

SZYMON JUSIK, KRZYSZTOF SZOSKIEWICZ

Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

RÓŻNORODNOŚĆ BIOLOGICZNA ROŚLIN WODNYCH W WARUNKACH ZRÓŻNICOWANYCH PRZEKSZTAŁCEŃ MORFOLOGICZNYCH RZEK NIZINNYCH POLSKI ZACHODNIEJ

Streszczenie. Badania prowadzono w latach 2003-2008 na 214 odcinkach rzek nizinnych Polski. Morfologię cieków badano metodą River Habitat Survey (RHS), natomiast rośliny wodne – Makrofitową Metodą Oceny Rzek (MMOR). Pod względem zróżnicowania roślin wyodrębniono trzy typy makrofitowe cieków nizinnych: piaszczyste, kamienisto-zwirowe małe oraz kamienisto-zwirowe średnie i duże. W wyróżnionych typach stanowiska podzielono na podstawie syntetycznego wskaźnika przekształcenia Habitat Modification Score (HMS) na trzy grupy o zróżnicowanym natężeniu przekształceń morfologicznych. We wszystkich analizowanych typach rzek stwierdzono istotny wpływ przekształceń morfologicznych na wskaźniki różnorodności biologicznej. Zależność ta przypominała krzywą Gaussa. Największa bioróżnorodność występowała przy umiarkowanym poziomie przekształcenia, mniejsza zaś przy słabej oraz bardzo silnej degradacji morfologicznej. Obserwowane zależności były wynikiem pośredniego oddziaływania na wegetację spadku zacienienia wraz ze wzrostem stopnia przekształcenia oraz bezpośredniego oddziaływania zmian w morfologii koryta.

Słowa kluczowe: bioróżnorodność, makrofity, przekształcenia morfologii rzek

Wstęp

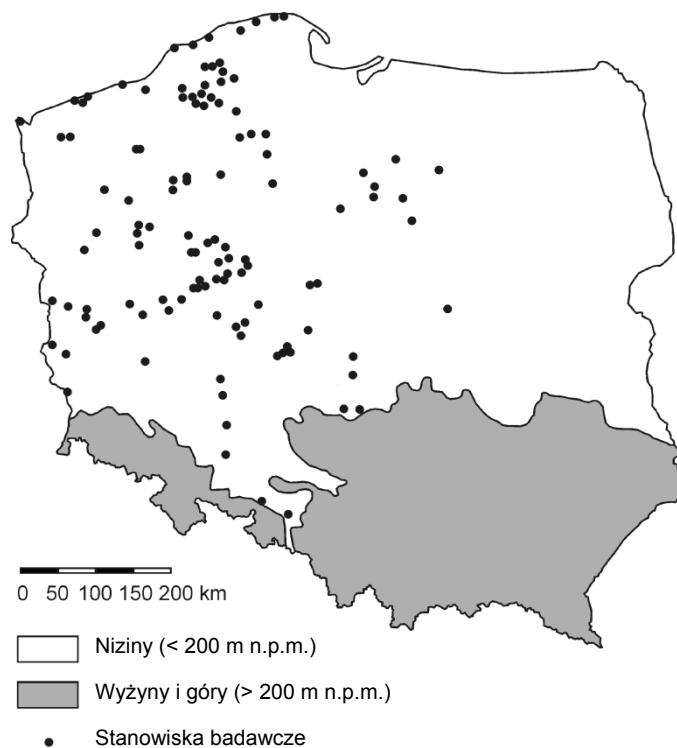
Wdrażanie Ramowej Dyrektywy Wodnej przez państwa członkowskie Wspólnoty Europejskiej stwarza wiele nowych wyzwań dla nauki i praktyki. Konieczna jest m.in. weryfikacja typologii abiotycznej, określenie warunków referencyjnych w każdym z typów wód oraz rozpoznanie wpływu różnych czynników degradujących na organizmy wodne. Spośród wszystkich czynników środowiskowych pochodzenia antropogenicznego, wpływających na makrofity, najmniej rozpoznane jest oddziaływanie przekształceń hydromorfologicznych rzek. Jednocześnie badania prowadzone na innych

grupach organizmów (m.in. bezkręgowcach) wskazują, że przekształcenia są jednym z najważniejszych parametrów środowiskowych.

Niniejsza praca jest próbą określenia wpływu przekształceń morfologicznych wybranych ekosystemów rzecznych na różnorodność biologiczną roślin wodnych.

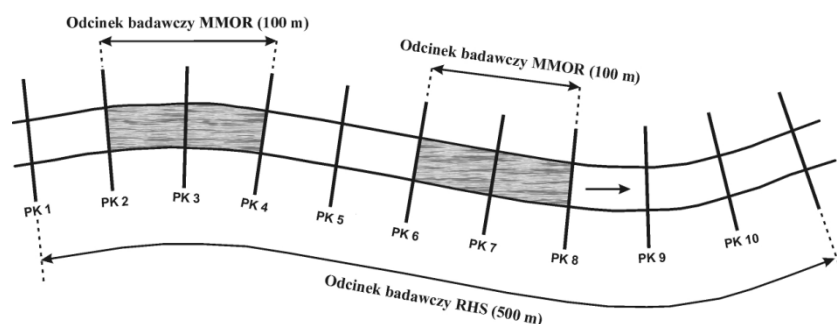
Material i metody

Badania terenowe prowadzono w pełni sezonu wegetacyjnego (czerwiec–wrzesień) w latach 2003–2007. Badania morfologii realizowano na 500-metrowych odcinkach metodą River Habitat Survey (RHS), zaadoptowaną do warunków polskich (RIVER... 2003, SZOSZKIEWICZ i IN. 2008). Ogółem pracami badawczymi objęto 107 odcinków RHS, zlokalizowanych na 93 rzekach nizinnych Polski (rys. 1).



Rys. 1. Rozmieszczenie stanowisk badawczych na terenie Polski
Fig. 1. Distribution of surveyed sites in Poland

W obrębie każdego 500-metrowego odcinka badawczego RHS, pomiędzy profilami kontrolnymi 2-4 oraz 6-8, zlokalizowane były dwa odcinki po 100 m każdy, na których prowadzono obserwacje makrofitów (rys. 2). Badania roślin wodnych realizowano Makrofitową Metodą Oceny Rzek (MMOR), opracowaną na potrzeby monitoringu wód



Rys. 2. Schemat rozmieszczenia odcinków badawczych w rzekach; PK oznacza profil kontrolny

Fig. 2. Diagram of distribution of surveyed sections in rivers; PK marks spot check

plynących w Polsce (SZOSZKIEWICZ i IN. 2006, 2008 w druku). Ogółem pracami badawczymi objęto 214 odcinków MMOR. Zastosowana metoda opiera się na ilościowym i jakościowym spisie roślin wodnych. Dla każdego z taksonów określono stopień pokrycia według 9-stopniowej skali.

Przebadane odcinki rzek reprezentują pięć nizinnych typów abiotycznych: 17, 18, 19, 20, 22 (BŁACHUTA i IN. 2006). Najliczniej są reprezentowane odcinki typów 19 – średnie i duże rzeki nizinne piaszczysto-gliniaste oraz 17 – małe piaszczyste rzeki nizinne (tab. 1).

Tabela 1. Podstawowe dane badanych typów abiotycznych rzek
Table 1. Basic data of studied abiotic types of rivers

Lp.	Typ abiotyczny		Liczba odcinków badawczych	Wysokość (m n.p.m.)		Zlewnia (km ²)	
	symbol	nazwa		średnia	odch. std.	średnia	odch. std.
1	17	Odcinki potoków nizinnych o piaszczystym materiale dna (zlewnia 10-100 km ²)	25	97,8	49,5	37,8	30,0
2	18	Odcinki potoków nizinnych o żwirowym materiale dna (zlewnia 10-100 km ²)	14	112,5	46,9	25,9	24,8
3	19	Odcinki rzek nizinnych o piaszczysto-gliniastym materiale dna (zlewnia 100-10000 km ²)	39	79,8	33,3	344,7	210,9
4	20	Odcinki rzek nizinnych o żwirowym materiale dna (zlewnia 100-10000 km ²)	20	103,4	49,9	538,2	461,1
5	22	Odcinki przyujściowe cieków pod wpływem wód słonych	9	0,2	0,1	739,8	890,3
Ogółem			107				

Analiza różnorodności gatunkowej makrofitów została przeprowadzona z wykorzystaniem trzech wskaźników: liczby gatunków, całkowitego pokrycia oraz wskaźnika ogólnej różnorodności gatunkowej Shannona-Wienera. Zakres i stopień przekształceń w morfologii cieków określono za pomocą syntetycznego wskaźnika przekształcenia siedliska Habitat Modification Score – HMS (RAVEN i IN. 1998).

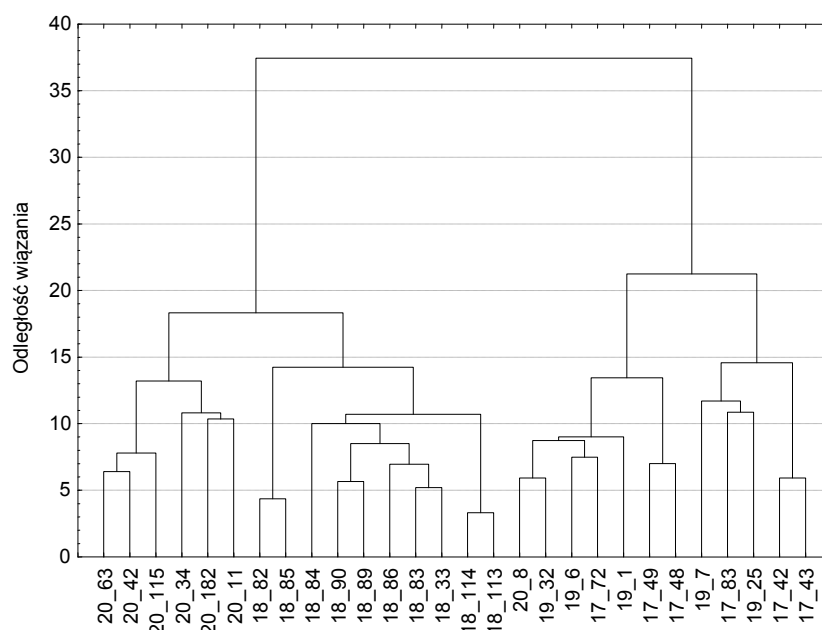
Wyniki

Ze względu na naturalną dużą różnorodność warunków środowiskowych, mających wpływ na występowanie organizmów wodnych, konieczne jest wyróżnienie typów biotycznych wód. Typy te, w warunkach niezakłóconych działalnością człowieka (referencyjnych), charakteryzują odrębne cechy biologiczne. Do weryfikacji typologii abiotycznej za pomocą makrofitów wykorzystano wyłącznie odcinki referencyjne, tzn. pozbawione presji antropogenicznej lub z minimalną presją niewpływającą na roślinność wodną. W celu wydzielenia tych odcinków przyjęto szeroko stosowane kryteria, podawane przez wielu autorów (m.in. MUHAR i IN. 2000, REYNOLDSON i WRIGHT 2000, SZOSZKIEWICZ i IN. 2006). Wybrane do analizy odcinki referencyjne rzek charakteryzowały się jednocześnie dużą naturalnością, brakiem przekształceń morfologicznych, bardzo dobrym stanem ekologicznym, małym stężeniem biogenów w wodzie, dużym udziałem lasów w zlewni oraz niewielkim udziałem gruntów ornych.

Dzięki zastosowaniu analizy skupień wykonano dendrogram, umożliwiający podział odcinków referencyjnych na grupy jednorodne pod względem zróżnicowania roślin wodnych (rys. 3). Pierwszy podział różnicuje piaszczyste odcinki rzek nizinnych od odcinków o kamienisto-żwirowym materiale dna (odległość euklidesowa 37). Drugi podział oddziela odcinki rzek małych od średnich o kamienisto-żwirowym podłożu (odległość euklidesowa 18). Ogółem wydzielono trzy typy makrofitowe rzek nizinnych: piaszczyste (typy abiotyczne 17, 19 i 22), kamienisto-żwirowe małe (typ abiotyczny 18) oraz kamienisto-żwirowe średnie i duże (typ abiotyczny 20).

W wyodrębnionych typach stanowiska podzielono na trzy grupy o zróżnicowanym natężeniu przekształceń morfologicznych. Dokonano tego na podstawie wartości syntetycznego wskaźnika przekształcenia Habitat Modification Score (HMS), zaproponowanych dla wyróżnienia klas stanu hydromorfologicznego przez WALKERA i IN. 2002. Stanowiska naturalne lub nieznacznie przekształcone charakteryzowały się wskaźnikiem HMS na poziomie 0-8. Odcinki rzek umiarkowanie przekształcone miały indeks HMS w zakresie 9-44. Na stanowiskach silnie i bardzo silnie przekształconych wskaźnik HMS przyjmował wartości 45 lub większe. Wyróżnione grupy były punktem wyjścia do analizy wpływu przekształceń na makrofity. Większość analizowanych parametrów nie spełniała założeń normalności rozkładu oraz jednorodności wariancji. Pomimo prób transformacji danych do rozkładu normalnego nie uzyskano w pełni zadowalających rezultatów. W związku z powyższym zastosowano **test H Kruskala-Wallis**a jako nieparametryczny odpowiednik jednoczynnikowej analizy wariancji.

W trzech wyróżnionych typach makrofitowych rzek stwierdzono istotny wpływ przekształceń morfologicznych na analizowane wskaźniki różnorodności biologicznej roślin wodnych (tab. 2). Zależności te przypominały krzywą Gaussa. Największa



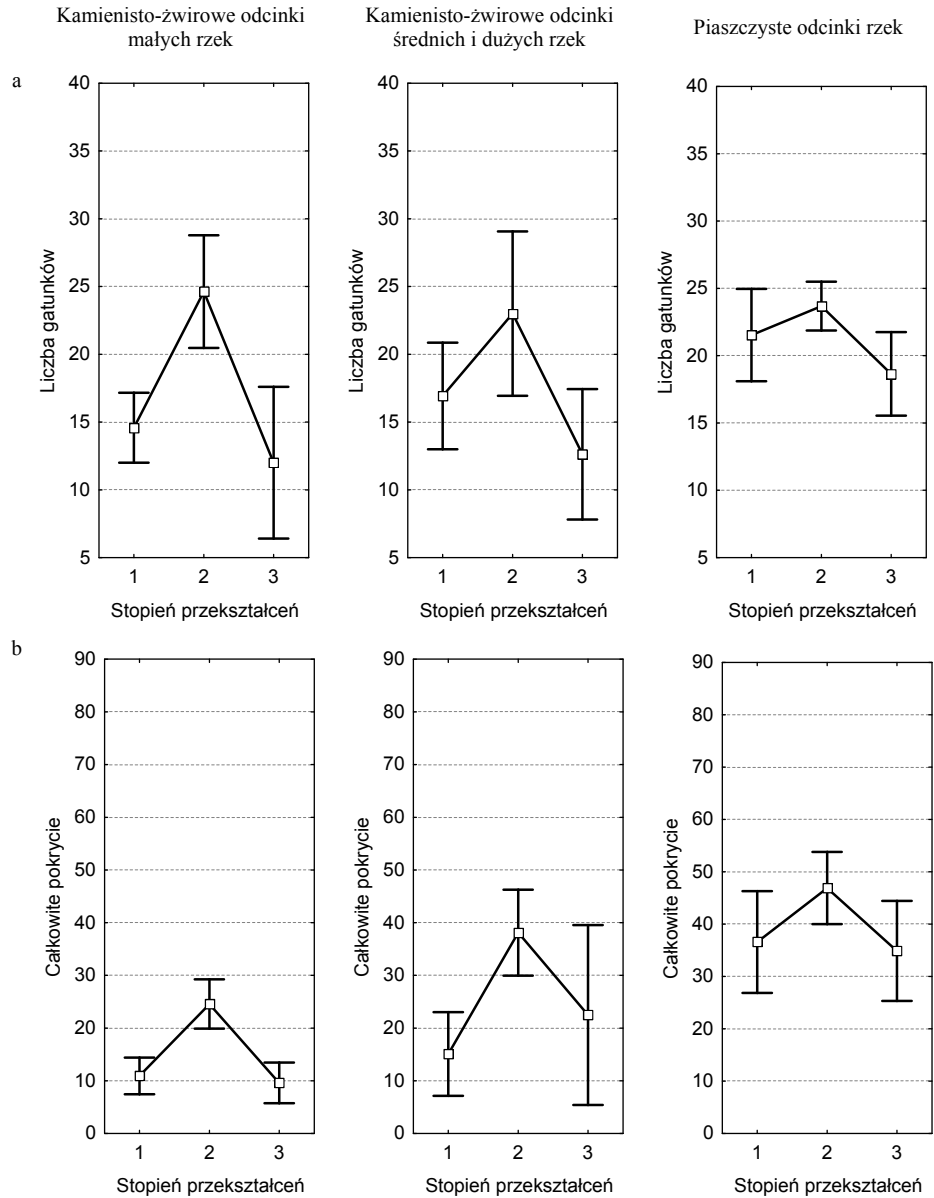
Rys. 3. Podział odcinków referencyjnych rzek na grupy jednolite pod względem podobieństwa roślinności wodnej na podstawie analizy skupień wykonanej metodą Warda (miara odległości – odległość euklidesowa); pierwszy człon numerów stanowisk oznacza typ abiotyczny rzek, pełne nazwy typów abiotycznych rzek podano w tabeli 1

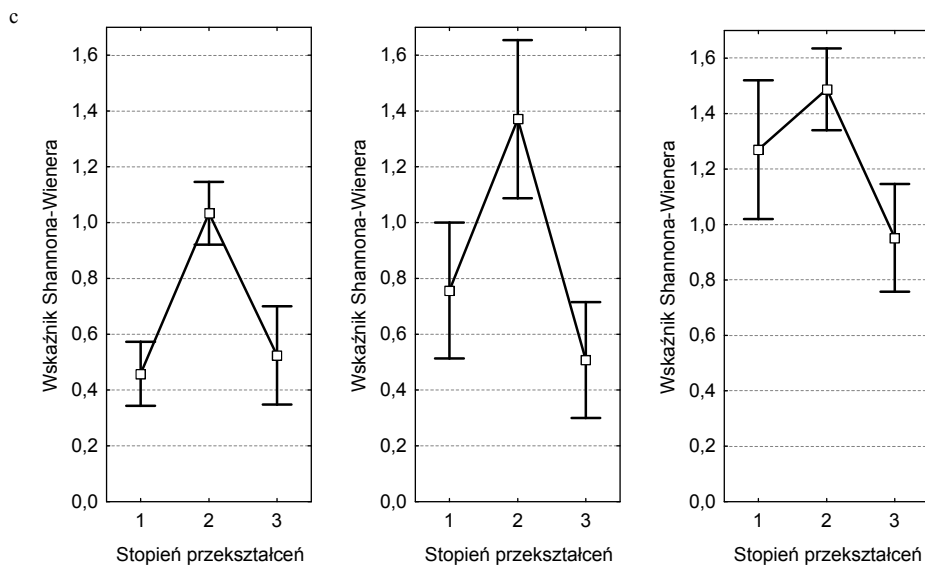
Fig. 3. The division of reference sections of rivers on the uniform groups in relation to similarity of water vegetation, on basis of cluster analysis executed the method of Ward (the measure of distance – Euclid distance); first part of numbers of sites marks the abiotic type of rivers; the full names of abiotic types of rivers are in Table 1

Tabela 2. Analiza wpływu przekształceń morfologicznych rzek na wskaźniki różnorodności biologicznej oraz zacienienie testem H Kruskala-Wallisa (pogrubiono istotne zależności)
Table 2. The analysis of influence of morphological modifications of rivers on biodiversity indexes and shading based on the H Kruskal-Wallis test (significant dependences are thickened)

Wyszczególnienie	Kamienisto-żwirowe odcinki małych rzek		Kamienisto-żwirowe odcinki średnich i dużych rzek		Piaszczyste odcinki rzek	
	H	p	H	p	H	p
Liczba gatunków	10,03	0,007	4,62	0,099	6,74	0,035
Całkowite pokrycie	10,93	0,004	9,62	0,008	4,13	0,127
Wskaźnik Shannona-Wienera	15,25	0,001	11,60	0,003	11,08	0,004
Zacienienie	17,10	0,000	9,17	0,010	27,57	0,000

bioróżnorodność występowała przy umiarkowanym poziomie przekształcenia, mniejsza natomiast przy słabej oraz bardzo silnej degradacji morfologicznej (rys. 4). Przykładowo indeks Shannona-Wienera jest ogólnym wskaźnikiem różnorodności gatunkowej, uwzględniającym zarówno liczbę gatunków, jak i równomierność ich udziału w pokryciu. Na stanowiskach naturalnych (1. stopień przekształceń) wskaźnik ten w zależności

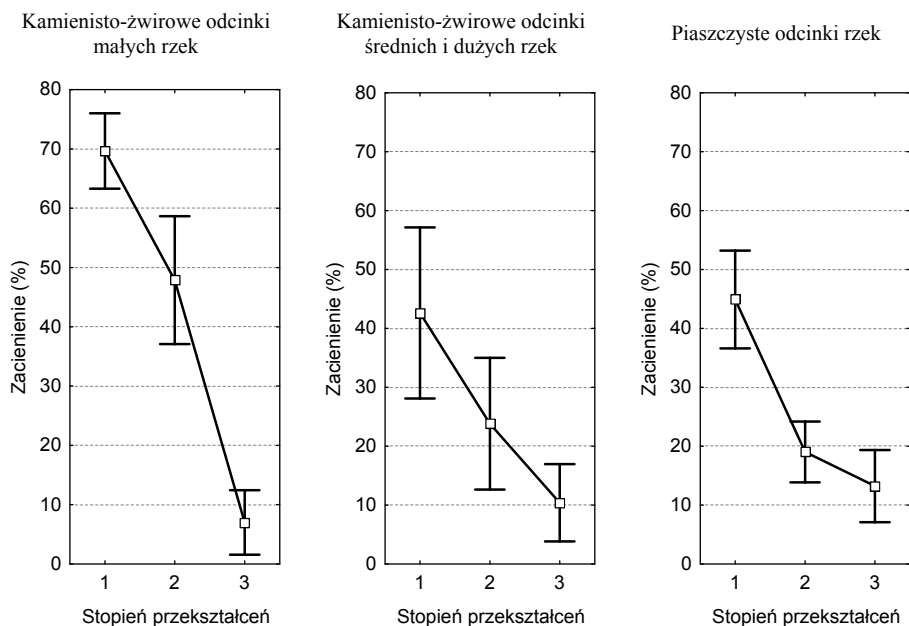




Rys. 4. Wartości wskaźników różnorodności biologicznej w trzech stopniach przekształceń morfologicznych rzek: a – liczba gatunków, b – sumaryczne pokrycie makrofitów, c – wskaźnik Shannona-Wienera; kwadraty oznaczają średnią, wąsy – 95-procentowy przedział ufności
 Fig. 4. Value of biodiversity indexes in three degrees of morphological modifications of rivers: a – number of species, b – total covering of macrophytes, c – Shannon-Wiener index; the squares mark average, the whiskers mark 95% confidence interval

od typu makrofitowego przyjmował wartości 0,48-1,30, na stanowiskach umiarkowanie przekształconych (2. stopień) wzrastał do poziomu 1,02-1,50, natomiast na stanowiskach silnie i bardzo silnie przekształconych (3. stopień) zmniejszał się ponownie do wartości 0,55-0,95. Analogiczne zależności zaobserwowano w przypadku liczby gatunków i całkowitego pokrycia makrofitów.

We wszystkich analizowanych typach rzek zaobserwowano istotne relacje pomiędzy stopniem przekształceń morfologicznych a poziomem zacielenia koryta (tab. 2). Wraz ze wzrostem natężenia przekształceń cieków maleje zacielenie koryta (rys. 5) na skutek zmiany sposobu użytkowania terenu oraz uproszczenia struktury roślinności brzegowej, towarzyszących pracom regulacyjnym. Na stanowiskach naturalnych lub nieznacznie przekształconych morfologicznie (1. stopień przekształceń) zacielenie wynosiło w zależności od typu rzeki 43-70%, na stanowiskach umiarkowanie przekształconych (2. stopień) spadało do poziomu 20-49%, natomiast na stanowiskach silnie i bardzo silnie przekształconych (3. stopień) zmniejszało się dalej do poziomu 7-13%.



Rys. 5. Poziom zacienienia w trzech stopniach przekształceń morfologicznych rzek; kwadraty oznaczają średnią, wąsy – 95-procentowy przedział ufności
 Fig. 5. Level of shading in three degrees of morphological modifications of rivers; the squares mark average, the whiskers mark 95% confidence interval

Dyskusja

Przekształcenia morfologiczne ekosystemów wodnych mogą wpływać na makrofitów bezpośrednio lub pośrednio. Wpływ bezpośredni polega na mechanicznym niszczeniu roślin wskutek wykaszania, wylawiania i tratowania (HELLSTEN i RIIHIMÄKI 1996). Procesy te towarzyszą najczęściej rekreacyjnemu wykorzystaniu wód lub sąsiedztwu pastwisk dla zwierząt hodowlanych (JANAUER 2003). Wpływ pośredni dotyczy m.in. zmiany granulacji i rodzaju podłoża wskutek stosowania umocnień technicznych. Umocnienia uniemożliwiają lub utrudniają zakorzenienie roślinom naczyniowym. Powoduje to znaczne zmiany w strukturze grup ekologicznych makrofitów oraz różnorodności biologicznej. Wpływ pośredni dotyczy także oddziaływania budowli piętrzących i poprzecznych na parametry abiotyczne środowiska wodnego (prędkość przepływu, zmiany stanów wód, rodzaj materiału dna) i w ten sposób pośrednio na makrofitów (BERNEZ i IN. 2004). Bardzo istotne jest także pośrednie oddziaływanie profilowania, prowadzące zwykle do uproszczenia struktury roślinności brzegowej wskutek likwidacji drzew i krzewów nadbrzeżnych. Powoduje to zmniejszenie zacienienia, a tym samym stwarza korzystniejsze warunki dla rozwoju roślinności wodnej, w efekcie czego zazwyczaj do pewnego momentu wzrasta całkowita biomasa makrofitów oraz ich różnorodność biologiczna (STANISZEWSKI i IN. 2006).

Wszystkie przebadane stanowiska naturalne i nieznacznie przekształcone, charakteryzowały się dużym zacienieniem, powiązaniem z leśnym użytkowaniem terenu, natomiast stanowiska silnie przekształcone zwykle były całkowicie niezacienione (sąsiedztwo gruntów ornych i terenów zurbanizowanych). Silne zacienienie wpływa ograniczająco na rozwój roślinności, zmniejszając jej różnorodność gatunkową, biomasę i produkcję pierwotną (ABERNETHY i IN. 1996, STANISZEWSKI i IN. 2006). Redukcja zacienienia, poprzez zmianę sposobu użytkowania terenu i uproszczenie struktury roślinności brzegowej, wpływa więc bardzo silnie na makrofity. Zwiększenie nasłonecznienia prowadzi do wzrostu biomasy, pokrycia i różnorodności biologicznej (VERMAAT i DEBRUYNE 2003).

Zależność pomiędzy stopniem przekształceń morfologicznych wód a wskaźnikami różnorodności biologicznej makrofitów we wszystkich badanych typach rzek przypominała krzywą Gaussa. Największe wartości wskaźników bioróżnorodności występowały przy umiarkowanym poziomie przekształcenia, natomiast mniejsze przy braku oraz silnych przekształceniach. Początkowy wzrost różnorodności biologicznej, wraz ze zwiększeniem stopnia przekształcenia, wynika z pośredniego korzystnego wpływu zmniejszenia zacienienia na rozwój roślinności wodnej (ABERNETHY i IN. 1996, STANISZEWSKI i IN. 2006). Poziom zacienienia koryta maleje na skutek zmiany sposobu użytkowania doliny rzecznej (MURAT-BŁAŻEJEWSKA i IN. 2003), wyrębu nadrzecznego pasa drzew i krzewów (SPONSELLER i IN. 2001) oraz upraszczania struktury roślinności brzegowej (ZGOŁA i JUSIK 2005). Wszystkie te działania poprzedzają prace regulacyjne, takie jak prostowanie i profilowanie koryta, umocnienie brzegów oraz budowa urządzeń hydrotechnicznych. Proces wzrostu różnorodności biologicznej trwa do momentu, gdy korzystne oddziaływanie braku zacienienia jest równoważone przez niekorzystny wpływ silnych przekształceń morfologicznych. Dalszy wzrost przekształcenia prowadzi do zmniejszenia bioróżnorodności na skutek mechanicznego utrudnienia w zakorzenieniu się makrofitów w materiale dna pochodzenia antropogenicznego, takim jak beton, gabion, okładziny i narzut kamienny.

Wnioski

1. Przekształcenia morfologiczne rzek nizinnych są ważnym czynnikiem ekologicznym wpływającym na różnorodność biologiczną makrofitów.
2. Zróżnicowanie roślinności wodnej w pięciu przebadanych typach abiotycznych rzek nizinnych pozwoliło wyodrębnić trzy typy makrofitowe o specyficznym składzie gatunkowym i strukturze roślinności. Są to: rzeki piaszczyste, średnie i duże ciekły o podłożu kamienisto-żwirowym oraz małe rzeki kamienisto-żwirowe.
3. Reakcja makrofitów na degradację morfologiczną jest bardzo zbliżona we wszystkich analizowanych typach cieków.
4. Zależność pomiędzy stopniem przekształceń morfologicznych ekosystemów rzecznych a wskaźnikami różnorodności gatunkowej przypomina krzywą Gaussa. Największa bioróżnorodność występuje przy umiarkowanym poziomie przekształcenia, mniejsza natomiast przy słabej oraz bardzo silnej degradacji morfologicznej.
5. Wraz ze wzrostem stopnia przekształceń morfologicznych rzek istotnie zmniejsza się zacienienie koryta wskutek likwidacji drzew i krzewów nadbrzeżnych, co powoduje zmiany różnorodności biologicznej makrofitów.

Literatura

- ABERNETHY V.J., SABBATINI M.R., MURPHY K.J., 1996. Response of *Elodea canadensis* Michx. and *Myriophyllum spicatum* L. to shade, cutting and competition in experimental culture. *Hydrobiologia* 340: 219-224.
- BERNEZ I., DANIEL H., HAURY J., FERREIRA M.T., 2004. Combined effects of environmental factors and regulation on macrophyte vegetation along three rivers in Western France. *River Res. Appl.* 20: 43-59.
- BŁACHUTA J., CZOCH K., KULESZA K., PICIŃSKA-FALTYNOWICZ J., 2006. Typologia rzek i strumieni Polski. W: I Ogólnopolska Konferencja Naukowa „Wdrażanie Ramowej Dyrektywy Wodnej: ocena stanu ekologicznego wód w Polsce”, Łódź, 7-9.12.2005. Materiały konferencyjne. Red. B. Bis, J. Bocian. Wyd. Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź: 5-7.
- HELLSTEN S., RIIHIMÄKI J., 1996. Effects of lake water level regulation on the dynamics of aquatic macrophytes stands in northern Finland. *Hydrobiologia* 340: 85-92.
- JANAUER G.A., 2003. Aquatic macrophytes in freshwaters: the assessment of ecological quality. W: How to assess and monitor ecological quality in freshwaters. Red. M. Ruoppa, P. Heinonen, A. Pilke, S. Rekolainen, H. Toivonen, H. Vuoristo. *TemaNord* 547: 24-28.
- MUHAR S., SCHWARZ M., SCHUTZ S., JUNGWIRTH M., 2000. Identification of rivers with high and good habitat quality: methodological approach and applications in Austria. *Hydrobiologia* 422/423: 343-358.
- MURAT-BŁAŻEJEWSKA S., KUJAWA J., SOJKA M., 2003. Wpływ lasów i użytków zielonych na ochronę wód powierzchniowych przed eutrofizacją. *Zesz. Nauk. AR Krak.* 404, Inż. Środ. 24: 337-345.
- RAVEN P.J., HOLMES N.T.H., DAWSON F.H., FOX P.J.A., EVERARD M., FOZZARD I.R., ROUEN K.J., 1998. River Habitat Quality the physical character of rivers and streams in the UK and Isle of Man, River Habitat Survey, Environment Agency. Vol. 2. Scottish Environment Protection Agency, Bristol, Environment and Heritage Service, Stirling, Belfast.
- REYNOLDS T.B., WRIGHT J.F., 2000. The reference condition: problems and solutions. W: Assessing the biological quality freshwaters – RIVPACS and other techniques. Red. J.F. Wright, D.W. Sutcliffe, M.T. Furse. Freshwater Biological Association, Ambleside: 127-135.
- RIVER Habitat Survey in Britain and Ireland. Field survey guidance manual. 2003. Environment Agency, Warrington.
- SPONSELLER R.A., BENFIELD E.F., VALETT H.M., 2001. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshw. Biol.* 46: 1409-1424.
- STANISZEWSKI R., SZOSZKIEWICZ K., ZBIERSKA J., LEŚNY J., JUSIK SZ., CLARK R., 2006. Assessment of sources of uncertainty in macrophyte surveys and the consequences for river classification. W: The ecological status of european rivers: evaluation and intercalibration of assessment methods. Red. M.T. Furse, D. Hering, K. Brabec, A. Buffagni, L. Sandin, P.F.M. Verdonschot. *Hydrobiologia* 566: 235-246.
- SZOSZKIEWICZ K., ZBIERSKA J., JUSIK SZ., ZGOŁA T., 2006. Opracowanie podstaw metodycznych dla monitoringu biologicznego wód powierzchniowych w zakresie makrofitów i pilotowe ich zastosowanie dla części wód reprezentujących wybrane kategorie i typy. Maszynopis. Akademia Rolnicza, Poznań.
- SZOSZKIEWICZ K., ZBIERSKA J., JUSIK SZ., ZGOŁA T., 2008 w druku. Zastosowanie Makrofitowej Metody Oceny Rzek w klasyfikacji rzek nizinnych wód płynących w Polsce. *Przegl. Nauk. Inż. Kształt. Środ.*
- SZOSZKIEWICZ K., ZGOŁA T., JUSIK SZ., HRYC-JUSIK B., DAWSON F.H., RAVEN P., 2008. Hydromorfologiczna ocena wód płynących. Podręcznik do badań terenowych według metody River Habitat Survey. Bogucki Wyd. Nauk. Poznań.
- VERMAAT J.E., DEBRUYNE R.J., 2003. Factors limiting the distribution of submerged water plants in the lowland river Vecht (The Netherlands). *Freshw. Biol.* 30: 147-157.

Jusik Sz., Szoszkiewicz K., 2009. Różnorodność biologiczna roślin wodnych w warunkach zróżnicowanych przekształceń morfologicznych rzek nizinnych Polski Zachodniej. *Nauka Przyr. Technol.* 3, 3, #84.

WALKER J., DIAMOND M., NAURA M., 2002. The development of physical quality objectives for rivers in England and Wales. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 12: 381-390.

ZGOŁA T., JUSIK SZ., 2005. Impact of spatial management in riparian zones of lakes on freshwater macrophyte species diversity. *Pr. Kom. Nauk Roln. Kom. Nauk Leśn. PTPN 99 (Supl.):* 245-256.

BIODIVERSITY OF WATER PLANTS IN DIVERSE CONDITIONS OF MORPHOLOGICAL MODIFICATIONS IN LOWLAND RIVERS OF WESTERN POLAND

Summary. Field surveys were led between 2003-2008 in 214 lowland rivers sites of Poland. Surveys of river morphology were conducted according to the River Habitat Survey (RHS) method. Macrophyte Method for River Assessment (MMOR) was used to assess freshwater vegetation. Considering differentiation of macrophytes three types of lowland rivers. The following can be distinguished: sandy, small gravel-pebble and medium-large gravel-pebble. In distinguished types, sites were divided into three groups of diverse intensity of morphological modifications. This was executed on basis of value of synthetic index transformation – Habitat Modification Score (HMS). In all analysed types of rivers, a significant influence of morphological modifications on biodiversity indexes, was observed. This dependence was very similar to Gauss' curve. The highest biodiversity occurred near moderate level of modification, smaller in cases of weak and very strong morphological degradation. The observed dependences were a result of indirect influence of shading on decrees of vegetation. Also the direct influence of changer in channel's morphology was noticed.

Key words: biodiversity, macrophytes, morphological modifications of rivers

Adres do korespondencji – Corresponding address:

Szymon Jusik, Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Piątkowska 94 C, 60-649 Poznań, Poland, e-mail: jusz@up.poznan.pl

Zaakceptowano do druku – Accepted for print:

10.07.2009

Do cytowania – For citation:

*Jusik Sz., Szoszkiewicz K., 2009. Różnorodność biologiczna roślin wodnych w warunkach zróżnicowanych przekształceń morfologicznych rzek nizinnych Polski Zachodniej. *Nauka Przyr. Technol.* 3, 3, #84.*

