



Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

Sebastian Kutyla

Autoreferat pracy doktorskiej

**Wpływ presji hydromorfologicznych oraz struktury użytkowania
zlewni na stan ekologiczny wybranych jezior w Polsce**

The effect of hydromorphological pressures and catchment land use
on the ecological status of the selected lakes in Poland

Promotor:

prof. dr hab. inż. Agnieszka E. Ławniczak-Malińska
Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska
Wydział Inżynierii Środowiska i Inżynierii Mechanicznej
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

Recenzenci:

prof. dr hab. inż. Mirosław Wiatkowski
Instytut Inżynierii Środowiska
Wydział Inżynierii Kształtowania Środowiska i Geodezji
Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu

dr hab. Damian Absalon, prof. UŚ
Instytut Nauk o Ziemi
Wydział Nauk Przyrodniczych
Uniwersytet Śląski w Katowicach

Poznań, 2020 r.

Praca została wykonana w ramach działalności statutowej, finansowanej z dotacji Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego. W pracy wykorzystano dane Inspekcji Ochrony Środowiska uzyskane w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska za wiedzą i zgodą ich właściciela

Spis treści

1. WSTĘP	4
2. CEL, HIPOTEZY BADAWCZE I ZAKRES PRACY	6
2.1. Cel pracy	6
2.2. Hipotezy badawcze	6
2.3. Zakres pracy	7
3. CHARAKTERYSTKA BADANYCH JEZIOR	8
3.1. Rozmieszczenie i charakterystyka limnologiczna.....	8
3.2. Stan/potencjał ekologiczny jezior	9
4. METODY BADAŃ	11
4.1. Presje hydromorfologiczne	11
4.2. Presje obszarowe	11
4.3. Parametry fizycznochemiczne i biologiczne	12
4.4. Analiza danych.....	12
4.5. Wartości graniczne wskaźnika LHMS_PL	14
4. WYNIKI	15
4.1. Ocena przekształceń hydromorfologicznych analizowanych jezior	15
4.3. Wskaźnik obciążenia jeziora biogenami	17
4.4. Wpływ presji na fizycznochemiczne wskaźniki stanu ekologicznego.....	18
4.5. Wpływ presji na stan ekologiczny oceniany na podstawie fitoplanktonu.....	19
4.5.1. Zróżnicowanie struktury taksonomicznej fitoplanktonu	19
4.5.2. Wpływ presji na strukturę taksonomiczną fitoplanktonu	21
4.5.3. Wpływ presji na fitoplanktonowe wskaźniki stanu ekologicznego.....	21
4.5.4. Wpływ presji zlewniowych w różnych skalach przestrzennych na fitoplanktonowe wskaźniki stanu ekologicznego	22
4.6. Wpływ presji na stan ekologiczny oceniany na podstawie makrofitów.....	23
4.6.1. Zróżnicowanie grup ekologicznych makrofitów	23
4.6.2. Wpływ presji na grupy ekologiczne makrofitów	25
4.6.3. Wpływ presji na makrofitowe wskaźniki stanu ekologicznego	25
4.6.4. Wpływ presji zlewniowych w różnych skalach przestrzennych na makrofitowe wskaźniki stanu ekologicznego	29
4.7. Propozycja sposobu podejścia do weryfikacji wartości granicznych wskaźnika LHMS_PL.....	29
5. WNIOSKI	31
Bibliografia	33

1. WSTĘP

Funkcjonowanie zbiorników jest wypadkową wielu procesów, zarówno tych zachodzących wewnątrz masy jeziornej, jak i tych mających miejsce na terenie zlewni całkowitej. Głównym zagrożeniem wód śródlądowych w Polsce jest eutrofizacja, czyli wzrost zasobności w składniki pokarmowe. Może być ona pochodzenia naturalnego lub antropogenicznego. **Eutrofizacja naturalna** jest procesem powolnym, trwającym od momentu powstania jeziora (Kajak, 2001; Lampert i Sommer, 2001). Warunkowana jest przez strukturę fizycznogeograficzną zlewni oraz zależy od parametrów morfometrycznych zbiornika (Wetzel, 2001; Bajkiewicz-Grabowska, 2002). **Eutrofizacja antropogeniczna** przyspiesza naturalną eutrofizację. Spowodowana jest działalnością człowieka i obejmuje głównie wzrost obciążenia ściekami i intensyfikację nawożenia w rolnictwie (Kajak, 2001; Heathcote, 2013). Od lat 90. ubiegłego wieku obserwuje się wyraźne ograniczenie punktowych źródeł zanieczyszczeń, natomiast zwiększeniu uległ udział zanieczyszczeń obszarowych (Hillbricht-Ilkowska, 1997; Kundzewicz i in., 2010; Soszka i in., 2015). Według Komisji Helsińskiej, ponad 50% ładunków związków biogenych odpływających z terenu Polski do Morza Bałtyckiego, pochodzi z obszarowych źródeł zanieczyszczeń (HELCOM, 2007). Spływy obszarowe stają się zatem w chwili obecnej głównym dostarczycielem substancji biogenych do wód powierzchniowych.

Liczne badania (np. Zbierska i in., 2002; Baker, 2003; Smal i in., 2005; Akasaka i in., 2010; Kornaś i Grześkowiak, 2011; Kändler i in., 2017) wykazały, że wpływ sposobu użytkowania gruntów w zlewniach na jeziora jest kluczowy dla zachowania ich dobrego stanu. Z drugiej strony wpływ użytkowania terenów zlewni na strukturę i funkcjonowanie ekosystemu może być zależny od analizowanej skali przestrzennej (Steffan-Dewenter i in., 2002), gdzie struktura krajobrazu, która wywiera dominujący wpływ na grupę organizmów w jednym wymiarze przestrzennym, może być nieistotna w innej skali (Hobbs, 2003). Stąd też zastosowanie jednego wymiaru przestrzennego w ocenie presji na ekosystem może prowadzić do błędnych wniosków, dotyczących wpływu elementów środowiskowych na zespoły organizmów słodkowodnych występujących w jeziorach. Wydaje się, że istotne może być rozpoznanie wpływu sposobu zagospodarowania gruntów w zróżnicowanych skalach przestrzennych na różne grupy organizmów, gdyż presje te mogą odmiennie oddziaływać na różne grupy organizmów, a tym samym wpływać na stan ekologiczny ekosystemu. Zagadnienie to wymaga rozpoznania, co umożliwi skuteczniejszą ochronę jezior i podejmowanie właściwszych działań ochronnych w ich zlewniach.

Drugą obok eutrofizacji presją antropogeniczną, najczęściej oddziaływującą na ekosystemy wodne jest presja hydromorfologiczna, tj. zmiany w hydrologii i morfologii jezior. Intensywność tych oddziaływań wzrasta w skali globalnej (Brauns i in., 2007; Strayer i Findlay, 2010). Presje hydromorfologiczne wywierają wpływ na elementy biologiczne takie jak makrofity, bezkręgowce bentosowe, ryby, fitoplankton i zooplankton (Soszka i in., 2012). Opracowane w Europie na potrzeby wdrażania zapisów Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) (EC, 2000) metodyki, skupiają się na ocenie wpływu presji eutrofizacji i zakwaszenia, podczas gdy presje związane ze zmianami hydromorfologicznymi nie są odzwierciedlane jak dotąd odpowiednio w ocenie elementów biologicznych (Lyche-Solheim i in., 2013; Reyjol i in., 2014). W literaturze przedmiotu odnaleźć można jedynie nieliczne prace poświęcone kompleksowemu ujęciu presji hydromorfologicznych, oddziałujących na jeziora i ich wpływowi na organizmy wodne. Opracowania te dotyczą głównie bezkręgowców i ryb (McGoff i in., 2013; Virbickas i Stakėnas, 2016; Petriki i in., 2017).

W niniejszej pracy skupiono się na zbadaniu związku pomiędzy presjami hydromorfologicznymi, które stały się obiektem intensywniejszych badań dopiero po wdrożeniu RDW, a fitoplanktonem i makrofitami. Te dwie grupy organizmów wykorzystywane są powszechnie w krajach europejskich jako wskaźniki eutrofizacji (Birk i in., 2012), a bardzo słabo zbadane są pod kątem reakcji na zmiany hydromorfologiczne.

2. CEL, HIPOTEZY BADAWCZE I ZAKRES PRACY

2.1. Cel pracy

Cele poznawcze pracy obejmują:

- ocenę stanu hydromorfologicznego wybranych jezior w Polsce;
- ocenę wpływu presji hydromorfologicznych na grupy ekologiczne makrofitów i skład taksonomiczny fitoplanktonu oraz stan ekologiczny jezior oceniany na podstawie elementów biologicznych i fizycznochemicznych;
- ocenę wpływu presji obszarowych generowanych na obszarach o różnym zasięgu (w różnych skalach przestrzennych) na grupy ekologiczne makrofitów i skład taksonomiczny fitoplanktonu oraz stan ekologiczny jezior oceniany na podstawie elementów biologicznych i fizycznochemicznych.

Cele praktyczny

Celem praktycznym pracy jest weryfikacja obecnie stosowanych w ocenie stanu ekologicznego jezior wartości granicznych wskaźnika przekształcenia hydromorfologicznego LHMS_PL oraz wypracowanie wartości nowych, bezpośrednio odnoszących się do stanu elementów biologicznych. Wyniki analizy wpływu zlewni w różnych wymiarach przestrzennych na elementy biologiczne i fizycznochemiczne mogą być podstawą do planowania działań ochronnych dla jezior przy opracowywaniu obszarów ochronnych zbiorników wód śródlądowych lub rekultywacji jezior, jak również w pracach planistycznych w związku z racjonalną gospodarką zasobami wodnymi.

2.2. Hipotezy badawcze

W pracy przyjęto następujące hipotezy badawcze:

1. Presje hydromorfologiczne istotnie wpływają na skład taksonomiczny makrofitów i fitoplanktonu oraz warunkują stan ekologiczny jezior.
2. Presje hydromorfologiczne silniej wpływają na makrofity niż na fitoplankton.
3. Stan poszczególnych zespołów biologicznych jest kształtowany przez oddziaływanie zlewni o różnym zasięgu przestrzennym.

2.3. Zakres pracy

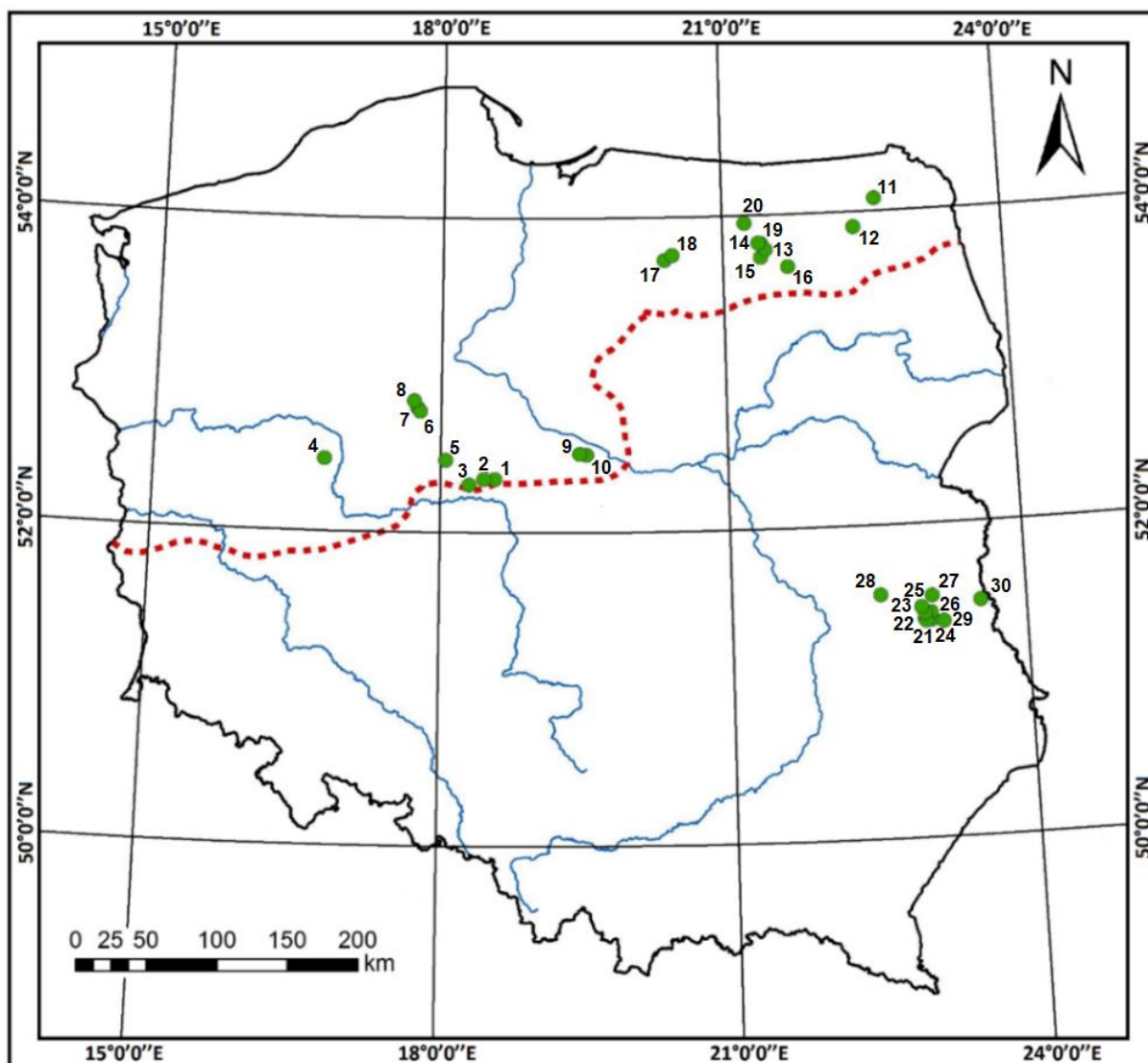
Zakres pracy obejmował:

- przeprowadzenie badań terenowych stanu hydromorfologicznego wybranych jezior;
- ocenę stanu hydromorfologicznego badanych jezior;
- poszukiwanie zależności pomiędzy stanem hydromorfologicznym a elementami fizykochemicznymi i biologicznymi;
- analizę przestrzenną użytkowania terenu zlewni w trzech skalach przestrzennych (zlewnia całkowita, bezpośrednio i bufor o szerokości 100 m);
- poszukiwanie zależności pomiędzy użytkowaniem terenu w różnych skalach przestrzennych a elementami fizykochemicznymi i biologicznymi;
- analizę statystyczną zebranego materiału;
- weryfikację wartości granicznych wskaźnika przekształcenia hydromorfologicznego jezior służącego do oceny stanu ekologicznego.

3. CHARAKTERYSTKA BADANYCH JEZIOR

3.1. Rozmieszczenie i charakterystyka limnologiczna

Badaniami objęto 30 jezior o powierzchni powyżej 50 ha, uwzględnionych w Państwowym Monitoringu Środowiska (PMŚ) i badanych pod kątem jakości wód zgodnie z Ramową Dyrektywą Wodną (EC, 2000). Na podstawie badań PMŚ jeziora te reprezentowały pełne spektrum stanu ekologicznego, co stanowiło jedno z kryteriów ich doboru. Analizowane zbiorniki położone są na terenie Polski Centralnej (w skład której wchodzi jeziora Mazowska i Wielkopolski; nr 1-10), Warmii i Mazur (jeziora nr 11-20) i Lubelszczyzny (jeziora nr 21-30) (ryc. 1). Badanie akwenów w trzech obszarach Polski miało na celu uchwycenie zróżnicowania presji hydromorfologicznych w obrębie różnych pojezierzy.



Rycina 1. Lokalizacja badanych jezior. Numery odnoszą się do nazw jezior przedstawionych w tabeli 1; czerwona przerywana linia ilustruje zasięg terenu ostatniego zlodowacenia – bałtyckiego, niebieska linia przedstawia przebieg największych rzek w Polsce

3.2. Stan/potencjał ekologiczny jezior

Stan/potencjał ekologiczny analizowanych jezior (tab. 1) został oceniony na podstawie zespołów biologicznych zasiedlających ekosystem oraz wspierających elementów fizykochemicznych. Ocena stanu/potencjału została przeprowadzona przez Inspekcję Ochrony Środowiska w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska (PMŚ), zgodnie z rozporządzeniem z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (MŚ, 2016). Stan hydromorfologiczny w badaniach monitoringowych do roku 2015 nie był uwzględniany w ocenie stanu ekologicznego jezior. Zaliczenie zbiornika do danej klasy stanu ekologicznego odbywało się zgodnie z zasadą „one out all out” (o ostatecznym stanie/potencjale ekologicznym decyduje element oceniony najgorzej) przy uwzględnieniu oceny eksperckiej (w przypadku Jeziora Budzińskiego w ocenie odrzucono fitobentos, natomiast w przypadku jezior: Białego, Zdrężno, Majcz Wielki, Kuc, Jegocin, Probarskie, Rogóźno, Białe Włodawskie w ocenie odrzucano wskaźniki tlenowe ze względu na naturalnie niskie nasycenie hypolimnionu tlenem).

Spośród analizowanych zbiorników, cztery zostały zaliczone do silnie zmienionych części wód (SZCW), czyli wód powierzchniowych, których charakter został znacznie zmieniony na skutek fizycznego oddziaływania człowieka. W przypadku takich zbiorników oceniany jest potencjał ekologiczny. Pozostałe analizowane akweny mają charakter naturalnych (NAT) i w ich przypadku oceniany jest stan ekologiczny (tab. 1).

W całej puli 30 jezior, badanych w ramach niniejszej pracy, do stanu bardzo dobrego zaliczono 5 jezior, co stanowi 16,7% wszystkich badanych akwenów. Znaczna liczba jezior charakteryzowała się stanem dobrym – 7 JCW, stanowiących 23,3% wszystkich badanych. Najliczniej reprezentowana jest klasa stanu/potencjału umiarkowanego, aż 9 (30,0%) akwenów zostało zaklasyfikowanych do tej grupy. Najmniej liczna grupa – 3 zbiorniki (10%) reprezentuje stan/potencjał słaby. Znaczna liczba jezior (6 zbiorników; 20%) została przypisana do złego stanu. Spośród badanych jezior 40% (12 zbiorników) posiadało, co najmniej dobry stan ekologiczny, natomiast aż 60% (18 jezior) cechowało się stanem ekologicznym poniżej dobrego. W przypadku dziewięciu jezior w stanie bardzo dobrym lub dobrym w ocenie nie został uwzględniony wskaźnik tlenowy ze względu na naturalnie niskie natlenienie hypolimnionu lub wód przydennych. W Jeziorze Białym podniesiono ocenę na podstawie makrofitów ze względu na duży udział ramienic, natomiast w Jeziorze Biskupińskim ocenę tę obniżono ze względu na brak roślin naczyniowych i ramienic.

Tabela 1. Stan/potencjał ekologiczny badanych jezior (kody barwne zgodne z rozporządzeniem klasyfikacyjnym)

Lp.	Kod JCW	Nazwa	Status JCW	PMPL	ESMI	IOJ	LFI+/LFI-CEN	Nasylenie hypolimnionu tlenem [%O ₂]	Tlen nad dnem [mgO ₂ /l]	Przewodność [μS/cm]	SD [m]	TN [mgN/l]	TP [mgP/l]	Substancje syntetyczne i niesyntetyczne	Stan/potencjał ekologiczny
1.	PLLW10084	Mąkolno	NAT	1,47	0,585	0,608	-/0,79	-	1,0	481	1,4	1,60	0,042	dobry	dobry
2.	PLLW10086	Lubstowskie	SZCW	2,03	0,472	0,569	bd	-	5,5	383	0,8	0,88	0,087	dobry	umiarkowany
3.	PLLW10090	Pątnowskie	SZCW	1,93	0,282	0,387	bd	-	6,4	585	1,7	1,30	0,162	dobry	slaby
4.	PLLW10253	Kierskie	SZCW	1,66	0,133	bd	bd	14,6	-	678	2,3	1,51	0,058	bd	slaby
5.	PLLW10398	Budzisławskie	NAT	0,00	0,857	0,690	bd	22,0	-	386	5,9	0,86	0,015	dobry	bardzo dobry
6.	PLLW10455	Gąsawskie	NAT	4,47	0,198	0,735	0,47/-	brak hypol.	-	681	0,8	1,96	0,099	dobry	zły
7.	PLLW10457	Biskupińskie	NAT	4,20	0,135*	0,466	bd	4,9	-	693	0,7	1,91	0,055	dobry	zły
8.	PLLW10462	Żnińskie Małe	NAT	4,88	0,153	0,617	0,37/-	-	2,7	642	0,5	4,52	0,080	dobry	zły
9.	PLLW20007	Lucieńskie	NAT	3,33	0,307	bd	bd	4,5	-	434	2,1	1,47	0,088	bd	slaby
10.	PLLW20010	Białe	NAT	0,00	0,630*	0,758	-/0,73	7,1	-	359	4,4	1,10	0,047	dobry	bardzo dobry
11.	PLLW30012	Sumowo Bakalarzewskie	NAT	2,21	0,399	0,837	0,61/-	1,2	-	335	1,7	1,32	0,029	dobry	umiarkowany
12.	PLLW30113	Zdrężno	NAT	0,91	0,502	0,890	bd	0,4	-	358	2,3	1,33	0,033	dobry	dobry
13.	PLLW30168	Majcz Wielki	NAT	0,47	0,780	0,890	0,64/-	1,7	-	276	4,6	0,80	0,015	dobry	bardzo dobry
14.	PLLW30174	Kuc	NAT	1,42	0,874	0,753	bd	4,4	-	217	3,6	0,85	0,023	dobry	dobry
15.	PLLW30224	Kołowin	NAT	0,85	0,598*	0,868	bd	-	7,9	294	2,9	1,10	0,018	dobry	bardzo dobry
16.	PLLW30265	Jegocin	NAT	0,00	0,684	0,906	-/0,78	1,3	-	162	5,7	0,80	0,009	dobry	bardzo dobry
17.	PLLW30339	Świętajno Naterskie	NAT	2,90	0,412	0,796	0,91/-	-	0,0	254	0,9	2,81	0,080	dobry	umiarkowany
18.	PLLW30404	Kortowskie	NAT	2,79	0,536	0,769	-/0,39	2,1	-	377	1,4	1,06	0,061	dobry	umiarkowany
19.	PLLW30496	Probarskie	NAT	1,28	0,639	0,840	0,55/-	6,9	-	187	3,3	0,64	0,025	dobry	dobry
20.	PLLW30507	Kiersztanowskie	NAT	3,11	0,333	0,910	0,00/-	0,0	-	378	1,5	1,20	0,068	dobry	zły
21.	PLLW30689	Rogóżno	NAT	1,36	0,433	0,607	bd	5,5	-	288	2,8	1,57	0,011	dobry	dobry
22.	PLLW30690	Łucze	NAT	1,50	0,362	0,760	bd	-	1,8	207	1,2	1,21	0,006	dobry	umiarkowany
23.	PLLW30691	Krasne	NAT	4,39	0,497	0,822	bd	5,4	-	255	2,1	1,14	0,004	dobry	zły
24.	PLLW30692	Piaseczno	NAT	0,92	0,685	0,770	-/0,70	38,8	-	98	5,6	1,30	0,003	dobry	umiarkowany
25.	PLLW30694	Uścimowskie	NAT	4,20	0,352	0,660	bd	-	3,1	327	0,8	3,56	0,175	dobry	zły
26.	PLLW30698	Zagłębcze	NAT	0,88	0,626	0,660	bd	0,0	-	196	2,2	1,30	0,004	dobry	umiarkowany
27.	PLLW30710	Białe Sosnowickie	SZCW	2,98	0,252	0,560	bd	-	8,2	319	0,5	1,47	0,035	dobry	umiarkowany
28.	PLLW30713	Firlej	NAT	2,04	0,205	0,696	bd	-	5,2	231	1,5	1,69	0,014	dobry	umiarkowany
29.	PLLW30718	Sumin	NAT	1,61	0,455	0,791	-/0,56	-	7,3	350	1,4	1,61	0,009	dobry	dobry
30.	PLLW30728	Białe Włodawskie	NAT	1,76	0,423	0,758	-/0,71	31,4	-	207	2,9	0,97	0,004	dobry	dobry

bd – brak danych, SD – widzialność krążka Secchiego; TN – stężenie azotu całkowitego w wodzie; TP – stężenie fosforu całkowitego w wodzie; PMPL – fitoplanktonowy wskaźnik stanu ekologicznego, ESMI – makrofitowy wskaźnik stanu ekologicznego, IOJ – fitentosowy wskaźnik stanu ekologicznego, LFI+/LFI-CEN – rybny wskaźnik stanu ekologicznego, * – ocena jezior podwyższona lub obniżona ze względu na skład gatunkowy lub brak roślinności zanurzonej.

4. METODY BADAŃ

4.1. Presje hydromorfologiczne

Oceny stopnia oddziaływania presji hydromorfologicznej na analizowane w pracy jeziora dokonano brytyjską metodą Lake Habitat Survey (LHS; Rowan i in., 2006a, b) zaadaptowaną do warunków polskich (Soszka i Skocki, 2008) oraz polską modyfikacją – Lake Habitat Survey PL (LHS_PL), opracowaną przez Kutylę i Soszkę (2015).

Badania terenowe poprzedzono pracami kameralnymi, które obejmowały zgromadzenie danych ogólnych o poszczególnych jeziorach (dane morfometryczne, zlewniowe oraz katalogowe) oraz materiałów pomocniczych (planów batymetrycznych, map topograficznych, ortofotomap).

Dane zebrane w terenie umożliwiły wyliczenie trzech wskaźników dla każdego jeziora:

- wskaźniki przekształcenia siedliska i linii brzegowej według oryginalnej metody LHS: **Lake Habitat Modification Score (LHMS)**;
- wskaźnik przekształcenia siedliska i linii brzegowej według dostosowanej do warunków polskich metody LHS_PL: **Lake Habitat Modification Score PL (LHMS_PL)**;
- wskaźnik naturalności siedliska według oryginalnej metody LHS: **Lake Habitat Quality Assessment (LHQA)**.

4.2. Presje obszarowe

W celu analizy stopnia oddziaływania presji obszarowych na poszczególne jeziora określono procentowy udział typów użytkowania terenu w zlewni bezpośredniej, w zlewni całkowitej oraz w buforze 100 m badanych jezior. Powierzchnię i udział terenów o różnym sposobie użytkowania określono z wykorzystaniem oprogramowania ArcGIS for Desktop Advanced 10.1, a następnie przemnożono je przez teoretyczne ładunki generowane przez dany rodzaj użytkowania terenu. Jednostkowe ładunki wykorzystane w niniejszej pracy zostały opracowane przez Arciszewskiego in. (2010) dla 6 rodzajów użytkowania terenu: zabudowa zwarta, grunty orne i tereny o zabudowie rozproszonej, łąki i pastwiska, ugory, lasy, tereny podmokłe.

Dla każdego jeziora zostały wyliczone teoretyczne ładunki azotu i fosforu powstające w buforze szerokości 100 m wokół linii brzegowej (BufN, BufP), w zlewni bezpośredniej (BezN, BezP) oraz w zlewni całkowitej (CałN, CałP). Następnie uzyskane wyniki przeliczono

na jednostkę objętości wody (m^3) w jeziorze (BufN/V, BufP/V, BezN/V, BezP/V, CałN/V i CałP/V).

Do opracowania kumulatywnego wskaźnika obciążenia jeziora biogenami wykorzystano analizę PCA. Wskaźnik ten przyjęto jako wartości własne pierwszej osi składowej (PC1) z teoretycznych ładunków biogenów, przeliczonych na jednostkę objętości wody (P/V, N/V), generowanych na obszarach o różnym zasięgu przestrzennym, uzyskując trzy wskaźniki niemianowane $PCA_{CAŁ}$ dla zlewni całkowitej, PCA_{BEZ} dla zlewni bezpośredniej oraz PCA_{BUF} dla strefy buforowej szerokości 100 m.

4.3. Parametry fizykochemiczne i biologiczne

Dane fizykochemiczne i biologiczne dla analizowanych w pracy jezior pozyskano z badań wykonywanych przez Wojewódzkie Inspektoraty Ochrony Środowiska (WIOŚ) w ramach PMŚ w latach 2010-2015.

Spośród szeregu wskaźników fizykochemicznych, stosowanych w ocenie stanu ekologicznego (MŚ, 2016), w niniejszej pracy wykorzystano: przewodność elektrolityczną właściwą (Kond, $\mu S/cm$), stężenie fosforu całkowitego (TP, mg P/l) i azotu całkowitego (TN, mg N/l) w wodzie oraz widzialność krążka Secchiego (SD, m).

Dane o elementach biologicznych obejmowały wyniki oceny jezior na podstawie fitoplanktonu zgodnie z metodą PMPL (ang. Phytoplankton Metric for Polish Lakes) (Hutorowicz i Pasztaleniec 2011, 2014) oraz wyniki oceny jezior na podstawie makrofitów zgodnie z metodą ESMI (ang. Ecological State Macrophyte Index) (Ciecierska i in., 2006; Ciecierska i Kolada, 2014). Te dwa elementy biologiczne (fitoplankton i makrofity) zostały wykazane jako najbardziej wiarygodne w ocenie stanu ekologicznego jezior (Kolada i in., 2016).

Dane o fitoplanktonie wykorzystane w pracy obejmowały wartości wskaźnika PMPL analizowanych jezior oraz wartości wskaźników cząstkowych, wchodzących w skład indeksu, tj.:

- średnia sezonowa biomasa ogólna fitoplanktonu – Biom,
- średnia sezonowa koncentracja chlorofilu – Chla,
- średnia sezonowa biomasa sinic – Cyan.

W pracy wykorzystano wartości wskaźnika ESMI oraz wartości wskaźników cząstkowych wchodzących w skład indeksu, tj.:

- H – wskaźnik zróżnicowania fitocenotycznego,
- C_{max} – maksymalna głębokość występowania roślinności w zbiorniku (m),
- N%HYDR – udział powierzchni hydrofitów (%),
- N%HELO – udział powierzchni helofitów (%),
- STOT – liczba zbiorowisk roślinnych występujących w jeziorze,
- SHYDR – liczba zbiorowisk hydrofitów,
- SHELO – liczba zbiorowisk helofitów.

3.4. Analiza danych

Zróżnicowanie wartości wskaźników LHMS_PL i LHQA pomiędzy jeziorami położonymi w różnych regionach Polski (Warmia i Mazury, Polska Centralna i Lubelszczyzna) oraz zróżnicowanie wskaźnika LHMS_PL w grupach jezior wydzielonych na podstawie charakterystyki fitoplanktonu i makrofitów przy pomocy mapy ciepła przetestowano testem nieparametrycznym Manna-Whitneya. Zależność pomiędzy brytyjskim wskaźnikiem przekształcenia siedliska i linii brzegowej – LHMS a jego polskim odpowiednikiem LHMS_PL, analizowano testem Pearsona. Ocenę wpływu użytkowania terenu zlewni w różnych skalach przestrzennych na wartość multimeriksów ESMI i PMPL oraz ich metriksów składowych, jak również na elementy fizykochemiczne, wykonano z zastosowaniem korelacji rang Spearmana. Normalność rozkładu danych testowano z zastosowaniem testu Shapiro-Wilka. Powyższe analizy zostały przeprowadzone przy wykorzystaniu oprogramowania Statistica 12 (StatSoft Inc., 2014).

Ocenę wpływu presji hydromorfologicznej wyrażanej za pomocą dwóch wskaźników LHMS_PL i LHQA na elementy fizykochemiczne wód, wykonano z zastosowaniem analizy redundancji (RDA). Analizę RDA wykonano przy pomocy oprogramowania CANOCO v.4.5 (Ter Braak i Smilauer, 2002).

W celu wyodrębnienia jezior o podobnym składzie taksonomicznym fitoplanktonu (na podstawie biomasy) oraz zbiorników o podobnym udziale grup ekologicznych makrofitów w litoralu, zastosowano mapy ciepła (Heatmap) opierające się na hierarchicznej analizie skupień (HCA) (Maimon i Rokach, 2005). Analizę heatmap wykonano przy pomocy pakietu „d3heatmap” w oprogramowaniu R (Cheng, 2015).

Wskaźnik obciążenia jeziora biogenami, wyliczono jako wartości własne pochodzące z analizy głównych składowych (PCA) z teoretycznych ładunków biogenów przeliczonych na jednostkę objętości wody dostających się z różnych zasięgów przestrzennych.

W celu wykazania głównych czynników wpływających na skład taksonomiczny fitoplanktonu i grupy ekologiczne makrofitów oraz na wskaźniki fitoplanktonowe i makrofitowe jezior zastosowano metodę Variation Partitioning (VP). Analizę VP wykonano za pomocą pakietu „vegan” w oprogramowaniu R (Oksanen i in., 2019). Jako zmienne środowiskowe posłużyły trzy pakiety danych:

1. Parametry fizykochemiczne wody (FIZCHEM): Kond, SD, TP i TN;
2. Wskaźniki presji hydromorfologicznych (HYMO): LHMS_PL i LHQA;
3. Wskaźnik presji zlewniowej (ZLEW): PCA_{CAŁ}.

4.5. Wartości graniczne wskaźnika LHMS_PL

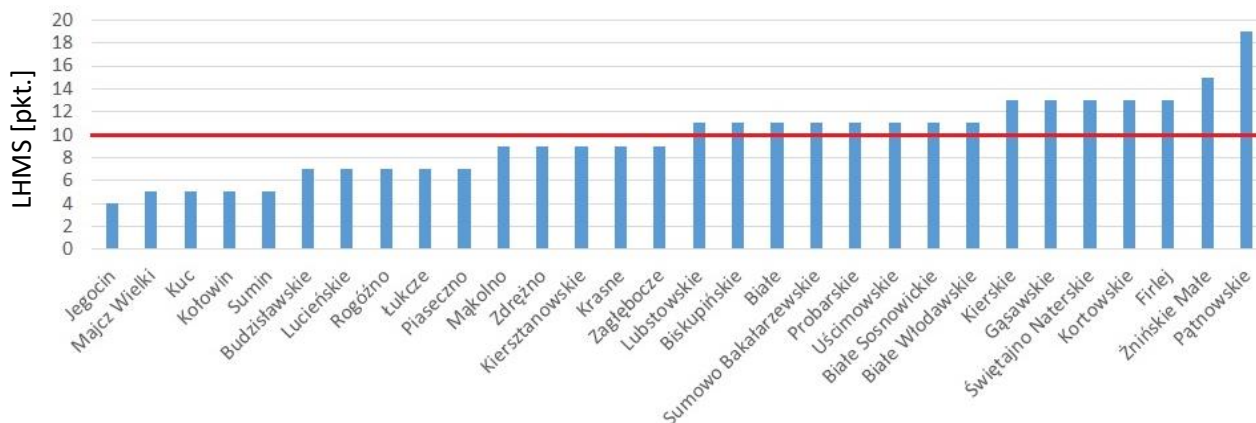
Wartości graniczne wskaźnika LHMS_PL zostały wyznaczone zgodnie z metodami kategorycznymi opracowanymi przez Grupę Roboczą ds. Biogenów powołaną przy Komisji Europejskiej na potrzeby wsparcia krajów członkowskich w wyznaczaniu wartości granicznych dla parametrów fizykochemicznych, zawartych w przewodniku „Best Practice for establishing nutrient concentrations to support good ecological status” (CIS Guidance document, 2018).

4. WYNIKI

Analiza danych zebranych w terenie i w trakcie prac kameralnych oraz danych pozyskanych z Inspekcji Ochrony Środowiska, wykazała znaczne zróżnicowanie analizowanej puli jezior pod względem trofii, uwarunkowań hydromorfologicznych i sposobu użytkowania zlewni, jak również grup taksonomicznych fitoplanktonu oraz grup ekologicznych makrofitów.

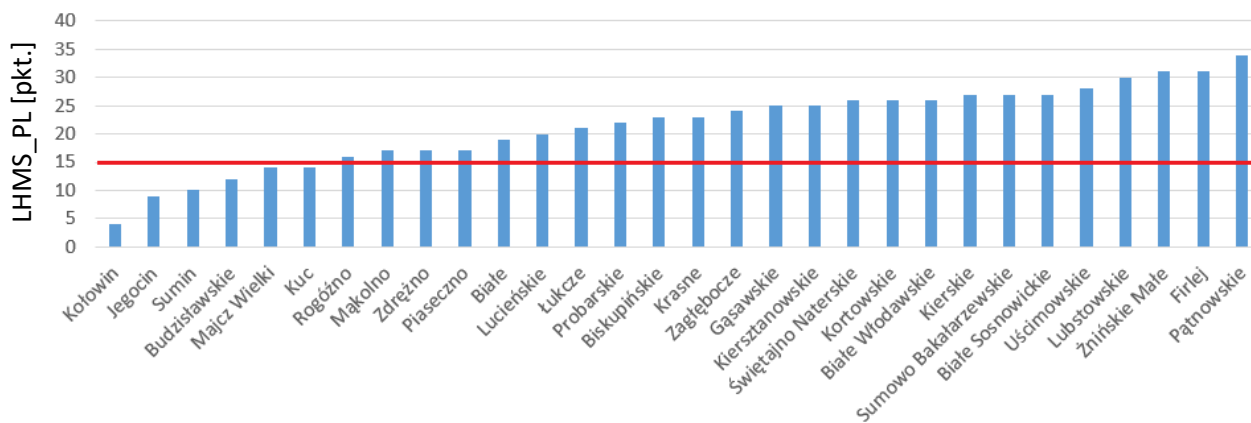
4.1. Ocena przekształceń hydromorfologicznych analizowanych jezior

Stopień modyfikacji hydromorfologicznych badanych jezior oceniany metodą LHS i LHS_PL wskazywał na zróżnicowanie badanych zbiorników. Wartości wskaźnika przekształcenia siedliska i linii brzegowej LHMS wahały się od 4 do 19 (ryc. 2). Spośród wszystkich badanych zbiorników, w 15 LHMS przekroczył granicę pomiędzy stanem dobrym a bardzo dobrym. Cztery jeziora miały wartość wskaźnika równą lub mniejszą niż 5, co świadczy o ich bardzo dobrym, prawie niezmienionym antropogenicznie, stanie hydromorfologicznym. Największymi przekształceniami hydromorfologicznymi charakteryzowały się dwa jeziora, Żnińskie Małe i Pątnowskie, dla których wartość wskaźnika LHMS wynosiła odpowiednio 15 i 19 (ryc. 2).



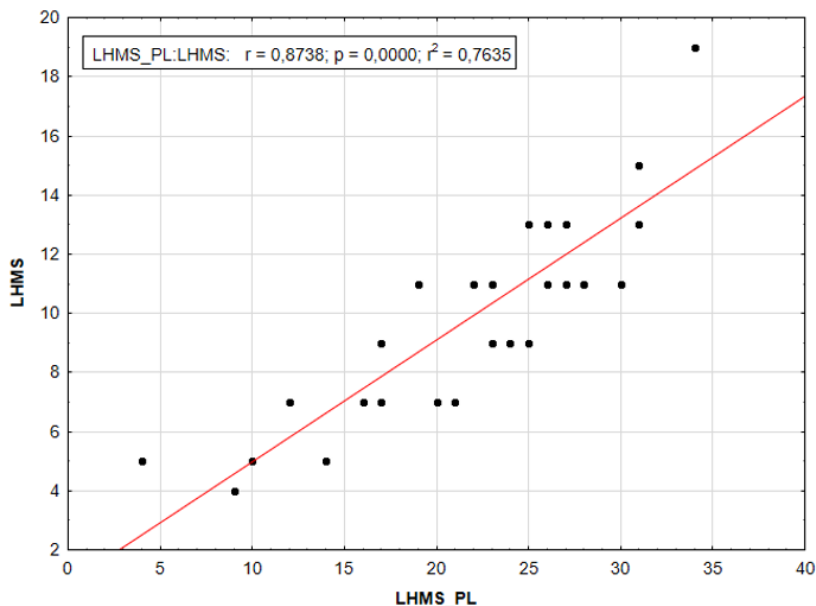
Rycina 2. Wartość wskaźnika przekształcenia siedliska i linii brzegowej LHMS badanych jezior. Czerwona linia wyznacza granicę punktową pomiędzy bardzo dobrym i dobrym stanem hydromorfologicznym (LHMS=10); jeziora uszeregowane według rosnącej wartości wskaźnika LHMS

Analizując jeziora pod kątem przekształceń hydromorfologicznych zgodnie z metodą LHS_PL stwierdzono podobny stopień ich zróżnicowania, jak w przypadku oryginalnej metody LHS. Wartości wskaźnika LHMS_PL wahały się od 4 do 34 (ryc. 3). Jedynie 6 jezior osiągnęło wartości wskaźnika LHMS_PL odpowiadające bardzo dobremu stanowi hydromorfologicznemu.



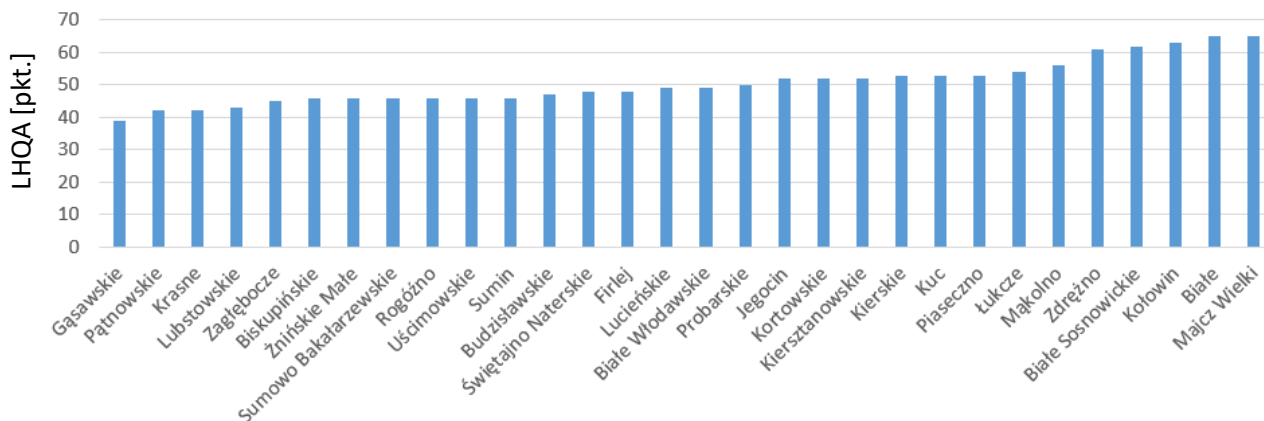
Rycina 3. Wartość wskaźnika przekształcenia siedliska i linii brzegowej LHMS_PL badanych jezior. Czerwona linia wyznacza granicę punktową pomiędzy bardzo dobrym i dobrym stanem hydromorfologicznym (LHMS_PL=15); jeziora uszeregowane według rosnącej wartości wskaźnika LHMS_PL

Zależność pomiędzy wskaźnikami stopnia przekształceń siedliska i linii brzegowej, LHMS i LHMS_PL, wyznaczonymi dwoma metodami: angielską LHS i polską jej wersją LHS_PL, była liniowa i wysoce istotna statystycznie, o wartości współczynnika determinacji $r^2=0,76$ i korelacji $r=0,87$ ($p<0,0001$; ryc. 4). Z tego względu do dalszych analiz wykorzystano tylko jeden z nich – wskaźnik stosowany w polskiej metodzie LHMS_PL.



Rycina 4. Zależność pomiędzy wskaźnikami LHMS i LHMS_PL badanych jezior testowana metodą liniowej korelacji r Pearsona

Zakres wartości wskaźnika naturalności siedliska LHQA w analizowanej puli jezior wynosił od 39 do 65 pkt. Według uzyskanej punktacji wskaźnika, największą naturalnością siedlisk charakteryzowały się jeziora Majcz Wielki i Białe, najmniejszą natomiast Jezioro Gąsawskie (ryc. 5).



Rycina 5. Wartości wskaźnika naturalności siedlisk LHQA badanych jezior; jeziora uszeregowane według rosnącej wartości wskaźnika LHQA.

Wyniki testu Manna-Whitneya wykazały brak istotnych statystycznie różnic wartości wskaźnika LHMS_PL pomiędzy jeziorami różnych regionów Polski, natomiast istotnie statystycznie wyższe mediany wartości wskaźnika LHQA obserwowano w jeziorach położonych na terenie Warmii i Mazur niż w pozostałych regionach (Polsce Centralnej i Lubelszczyźnie).

4.3. Wskaźnik obciążenia jeziora biogenami

Zastosowanie wartości własnych PCA z teoretycznych ładunków biogenów (N i P) przeliczonych na jednostkę objętości wody, dostających się z różnych zasięgów przestrzennych pozwoliło na wyprowadzenie wskaźników obciążenia jeziora biogenami: ze zlewni całkowitej – PCA_{CAL} , ze zlewni bezpośredniej – PCA_{BEZ} oraz ze strefy buforowej – PCA_{BUF} (tab. 2). Wartości wskaźnika PCA ze wszystkich skal przestrzennych były wprost proporcjonalne do obciążenia jeziora biogenami ze zlewni.

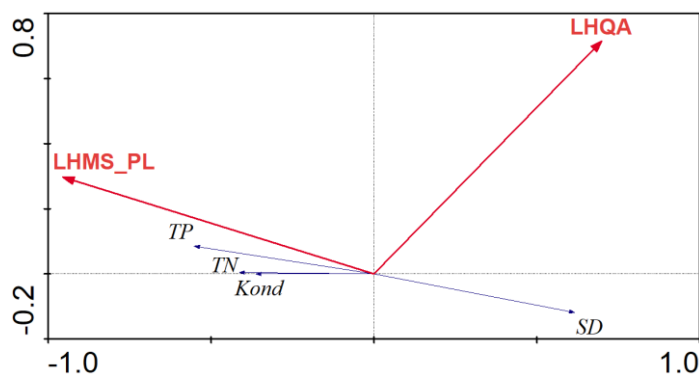
Tabela 2. Wartości wskaźnika obciążenia jeziora biogenami, wyliczone dla różnych skal przestrzennych; PCA_{CAL} – wskaźnik obciążenia ze zlewni całkowitej; PCA_{BEZ} – ze zlewni bezpośredniej, PCA_{BUF} – z bufora 100 m

Kod JCWP	Nazwa jeziora	PCA_{CAL}	PCA_{BEZ}	PCA_{BUF}
PLLW10084	Mąkolno	1,756	2,648	2,700
PLLW10086	Lubstowskie	2,259	2,891	3,293
PLLW10090	Pałnowskie	2,802	0,514	1,583
PLLW10253	Kierskie	0,250	-0,650	-1,454
PLLW10398	Budziławskie	0,077	-0,675	-0,521
PLLW10455	Gąsawskie	0,959	1,046	0,656
PLLW10457	Biskupińskie	1,313	1,167	-0,031
PLLW10462	Żnińskie Małe	2,454	2,797	1,686
PLLW20007	Lucieńskie	-0,558	-1,020	-1,831
PLLW20010	Białe	-0,614	-0,872	-1,108

Kod JCWP	Nazwa jeziora	PCA _{CAL}	PCA _{BEZ}	PCA _{BUF}
PLLW30012	Sumowo Bakałarzewskie	1,742	0,917	-0,474
PLLW30113	Zdrężno	0,398	-1,111	-0,215
PLLW30168	Majcz Wielki	-0,568	-1,057	-0,903
PLLW30174	Kuc	-1,123	-0,325	-0,699
PLLW30224	Kołowin	-0,028	-1,398	-0,340
PLLW30265	Jegocin	-1,278	-0,927	-1,341
PLLW30339	Świątajno Naterskie	-0,222	-0,658	1,095
PLLW30404	Kortowskie	0,429	-0,535	-0,079
PLLW30496	Probarskie	-1,883	-1,337	-1,163
PLLW30507	Kiersztanowskie	1,238	-0,210	-1,532
PLLW30689	Rogóżno	-0,502	0,477	-1,084
PLLW30690	Łukcze	-0,061	1,048	1,349
PLLW30691	Krasne	-2,836	-2,531	-1,439
PLLW30692	Piaseczno	-1,913	-1,340	-1,450
PLLW30694	Uścimowskie	0,112	1,269	2,093
PLLW30698	Zagłębcze	-1,288	-0,535	-0,681
PLLW30710	Białe Sosnowickie	-0,651	0,286	0,676
PLLW30713	Firlej	-1,104	-0,296	0,666
PLLW30718	Sumin	0,956	2,302	1,590
PLLW30728	Białe Włodawskie	-2,118	-1,886	-1,043

4.4. Wpływ presji na fizykochemiczne wskaźniki stanu ekologicznego

Analiza redundancji (RDA) (ryc. 6) wykazała, że wskaźniki hydromorfologiczne (LHMS_PL i LHQA) wyjaśniają 13,2% zmienności wartości wskaźników fizykochemicznych wód. Występuje silna dodatnia zależność pomiędzy wskaźnikiem LHMS_PL a stężeniem biogenów (TP i TN) i przewodnością elektrolityczną w wodzie oraz bardzo silna ujemna zależność z widzialnością krążka Secchiego. Stwierdzono również dodatnią zależność pomiędzy wskaźnikiem LHQA a przezroczystością wody.



Rycina 6. Analiza RDA pomiędzy parametrami fizykochemicznymi wody a wskaźnikami hydromorfologicznymi; TP – stężenie fosforu całkowitego, TN – stężenie azotu całkowitego, Kond – przewodność elektrolityczna, SD – widzialność krążka Secchiego, LHMS_PL – wskaźnik przekształcenia siedliska i linii brzegowej, LHQA – wskaźnik naturalności siedliska

Przewodność elektrolityczna (Kond) wykazywała związek ze wskaźnikami obciążenia jeziora biogenami wyliczonymi dla zlewni bezpośredniej i całkowitej, przy czym znacznie silniejsze i istotniejsze korelacje występowały w przypadku PCA_{CAL} niż w przypadku PCA_{BEZ} (tab. 3). Stwierdzono istotne statystycznie związki pomiędzy widzialnością krążka Secchiego (SD) a wskaźnikiem obciążenia jeziora biogenami wyliczonym dla wszystkich analizowanych skal przestrzennych. Największa siła korelacji wystąpiła w przypadku PCA_{BEZ}, najmniejsza natomiast w przypadku PCA_{CAL}.

Stężenie azotu ogólnego podobnie jak SD, wykazywało istotne statystycznie związki ze wskaźnikiem obciążenia jeziora biogenami wyliczonym dla wszystkich analizowanych skal przestrzennych. Siła korelacji była jednak niższa i mniej istotna statystycznie. Stężenie fosforu ogólnego korelowało ze wskaźnikiem obciążenia jeziora biogenami w przypadku dwóch skal – zlewni całkowitej i bezpośredniej. Wyższe korelacje i istotność statystyczną stwierdzono dla PCA_{CAL}, niż dla PCA_{BEZ}.

Tabela 3. Korelacje rang Spearmana pomiędzy wskaźnikiem obciążenia biogenami z obszaru zlewni, wyliczonym dla różnych skal przestrzennych a fizycznochemicznymi wskaźnikami stanu ekologicznego jezior; PCA_{CAL} – wskaźnik obciążenia ze zlewni całkowitej; PCA_{BEZ} – ze zlewni bezpośredniej, PCA_{BUF} – z bufora 100 m; wyniki istotne statystycznie zaznaczono pogrubioną czcionką ($p \leq 0,05$)

Nazwa wskaźnika	PCA _{CAL}		PCA _{BEZ}		PCA _{BUF}	
	r	p	r	p	r	p
Kond	0,80	<0,001	0,49	0,006	0,28	0,134
SD	-0,56	0,001	-0,74	<0,001	-0,70	<0,001
TN	0,41	0,026	0,53	0,003	0,44	0,015
TP	0,67	<0,001	0,45	0,013	0,34	0,065

r – współczynnik korelacji, p – poziom istotności

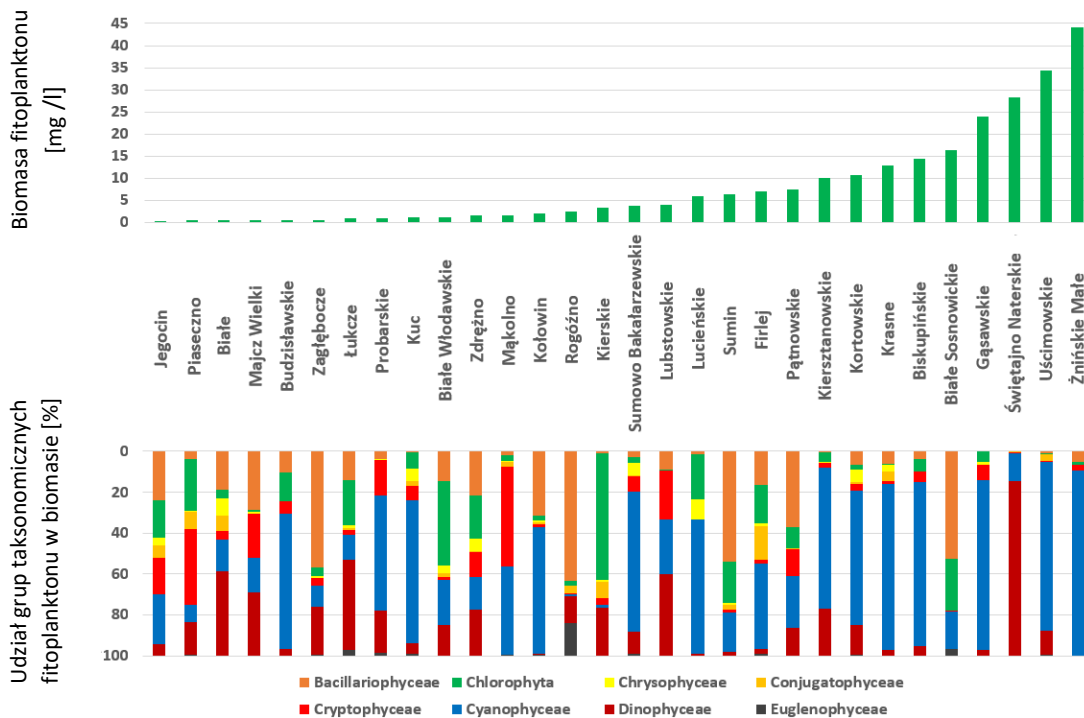
4.5. Wpływ presji na stan ekologiczny oceniany na podstawie fitoplanktonu

4.5.1. Zróżnicowanie struktury taksonomicznej fitoplanktonu

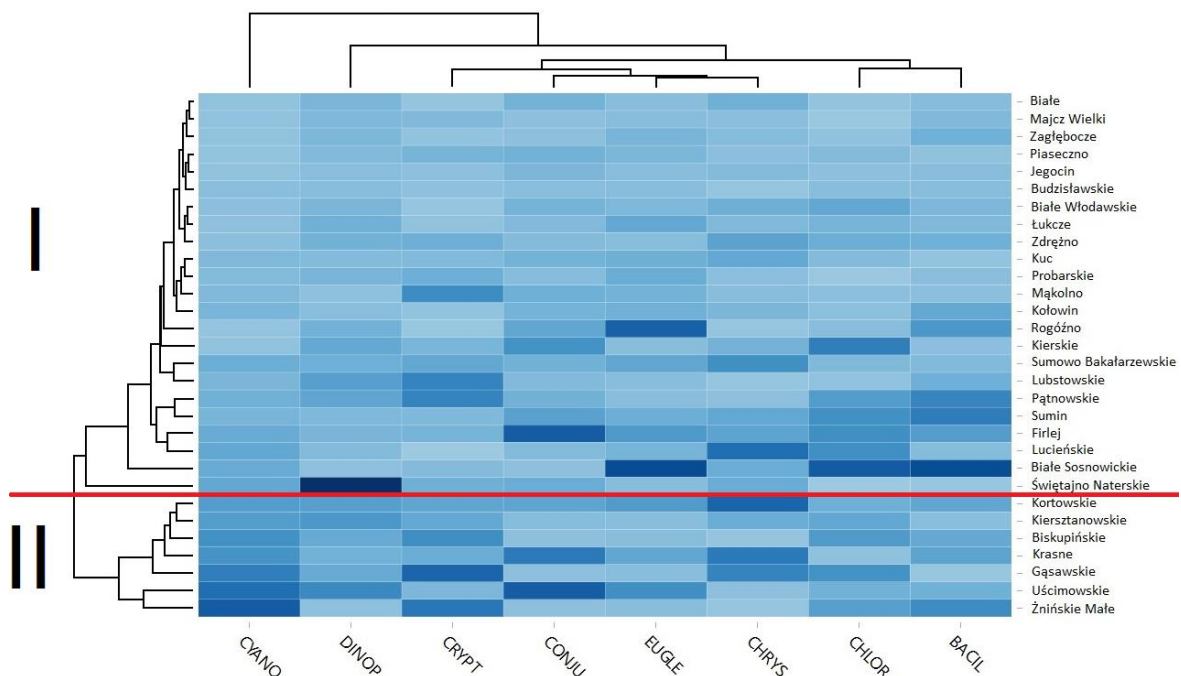
Biomasa fitoplanktonu w analizowanych jeziorach wahała się w szerokim zakresie wartości od 0,20 do 44,19 mg/l ($Me=3,53$; $s=11,1$) (ryc. 7). Skład taksonomiczny fitoplanktonu analizowanych jezior reprezentowany był przez osiem grup taksonomicznych: Bacillariophyceae, Chlorophyta, Chrysophyceae, Conjugatophyceae, Cryptophyceae, Cyanophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae. Udział pozostałych grup był znikomy i wynosił <1%, dlatego taksony te nie zostały uwzględnione w dalszej analizie.

Zastosowanie mapy ciepła do analizy biomasy grup taksonomicznych fitoplanktonu pozwoliło na wydzielenie dwóch grupy jezior (ryc. 8). Pierwszą grupę stanowiły jeziora

o niskiej biomasy sinic (n=23), natomiast drugą grupę stanowiły zbiorniki zdominowane przez cyjanobakterie (n=7).



Rycina 7. Biomasa (panel górny) i udział procentowy grup taksonomicznych fitoplanktonu w biomacie (panel dolny) w analizowanych jeziorach

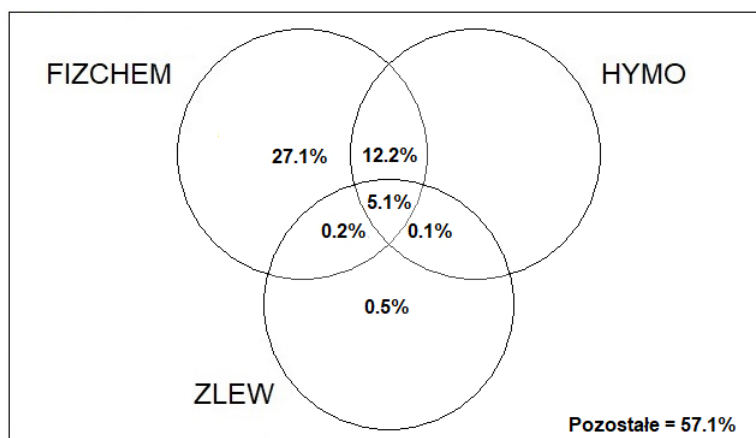


Rycina 8. Mapa ciepła podobieństwa jezior na podstawie składu taksonomicznego fitoplanktonu; intensywność koloru odpowiada biomacie poszczególnych grup fitoplanktonu w jeziorze, od jasnoniebieskiego brak/bardzo niska biomasa, do granatowego – wysoka biomasa; CYANO – Cyanophyceae, DINOP – Dinophyceae, CRYPT – Cryptophyceae, CONJU – Conjugatophyceae, EUGLE – Euglenophyceae, CHRYS – Chrysophyceae, CHLOR – Chlorophyceae, BACIL – Bacillariophyceae

Wyniki testu Manna-Whitneya wykazały brak istotnych statystycznie różnic wartości wskaźnika LHMS_PL pomiędzy grupami jezior o niskiej (grupa I) i wysokiej (grupa II) biomasy sinic.

4.5.2. Wpływ presji na strukturę taksonomiczną fitoplanktonu

Zastosowanie analizy Variation Partitioning (VP) pozwoliło na ocenę wpływu parametrów fizycznochemicznych, przekształceń hydromorfologicznych oraz presji zlewniowej na biomase głównych grup taksonomicznych fitoplanktonu badanych jezior. Wyżej wymienione zmienne wyjaśniały 42,9% wariancji składu taksonomicznego fitoplanktonu. Zmienne fizycznochemiczne wyjaśniły 44,6% wariancji, hydromorfologiczne 17,3%, a zmienne zlewniowe 5,9%, przy bezpośrednim udziale wynoszącym odpowiednio 27,1%, 0,0% i 0,5% zmienności wyjaśnionej (ryc. 9). Łączny wpływ dwóch głównych presji tj. eutrofizacji i hydromorfologii wyjaśniał 12,2% zmienności fitoplanktonu analizowanych jezior.

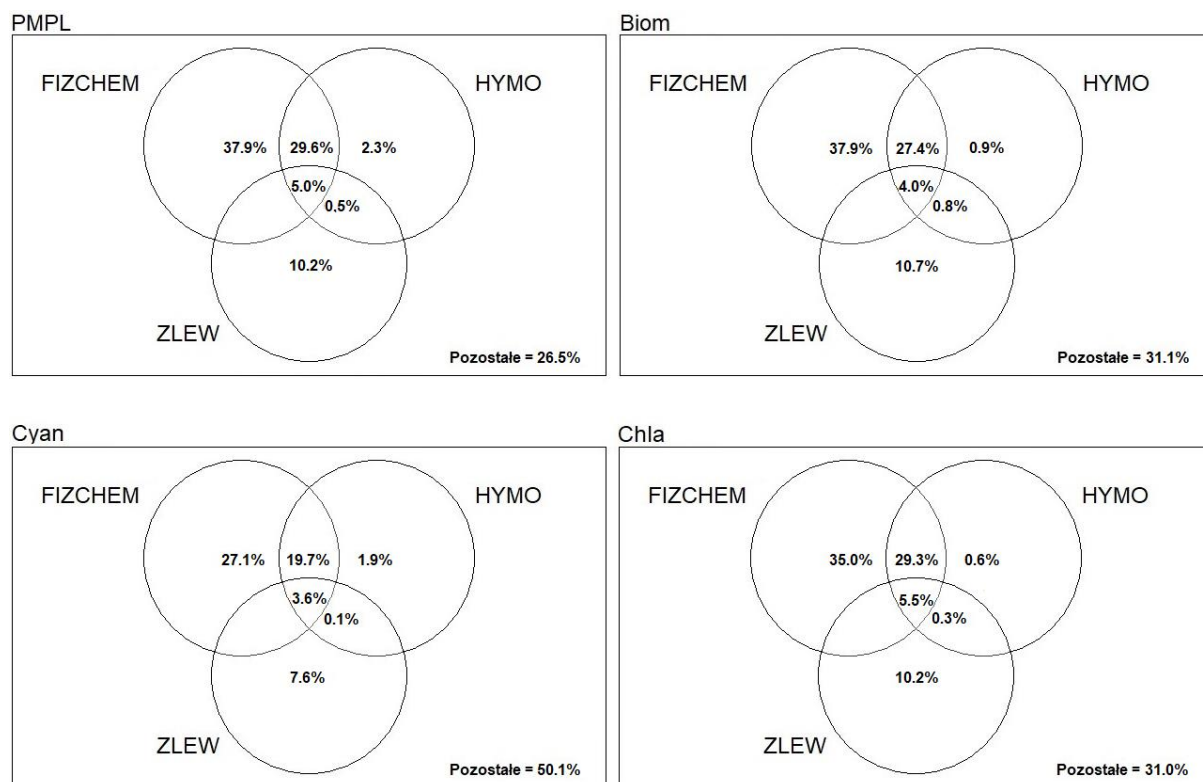


Rycina 9. Diagram Venna ilustrujący wyniki partycjonowania zmienności taksonomicznej fitoplanktonu, wartości <0 nie pokazano; FIZCHEM – parametry fizycznochemiczne, HYMO – przekształcenia hydromorfologiczne, ZLEW – presja zlewniowa

4.5.3. Wpływ presji na fitoplanktonowe wskaźniki stanu ekologicznego

Wskaźnik PMPL i jego metrikisy składowe były najsilniej związane z parametrami fizycznochemicznymi wody, które tłumaczyły od 50,4% (Cyan) do 72,5% (PMPL) zmienności analizowanych wskaźników (ryc. 10). Zmienne hydromorfologiczne wyjaśniały zmienność wskaźników fitoplanktonowych, w około 25% dla wskaźnika Cyan i ponad 30% dla metrików składowych. Zmienne zlewniowe tłumaczyły około 16% zmienności trzech wskaźników: PMPL, Biom, Chla, w przypadku wskaźnika Cyan było to 11,3%. Wpływ wskaźnika zlewniowego był najmniejszy, wyjaśniający od około 11 do 16% zmienności rozpatrywanych

metriksów fitoplanktonowych. Największy bezpośredni wpływ miały zmienne fizykochemiczne, najmniejszy natomiast hydromorfologiczne. Niewyjaśniona zmienność analizowanych wskaźników wynosiła od około 30% w przypadku PMPL, Biom i Chła i do 50% w przypadku metriksu Cyan.



Rycina 10. Diagram Venna ilustrujący wyniki partycjonowania zmienności wskaźników fitoplanktonowych, wartości <0 nie pokazano; FIZCHEM – parametry fizykochemiczne, HYMO – przekształcenia hydromorfologiczne, ZLEW – presja zlewniowa

4.5.4. Wpływ presji zlewniowych w różnych skalach przestrzennych na fitoplanktonowe wskaźniki stanu ekologicznego

Stwierdzono dodatnią korelację pomiędzy metriksem PMPL a wskaźnikiem obciążenia biogenami wyliczonym dla zlewni bezpośredniej – PCA_{BEZ} . Metriks Chła wykazywał dodatni związek z PCA_{BUF} . Pozostałe składowe multimetryska PMPL tj. Biom i Cyan nie wykazywały związku z wskaźnikiem obciążenia biogenami, niezależnie od rozpatrywanego zasięgu przestrzennego (tab. 4).

Tabela 4. Korelacje rang Spearmana pomiędzy wskaźnikiem obciążenia biogenami z obszaru zlewni, wyliczonym dla różnych skal przestrzennych a fitoplanktonowymi wskaźnikami stanu ekologicznego jezior; PCA_{CAL} – wskaźnik obciążenia ze zlewni całkowitej; PCA_{BEZ} – ze zlewni bezpośredniej, PCA_{BUF} – z bufora 100 m; wyniki istotne statystycznie zaznaczono pogrubioną czcionką ($p \leq 0,05$)

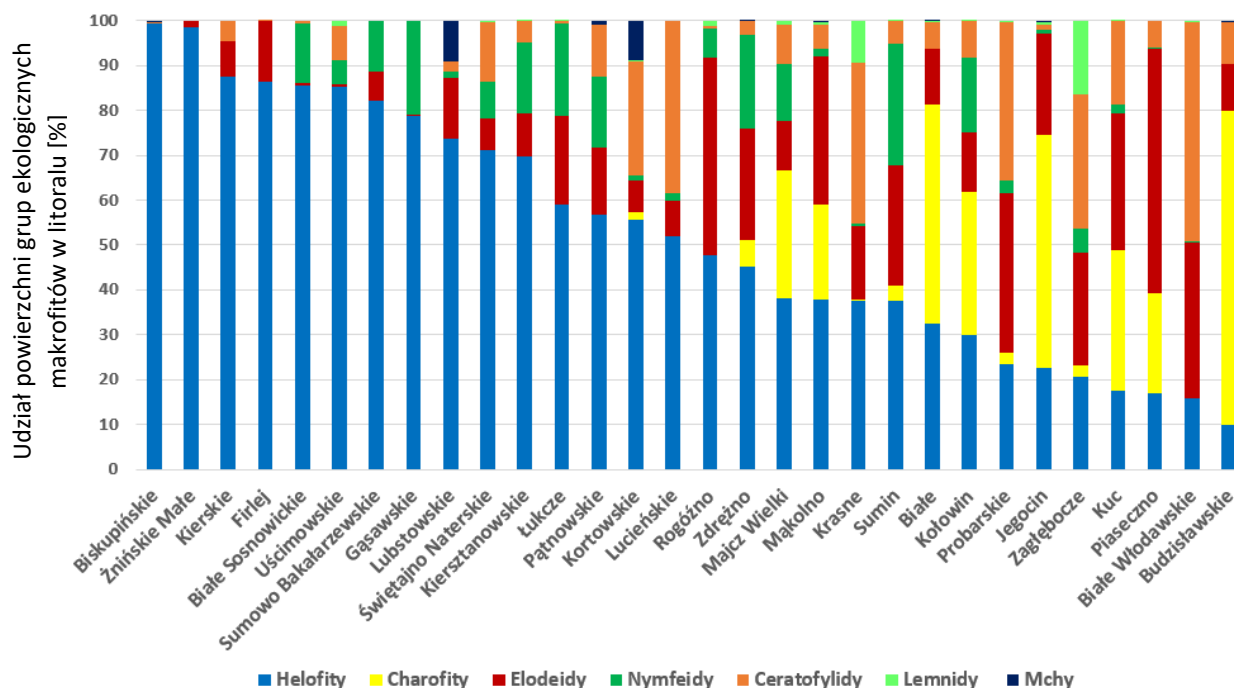
Nazwa wskaźnika	PCA_{CAL}		PCA_{BEZ}		PCA_{BUF}	
	r	p	r	p	r	p
PMPL	0,35	0,058	0,35	0,020	0,28	0,141
Biom	0,34	0,068	0,34	0,128	0,15	0,425
Cyan	0,31	0,100	0,31	0,075	0,26	0,163
Chla	0,36	0,053	0,36	0,008	0,25	0,183

r – współczynnik korelacji, p – poziom istotności

4.6. Wpływ presji na stan ekologiczny oceniany na podstawie makrofitów

4.6.1. Zróżnicowanie grup ekologicznych makrofitów

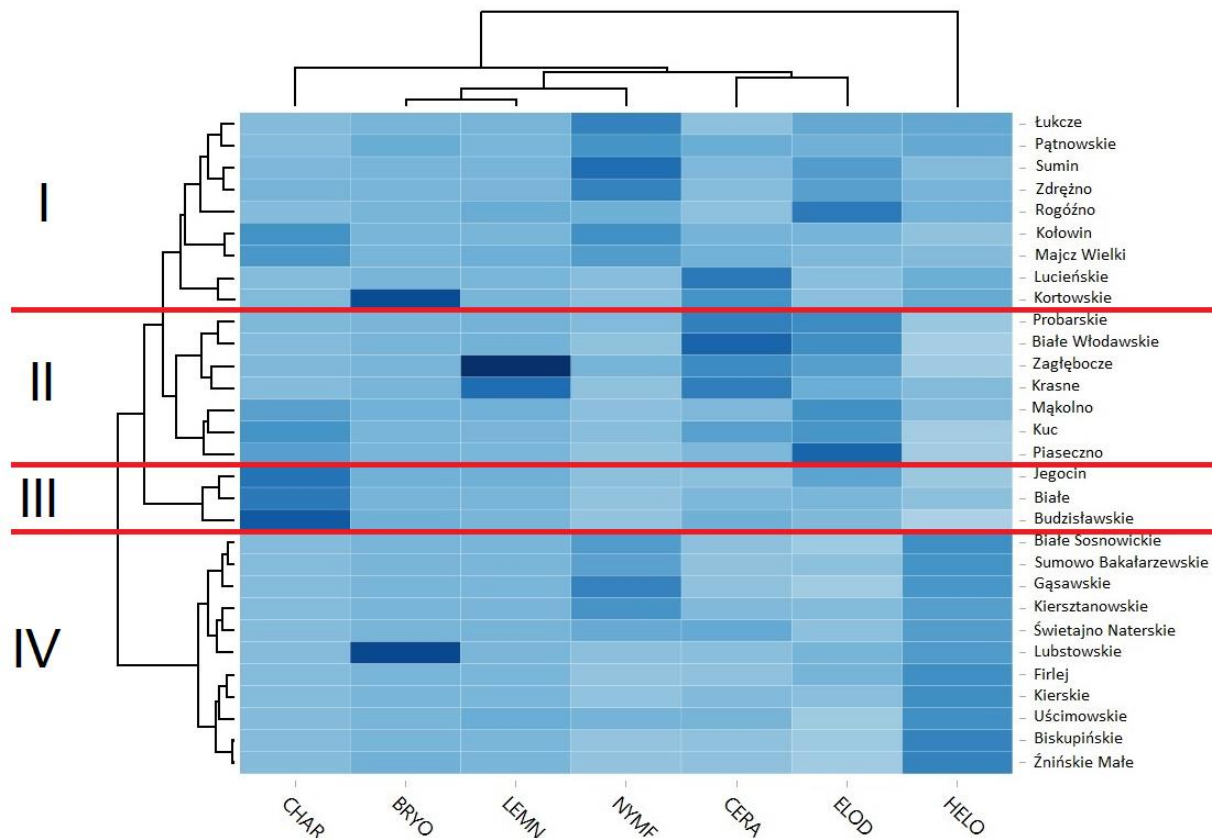
Analizowane jeziora charakteryzowały się zróżnicowanym udziałem poszczególnych grup ekologicznych makrofitów. Makrofity reprezentowane były przez 7 grup ekologicznych: helofity, ramienice, ceratofylidy, elodeidy, lemnydy, nymfeidy, mchy (ryc. 11). Udział pozostałych grup (izoetydy, roślinny bagienne) był znikomy i wynosił <1%, zatem grupy te nie zostały uwzględnione w dalszej analizie



Rycina 11. Udział powierzchni zajmowanej przez poszczególne grupy ekologiczne makrofitów w litoralu analizowanych jezior

Zastosowanie mapy ciepła do analizy procentowego udziału poszczególnych grup ekologicznych makrofitów porastających litoral pozwoliło wyodrębnić cztery grupy jezior (ryc. 12). Pierwszą grupę ($n=9$) stanowiły jeziora zdominowane głównie przez

roślinność zakorzenioną o liściach pływających (nymfeidy). Drugą grupę (n=7) utworzyły jeziora, gdzie dominowały rośliny zanurzone, zarówno zakorzenione (elodeidy), jak i wolno pływające (ceratofilidy). Trzecią grupę (n=3) stanowiły jeziora ramienicowe (charofity), natomiast czwartą grupę (n=11) zbiorniki, gdzie występowała praktycznie jedynie roślinność szuwarowa (helofity).



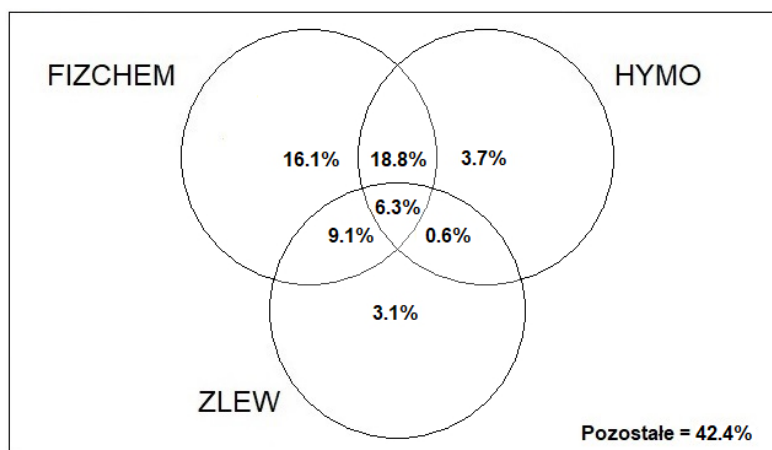
Rycina 12. Mapa ciepła podobieństwa jezior na podstawie pokrycia roślinnością litoralu; intensywność koloru odpowiada udziałowi poszczególnych grup makrofitów w litoralu, od jasno niebieskiego – brak/bardzo niski udział, do granatowego – wysoki udział; CHAR – charofity, BRYO – mchy, LEMN – lemnidy, NYMF – nymfeidy, CERA – ceratofilidy, ELOD – elodeidy, HELO – helofity

Wyniki testu Manna-Whitneya wykazały istotne statystycznie różnice wartości wskaźnika LHMS_PL pomiędzy grupą IV a pozostałymi grupami (I, II i III). Grupy I, II i III nie wykazywały istotnych statystycznie różnic między sobą.

4.6.2. Wpływ presji na grupy ekologiczne makrofitów

Największy wpływ na strukturę grup ekologicznych makrofitów w badanych jeziorach miały parametry fizycznochemiczne wód i presje hydromorfologiczne. Cztery analizowane parametry fizycznochemiczne wyjaśniały 50,3% wariacji, a dwie zmienne hydromorfologiczne – 29,4%. Najmniej wariacji zostało wyjaśnione przez parametr obciążenia jeziora biogenami, wyjaśniającym około 19%.

W przeciwieństwie do fitoplanktonu, parametry hydromorfologiczne miały bezpośredni wpływ na występowanie grup ekologicznych makrofitów (3,7% wyjaśnianej zmienności). Stwierdzono również wyłączny wpływ oddziaływania zlewni na udział makrofitów w litoralu badanych jezior (3,1% wyjaśnionej wariacji). Łączny wpływ wszystkich trzech rozpatrywanych zmiennych środowiskowych tłumaczył 6,3% zmienności (ryc. 13). Zmienne charakteryzujące nasilenie eutrofizacji i presji hydromorfologicznej wyjaśniły wspólnie prawie 19% wariacji. Całkowita zmienność, która pozostała nieokreślona, była niższa niż dla grup taksonomicznych fitoplanktonu i wynosiła 42,4%.



Rycina 13. Diagram Venna ilustrujący wyniki partycjonowania zmienności grup ekologicznych makrofitów w litoralu, wartości <0 nie pokazano; FIZCHEM – parametry fizycznochemiczne, HYMO – przekształcenia hydromorfologiczne, ZLEW – presja zlewniowa

4.6.3. Wpływ presji na makrofitowe wskaźniki stanu ekologicznego

Ocena wpływu analizowanych presji (fizycznochemicznych wskaźników jakości wód, hydromorfologicznych i zlewniowych) z zastosowaniem metody Variation Partitioning (VP) wykazała istotne ich oddziaływanie na makrofitowe wskaźniki stanu ekologicznego. Na wskaźnik ESMI oddziaływały wszystkie analizowane zmienne środowiskowe, które tłumaczyły 68,3% jego zmienności (ryc. 14).

Zmienność jeziornego indeksu makrofitowego (ESMI) tłumaczona była przede wszystkim zmiennymi fizycznochemicznymi – 62,8% wyjaśnionej wariancji, przy wyłącznym ich wpływie wynoszącym 25,3%. Zmienne hydromorfologiczne wyjaśniały prawie 40% wariancji, lecz ich bezpośredni wpływ był niski i wyniósł 2,5%. Natomiast synergistyczny wpływ zmiennych fizycznochemicznych i hydromorfologicznych kształtował się na poziomie około 27%. Najmniejszy udział w wyjaśnianiu zmienności makrofitowego wskaźnika stanu ekologicznego miał wskaźnik obciążenia jeziora biogenami – 13,8%.

Największy wpływ na zmienność wskaźnika zróżnicowania fitocenotycznego (H) miały parametry fizycznochemiczne wody, które tłumaczyły 75,3% zmienności, z czego prawie 34% wyjaśniane było ich wyłącznym wpływem. Zmienne hydromorfologiczne tłumaczyły znaczną część wariancji – 27,5% (przy wyłącznym wpływie 2,9%). Wpływ parametrów zlewniowych na różnorodność makrofitów był najmniejszy i wyniósł 19,1%. Całkowita niewyjaśniona przez analizowane parametry zmienność wynosiła 37,9%.

Wykazano, że głębokość występowania roślinności (C_{max}) badanych jezior uzależniona była przede wszystkim od zmiennych fizycznochemicznych (75,3% wyjaśnianej zmienności). W około 18% zmienność parametru C_{max} tłumaczona była synergistycznym wpływem zmiennych fizycznochemicznych i hydromorfologicznych. Stwierdzono również łączny wpływ zmiennych fizycznochemicznych i zlewniowych (11,9% tłumaczonej zmienności) oraz wpływ wszystkich analizowanych zmiennych środowiskowych (11,9% tłumaczonej zmienności). Niewyjaśniona zmienność tego parametru wyniosła 27,6%.

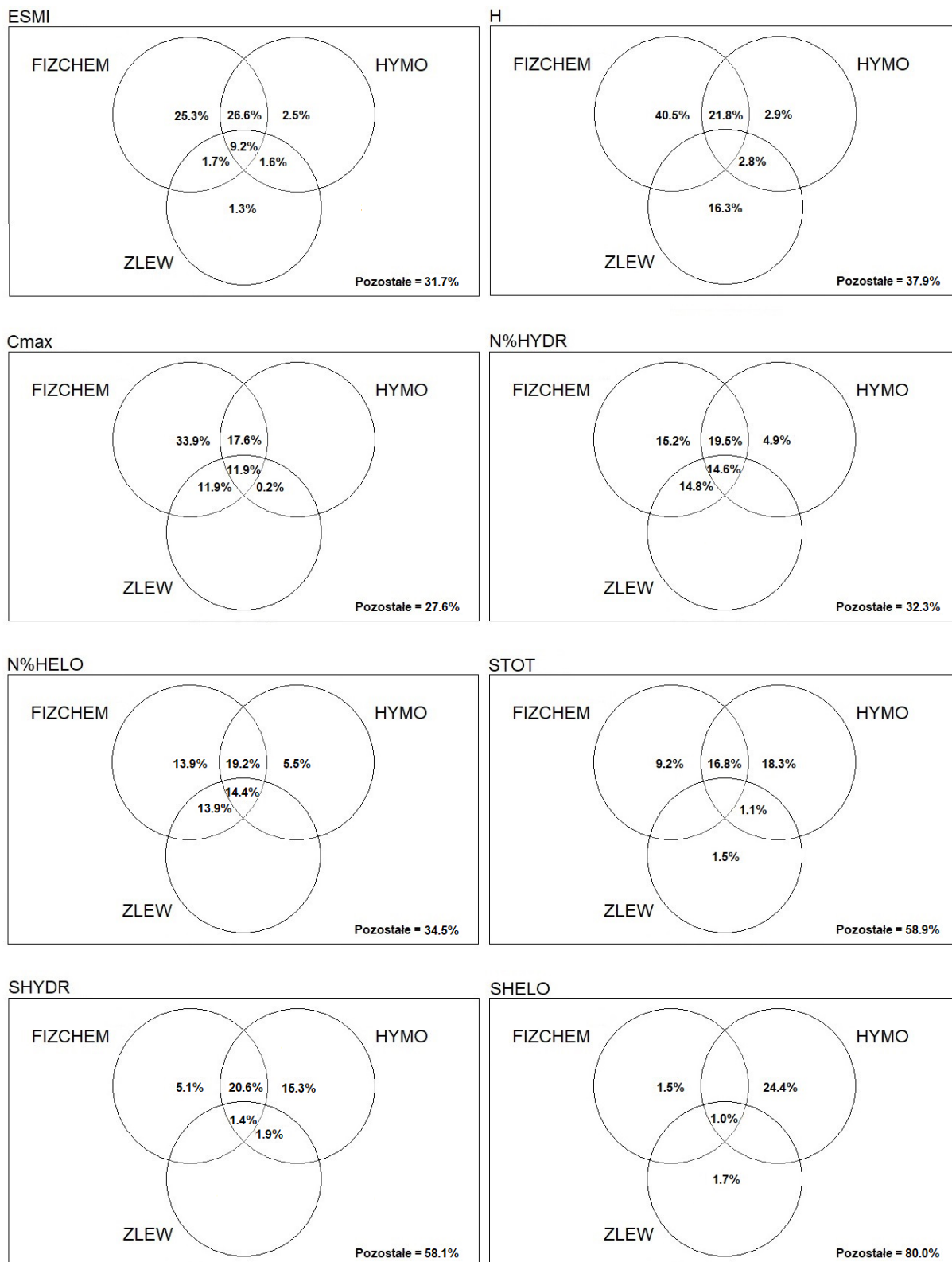
Parametry fizycznochemiczne wód w ponad 60% przyczyniły się do wyjaśnienia zmienności wskaźników makrofitowych charakteryzujących procentowy udział hydrofitów (N%HYDR) i helofitów (N%HELO) w jeziorach. W przypadku obu wskaźników, drugą co do wielkości zmienną tłumaczącą były elementy hydromorfologiczne (wyjaśniające prawie 40% zmienności). Wyłączny wpływ zmiennych hydromorfologicznych w przypadku obu wskaźników wyniósł około 5%. Zarówno wskaźnik hydrofitowy jak i helofitowy tłumaczone były w około 20% przez synergistyczny wpływ zmiennych fizycznochemicznych i hydromorfologicznych. Zarówno udział hydrofitów i helofitów nie był tłumaczony wyłącznym wpływem zmiennych zlewniowych, a jedynie ich synergistycznym działaniem. Analizowane zmienne środowiskowe wyjaśniły 65,5% zmienności parametru N%HELO, natomiast w przypadku wskaźnika N%HYDR – 67,7%.

Liczba zbiorowisk roślinnych występujących w jeziorze (STOT) w 36,2% determinowana była przez wskaźniki hydromorfologiczne (przy wyłącznym ich wpływie wynoszącym 18,3%). Mniej, bo 26% zmienności tego parametru wyjaśnione zostało przez

parametry fizykochemiczne (wyłączny wpływ – 9,2%). Wszystkie analizowane zmienne środowiskowe determinowały 41,4% zmienności parametru określającym liczbę zbiorowisk roślinnych.

Liczba zbiorowisk hydrofitów (SHYDR) w jeziorach najsilniej była związana z oddziaływaniem zmiennych hydromorfologicznych (39,2% wyjaśnionej zmienności, przy wyłącznym ich wpływie wynoszącym 15,3%). Stwierdzono również znaczny, synergistyczny wpływ zmiennych hydromorfologicznych i fizykochemicznych na liczebność zbiorowisk hydrofitów – 20,6%, w przeciwieństwie do parametrów zlewniowych, które wykazywały jedynie działanie synergistyczne, a same nie tłumaczyły obserwowanej wariacji. Zmienne fizykochemiczne, hydromorfologiczne i zlewniowe wyjaśniły 41,9% liczby zbiorowisk hydrofitów.

Największy wpływ na zmienność liczby zbiorowisk helofitów w jeziorze miały elementy hydromorfologiczne, które tłumaczyły 25,4% zmienności (przy wyłącznym ich wpływie wynoszącym 24,4%). Zmienne fizykochemiczne i zlewniowe wyjaśniały kolejno 2,5 i 2,7% zmienności wskaźnika liczby helofitów (SHELO). Całkowita zmienność, która pozostała nieokreślona dla parametru SHELO wyniosła 80,0%.



Rycina 14. Diagram Venna ilustrujący wyniki partycjonowania zmienności wskaźników makrofitowych, wartości <0 nie pokazano; FIZCHEM – parametry fizykochemiczne, HYMO – przekształcenia hydromorfologiczne, ZLEW – presja zlewniowa

4.6.4. Wpływ presji zlewniowych w różnych skalach przestrzennych na makrofitowe wskaźniki stanu ekologicznego

Wskaźnik maksymalnej głębokości zasiedlenia makrofitów w jeziorze (C_{max}) korelował ujemnie ze wskaźnikiem obciążenia biogenami rozpatrywanym we wszystkich skalach przestrzennych. Najsilniejszą i najistotniejszą korelację wykazano dla PCA_{BEZ} , a nieco słabszą z PCA_{BUF} .

Stwierdzono również zależność między wskaźnikiem $N\%HYDR$ a PCA_{CAL} i PCA_{BEZ} , który wykazał porównywalną siłę korelacji i wystąpił niemalże przy identycznym poziomie istotności. Nieznacznie niższą zależność stwierdzono pomiędzy wskaźnikiem wyliczonym dla bufora (PCA_{BUF}) a $N\%HYDR$. Zależność metrika $N\%HELO$ z analizowanymi wskaźnikami PCA determinowanymi dla różnych skal przestrzennych były niemalże identyczne jak dla $N\%HYDR$ tylko z przeciwnym znakiem.

Pozostałe rozpatrywane składowe multimetrika $ESMI$ tj. H , $STOT$, $SHYDR$ i $SHELO$ nie wykazywały związku ze wskaźnikiem obciążenia biogenami, niezależnie od rozpatrywanego zasięgu przestrzennego (tab. 5).

Tabela 5. Korelacje rang Spearmana pomiędzy wskaźnikiem obciążenia biogenami z obszaru zlewni, wyliczonym dla różnych skal przestrzennych a makrofitowymi wskaźnikami stanu ekologicznego jezior; PCA_{CAL} – wskaźnik obciążenia ze zlewni całkowitej; PCA_{BEZ} – ze zlewni bezpośredniej, PCA_{BUF} – z bufora 100 m wyniki istotne statystycznie zaznaczono pogrubioną czcionką ($p \leq 0,05$)

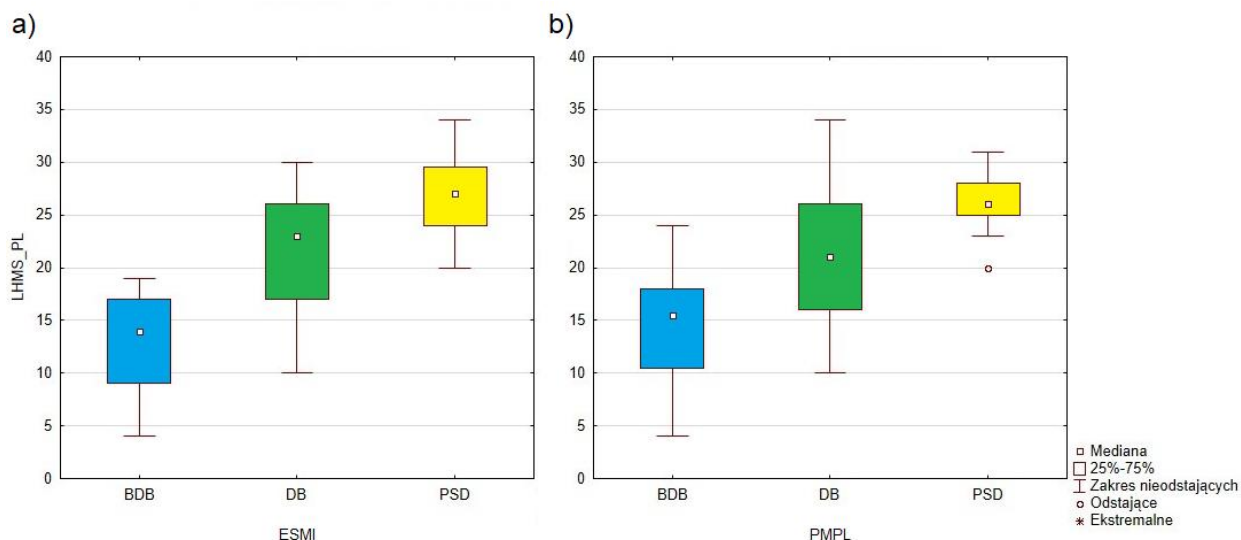
Nazwa wskaźnika	PCA_{CAL}		PCA_{BEZ}		PCA_{BUF}	
	r	p	r	p	r	p
$ESMI$	-0,45	0,012	-0,48	0,008	-0,27	0,150
H	-0,04	0,837	-0,22	0,237	-0,13	0,509
C_{max}	-0,57	0,001	-0,64	<0,001	-0,54	0,002
$N\%HYDR$	-0,55	0,002	-0,55	0,001	-0,40	0,031
$N\%HELO$	0,55	0,002	0,55	0,002	0,39	0,034
$STOT$	-0,03	0,864	-0,26	0,170	-0,25	0,189
$SHYDR$	-0,19	0,302	-0,35	0,059	-0,11	0,550
$SHELO$	0,14	0,445	0,01	0,939	-0,12	0,526

r – współczynnik korelacji, p – poziom istotności

4.7. Propozycja sposobu podejścia do weryfikacji wartości granicznych wskaźnika $LHMS_PL$

Analiza korelacji rang Spearmana wykazała istotne statystycznie zależności pomiędzy wskaźnikiem przekształcenia siedliska i linii brzegowej $LHMS_PL$ a wskaźnikami stanu ekologicznego obliczanymi na podstawie makrofitów – $ESMI$ ($r=-0,69$, $p=<0,001$) i fitoplanktonu – $PMPL$ ($r=0,67$, $p=<0,001$).

Interpretacja rozkładu wartości wskaźnika LHMS_PL w klasach stanu bardzo dobrego (BDB), dobrego (DB) i poniżej stanu dobrego (PSD) wyznaczanych na podstawie makrofitów (ryc. 15a) i fitoplanktonu (ryc. 15b), potwierdza zróżnicowanie tego wskaźnika pomiędzy klasami stanu ekologicznego.



Rycina 15. Rozkład wartości wskaźnika LHMS_PL badanych jezior w klasach stanu ekologicznego na podstawie a) ESMI b) PMPL (kody barwne zgodne z rozporządzeniem klasyfikacyjnym)

Wartości graniczne wskaźnika LHMS_PL dla stanu ekologicznego bardzo dobrego (BDB) i dobrego (DB) oraz dobrego (DB) i poniżej dobrego (PSD) uzyskane trzema metodami kategoriowymi (uśrednione sąsiadujące kwartyle, uśrednione sąsiadujące mediany, górny kwartył klasy wyższej) miały mały rozrzut wartości niezależnie od przyjętej metody (tab. 6). Przyjmując wartości średnie z tych trzech wyników, przyjęto 18 punktów dla granicy klas BDB i DB oraz 25 punktów dla granicy stanów DB i PSD (tab. 6).

Tabela 6. Wartości graniczne dla stanów bardzo dobrego i dobrego (BDB/DB) oraz dobrego i stanów poniżej dobrego (DB/PSD) dla wskaźnika LHMS_PL wyprowadzone przy zastosowaniu metod statystycznych rekomendowanych w przewodniku „CIS Guidance document, 2018”

Granica	Wskaźnik	Metoda ustalania granic			Średnia wartość wskaźnika LHMS_PL wg metod kategoriowych	Proponowana wartość graniczna wskaźnika LHMS_PL
		AAQ	AAM	Q75		
BDB/DB	ESMI	17	19	17	18	18
	PMPL	17	19	18	18	
DB/PSD	ESMI	25	25	26	25	25
	PMPL	26	24	25	25	

AAQ – uśrednione sąsiadujące kwartyle (ang. *average adjacent quartiles*)

AAM – uśrednione sąsiadujące mediany (ang. *average adjacent medians*)

Q75 – górny kwartył wyższej klasy (ang. *upper 75th quantile of better class*)

5. WNIOSKI

Wyniki niniejszej dysertacji uzupełniają obserwowaną w literaturze przedmiotu lukę dotycząca powiązań presji hydromorfologicznych ze stanem ekologicznym jezior. Stanowią one istotny wkład w badania ekologiczne naturalnych zbiorników wód. Mogą stanowić również znaczące wsparcie w procesie planowania obszarów ochronnych zbiorników śródlądowych, będącego działaniem wynikającym z aktualizacji Planów Gospodarowania Wodami (Soszka i in., 2015).

Podsumowując całą pracę, można stwierdzić, że:

1. Wśród jezior badanych zgodnie z metodą LHS_PL, bardzo dobrego stanu hydromorfologicznego nie uzyskało 80% (24 zbiorniki) z nich, czego głównymi powodami był sposób użytkowania terenu w buforze 100 m (rolnictwo, tereny antropogeniczne), oraz aktywności odnotowane w obrębie misy jeziornej (np. występowanie pomostów, niszczenie makrofitów i roślinności brzegowej, łodzie motorowe oraz rekreacja bez łodzi/pływanie).
2. O stanie hydromorfologicznym analizowanych jezior decydowały głównie presje morfologiczne, a presje hydrologiczne wystąpiły tylko na pojedynczych akwenach.
3. Wykazano, iż modyfikacje hydromorfologiczne jezior w większym stopniu wpływają na makrofity niż na fitoplankton. Głównym czynnikiem warunkującym charakter składu taksonomicznego fitoplanktonu i grup ekologicznych makrofitów w przypadku polskich jezior jest trofizm wód, a presje hydromorfologiczne działają głównie w sposób synergistyczny, poprzez sprzyjanie nasileniu procesów eutrofizacji. Świadczy o tym silna korelacja pomiędzy wskaźnikiem przekształceń hydromorfologicznych LHMS_PL a wskaźnikami biologicznymi ESMI i PMPL, niski procent zmienności tłumaczonej przez presje hydromorfologiczne w odniesieniu do składu taksonomicznego fitoplanktonu i grup ekologicznych makrofitów oraz wskaźników PMPL, ESMI i ich metryk.
4. Stwierdzono zróżnicowany wpływ oddziaływania sposobu użytkowania gruntów w zlewniach w zależności od rozpatrywanej skali przestrzennej tj. zlewni całkowitej, bezpośredniej lub 100 m strefy buforowej. Dwoma głównymi, dominującymi formami użytkowania terenu, niezależnie od rozpatrywanej skali przestrzennej badanych jezior, były grunty orne z zabudową rozproszoną i tereny leśne. Wykazano, iż formy te wywierają największy wpływ na elementy biologiczne i fizykochemiczne wód. Na makrofity większy wpływ miało użytkowanie terenu w większych skalach

przestrzennych (zlewnia bezpośrednia i całkowita), z kolei fitoplankton wykazywał silniejsze korelacje z użytkowaniem terenu w małej skali przestrzennej (bufor 100 m, zlewnia bezpośrednia). Wpływ na elementy fizykochemiczne wód miało użytkowanie terenu we wszystkich zasięgach przestrzennych.

5. Praktycznym efektem pracy jest opracowanie nowych wartości granicznych dla wskaźnika LHMS_PL, które odnoszą się bezpośrednio do kondycji zespołów biologicznych (fitoplanktonu i makrofitów). Wprowadzenie kryteriów oceny hydromorfologicznej jezior, opartych na ekologicznych przesłankach, jest podejściem stosunkowo nowym w krajach UE i pozwala na bardziej wiarygodną ocenę stanu wód. Ocena jezior dotychczas badanych pod kątem hydromorfologii według nowo opracowanych kryteriów w niektórych przypadkach powodowałaby zmianę ich stanu hydromorfologicznego z dobrego na bardzo dobry, co umożliwiłoby większej liczbie zbiorników osiągnięcie bardzo dobrego stanu ekologicznego.

Bibliografia

- Akasaka, M., Takamura, N., Mitsuhashi, H., Kadono, Y., 2010: Effects of land use on aquatic macrophyte richness and water quality of ponds. *Freshwater Biology*, 55: 909–922.
- Arciszewski M., Banaszak K., Dondajewska R., Gąbka M., Gołdyn R., Gołub M., Heese T., Hobot A., Hutorowicz A., Joniak T., Kolada A., Kołodziejczyk A., Koperski P., Kornijow R., Korzec E., Kostrzewska-Szlakowska I., Kowalczywska-Madura K., Kufel L., Ławniczak A., Messyasz B., Owsiany P., Pasztaleniec A., Pełechata A., Pełechaty M., Pęczuła W., Pikula K., Piotrowicz R., Płaska W., Pukacz A., Rzepecki M., Skuza M., Soszka H., Sowińska K., Stachura A., Staniszewski R., Stańczyk J., Szatten D., Wojcieszonek A., 2010. Sformułowanie w warunkach korzystania z wód regionu wodnego ograniczeń w korzystaniu z wód jezior lub zbiorników oraz w użytkowaniu ich zlewni. Praca wykonana w ramach Konsorcjum MGGP S.A. oraz Instytut Ochrony Środowiska na zlecenie KZGW, reprezentowanego przez Dyrektora Regionalnego Zarządu Gospodarki Wodnej w Krakowie. MGGP S.A. – IOŚ, Warszawa (maszynopis).
- Bajkiewicz-Grabowska E., 2002: Obieg materii w systemach rzeczno-jeziornych, Uniwersytet Warszawski, Wydział Geografii i Studiów Regionalnych, Warszawa.
- Baker A., 2003: Land use and water quality. *Hydrological Processes*, 17: 2499–2501.
- Birk S., Bonne W., Borja A., Brucet S., Courrat A., Poikane S., Solimini A., van de Bund W., Zampoukas N., Hering D., 2012: Three hundred ways to assess Europe's surface waters: an almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators*, 18: 31–41.
- Brauns M., Garcia X.-F., Walz N., Pusch M., 2007: Effects of human shoreline development on littoral macroinvertebrates in lowland lakes. *Journal of Applied Ecology*, 44: 1138–1144.
- Cheng J., 2015: d3heatmap: Interactive heat maps. <https://blog.rstudio.com/2015/06/24/d3heatmap/>.
- Ciecierska H., Kolada A., 2014: ESMI: A macrophyte index for assessing the ecological status of lakes. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186: 5501–5517.
- Ciecierska H., Kolada A., Soszka H., Gołub M., 2006: Opracowanie podstaw metodycznych dla monitoringu biologicznego wód powierzchniowych w zakresie makrofitów i pilotowe ich zastosowanie dla części wód reprezentujących wybrane kategorie i typy. Etap II: Opracowanie metodyki badań terenowych makrofitów na potrzeby rutynowego monitoringu wód oraz metoda oceny i klasyfikacji stanu ekologicznego wód na podstawie makrofitów. Tom II – JEZIORA. Praca wykonana w ramach Konsorcjum: Instytut Ochrony Środowiska – Akademia Rolnicza w Poznaniu – Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Warszawa – Poznań – Olsztyn (maszynopis).
- CIS Guidance document, 2018 : Best Practice for establishing nutrient concentrations to support good ecological status. WG ECOSTAT.
- [EC] European Commission, 2000: Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities L 327/1 of 22.12.2000.
- Heathcote A. J., 2013: Anthropogenic eutrophication and ecosystem functioning in freshwater lakes. Rozprawa doktorska, Iowa State University Capstones.
- HELCOM, 2007: Towards a Baltic Sea unaffected by eutrophication. 2nd Stakeholder Conference on the HELCOM Baltic Sea Action Plan. Helsinki, 6.03.2007.

- Hillbricht-Ilkowska A., 1997: Ekologiczne problemy gospodarowania jakością wód powierzchniowych oraz ich siedliskiem i przyrodą [w:] Starkel L. (red.), Użytkowanie a ochrona zasobów wód powierzchniowych w Polsce. Zeszyty Naukowe Komitetu „Człowiek i Środowisko” PAN 17: 126.
- Hobbs N.T., 2003: Challenges and opportunities in integrating ecological knowledge across scales. *Forest Ecology and Management*, 181: 223–238.
- Hutorowicz A., Pasztaleniec A., 2011: Procedura oceny stanu ekologicznego jezior w oparciu o multimetriks fitoplanktonowy Phytoplankton Metric for Polish Lakes – PMPL. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa-Olsztyn (maszynopis).
- Hutorowicz A., Pasztaleniec A., 2014: Phytoplankton Metric of ecological status assessment for Polish Lakes and its performance along nutrient gradients. *Polish Journal of Ecology*, 62: 525–542.
- Kajak Z., 2001: *Hydrobiologia-limnologia. Ekosystemy wód śródlądowych*, PWN, Warszawa
- Kändler, M., Blechinger, K., Seidler, C., Pavlů, V., Šanda, M., Dostál, T., Krásac J., Vitvarc T., Štichc M., 2017: Impact of land use on water quality in the upper Nisa catchment in the Czech Republic and in Germany. *Science of The Total Environment*, 586: 1316–1325.
- Kolada A., Pasztaleniec A., Bielczyńska A., Soszka H., 2016: Phytoplankton, macrophytes and benthic diatoms in lake classification: Consistent, congruent, redundant? Lessons learnt from WFD-compliant monitoring in Poland. *Limnologica*, 59: 44–25.
- Kornaś M., Grześkowiak A., 2011: Wpływ użytkowania zlewni na kształtowanie jakości wody w zbiornikach wodnych zlewni rzeki Drwa. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie* 11: 125–137.
- Kundzewicz W., Zalewski M., Kędziora A., Pierzgalski E., 2010: Zagrożenia związane z wodą. *Nauka*, 4: 87–96.
- Kutyła S., Soszka H., 2015: Obserwacje hydromorfologiczne jezior. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- Lampert W., Sommer U., 2001: *Ekologia wód śródlądowych*. PWN, Warszawa.
- Lyche-Solheim A, Feld CK, Birk S, Phillips G, Carvalho L, Morabito G, Mischke U, Willby N, Søndergaard M, Hellsten S, Kolada A, Mjelde M, Böhmer J, Miler O, Pusch MT, Argillier C, Jeppesen E, Lauridsen TL, Poikane S., 2013: Ecological status assessment of European lakes: a comparison of metrics for phytoplankton, macrophytes, benthic invertebrates and fish. *Hydrobiologia*, 704: 57–74.
- Maimon O., Rokach L., 2005: *Data Mining and Knowledge Discovery Handbook*. [W:] Maimon O., Rokach L., (red.), Springer US, Boston, MA.
- McGoff E, Solimini AG, Pusch MT, Jurca T, Sandin L., 2013: Does lake habitat alteration and land-use pressure homogenize European littoral macroinvertebrate communities? *Journal of Applied Ecology*, 50: 1010–1018.
- [MŚ] Minister Środowiska, 2016: Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz.U. 2016 poz. 1187).
- Oksanen J., Blanchet J. F. G., Friendly M., Kindt R., Legendre P., McGlenn D., Minchin P. R., O'Hara R. B., Simpson G. L., Solymos P., Stevens M. H. H., Szoecs E., Wagner H., 2019: Package ‘vegan’. <https://cran.r-project.org>, <https://github.com/vegandevs/vegan>.
- Petriki O, Lazaridou M., Bobori D.C., 2017. A fish-based index for the assessment of the ecological quality of temperate lakes. *Ecological Indicators*, 78: 556–65.

- Reyjol Y., Argillier C., Bonne W., Borja A., Buijse A.D., Cardoso A.C., Daufresne M., Kernan M., Ferreira M.T., Poikane S., Prat N., 2014: Assessing the ecological status in the context of the European Water Framework Directive: where do we go now?. *Science of the Total Environment*, 497: 332–44.
- Rowan J.S., Carwardine J., Duck R.W., Bragg O.M., Black A.R., Cutler M.E.J., Soutar I., Boon P.J., 2006a: Development of the technique for Lake Habitat Survey (LHS) with applications for the European Union Water Framework Directive. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 16: 637–657.
- Rowan J.S., Soutar I., Bragg O.M., Carwardine J., Cutler M.E.J., 2006b: Development of a technique for Lake Habitat Survey (LHS): Phase 2, Raport for SNIFFER Project WFD42, Edinburgh.
- Smal H., Kornijow R., Ligeza S., 2005: The effect of catchment on water quality and eutrophication risk of five shallow lakes (Polesie region, Eastern Poland). *Polish Journal of Ecology*, 53: 313–27.
- Soszka H., Kolada A., Pasztaleniec A., Kutyla S., 2015: Wybrane działania ukierunkowane na ochronę jezior w aktualizacji Planów gospodarowania wodami w Polsce, *Technologia Wody*, 3: 14–17.
- Soszka H., Pasztaleniec A., Koprowska K., Kolada A., Ochocka A., 2012: Wpływ przekształceń hydromorfologicznych jezior na zespoły organizmów wodnych – przegląd piśmiennictwa. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*, 51: 24–52.
- Soszka H., Skocki K., 2008: Wytyczne do oceny hydromorfologicznej jezior polskich zgodnie z brytyjską metodą Lake Habitat Survey (LHS). IOŚ, Warszawa (maszynopis).
- StatSoft Inc., 2014: STATISTICA (data analysis software system), version 12. www.statsoft.com.
- Steffan-Dewenter I., Munzenberg U., Burger C., Thies C., Tschardt T., 2002: Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology*, 83: 1421–1432.
- Strayer D., Findlay S., 2010: Ecology of freshwater shorezones. *Aquatic Sciences*. 72: 127–163.
- Ter Braak C. J. F., Smilauer P., 2002: CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5).
- Virbickas T, Stakėnas S., 2016: Composition of fish communities and fish-based method for assessment of ecological status of lakes in Lithuania. *Fisheries Research*, 173: 70–9.
- Wetzel R.G., 2001: *Limnology. Lakes and Rivers Ecosystems*. Academic Press, San Diego, Kalifornia.
- Zbierska J., Murat-Błażejewska S., Szoszkiewicz K., Ławniczak A., 2002: Bilans biogenów w agroekosystemach Wielkopolski w aspekcie ochrony jakości wód na przykładzie zlewni Samicy Stęszewskiej. Wyd. Akademii Rolniczej w Poznaniu, Poznań.