



# **Wpływ czasu trwania letniej stratyfikacji termicznej na stężenie substancji biogenych w wodach jezior**

*Paweł Biedka*  
*Politechnika Białostocka*

## **1. Wstęp**

Tematyka szeroko rozumianych zmian składu chemicznego wód powierzchniowych wynikających z różnych czynników, zarówno naturalnych jak i antropogenicznych, jest ważna z punktu widzenia poprawy jakości i utrzymania dobrego stanu zasobów wodnych i dlatego jest przedmiotem wielu badań prowadzonych zarówno w Polsce, jak i na Świecie. Spośród krajowych ośrodków prowadzących od wielu lat badania w tym zakresie wymienić można m.in. Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu [7,8,14,16–19] oraz wiele innych instytucji naukowych [3,4,9,10,15]. Nawiązując do problemu ochrony wód przed zanieczyszczeniem, szczególną uwagę należy zwrócić na problem edukacji ekologicznej, opartej na rzetelnej wiedzy, i konieczności jej wprowadzania na wszystkich etapach edukacji młodych pokoleń, gdyż tylko wtedy istnieje możliwość osiągnięcia odpowiedniego poziomu kultury zachowań społeczeństwa wobec środowiska i umożliwi jego skuteczną ochronę [11–13,21].

Jednym z najważniejszych elementów środowiska są zasoby wodne [5]. Jeziora, z uwagi na swój charakter i specyfikę zachodzących w nich zjawisk, są czułymi ekosystemami, w których zmiany czynników zewnętrznych mogą skutkować wyraźnymi zmianami m.in. jakości ich wód.

Spośród szeregu czynników, których wypadkowa objawia się aktualnym stanem troficznym jezior, oprócz konkretnych ładunków bioge-

nów wyróżnić należy czynniki nie związane bezpośrednio z dostawą azotu i fosforu do zbiorników, ale pośrednio oddziałujących na jakość wód i obserwowane skutki wzrostu żyzności zbiorników wód stojących. Z uwagi na cechy charakterystyczne jezior, między innymi wytwarzającą się latem stratyfikację termiczną, w niektórych typach zbiorników cechy te mogą mieć duże znaczenie w kształtowaniu procesów zachodzących w wodach, co przekłada się na obserwowane wartości wskaźników charakteryzujących stan troficzny i ogólnie jakość tych wód.

W niniejszym opracowaniu podjęto próbę określenia w jakim stopniu na jakość wód jezior i mierzone wartości podstawowych wskaźników fizyczno-chemicznych może wpływać czas trwania stratyfikacji termicznej, który jak wiadomo może się zmieniać w kolejnych latach, w zależności od panujących warunków klimatycznych. Badaniem objęto cztery jeziora Pojezierza Suwalsko-Augustowskiego [6], tj. Necko, Rospudę Augustowską, Białe Augustowskie i Studzieniczne. Do realizacji tematu wykorzystano opracowany przez autora model eutrofizacji jezior [2], zdefiniowany w programie WASP (Water Analysis Simulation Program) opracowanym przez Amerykańską Agencję Ochrony Środowiska (US EPA).

## **2. Przedmiot badań**

Jeziora Necko, Rospuda Augustowska, Białe Augustowskie, Studzieniczne położone są w województwie podlaskim, powiecie augustowskim, w bezpośrednim sąsiedztwie ponad 30 tysięcznego miasta Augustowa. Zlewnia całkowita systemu jezior obejmuje większą część powierzchni dorzecza rzeki Rospudy-Netty – największego ciek wodnego w zlewni [1]. Do pozostałych dopływów zaliczyć należy rzekę Kamienny Bród – dopływ do jeziora Necko, i Kanał Augustowski – dopływ do Jeziora Studzienicznego. Ze względu na obecność wymienionych cieków jeziora mają charakter przepływowy. Podstawowe wielkości morfometryczne zbiorników zamieszczono w tabeli 1.

Trzy jeziora o największej głębokości maksymalnej są jeziorami w pełni stratyfikowanymi, stratyfikacja jeziora Rospuda Augustowska zależy od warunków klimatycznych w danym roku, tj. temperatury powietrza i wynikającej z nich temperatury wody jeziora i dopływu – rzeki Rospudy. Częściowa stratyfikacja wykształca się w krótszym okresie

czasu niż w pozostałych jeziorach i w niektórych latach zanika jeszcze w miesiącach letnich. Przykładowy zasięg występowania warstw limnetycznych w wybranych latach przedstawiono w tabeli 2. Wartości wyznaczono na podstawie pomiarów temperatury prowadzonych na przełomie sierpnia i września.

**Tabela 1.** Wybrane wielkości morfometryczne jezior

**Table 1.** The selected morphometric parameters of analyzed lakes

Jezioro	Objętość [tys. m <sup>3</sup> ]	Powierzchnia [ha]	Głębokość maksymalna [m]
Necko	40564,4	400,0	25,0
Rospuda Augustowska	5383,1	104,0	10,5
Białe Augustowskie	41716,5	476,6	30,0
Studzieniczne	22073,6	250,1	30,5

źródło: materiały Instytutu Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

**Tabela 2.** Zasięg warstw limnetycznych jezior

**Table 2.** The extent of limnetic layers in analyzed lakes

Jezioro	Rok badań	Średni zasięg górnej granicy metalimnionu [m]	Średni zasięg dolnej granicy metalimnionu [m]
Necko	1998	10,1	12,6
	1999	5,5	8
	2000	6,8	10,6
Rospuda Augustowska	1998	n.s.	n.s.
	1999	5,2	-
	2000	5,9	-
Białe Augustowskie	1998	9,1	11,9
	1999	5,8	8,9
	2000	5,2	9,7
Studzieniczne	1998	7,9	11,1
	1999	6,2	10,1
	2000	5,6	10,2

źródło: opracowanie własne (n.s. – nie stratyfikowane)

Biorąc pod uwagę stężenie substancji biogennych, chlorofilu a oraz deficyty tlenowe w warstwach naddennych, jeziora można zaliczyć do eutroficznych. Ze względu na brak obciążenia jezior ładunkami zanieczyszczeń pochodzącymi ze ścieków, czynnikiem decydującym o trofii są dopływy, źródła obszarowe oraz zasilanie wewnętrzne.

### 3. Metodyka

Przeprowadzone prognozy zmian jakości wód jezior wykonane zostały w oparciu o model zdefiniowany w danych wejściowych do programu USEPA WASP 7.2. przy uwzględnieniu możliwie najbardziej przybliżonych do rzeczywistych ładunków biogenów dopływających do jezior oraz pozostałych czynników wpływających na jakość wód. W modelu uwzględniono następujące procesy zachodzące w wodach jezior:

– Cykl przemian związków fosforu, uwzględniający jego formę rozpuszczoną, organiczną i organiczną fitoplanktonową. W cyklu fosforowym uwzględniono następujące procesy: rozwój fitoplanktonu, śmiertelność fitoplanktonu, mineralizację substancji organicznej, sorpcję fosforu nieorganicznego na cząstkach stałych (zawiesiny), sedymentację.

– Cykl przemian związków azotu. Uwzględnione w modelu formy azotu to: azot organiczny, azot organiczny fitoplanktonowy, azot amonowy i azotanowy (V). W cyklu azotowym, podobnie jak w fosforowym, uwzględniono: rozwój fitoplanktonu, śmiertelność fitoplanktonu, mineralizację substancji organicznej, sedymentację, nityfikację i denityfikację.

– Bilans tlenu rozpuszczonego, w którym uwzględnia się przemiany fitoplanktonowego węgla organicznego, azotu amonowego i azotanowego (V), biochemicznego (węglowego) zapotrzebowania na tlen oraz proces reaeracji. Opisane matematycznie i wykorzystane w obliczeniach procesy to: reaeracja, biochemiczne utlenianie substancji organicznej w toni wodnej (BZT), nityfikacja, denityfikacja, sedymentacja, rozwój i śmiertelność fitoplanktonu.

– Interakcje segmentów podpowierzchniowych z osadami dennymi. Interakcje te zdefiniowano w postaci łamanych funkcji czasowych oszacowanych w procesie kalibracji modelu, uwzględniających zużycie tlenu do mineralizacji osadów dennych, uwalnianie azotu amonowego i fosforu fosforanowego (V) w wyniku mineralizacji osadów [20,22].

Model opracowano głównie na podstawie danych empirycznych będących wynikiem prowadzonych badań własnych, a także danych dostępnych w materiałach publikowanych przez IMiGW i WIOŚ i wniosków uzyskanych w wyniku kalibracji modelu. Kalibrację przeprowadzono dla okresu jednego roku: od 01 maja 2006 do 30 kwietnia 2007, na drugim stopniu złożoności procesu eutrofizacji w module EUTRO, tj. modelu złożonej eutrofizacji. Stopień ten umożliwia prognozowanie stężenia azotu amonowego, azotanowego (V) i organicznego, fosforu fosforanowego (V) i organicznego, tlenu rozpuszczonego i biochemicznego węglowego zapotrzebowania na tlen oraz chlorofilu a. W tym samym okresie wykonano badania wód jezior i wód dopływów w miesięcznych odstępach i porównano z danymi generowanymi przez model. W przypadku większości rozpatrywanych wskaźników między tymi wartościami stwierdzono statystycznie istotne zależności [2].

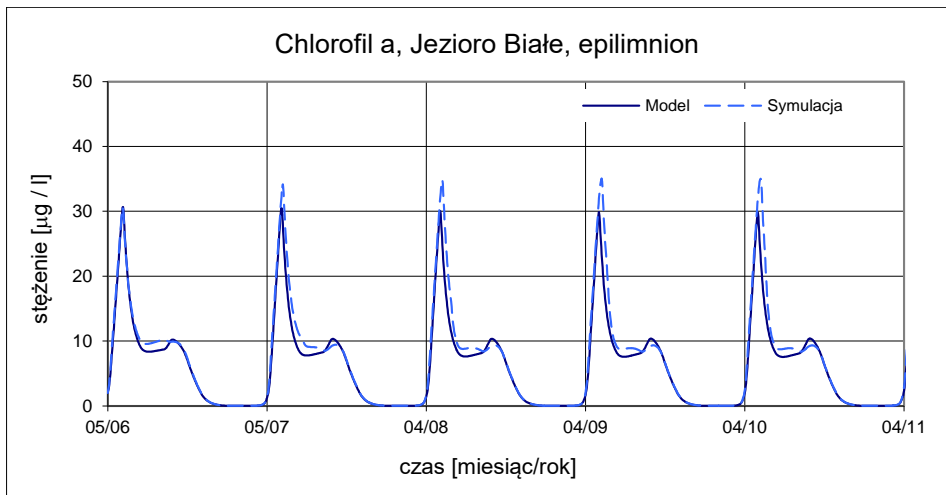
Opracowany model wykorzystano do przeprowadzenia szeregu symulacji uwzględniających zmiany czynników determinujących jakość wód i przebieg zjawisk związanych z eutrofizacją. W niniejszej pracy zaprezentowano wyniki prognoz uwzględniających wydłużenie i skrócenie o jeden miesiąc czasu utrzymywania się stratyfikacji termicznej. Zmiany zasymulowano na początku sezonu, czyli w okresie wiosennym, przyjmując, że stratyfikacja pojawia się o jeden miesiąc wcześniej lub później w stosunku do warunków termicznych obserwowanych w roku 2006 i 2007. W symulacji nie uwzględniono potencjalnych zmian temperatury wody, z których w praktyce wynikałyby czas utrzymywania się stratyfikacji. Powodem są założenia przyjęte przy tworzeniu modelu, według których temperaturę wody oraz okres trwania stratyfikacji podawano w formie funkcji czasowych definiowanych na podstawie wykonanych pomiarów, a nie modelowano na podstawie zmian temperatury powietrza.

#### **4. Omówienie wyników badań**

Przeprowadzone symulacje pozwoliły na prognozę zmian stężenia między innymi fosforu całkowitego, fosforanów (V), azotu całkowitego, azotanów (V), azotu amonowego oraz chlorofilu a w wodach jezior, przy założonej zmianie czasu trwania uwarstwienia termicznego. Z uwagi na eutroficzny charakter zbiorników oraz deficyty tlenowe w warstwach naddennyh, długość okresu z utrzymującą się stratyfikacją może wywie-

rać potencjalny wpływ na stężenie biogenów oraz rozwój fitoplanktonu, szczególnie w tych akwenach, gdzie zasilanie wewnętrzne stanowi ważne źródło azotu i fosforu.

Zmiany stężenia chlorofilu a wywołane wydłużeniem czasu trwania stratyfikacji o miesiąc widoczne były najlepiej w jeziorze Białym Augustowskim. Na Rysunku 1. zaprezentowano wyniki symulacji w pięciu kolejnych latach, w porównaniu do wartości generowanych przez skalibrowany model. Zmianie uległo maksymalne stężenie, które na początku sezonu letniego osiągało w modelu wartość ok.  $30 \text{ mg/m}^3$ , natomiast w symulacji wzrosło z 30 do ok.  $35 \text{ mg/m}^3$  w piątym roku prognozy. Średnia uległa niewielkiej zmianie, z ok.  $6,3$  w modelu do  $6,7 \text{ mg/m}^3$  w pierwszym roku symulacji. Zmiany maksymalnego rocznego oraz średniego rocznego stężenia chlorofilu a w pozostałych jeziorach przedstawiono w tabeli 3 i 4.



**Rys. 1.** Zmiany stężenia chlorofilu a w epilimnionie jeziora Białego Augustowskiego wskutek wydłużenia o miesiąc czasu trwania stratyfikacji termicznej

**Fig. 1.** Changes of chlorophyll a concentration in epilimnion of Białe Augustowskie lake caused by elongation the stratification time by one month

(źródło: opracowanie własne)

**Tabela 3.** Zmiany maksymalnego rocznego stężenia chlorofilu a [ $\text{mg}/\text{m}^3$ ] wskutek wydłużenia o miesiąc czasu trwania stratyfikacji termicznej  
**Table 3.** Changes of annual maximum chlorophyll a concentration [ $\text{mg}/\text{m}^3$ ] in lakes caused by elongation the stratification time by one month

Model				
Rok symulacji	Studzieniczne epilimnion	Białe epilimnion	Rospuda epilimnion	Necko epilimnion
2006	29,50	30,69	65,86	41,32
2007	27,01	30,52	66,08	43,67
2008	26,58	30,04	66,09	43,69
2009	26,52	29,88	66,10	43,68
2010	26,50	29,81	66,10	43,67
Symulacja				
Rok symulacji	Studzieniczne epilimnion	Białe epilimnion	Rospuda epilimnion	Necko epilimnion
2006	29,30	30,64	69,51	39,71
2007	27,63	34,15	70,00	43,96
2008	27,47	34,87	70,01	44,51
2009	27,40	35,07	70,01	44,66
2010	27,40	35,03	70,02	44,73

(źródło: opracowanie własne)

Maksymalne roczne stężenie substancji biogenych dostępnych dla roślin (obserwowane w okresie wymieszania wiosennego), limitujące wiosenny rozwój fitoplanktonu, uległo podwyższeniu, ale nie jednakowo w przypadku fosforu i azotu. Wzrost stężenia fosforanów (V) miał miejsce w jeziorze Białym i Rospudzie, natomiast niewielkie podwyższenie stężenia azotanów nastąpiło w jeziorze Białym i Studzienicznym. Różnice te mają związek ze zmianą czynnika limitującego produkcję biomasy fitoplanktonu, przy założeniach przyjętych w symulacji.

**Tabela 4.** Zmiany średniego rocznego stężenia chlorofilu a [ $\text{mg}/\text{m}^3$ ] wskutek wydłużenia o miesiąc czasu trwania stratyfikacji termicznej

**Table 4.** Changes of annual average chlorophyll a concentration [ $\text{mg}/\text{m}^3$ ] in lakes caused by elongation the stratification time by one month

Model				
Rok symulacji	Studzienne epilimnion	Białe epilimnion	Rospuda epilimnion	Necko epilimnion
2006	6,29	6,35	13,50	9,58
2007	6,42	6,06	13,59	10,08
2008	6,37	5,98	13,60	10,08
2009	6,37	5,96	13,60	10,08
2010	6,37	5,96	13,60	10,08
Symulacja				
Rok symulacji	Studzienne epilimnion	Białe epilimnion	Rospuda epilimnion	Necko epilimnion
2006	6,49	6,71	14,86	10,12
2007	6,83	6,80	15,01	10,82
2008	6,85	6,78	15,01	10,90
2009	6,86	6,78	15,02	10,92
2010	6,87	6,78	15,02	10,93

(źródło: opracowanie własne)

Wybrane zmiany stężenia związków biogenych w wodach jezior w omawianej symulacji zaprezentowano w tabelach 5, 6.

Różnice w stężeniu mineralnych form azotu i fosforu między modelem, a symulacją w hypolimnionach jezior dotyczą zarówno zwiększonego maksymalnego stężenia w czasie stratyfikacji, jak i wydłużonego czasu obserwacji tego stężenia. W sumie przekłada się to na większy ładunek N i P, którego źródłem jest zasilenie wewnętrzne. Przykładowe zmiany stężenia azotu amonowego i fosforu fosforanowego (V) w hypolimnionach jezior znajdują się na rysunkach 2, 3.



**Tabela 5.** Zmiany maksymalnego rocznego stężenia fosforu fosforanowego (V) [mg PO<sub>4</sub>/dm<sup>3</sup>] wskutek wydłużenia o miesiąc czasu trwania stratyfikacji termicznej

**Table 5.** Changes of annual maximum orthophosphate concentration in epilimnion of lakes caused by elongation the stratification time by one month

Model				
Rok symulacji	Studzieniczne epilimnion	Białe epilimnion	Rospuda epilimnion	Necko epilimnion
2006	0,05	0,04	0,17	0,07
2007	0,05	0,04	0,17	0,08
2008	0,05	0,04	0,17	0,08
2009	0,05	0,04	0,17	0,08
2010	0,05	0,04	0,17	0,08
Symulacja				
Rok symulacji	Studzieniczne epilimnion	Białe epilimnion	Rospuda epilimnion	Necko epilimnion
2006	0,05	0,05	0,22	0,08
2007	0,05	0,05	0,22	0,08
2008	0,05	0,06	0,22	0,08
2009	0,05	0,06	0,22	0,08
2010	0,05	0,06	0,22	0,08

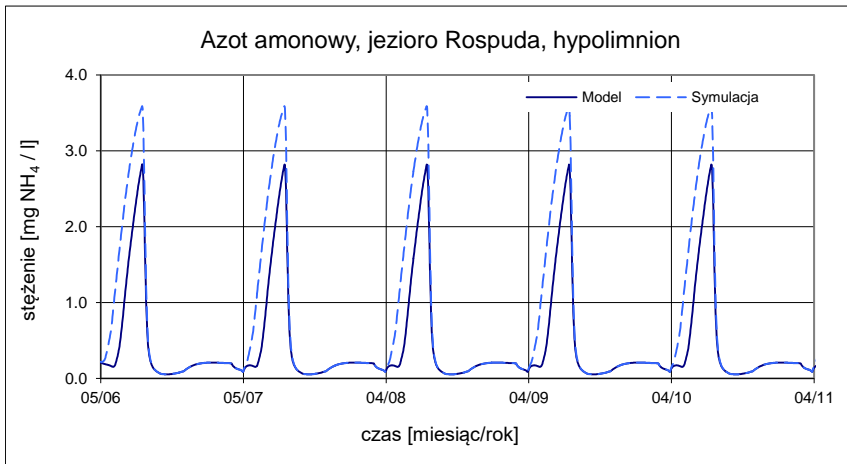
(źródło: opracowanie własne)

**Tabela 6.** Zmiany maksymalnego rocznego stężenia azotu azotanowego (V) [mg NO<sub>3</sub>/dm<sup>3</sup>] wskutek wydłużenia o miesiąc czasu trwania stratyfikacji termicznej

**Table 6.** Changes of annual maximum nitrate concentration in epilimnion of lakes caused by elongation the stratification time by one month

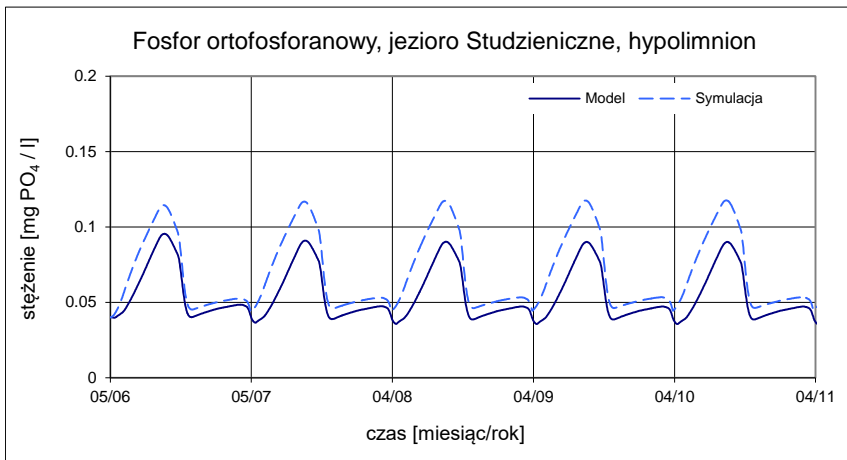
Model				
Rok symulacji	Studzienne epilimnion	Białe epilimnion	Rospuda epilimnion	Necko epilimnion
2006	0,21	0,24	1,82	1,49
2007	0,20	0,24	1,82	1,51
2008	0,20	0,23	1,82	1,52
2009	0,20	0,23	1,82	1,52
2010	0,20	0,23	1,82	1,52
Symulacja				
Rok symulacji	Studzienne epilimnion	Białe epilimnion	Rospuda epilimnion	Necko epilimnion
2006	0,22	0,27	1,82	1,53
2007	0,22	0,27	1,82	1,55
2008	0,22	0,26	1,82	1,55
2009	0,22	0,26	1,82	1,55
2010	0,22	0,26	1,82	1,55

(źródło: opracowanie własne)



**Rys. 2.** Zmiany stężenia azotu amonowego w hypolimnionie jeziora Rospuda Augustowska wskutek wydłużenia o miesiąc czasu trwania stratyfikacji termicznej (źródło: opracowanie własne)

**Fig. 2.** Changes of ammonium nitrogen concentration in hypolimnion of Rospuda Augustowska lake caused by elongation the stratification time by one month



**Rys. 3.** Zmiany stężenia fosforu fosforanowego (V) w hypolimnionie jeziora Studzieniczne wskutek wydłużenia o miesiąc czasu trwania stratyfikacji termicznej (źródło: opracowanie własne)

**Fig. 3.** Changes of orthophosphate concentration in hypolimnion of Studzieniczne lake caused by elongation the stratification time by one month

Druga symulacja przeprowadzona w ramach niniejszego opracowania dotyczyła skrócenia czasu trwania stratyfikacji termicznej, Zgodnie z oczekiwaniami, zmiana ta skutkowała obniżeniem wartości ładunków azotu i fosforu, których źródłem jest zasilanie wewnętrzne, jednak wynikające z tego obniżenie maksymalnych wartości stężenia chlorofilu a nie było tak widoczne, jak wzrost w poprzedniej symulacji (tabela 7). Powodem tego jest fakt, iż zasilanie wewnętrzne jest ważniejszym źródłem fosforu niż azotu w wodach omawianych jezior, a proporcjonalna zmiana ładunku tych substancji wywołuje zmianę czynnika limitującego rozwój fitoplanktonu (w skalibrowanym modelu jest nim fosfor).

**Tabela 7.** Zmiany maksymalnego rocznego stężenia chlorofilu a [ $\text{mg}/\text{m}^3$ ] wskutek skrócenia o miesiąc czasu trwania stratyfikacji termicznej.

**Table 7.** Changes of annual maximum chlorophyll a concentration [ $\text{mg}/\text{m}^3$ ] in lakes caused by shortening the stratification time by one month

Model				
Rok symulacji	Studzienne epilimnion	Białe epilimnion	Rospuda epilimnion	Necko epilimnion
2006	29,50	30,69	65,86	41,32
2007	27,01	30,52	66,08	43,67
2008	26,58	30,04	66,09	43,69
2009	26,52	29,88	66,10	43,68
2010	26,50	29,81	66,10	43,67
Symulacja				
Rok symulacji	Studzienne epilimnion	Białe epilimnion	Rospuda epilimnion	Necko epilimnion
2006	29,49	30,68	64,37	41,24
2007	25,70	27,93	64,62	42,75
2008	25,04	26,69	64,65	42,61
2009	24,96	26,34	64,65	42,57
2010	24,96	26,22	64,66	42,56

(źródło: opracowanie własne)

Większe zmiany dotyczyły średniego rocznego stężenia chlorofilu a, Obniżenie nie przekraczało 5% w jeziorach Studzienicznym, Necku i Rospudzie, w jeziorze Białym dochodziło do 17%.

Z uwagi na analogiczny w porównaniu do poprzedniej symulacji przebieg zmian stężenia związków azotu i fosforu, zrezygnowano z ich zamieszczenia w opracowaniu.

## 5. Podsumowanie i wnioski

Tworząca się w dostatecznie głębokich jeziorach klimatu umiarkowanego letnia stratyfikacja termiczna w znacznym stopniu przyczynia się do kształtowania zjawisk zachodzących w wodach jezior. Szczególnie w jeziorach eutroficznych, z deficytami tlenowymi w warstwach przydennych, ma wpływ na zwiększenie ładunków biogenów trafiających do wód, skutkujące negatywnymi objawami wzrostu ich trofii.

W zależności od średnich temperatur obserwowanych w różnych latach, stratyfikacja może pojawiać się wcześniej lub później, a w jeziorach o niewielkiej głębokości może się wykształcać lub nie.

Omówione w ramach niniejszej pracy symulacje wskazują na to, iż w niektórych przypadkach zmiany czasu trwania okresu, w którym wykształcają się warstwy limnetyczne w jeziorze, mogą skutkować zmianą wartości wskaźników jakości wody związanych z eutrofizacją, przy założeniu niezmienności pozostałych czynników.

Przedłużenie lub skrócenie okresu, w którym wody hypolimnionu pozbawione są źródeł tlenu wiąże się bezpośrednio z intensywnością zasilania wewnętrznego jezior w biogeny, a w jeziorach, w których to źródło ma istotny wpływ na eutrofizację, wydłużenie czasu o miesiąc, może powodować wzrost maksymalnego rocznego stężenia chlorofilu a (w jeziorze Białym Augustowskim o 17%) a także stężenia średniego rocznego. Podwyższeniu ulegają również wartości stężenia mineralnych form azotu i fosforu oraz fosforu i azotu całkowitego. W jeziorach, w których głównym źródłem biogenów są dopływy (np. omawiane w niniejszym opracowaniu jezioro Necko), długość okresu z wykształconymi warstwami limnetycznymi w mniejszym stopniu wpływała na wielkości wymienionych wskaźników.

## Literatura

1. *Atlas podziału hydrograficznego Polski, Cz. 2: Zestawienia zlewni*. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Warszawa 2005.
2. **Biedka P.:** *Model of water eutrophication in lakes : Studzieniczne, Biale Augustowskie, Rospuda Augustowska and Necko*, w: Water protection systems in agricultural and industrial regions – selected problems, Polish Journal of Environmental Studies – Series of Monographs, vol. 3, HARD Publishing Company, 5–11 Olsztyn 2009.
3. **Budzińska K., Jurek A., Szejniuk B., Woroński G.:** *Skuteczność usuwania zanieczyszczeń bakteriologicznych w procesach oczyszczania ścieków z zastosowaniem stawów biologicznych*, Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection), 13, 1519–1530 (2011).
4. **Czerniawski R., Domagała J., Pilecka-Rapacz M., Krepski T.:** *Wpływ małej zapory na zmiany składu ichtiofauny w cieku Sitna w ciągu 9 lat (otulina Drawieńskiego Parku Narodowego)*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection) 12, 235–247 (2010).
5. **Gromiec M., Winnicki T.:** *Projekt polityki wodnej państwa a diagnoza stanu gospodarki wodnej*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection) 13, 283–302 (2011).
6. **Kondracki J.:** *Geografia regionalna Polski*, PWN, Warszawa 2000.
7. **Korytowski M.:** *Charakterystyka śródlęśnych oczek wodnych na terenie leśnego zakładu doświadczalnego Siemianice* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection) 13, 1847–1864 (2011).
8. **Korytowski M., Szafrąński Cz.:** *Zmiany zapasów wody w latach o różnych sumach opadów, w śródlęśnych oczkach wodnych, na przykładzie Leśnictw Wielisławice i Laski*. Rocznik Ochrona Środowiska, (Annual Set The Environment Protection) 15, 1567–1579 (2013).
9. **Kuliński K., Maciejewska A., Dzierzbicka-Głowacka L., Pempkowiak J.:** *Parameterisation of a zero-dimensional Pelagic Detritus Model, Gdańsk Deep, Baltic Sea*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection) 13, 187–206 (2011).
10. **Lampart-Kaluźniacka M., Wojcieszonek A., Piłkuła K.:** *Ocena stanu ekologicznego wód rzeki Regi na odcinku w obszarze miasta Gryfice* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection) 14, 437–446 (2012).
11. **Piecuch I., Hewelt G.:** *Environmental Education – First Knowledge and Then the Habit of Environment Protection*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection) 15, 136–150 (2013).

12. **Piecuch I., Piecuch T.:** *Environmental Education and Its Social Effects*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection) 15, 192–212 (2013).
13. **Piecuch I., Piecuch T.:** *Nauczanie o środowisku – nigdy nie jest za wcześnie i nigdy nie jest za późno*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection) 13, 711–722 (2011).
14. **Przybyła Cz., Zbierska A., Dwornikowska Ż.:** *Ocena zmian jakości wody w wybranych jeziorach Pojezierza Poznańskiego w latach 2004–2009*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection) 13, 723–746 (2011).
15. **Sługocki Ł., Czerniawski R., Domagała J., Krepski T., Pilecka-Rapacz M.:** *Zooplankton of Three Suburban Lakes in Relation to Selected Abiotic Conditions*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection) 14, 146–160 (2012).
16. **Sojka M.:** *Ocena możliwości zastosowania modelu AGNPS do szacowania ładunków azotu i fosforu wymywanych ze zlewni rolniczych*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection) 14, 856–865 (2012).
17. **Sojka M., Siepak M., Gnojska E.:** *Ocena zawartości metali ciężkich w osadach dennych wstępnej części zbiornika retencyjnego Stare Miasto na rzece Powie*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection) 15, 1916–1928 (2013).
18. **Stasik R.:** *Stany wód i ich amplitudy w ciekach w małych zlewniach leśnych w roku wilgotnym na przykładzie zlewni Rowu Rakowskiego*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection) 13, 1951–1964 (2011).
19. **Stasik R., Szafrąński Cz., Korytowski M., Liberacki D.:** *Kształtowanie się zasobów wodnych w małych zlewniach leśnych na obszarze Wielkopolski*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection) 13, 1679–1696 (2011).
20. Water Quality Analysis Simulation Program (WASP) Version 7.1., Release Notes: 2/7/2006, Watershed and Water Quality Modeling Technical Support Center US EPA, Office of Research Development National Exposure Research Laboratory Ecosystems Research Division, Athens, GA, 2006.
21. **Wiater J.:** *Ocena świadomości ekologicznej gminy Choroszcz*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection) 13, 653–680 (2011).
22. **Wool T. A., Ambrose R. B., Martin J. L.:** *The Water Analysis Simulation Program*. User Documentation for Version 6.0, USEPA Reg. 4, Atlanta, 2001.

## **The Effect of Changes in the Thermal Stratification Time on the Eutrophication Processes in Lakes**

### **Abstract**

In this study, the effect of changes in the thermal stratification time of lakes on the eutrophication processes was determined. The study included four lakes of Suwalsko-Augustowskie Lake District, i.e. Necko, Rospuda Augustowska, Białe Augustowskie i Studzieniczne, which are localized in north-eastern Poland. In investigation the model of lakes eutrophication, defined in the WASP (Water Analysis Simulation Program) and developed by the U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA) was used.

Model was developed for the one-year period from 1 May 2006 till 30 April 2007, on the second level of complexity of the eutrophication process in EUTRO module. This allows the prediction of the concentration of: ammonia nitrogen, nitrate (V) nitrogen, organic nitrogen as well as phosphate phosphorus (V), the organic phosphorus concentration, dissolved oxygen, carbon biochemical oxygen demand and chlorophyll a.

Then, the model was used to simulate taking into account the changes of factors, which determine the quality of water and processes progress associated with eutrophication. This paper presents the results of prognoses taking into account the extension and shortening the time of thermal stratification in analyzed lakes by one month. Simulations started up at the beginning of the spring season. It was assumed that stratification occurs one month earlier or later in comparison to thermal conditions observed in 2006 and 2007.

The simulation indicates that, in some cases, small changes in the time of stratification may result in a noticeable change in the value of water quality indicators connected with eutrophication.

In eutrophic lakes, extend or shortening period in which the hypolimnion water are deoxygenated is directly related to the intensity of the internal nutrients loads. In this case, the extend the period by one month caused the increase of maximal forecasted annual chlorophyll a concentration (in the Białe Augustowskie Lake by 17%). The increase of concentration nitrogen and phosphorus components was also noted. In the lakes, in which the main nutrient source are inflows (for example Rospuda Augustowska and Necko) the length of period with the limnetic layers has a less impact on mentioned indicators.

**Słowa kluczowe:** stratyfikacja termiczna, jakość wód jezior, WASP

**Key words:** thermal stratification, water quality of lakes, WASP