In the case of the Piwonia River, a statistically significant improvement in water quality was found, as the decrease in P-PO<sub>4</sub> was 0.009 and 0.014 mg·L<sup>-1</sup> before and after the dam, respectively. In the case of the Tyśmienica River, the decrease in P-PO<sub>4</sub> was statistically significant and amounted to 0.043 and 0.060 mg·L<sup>-1</sup>, respectively (Table 3). The reduction of P-PO<sub>4</sub> pollution for the Piwonia and Tyśmienica rivers was 16 and 57%, respectively. In the spring on the Tyśmienica River at the site after the beaver, the P-PO<sub>4</sub> decreased by 0.100 mg·L<sup>-1</sup> (−67%) (Tables 1 and 2). In the case of the Piwonia River, the reduction of the TP and P-PO<sub>4</sub> concentrations was much lower, which was caused by the decomposition of the dam in the summer. Similar results were obtained in England where the concentration of P-PO<sub>4</sub> in the water flowing out after being filtered through a beaver dam was much lower than in sites where no impact of European beavers was found. Barriers can create suitable conditions for the removal of nutrients from agricultural fields [15,16]. Beaver ponds can act as a phosphorus accumulator in terms of accumulation in bottom sediments. Their dynamics are affected by both climatic and seasonal changes and the availability of organic matter [12]. This is confirmed by studies which showed that sediments from beaver ponds were characterised by higher concentrations of PO<sub>4</sub> and NO<sub>3</sub> than sediments collected after beaver dams [33]. In addition, ensuring a stable water level in rivers above the natural damming structure slows down the speed of the water flow, positively affecting the reduction of the movement of nutrients [34]. A tendency to maintain an elevated concentration of P-PO<sub>4</sub> in the vicinity of beaver ponds and to decrease with increasing distance from the natural reservoir was also found [35]. Studies show the importance of runoff analysis as an important indicator of pollutant retention due to beaver activity. Natural beaver ponds are a source of phosphorus in water, accumulating with the increasing age of the beaver pond [36]. In addition, deteriorating conditions in the lower water layers of beaver pools are conducive to increasing the concentrations of ammonium and phosphate ions. Ensuring a stable water level in rivers above the natural damming structure slows down the speed of the water flow, positively affecting the reduction of the movement of nutrients [34]. Both sorption and desorption of phosphorus forms in aquatic environments depend on the geochemical composition, organic matter content, type of clay materials, and sediments. Understanding changes in TP and P-PO<sub>4</sub> concentrations due to bottom sediments and river impoundments is crucial for managing policies to mitigate nutrient shifts within watersheds. The dam's age and size may affect the phosphorus content in the waters of beaver ponds. Young beaver ponds were a source of phosphorus, while in the case of the impact of older natural barriers, a tendency to phosphorus retention was demonstrated [37].

In the case of the Tyśmienica River, an improvement in water quality was found, as the decrease in TN and N-NO<sub>2</sub> pollution was statistically significant. In the case of the Piwonia River, the decrease was statistically insignificant. In the case of N-NO<sub>3</sub>, statistically insignificant decreases in pollution in places with beavers were recorded for both rivers (Tables 1–3). The reduction of pollution in the Tyśmienica for TN, N-NO<sub>3</sub>, and N-NO<sub>2</sub> was 21, 34, and 44%, respectively. In the case of the Piwonia River, the reduction of the concentrations was much lower and amounted to 8, 15, and 33%. The situation differed in the case of N-NH<sub>4</sub>, whose concentration in Tyśmienica and Piwonia Rivers increased by 16 and 33%, respectively. In the Piwonia River, the pollution reduction was much

lower, which was caused by the decomposition of the dam in the summer. A statistically significant variability in the parameters  $\text{N-NH}_4$ ,  $\text{N-NO}_2$ , and  $\text{N-NO}_3$  temporal and land use was demonstrated. Water quality changes for TN showed statistically significant differences in land use (Table 4). Seasonal temperature increases positively affected the reduction of biogenic pollutants (spring and summer) by increasing their chemical reactivity. Increasing concentrations of  $\text{N-NH}_4$  were observed along with the distance from the damming downstream and decreasing directional trends for  $\text{N-NO}_3$  [13]. The increase in  $\text{N-NH}_4$  concentration below the beaver pond could result from releasing this compound from anaerobic sediments, peat mineralisation, and reducing nitrates to ammonia [38]. Pollutants can be retained seasonally:  $\text{N-NO}_3$  and organic nitrogen are retained in winter,  $\text{N-NO}_3$  is accumulated in spring, and organic nitrogen in summer [39]. The retention of decomposing organic remains in beaver ponds also created ideal conditions for the combined processes of nitrification and denitrification, enabling the removal of 5 to 45% of  $\text{NO}_3$  from the watershed [40]. A beaver pond could be both a sink and an emitter of nitrogen pollutants. Seasonality of changes in  $\text{N-NO}_3$  concentrations was found because, in the summer, the beaver pond absorbed pollutants (25% decrease in June), while in autumn, the beaver pond emitted pollution (63% increase in September) [41].

In the case of the Piwonia and Tyśmienica rivers, water quality was improved, as the decrease in  $\text{EC}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , and  $\text{Cl}^-$  pollution was statistically insignificant (Tables 1–3). The reduction of pollution in the Tyśmienica for  $\text{EC}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , and  $\text{Cl}^-$  was 8, 17, and 29%, respectively. In the case of the Piwonia River, the reduction of the concentrations was much lower and amounted to 1, 29, and 27%. Similar results of conductivity changes were found on the Bystrzyca River, showing a decrease in the  $\text{EC}$  value in the water below the weir. The increase in  $\text{EC}$  proved the quantitative increase of mineral impurities in water [29,42]. The values of the  $\text{EC}$  parameter showed statistically significant differences in terms of seasonality and land use (Table 4). Temporal variability of  $\text{SO}_4^{2-}$  and  $\text{Cl}^-$  was statistically insignificant. Seasonal variations in  $\text{EC}$  can be influenced not only by temperature but by rainfall intensity and land use. Intensive rainfall may cause the dilution of water, reducing its conductivity. However, an intensive surface runoff contributes to the transport of salt ions leached from the soil to the water (increase in  $\text{EC}$ ) [43]. In studies conducted on Herrington Creek, a slight reduction of sulphates was found, but no statistically significant differences were found between the sites upstream and downstream of the dam [44]. The opposite effect of the impact of beaver dams on the water quality resulted from research conducted in Germany, where significant changes caused by the construction of dams were listed as an increase in conductivity, water hardness, and the  $\text{SO}_4^{2-}$  concentration. In addition, a positive correlation ( $r = 0.82$ ) was identified between the number of dams along the river section and the change in sulphate [45]. In other studies, higher concentrations of  $\text{SO}_4$  were found below the beaver dam than in the water of the dam basin and directly in front of the beaver dam. Below the beaver dam, higher concentrations of sulphates and other pollutants may be dissolved from March to October. This is a direct result of the dry season, which causes lower water dilution [46]. Within the beaver dams, there is a different intensity of reduction in the concentration of sulphate ions depending on the depth of water retention. The concentration of sulphate ions is reduced in the waters of the lower parts of beaver ponds, while on the surface of stagnant waters, they are not reduced [47]. In the remaining seasons, no changes in chloride pollution were observed. Research conducted on small watercourses shows that surface waters are characterized by low concentrations of chlorides [7,32].

### 3.2. Impact Analysis

Different land use, construction parameters, and the age of the beaver dam characterised individual research stations. Beavers cut down many trees in the early stages and use branches to block the river. In the next stage, herbaceous plants are used to build the barriers. Then beavers build small and permeable compartments. In the third stage of construction, the beaver dams are sealed, and the outflow is blocked with silt and plant

debris. After some time, some dams are abandoned, and no beaver presence is observed. During the research, it was observed that as a result of the flood runoff or human activities, some partitions were partially or completely destroyed [48]. In the case of the destruction of beaver dams, these animals use new building materials, such as cutting trees and bushes, for reconstruction [49,50]. The construction of beaver dams is also associated with the presence of clay and silt deposits, as beavers use clay-dust substrate as a building material [51]. Beavers build dams from various materials: wood, rock, sediment, and organic debris. It was shown that 27% of the examined dams contained stones and rocks in their construction [52]. Beaver dams can be divided according to the flow through their structure. The classification developed by Woo and Waddington [53] indicates four types of dam flows: overflow, gap flow, through flow, and underflow. The proper functioning of dams is disturbed by their washing away by flood waters or decomposition by people (Figures 2 and 3). Beavers then rebuild the damaged dams. Often, however, beavers move to another habitat, where they build a new dam. Then the remains of the damaged and inactive dam are washed away by water, contributing to increased river pollution. Removing the dam releases pollutants accumulated in the bottom sediments [18].



**Figure 2.** Active beaver young dam with gap flow.





**Figure 3.** Beaver dam was destroyed by people.

Analyses carried out in Malaysia have shown that intensive agricultural use and degradation of forest land are the main causes of changes in the surface water quality, as 87% of the water quality is affected by urbanised areas, 82% by agricultural use, 77% by forestry, and 44% by other forms of land use. Agricultural and forestry activities contributed to significant changes in the surface water chemical and physicochemical parameters [54]. Research conducted in the Zêzere river basin in Portugal has demonstrated close links between water and land management. The reduction of mixed forest area shows a high correlation with the variability of the BOD<sub>5</sub> parameter in surface waters. Water pollution results from using chemicals to increase agricultural production and increases the presence of  $\text{NO}_3^-$  and  $\text{NH}_4^+$  in the waters. In the case of  $\text{NO}_2^-$ , the greatest correlation between the occurrence of this parameter in water results from the extraction of minerals and agricultural use [55]. The research conducted on the Lublin Upland shows that the highest concentrations of nutrients were recorded in water flowing from agricultural fields. In forest areas, water runoff occurs much less frequently and carries the smallest pollutants [56–58]. The results of our research confirm the thesis on the positive impact of the forest on the reduction of surface water pollution (Table 5). The highest concentrations of N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>2</sub>, TP, and P-PO<sub>4</sub> were found in meadows. However, the highest concentrations of TN and N-NO<sub>3</sub> were found in scrubs. Changes in water quality parameters, in addition to land use, are influenced by seasons and habitats. Total nitrogen concentrations in streams in the Wheeler Lake Watershed in northern Alabama in the summer waters were 34% higher than the annual average. Similarly, particulate matter and total phosphorus reached higher concentrations in summer (24% above the annual average), while in spring, their decrease was 25% below the average annual value of these parameters in water. The dissolved oxygen concentrations were 46% higher than the annual average in autumn, while their decrease to approx. 18–26% below the annual average was recorded in the summer [59]. Seasonal quality variability studies were also conducted in Poland on the Bug and Bystrzyca rivers [7,60]. In the Bug River, the concentration of chlorides, sulphates, and nitrates was the highest in winter. The periodic increase in water pollution is related to urbanisation, intense land use changes, and municipal wastewater discharges. In the

Bystrzyca River, the highest concentrations of biogenic pollutants were recorded in winter. In this case, the seasonal increase in pollution was due to the low water levels and a lack of vegetation. Our research found the highest concentrations of phosphates and ammonium nitrogen in summer. In turn, the highest nitrate and total nitrogen concentrations were found in spring (Table 6). Very high concentrations of ammonium nitrogen during drought result from its release in drained peatlands [61,62]. The mean values of the concentrations of the water quality parameters tested were usually low. All parameters, with the exception of P-PO<sub>4</sub>, met the standards of a good ecological status [63]. The average values of P-PO<sub>4</sub> exceeded the critical values of a good ecological status in the summer and meadows.

**Table 5.** Water quality parameters in relation to land use in Tyśmienica and Piwonia Rivers.

| Parameters                    | Meadows             | Scrubs              | Forest              | TGES  |
|-------------------------------|---------------------|---------------------|---------------------|-------|
| EC                            | 423.3 <sup>a</sup>  | 400.5 <sup>a</sup>  | 305.25 <sup>b</sup> | 576   |
| BOD <sub>5</sub>              | 2.96 <sup>a</sup>   | 3.09 <sup>a</sup>   | 2.4 <sup>b</sup>    | 4.1   |
| COD                           | 48.95 <sup>a</sup>  | 49.70 <sup>a</sup>  | 45.55 <sup>b</sup>  | 79    |
| TN                            | 3.63 <sup>a</sup>   | 3.84 <sup>a</sup>   | 2.55 <sup>b</sup>   | 4.5   |
| N-NH <sub>4</sub>             | 0.39 <sup>a</sup>   | 0.22 <sup>b</sup>   | 0.17 <sup>b</sup>   | 0.68  |
| N-NO <sub>2</sub>             | 0.019 <sup>a</sup>  | 0.020 <sup>a</sup>  | 0.011 <sup>b</sup>  | 0.03  |
| N-NO <sub>3</sub>             | 0.88 <sup>b</sup>   | 1.47 <sup>a</sup>   | 1.01 <sup>a</sup>   | 2.5   |
| TP                            | 0.388 <sup>a</sup>  | 0.229 <sup>a</sup>  | 0.153 <sup>b</sup>  | 0.40  |
| P-PO <sub>4</sub>             | 0.1063 <sup>a</sup> | 0.0893 <sup>a</sup> | 0.0725 <sup>b</sup> | 0.102 |
| SO <sub>4</sub> <sup>2−</sup> | 27                  | 27                  | 28                  | 64.8  |
| Cl <sup>−</sup>               | 12.5 <sup>a</sup>   | 9.5 <sup>a</sup>    | 4.5 <sup>b</sup>    | 29.4  |

Notes: Different letters indicate statistically significant differences at  $p < 0.05$ . TGES—threshold good ecological status.

**Table 6.** Seasonal water quality parameters at Tyśmienica and Piwonia Rivers.

| Parameters                    | Spring              | Summer              | Autumn               | Winter               | TGES  |
|-------------------------------|---------------------|---------------------|----------------------|----------------------|-------|
| EC                            | 351.9 <sup>b</sup>  | 359.6 <sup>ab</sup> | 400.25 <sup>a</sup>  | 402.05 <sup>a</sup>  | 576   |
| BOD <sub>5</sub>              | 2.89 <sup>b</sup>   | 2.65 <sup>b</sup>   | 3.28 <sup>a</sup>    | 2.47 <sup>c</sup>    | 4.1   |
| COD                           | 49.00               | 47.45               | 47.15                | 48.55                | 79    |
| TN                            | 3.38                | 3.34                | 3.31                 | 3.34                 | 4.5   |
| N-NH <sub>4</sub>             | 0.16 <sup>c</sup>   | 0.39 <sup>a</sup>   | 0.18 <sup>c</sup>    | 0.27 <sup>b</sup>    | 0.68  |
| N-NO <sub>2</sub>             | 0.016 <sup>ab</sup> | 0.023 <sup>a</sup>  | 0.012 <sup>b</sup>   | 0.012 <sup>b</sup>   | 0.03  |
| N-NO <sub>3</sub>             | 1.20 <sup>a</sup>   | 1.06 <sup>c</sup>   | 1.02 <sup>c</sup>    | 1.09 <sup>b</sup>    | 2.5   |
| TP                            | 0.191 <sup>c</sup>  | 0.334 <sup>a</sup>  | 0.229 <sup>b</sup>   | 0.195 <sup>bc</sup>  | 0.40  |
| P-PO <sub>4</sub>             | 0.0695 <sup>b</sup> | 0.1045 <sup>a</sup> | 0.0845 <sup>ab</sup> | 0.0955 <sup>ab</sup> | 0.102 |
| SO <sub>4</sub> <sup>2−</sup> | 26 <sup>b</sup>     | 31 <sup>a</sup>     | 27 <sup>ab</sup>     | 25 <sup>b</sup>      | 64.8  |
| Cl <sup>−</sup>               | 9.0                 | 7.4                 | 7.9                  | 10.9                 | 29.4  |

Notes: Different letters indicate statistically significant differences at  $p < 0.05$ . TGES—threshold good ecological status.

#### 4. Conclusions

The research shows that the river water quality changes result from many factors, such as *Castor fiber* L. habitats. As a result of applying the BACI model, differences were found between the water in habitats with beavers and control habitats. Significant statistical changes in the water quality parameters for season and land use were found. The highest concentrations of TP, P-PO<sub>4</sub>, N-NH<sub>4</sub>, and N-NO<sub>2</sub> were found in the summer on meadows.

However, the highest concentrations of TN and N-NO<sub>3</sub> were found in the spring in the shrubs. The variety of structures and the age of dams affect their functioning. Pollution is reduced in the case of stable barriers on the Tyśmienica River. We found that 57% of P-PO<sub>4</sub>, 45% of TP, 44% of N-NO<sub>2</sub>, 34% of N-NO<sub>3</sub>, and 21% of TN were removed on the scale of barrier coverage. The situation is different only in the case of N-NH<sub>4</sub>, where most often, there is a clear increase in concentration. In the event of the destruction of beaver habitats on the Piwonia River, pollutants are emitted, and water quality deteriorates. In certain periods, especially in summer, individual dams may contribute to reducing or emitting pollutants. Ensuring the durability and tightness of beaver dam structures may contribute to proper water quality management in the future. It is important to conduct further research in order to verify the impact of the presence of natural dams in rivers on changes in the environment. For a proper analysis of the effects of renovation, it is necessary to provide data before and after the event. The monitoring project should be carried out on two spatial scales: at the reach scale and the scale of the catchment area.

**Author Contributions:** Conceptualization, K.P. and A.G.; theoretical discussion, K.P. and A.G.; methodology, K.P.; data analysis, K.P. and A.G.; writing—original draft preparation, K.P.; writing—review and editing, A.G. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

**Funding:** This paper was written on the basis of the research projects funded by: Polish Ministry of Science and Higher Education—project entitled: Water, wastewater and energy management (contracts No. TKD/DS1, TKD/S/1); The paper was written within the framework of a PhD thesis prepared by Katarzyna Poleć, M.Sc., from the project no SD/27/ISGiE/2021 financed by the University of Life Science in Lublin (Poland) entitled “The influence of the European beaver (*Castor fiber*) activity on the shaping of water resources”.

**Institutional Review Board Statement:** Not applicable.

**Informed Consent Statement:** Not applicable.

**Data Availability Statement:** All data generated or analyzed during this study are included in this published article.

**Conflicts of Interest:** The authors declare no conflict of interest.

## References

1. Madhav, S.; Ahamad, A.; Singh, A.K.; Kushawaha, J.; Chauhan, J.S.; Sharma, S.; Singh, P. Water pollutants: Sources and impact on the environment and human health. In *Sensors in Water Pollutants Monitoring: Role of Material*; Springer: Singapore, 2020; pp. 43–62.
2. Oki, T.; Kanae, S. Global Hydrological Cycles and World Water Resources. *Science* **2006**, *313*, 1068–1072. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
3. Adimalla, N.; Qian, H. Groundwater quality evaluation using water quality index (WQI) for drinking purposes and human health risk (HHR) assessment in an agricultural region of Nanganur, south India. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **2019**, *176*, 153–161. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
4. Szpak, D.; Boryczko, K.; Żywiec, J.; Piegoń, I.; Tchorzewska-Cieślak, B.; Rak, J.R. Risk assessment of water intakes in South-Eastern Poland in relation to the WHO requirements for water safety plans. *Resources* **2021**, *10*, 105. [[CrossRef](#)]
5. Moss, B. Water pollution by agriculture. *Phil. Trans. R. Soc. B* **2008**, *363*, 659–666. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
6. Puchlik, M.; Piekutin, J.; Dyszewska, K. Analysis of the impact of climate change on surface water quality in North-Eastern Poland. *Energies* **2022**, *15*, 164. [[CrossRef](#)]
7. Grzywna, A.; Bronowicka-Mielniczuk, U. Spatial and temporal variability of water quality in the Bystrzyca River Basin. Poland. *Water* **2020**, *12*, 190. [[CrossRef](#)]
8. Wróbel, M.; Krysztofiak-Kaniewska, A. Long-term dynamics of and potential management strategies for the beaver (*Castor fiber*) population in Poland. *Eur. Zool. J.* **2020**, *87*, 116–121. [[CrossRef](#)]
9. Połec, K.; Grzywna, A.; Tarkowska-Kukuryk, M.; Bronowicka-Mielniczuk, U. Changes in the ecological status of rivers caused by the functioning of natural barriers. *Water* **2022**, *14*, 1522. [[CrossRef](#)]
10. Florek, M.; Domaradzki, P.; Skałeczki, P.; Ryszkowska-Siwko, M.; Ziomek, M.; Tajchman, K.; Gondek, M.; Pyz-Łukasik, R. Content and solubility of collagen and their relation to proximate composition and shear force of meat from different anatomical location in carcass of European Beaver (*Castor fiber*). *Foods* **2022**, *11*, 1288. [[CrossRef](#)]
11. Nica, A.; Petrea, M.S.; Simionov, I.A.; Antache, A.; Cristea, V. Ecological impact of European Beaver, *Castor fiber*. *Sci. Pap. Ser. D Anim. Sci.* **2022**, *65*, 640–647.



12. Brazier, R.E.; Puttock, A.; Graham, H.A.; Auster, R.E.; Davies, K.H.; Brown, C.M.L. Beaver: Nature's ecosystem engineers. *Wire's Water* **2021**, *8*, e1494. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
13. Grudzinski, B.P.; Fritz, K.; Golden, H.E.; Newcomer-Johnson, T.A.; Rech, J.A.; Levy, J.; Fain, J.; McCarty, J.L.; Johnson, B.; Keng Vang, T.; et al. A global review of beaver dam impacts: Stream conservation implications across biomes. *Glob. Ecol. Conserv.* **2022**, *37*, 14–23. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
14. Hughes, D.A.; Mantel, S.K. Estimating the uncertainty in simulating the impacts of small farm dams on streamflow regimes in South Africa. *Hydrol. Sci. J.–J. Sci. Hydrol.* **2010**, *55*, 578–592. [[CrossRef](#)]
15. Puttock, A.; Graham, H.A.; Cunliffe, A.M.; Elliott, M.; Brazier, R.E. Eurasian beaver activity increases water storage. attenuates flow and mitigates diffuse pollution from intensively-managed grasslands. *Sci. Total Environ.* **2017**, *576*, 430–443. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
16. Smith, A.; Tetzlaff, D.; Gelbrecht, J.; Kleine, L.; Soulsby, C. Riparian wetland rehabilitation and beaver re-colonization impacts on hydrological processes and water quality in a lowland agricultural catchment. *Sci. Total Environ.* **2020**, *699*, 134302. [[CrossRef](#)]
17. Shepherd, N.L.; Nairn, R.W. Induced mobilization of stored metal precipitates from beaver (*Castor canadensis*) created wetlands on a mine drainage impacted stream. *Wetl. Ecol. Manag.* **2022**, *30*, 127–137. [[CrossRef](#)]
18. Kalvītē, Z.; Libietē, Z.; Kļaviņš, I.; Bārdule, A.; Bičkovskis, K. The impact of beaver dam removal on the chemical properties of water in drainage ditches in peatland forests. *Scand. J. For. Res.* **2021**, *36*, 1–14. [[CrossRef](#)]
19. Thompson, J.; Pelc, C.E.; Brogan, W.R., III; Jordan, T.E. The multiscale effects of stream restoration on water quality. *Ecol. Eng.* **2018**, *124*, 7–18. [[CrossRef](#)]
20. Thompson, J.; Pelc, C.E.; Jordan, T.E. Water quality sampling methods may bias evaluations of watershed management practices. *Sci. Total Environ.* **2021**, *765*, 142739. [[CrossRef](#)]
21. West Polesie Transboundary Biosphere Reserve. Belarus/Poland/Ukraine. UNESCO 2012. Available online: <https://en.unesco.org/biosphere/eu-na/west-polesie> (accessed on 2 April 2023).
22. Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 10 kwietnia 1990 r. w sprawie utworzenia Poleskiego Parku Narodowego. *Dz. Ustaw* **1990**, *27*, 155.
23. ISO 5667-6:2016-12; Water Quality—Sampling—Part 6: Guidance on Sampling of Rivers and Streams. PKN: Warszawa, Poland, 2016.
24. ISO 15705:2002; Water Quality: Determination of the Chemical Oxygen Demand Index (ST-COD), Small-Scale Sealed-Tube Method. PKN: Warszawa, Poland, 2002.
25. ISO 5815-1:2019; Water Quality—Determination of Biochemical Oxygen Demand after n Days (BOD<sub>n</sub>), Dilution and Seeding Method with Allylthiourea Addition. ISO: Geneva, Switzerland, 2019.
26. ISO 6878:2004; Water Quality-Determination of Phosphorus-Ammonium Molybdate Spectrometric Method. ISO: Geneva, Switzerland, 2004.
27. Stewart-Oaten, A.; Bence, J.R. Temporal and spatial variation in environmental impact assessment. *Ecol. Monogr.* **2001**, *71*, 305–339. [[CrossRef](#)]
28. Weber, N.; Bouwes, N.; Pollock, M.M.; Volk, C.; Wheaton, J.M.; Wathen, G. Alteration of stream temperature by natural and artificial beaver dams. *PLoS ONE* **2017**, *12*, e0176313. [[CrossRef](#)]
29. Dou, M.; Li, G.; Li, C. Quantitative relations between chemical oxygen demand concentration and its influence factors in the sluice-controlled river reaches of Shaying River, China. *Environ. Monit. Assess.* **2015**, *187*, 4139. [[CrossRef](#)]
30. Rozhkova-Timina, I.O.; Popkov, V.K.; Mitchell, P.J.; Kirpotin, S.N. Beavers as ecosystem engineers—a review of their positive and negative effects. *IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci.* **2018**, *201*, e012015. [[CrossRef](#)]
31. Tomczyk, P.; Wiatkowski, M. Impact of a small hydropower plant on water quality dynamics in a diversion and natural river channel. *Energia* **2021**, *50*, 1156–1170. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
32. Prambudy, H.; Supriyatin, T.; Setiawan, F. The testing of chemical oxygen demand (COD) and biological oxygen demand (BOD) of river water in Cipager Cirebon. *J. Phys. Conf. Ser.* **2019**, *1360*, 012010. [[CrossRef](#)]
33. Gibbs, D. The effect of beaver ponds on the nutrient composition in the water column and the sediments of Cart Creek. *Ecosystems* **2014**, *3*, 1–8.
34. Čiuldienė, D.; Vigras, E.; Belova, O.; Aleinikovas, M.; Armolaitis, K. The effect of beaver dams on organic carbon. nutrients and methyl mercury distribution in impounded waterbodies. *Wildl. Biol.* **2020**, *3*, 1–8. [[CrossRef](#)]
35. Błędzki, L.A.; Bubier, J.L.; Moulton, L.A.; Kyker-Snowman, T.D. Downstream effects of beaver ponds on the water quality of New England first-and second-order streams. *Ecohydrology* **2011**, *4*, 698–707. [[CrossRef](#)]
36. Strzelec, M.; Białek, K.; Spyra, A. Activity of beavers as an ecological factor that affects the benthos of small rivers-a case study in the Żylica River (Poland). *Biologia* **2018**, *73*, 577–588. [[CrossRef](#)]
37. Ecke, F.; Levanoni, O.; Audet, J.; Carlson, P.; Eklöf, K.; Hartman, G.; McKie, B.; Ledesma, J.; Segersten, J.; Truchy, A.; et al. Meta-analysis of environmental effects of beaver in relation to artificial dams. *Environ. Res. Lett.* **2017**, *12*, 113002. [[CrossRef](#)]
38. Bason, C.W.; Kroes, D.E.; Brinson, M.M. The effect of beaver ponds on water quality in rural coastal plain streams. *Southeast. Nat.* **2017**, *16*, 584–602. [[CrossRef](#)]
39. Correll, D.L.; Jordan, T.E.; Weller, D.E. Beaver Pond biogeochemical effects in the Maryland Coastal Plain. *Biogeochemistry* **2000**, *49*, 217–239. [[CrossRef](#)]

40. Lazar, J.G.; Addy, K.; Gold, A.J.; Groffman, P.M.; McKinney, R.A.; Kellogg, D.Q. Beaver ponds: Resurgent nitrogen sinks for rural watersheds in the Northeastern United States. *J. Environ. Qual.* **2015**, *44*, 1684–1693. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
41. Murray, D.; Neilson, B.T.; Brahney, J. Source or sink? Quantifying beaver pond influence on non-point source pollutant transport in the Intermountain West. *J. Environ. Manag.* **2021**, *285*, 112127. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
42. Gugala, M.; Sikorska, A.; Kapela, K.; Zarzecka, K. Seasonal changes in selected indicators of water quality of the Łydynia river. *J. Ecol. Eng.* **2016**, *17*, 149–153. [\[CrossRef\]](#)
43. Pal, M.; Samal, N.R.; Roy, P.K.; Roy, M.B. Electrical conductivity of lake water as environmental monitoring—A case study of Rudra agar Lake. *J. Environ. Sci.* **2015**, *9*, 66–71.
44. Margolis, B.E.; Castro, M.S.; Raesly, R.L. The impact of beaver impoundments on the water chemistry of two Appalachian streams. *Can. J. Fish. Aquat.* **2001**, *58*, 2271–2283. [\[CrossRef\]](#)
45. Koschorreck, M.; Herzsprung, P.; Brands, E.; Kirch, P.M.; Dalbeck, L. Minor effect of beaver dams on stream dissolved organic carbon in the catchment of a German drinking water reservoir. *Limnologia* **2016**, *61*, 36–43. [\[CrossRef\]](#)
46. Shaw, M.; Yazbek, L.; Singer, D.; Herndon, E. Seasonal mixing from intermittent flow drives concentration—Discharge behavior in a stream affected by coal mine drainage. *Hydrol. Process.* **2020**, *34*, 3669–3682. [\[CrossRef\]](#)
47. Kangur, M.; Puusepp, L.; Buhvestova, O.; Haldna, M.; Kangur, K. Spatio-temporal variability of surface sediment phosphorus fractions and water phosphorus concentration in Lake Peipsi (Estonia/Russia). *Est. J. Earth Sci.* **2013**, *62*, 171–180. [\[CrossRef\]](#)
48. Ignatius, A.R.; Rasmussen, T.C. Small reservoir effects on headwater water quality in the rural-urban fringe. Georgia Piedmont. USA. *J. Hydrol. Reg. Stud.* **2016**, *8*, 145–161. [\[CrossRef\]](#)
49. Janiszewski, P.; Wozniak, A.; Janiszewska, L. Wpływ tam bobrowych na zmiany w przegrodzonym cieku wodnym. *Zesz. Probl. Postępów Nauk. Rol.* **2005**, *506*, 197–204.
50. Barnes, D.M.; Mallik, A.U. Use of woody plants in construction of beaver dams in northern Ontario. *Can. J. Zool.* **1996**, *74*, 1781–1786. [\[CrossRef\]](#)
51. St-Pierre, M.L.; Labbé, J.; Darveau, M.; Imbeau, L.; Mazerolle, M.J. Factors affecting abundance of beaver dams in forested landscapes. *Wetlands* **2017**, *37*, 941–949. [\[CrossRef\]](#)
52. Ronnquist, A.L.; Westbrook, C.J. Beaver dams: How structure flow state, and landscape setting regulate water storage and release. *Sci. Total Environ.* **2021**, *785*, 147333. [\[CrossRef\]](#)
53. Woo, M.K.; Waddington, J.M. Effects of beaver dams on subarctic wetland hydrology. *Arctic* **1990**, *2*, 223–230. [\[CrossRef\]](#)
54. Camara, M.; Jamil, N.R.; Abdullah, A.F.B. Impact of land uses on water quality in Malaysia: A review. *Ecol. Process.* **2019**, *8*, 10. [\[CrossRef\]](#)
55. Meneses, B.M.; Reis, R.; Vale, M.J.; Saraiva, R. Land use and land cover changes in Zêzere watershed (Portugal)—Water quality implications. *Sci. Total Environ.* **2015**, *527*, 439–447. [\[CrossRef\]](#)
56. Mazur, A. Quantity and quality of surface and subsurface runoff from an eroded loess slope used for agricultural purposes. *Water* **2018**, *10*, 1132. [\[CrossRef\]](#)
57. Mazur, A. Surface and subsurface water runoff and selected matter components from the forested loess slope. *J. Ecol. Eng.* **2018**, *19*, 259–266. [\[CrossRef\]](#)
58. Mazur, A. Losses of chemical nutrients of plants and soil as a result of the outflow of water from the sodded loess slope. *Przemysł Chem.* **2018**, *12*, 2154–2157.
59. Tsegaye, T.; Sheppard, D.; Islam, K.R.; Tadesse, W.; Atalay, A.; Marzen, L. Development of chemical index as a measure of in-stream water quality in response to land-use and land cover changes. *Water Air Soil Pollut.* **2006**, *174*, 161–179. [\[CrossRef\]](#)
60. Grzywna, A.; Bronowicka-Mielniczuk, U.; Połec, K. Spatio-temporal changes of water pollution, and its sources and consequences in the Bug River, Poland. *Desalination Water Treat.* **2021**, *243*, 18–36. [\[CrossRef\]](#)
61. Koskinen, M.; Tahvanainen, T.; Sarkkola, S.; Menberu, M.W.; Laurén, A.; Sallantausta, T.; Nieminen, M. Restoration of nutrient-rich forestry-drained peatlands poses a risk for high exports of dissolved organic carbon, nitrogen, and phosphorus. *Sci. Total Environ.* **2017**, *586*, 858–869. [\[CrossRef\]](#)
62. Laine, M.P.; Strömmer, R.; Arvola, L. Nitrogen release in pristine and drained peat profiles in response to water table fluctuations: A mesocosm experiment. *Appl. Environ. Soil Sci.* **2013**, *2013*, 694368. [\[CrossRef\]](#)
63. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 25 czerwca 2021 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych. *Dz. Ustaw* **2021**, 1475. Available online: <https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/DocDetails.xsp?id=WDU20210001475> (accessed on 2 April 2023).

**Disclaimer/Publisher’s Note:** The statements, opinions and data contained in all publications are solely those of the individual author(s) and contributor(s) and not of MDPI and/or the editor(s). MDPI and/or the editor(s) disclaim responsibility for any injury to people or property resulting from any ideas, methods, instructions or products referred to in the content.



Decision: **accept**

---

March 05, 2025

JEENG-07045-2025-02

Impact of Beaver Dams on watercourse hydrology and morphology change  
in the Roztocze National Park

Dear Mr. Grzywna,

I am pleased to inform you that your manuscript, entitled: Impact of Beaver Dams on  
watercourse hydrology and morphology change  
in the Roztocze National Park, has been accepted for publication in our journal.

Thank you for submitting your work to us.

Kindest regards,  
Elżbieta Wołejko  
Managing Editor  
Journal of Ecological Engineering

# Impact of Beaver Dams on watercourse hydrology and morphology change in the Roztocze National Park

Katarzyna Kuśmierz<sup>1</sup>, Antoni Grzywna<sup>1\*</sup>, Agata Basak<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Department of Environmental Engineering, University of Life Sciences in Lublin, Leszczyńskiego 7, 20-069 Lublin, Poland

<sup>2</sup> Department of Geodesy and Spatial Information, University of Life Sciences in Lublin, Leszczyńskiego 7, 20-069 Lublin, Poland

\*Corresponding author's e-mail: antoni.grzywna@up.lublin.pl

## ABSTRACT

The article analyses hydromorphological changes in the stream caused by the construction of beaver dams. For the period of three hydrological half-years, water level fluctuations, changes in water retention, and the diversity of the stream morphology were examined. The influence of atmospheric precipitation and beaver activity on water depth fluctuations and the amount of water retention was found. The average water depth before the dams was 69 cm and ranged from 29 to 97 cm. The average increase in water depth caused by the dams was  $48 \pm 18$  cm. The water retention in the stream bed (pond capacity) ranged from 15.5 to 106.5 m<sup>3</sup>. The highest retention was recorded in August 2021 after heavy and long-lasting rainfall. The lowest retention was recorded in April 2022 due to the destruction of the D2 dam. Beaver activity also contributed to the transformation of the hydromorphological conditions of the stream. The Habitat Quality Assessment increased from 28 to 38 in places affected by beavers (an increase by 36%). The following changed: heterogeneity of the stream and riverbed material, diversity of vegetation types in the riverbed, diversity of elements accompanying woodland, and vegetation structure on the bank slopes. Extreme weather events and human activity have a significant impact on the functioning of beaver dams, which highlights their key importance in stabilizing water levels and protecting river ecosystems. The sensitivity of the river hydrological system to intense precipitation and its deficits highlights the need to protect natural channel structures that increase the retention capacity of dams and support the restoration of degraded areas by restoring natural hydrological and geomorphological processes.

**Keywords:** *Castor fiber*, water depth, water retention, hydro-morphology, Świerszcz stream

## INTRODUCTION

The hydrological regime is largely shaped by climatic factors, of which precipitation is the most important (Pumo et al. 2016). The impact of climate change on river hydrology leads to significant transformations in the characteristics of runoff, which in turn affects the dynamics of meander development and the formation of river channel morphology. Even small changes in the average annual temperature and precipitation can lead to significant changes in the frequency and intensity of flood phenomena. Additionally, increased erosion, denudation and landslide processes contribute to increased sediment transport to rivers (Kiss & Blanka 2012; Probst & Mauser 2022). Climate change has a significant impact on agricultural areas, leading to an increase in the frequency and intensity of agricultural and hydrological droughts. This phenomenon results from increased evapotranspiration and runoff variability, despite relatively stable precipitation totals (Okoniewska & Szumińska 2020; Sojka et al. 2020). Other studies suggest that local hydrological conditions have a significant impact on the variability of seasonal low flows in lowland rivers (Raczyński & Dyer 2020). Lowland catchments, due to their greater retention capacity, will respond to heavy rainfall in a more benign manner than mountain catchments (Tomaszewski & Kubiak-Wójcicka 2021). Studies show that local flood

events were usually triggered by rainfall lasting less than two hours, and their occurrence was observed from April to October (Bryndal 2015).

The hydrological regime of Polish rivers is characterized by a clear sequential occurrence of wet and dry periods. There are significant and statistically significant differences between the average annual flows in rivers in wet and dry years (Karamuz et al. 2021). The variability of river flows causes periodic water shortages and excesses. Protecting areas from the effects of droughts mainly consists in increasing the natural retention capacity of these areas. Engineering elements, such as structures slowing down water flow, including beaver dams, are an integral part of small retention in planned strategies (Czerniak et al. 2020). Small hydrotechnical structures on streams significantly affect hydromorphological changes in rivers, especially due to the creation of transverse and longitudinal obstacles to water flow (Bonacci & Oskoruš 2019). Disruptions of river continuity and instability of the flow regime have a significant impact on the structures of fish communities (Amaral et al. 2016). The reduction of base flow caused by the operation of dams negatively affects macroinvertebrate communities and riparian vegetation (Marcinkowski & Grygoruk 2017). Dams can also significantly affect the thermal regime of runoff waters (Chandesris et al. 2019). Despite their small size, small dams have a significant impact on regional river systems, and their impact can be comparable to that of large dams (Yang et al. 2019). On the other hand, hydrotechnical structures can have a positive impact on the variability of water flows (Kubiak-Wójcicka & Kornaś 2015). In particular, dams can increase low flows and reduce high flows, which leads to the stabilization of hydrological conditions. Reducing the variability of extreme flows is crucial not only for the protection of the ecology of coastal zones but also for reducing the risk of floods and preventing droughts (Sojka et al. 2016).

The increase in average annual temperatures and the reduction of water flows are direct effects of climate change, which emphasize the need to intensify research on effective water retention methods. In this context, natural structures such as beaver dams are gaining importance as tools supporting the mitigation of the effects of both droughts and floods (Krajewski et al. 2019). This paper analyzes the impact of natural barriers on a small lowland river in eastern Poland on water levels, pond capacity and hydromorphological changes.

## **MATERIAL AND METHODS**

### **Study area**

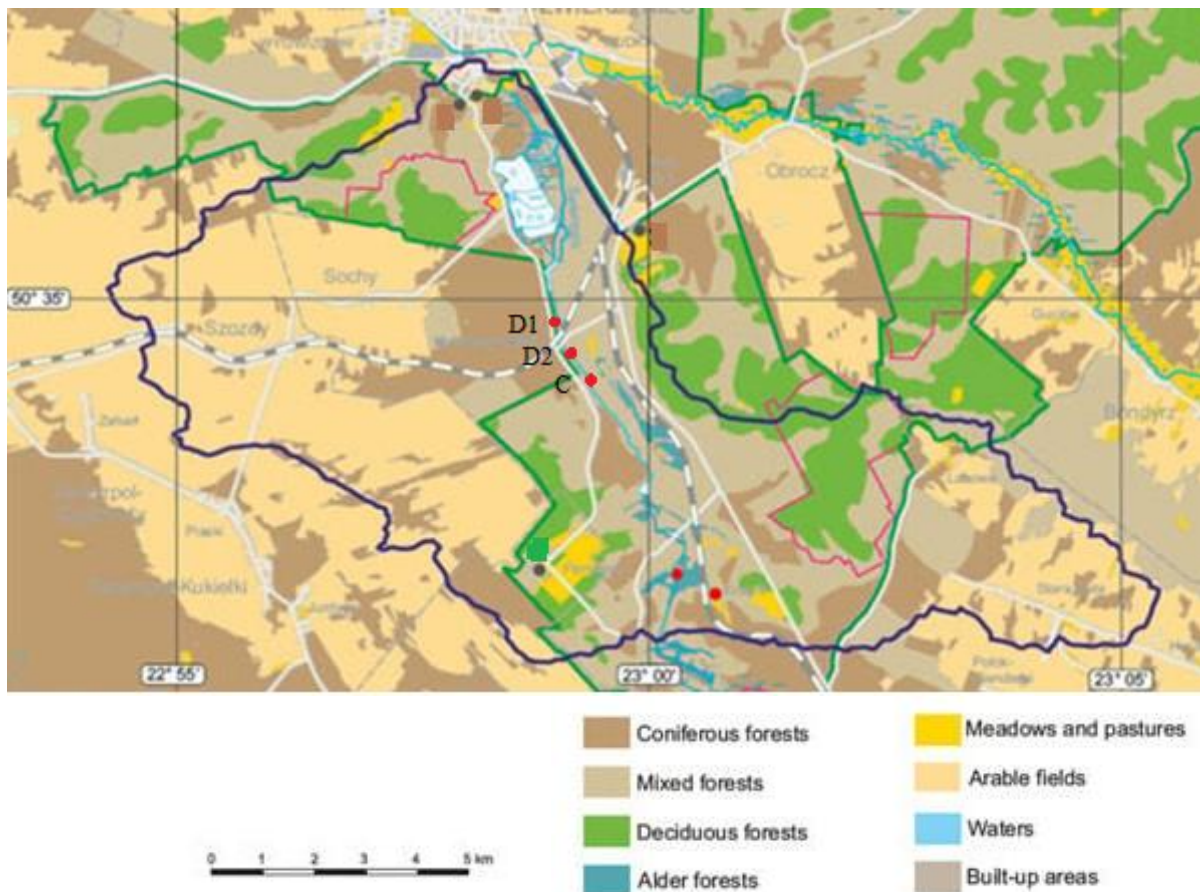
The conducted research focuses on the analysis of the functioning of beaver dams located in forest areas dominated by mixed forests. The dominant tree species in the study area are *Pinus sylvestris*, *Abies alba*, and *Fagus sylvatica*. The research was conducted on the Świerszcz stream, 40% of whose catchment area lies within the Roztocze National Park. The Świerszcz River Basin partially overlaps with Natura 2000 protected areas - the Roztocze Środkowe PLH060017 area of community importance and the Roztocze PLB060012 special bird protection area (Journal of Law 2011, 2021a, b). The river begins in a system of marsh forests and raised bogs. It supplies 5 artificial water reservoirs - ponds: Florianka, Czarny, Echo complex, Pałacowy, Kościelny. The river basin area is 46.5 km<sup>2</sup>, and the main stream is 8.8 km long. The stream is 1-3 m wide and the discharge is 60 dm<sup>3</sup>·s<sup>-1</sup>. The basin is characterized by a diversified terrain and a mosaic of environments. The dominant type of land use is forests, which cover 28.8 km<sup>2</sup> (62%). The land use structure is complemented by green areas (16.2 km<sup>2</sup> – 36%), urban areas (1 km<sup>2</sup>), and surface waters (0.5 km<sup>2</sup>) (Grabowski et al. 2015).

The study area is located in eastern Poland, in the Lublin province, in the Zwierzyniec commune. The Świerszcz River is a left-bank tributary of the Wieprz River, with its mouth in the area of the town of Zwierzyniec (220.2 m a.s.l., 307.2 km of the river path). The water

circulation in the catchment is the result of the impact of climatic and terrain conditions. The average annual rainfall is 720 mm, and the temperature ranges from -2.4°C in January to +19°C in July. The critical terrain conditions are: geological structure, surface features, soil cover, and vegetation. The basic element of the geological structure is Upper Cretaceous rocks with a thickness of about 800 m. The terrain is highly diversified with numerous steep slopes. The best filtration properties are demonstrated by sandy soils dominating the catchment (Buraczyński 2002, Reszel & Grądział 2015). Currently, the *Castor fiber* family has settled in this area, building natural barriers, and before the beaver dams, ponds are formed to store water.

## Research methods

The study included research cross-sections representing two natural barriers on the Świerszcz stream. In the period from May 1, 2021, to October 31, 2022 (3 hydrological half-years), water levels were measured in the riverbed in the vicinity of the D1 and D2 dams and at control station C (Fig. 1). Measurements were taken at five points on the river path using pile gauges (before and after dams). Data on monthly precipitation totals and average monthly air temperatures came from the Roztocze National Park Nature Monitoring (Kostrzewski et al. al. 2006, Journal of Law 2018).



**Figure 1.** Location of research site. C – control station, D1, D2 – beaver dams.

The geodetic measurements aimed to determine characteristic points reflecting the topography of the bottom of water reservoirs. There are several methods of field measurements in geodesy. The choice of method depends on the following factors: the size of the area, land use, relief diversity, equipment availability, and others (Sharifullin et al. 2023). Due to the

location of the measurement objects in forest areas, the measurements were performed using two methods. Using the Topcon HiPer V GNSS receiver, reference points were placed in places with an open horizon, thanks to which the coordinates and heights of the measurement stations were determined. Then, using the polar method using trigonometric leveling, the coordinates and heights of the measurement points were determined in selected cross-sections. The Topcon ES-105 electronic tachymeter was used for angular and linear measurements. The measurements included the following elements: the location and height of the channel points and the valley bottom, as well as the location, height, width, and length of beaver dams. Based on the geodetic measurements carried out using the ArcGIS Pro program, the Digital Terrain Model was generated. The obtained 3D model was the basis for determining the hydraulic parameters of beaver ponds (James et al. 2012). The effective retention of the river bed resulting from the damming of beaver dams was calculated based on the topography of the reservoir. The differences in water levels below and above the D1 and D2 dams were used to calculate the capacity of the ponds.

Hydromorphological studies of the rivers were conducted based on the British River Habitat Survey (RHS) method (Fox et al. 1998). The assessment of the condition of the rivers was made based on the Hydromorphological River Index (HIR), which allows for the valuation of flowing waters (Szozkiewicz et al. 2017). Based on the hydromorphological data, the following indicators were calculated: Habitat Quality Assessment (HQA) and Habitat Modification Score (HMS). For each research point, the hydromorphological status class was determined according to the HIR multimetric values for lowland rivers with a bottom width of  $\leq 30$  m (Journal of Law 2021c, Połec et al. 2022). In the article, special attention was paid to the HQA elements: diversity of the longitudinal profile and cross-sections, heterogeneity of the stream, channel material, natural morphological elements, diversity of vegetation and accompanying elements, and valley use.

## **Statistics analysis**

To assess the relationships between temperature, precipitation, and water depths at the dams, as well as at the unaffected control station, Pearson's correlation coefficient ( $r$ ) was computed quantifying the strength and direction of the associations between analyzed variables. The Wilcoxon signed-rank test was employed to evaluate the significance of differences in water levels before and after damming. All statistical analyses were conducted using R (version 4.4.2) within the integrated development of RStudio (version 2024.12.0+467.pro1).

## **RESULTS AND DISCUSSION**

### **Hydrometeorological conditions**

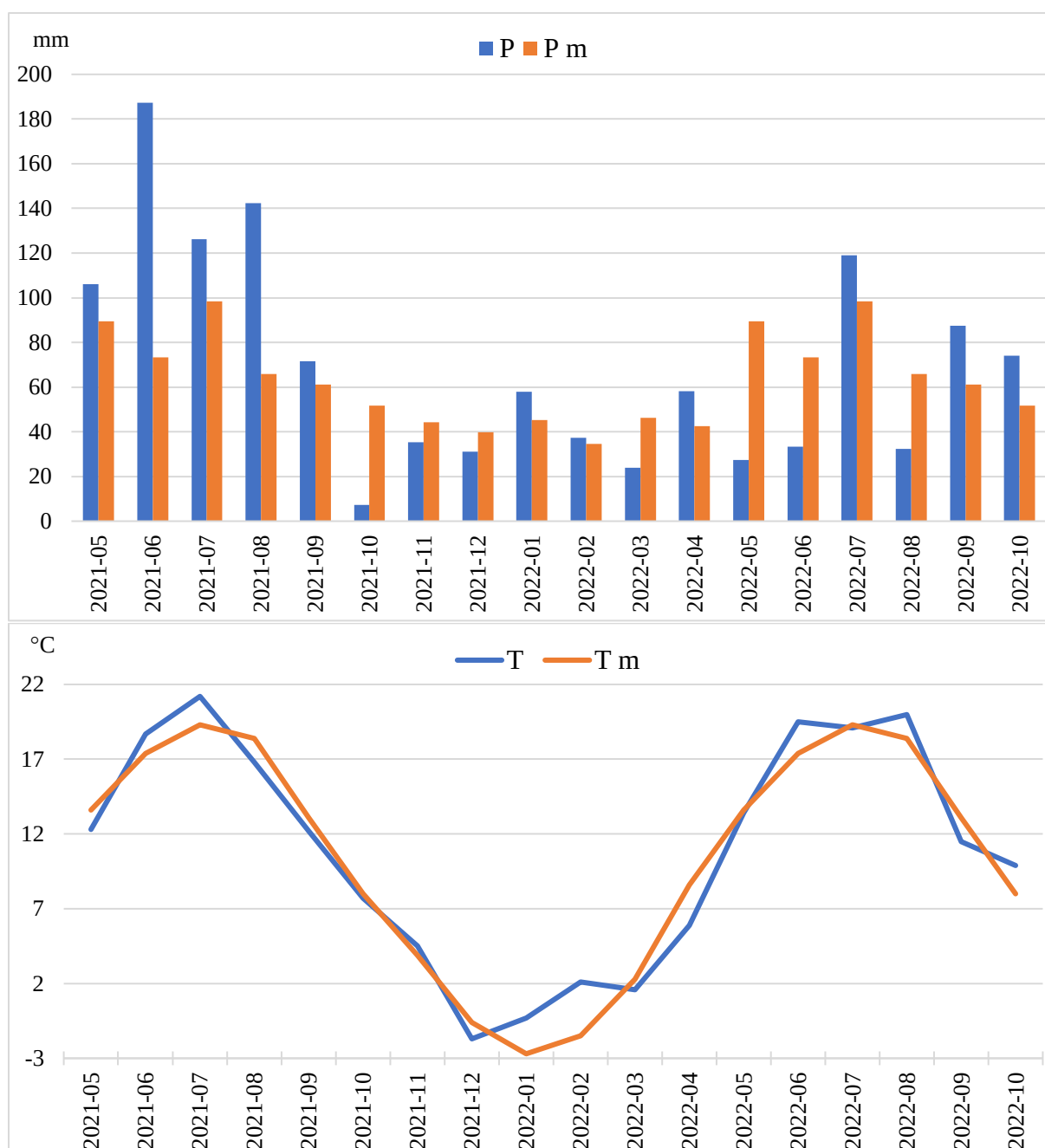
The article presents changes in precipitation and temperature over the three hydrological half-years. The changes were determined based on data from the Integrated Environmental Monitoring Base Station in Zwierzyniec, which is part of the Chief Inspectorate for Environmental Protection network. Data for the study period were compared with the results of multi-year studies presented in the literature on climate change in the RPN (Reszel & Grądziel 2015, Grabowski et al. 2022). Studies conducted since 1986 in the Roztocze National Park (RPN) have shown a decrease in water resources. The lowest groundwater level was recorded in May 2020 and was 17.5 m below ground level. Water shortages were also visible in the case of the Świerszcz stream because the water depth at the control station dropped to 1 cm. Very low surface and groundwater levels were the cause of the lack of water in the Echo ponds in

the summer season of 2020. The lack of water in recreational ponds contributed to the reduction in tourist traffic and the negative perception of the functioning of the RPN. The occurrence of extreme effects of drought in 2020 was caused by low annual precipitation totals in 2018 and 2019, which amounted to 541 and 619 mm, respectively. The annual precipitation total in 2018 was the lowest in the 21st century. The second factor responsible for the occurrence of drought was high air temperatures, which in 2019 averaged 9.8°C, with the average from the multi-year period 2001-20 being 8.3°C. In addition, there was a lack of snow cover in the winter season of 2019/20. Unfavorable meteorological and hydrological conditions were the cause of the periodically negative water balance of the Świerszcz stream (Kałamucka & Grabowski 2021). For several years now, the engineering activity of beavers (*Castor fiber*) has been visible on various watercourses (rivers, streams, ditches), increasing water retention by building dams.

Analyzing the distribution of precipitation and temperatures for the three-semester period, their high temporal variability was found. The biggest monthly precipitation total was recorded in June 2021, when it amounted to 187.4 mm and was almost three times higher than the average for the multi-year period of 2001-20 (73.4 mm). The situation was different in June 2022, when precipitation amounted to only 33.4 mm. The smallest monthly precipitation total was recorded in October 2021, it amounted to 7.4 mm and was seven times lower than the multi-year average of 51.7 mm (Fig. 2). The very big variability of monthly precipitation in 2021 is evidenced by the fact that in June and October, respectively, the biggest and smallest precipitation in the 21st century was recorded. The occurrence of big and intense precipitation in Central Europe was the cause of the extreme flood in June 2010 (Pińskwar et al. 2019). In Poland, in turn, the long-term occurrence of small precipitation was the cause of the occurrence of extreme drought during the vegetation period of 2003 (Ziarnicka-Wojtaszek 2020; Grzywna et al. 2020). Precipitation was also strongly differentiated for the summer and winter seasons. The total precipitation of the summer half-year was 640.8 and 373.8 mm in 2021 and 2022, respectively, with a multi-year average of 434 mm. The total precipitation for the summer half-year of 2021 was the biggest in the 21st century in the RPN. On the other hand, the total precipitation of the winter half-year of 2021/22 was 243.8 mm and was close to the multi-year average of 252.8 mm. It is worth noting that rain dominated the winter season. Snow occurred sporadically and formed only a short-term snow cover. The total precipitation for the hydrological year 2021/22 was 617.6 mm and was 75 mm lower than the multi-year average.

Similar trends in the distribution of monthly precipitation were observed in multi-year studies covering the Lublin Province (Bartoszek et al. 2021; Samborski 2024). The demonstrated variability of precipitation amounts may directly impact changes in the availability of water resources and thus shape river flows (Yu et al. 2002).

The course of temperature changes is closely related to the natural variability of climatic conditions. In the temperate, transitional climate zone, July is usually the warmest month, while January is the coldest. In the analyzed period from May 2021 to October 2022, the highest average temperature was recorded in July 2021 and August 2022, 21.2 and 20°C, respectively (Fig. 2). The average temperature recorded in July 2021 was the highest for this month in the 21st century in the RPN. The occurrence of very high temperatures in June 2019 was the cause of the occurrence of extreme drought in Poland (Ziarnicka-Wojtaszek 2021, Wałęga et al. 2024). The lowest average monthly temperature was recorded in December 2021 and was -1.7°C which was 1.1°C lower than the multi-year average. The very disturbing symptom of climate change was the positive temperature in February 2022. The temperature was 2.1°C then, as much as 3.6°C higher than the multi-year average. High temperatures in February 2022 and low precipitation in March 2022 caused a decrease in water depth and water resources.



**Figure 2.** Meteorological conditions for the Zwierzyniec station.

P – monthly precipitation, Pm – average multi-year precipitation, T – monthly temperature, Tm – average multi-year temperature.

Both the temperature distribution and the amount of atmospheric precipitation were determined to be within the range enabling the classification of the studied region as a temperate continental climate zone with a warm summer subtype (Dfb - Köppen classification) (Kottek et al. 2006). In the studies conducted from May 2021 to October 2022, a statistically significant correlation was found between the average monthly precipitation totals and air temperature ( $r=0.58$ ;  $p$ -value 0.05).

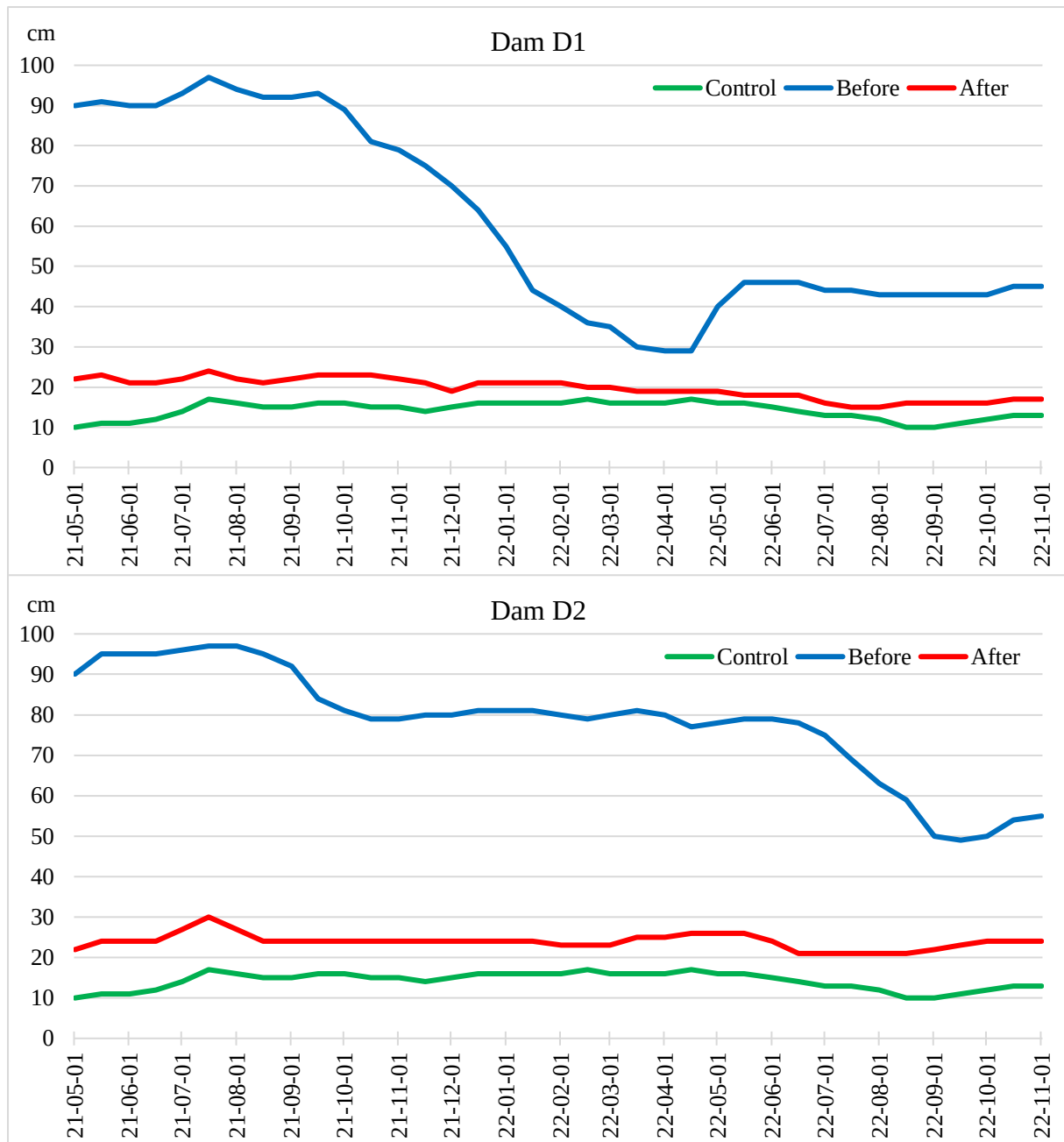
### Water depth

Similar morphometric features and similar building materials characterized the analyzed natural barriers. The studied beaver dams consisted mainly of wood material, including

deciduous tree branches, as well as herbaceous vegetation and bottom sediments. This design allowed for four dam flow types – spillway, gapflow, underflow, and throughflow (Woo and Waddington 1990; Ronnquist & Westbrook 2021). The article analyzed two beaver dams that operated throughout the study period. The dams were located in the middle section of the river, where the river bed gradient was 1.2‰ while the average gradient was 3.3‰. Studies conducted in Russia show that beavers prefer to build dams located in sections of channels with relatively small average gradients (up to 1‰) (Sharifullin et al. 2023).

At the beginning of the study (May 2021), the maximum water depth above both dams was 90 cm. At that time, the water depth below both dams was 20 cm, while at the control station, it was 10 cm (Fig. 3). This shows that the dams raised the water level by 70 cm. Studies conducted in the Mała River bed showed that the water level above and below the dam differed by 80 cm in May 2020 (Oleszczuk et al. 2024). As a result of extreme rainfall in June (the highest in the 21st century), the water level in the river rose. The highest water depths in the river were recorded in mid-July 2021. The water depth on the D1 dam was 97 cm and 24 cm, respectively above and below the dam. The water depth on the D2 dam was 97 cm and 30 cm, respectively above and below the dam. The water depth at station C was 18 cm (Fig. 3). This means that the maximum height of the beaver dams was 73 cm. Similar values were maintained until the end of August 2021. The occurrence of extreme temperatures in July (the highest in the 21st century) and extreme precipitation in October (the lowest in the 21st century) caused a significant decrease in the water level in the Świerszcz stream. At the end of the hydrological year 2021, the water depth above the dams was 79 cm for the D1 and D2 dams. The water depth below the dams was 22 and 24 cm, for D1 and D2, respectively, and 15 cm for station C (Fig. 3). However, the partial demolition of the D1 dam by humans caused a gradual decrease in the water depth above the dam. Additionally, in February 2022, a meltwater runoff occurred, which caused further erosion of the D1 dam. Due to low rainfall totals in March 2022 and earlier damage to the D1 dam, the lowest water depth above the dam was recorded in mid-April 2022. The water depth on the D1 dam was 29 cm and 19 cm, above and below the dam, respectively. The water depth on the D2 dam was 77 cm and 25 cm, above and below the dam, respectively. The water depth at station C was 19 cm (Fig. 3). This indicates that the minimum impoundment height of beaver dams was 10 cm. The occurrence of rainfall in April higher than the multi-year average and the partial reconstruction of the D1 dam resulted in a significant increase in the water depth above the dam. The water depth above the D1 dam in mid-June was 46 cm. Similar values remained until the end of the study period. In turn, the partial demolition of the D2 dam by humans caused a gradual decrease in the water depth above the dam. The lowest water depth above the D2 dam recorded in mid-September 2022 was 49 cm. At that time, the water depth below the D2 dam was 23 cm, which resulted in a minimum impoundment level of 26 cm. At the end of the study (October 2022), the water depth above the dams was 45 and 55 cm, for the D1 and D2 dams, respectively. The water depth below the dams was 17 and 24 cm, for the D1 and D2 dams, respectively, and 13 cm for station C (Fig. 3).

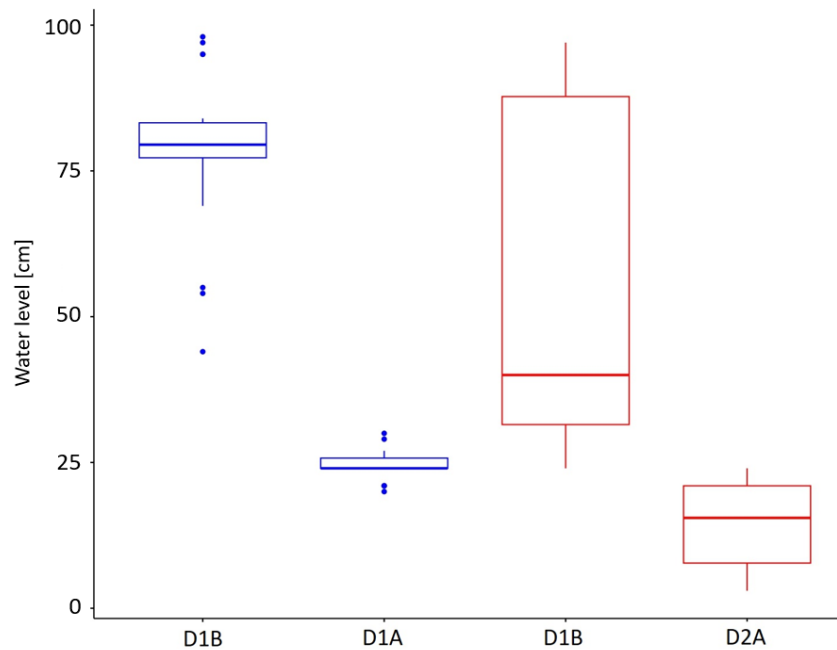




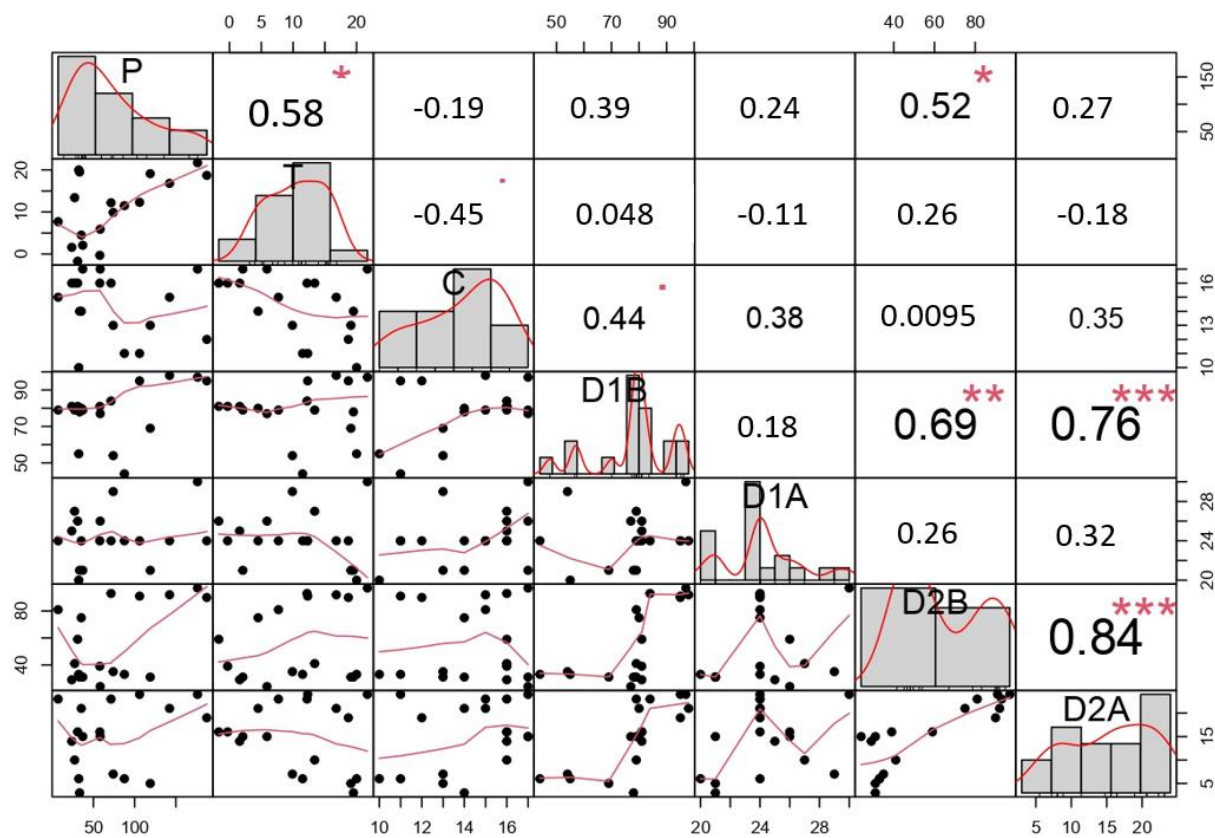
**Figure 3.** Water depth changes on the Świerszcz stream.

The differences in water depth before and after the D1 dam ranged from 26 cm to 71 cm, with an average difference of 54 cm. The differences in water depth before and after the natural D2 dam ranged from 10 cm to 73 cm. The average difference in water level between the before and after the D2 dam was 41 cm (Fig. 4). The Wilcoxon test showed a statistically significant lower water level in the river behind the dam than before the damming ( $p < 0.001$ ;  $W=1$ ). A statistically significant correlation was found between the water levels above and below the dam ( $r=0.84$ ;  $p$ -value 0.001). Building dams is a characteristic behavior of beavers aimed at creating suitable living conditions. Studies conducted in Sweden have shown that the construction of beaver dams affects the increase in the depth and width of the stream. The average water depth above the dam was 1.16 m, while below the dam it was 0.36 m. The average width of the stream above the dams was 11 m, while below the dams it was 2.5 m (Hartman & Törnlov 2006). Based on studies conducted in Belgium, it was found that the difference in water depth above and below the dam (average for distances 5–100 m) was statistically significant.

The average water depth 10 m above the dam was  $93 \pm 30$  cm, while 10 m below the dam was  $30 \pm 17$  cm. The average increase in water level due to the dams was  $47 \pm 21$  cm (Swinnen et al. 2019). Moreover, research conducted in central Poland has shown that beaver dams also contribute to the increase in groundwater levels and soil moisture (Oleszczuk et al. 2022).



**Figure 4.** Assessment of the significance of water depth differences at stations - Wilcoxon test.

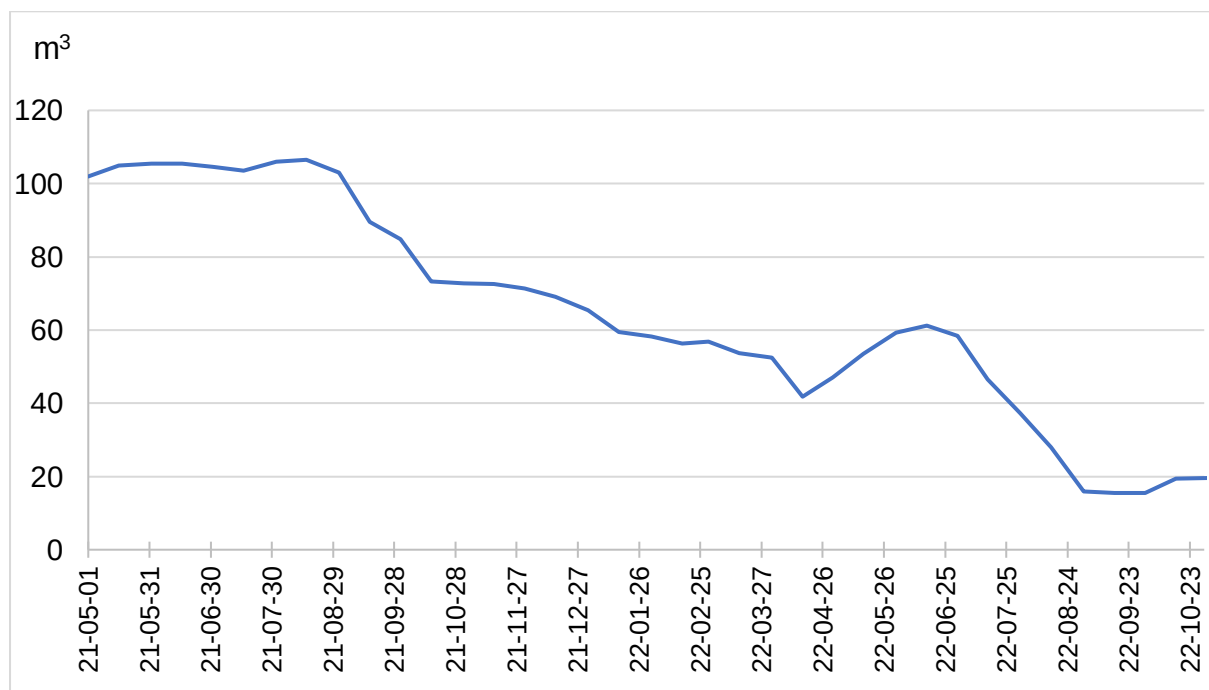


**Figure 5.** Pearson correlation matrix for the precipitation (P) and temperature (T) and water depth before (B) and after (A) dams D1 and D2, as at the control station C.

Statistical significance is denoted as follows: "\*\*\*\*" ( $p < 0.001$ ), "\*\*\*" ( $p < 0.01$ ), "\*" ( $p < 0.05$ ), and "." ( $p < 0.1$ ).

Statistical analysis did not reveal any significant correlation between monthly precipitation and water levels at control station C (Fig. 5), suggesting that atmospheric changes may be only partially responsible for the observed hydrological dynamics and that the riverbed may also be supplied by other sources. Interactions between surface water and groundwater in lowland river valleys may affect river flows, especially during periods of low precipitation. Flow dynamics are largely controlled by infiltration, and groundwater may be a key source of river recharge during periods of drought (Lambs 2004; Krause et al. 2007). Studies on the Yangtze River have shown that water levels during dry periods are significantly modified by existing dams. Barriers store water during rainy periods and release it during periods of scarcity. This phenomenon limits the impact of atmospheric variability on lower river reaches (Chen et al. 2001).

## Water retention



**Figure 6.** Effective water retention in the bed of the Świerszcz River

At the beginning of the study period in May 2021, the retention volume of the Świerszcz Stream bed was 102 m³ of water (Fig. 6). In the following months, as a result of long-term rainfall, an increase in the water depth in the river was observed and an associated increase in retention. The highest effective water retention was recorded in August 2021, when it was 106.5 m³ of water. The occurrence of extreme meteorological conditions described in previous chapters resulted in a significant decrease in the volume of water retention. At the end of the 2021 hydrological year, water retention was 73 m³. Due to low rainfall totals in the 2021/22 winter season and damage to the D1 dam, low water retention was recorded in April 2022. The lack of snow cover contributed to the reduction of resources, which resulted in a decrease in water retention to 42 m³. The partial reconstruction of the D1 dam by beavers increased water resources. Despite the three times lower rainfall in May 2022 (27.4 versus 89.5 mm), there was

a significant increase in water retention. In June 2022, it amounted to 61 m<sup>3</sup>. The partial demolition of the D2 dam by people resulted in a gradual decrease in water retention to 15.5 m<sup>3</sup> in September 2022. At the end of the study period in October 2022, the retention volume of the river bed was 19.7 m<sup>3</sup> (Fig. 6).

In the Tuchola Pinewoods study, significantly smaller ponds were noted, 11 m and 13 m long and 1.5 m to 5 m wide, which resulted in a smaller pond capacity (Rurek 2021). In the studies on Spawn Creek and Logan River, pond areas ranged from 36 m<sup>2</sup> to 50 m<sup>2</sup>, which allowed for the retention of an average of 9 m<sup>3</sup> of water. The variability in retention capacity was largely due to local hydrological and geomorphological conditions. Observations were conducted in the US on anthropogenically transformed streams, where leveled and deepened channels limited the formation of extensive floodplains (Karran et al. 2021, Murray et al. 2023). In contrast, points D1 and D2 were located in areas with limited interference with the channel structure, which allowed for the creation of extensive floodplains, favoring increased retention.

Studies have shown that beavers prefer to locate their structures in smaller streams, which do not exceed 10 m in width and 1 m in depth (Hafen et al. 2020). The choice of the location of a natural dam and the density of their occurrence in the stream also depends on the availability of construction materials (trees, curves, herbaceous vegetation), the size of the water flow, and the slope of the stream (Macfarlane et al. 2017; Dittbrenner et al. 2018). The impact of beaver dams on hydrological functioning is manifested by increased lateral connectivity, where dams cause water to spill onto nearby floodplains. Studies indicate that such changes contribute to slowing down the flow, which leads to increased water retention, an extension of the period between rainfall and peak flow, and a reduction in downstream flows in areas below beaver dams (Puttock et al. 2021). Additionally, increased water retention in catchments helps maintain minimum flows, which mitigates the effects of drought (Majerova et al. 2015; Smith et al. 2020). The construction of natural dams contributing to the formation of beaver ponds is a natural method of managing water resources. Ponds, which are fed by spring, stream, and rain waters, play a key role in reducing flood risk (Ferk et al. 2020).

### **Hydromorphology**

Hydromorphological changes in rivers are the result of complex interactions of many factors, which include the hydrological regime, riverbed morphology, and characteristics of coastal zones. Significant differences were observed between the sites with beaver colonies (D) and the control station (C). In the beaver colony, changes in the heterogeneity of the riverbed material were observed, where sediments and silts accumulated within the beaver dam. The presence of natural morphometric structures influenced the transformation of the riverbed character. Water overflowing over the dam crest caused the formation of a fast current in the lower section of the stream (Table 1). Studies confirm that water stages affect the flow dynamics and geomorphological balance, changing the way sediments are transported and the riverbed structure (Graf 2006). Changes in the riverbed vegetation at the sites with beaver colonies included the appearance of floating vegetation *Lemna minor*. It developed particularly intensively above the dam, where a beaver pond was formed, and the migration of biogenic compounds was limited. The most significant changes initiated by *Castor fiber* activity concerned the forest cover and the level of shading of the studied river sections. In beaver colonies, the average level of shading of the riverbed was 5% lower than at the control station, which resulted from the increased access to sunlight in the areas where beavers cut down trees and shrubs. Significant differences were also noted in the presence of woody materials on the riverbed bottom. At control station C, only fine woody debris was present on the bottom, which resulted from its location in a forested area and the natural transport of debris by the river. In beaver habitats, a significant amount of both fine and coarse debris, as well as fallen trees, was

observed, which indicated the intensive influence of beavers on the structure of the riverbed bottom (Table 1). In habitats affected by beavers, the Habitat Quality Assessment value was 38, while in the control station, it was 28. In the upper reaches of the river, beaver activity, in particular the construction of dams, leads to intensification of lateral erosion, while slowing down the water flow limits the process of bed degradation. In the lower reaches, the impact of beaver activity is mainly focused on fragmentation of the banks, including landslides and the construction of burrows. Processes such as lateral erosion, accumulation of material at the base of the banks, and accumulation of woody debris affect local changes in the width of the riverbed. Beaver activity, in particular in artificially modified river sections, contributes to the gradual restoration of natural hydromorphological processes. Their presence may play a key role in future activities related to the renaturalization of both the upper and lower sections of the river (Gorczyca et al. 2018). The extent of the impact of beaver structures on the hydromorphology of the riverbed and water retention processes is strictly dependent on the hydrogeomorphic context of the given landscape. The key role here is the size of flooded areas of floodplains, which shapes changes in hydrological, geomorphological, geochemical, and ecosystem dynamics. In addition, an important factor determining the long-term impact of these changes is the period during which beavers can maintain a natural barrier (Larsen et al. 2021).

**Table 1.** The assessment Habitat Quality Assessment (HQA)

| Site | Differentiation of the longitudinal profile | Cross-section variation | Stream heterogeneity | Bed material heterogeneity | Natural morphological elements of the bed | Natural morphological elements of the bed slopes | Diversity of vegetation types in the riverbed | Vegetation structure on the bank slopes | Diversity of elements accompanying the woodlots | Structure of coastal vegetation | Width of the unused coastal zone | Naturalness and heterogeneity of the use of the valley | Connectivity of the river with the valley | HQA |
|------|---------------------------------------------|-------------------------|----------------------|----------------------------|-------------------------------------------|--------------------------------------------------|-----------------------------------------------|-----------------------------------------|-------------------------------------------------|---------------------------------|----------------------------------|--------------------------------------------------------|-------------------------------------------|-----|
| C    | 1                                           | 1                       | 3                    | 4                          | 0                                         | 0                                                | 4                                             | 2,5                                     | 2                                               | 2,5                             | 4                                | 4                                                      | 0                                         | 28  |
| D    | 1                                           | 1                       | 4                    | 5                          | 1                                         | 0                                                | 5                                             | 3                                       | 7                                               | 3                               | 4                                | 4                                                      | 0                                         | 38  |

## CONCLUSIONS

1. Despite similar construction parameters of the tested dams, their water retention capacity was significantly varied and dependent on hydrological conditions and anthropogenic interference. The average increase in water depth caused by the dams was  $48 \pm 18$  cm. The differences in water depth before and after the natural dam ranged from 10 cm to 73 cm.
2. Extreme weather conditions, such as the biggest rainfall and highest temperatures in the 21st century, along with anthropogenic interference (dam demolitions), significantly affected the effectiveness of the dams in water retention. Reconstruction of damaged structures partially restored the water retention capacity, but these actions emphasize the importance of protecting beaver dams for stabilizing water levels in river ecosystems.
3. Water retention in the Świerszcz riverbed reached its highest capacity ( $106.5 \text{ m}^3$ ) during heavy rainfall in July 2021. However, the lack of snow cover and low rainfall totals in the winter of 2021/2022 and the destruction of dams by people led to its significant reduction ( $15.5 \text{ m}^3$  in April 2022). The results emphasize the significant impact of rainfall on changes in water resources, which indicates the sensitivity of the river's hydrological system to climate change.
4. The natural structure of the riverbed, including the lack of its transformations, plays a key role in increasing the retention capacity of beaver dams. In areas transformed anthropogenically, leveled and deepened riverbeds limited the development of riverbed

retention. D1 and D2 dams located in natural areas allowed the formation of extensive flood areas, which significantly increased the amount of accumulated water.

5. The presence of beaver dams significantly increases the heterogeneity of the stream and the diversity of sediment materials in the riverbed. In beaver colonies, the stream changed from laminar to rapid near the dams, and sediments and mud accumulated on the bottom of the riverbed. Hydromorphological changes favor the natural retention of sediments and the enrichment of the bottom structure, which is confirmed by earlier studies (Levine & Meyer, 2014). The influence of beavers is particularly important in degraded areas, where they can support the renaturalization of rivers by restoring natural hydrological and geomorphological processes.

## Acknowledgments

Meteorological data (monthly precipitation totals, average monthly air temperatures) used in this article come from the Roztocze National Park (RPN) Environmental Monitoring based in Zwierzyniec. Cooperation with the Roztocze National Park enabled access to information that was essential for the analyses conducted. The work was created as part of a doctoral dissertation prepared as part of project SD/27/IŚGiE/2021 financed by the University of Life Sciences in Lublin.

## REFERENCES

1. Amaral, S. D., Branco, P., da Silva, A. T., Katopodis, C., Viseu, T., Ferreira, M. T., ... & Santos, J. M. (2016). Upstream passage of potamodromous cyprinids over small weirs: The influence of key-hydraulic parameters. *Journal of Ecohydraulics*, 1(1-2), 79-89. <https://doi.org/10.1080/24705357.2016.1237265>
2. Bartoszek, K., Baranowska, A., Kukla, Ł., Skowera, B., & Węgrzyn, A. (2021). Spatiotemporal assessment and meteorological determinants of atmospheric drought in agricultural areas of East-Central Poland. *Agronomy*, 11(12), 2405. <https://doi.org/10.3390/agronomy11122405>
3. Bonacci, O., & Oskoruš, D. (2019). Human impacts on water regime. *The Drava river: environmental problems and solutions*, 125-137.
4. Buraczyński J (2002). Roztocze. Natural environment. Wydawnictwo Lubelskie: Lublin, Polska. (in Polish)
5. Chandesris A, Van Looy K, Diamond JS, Souchon Y (2019) Small dams alter thermal regimes of downstream water. *Hydrol Earth Syst Sci*, 23:4509–4525. <https://doi.org/10.5194/hess-23-4509-2019>
6. Chen X, Zong Y, Zhang E, et al (2001) Human impacts on the Changjiang (Yangtze) River basin, China, with special reference to the impacts on the dry season water discharges into the sea. *Geomorphology* 41:111–123. [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(01\)00109-X](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(01)00109-X)
7. Czerniak A, Grajewski S, Krysztofiak-Kaniewska A, et al (2020) Engineering Methods of Forest Environment Protection against Meteorological Drought in Poland. *Forests* 11:614. <https://doi.org/10.3390/f11060614>
8. Dittbrenner BJ, Pollock MM, Schilling JW, et al (2018) Modeling intrinsic potential for beaver (*Castor canadensis*) habitat to inform restoration and climate change adaptation. *PLoS One* 13:e0192538. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0192538>
9. Ferik M, Ciglić R, Komac B, Loczy D (2020) Management of small retention ponds and their impact on flood hazard prevention in the Slovenske Gorice Hills. *Acta geographica Slovenica* 60. <https://doi.org/10.3986/AGS.7675>

10. Fox PJ, Naura M, Scarlett PM (1998) An account of the derivation and testing of a standard field method, River Habitat Survey. *Aquatic Conservation-marine and Freshwater Ecosystems* 8:455–475
11. Gorczyca E, Krzemień K, Sobucki M, Jarzyna K (2018) Can beaver impact promote river renaturalization? The example of the Raba River, southern Poland. *Science of The Total Environment* 615:1048–1060. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.245>
12. Grabowski T, Harasimiuk M, Kaszewski B, et al (2015) Roztocze - nature and people. *Roztoczański Park Narodowy: Zwierzyniec, Polska*. (in Polish)
13. Grabowski T, Józwiakowski K, Bochniak A, Micek A (2022) Changes in the Amount of Rainwater in the Roztocze National Park (Poland) in 2001–2020 and the Possibility of Using Rainwater in the Context of Ongoing Climate Variability. *Water (Basel)* 14:1334. <https://doi.org/10.3390/w14091334>
14. Graf WL (2006) Downstream hydrologic and geomorphic effects of large dams on American rivers. *Geomorphology* 79:336–360. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.06.022>
15. Grzywna, A., Bochniak, A., Ziernicka-Wojtaszek, A., Krużel, J., Józwiakowski, K., Wałęga, A., ... & Serafin, A. (2020). The analysis of spatial variability of precipitation in Poland in the multiyears 1981–2010. *Journal of Water and Land Development*, (46).
16. Hafen KC, Wheaton JM, Roper BB, et al (2020) Influence of topographic, geomorphic, and hydrologic variables on beaver dam height and persistence in the intermountain western United States. *Earth Surf Process Landf* 45:2664–2674. <https://doi.org/10.1002/esp.4921>
17. Hartman G, Törnlov S (2006) Influence of watercourse depth and width on dam-building behaviour by Eurasian beaver (*Castor fiber*). *J Zool* 268:127–131. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2005.00025.x>
18. James LA, Hodgson ME, Ghoshal S, Latiolais MM (2012) Geomorphic change detection using historic maps and DEM differencing: The temporal dimension of geospatial analysis. *Geomorphology* 137:181–198. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.10.039>
19. Journal of Law 2011, Nr 25, poz. 133. Regulation of the Minister of the Environment of 12 January 2011 on areas of special bird protection. Available online: <https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/DocDetails.xsp?id=WDU20110250133> (accessed on 9 December 2024). (In Polish)
20. Journal of Law 2018, poz. 1081. Regulation of the Minister of the Environment of 19 April 2018, Roztocze National Park Protection Plan. Available online: <https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/DocDetails.xsp?id=WDU20180001081> (accessed on 9 December 2024). (In Polish)
21. Journal of Law 2021a, Nr 84, poz. 1098. Act of 16 April 2004 on nature protection. Available online: <https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/search.xsp?status=O&year=2021&position=1098> (accessed on 9 December 2024). (In Polish)
22. Journal of Law 2021b, poz. 2085. Regulation of the Minister of Climate and Environment of 14 October 2021 on the Special Area of Conservation of Habitats Middle Roztocze (PLH060017). Available online: <https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/DocDetails.xsp?id=WDU20210002085> (accessed on 9 December 2024). (In Polish)
23. Journal of Law 2021c, poz. 1475. Regulation of the Minister of Infrastructure of 25 June 2021 on the classification of ecological status, ecological potential and chemical status and the method of classifying the status of surface water bodies, as well as environmental quality standards for priority substances. Available online: <https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/DocDetails.xsp?id=WDU20210001475> (accessed on 9 December 2024). (In Polish)

24. Kałamucka W., Grabowski T. (2021) Roztocze Protected Areas System in Poland and Ukraine and Sustainable Development of the Region. Roztoczański Park Narodowy i Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej, Zwierzyniec-Lublin. (in Polish)
25. Karran, D. J., Westbrook, C. J., Wheaton, J. M., Johnston, C. A., & Bedard-Haughn, A. (2017). Rapid surface-water volume estimations in beaver ponds. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(2), 1039-1050.
26. Karamuz E, Bogdanowicz E, Senbeta T, et al (2021) Is It a Drought or Only a Fluctuation in Precipitation Patterns?—Drought Reconnaissance in Poland. *Water (Basel)* 13:807. <https://doi.org/10.3390/w13060807>
27. Kiss T, Blanka V (2012) River channel response to climate- and human-induced hydrological changes: Case study on the meandering Hernád River, Hungary. *Geomorphology* 175–176:115–125. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2012.07.003>
28. Kostrzewski, A., Kruszyk, R., Kolander, R., red. (2006) *Integrated monitoring of the natural environment. Organizational principles, measurement system, selected research methods*. Uniwersytet Adama Mickiewicza: Poznań, Polska. (in Polish)
29. Kottke M, Grieser J, Beck C, et al (2006) World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift* 15:259–263. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>
30. Krajewski A, Sikorska-Senoner AE, Ranzi R, Banasik K (2019) Long-term changes of Hydrological Variables in a Small Lowland Watershed in Central Poland. *Water (Basel)* 11:564. <https://doi.org/10.3390/w11030564>
31. Krause S, Bronstert A, Zehe E (2007) Groundwater–surface water interactions in a North German lowland floodplain – Implications for the river discharge dynamics and riparian water balance. *J Hydrol (Amst)* 347:404–417. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.09.028>
32. Kubiak-Wójcicka K, Kornaś M (2015) Impact of Hydrotechnical Structures on Hydrological Regime of the Gwda and Drawa Rivers. *Quaestiones Geographicae* 34:99–110. <https://doi.org/10.1515/quageo-2015-0009>
33. Lambs L (2004) Interactions between groundwater and surface water at river banks and the confluence of rivers. *J Hydrol (Amst)* 288:312–326. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2003.10.013>
34. Larsen A, Larsen JR, Lane SN (2021) Dam builders and their works: Beaver influences on the structure and function of river corridor hydrology, geomorphology, biogeochemistry and ecosystems. *Earth Sci Rev* 218:103623. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2021.103623>
35. Levine R, Meyer GA (2014) Beaver dams and channel sediment dynamics on Odell Creek, Centennial Valley, Montana, USA. *Geomorphology* 205:51–64. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.04.035>
36. Macfarlane WW, Wheaton JM, Bouwes N, et al (2017) Modeling the capacity of riverscapes to support beaver dams. *Geomorphology* 277:72–99. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.11.019>
37. Majerova M, Neilson BT, Schmadel NM, et al (2015) Impacts of beaver dams on hydrologic and temperature regimes in a mountain stream. *Hydrol Earth Syst Sci* 19:3541–3556. <https://doi.org/10.5194/hess-19-3541-2015>
38. Marcinkowski P, Grygoruk M (2017) Long-Term Downstream Effects of a Dam on a Lowland River Flow Regime: Case Study of the Upper Narew. *Water (Basel)* 9:783. <https://doi.org/10.3390/w9100783>
39. Murray, D., Neilson, B. T., & Brahney, J. (2023). Beaver pond geomorphology influences pond nitrogen retention and denitrification. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 128(4), e2022JG007199.



40. Okoniewska M, Szumińska D (2020) Changes in Potential Evaporation in the Years 1952–2018 in North-Western Poland in Terms of the Impact of Climatic Changes on Hydrological and Hydrochemical Conditions. *Water (Basel)* 12:877. <https://doi.org/10.3390/w12030877>
41. Oleszczuk R, Jadczyzyn J, Gnatowski T, Brandyk A (2022) Variation of Moisture and Soil Water Retention in a Lowland Area of Central Poland—Solec Site Case Study. *Atmosphere (Basel)* 13:1372. <https://doi.org/10.3390/atmos13091372>
42. Oleszczuk R, Urbański J, Pawluśkiewicz B, et al (2024) Impact of beaver dams on surface channel capacity and phytocoenoses diversity of Łąki Soleckie (PLH140055). *Journal of Water and Land Development* 96–105. <https://doi.org/10.24425/jwld.2024.149126>
43. Pińskwar I, Choryński A, Graczyk D, Kundzewicz ZW (2019) Observed changes in extreme precipitation in Poland: 1991–2015 versus 1961–1990. *Theor Appl Climatol* 135:773–787. <https://doi.org/10.1007/s00704-018-2372-1>
44. Połec K, Grzywna A, Tarkowska-Kukuryk M, Bronowicka-Mielniczuk U (2022) Changes in the Ecological Status of Rivers Caused by the Functioning of Natural Barriers. *Water (Basel)* 14:1522. <https://doi.org/10.3390/w14091522>
45. Probst E, Mauser W (2022) Climate Change Impacts on Water Resources in the Danube River Basin: A Hydrological Modelling Study Using EURO-CORDEX Climate Scenarios. *Water (Basel)* 15:8. <https://doi.org/10.3390/w15010008>
46. Pumo D, Caracciolo D, Viola F, Noto L V. (2016) Climate change effects on the hydrological regime of small non-perennial river basins. *Science of The Total Environment* 542:76–92. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.109>
47. Puttock A, Graham HA, Ashe J, et al (2021) Beaver dams attenuate flow: A multi-site study. *Hydrol Process* 35:. <https://doi.org/10.1002/hyp.14017>
48. Reszel R, Grądział T (2015) Roztocze National Park – nature and people. *Roztoczański Park Narodowy: Zwierzyniec, Polska*. (In Polish)
49. Ronnquist AL, Westbrook CJ (2021) Beaver dams: How structure, flow state, and landscape setting regulate water storage and release. *Science of The Total Environment* 785:147333. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147333>
50. Rurek, M. (2021) Characteristics of Beaver Ponds and Landforms Induced by Beaver Activity, S Part of the Tuchola Pinewoods, Poland. *Water*, 13, 3641. <https://doi.org/10.3390/w13243641>
51. Samborski A (2024) The impact of climate change on drought in the south-eastern Lublin region. *Studia Mazowieckie* 18:91–100. <https://doi.org/10.54539/sm.66>. (In Polish)
52. Sharifullin AG, Gusarov A V., Lavrova OA, Beylich AA (2023) Channel Gradient as a Factor in the Distribution of Beaver Dams and Ponds on Small Rivers: A Case Study in the Northern Extremity of the Volga Upland, the East European Plain. *Water (Basel)* 15:2491. <https://doi.org/10.3390/w15132491>
53. Smith A, Tetzlaff D, Gelbrecht J, et al (2020) Riparian wetland rehabilitation and beaver re-colonization impacts on hydrological processes and water quality in a lowland agricultural catchment. *Science of The Total Environment* 699:134302. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134302>
54. Sojka M, Jaskuła J, Wicher-Dysarz J, Dysarz T (2016) Assessment of dam construction impact on hydrological regime changes in lowland river – A case of study: the Stare Miasto reservoir located on the Powa River. *Journal of Water and Land Development* 30:119–125. <https://doi.org/10.1515/jwld-2016-0028>
55. Sojka M, Kozłowski M, Kęsicka B, et al (2020) The Effect of Climate Change on Controlled Drainage Effectiveness in the Context of Groundwater Dynamics, Surface, and Drainage Outflows. Central-Western Poland Case Study. *Agronomy* 10:625. <https://doi.org/10.3390/agronomy10050625>

56. Swinnen KRR, Rutten A, Nyssen J, Leirs H (2019) Environmental factors influencing beaver dam locations. *J Wildl Manage* 83:356–364. <https://doi.org/10.1002/jwmg.21601>
57. Szoszkiewicz K., Jusik S, Adynkiewicz-Piragas M, et al (2017) Podręcznik Oceny wód płynących w Oparciu o Hydromorfologiczny Indeks Rzeczny. Biblioteka Monitoringu Środowiska: Warszawa, Polska
58. Tomaszewski, E., & Kubiak-Wójcicka, K. (2021). Low-flows in Polish rivers. *Management of Water Resources in Poland*, 205-228.
59. Wałęga, A., Cebulska, M., Ziernicka-Wojtaszek, A., Młócek, W., Wałęga, A., Nieróbca, A., & Caloiero, T. (2024). Spatial and temporal variability of meteorological droughts including atmospheric circulation in Central Europe. *Journal of Hydrology*, 642, 131857.
60. Woo MK, Waddington JM (1990) Effects of beaver dams on subarctic wetland hydrology. *Arctic* 223–230
61. Yang X, Lu X, Ran L, Tarolli P (2019) Geomorphometric Assessment of the Impacts of Dam Construction on River Disconnectivity and Flow Regulation in the Yangtze Basin. *Sustainability* 11:3427. <https://doi.org/10.3390/su11123427>
62. Yu P-S, Yang T-C, Wu C-K (2002) Impact of climate change on water resources in southern Taiwan. *J Hydrol (Amst)* 260:161–175. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00614-X](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00614-X)
63. Ziernicka-Wojtaszek A (2021) Summer Drought in 2019 on Polish Territory—A Case Study. *Atmosphere (Basel)* 12:1475. <https://doi.org/10.3390/atmos12111475>
64. Ziernicka-Wojtaszek A, Kopcińska J (2020) Variation in Atmospheric Precipitation in Poland in the Years 2001–2018. *Atmosphere (Basel)* 11:794. <https://doi.org/10.3390/atmos11080794>

**10. Oświadczenia doktoranta oraz współautorów dotyczących  
ich wkładu w przygotowanie publikacji naukowych**

Lublin, 21 marca 2025 r.

Mgr inż. Katarzyna Kuśmierz  
Katedra Inżynierii Środowiska  
Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie  
Akademicka 13, 20-950 Lublin  
Tel. 513 019 708  
katarzyna.kusmierz@up.lublin.pl

**Rada Dyscypliny Inżynieria Środowiska,  
Górnictwo i Energetyka  
Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie**

### **Oświadczenie o współautorstwie**

Niniejszym oświadczam, że w pracach:

1) Katarzyna Połec, Antoni Grzywna, Monika Tarkowska-Kukuryk, Urszula Bronowicka-Mielniczuk (2022). Changes in the Ecological Status of Rivers Caused by the Functioning of Natural Barriers. Water. 14, 1522. <https://doi.org/10.3390/w14091522>

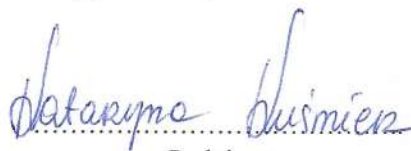
Mój udział wynosił 60% i polegał na opracowaniu koncepcji pracy, założeń metodologicznych, zaplanowaniu i przeprowadzeniu badań, przygotowaniu bazy danych, udziale w analizie statystycznej, opisie i interpretacji wyników badań, napisaniu pierwszej wersji manuskryptu.

2) Katarzyna Połec, Antoni Grzywna (2023). Influence of Natural Barriers on Small Rivers for Changes in Water Quality Parameters. Water. 15, 2065. <https://doi.org/10.3390/w15112065>

Mój udział wynosił 80% i polegał na opracowaniu koncepcji pracy, założeń metodologicznych, zaplanowaniu i przeprowadzeniu badań, przygotowaniu bazy danych, udziale w analizie statystycznej, opisie i interpretacji wyników badań, napisaniu pierwszej wersji manuskryptu.

3) Katarzyna Kuśmierz, Antoni Grzywna, Agata Basak (2025). Impact of Beaver Dams on Watercourse Hydrology and Morphology Change in the Roztocze National Park. Journal of Ecological Engineering. – przyjęta do druku

Mój udział wynosił 70% i polegał na opracowaniu koncepcji pracy, założeń metodologicznych, zaplanowaniu i przeprowadzeniu badań, przygotowaniu bazy danych, udziale w analizie statystycznej, opisie i interpretacji wyników badań, napisaniu pierwszej wersji manuskryptu.

  
Podpis

Lublin, 21 marca 2025 r.

Dr hab. inż. Antoni Grzywina, prof. uczelni  
Katedra Inżynierii Środowiska  
Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie  
Akademicka 13, 20-950 Lublin  
Tel. 81 532 06 44  
antoni.grzywina@up.lublin.pl

**Rada Dyscypliny Inżynieria Środowiska,  
Górnictwo i Energetyka  
Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie**

### **Oświadczenie o współautorstwie**

Niniejszym oświadczam, że w pracach:

1) Katarzyna Poleć, Antoni Grzywina, Monika Tarkowska-Kukuryk, Urszula Bronowicka-Mielniczuk (2022). Changes in the Ecological Status of Rivers Caused by the Functioning of Natural Barriers. Water. 14, 1522. <https://doi.org/10.3390/w14091522>.

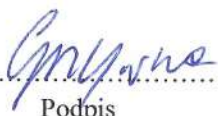
Mój udział wynosił 25% i polegał na nadzorze merytorycznym w opracowaniu koncepcji pracy oraz założeń metodologicznych, redakcji publikacji oraz korespondencji z redakcją i korekcie pracy po recenzjach.

2) Katarzyna Poleć, Antoni Grzywina (2023). Influence of Natural Barriers on Small Rivers for Changes in Water Quality Parameters. Water. 15, 2065. <https://doi.org/10.3390/w15112065>.

Mój udział wynosił 20% i polegał na nadzorze merytorycznym w opracowaniu koncepcji pracy oraz założeń metodologicznych, udziale w analizie statystycznej, redakcji publikacji oraz korespondencji z redakcją i korekcie pracy po recenzjach.

3) Katarzyna Kuśmierz, Antoni Grzywina, Agata Basak (2025). Impact of Beaver Dams on Watercourse Hydrology and Morphology Change in the Roztocze National Park. Journal of Ecological Engineering. – przyjęta do druku

Mój udział wynosił 25% i polegał na nadzorze merytorycznym w opracowaniu koncepcji pracy oraz założeń metodologicznych, udziale w analizie statystycznej, redakcji publikacji oraz korespondencji z redakcją i korekcie pracy po recenzjach.

.....  
  
Podpis

Lublin, 21 marca 2025 r.

Dr hab. Monika Tarkowska-Kukuryk, prof. uczelni  
Katedra Hydrobiologii i Ochrony Ekosystemów  
Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie  
Akademicka 13, 20-950 Lublin  
Tel. 81 461 00 61  
monika.kukuryk@up.lublin.pl

**Rada Dyscypliny Inżynieria Środowiska,  
Górnictwo i Energetyka  
Uniwersytetu Przyrodniczego  
w Lublinie**

### **Oświadczenie o współautorstwie**

Niniejszym oświadczam, że w pracach:

1) Katarzyna Połec, Antoni Grzywna, Monika Tarkowska-Kukuryk, Urszula Bronowicka-Mielniczuk (2022). Changes in the Ecological Status of Rivers Caused by the Functioning of Natural Barriers. Water. 14, 1522. <https://doi.org/10.3390/w14091522>.

Mój udział wynosił 10% i polegał na współuczestnictwie w prowadzeniu badań oraz opisie wyników badań makrofitów.

*Monika Tarkowska-Kukuryk*  
.....  
Podpis

Lublin, 21 marca 2025 r.

Dr Urszula Bronowicka-Mielniczuk  
Katedra Zastosowań Matematyki i Informatyki  
Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie  
Akademicka 13, 20-950 Lublin  
Tel. 81 531 96 26  
urszula.bronowicka@up.lublin.pl

**Rada Dyscypliny Inżynieria Środowiska,  
Górnictwo i Energetyka  
Uniwersytetu Przyrodniczego  
w Lublinie**

### **Oświadczenie o współautorstwie**

Niniejszym oświadczam, że w pracach:

1) Katarzyna Połec, Antoni Grzywna, Monika Tarkowska-Kukuryk, Urszula Bronowicka-Mielniczuk (2022). Changes in the Ecological Status of Rivers Caused by the Functioning of Natural Barriers. Water. 14, 1522. <https://doi.org/10.3390/w14091522>.

Mój udział wynosił 5% i polegał na wykonaniu analizy statystycznej.

M. Bronowicka-Mielniczuk

Podpis



Lublin, 21 marca 2025 r.

Mgr inż. Agata Basak  
Katedra Geodezji i Informacji Przestrzennej  
Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie  
Akademicka 13, 20-950 Lublin  
Tel. 81 524 81 25  
agata.basak@up.lublin.pl

**Rada Dyscypliny Inżynieria Środowiska,  
Górnictwo i Energetyka  
Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie**

### **Oświadczenie o współautorstwie**

Niniejszym oświadczam, że w pracach:

1) Katarzyna Kuśmierz, Antoni Grzywina, Agata Basak (2025). Impact of Beaver Dams on Watercourse Hydrology and Morphology Change in the Roztocze National Park. Journal of Ecological Engineering. – przyjęta do druku

Mój udział wynosił 5% i polegał na wykonaniu i opracowaniu pomiarów geodezyjnych.

*Agata Basak*.....  
Podpis