

Zróżnicowanie wskaźników TSI i HSI w niewielkim śródleśnym jeziorze

Andrzej Zykubek

Katedra Filozofii Biologii
Katolicki Uniwersytet Lubelski Jana Pawła II,
Al. Raclawickie 14, 20-950 Lublin,
e-mail: andrzej.zykubek@kul.lublin.pl

1 Streszczenie

Wartości HSI (Humic State Index) charakteryzujące wody płytkiego śródleśnego jeziora Pereszpa pozwalają zaliczyć je do jezior polihumusowych, w których letnie wartości TSI_{TP} ($TSI_{TP\text{ lato}}=76$) wskazują na zaawansowaną eutrofię i są istotnie statystycznie wyższe od indeksów TSI_{chl} , TSI_{SD} i TSI_{TN} wynoszących odpowiednio 61, 58 i 61. Największe wartości TSI i HSI wystąpiły w wodzie przydennej, a indeksy charakteryzujące warstwę powierzchniową w śródziejerzu przewyższały wskaźniki obliczone dla strefy brzegowej. Podstawowymi czynnikami kształtującymi rozwój fitoplanktonu tego humoeutroficznego jeziora są barwa wody i/lub zooplankton, a nie stężenie TP. Obecność barwnego DOC w wodzie jeziora Pereszpa wpływa istotnie na strukturę fitoplanktonu poprzez tworzenie związków kompleksowych z biogenami, ponieważ wraz ze wzrostem wartości indeksu HSI następuje spadek stosunku N:P, aż do wystąpienia objawów niedoboru azotu względem fosforu.

2 Wprowadzenie

Powszechnie stosowanym systemem oceny żyzności jezior jest numeryczny zbiór Wskaźników Stanu Trofii (ang. **Trophic State Index**, TSI) (Carlson, 1977). W latach 80. XX w. system Carlsona rozwinięto o TSI wyliczone na podstawie stężenia azotu całkowitego (TN) (Krauter i Brezonik, 1981) i ilości makrofitów (Canfield i in., 1983), a na początku XXI w. zaproponowano uzupełniającą wspomniane modele interesującą propozycję klasyfikacji jezior w oparciu o tzw. Indeks Humusowy (ang. **Humic State Index**, HSI) (Håkanson i Boulion, 2001, 2002) i Hydrochemiczny Indeks Dystrofii (HDI, ang. **Hydrochemical Dystrophy Index**) (Górniak, 2005). O ile indeksy TSI opracowane przez Carlsona (1977) zyskały już uznanie i są powszechnie stosowane

przez polskich hydrobiologów, to pozostałe wskaźniki (TSI_{TN} i HSI) pozostają jeszcze praktycznie nieznanymi.

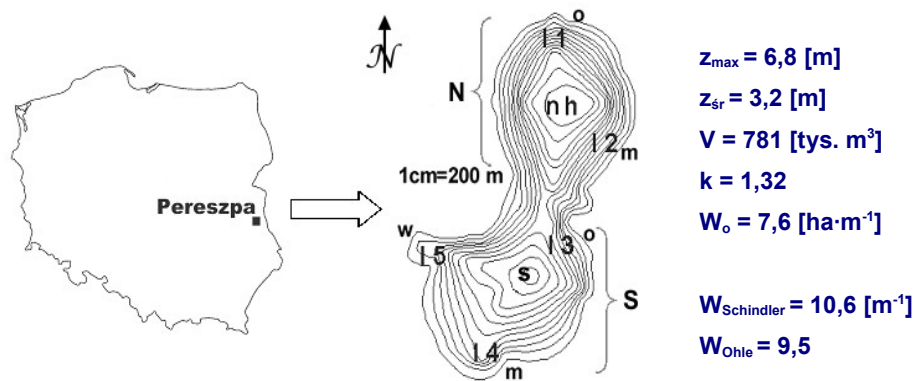
Zaleca się, aby indeksy TSI obliczać tylko dla danych z okresu letniego (Carlson, 1977), jednak jak wynika z opracowania Kiersztyn i in. (2002) uśrednione wiosenne i letnie indeksy stanu trofii w jeziorach Pojezierza Mazurskiego nie różnią się między sobą. Model Carlsona (1977) opiera się ponadto na założeniu, że pomiędzy letnim stężeniem fosforu całkowitego (TP), widzialnością krążka Secchi'ego (SD) i stężeniem chlorofilu a (chl) zachodzi względnie ścisła zależność pozwalająca na porównywalność obliczonych wskaźników (TSI_{chl} , TSI_{TP} , TSI_{SD}), co jest charakterystyczne dla jezior o rozwoju harmonijnym i o niewielkim stopniu przekształcenia antropogenicznego (Hillbricht-Ilkowska i Wiśniewski, 1994, Kiersztyn i in., 2002). Współcześnie jednak w wielu jeziorach na Pojezierzu Mazurskim (Hillbricht-Ilkowska i Wiśniewski, 1994, Hillbricht-Ilkowska i in., 1996), Dobrzyńskim (Marszelewski, 2001, 2005), a także na Pojezierzu Wielkopolskim (Messyasz, 2001, Siepak i Burchardt, 2001) i Pomorzu Zachodnim (Kubiak, 2003) obserwowany jest brak zrównoważenia (kompensacji) TSI, a zazwyczaj wyższe w stosunku do innych wartości TSI_{TP} traktowane są jako tzw. wyróżnik podstawowy (Hillbricht-Ilkowska i Wiśniewski, 1994).

Choć ocenę stanu trofii w oparciu o indeksy TSI_{TP} , TSI_{chl} i TSI_{SD} opracowano już dla sporej grupy jezior z terenu Polski, nadal znanych jest niewiele doniesień, w których dokonano by analizy zróżnicowania przestrzennego wskaźników TSI w obrębie jednego ekosystemu jeziornego (np. Messyasz, 2001). W szczególności zaś wciąż brakuje odpowiedzi na pytanie czy takie zróżnicowanie TSI i HSI może występować w jeziorze płytkowodnym i niewielkim powierzchniowo.

3 Teren i metody

Badania prowadzono na terenie Sobiborskiego Parku Krajobrazowego w jeziorze Pereszpa ($\lambda=23^{\circ}37'E$, $\varphi=51^{\circ}35'N$, $h=165$ m n.p.m.), które znajduje się w zlewni Tarasienki (dorzecze Bugu) na Polesiu Zachodnim (Rys. 3-1). W zlewni jeziora Pereszpa dominują gleby bielcowe i torfowo-murszowe, a szatę roślinną tworzą głównie bór bagienny, świeży i suchy. Jezioro i jego otoczenie należą do seminaturalnych układów ekologicznych i w całości są objęte ochroną rezerwatową. Misa jeziora Pereszpa składa się z dwóch części przedzielonych wypłyceniem; zagłębienie południowe (S) jest płytsze ($z_{max} \approx 4,5$ m) niż północne (N, $z_{max} \approx 6,8$ m) (Rys. 3-1). Latem w głębszej części jeziora w warstwie wody poniżej 4,5 m trwale występuje anoksja (Zykubek, 2004).

Na tle innych zbiorników Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego jezioro Pereszpa charakteryzuje się jednym z największych wskaźników rozwinięcia linii brzegowej ($k=1,32$) (Michalczyk, 1998), a także wyraźnie zaznaczoną dynamiką ekotonu woda-ląd (Zykubek, 2004), choć, jak wynika z dostępnych opracowań, w ciągu ostatnich 50 lat, jako jedno z nielicznych jezior Pojezierza, nie zmieniło istotnie swojej powierzchni (Michalczyk i in., 1999). Jest to jezioro płytkie, o niewielkiej powierzchni i niewielkiej objętości wody. Większe wskaźniki rozwinięcia jezior tego regionu stwierdzono tylko w jeziorach Sumin (1,45) i Łukcze (1,45) (Michalczyk, 1998). Jezioro ma misę paraboliczną, a ze względu na wartość wskaźnika odświeżenia ($W_o=7,6 \text{ ha}\cdot\text{m}^{-1}$) należy do grupy jezior względnie odpornych na zmiany temperatury, nasłonecznienia i wiatru. Wartość średnia W_o dla jezior Pojezierza ($n=50$) wynosi 20,1.



Rys. 3-1. Plan batymetryczny i stanowiska badań w jeziora Pereszpa (opis w tekście, cięcie izobat co 0,5 m).

Systematyczny pobór prób prowadzono w ośmiu stanowiskach - w śródzieziersu części północnej (n) i południowej (s) oraz w strefie brzegowej (I). Ze względu na zróżnicowanie litoralu, charakterystyczne typy gleb w zlewni i różne formy użytkowania gruntów analizy wykonywano w czterech stanowiskach w strefie brzegowej (I1 i I3 - przy gruntach organicznych w olsie i na torfowisku niskim z wykształconym na jego powierzchni torfowiskiem przejściowym [o], I2 i I4 - w sąsiedztwie fragmentów zlewni z dominacją gleb mineralnych [m]) oraz w płytkiej porośniętej hydrofitami naczyniowymi zatoce z niewielkim powierzchniowym odpływem wody z jeziora (I5) (Rys. 3-1). W centralnej części plosa północnego (N) uwzględniono wody powierzchniowe (n, z głęb. ok. 0,5-1 m) i naddenne (h, z głęb. 4-5 m).

Dane hydrochemiczne zebrano w oparciu o 21 sesji terenowych z uwzględnieniem sezonów wiosennego, letniego i jesiennego w latach 1996-2000. Przeanalizowano łącznie 168 prób wody. Analizy stężeń TP, TN, chlorofilu a (chl) oraz ocenę właściwości optycznych wody wykonano zgodnie z ogólnie przyjętą metodyką w limnologicznych badaniach terenowych i laboratoryj-

nych (Hermanowicz i in., 1976, Nusch, 1980, Górniak, 1995), a uzyskane wyniki, przyjmując hipotezę zerową o braku istotnej statystycznie różnicy między średnimi (poziom istotności $\lambda=0,05$), poddano analizie statystycznej (ANOVA, STATISTICA 5 PL, StatSoft Inc.) i przeliczono na wskaźniki TSI i HSI wykorzystując poniższe równania:

<ul style="list-style-type: none"> ▪ $TSI_{SD} = 10 \cdot \left[6 - \frac{\ln(SD)}{\ln 2} \right],$ ▪ $TSI_{chl} = 10 \cdot \left[6 - \frac{2,04 - \ln(chl)}{\ln 2} \right],$ ▪ $TSI_{TP} = 14,42 \cdot \ln(TP) + 4,15,$ 	(Carlson, 1977)
<ul style="list-style-type: none"> ▪ $TSI_{TN} = 54,45 + 14,43 \cdot \ln(TN),$ 	(Kratzer i Brezonik 1981),
<ul style="list-style-type: none"> ▪ $HSI = \left(\frac{100}{3} \right) \cdot \log(barwa - 3),$ 	(Håkanson i Boulion, 2001, 2002),
<ul style="list-style-type: none"> ▪ $barwa [mgPt \cdot dm^{-3}] = 18,216 \cdot a_{440} - 0,209,$ 	(Lean, 1998, Eloranta, 1999, Håkanson i Boulion 2001, 2002),
<ul style="list-style-type: none"> ▪ $a_{440} = 2,303 \cdot A_{440} \cdot (l)^{-1} [m^{-1}],$ 	(Lean, 1998).

Oznaczenia:

[barwa] oznacza barwę wody [$mgPt \cdot dm^{-3}$], a_{440} – tzw. współczynnik osłabienia przy $\lambda = 440$ nm, l – długość optyczna kuwety [m], A_{440} - wartość absorbancji wody filtrowanej (filtr GF/C) przy $\lambda = 440$ nm.

Różnice indeksów TSI mogą stanowić również cenne źródło informacji o funkcjonowaniu ekosystemu jeziornego, a w szczególności być użyteczne w charakterystyce sieci troficznej i informować o niektórych aspektach funkcjonalnych, tj. np. gdy:

- $TSI_{chl} = TSI_{TP} = TSI_{SD}$ - wówczas fitoplankton odpowiada za pochłanianie i rozpraszanie światła w wodzie, TN:TP~33:1,
- $TSI_{chl} > TSI_{SD}$ - wówczas fitoplankton jest zdominowany przez trychomalne lub/i cenobialne sinice (np. *Aphanizomenon*),
- $TSI_{TP} = TSI_{SD} > TSI_{chl}$ - wówczas warunki optyczne w wodzie są uzależnione od barwy własnej wody lub tryptonu,
- $TSI_{SD} = TSI_{chl} > TSI_{TP}$ - wówczas fosfor jest czynnikiem limitującym rozwój producentów pierwotnych w toni wodnej, TN:TP>33:1,
- $TSI_{TP} > TSI_{chl} = TSI_{SD}$ - wówczas fitoplankton istotnie wpływa na atenuację światła w wodzie, choć równocześnie szereg czynników, jak np. limitacja przez azot, wyżeranie przez zooplankton, związki toksyczne może ograniczać biomasę fitoplanktonu (opracowanie na podst. Carlsona i Simpsona [1996], Gerritsena i in. [1998], Wetzela [2001]).

4 Wyniki i dyskusja

4.1 Humoeutrofia jeziora Pereszpa

Przeźroczystość wody (SD) w śródziezrzu plos północnego i południowego dla całego okresu badań wynosiła średnio $1,17 \pm 0,36$ m przy zakresie od 0,6 do 1,7 m. Ponieważ w strefie

brzegowej w stałych punktach pomiarowych widzialność często sięgała dna, dlatego w dalszej analizie wartości SD dla tej strefy jeziora zostały pominięte, a za punkt odniesienia - wykorzystane tylko dane ze śródzieżerza. Ze względu na przezroczystość wody należałoby zakwalifikować jezioro Pereszpa jako zbiornik eutroficzny, choć odnotowane wahania SD oscylują pomiędzy typami jezior określanymi jako umiarkowanie i bardzo żyzne (Zdanowski, 1982). Na zaawansowaną eutrofię wskazuje również stężenie fosforu całkowitego, które w największych stężeniach występuje w odtlenionej warstwie przydennej (Rys. 4-2). Ponieważ zlewnia jeziora ma charakter leśno-bagienny-torfowiskowy, co wyklucza „klasyczne” czynniki antropogeniczne powodujące wzrost trofii (np. spływy z pól, gospodarstw rolnych czy też zanieczyszczenia z zakładów przemysłowych) (Kajak, 1979, Harper, 1992, Sharpley i in., 1995), dlatego wydaje się, że stwierdzone wysokie wartości tego parametru mogą wynikać z zasilania wewnętrznego lub „naturalnego” zasilania ze zlewni.

Stężenie frakcji rozpuszczonej węgla organicznego (DOC) charakteryzowało się znaczną zmiennością, co potwierdzają stosunkowo wysokie (na poziomie ok. 25% średniej) wartości wariancji (Tab. 4-1). Stężenia maksymalne chlorofilu a obserwowano jesienią 1997 r., a wartości średniej, mediany i kwartyła górnego (75%) pozwalają sądzić, że były to stężenia wyjątkowe i nietypowe dla całego okresu badań (Tab. 4-1). Obfitość rozpuszczonej barwnej materii organicznej (CDOC, ang. **C**hromophoric **D**issolved **O**rganic **C**arbon) daje podstawę uznać analizowane jezioro jako zbiornik polihumusowy (Håkanson i Boulion, 2001), natomiast stężenie chlorofilu a jest podobne do stwierdzanego w jeziorach dystroficznych i umiarkowanie eutroficznych (Zykubek, 2004), mimo, iż maksymalne stężenia analizowanego barwnika jednoznacznie wskazują na silnie eutroficzne, a nawet hypereutroficzne cechy jego wód.

Charakterystyki morfometryczne, pH, jak również wartość twardości węglanowej upodabniają jezioro Pereszpa do jezior typu „staw” lub jezior zanikających („jeziorko”) (Zykubek, 2004), które, jak wynika z danych o strukturze osadów (Goslar i in., 1999) mogło wykształcić się z „suchara”. Aktualnie jezioro wykazuje tylko pewne cechy hydrochemiczne charakterystyczne dla jezior dystroficznych, jednak nie spełnia warunków dysharmonijności podawanych przez Stangerberga (1936) (woda powierzchniowa z $\text{pH} < 6,5$ i zawartością $\text{Ca}^{2+} < 16 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$) i Górniaka (2005). Ze względu na obfitość substancji humusowych, przy równoczesnym względnie wysokim stężeniu jonów Ca^{2+} (Zykubek, 2004), należałoby je uznać za zbiornik alloiotroficzny (Wiszniewski, 1953), podobnie jak jezioro Stęgwica na Pojezierzu Iławskim (Kentzer, 2001) czy Zbiornik Siemianówka na Podlasiu (Górniak i in., 2002). Dla uwypuklenia roli DOC w ekosystemach wodnych – a w szczególności roli substancji humusowych - Górniak (1994, 2004) proponuje stosowanie przedrostka humo- lub humuso- przed właściwym „klasycznym” określeniem stanu trofii,

co byłoby podstawą do uznania badanego jeziora jako zbiornik humoeutroficzny lub - wg propozycji Williamsona i in. (1999) - za jezioro miksotroficzne.

4.2 Zróżnicowanie wskaźników TSI i HSI

Letnie wartości wskaźników stanu trofii dla TP ($TSI_{TP} \approx 76$) przewyższają znacznie indeksy TSI dla chlorofilu a, SD i TN (wynoszące odpowiednio 61, 58 i 61). Różnica ta jest także charakterystyczna dla całego zbioru danych, ponieważ średnia geometryczna ($n=168$, $\text{śr.}_{\text{geom.}}=62,5$) zbliżona jest do trzech powyższych indeksów (Tab. 4-2). Wielkość tej różnicy jest cechą wielu jezior polskich (Zykubek, 2004), choć np. różnica $TSI_{TP}-TSI_{SD}$ w jeziorze Czarnym k. Smolnik jest jeszcze większa i wynosi 35, a różnica $TSI_{TP}-TSI_{chl}$ w jeziorach Hańcza i Boczniew - odpowiednio 47 i 52 pkt. TSI (Hillbricht-Ilkowska i Wiśniewski, 1994). Nie stwierdzono wyraźniejszych prawidłowości sezonowych oraz istotnej statystycznie różnicy pomiędzy wartościami TSI i HSI w różnych porach roku i kolejnych latach badań.

Na podstawie położenia punktów charakteryzujących próby wody z warstwy powierzchniowej i przydennej śródeźjerza plos N i S (Rys. 4-3) należałoby przyjąć, że rozwój fitoplanktonu w jeziorze Pereszpa może być - przynajmniej okresowo - istotnie limitowany przez zooplankton lub organizmy miksotroficzne, jak również, że w fitoplanktonie w śródeźjerzu dominują autotrofy o względnie dużych rozmiarach komórek (Carlson i Simpson, 1996). Wniosek ten jest zgodny z wynikami obserwacji struktury fitoplanktonu przeprowadzonymi przez Wojciechowską i Solisa (2001). Równocześnie „oś limitacji”, zwłaszcza w przypadku wód przydennych, dotyczy raczej nie stężenia fosforu, ale jego „jakości” (dostępności), co oznaczałoby, że choć występuje on w „nadmiarze”, to w większości form P spotykanych w toni wodnej nie jest dostępnych dla autotrofów. Mętność wody może być natomiast wywołana przez trypton i osad podlegający resuspensji, tj. czynniki niezwiązane bezpośrednio z rozwojem fitoplanktonu (Carlson i Simpson, 1996).

Analogiczna jak w jeziorze Pereszpa tendencja wyrażająca się nadmiarem fosforu w toni wodnej obserwowana jest również w jeziorach z terenu Polski (Zykubek, 2004), w tym, co jest bardzo niepokojące, w jeziorach lobeliowych (Kraska i in., 1999). Jak wynika z obliczeń wykonanych dla ponad 600. jezior współcześnie w większości przypadków rozwój autotrofów pelagicznych nie jest już limitowany przez dostępność form P, ale przez inne czynniki, jak np. niedostatek azotu, presję zooplanktonu i organizmów miksotroficznych, układ węglanowy i właściwości buforowe wody, wysoką ilość zawiesiny lub rozpuszczonej materii organicznej (Zykubek, 2004).

W jeziorze Pereszpa, charakteryzowanym dotychczas jako zbiornik polimiktyczny (Wilgat i in., 1991, Michalczyk i in., 1999), istnieje wyraźne hydrochemiczne oddzielenie wód przyden-

nych w płosie północnym od warstwy wody powierzchniowej. Wskazują na to statystycznie istotne różnice wskaźników TSI i HSI między wszystkimi stanowiskami badań w warstwie powierzchniowej i warstwie przydennej (h) (Tab. 4-3). Na przykład różnica wartości indeksu humusowego (HSI) między warstwami wody wynosi średnio 11 punktów HSI przy zakresie 4-18. Również wartości TSI w warstwie powierzchniowej są mniejsze w stosunku do danych z warstwy przydennej, choć najmniejsza różnica między wartościami indeksów $TSI_{chl[1m]} - TSI_{chl[5m]}$ wynosi tylko 5 pkt. i jest wyraźnie mniejsza od zaobserwowanej w polimiktycznym jeziorze Rosnowskie Małe ($Z_{max}=4,9$, $P=9,8$ ha): $(TSI_{chl[1m]} - TSI_{chl[4m]})=20$ TSI (Messyasz, 2001). Uśredniona różnica $(TSI_{x [powierzchnia]} - TSI_{TP [w.przydennej]})$ w wodzie jeziora Pereszpa wynosi ok. 26 pkt. TSI (Tab. 4-2). Wyraźne zróżnicowanie pionowe indeksów zaznaczyło się w szczególności, gdy porównano wartości w wodzie przydennej ze strefą brzegową, wyróżnionym typem strefy brzegowej i stanowiskami w strefie brzegowej w płosach N i S (Tab. 4-3).

Występowanie ostrych pionowych gradientów hydrochemicznych jest cechą charakterystyczną śródleśnych jezior polihumusowych, które nawet przy niewielkiej głębokości maksymalnej i średniej wykazują wyraźne wertykalne zróżnicowanie parametrów hydrochemicznych (Eloranta, 1999). Na hydrochemiczną stratyfikację jeziora Pereszpa wpływa wyraźnie dopływ zlewniowego DOC (zwłaszcza ilość CDOC), który poprzez silną absorpcję promieniowania słonecznego reguluje transformację pionowych rozkładów termicznych, podobnie jak w innych jeziorach o wodzie zabarwionej .

Średnie wartości indeksów TSI (za wyjątkiem TSI_{TN}) i HSI były również istotnie statystycznie większe w płosie północnym w porównaniu do płosa południowego, choć w warstwie powierzchniowej wystąpiły podobne wartości HSI. Wydaje się ponadto, co wynika ze szczególnie silnie zaznaczonej niejednorodności fragmentów jeziora (zwłaszcza z części północnej) w porównaniu z płytkowodną zatoką (I5) (Tab. 4-3), że skład chemiczny wody odpływającej z płosa północnego poprzez płoso południowe i zatokę ulega w tej części jeziora (stanowisko I5) wyraźnym przemianom hydrochemicznym. Ostatecznie przejawia się to zmianami uwarunkowań rozwoju autotrofów i wyraźną dominacją hydrofitów naczyniowych nad fitoplanktonem.

Zróżnicowanie warunków morfoedaficznych w bezpośrednim otoczeniu jeziora Pereszpa decyduje z kolei o niejednorodności zasilania zlewniowego, co, jak się zdaje, warunkuje zróżnicowanie wskaźników opisujących trofię i barwę wody pomiędzy typami strefy brzegowej („organicznym” i „mineralnym”) (Tab. 4-3). Zapewne dlatego, mimo niewielkiej odległości między śródzieziem i strefą brzegową, w obu strefach jeziora istnieją odrębne warunki do rozwoju producentów pierwotnych. Wskazują na to istotne statystycznie różnice między wartościami indeksów TSI_x i HSI.

W strefie brzegowej jeziora wystąpiła także największa zmienność indeksów trofii (Rys. 4-3). O zmianach właściwości optycznych wody decydowały tu przemiennie intensywny rozwój autotrofów (III ćwiartka) i barwa wody lub silna presja zooplanktonu (ćwiartka IV). Mimo to układ punktów opisujących indeksy TSI w strefie brzegowej wskazuje, że w porównaniu do innych stref jeziora właśnie w tym fragmencie masy jeziornej występuje wyraźniejsze zrównoważenie wskaźników TSI (kompensacja), co z kolei może niekoniecznie wynikać z rozwoju typowych organizmów planktonowych, lecz np. okresowo stosunkowo obficie występujących okrzemek peryfitonowych (Wojciechowska i Solis, 2001, Wojciechowska i in., 2002).

Na podstawie wyraźnej odległości punktów obrazujących wartości wskaźników TSI od przekątnej przedstawionej na Rys. 4-3 można przypuszczać, iż większość fosforu w wodzie jeziora Pereszpa, w przeciwieństwie do wielu jezior Polski Północnej, występuje w postaci nieprzyswajalnej dla autotrofów i jest związana z materią organiczną, a nie z mineralną frakcją zawieszoną (Kentzer, 2001). Jedynymi wyjątkami od tej ogólnej tendencji są punkty opisujące indeksy TSI w stanowisku I2 (ekoton przy borze sosnowym na glebach mineralnych) (Tab. 4-2), tj. w strefie wody, w której zaobserwowano najwyższy w porównaniu do innych stanowisk udział frakcji mineralnych w strukturze TP (Zykubek, 2004). Być może jest to związane ze specyficznym typem zasilania z sektora zlewni sąsiadującego z tym fragmentem jeziora, jak również z oddziaływaniem niewielkiego fragmentu dna piaszczystego, które nie jest jeszcze przykryte miększymi osadami organicznymi.

4.3 Rola materii organicznej

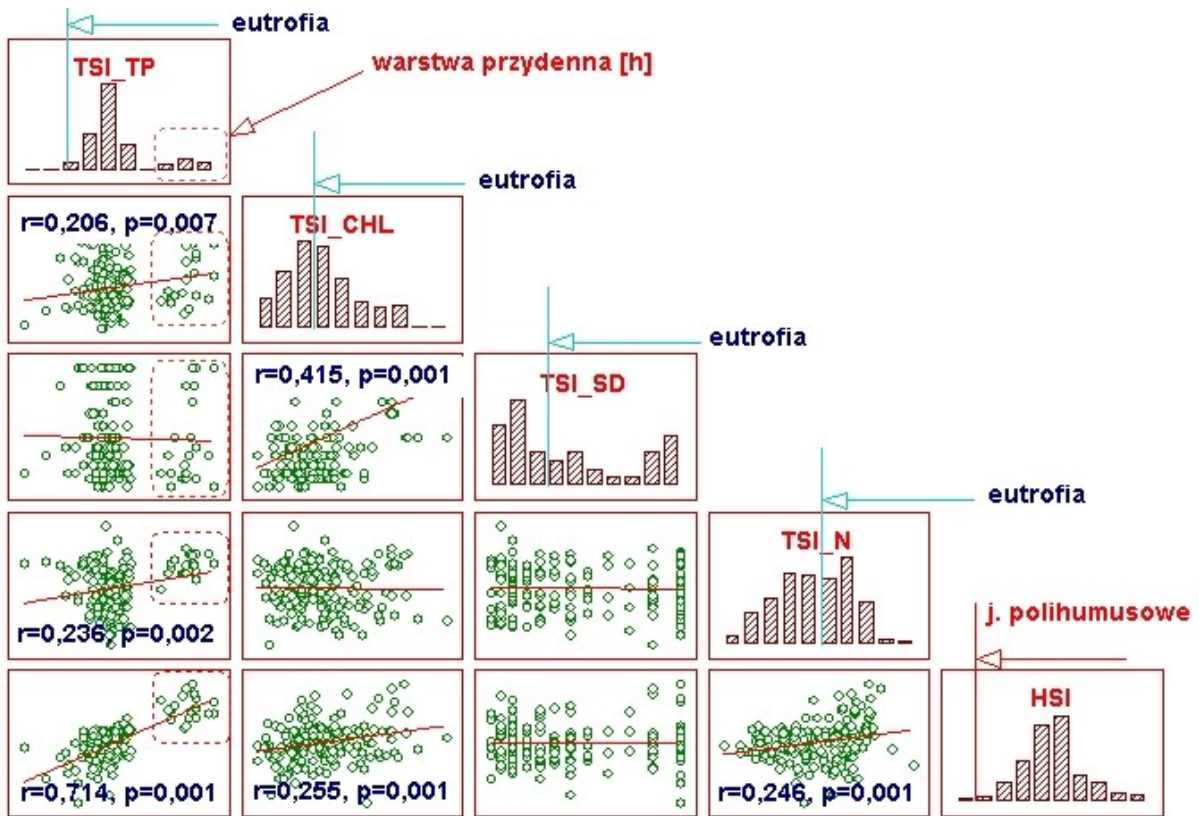
Najbardziej jednorodnym z wartością planktonowej produkcji pierwotnej (TSI_{chl}) w wodzie jeziora Pereszpa i najsilniej na nią wpływającym czynnikiem abiotycznym jest rozpuszczona materia organiczna (HSI) (Rys. 4-4). Tezę tę potwierdzają także wprost proporcjonalne zależności między wartościami wskaźników trofii (TP, TN i chl) z ilością barwnego DOC (Rys. 4-2) przy braku - stwierdzanej dość często w jeziorach harmonijnych - klasycznej już zależności pomiędzy TP i SD (Nürnberg i Shaw, 1998, Wetzel, 2001, Havens i Nürnberg, 2004).

Zwiększenie zasobów barwnego węgla organicznego (wzrost wartości HSI) w toni wodnej badanego jeziora wywołuje spadek stosunku N:P aż do wystąpienia objawów niedoboru azotu względem fosforu (Rys. 4-5), co może prowadzić do ograniczenia rozwoju obligatoryjnych fotolitoautotrofów i sprzyjać rozwojowi form miksotroficznych (Sterner i Elser, 2002). Obfitość barwnego DOC decyduje zatem nie tylko o właściwościach optycznych wody, ale również może wpływać na strukturę hydrobiontów poprzez tworzenie związków kompleksowych z biogenami (Rys. 4-2), podobnie jak w innych jeziorach humusowych (Górniak, 1996, Petrovic i Kaštelan-

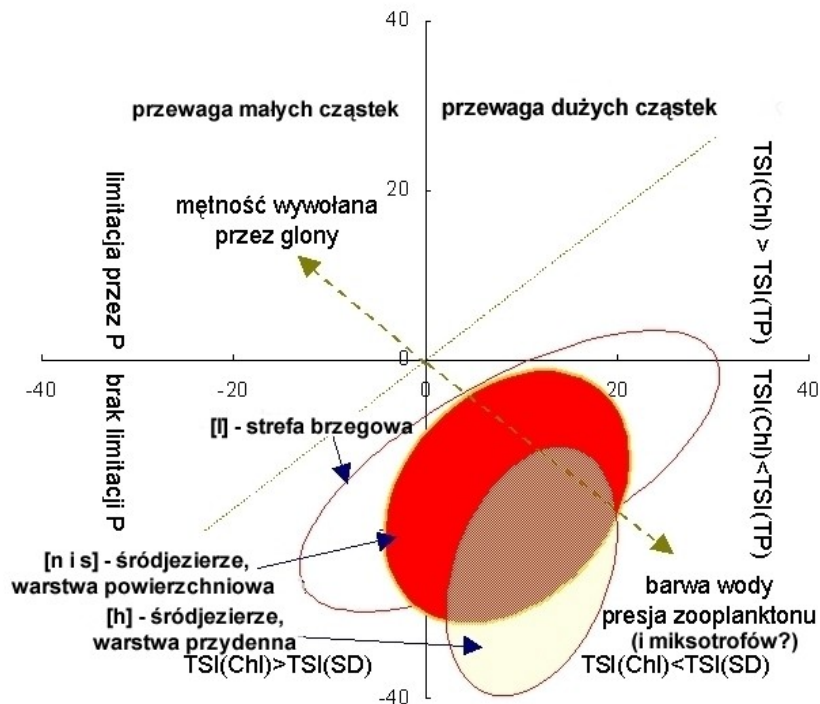
Macan, 1996, Perdue, 1998, Steinberg, 2003, Klug, 2002, Tipping, 2002, Steinberg, 2003, Wetzel, 2003).

Obniżenie wartości ilorazu N:P w wodzie jeziorowej nadmiarem węgla dostarczonego w stosunku do biogenów może z kolei być uwarunkowane okresowym zasilaniem zlewniowym późną wiosną i latem i napływem alochtonicznego DOC w warunkach tymczasowego spadku stężenia TN i TP w wodzie gruntowej (Zykubek, 2004). Nie można również wykluczyć wewnątrzjeziornego mechanizmu kompleksującego, tj. „usuwania” TP i TN z toni wodnej w połączeniach z substancją humusową (deeutrofizacja). W obu przypadkach metabolizm mikroorganizmów heterotroficznych istotnie reguluje jakość i ilość jeziorowego DOC, a także wpływa na dostępność form substancji biogenicznych (Münster, 1999) (Rys. 4-2). Wydaje się zatem, że w badanym jeziorze znaczącą rolę odgrywa tzw. pętla mikrobiologiczna (ang. *microbial loop*), tj. charakterystyczny dla jezior humusowych fragment sieci troficznej oparty o mikroorganizmy heterotroficzne (Górnjak, 1996, Hessen, 1998, Tranvik, 1998, Arvola i in., 1999), która m. in. w wyniku metabolizmu DOC (Tranvik, 1998), jak i poprzez przyżyciowe wydzielanie enzymów i metabolitów (Münster i de Haan, 1998) istotnie modyfikuje strukturę innych hydrobiontów. Głównym czynnikiem regulującym liczebność i aktywność bakterii heterotroficznych w jeziorach polihumusowych, podobnie jak w jeziorze Pereszpa (Rys. 4-3), jest presja wywoływana przez zooplankton i organizmy miksotroficzne (Sarvala i in., 1999, Jones, 2000).

Jezioro Pereszpa i, jak się wydaje, znajdujące się w strefie peryglacjalnej ostatniego zlodowacenia inne śródleśne jeziora poleskie, mimo niewielkich wartości wskaźnika rozwinięcia linii brzegowej, charakteryzują się wyraźnie zaznaczoną plamistością siedliskową. Dobrymi wskaźnikami tejże mogą być np. przestrzenne zróżnicowanie indeksów opisujących trofię (TSI_{TP} , TSI_{TN} , TSI_{SD} i TSI_{chl}) i obfitość rozpuszczonej barwnej materii organicznej (HSI). Duże wzbogacenie wód jeziora Pereszpa w rozpuszczone związki węgla organicznego sprzyja ustaleniu się cech humoeutrofii, tj. sytuacji, w której przy podwyższonym stężeniu węgla organicznego utrzymuje się w toni wodnej względnie wysokie i kontrolowane przez CDOC stężenie substancji biogenicznych.

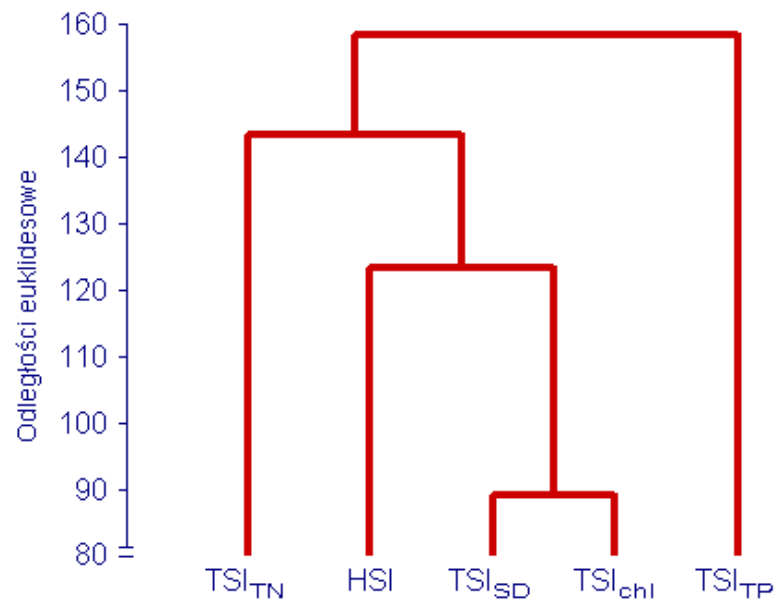


Rys. 4-2. Zależności między wartościami wskaźników TSI i HSI w wodzie jeziora Pereszpa (n=168).

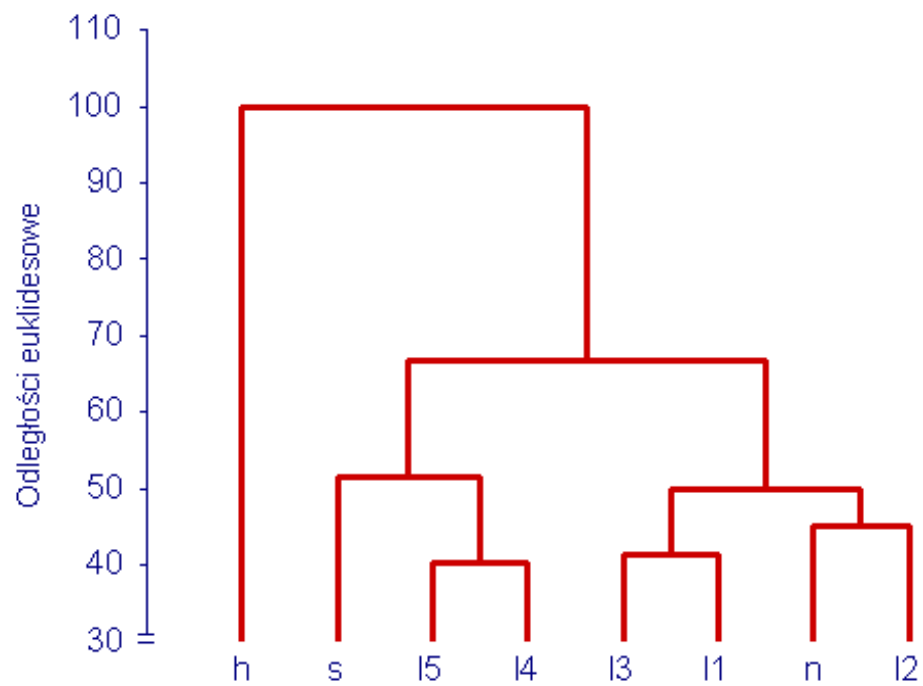


Rys. 4-3. Zakresy różnic indeksów stanu trofii (TSI) w trzech strefach jeziora Pereszpa (n=168).

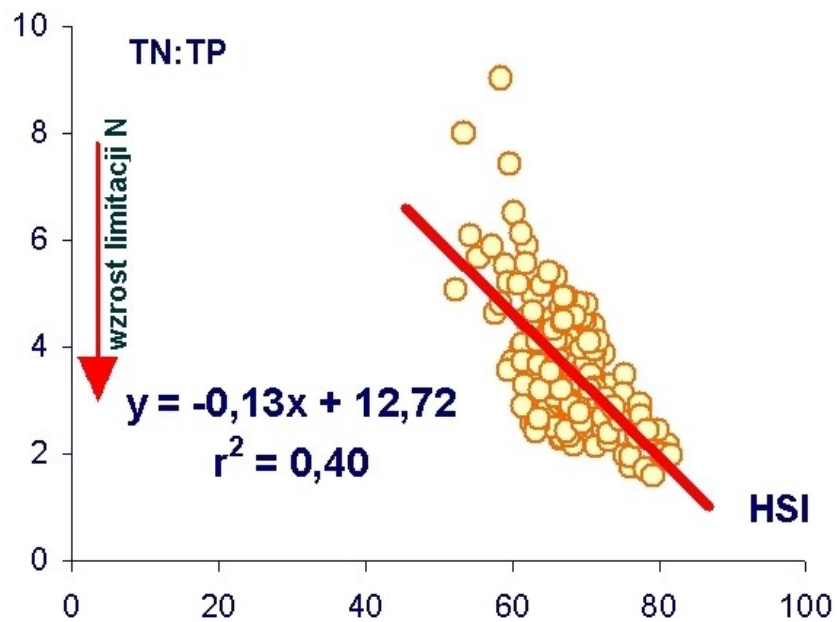
(a)



(b)



Rys. 4-4. Dendrogram podobieństwa jakości wody (a) (n=168) i stanowisk (b) (n=21) w jeziorze Pereszpa.



Rys. 4-5. Zależność między wartościami indeksu humusowego (HSI) i wartością molowego ilorazu stężeń TN:TP w wodzie jeziora Pereszpa w latach 1996-2000 (n=168).

Tab. 4-1. Stężenie TN, TP, DOC i chlorofilu a oraz charakterystyka właściwości optycznych wody jeziora Pereszpa w latach 1996-2000 (n=168).

parametr	\bar{x}	$\pm \epsilon_x$	min	max.	$\sigma(x)$	M_{med}	$\sigma^2(x)$	Q_{25}	Q_{75}
TP [$\mu\text{gP}\cdot\text{dm}^{-3}$]	224,2	10,3	74,8	982,5	133,6	184,9	17861,0	166,4	208,6
TN [$\text{mgN}\cdot\text{dm}^{-3}$]	1,4	0,8	0,27	3,21	0,44	1,3	0,6	0,7	2,1
DOC [$\text{mgC}\cdot\text{dm}^{-3}$]	13,46	0,14	9,88	19,39	1,86	13,68	3,44	11,9	14,5
a_{440} [m^{-1}]	6,8	0,2	2,23	18,35	2,66	6,28	7,1	5,14	7,72
chl [$\mu\text{g chl}\cdot\text{dm}^{-3}$]	26,1	12,9	8,0	56,9	1,0	23,1	167,1	15,8	34,8

Tab. 4-2. Macierz średnich letnich różnic TSI (Carlson 1977, Kratzer i Brezonik 1981) w odniesieniu do wskaźnika TSI_{TP} ($TSI_x - TSI_{TP}$) w wodzie jeziora Pereszpa w latach 1996-2000 (n dla każdego stanowiska wynosi 7).

		TSI_x	TSI_{TP}								
			11	N	h	12	13	S	14	15	
11	TSI_{TP}	-	74	79	91	75	73	70	74	72	
	TSI_{chl}	60	-14	-19	-31	-15	-13	-10	-14	-12	
	TSI_{TN}	57	-17	-22	-34	-18	-16	-13	-17	-15	
n	TSI_{TP}	79	5	-	-12	4	6	9	5	7	
	TSI_{chl}	64	-10	-15	-27	-11	-9	-6	-10	-8	
	TSI_{SD}	58	-16	-21	-33	-17	-15	-12	-16	-14	
12	TSI_{TP}	60	-14	-19	-31	-15	-13	-10	-14	-12	
	TSI_{chl}	75	1	-4	-16	-	2	5	1	3	
	TSI_{TN}	55	-19	-24	-36	-20	-18	-15	-19	-17	
13	TSI_{TP}	73	-1	-6	-18	-2	-	3	-1	1	
	TSI_{chl}	64	-10	-15	-27	-11	-9	-6	-10	-8	
	TSI_{TN}	57	-17	-22	-34	-18	-16	-13	-17	-15	
s	TSI_{TP}	70	-4	-9	-21	-5	-3	-	-4	-2	
	TSI_{chl}	64	-10	-15	-27	-11	-9	-6	-10	-8	
	TSI_{SD}	58	-16	-21	-33	-17	-15	-12	-16	-14	
14	TSI_{TP}	69	-5	-10	-22	-6	-4	-1	-5	-3	
	TSI_{chl}	74	0	-5	-17	-1	1	4	-	2	
	TSI_{TN}	60	-14	-19	-31	-15	-13	-10	-14	-12	
15	TSI_{TP}	72	-2	-7	-19	-3	-1	2	-2	-	
	TSI_{chl}	57	-17	-22	-34	-18	-16	-13	-17	-15	
	TSI_{TN}	61	-13	-18	-30	-14	-12	-9	-13	-11	
h	TSI_{TP}	91	17	12	-	16	18	21	17	19	
	TSI_{chl}	65	-9	-14	-26	-10	-8	-5	-9	-7	
	TSI_{TN}	71	-3	-8	-20	-4	-2	1	-3	-1	
je- zio- ro	TSI_{TP}	76	2	-3	-15	1	3	6	2	4	
	TSI_{chl}	61	-13	-18	-30	-14	-12	-9	-13	-11	
	TSI_{SD}	58	-16	-21	-33	-17	-15	-12	-16	-14	
	TSI_{TN}	61	-13	-18	-30	-14	-12	-9	-13	-11	

Tab. 4-3. Wyniki testu różnic średnich wartości TSI i HSI w wodzie jeziora Pereszpa (ANOVA, test F) w latach 1996-2000. Oznaczenia stanowisk jak na Rys. 3-1, n – $p \geq 0,05$, * – $0,05 > p \geq 0,01$, ** – $0,01 > p \geq 0,001$, *** – $p < 0,001$.

	<i>l12345nhs</i>	<i>l12345ns</i>	<i>l-nsh</i>	<i>l12345</i>	<i>l12345ns-h</i>	<i>N-S</i>	<i>N(bez h)-S</i>	<i>l-ns</i>	<i>ns-h</i>
<i>TSI_{TP}</i>	95,0***	17,6***	14,3***	0,8 ⁿ	497,6***	36,7***	7,6**	285,6***	320,36***
<i>TSI_{chl}</i>	5,4***	6,2***	7,8***	8,4***	5,8**	7,8**	4,4*	4,7**	1,26 ⁿ
<i>TSI_{TN}</i>	15,7***	13,9***	53,2***	4,2**	28,9***	2,1 ⁿ	14,7***	30,5***	12,34***
<i>HSI</i>	22,9***	12,3***	46,2***	2,4*	131,9***	22,8***	3,2 ⁿ	72,9***	84,81***
	<i>l-h</i>	<i>o-h</i>	<i>m-h</i>	<i>l12n-h</i>	<i>l34S-h</i>	<i>n-h</i>	<i>s-h</i>	<i>n-s</i>	<i>o-m</i>
<i>TSI_{TP}</i>	706,6***	142,6***	687,9***	605,4***	413,3***	497,6***	363,8***	13,4***	1,53**
<i>TSI_{chl}</i>	7,9**	5,6***	5,9*	1,8 ⁿ	9,5***	5,8**	1,5 ⁿ	0,3 ⁿ	3,07**
<i>TSI_{TN}</i>	40,9***	18,1***	39,8***	49,5***	18,9***	28,9***	0,72 ⁿ	34,8***	0,73**
<i>HSI</i>	147,2***	40,4***	109,9***	123,3***	123,6***	131,9***	83,6***	0,1 ⁿ	1,42**
	<i>l1-h</i>	<i>l2-h</i>	<i>l3-h</i>	<i>l4-h</i>	<i>l5-h</i>	<i>l12n-l5</i>	<i>l34S-l5</i>	<i>o-ns</i>	<i>m-ns</i>
<i>TSI_{TP}</i>	95,0***	414,1***	304,2***	481,9***	308,5***	1,8*	1,6 ⁿ	8,6**	15,79***
<i>TSI_{chl}</i>	5,4***	0,6 ⁿ	0,1 ⁿ	13,9***	20,5***	12,8***	11,6***	0,1 ⁿ	2,81 ⁿ
<i>TSI_{TN}</i>	15,7***	70,3***	52,1***	21,9***	22,1***	6,1**	0,1 ⁿ	30,7***	21,30***
<i>HSI</i>	22,9***	107,5***	88,3***	74,6***	143,1***	12,6***	7,5**	5,6*	1,45 ⁿ
	<i>o-n</i>	<i>o-s</i>	<i>m-n</i>	<i>m-s</i>	<i>om-l5</i>	<i>o-l5</i>	<i>m-l5</i>	<i>l1-n</i>	<i>l2-n</i>
<i>TSI_{TP}</i>	0,1 ⁿ	27,5***	1,3 ⁿ	44,9***	1,1 ⁿ	0,1 ⁿ	1,9 ⁿ	0,1 ⁿ	1,7 ⁿ
<i>TSI_{chl}</i>	0,1 ⁿ	0,1 ⁿ	2,7 ⁿ	1,2 ⁿ	7,4***	18,7***	5,2*	1,3 ⁿ	0,00 ⁿ
<i>TSI_{TN}</i>	6,15*	42,1***	2,9 ⁿ	33,5***	3,4*	7,1**	3,8*	4,9*	12,7***
<i>HSI</i>	3,5 ⁿ	4,0*	0,9 ⁿ	1,0 ⁿ	4,5**	4,0*	8,9*	2,4 ⁿ	0,24 ⁿ
	<i>l3-n</i>	<i>l4-n</i>	<i>l5-n</i>	<i>l1-s</i>	<i>l2-s</i>	<i>l3-s</i>	<i>l4-s</i>	<i>l5-s</i>	<i>l1-l2</i>
<i>TSI_{TP}</i>	0,1 ⁿ	0,2 ⁿ	0,1 ⁿ	22,2***	29,9***	14,0***	22,8***	13,1***	2,3 ⁿ
<i>TSI_{chl}</i>	0,6 ⁿ	9,7***	15,3***	0,4 ⁿ	0,2 ⁿ	2,1 ⁿ	6,9***	11,6***	1,2 ⁿ
<i>TSI_{TN}</i>	5,9*	0,1 ⁿ	0,2 ⁿ	33,4***	61,4***	44,4***	16,9***	16,8***	0,6 ⁿ
<i>HSI</i>	2,6 ⁿ	1,2 ⁿ	9,9***	3,2*	0,3 ⁿ	3,1 ⁿ	1,4 ⁿ	13,3***	2,1 ⁿ
	<i>l1-l3</i>	<i>l1-l4</i>	<i>l1-l5</i>	<i>l2-l3</i>	<i>l2-l4</i>	<i>l2-l5</i>	<i>l3-l4</i>	<i>l3-l5</i>	<i>l4-l5</i>
<i>TSI_{TP}</i>	0,2 ⁿ	1,1*	0,3 ⁿ	1,9 ⁿ	1,76 ⁿ	2,3*	0,2 ⁿ	0,1 ⁿ	0,4 ⁿ
<i>TSI_{chl}</i>	4,7*	3,2*	5,7*	0,7 ⁿ	9,4**	14,8***	28,2***	58,6***	0,3 ⁿ
<i>TSI_{TN}</i>	0,1 ⁿ	4,4*	5,3*	0,9 ⁿ	10,2**	12,1***	4,9*	6,1*	0,1 ⁿ
<i>HSI</i>	0,1 ⁿ	0,1 ⁿ	4,1*	2,1 ⁿ	0,7 ⁿ	11,7***	0,2 ⁿ	2,2 ⁿ	3,8 ⁿ

Podziękowanie

Panu prof. Andrzejowi Górniakowi dziękuję za zachętę do prowadzenia badań i cenne wskazówki przy interpretacji wyników. Pani prof. Władysławie Wojciechowskiej wdzięczny jestem za umożliwienie wykonania analiz w Katedrze Botaniki i Hydrobiologii KUL oraz wsparcie w pracy w terenie, a Wojciechowi Pęczule i Michałowi Solisowi dziękuję za pomoc w pracach terenowych i w analizach chlorofilu a. Badania były w części finansowane z grantu KBN PBZ 006-08-96.

5 Bibliografia

Arvola, L., Eloranta, P., Järvinen, M., Keskitalo, J., Holopainen, A.-L., 1999, Food webs of humic waters, [w:] J. Keskitalo, P. Eloranta (red.), Limnology of humic waters. Backhuys Publisher, Leiden, pp. 135-172.

- Canfield, D. E., Langeland, K. A., Maceina, M. J., Haller, W. T., Shireman, J. V., Jones, J. R., 1983, Trophic state classification of lakes with aquatic macrophytes, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 40, pp. 1713-1718.
- Carlson, R. E., 1977, A trophic state index for lakes, *Limnology and Oceanography*, 22, pp. 361-369.
- Carlson, R. E., Simpson, J., 1996, *Coordinator's Guide to Volunteer Lake Monitoring Methods*, North American Lake Management Society [brak miejsca wydania], p. 96.
- Eloranta, P., 1999, Humus and water physics, [w:] J. Keskiö, P. Eloranta (red.), *Limnology of humic waters*. Backhuys Publisher, Leiden, pp. 61-74.
- Furtak, T., Sobolewski, W., Turczyński, M., 1998, Charakterystyka zlewni jezior, [w:] M. Harasimiuk, Z. Michalczyk, M. Turczyński (red.), *Jeziora łączyńsko-włodawskie*, Monografia przyrodnicza, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Wydawnictwo UMCS, Lublin, pp. 73-90.
- Gerritsen, J., Carlson, R. E., Dycus, D. L., Faulkner, Ch., Gibson, G. R., Harcum, J., Markowitz, S. A., 1998, *Lake and Reservoir Bioassessment and Biocriteria*. Technical Guidance Document. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC, p. 202.
- Górniak, A. 2004, Substancje humusowe ekosystemów wód słodkich, [w:] D. Gołębiowska (red.), *Metody badań substancji humusowych ekosystemów wodnych i lądowych*, Wydawnictwo Akademii Rolniczej w Szczecinie, Szczecin, pp. 81-91.
- Górniak, A., 1994. Substancje humusowe w wodach, ich przyrodnicze i gospodarcze znaczenie, [w:] T. Wilgat (red.), *Ogólnopolski Zjazd Polskiego Towarzystwa Geograficznego. Referaty i postery*, Towarzystwo Wolnej Wszechnicy Polskiej, Lublin, pp. 78-80.
- Górniak, A., 1995, Spektrofotometryczna metoda oznaczania stężeń i jakości rozpuszczonego węgla organicznego w wodach, *Gospodarka Wodna*, 2, pp. 31-33.
- Górniak, A., 1996, Substancje humusowe i ich rola w funkcjonowaniu ekosystemów słodkowodnych, *Uniwersytet Warszawski (Dissertationes Universitatis Varsoviensis, 448)*, Filia w Białymstoku, Białystok, 1996. p. 151.
- Górniak, A., 2005, Zaawansowanie dystrofii sucharów Wigierskiego Parku Narodowego, [w:] Z. Fałtynowicz, M. Rant-Tanajewska (red.). *Materiały z sesji: 15 lat Wigierskiego Parku Narodowego*. Augustowsko-Suwalskie Towarzystwo Naukowe (Rocznik Augustowsko-Suwalski, t. IV), Suwałki, pp. 45-52.
- Górniak, A., Zieliński, P., Jekatierynczuk-Rudczyk, E., Grabowska, M., Suchowolec, T., 2002, The role of dissolved organic carbon in a shallow lowland reservoir ecosystem - a long-term study, *Acta Hydrochimica Et Hydrobiologia*, 30, pp. 179-189.
- Goslar, T., Bałaga, K., Arnold, M., Tisnerat, N., Starnawska, E., Kuźniarski, M., Chróst, L., Walanus, A., Więckowski, K., 1999, Climate-related variations in the composition of the late glacial and early Holocene sediments of Lake Perespilno (eastern Poland), *Quaternary Science Reviews*, 18, pp. 899-911.
- Håkanson, L., Boulion, V. V., 2001, Regularities in primary production, Secchi depth and fish yield and a new system to define trophic and humic state indices for lake ecosystems, *International Review of Hydrobiology*, 86, pp. 23-62.
- Håkanson, L., Boulion, V. V., 2002, The lake foodweb. Modelling predation and abiotic/biotic interactions, *Backhuys Publishers, Leiden*, p. 344.
- Harper, D., 1992, *Eutrophication of freshwaters. Principles, problems and restoration*, Chapman & Hall, London, New York, Tokyo, Melbourne, Madras, p. 321.
- Havens K. E., Nürnberg, G. K., 2004, The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes: potential influences of color and mixing regime, *Lake and Reservoir Management*, 20, pp. 188-196.
- Hermanowicz, W., Dożańska, W., Dojlido, J., Kozirowski, B., 1976, *Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków*, Wydawnictwo Arkady, Warszawa, p. 846.
- Hessen, D. O., 1998, Food webs and carbon cycling in humic lakes, [w:] D. O. Hessen, L. J. Tranvik (red.), *Aquatic Humic Substances. Ecology and Biogeochemistry*, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, pp. 285-316.
- Hillbricht-Ilkowska, A., Kostrzewska-Szlakowska, I., Wiśniewski, R. J., 1996, Zróżnicowanie troficzne jezior rzeki Krutyni (Pojezierze Mazurskie) - stan obecny, zmienność wieloletnia, zależności troficzne, *Zeszyty Naukowe PAN KN Przy Prezydium PAN „Człowiek i Środowisko”* 13, pp. 125-153.
- Hillbricht-Ilkowska, A., Wiśniewski, R. J., 1994, Zróżnicowanie troficzne jezior Suwalskiego Parku Krajobrazowego - stan obecny, zmienność wieloletnia, miejsce w klasyfikacji troficznej jezior, *Zeszyty Naukowe PAN KN Przy Prezydium PAN „Człowiek i Środowisko”*, 7, pp. 181-200.
- Jones, R. I., 2000, Mixotrophy in planktonic protists: an overview, *Freshwater Biology*, 45, pp. 219-226.
- Kajak, Z., 1979, *Eutrofizacja jezior*, PWN, Warszawa, p. 233.

- Kentzer, A., 2001, Fosfor i jego biologicznie dostępne frakcje w osadach jezior różnej trofii, Wydawnictwo UMK, Toruń, p. 111.
- Kiersztyn, B., Siuda, W., Chróst, R. J., 2002, Microbial Ecto-enzyme Activity: Useful Parameters for Characterizing the Trophic Conditions of Lakes, *Polish Journal of Environmental Studies*, 11, pp. 367-373.
- Klug, J. L., 2002, Positive and negative effects of allochthonous dissolved organic matter and inorganic nutrients on phytoplankton growth, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59, pp. 85-95.
- Kraska, M., Piotrowicz, R., Radziszewska, R., 1999, Dystrophication as the chief factor of changes in the physico-chemical properties of water and vegetation of lobelian lakes of the Bory Tucholskie National Park (NE Poland). *Acta Hydrobiologica* 41 (supp. 6), pp. 127-135.
- Kratzer, C. R., Brezonik, P. L., 1981, A Carlson-type trophic state index for nitrogen in Florida lakes. *Water Res. Bull.* 17, pp. 713-715.
- Kubiak, J., 2003, Największe dimiktyczne jeziora Pomorza Zachodniego: poziom trofii, podatność na degradację oraz warunki siedliskowe ichtiofauny Wydawnictwo AR (Rozprawy - Akademia Rolnicza w Szczecinie, nr 214), Szczecin, p. 96.
- Lean, D., 1998, Attenuation of solar radiation in humic waters, [w:] D. O. Hessen, L. J. Tranvik (red.), *Aquatic Humic Substances. Ecology and Biogeochemistry*, Springer-Verlag, Berlin, Heilderberg, pp. 109-124.
- Marszelewski, W., 2001, Jeziora Pojezierza Dobrzyńskiego, Wydawnictwo UMK, Toruń, 2001, pp. 139.
- Marszelewski, W., 2005, Zmiany warunków abiotycznych w jeziorach Polski Północno-Wschodniej, Wydawnictwo Uniwersytetu Mikołaja Kopernika, Toruń, pp. 288.
- Messyas, B., 2001, Charakterystyka struktury fykoflory jezior i stawów Wielkopolskiego Parku Narodowego, [w:] L. Burchardt (red.) *Ekosystemy wodne Wielkopolskiego Parku Narodowego*, Wydawnictwo UAM, Poznań, pp. 109-148.
- Michalczyk, Z., 1998, Stosunki wodne Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego, [w:] M. Harasimiuk, Z. Michalczyk, M. Turczyński (red.), *Jeziora łęczyńsko-włodawskie. Monografia przyrodnicza. Biblioteka Monitoringu Środowiska*, Wydawnictwo UMCS, Lublin, pp. 55-72.
- Michalczyk, Z., M. Turczyński, J. Dawidek, 1999, Charakterystyka hydrologiczna dorzecza Tarasienki, [w:] W. Wojciechowska (red.), *Ekosystemy wodne i lądowe Sobiborskiego Parku Krajobrazowego*, RW KUL, Lublin, pp. 9-66.
- Münster, U., 1999, Bioavailability of nutrients, [w:] J. Keskitalo, P. Eloranta (red.), *Limnology of humic waters*. Backhuys Publisher, Leiden, pp. 77-94.
- Münster, U., de Haan, H., 1998, The Role of Microbial Extracellular Enzymes in the Transformation of Dissolved Organic Matter in Humic Waters, [w:] D. O. Hessen, L. J. Tranvik (red.), *Aquatic Humic Substances. Ecology and Biogeochemistry*, Springer-Verlag, Berlin, Heilderberg, pp. 199-257.
- Nürnberg, G. K., Shaw, M., 1998, Productivity of clear and humic lakes: nutrients, phytoplankton, bacteria, *Hydrobiologia*, 382, pp. 97-112.
- Nusch, E. A., 1980, Comparison of different methods for chlorophyll and pheopigment determination, *Archiv Fur Hydrobiologie Beih. Ergebn. Limnol.*, 14, pp. 14-36.
- Pace, M. L., Cole, J. J., 2002, Synchronous variation of dissolved organic carbon and color in lakes, *Limnology and Oceanography* 47, pp. 333-342.
- Perdue, E. M., 1998, Chemical Composition, Structure, and Metal Binding Properties, [w:] D. O. Hessen, L. J. Tranvik (red.), *Aquatic Humic Substances. Ecology and Biogeochemistry*, Springer-Verlag, Berlin, Heilderberg, pp. 41-61.
- Petrovic, M., Kaštalan-Macan, M., 1996, The uptake of inorganic phosphorus by insoluble metal-humic complexes. *Water. Sci. Technol.* , 34, pp. 253-258.
- Sarvala, J., Kankaala, P., Zingel, P., Arvola, L., 1999, Zooplankton, [w:] J. Keskitalo, P. Eloranta (red.), *Limnology of humic waters*. Backhuys Publisher, Leiden, pp. 173-191.
- Sharpley, A. N., Hedley, M. J., Sibbesen, E., Hillbricht-Ilkowska, A., House, W. A., Ryszkowski, L., 1995, Phosphorus Transfers From Terrestrial To Aquatic Ecosystems, [w:] H. Tiessen (red.), *Phosphorus in the Global Environment - Transfers, Cycles and Management*, John Wiley & Sons Ltd, SCOPE, Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore, pp. 171-200.
- Siepak, A. Burchardt, L., 2001, Relacje między biogenami uwalniającymi się z osadów dennych a strukturą i biomasą fitoplanktonu w Jeziorze Jarosławieckim, [w:] L. Burchardt (red.) *Ekosystemy wodne Wielkopolskiego Parku Narodowego*, Wydawnictwo UAM, Poznań, pp. 243-276.
- Snucins, E., Gunn, J., 2000, Interannual variation in the thermal structure of clear and colored lakes, *Limnology and Oceanography*, 45, pp. 1639-1646.

- Stangenberg, M., 1936, Szkic limnologiczny na tle stosunków hydrochemicznych pojezierza suwalskiego: 'Suchar' i 'Jezioro' jako stadium przejściowe zanikania jezior, *Rozprawy i Sprawozdania - Instytut Badawczy Leśnictwa, Seria A*, 19, pp. 1-85.
- Steinberg, C. E. W. 2003, *Ecology of Humic Substances in Freshwaters. Determinants from Geochemistry to Ecological Niches*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, New York, p. 429.
- Sterner, R. W., Elser, J. J., 2002, *Ecological Stoichiometry: The Biology of Elements from Molecules to the Biosphere*. Princeton University Press, Princeton, Oxford, p. 439.
- Tipping, E. 2002, *Cation Binding by Humic Substances*, Cambridge University Press (Cambridge Environmental Chemistry Series, 12), Cambridge, p. 444.
- Tranvik, L. J., 1998, Degradation of dissolved organic matter in humic waters by bacteria. [w:] D. O. Hessen, L. J. Tranvik (red.), *Aquatic Humic Substances. Ecology and Biogeochemistry*, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, pp. 259-283.
- Wetzel, R. G., 2001, *Limnology. Lake and River Ecosystems*, Academic Press, San Diego, San Francisco, New York, Boston, London, Sydney, Tokio, pp. 1006.
- Wetzel, R. G., 2003, Dissolved organic carbon: detrital energetics, metabolic regulators, and drivers of ecosystem stability of aquatic ecosystems, [w:] S. E. G. Findlay, R. L. Sinsabaugh (red.), *Aquatic ecosystems. Interactivity of dissolved organic matter*, Academic Press (imprint Elsevier Science), San Diego, pp. 455-477.
- Wilgat, T., Michalczyk, Z., Turczyński, M., Wojciechowski, K. H., 1991, Jeziora Łęczyńsko-Włodawskie, *Studia Ośrodka Dokumentacji Fizjograficznej*, 19, pp. 23-140.
- Williamson, C. E., Morris, D. P., Pace, M. L., Olson, O. G., 1999, Dissolved organic carbon and nutrients as regulators of lake ecosystems: Resurrection of a more integrated paradigm, *Limnology and Oceanography*, 44, pp. 795-803.
- Wiszniewski, J., 1953, Uwagi w sprawie typologii jezior polskich, *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 1, pp. 11-23.
- Wojciechowska, W., Solis, M., 2001, Small scale distribution and composition of phytoplankton in shallow lake. *Polish Journal of Ecology*, 49, pp. 87-89.
- Wojciechowska, W., Solis, M., Pasztaleniec, A., Poniewozik, M., 2002, Summer phytoplankton composition in 26 lakes of Łęczna-Włodawa Lakeland, *Ann. Univ. Mariae Curie-Skłodowska, Sec. C*, 57, pp. 121-133.
- Zdanowski, B., 1982, Variability of nitrogen and phosphorus contents and lake eutrophication, *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 29, pp. 541-597.
- Zykubek, A., 2004, Funkcjonowanie hydrochemicznego układu zlewnia-jezioro Pereszpa na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim, [mps rozprawy doktorskiej], Uniwersytet w Białymstoku, Wydział Biologiczno-Chemiczny, Lublin-Białystok, p. 174.

Summary

The Spatial Diversity of Indexes TSI and HIS in the Small Shallow, Midforest Lake

Summer values of TSI_{TP} ($x=76$) in shallow, eutrophic midforest lake Pereszpa (Eastern Poland) were higher than indexes TSI_{chl_a} , TSI_{SD} and TSI_{TN} , whose values were respectively 61, 58 and 61 TSI. The magnitude of this difference is characteristic for many lakes on the territory of Poland. In view of HSI value, the explored lake should be classified as polihumic. It is the color of water and/or zooplankton and not the concentration TP that are the basic factors shaping the development of phytoplankton. The highest values of TSI and HSI appeared in near-bottom water, and the indexes characteristic of the surface stratum exceeded the indexes calculated for the shore zone. The presence of color DOC (CDOC) in the water of lake Pereszpa crucially influences the structure of the phytoplankton by creating complex compounds with biogenes. Simultaneously with the increase of the HSI index value there appears the decrease of the relation N:P, up to the symptoms of nitrogen shortage in relation to phosphorus.