

JACEK RECHULICZ, WOJCIECH PŁASKA

Zróźnicowanie zespołów ryb w małych rzekach położonych na terenach zalesionych i niezalesionych

Diversity of fish fauna in small rivers located in forested and non-forested areas

ABSTRACT

Rechulicz J., Płaska W. 2016. Zróźnicowanie zespołów ryb w małych rzekach położonych na terenach zalesionych i niezalesionych. Sylwan 160 (4): 344-352.

The knowledge on the ichthyofauna community in forest complexes in our country is mainly limited to few information on fish species found in rivers and reservoirs located in the protected areas. Hence, the aim of present study was to evaluate the importance of forested and non-forested areas, which include small rivers, on the occurrence of fish communities. The main criteria of evaluation were species richness, biodiversity and density of fish from rivers located in forested and non-forested areas in Roztocze and Puszcza Solska (south-eastern of Poland). The 12 study sites in the two groups of small rivers located on forested and non-forested areas were chosen (tab. 1). The control fishing was performed by electrofishing using IUP-12 gear. The total of 779 individuals of fish and lamprey belonging to 22 species were caught during the study. In the sections of rivers located in non-forested areas we noted 18 species, while in the rivers in forested areas – 16 ones. The analysis of the abundance domination showed that the dominant species in the rivers sections on non-forested areas were perch, roach and gudgeon, while in rivers located in forested areas: gudgeon, dace and brown trout. Simultaneously, in abundance of fish fauna from rivers in forested area a significant share of eastern sculpin, burbot and European brook lamprey were noted. The fish communities from both habitats showed similar values of biological diversity indices, but slightly higher density was observed in the rivers located in non-forested areas. The fish species composition was highly dependent on the close surroundings of the watercourse and the type of riparian zone. For the habitats from river located in non-forested areas the common, associated with aquaculture and also invasive fish species were characteristic. However, in the rivers in wooded areas, the typical for small streams and the rheophilic fish species were more frequent. The results of present study showed, that the largest differences in the dominance in fish structure and indicators of fidelity to the habitat preferences between the groups of rivers were determined.

KEY WORDS

ichthyofauna, species richness, streams, habitat, forest catchment basin

ADDRESSES

Jacek Rechulicz – e-mail: jacek.rechulicz@up.lublin.pl
Wojciech Płaska

Pracownia Rybactwa, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie; ul. Dobrzańskiego 37, 20-262 Lublin

Wstęp

W ostatnich latach nasiliły się badania monitoringowe ichtiofauny, ale wciąż na terenie naszego kraju są regiony, w których znajomość zespołów ryb jest znikoma. Dotyczy to szczególnie obszarów, w których gospodarka rybacka na ciekach wodnych nie jest odpowiednio prowadzona, a także takich, które są objęte różnymi formami ochrony [Witkowski, Kotusz 2008; Przybylska i in. 2013]. Wśród takich obszarów są też duże kompleksy leśne, gdzie prawidłowe prowadzenie gospodarki rybackiej jest często niemożliwe z uwagi na trudną dostępność i małą możliwość inwentaryzacji. Ponadto inwentaryzacja taka wymaga zastosowania odpowiedniej metody badawczej [Przybylska i in. 2013].

Obszary leśne spełniają szereg pozytywnych funkcji, wśród których jest także ochrona różnorodności gatunkowej roślin i zwierząt wodnych. Zalesienia wpływają dodatkowo na kształtowanie siedliska poprzez udział w retencji wody, tworzenie osłony od słońca, budowanie siedlisk itp. [Pierzgalski 2008; Suurkuukka i in. 2014]. Badania ichtiofaunistyczne w kontekście obszarów leśnych skupiają się głównie na ocenie różnorodności zespołów ryb w rzekach w kompleksach leśnych [dos Anjos, Zuanon 2007; Langford i in. 2010; Barrella i in. 2014], znaczeniu strefy przybrzeżnej w funkcjonowaniu rzek położonych na terenach zalesionych [Marczak i in. 2010; Richardson i in. 2010; Suurkuukka i in. 2014] oraz wpływie otoczenia leśnego na kształtowanie warunków fizykochemicznych wód, w których żyją ryby [Imholt i in. 2012; Garner i in. 2014]. Opisy ichtiofauny zbiorników wód śródlądowych w kompleksach leśnych w warunkach klimatycznych Polski sprowadzają się do zdawkowych informacji na temat gatunków ryb występujących w rzekach i zbiornikach położonych na terenie obszarów chronionych [Kukuła, Bylak 2009; Stachyra i in. 2011; Gancarczyk 2013].

Celem niniejszej pracy była ocena znaczenia typu zlewni bezpośredniej, mającej kluczowe znaczenie siedliskotwórcze na występujące w niej zespoły ryb. Podstawowymi kryteriami oceny w przypadku zlewni było położenie rzek na terenach zalesionych i niezalesionych, a w przypadku ichtiofauny bogactwo gatunkowe, wybrane wskaźniki różnorodności biologicznej oraz zagęszczenie ryb.

Materiał i metody

Badania przeprowadzono na terenie Roztocza i Puszczy Solskiej. Jest to obszar zlokalizowany w południowo-wschodniej Polsce, stosunkowo mało przekształcony, z dużym udziałem kompleksów leśnych, pomiędzy którymi rozciągają się pola i łąki użytkowane przez rolników indywidualnych. Najcenniejsze obszary Roztocza objęte zostały ochroną w Roztoczańskim Parku Narodowym (RPN). Do badań wytypowano dwie grupy niewielkich cieków (łącznie 12 stanowisk): płynące przez obszary leśne i nieleśne (łąkowe). W rzekach tych określono podstawowe cechy hydromorfologiczne (tab. 1).

Rzeki płynące przez obszary leśne to przeważnie cieki trudno dostępne, a ich koryta są w dużym stopniu pokryte substratem drzewnym zapewniającym tworzenie schronień dla ryb. Gospodarka rybacka prowadzona jest tam w ograniczonym stopniu, a w rzekach Krupiec i Wieprz płynących przez teren RPN nie jest prowadzona w ogóle (tab. 1). Rzeki płynące przez obszary nieleśne otoczone są zwykle łąkami. Występują tam również naturalne kryjówki, związane zwykle z rozwijającą się na dnie roślinnością wodną. W ciekach tych zazwyczaj prowadzona jest przez Polski Związek Wędkarski regularna gospodarka rybacko-wędkarska (tab. 1).

Odłowy ichtiofauny prowadzono przy użyciu homologowanych elektrycznych narzędzi połowu typu IUP-12 (220-250V, 7A). Do badań używano jednej elektrody połowowej oraz sto-

Tabela 1.

Lokalizacja stanowiska (GPS), szerokość (Sz [m]) i głębokość (G [m]) rzeki, substrat dna (sub [% piasku]), prędkość przepływu (Q [m/s]), morfologia koryta (morfo; m – meandrujące, s – sinusoidalne, w – wyprostowane) oraz urozmaicenie dna (dno; 1 – mało, 5 – bardzo urozmaicone) i przekształcenie koryta (koryto; 1 – silnie przekształcone, 5 – naturalne) dla badanych rzek na terenach zalesionych i niezalesionych

Study site location (GPS), river width (Sz [m]) and depth (G [m]), bottom substrate (sub [% sand]), discharge (Q [m/s]), riverbed morphology (morfo; m – meander, s – sinusoidal, w – straight) as well as bottom variety (dno; 1 – the least, 5 – the most diversified) and riverbed transformation (koryto; 1 – strongly transformed, 5 – natural riverbed) for analysed rivers from forested and non-forested areas

| | GPS | Sz/G | sub | Q | morfo | dno/koryto |
|----------------------------|----------------------------------|---------|-----|-----|-------|------------|
| zalesione; forested | | | | | | |
| Czarna Łada | N 50°31'15,08" E 22°43'34,7" | 3,0/0,3 | 60 | 0,4 | m | 3/3 |
| Szum | N 50°24'59,37" E 22°55'28,57" | 4,0/0,3 | 80 | 0,6 | m | 5/5 |
| Sopot | N 50°24'19,36" E 22°58'43,05" | 5,8/0,6 | 95 | 0,5 | m | 5/5 |
| Tanew | N 50°20'57,65" E 23°0'54,94" | 6,0/0,7 | 80 | 0,5 | m | 5/5 |
| Krupiec | N 50°31'19,69" E 23°0'31,19" | 3,0/0,3 | 80 | 0,4 | m | 5/5 |
| Wieprz | N 50°36'33,69" E 23°3'1,25" | 7,0/0,7 | 80 | 0,6 | m | 4/5 |
| niezalesione; non-forested | | | | | | |
| Białka | N 50°38'40,95" E 22°16'54,09" | 3,0/0,3 | 60 | 0,7 | s | 5/5 |
| Sołokija | N 50°18'22,9" E 23°36'23,59" | 7,0/0,4 | 95 | 0,5 | m | 5/5 |
| Łada | N 50°29'3,65" E 23°36'43,31" | 9,0/0,5 | 100 | 0,9 | w | 1/2 |
| Huczwa | N 50°30'30,53" E 23°43'41,36" | 3,0/0,8 | 30 | 0,2 | w | 1/2 |
| Tanew | N 50°21'4,21" E 23°0'41,3" | 6,0/0,7 | 70 | 0,6 | w | 2/2 |
| Wieprz | N 50°33'16,38" E 23°9'53,95" | 7,0/0,8 | 70 | 0,6 | s | 3/4 |

sowano brodzoną metodę połowu, ponieważ głębokość cieków nie przekraczała 1 metra [Polska... 2006]. Do badań wytypowano odcinki charakterystyczne i typowe dla rzek o długości od 100 do 150 metrów. Badania prowadzono przyżyciowo, a wszystkie złowione ryby były bez szkody dla ich zdrowia wypuszczane z powrotem do rzeki, w której zostały złowione. W badaniach stosowano standardową metodykę zgodną z wytycznymi do monitoringu ichtiofauny w wodach płynących [Prus, Wiśniewolski 2014]. Wykonujący odłowy posiadali odpowiednie uprawnienia i uzyskali wymagane pozwolenia na prowadzenie odłowów kontrolnych.

Wszystkie złowione ryby oznaczono do gatunku, zmierzono ich długość całkowitą (z dokładnością do 1 mm) i masę ciała (z dokładności do 1 g). W celu porównania liczebności odłowionych ryb w poszczególnych stanowiskach wyniki połowów przeliczono na jednostkę połowową CPUE (catch per unit effort) określającą liczbę ryb odłowionych na 100 m² powierzchni rzeki [szt./100 m²]. Do obrazowania struktury ichtiofauny zastosowano wskaźnik dominacji biocenotycznej N%:

$$N\% = 100 \cdot ni / nt$$

gdzie:

- ni – liczba osobników gatunku i w próbie,
- nt – łączna liczba osobników w danym siedlisku.

Dla zespołów ryb występujących w badanych rzekach oszacowano parametry bioróżnorodności, takie jak: bogactwo gatunkowe (S), współczynnik Shannona-Wienera (H') oraz wskaźnik Simpsona (D) [Krebs 1999]. Ponadto przy wykorzystaniu metody Jackknife 1 estymowano maksymalną liczbę gatunków, jaką można odłowić na badanych grupach stanowisk.

Dla obu badanych siedlisk wyznaczono przy wykorzystaniu wskaźnika wierności (W) gatunki charakterystyczne oraz gatunki towarzyszące. Wskaźnik wierności dla wszystkich gatunków w badanych siedliskach obliczono za pomocą wzoru:

$$W = (a / b) \cdot 100$$

gdzie:

- a – liczebność danego gatunku w badanym siedlisku,
- b – liczebność tego samego gatunku we wszystkich badanych stanowiskach.

Gatunkami charakterystycznymi były gatunki, dla których wskaźnik wierności (W) w grupie rzek zlokalizowanych na terenie niezalesionym lub leśnym przyjmował wartość co najmniej 80%, a w drugiej grupie nie przekraczał 25%.

Po stwierdzeniu normalności rozkładu (test Shapiro-Wilka) oraz równości wariancji wyników porównano różnice w zagęszczeniu ryb (w CPUE) oraz wartościach wskaźników różnorodności zespołów ryb w obu siedliskach przy użyciu jednoczynnikowej analizy wariancji ANOVA. Korelacje pomiędzy wybranymi parametrami zespołów ryb oraz ich zagęszczeniem w obu grupach rzek obliczono przy wykorzystaniu korelacji Pearsona, a zależności pomiędzy H' a zagęszczeniem ryb (w CPUE) oszacowano z pomocą równania regresji. Wszystkie analizy przeprowadzono przy użyciu programu Statistica przy poziomie istotności $p < 0,05$.

Wyniki

Podczas badań na odcinkach rzek położonych w terenie niezalesionym i zalesionym odłowiono łącznie 779 ryb i minogów należących do 22 gatunków (w tym jeden gatunek minoga: minóg strumieniowy). Wśród gatunków występujących na obu badanych typach stanowisk trzy okazały się gatunkami chronionymi, tj.: śliz (*Barbatula barbatula*), piskorz (*Misgurnus fossilis*) i piekielnica (*Alburnoides bipunctatus*), a na dwóch stanowiskach położonych w terenach niezalesionych odnotowano obecność gatunku obcego: karasia srebrzystego (*Carassius carassius gibelio*) (tab. 2).

Odłowy kontrolne wykazały, że na odcinkach rzek położonych na terenach niezalesionych odnotowano ogółem 18 gatunków ryb, a w rzekach na terenach leśnych – 16 gatunków. W rzekach na terenach niezalesionych nie występowały minóg strumieniowy, jaź, ukleja i słonecznica, natomiast w rzekach na odcinkach zalesionych jazgarz, lipień, karaś srebrzysty, karp, wzdrgęga i lin (tab. 2). Liczba gatunków była uzależniona od stanowiska badań i w odcinkach położonych na terenach leśnych wynosiła od 3 do 12 gatunków (średnio 7,83), natomiast na terenach niezalesionych od 5 do 10 gatunków (średnio 7,17). Mediana dla poszczególnych grup stanowisk wynosiła odpowiednio 9,5 i 7,5 gatunku, co wskazuje na wyższe wartości tej cechy dla zespołów ryb z rzek położonych na terenach zalesionych. Analiza estymowanej liczby gatunków (eS) wykazała, że nieco większa liczba gatunków może występować w rzekach położonych na terenach niezalesionych, jednak różnice te okazały się nieistotne statystycznie (ANOVA, $F(1, 10)=0,525$, $p=0,485$) (ryc. 1).

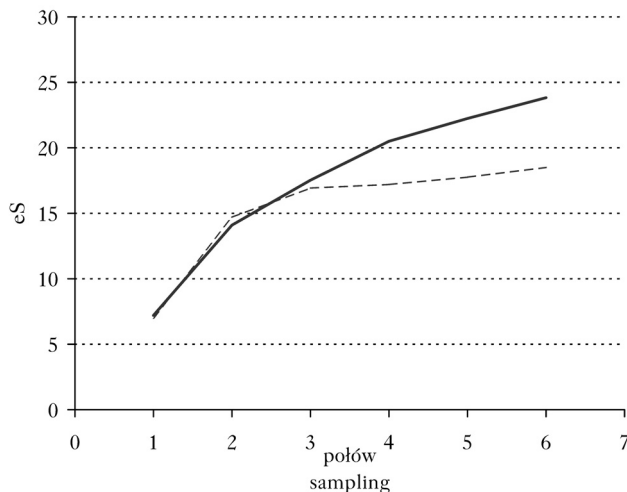
Tabela 2.

Średnie (M, \pm odchylenie standardowe SD) zagęszczenie [CPUE] oraz wskaźnik wierności (W [%]) dla poszczególnych gatunków ryb w badanych rzekach

Mean (M, \pm standard deviation SD) density [CPUE] and fidelity index (W [%]) for fish species in studied rivers

| | Niezalesione Non-forested | | Zalesione Forested | |
|--|------------------------------|---------|-----------------------|---------|
| | M \pm SD | W | M \pm SD | W |
| Pstrąg potokowy <i>Salmo trutta fario</i> | 0,91 \pm 1,56 | 19,39 | 3,80 \pm 4,51 | 80,61* |
| Kiełb <i>Gobio gobio</i> | 7,39 \pm 16,00 | 36,55 | 12,83 \pm 19,44 | 63,45 |
| Okoń <i>Perca fluviatilis</i> | 25,35 \pm 32,29 | 86,86* | 3,83 \pm 4,35 | 13,14 |
| Śliz <i>Barbatula barbatula</i> | 1,80 \pm 2,23 | 60,64 | 1,17 \pm 1,60 | 39,36 |
| Jazgarz <i>Gymnocephalus cernuus</i> | 0,06 \pm 0,15 | 100,00* | 0,00 \pm 0,00 | 0,00 |
| Płoc <i>Rutilus rutilus</i> | 6,83 \pm 6,76 | 67,21 | 3,33 \pm 4,32 | 32,79 |
| Piekielnica <i>Alburnoides bipunctatus</i> | 4,00 \pm 6,23 | 47,06 | 4,50 \pm 6,86 | 52,94 |
| Jelec <i>Leuciscus leuciscus</i> | 5,17 \pm 11,21 | 40,26 | 7,67 \pm 12,42 | 59,74 |
| Szczupak <i>Esox lucius</i> | 0,67 \pm 0,52 | 28,57 | 1,67 \pm 1,50 | 71,43 |
| Miętus <i>Lota lota</i> | 1,00 \pm 1,55 | 24,00 | 3,17 \pm 4,44 | 76,00 |
| Piskorz <i>Misgurnus fossilis</i> | 2,33 \pm 3,83 | 93,33* | 0,17 \pm 0,41 | 6,67 |
| Głowacz pręgopłetwy <i>Cottus poecilopus</i> | 0,50 \pm 1,22 | 13,04 | 3,33 \pm 3,56 | 86,96* |
| Jaź <i>Leuciscus idus</i> | 0,00 \pm 0,00 | 0,00 | 0,67 \pm 1,21 | 100,00* |
| Kleń <i>Squalius cephalus</i> | 0,50 \pm 1,22 | 50,00 | 0,50 \pm 0,84 | 50,00 |
| Ukleja <i>Alburnus alburnus</i> | 0,00 \pm 0,00 | 0,00 | 1,83 \pm 4,49 | 100,00* |
| Słonecznica <i>Leucaspis delineatus</i> | 0,00 \pm 0,00 | 0,00 | 0,33 \pm 0,82 | 100,00* |
| Lipień <i>Thymallus thymallus</i> | 0,17 \pm 0,41 | 100,00* | 0,00 \pm 0,00 | 0,00 |
| Karaś srebrzysty <i>Carassius c. gibelio</i> | 2,83 \pm 5,23 | 100,00* | 0,00 \pm 0,00 | 0,00 |
| Karp <i>Cyprinus carpio</i> | 0,67 \pm 1,63 | 100,00* | 0,00 \pm 0,00 | 0,00 |
| Wzdreęga <i>Scaridinius erythrophthalmus</i> | 0,17 \pm 0,41 | 100,00* | 0,00 \pm 0,00 | 0,00 |
| Lin <i>Tinca tinca</i> | 0,17 \pm 0,41 | 100,00* | 0,00 \pm 0,00 | 0,00 |
| Minóg strumieniowy <i>Lampetra planeri</i> | 0,00 \pm 0,00 | 0,00 | 3,00 \pm 4,29 | 100,00* |
| Ogółem Total | 60,51 \pm 37,31 | | 51,80 \pm 42,94 | |

* gatunek charakterystyczny dla danego siedliska; species characteristic for the habitat



Ryc. 1.

Estymowane metodą Jackknife 1 bogactwo gatunkowe (eS) ryb z rzek zlokalizowanych na terenach zalesionych (linia przerywana) i niezalesionych (linia ciągła)

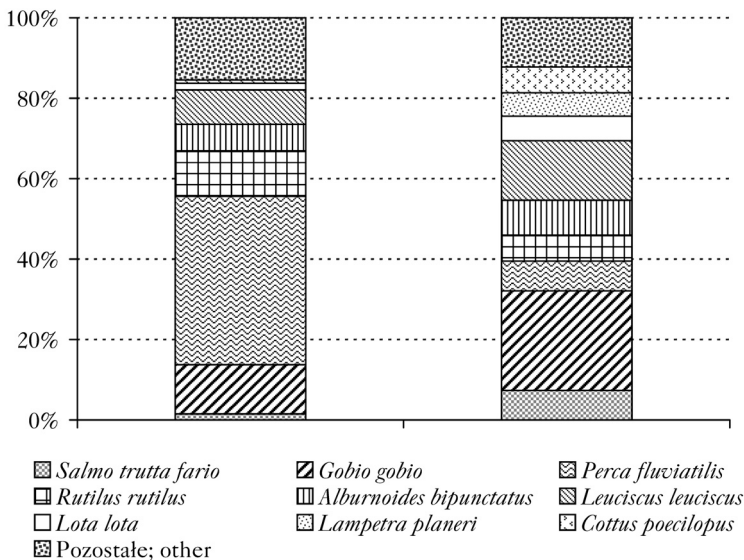
Jackknife-1-estimated species richness (eS) for fish community from rivers located in forested (dashed line) and non-forested (solid line) areas

Nieco większą ogólną średnią liczebność ryb odnotowano na odcinkach rzek położonych poza kompleksami leśnymi (średnio 60,51 CPUE), jednak na odcinkach rzek płynących przez tereny zalesione stwierdzono nieco większą jej zmienność (ANOVA, $p>0,05$, $F(1, 10)=0,141$, $p=0,715$) (tab. 2). Dominującymi gatunkami w odcinkach rzek na terenach niezalesionych były okoń, płóć i kiełb, podczas gdy w rzekach zlokalizowanych na terenach leśnych kiełb, jelec i pstrąg potokowy. Jednocześnie na tych stanowiskach znaczący udział (od 5,7% do 6,5%) miały głowacz pręgowy, miętus oraz minóg strumieniowy (ryc. 2).

Dla zespołów ryb z rzek na terenach zalesionych i niezalesionych odnotowano zbliżone wartości wskaźników różnorodności Shannona-Wienera i Simpsona, odpowiednio dla H' – 0,83 i 0,84, a dla D – 0,31 i 0,36 ($p>0,05$). Natomiast analiza korelacji oszacowanych parametrów zespołów ryb wykazała, że ogółem istotną dodatnią zależność, niezależnie od siedliska, odnotowano pomiędzy wskaźnikiem Shannona-Wienera a bogactwem gatunkowym ($r=0,982$), a także pomiędzy H' oraz bogactwem gatunkowym (S) a zagęszczeniem ryb ($r=0,705$). Wyniki analizy regresji liniowej zmian wartości H' wraz ze zmianą liczebności odławianych ryb w obu siedliskach przedstawiono na rycinie 3.

Dyskusja

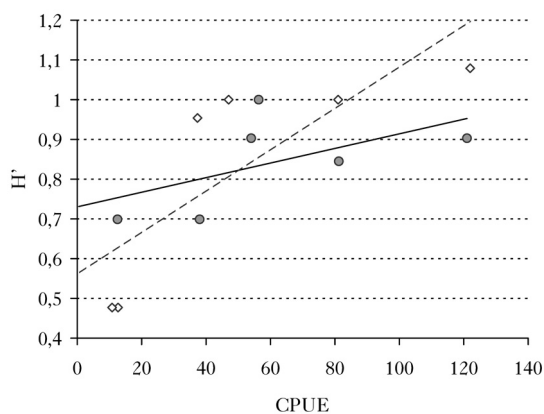
Przeprowadzone obserwacje wykazały, że obecność lasów lub szerokiej strefy zadrzewień może w pewnym stopniu wpływać na zespoły ryb występujące w rzekach. Brak zadrzewień bądź ingerencja w strefy nadbrzeżne prowadzi zwykle do drastycznego pogorszenia warunków siedliskowych, bioróżnorodności i spadku liczebności wielu organizmów wodnych strumieni i małych rzek [Dudgeon 2000; Kingsford 2011]. Usuwanie zadrzewień nadbrzeżnych powoduje zwiększenie nasłonecznienia koryta rzeki, a w konsekwencji podwyższenie temperatury wody i pogorszenie warunków tlenowych. Zmieniają się także na niekorzyść warunki siedliskowe wielu gatunków



Ryc. 2.

Dominacja w strukturze liczebności wybranych gatunków ryb ($N\%>10\%$) w rzekach zlokalizowanych na terenach zalesionych (prawy słupek) i niezalesionych (lewy słupek)

Dominance of selected fish species ($N\%>10\%$) in the rivers located in forested (right bar) and non-forested (left bar) areas



Ryc. 3.

Zmiany wartości wskaźnika różnorodności Shannona-Wienera (H') w zależności od zmiany zagęszczenia ryb (CPUE) w rzekach zlokalizowanych na terenach zalesionych (białe punkty, linia przerywana) i niezalesionych (ciemne punkty, linia ciągła)

Changes of Shannon-Wiener diversity index (H') in relation to fish density (PUE) for rivers located in forested (white points, dashed line) and non-forested (dark points, solid line) areas

cieniolubnych, np. pstrąga potokowego, miętusa czy głowacza pręgopłetwego [Puwaliski 2011], które (jak wykazały niniejsze badania) wykazywały silne przywiązanie do siedlisk w rzekach na terenach leśnych. Obecność allochtonicznego detrytusu pochodzącego ze zlewni leśnej ma również ogromne znaczenie dla mikroorganizmów i bezkręgowych rozdrabniaczy [Hładyz i in. 2010], których obecność wpływa z kolei znacząco na zasobność środowiska wodnego w pokarm dla ryb [Reiss i in. 2010]. Jak zaobserwowali Langford i in. [2012] w rzekach południowej Anglii, możliwy jest również negatywny wpływ substratu drzewnego na obecność szczególnie wrażliwych gatunków ryb. Jednak wyniki uzyskane w niniejszych badaniach nie potwierdziły tych zależności.

Liczne prace wykazują zmniejszenie liczebności ichtiofauny na terenach wylesionych, wynikające głównie z niekorzystnej modyfikacji siedliska, związanej z tym erozji i zwiększonego udziału osadów mulistych [Dudgeon 2000; Kingsford 2011]. W powyższych badaniach w ustabilizowanych ciekach płynących przez tereny rolnicze zaobserwowano odwrotną zależność – większe zagęszczenia ryb występowały w rzekach na terenach niezalesionych. Jednak skład gatunkowy był ściśle uzależniony od bliskiego otoczenia cieku i charakteru strefy przejściowej. W rzekach na terenach niezalesionych zaobserwowano znaczący udział gatunków ubikwistycznych i związanych z hodowlą stawową, w tym również gatunków obcych (inwazyjnych). Natomiast w rzekach na terenach zalesionych częściej występowały gatunki typowe dla drobnych cieków i taksony reofilne. Być może w badanych rzekach strefa przejściowa w obydwu typach cieków stwarzała specyficzne i stabilne siedlisko, ale odmienne dla zróżnicowanych zespołów ryb. Na kluczowe znaczenie strefy przejściowej wskazują również badania prowadzone w Ameryce Północnej, gdzie wylesienia powodowały niszczenie ekotonów rzek górskich i zubożenie zespołów ryb [Jones i in. 1999]. Podobne wnioski wynikają z badań zmian zespołów *Coleoptera* w strefie przejściowej rzeki tropikalnej [Gray i in. 2014].

W niniejszych badaniach wykazano, podobnie jak w cytowanych pracach, że nieco większa liczba taksonów występowała w rzekach płynących przez obszary zalesione (maksymalnie 12 gatunków) niż w rzekach na terenach niezalesionych (maksymalnie 10 gatunków). Jednocześnie zespoły ryb z rzek na terenach zalesionych wykazywały większą zmienność bogactwa gatunkowego, podczas gdy w drugim badanym siedlisku zakres liczby gatunków był mało zróżnicowany. Świadczyć to może o większym prawdopodobieństwie utworzenia korzystnego siedliska dla wybranych gatunków ryb na terenach zalesionych. Mniejsze zróżnicowanie liczby gatunków ryb w poszczególnych stanowiskach rzek na terenach niezalesionych można tłumaczyć wpływem zarybień celowych i przypadkowych. Jak podaje Danilkiewicz [1994], zarybienia celowe, na

przykład pstrągiem potokowym, mogą prowadzić do zmniejszenia liczebności drobnych gatunków typowych dla strumieni (takich jak głowacz, kielb i jelec), niemających większego znaczenia gospodarczego. Z kolei w rzekach na terenach niezalesionych bardziej widoczny był wpływ stawów karpowych, które mogą powodować zasilanie rzek takimi gatunkami jak płoć, okoń i jazgarz czy gatunkami obcymi (np. karaś srebrzysty).

Największe różnice w badanych grupach rzek wystąpiły w strukturze dominacji i wskaźniku wierności ryb względem środowiska. Zapewne duże znaczenie odgrywają tutaj możliwości rozrodu naturalnego. Wykazał to Johnston [1999] dla ryb karpowatych z rzek Ameryki Północnej, gdzie rodzaj modyfikacji siedliska miał kluczowe znaczenie dla struktury ichtiofauny rzek. Na terenie Roztocza i Puszczy Solskiej dominującymi i typowymi gatunkami ryb są inne, również cenne przyrodniczo, lecz mniej wrażliwe na zmiany siedliska rozrodczego gatunki, jak np. piekielnica [Kukuła, Kukuła 2005; Rechulicz i in. 2009].

Wnioski

- ✦ Warunki siedliskowe rzeki związane z obecnością bądź brakiem w bezpośrednim sąsiedztwie terenów zalesionych odgrywają kluczową rolę w kształtowaniu zespołów ryb, szczególnie poprzez wpływ na strukturę dominacji i skład gatunków ryb „wiernych” danemu typowi siedliska.
- ✦ W rzekach zlokalizowanych na terenach zalesionych stwierdzono występowanie nieco większej liczby gatunków ryb, z kolei w rzekach na terenach niezalesionych odnotowano większe liczebności ryb.
- ✦ W rzekach płynących przez tereny niezalesione zaobserwowano znaczący udział gatunków ubikwistycznych, obcych oraz inwazyjnych.
- ✦ Największe różnice w zespołach ryb pomiędzy badanymi grupami rzek występowały w strukturze dominacji i wskaźniku wierności poszczególnych gatunków ryb względem środowiska, co wskazuje na istotną rolę substratu drzewnego, jako czynnika siedliskotwórczego.

Literatura

- dos Anjos M. B., Zuanon J. 2007. Sampling effort and fish species richness in small terra firme forest streams of central Amazonia, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 5 (1): 45-52.
- Barrella W., Martins A. G., Petrere M., Ramires M. 2014. Fishes of the southeastern Brazil Atlantic Forest. *Environmental Biology of Fish* 97: 1367-1376. DOI: 10.1007/s10641-014-0226-y.
- Danilkiewicz Z. 1994. Ryby (*Pisces*) rzek Roztocza. *Fragmenta Faunistica* 37: 367-388.
- Dudgeon D. 2000. The ecology of tropical Asian rivers and streams in relation to biodiversity conservation. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31: 239-263.
- Gancarczyk A. 2013. Czynniki ochrony ichtiofauny Drawieńskiego Parku Narodowego. W: Domagała J., Pilecka-Rapacz M., Czerniawski R. [red.]. *Antropopresja na ekosystemy wodne a ochrona przyrody i aktywizacja rybactwa*. Katedra Zoologii, Uniwersytet Szczeciński, Drewniński Park Narodowy, Stowarzyszenie Lokalna Grupa Rybacka „Partnerstwo Jezior”, Barlinek. 49-56.
- Garner G., Malcolm I. A., Sadler J. P., Hannah D. M. 2014. What causes cooling water temperature gradients in forested stream reaches? *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 11 (6): 6441-6472. DOI: 10.5194/hessd-11-6441-2014.
- Gray C. L., Slade E. M., Mann D. J., Lewis O. T. 2014. Do riparian reserves support dung beetle biodiversity and ecosystem services in oil palm-dominated tropical landscapes? *Ecology and Evolution* 4: 1049-1060.
- Hładysz S., Tieg S. D., Gessner M. O., Giller P. S., Rîșnoveanu G., Preda E., Nistorescu M., Schindler M., Woodward G. 2010. Leaf-litter breakdown in pasture and deciduous woodland streams: A comparison among three European regions. *Freshwater Biology* 55: 1916-1929.
- Imholt C., Soulsby C., Malcolm I. A., Gibbins C. N. 2012. Influence of contrasting riparian forest cover on stream temperature dynamics in salmonid spawning and nursery streams, *Ecology* 6: 380-392. DOI: 10.1002/ecc.1291.
- Johnston C. E. 1999. The relationship of spawning mode to conservation of North American minnows (*Cyprinidae*). *Environmental Biology of Fishes* 55: 21-30.

- Jones E. B., Helfman G. S., Harper J. O., Bolstad P. V. 1999. Effects of Riparian Forest Removal on Fish Assemblages in Southern Appalachian Streams. *Conservation Biology*, 13 (6): 1454-1465.
- Kingsford R. T. 2011. Conservation management of rivers and wetlands under climate change: a synthesis. *Marine Freshwater Researches* 62: 217-222.
- Krebs C. J. 1999. *Ecological methodology*. University of British Columbia, Benjamin/Cummings. 639-641.
- Kukuła K., Bylak A. 2009. Badania ichtiofaunistycznie w Bieszczadzkiem Parku Narodowym w latach 1995-2008. *Roczniki Bieszczadzkie* 17: 267-281.
- Kukuła K., Kukuła E. 2005. Piekelnica *Alburnoides bipunctatus* (Bloch, 1782), *Pisces, Cyprinidae* – gatunek z „Polskiej czerwonej księgi zwierząt”. *Roczniki Bieszczadzkie* 13: 285-294.
- Langford T. E., Jones J. G., Broadmeadow S., Armitage P., Shaw P. J., Davy-Bowker J. 2010. Biological diversity in New Forest Streams. W: Newton A. C. [red.]. *Biodiversity in the New Forest*. Pisces Publications, Newbury, UK. 157-172.
- Langford T. E. L., Langford J., Hawkins S. J. 2012. Conflicting effects of woody debris on stream fish populations: implications for management. *Freshwater Biology* 57: 1096-1111. DOI:10.1111/j.1365-2427.2012.02766.x.
- Marczak L. B., Sakamaki T., Turvey S. L., Deguise I., Wood S. L. R., Richardson J.S. 2010. Are forested buffers an effective conservation strategy for riparian fauna? An assessment using meta-analysis. *Ecological Applications* 20: 126-134.
- Pierzgalski E. 2008. Relacje między lasem a wodą – przegląd problemów. *Studia i Materiały CEPL* 18: 13-23.
- Polska Norma PN-EN 14011:2006. 2006. Jakość wody. Pobieranie próbek ryb z zastosowaniem elektryczności. PKN, Warszawa. 1-17.
- Prus P., Wiśniewolski W. [red.]. 2014. Monitoring ichtiofauny w rzekach. Przewodnik metodyczny. Inspekcja Ochrony Środowiska. Biblioteka Monitoringu Środowiska. DOI: 10.13140/RG.2.1.1146.7602.
- Przybylska K., Żolnierowicz K. M., Urbańska M., Mazurkiewicz J., Andrzejewski W. 2013. Metody monitoringu dzikich populacji ryb rzek i jezior krajobrazu leśnego. *Studia i Materiały CEPL* 36: 310-316.
- Puwalski K. 2011. *Ichtiofauna Welu i jego dopływów*. Nowe Miasto Lubawskie, VEGA Studio Adv.
- Rechulicz J., Girsztowt Z., Przybylski M. 2009. Ichtiofauna rzeki Tanew i jej dopływów. *Roczniki Naukowe PZW* 22: 119-139.
- Reiss J., Bailey R. A., Cássio F., Woodward G., Pascoal C. 2010. Assessing the contribution of micro-organisms and macrofauna to biodiversity-ecosystem functioning relationships in freshwater microcosms. *Advances in Ecological Research* 43: 151-176.
- Richardson J. S., Tylor E., Schluter D., Pearson M., Hatfield T. 2010. Do riparian zones qualify as critical habitat for endangered freshwater fishes? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67: 1197-1204.
- Stachyra P., Tehórzewski M., Marczakowski P., Piskorski M., Kolejko M., Michalczyk W. 2011. Plan ochrony fauny Roztoczańskiego Parku Narodowego. W: Kaproń B. [red.]. *Materiały do projektu planu ochrony Roztoczańskiego Parku Narodowego*. Roztoczański Park Narodowy, Zwierzyniec. 87-128.
- Suurkuukka H., Virtanen R., Suorsa V., Soininen J., Paasivirta L., Muotka T. 2014. Woodland key habitats and stream biodiversity: Does small-scale terrestrial conservation enhance the protection of stream biota? *Biological Conservation* 170: 10-19.
- Witkowski A., Kotusz J. 2008. Stan ichtiofaunistycznych badań inwentaryzacyjnych rzek Polski. *Roczniki Naukowe PZW* 21: 23-60.