

Wpływ inaktywacji fosforanów w wodzie i osadach dennych zbiorników eutroficznych przy pomocy modyfikowanej gliny bentonitowej na masowe występowanie cyjanobakterii i zmianę parametrów fizykochemicznych.

Marcin J. Marcinkowski¹ Justyna Kobos²

¹ „Eko!” Sp. z o.o. ul. Równa 2, 80-067 Gdańsk
Tel. (58) 3208020; email: m.marcinkowski@phoslock.pl

² Regionalne Centrum Sinicowe, Instytut Oceanografii, Uniwersytet Gdański,
al. Piłsudskiego 46; 81-378 Gdynia; tel. (58) 523 67 12; email: ocejl@univ.gda.pl

W s t ę p

Dominującą grupą organizmów fitoplanktonowych w eutroficznych zbiornikach słodkowodnych są cyjanobakterie posiadające wakuole gazowe (tj.: *Microcystis*, *Anabaena*, *Planktothrix*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*). Masowo sinice występują zwłaszcza w wodach płytkich, ciepłych, bogatych w substancje biogenne, a w okresie letnim często tworzą grube kożuchy. Na zakwity cyjanobakterii stymulująco wpływają określone warunki środowiska, m.in. podwyższone stężenia fosforanów i azotanów, duża liczba dni słonecznych, podwyższona temperatura wód powierzchniowych, stratyfikacja termiczna oraz ograniczone mieszanie się mas wody. Masowe zakwity cyjanobakterii stanowią problem nie tylko natury estetycznej ale i zdrowotnej, gdyż wiele z nich może produkować groźne dla zdrowia i życia toksyny. Obecnie rozpoznano i sklasyfikowano cztery grupy substancji toksycznych: hepatotoksyny (działają toksycznie na komórki wątroby, np. mikrocystyny), neurotoksyny (uszkadzają komórki nerwowe; np. anatoksyna-a), cytotoxyny (do grupy tej zaliczamy cylindrospermopsynę, która wywołuje patologiczne zmiany w wątrobie, nerkach, śledzionie, grasicy i sercu oraz prawdopodobnie działa neurotoksycznie) i dermatotoksyny (są przyczyną chorób skór).

W czystych ekosystemach wodnych fosfor jest jednym z najczęstszych czynników limitujących wzrost cyjanobakterii. Związek ten jest niezbędny przy syntezie kwasów nukleinowych, fosfolipidów, wytwarzaniu nukleotydowych trifosforanów oraz przy przenoszeniu energii w łańcuchach energetycznych komórki. Ograniczenie ilości fosforu w zbiorniku wodnym może mieć istotny wpływ na występowanie masowych zakwitów cyjanobakterii.

Znaczna liczba badań dotycząca gospodarki wodno-ściekowej została poświęcona eutrofizacji ekosystemów wodnych, takich jak rzeki, jeziora i ujścia rzek

do morza, skupiając się głównie na redukcji dopływających biogenów (azot i fosfor) ze źródeł rozproszonych w zlewni. Jedne z takich badań w Australii doprowadziły do opracowania modyfikowanej gliny zdolnej do redukcji fosforu w wodzie i trwałego wiązania w osadach dennych przez Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization (CSIRO).

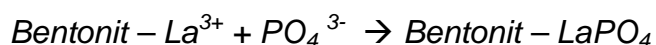
Najczęściej stosowaną metodą rekultywacji jezior eutroficzných jest wytrącania fosforu z toni wodnej za pomocą popularnie dostępnych koagulantów żelazowych lub glinowych (PIX i PAX). Pośród dostępnych chemicznych metod rekultywacji jezior pojawił się nowy koagulant na bazie bentonitu sodowego i lantanu o nazwie handlowej Phoslock[®]. Koagulant ten po związaniu fosforanów pozostaje niewrażliwy na zmienne czynniki fizykochemiczne, które niekorzystnie wpływają na efektywność i trwałość wiązania koagulantów PIX i PAX. Co więcej, wiązanie fosforanów w toni wodnej nie wpływa na chemiczne właściwości wody takie jak przewodność właściwa i pH.

Opis produktu

Produkcja Phoslock'u polega na mieszanii w wodzie gliny bentonitowej z lantanem (minerał ziem rzadkich). Lantan jest absorbowany przez bentonit i staje się aktywnym elementem wiążącym fosfor. Gлина bentonitowa przez swoją wysoką pojemność wymiany kationów umożliwia jonom lantanu pozostać w strukturze bentonitu w zmiennych warunkach fizykochemicznych.

Mechanizm adsorpcji

Redukcja stężenia fosforanów przez modyfikowaną glinę zachodzi w skutek reakcji anionów fosforanowych z jonami lantanu:



Uwodniony fosforan lantanu jest minerałem naturalnie występującym w przyrodzie (rabdofan) charakteryzującym się niską rozpuszczalnością, nawet przy niskim pH. Dodatkowo, rabdofan może powstać nawet przy niskich stężeniach La^{3+} i ortofosforanów oraz pozostać stabilnym w warunkach redukcyjnych.

Aplikacja modyfikowanej gliny do środowiska wodnego

Phoslock[®] produkowany jest w formie granulatu, ale po wymieszaniu z wodą (*in situ*) aplikowany jest w postaci zawiesiny z brzegu lub jednostki pływającej, zależnie od rozmiaru akwenu poddawanego rekultywacji.

Jezioro Klasztorne Małe w Kartuzach

Pierwsza europejska aplikacja Phoslock[®] w pełnej skali została przeprowadzona w maju 2006 roku na niedużym (13,7 ha), stosunkowo głębokim (gł. maks. 20,0 m, gł. śred. 8,1 m) Jeziorze Klasztornym Małym, które należy do jezior kartuskich. Zasilają go wody z Jeziora Karczemnego a odpływ uchodzi do Jeziora Klasztornego Dużego. Silnie zdegradowane Jezioro Klasztorne Małe, znajdujące się w zlewni miejskiej Kartuz, według wielu istniejących opracowań (m.in. raport WIOŚ Gdańsk z 1997 i 2000 roku) było w stanie krytycznym, a zgodnie z kryteriami limnologicznymi w stanie nieodwracalnym. Ilość fosforu w wodzie i osadach dennych było ogromne, nie spotykane dla jezior w literaturze światowej. W 2000 roku w wodzie powierzchniowej stwierdzono 0,5 mg P-PO₄ L⁻¹, w listopadzie 2005 roku 0,27 mg P-PO₄ L⁻¹ na powierzchni oraz 1 mg mg P-PO₄ L⁻¹ w wodzie naddanej. W wodzie interstycjalnej (śródosadowej) na najgłębszym stanowisku stężenie fosforu wynosiło 4,63 mg mg P-PO₄ L⁻¹ [1].

Z uwagi na ograniczone środki finansowe gminy aplikacja Phoslock[®] była poprzedzona aplikacją koagulantu żelazowego PIX. Modyfikowana glina bentonitowa Phoslock[®] została zaaplikowana jedynie na obszarze dna jeziora w strefie głębokowodnej (poniżej 8m), gdzie w okresie letnim nie zachodzi mieszanie wiatrowe.

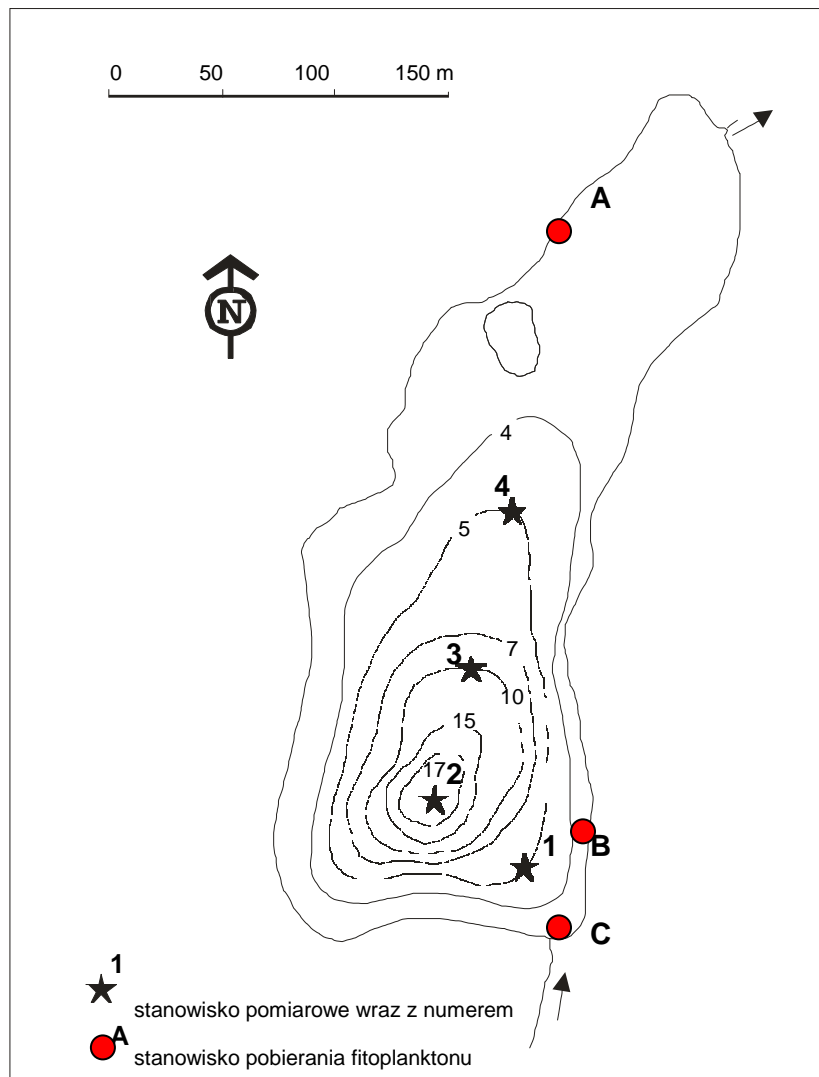
Badani kontrolne po aplikacji prowadzone były przez Katedrę Limnologii Uniwersytetu Gdańskiego. Pierwsza seria badań przeprowadzona została trzy tygodnie po zakończonej aplikacji (30.05.06), a następnie raz w miesiącu do 7 grudnia 2006 r. Efekty wiązania fosforu przez Phoslock[®] były widoczne już podczas pierwszego pełnego cyklu pomiarów po jego aplikacji. Redukcje stężeń fosforu obserwowano zarówno w wodach powierzchniowych jak też w wodach naddennych i interstycjalnych w czterech punktach pomiarowych (Rys. 1). W podpowierzchniowej warstwie wody wielkość redukcji sięgnęła 60%, a stężenia fosforu ogólnego zmniejszyły się z 0,615 do 0,241 mg · L⁻¹ P. Zmiany te w żadnym razie nie mogą być

wyjaśnione wiązaniem fosforu w biomacie fitoplanktonu, gdyż jednocześnie ze zmianami zawartości fosforu zaszły drastyczne zmiany w koncentracji chlorofilu *a* (Chla). W przeciągu trzech tygodni od wprowadzenia preparatu do jeziora spadek ten, w odniesieniu do wartości średniej ze wszystkich czterech stanowisk, sięgnął prawie 72%, zmiana z 229,0 do 64,9 $\mu\text{g L}^{-1}$. Jeżeli wziąć pod uwagę zmiany jakie zaszły tuż po aplikacji Phoslocku[®], pomiar z 11.05.2006 r. (wykonano tylko pomiary profilowe), redukcja ta sięgnęła aż 86%. Średnia zawartość Chla zmniejszyła się do 31,8 $\mu\text{g L}^{-1}$. I w tym przypadku nie da się tych zmian wyjaśnić czynnikami naturalnymi (ubytek substancji odżywczych). Dalsze zmiany zawartości fosforu w wodach powierzchniowych na wszystkich stanowiskach kontrolnych odpowiadały naturalnemu cyklowi zmian tego pierwiastka wynikające z jego konsumpcji w procesach biogeochemicznych. Tym samym nastąpiła dalsza redukcja fosforu ogólnego do poziomu minimalnego stężenia odnotowanego w sierpniu, kiedy to zawartość fosforu ogólnego na stanowisku 4. wynosiła 0,129mg L^{-1} P. Najniższe stężenia biodostępnego fosforu fosforanowego zaobserwowano we wrześniu, również na stanowisku 4., gdzie jego stężenie wynosiło 0,049 mg L^{-1} (Rys.2) [2].

Dodatkowe badania składu fitoplanktonu oraz stężenia cyjanotoksyn w sestonie były prowadzone przez Regionalne Centrum Sinicowe Instytutu Oceanografii UG. Od kwietnia do sierpnia próbki do badań pobierano z brzegu w trzech punktach (miejsca A-C, Rys.1), we wrześniu i październiku jedynie z punktu A. Dodatkowo materiał do badań pobierano z drugiego co do wielkości jeziora kartuskiego - Jeziora Karczemnego (pow. 40,2 ha; gł. maks. 3,5 m; gł. śred. 1,9 m).

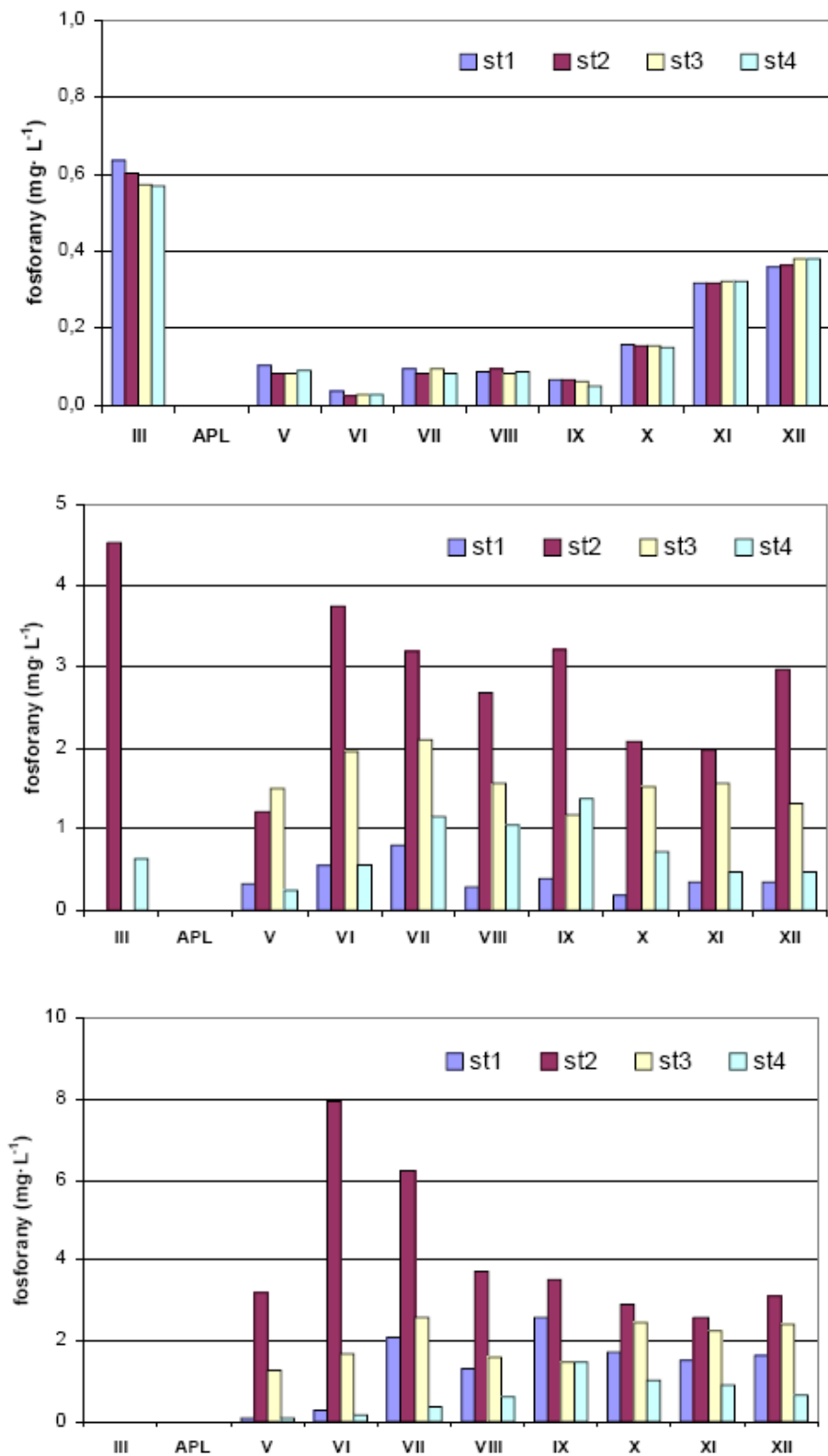
Pod koniec kwietnia w fitoplanktonie dominował gatunek cyjanobakterii *Planktothrix agardhii* (Gom.) Anagh. et. Kom. a stężenie chlorofilu-a (Chla) wynosiło w zależności od miejsca pobierania próbki od 35,43 do 113,06 $\mu\text{g l}^{-1}$. Po majowej aplikacji Phoslock'iem w czerwcu i lipcu masowe zakwity tworzył gatunek *Anabaena spiroides* f. *crassa* (Lemm.) Elenk., a najwyższe stężenie Chla (9 152,44 $\mu\text{g L}^{-1}$) odnotowano 8 czerwca w punkcie A (Tabela 1). Nie wiadomo, czy tak intensywny rozwój gatunku *A. spiroides* f. *crassa* był efektem zmian wywołanych koagulatem, czy to typowe zjawisko dla tego zbiornika, gdyż wcześniej nie prowadzono regularnych badań składu fitoplanktonu w Jeziorze Klasztorzym Małym. Tak wysokie stężenie Chla i obecność masowego zakwitu jedynie w punkcie A mogło być efektem

przenoszenia dryfujących na powierzchni wody dużych skupisk cyjanobakterii przez więcej w jednym kierunku przez dłuższy czas wiatr.



Rys. 1. Stanowiska pomiarowe stężeń fosforu oraz miejsca pobierania próbek fitoplanktonu.

W Jeziorze Karczemnym, które nie zostało poddane rekultywacji, od czerwca do października dominował gatunek *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) stanowiąc ponad 70% fitoplanktonu, ale dopiero we wrześniu stwierdzono jego masowe występowanie (Tabela 2). Stężenie Chla i mikrocytyn wynosiło odpowiednio: $3\,524,99 \pm 35,79 \mu\text{g L}^{-1}$ oraz $1\,415,66 \pm 300,87 \mu\text{g L}^{-1}$. Najwyższe stężenie toksyn ($11\,111,46 \pm 514,23 \mu\text{g L}^{-1}$) i Chla ($28\,208,84 \pm 518,27 \mu\text{g L}^{-1}$) odnotowano na początku października. Wysokie stężenie toksyn i chlorofilu utrzymywało się w Jeziorze Karczemnym do końca października.



Rys. 2: Zmiany zawartości fosforanów w wodzie powierzchniowej (wykres górny), wodzie naddennej (wykres środkowy) oraz w wodzie interstycjalnej (wykres dolny) przed i po aplikacji Phoslock® i PIX (wartości podano w mg P-PO₄ L⁻¹) [2].

Pomimo tego, iż głównym dopływem do Jeziora Klasztornego Małego jest stały ciek płynący z Jeziora Karczemnego, którym dociera zarówno fitoplankton jak i biogeny, to nie stwierdzono masowych zakwitów gatunków z rodzaju *Microcystis*. Co prawda, od sierpnia do października w fitoplanktonie Jeziora Klasztornego Małego dominowały gatunki *M. aeruginosa* i *P. agardhii*, to wartość stężenia Chla wynosiła od 27,03 do 42,94 $\mu\text{g L}^{-1}$. Mikrocytyny w Jeziorze Klasztornym Małym stwierdzono we wszystkich próbkach pobranych od sierpnia do października a ich maksymalne stężenie wynosiło $10,4 \pm 1,1 \mu\text{g l}^{-1}$ (Tabela 1). W żadnej z badanych próbek nie stwierdzono neurotoksyny anatoksyny-a.

Tabela 1. Procentowy udział poszczególnych gatunków cyjanobakterii w fitoplanktonie oraz stężenia chlorofilu-a (Chla) i mikrocytyn (MC) odnotowane w Jeziorze Klasztornym Małym w 2006 roku (n.s. – nie stwierdzono).

Data	Punkt	Temp. wody [°C]	Stężenie		Dominujące gatunki cyjanobakterii
			Chla [$\mu\text{g l}^{-1}$]	MC [$\mu\text{g l}^{-1}$]	
25.04.06	A	10,3	35,43	n.s.	<i>Planktothrix agardhii</i> 60%, <i>Microcystis aeruginosa</i> 10% inne 30%
	B		113,06	n.s.	
	C		36,64	n.s.	
08.06.06	A	15,8	9152,44	n.s.	<i>Anabaena</i> 90% (<i>A. spiroides</i> f. <i>crassa</i> , <i>A. flos-aquae</i> , <i>Anabena</i> sp.) <i>Microcystis aeruginosa</i> 5 % inne 5 %
	B		40,96	n.s.	
	C		69,78	n.s.	
04.07.06	A	26,2	211,48	n.s.	<i>Anabaena</i> 90% (<i>A. spiroides</i> f. <i>crassa</i> , <i>A. flos-aquae</i> , <i>Anabena</i> sp.) <i>Microcystis aeruginosa</i> 5 % inne 5 %
	B		142,25	n.s.	
	C		483,12	n.s.	
01.08.06	A	25,5	38,65	MC-RR-3,87; MC-3,99	<i>Microcystis</i> 60 % (<i>M. flos-aquae</i> , <i>M. aeruginosa</i> , <i>M. wesenbergii</i>), <i>Planktothrix agardhii</i> 15 % <i>Anabaena</i> 5 % (<i>A. spiroides</i> f. <i>crassa</i> , <i>A. flos-aquae</i>) inne 20%
	B		42,94	MC-RR-2,98;	
	C		31,54	MC-RR-3,35 MC-LR-2,08;	
12.09.06	A	19,0	27,3	MC-RR-6,25 dmMC-2,38 MC-LR-1,71;	<i>Microcystis</i> 50 % (<i>M. aeruginosa</i> , <i>M. wesenbergii</i>), <i>Planktothrix agardhii</i> 35 % <i>Anabaena</i> 5 % (<i>A. flos-aquae</i>) inne 10%
05.10.06	A	n.b.	37,69	dmMC-RR 1,19	<i>Planktothrix agardhii</i> 50 % <i>M. aeruginosa</i> 30% <i>Anabaena flos-aquae</i> 5 % inne 8%
24.10.06	A	12,2	41,27	MC-LR-2,36;	<i>Planktothrix agardhii</i> 50 % <i>Limnothrix redekii</i> 30% <i>M. aeruginosa</i> 10% <i>Anabaena flos-aquae</i> 5 % inne 8%

Tabela 2. Procentowy udział poszczególnych gatunków cyjanobakterii w fitoplanktonie oraz stężenia chlorofilu-a (Chla) i mikrocyzyn (MC) odnotowane w Jeziorze Karczemnym w 2006 roku.

Data	Temp. wody [°C]	Stężenie		Dominujące gatunki cyjanobakterii
		Chla [µg l ⁻¹]	MC [µg l ⁻¹]	
25.04.06	10,3	27,2	n.s.	<i>Limnothrix</i> 90% (<i>L. redekii</i>) <i>Microcystis</i> 5 % (<i>M. aeruginosa</i> 3%, <i>M. wesenbergii</i> 2%) inne 5%
08.06.06	15,8	48,91	n.s.	<i>Microcystis</i> 70% (<i>M. aeruginosa</i> 80%, <i>M. flos-aquae</i> 20%) <i>Anabaena</i> 10% (<i>A. flos-aquae</i>) inne 20%
04.07.06	26,2	48,28	n.s.	<i>Microcystis</i> 80%, (<i>M. aeruginosa</i> 60%, <i>M. flos-aquae</i> 30%, <i>M. wesenbergii</i> 30%) <i>Anabaena</i> 5% (<i>A. spiroides f. cassa</i> 60%, <i>A. los-aquae</i> 30%, <i>A. planctonica</i> 10%) inne 5%
01.08.06	25,5	250,95	MC-RR-6,64 MC-3,59 MC-LR-7,22;	<i>Microcystis</i> 95% (<i>M. aeruginosa</i> , <i>M. wesenbergii</i> , <i>M. flos-aquae</i>) inne 5%
12.09.06	19,0	3 524,99	MC-RR-890,12 MC-LR-525,54	<i>Microcystis</i> 99%, (<i>M. aeruginosa</i> 90%, <i>M. wesenbergii</i> 8%, <i>M. flos-aquae</i> 3%) inne 1%
05.10.06	n.b.	28 208,84	MC-LR-11 111,46	<i>Microcystis</i> 99%, (<i>M. aeruginosa</i> 90%, <i>M. wesenbergii</i> 5%, <i>M. flos-aquae</i> 5%) inne 1%
24.10.06	12,2	12 547,70	MC-LR-7 334,3	<i>Microcystis</i> 99% (<i>M. aeruginosa</i> 80%; <i>M. flos-aquae</i> 10%; <i>M. wesenbergii</i> 10%) inne 1%

Podsumowanie

Podsumowując uzyskane wyniki widać dostrzegalne rezultaty zmniejszenia zawartości fosforu ogólnego i fosforanów w wodach Jeziora Klasztorne Małego. Jednak zmiany te, z perspektywy rozpatrywanego okresu pomiarowego (kwiecień-grudzień 2006 r.), są niewystarczające aby znacząco wpłynąć na stan środowiska wodnego jeziora hipertroficznego, jakim jest Jezioro Klasztorne Małe. Potencjalny pozytywny efekt aplikacji Phoslocku został też ograniczony zaniedbaniami odnośnie ograniczania dopływu fosforu ze zlewni. Średni wskaźnik stanu trofii Carlsona, zgodnie z kryterium zawartości fosforu, wyniósł TSITP=83,9. Jest on większy od wartości wyznaczonych na podstawie koncentracji chlorofilu a (TSICh=68,0) i widzialności krążka Secchiego (TSISD=66,1). Powyższe relacje pomiędzy wskaźnikami dowodzą, iż głównym czynnikiem ograniczającym przezroczystość wody i zasięg przenikania promieniowania słonecznego w wodzie są glony (średnia roczna koncentracja ~63µg ·L⁻¹) [2].

Utrzymujące się niskie wartości stężenia chlorofilu *a* w jeziorze poddanym rekultywacji, w porównaniu z wartościami Chla zmierzonymi w jeziorze, w którym nie ograniczono stężenia fosforu, mogłoby wskazywać na korzystny efekt działania Phoslocku. Jednak niezbędne jest prowadzenie dalszych badań, by móc potwierdzić hipotezę, iż dzięki związaniu fosforu poprzez stosowanie Phoslocku możliwe jest skuteczne ograniczenie występowania masowych zakwitów toksycznych cyjanobakterii.

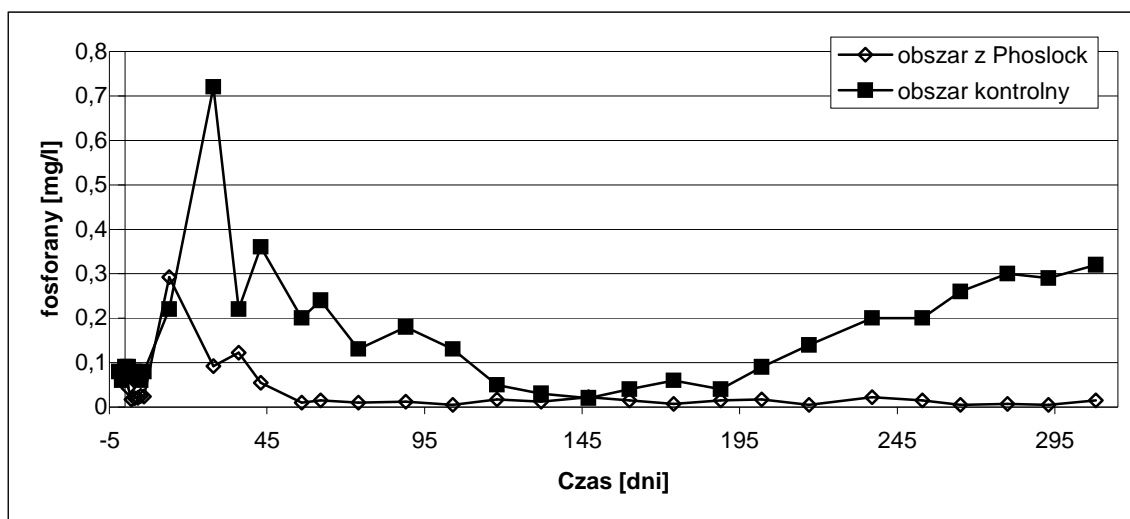
Zapora Hartbeespoort w Pretorii

Zbiornik zaporowy Hartbeespoort Dam jest usytuowany 37 km na zachód od Pretorii (RPA). Jest zaliczany do zbiorników hipertroficznym z powodu wpływów powierzchniowych z silnie nawożonych okolicznych pól uprawnych oraz odpływu ścieków (wysokie stężenia fosforanów i azotanów) z pobliskiej oczyszczalni ścieków pochodzących z północnych dzielnic Johannesburga. Po dotarciu do zbiornika ścieki te stymulują rozwój cyjanobakterii napędzając szybko postępującą eutrofizację zbiornika. Przez większość roku zbiornik Hartbeespoort Dam jest zdominowany przez dużą populację cyjanobakterii *Microcystis aeruginosa*, zwykle stanowiącą ponad 90% całej populacji glonów. Wysokie stężenia fosforu pozostają najważniejszym czynnikiem powodującym zakwity sinicowe. Stwierdzono, że kontrola stężeń fosforu jest bardziej realna niż kontrola azotu, gdyż fosfor nie występuje w atmosferze w formie biodostępnej. Ogólnie przyjęta strategia walki z problemem eutrofizacji w zbiorniku Hartbeespoort Dam opiera się na redukcji ilości fosforu, co jest jedyną potencjalnie skuteczną metodą walki z zakwitami sinicowym w tym zbiorniku.

Pilotażową aplikację Phoslock[®] przeprowadzono w 2,5ha zatoce K'shani Lake Lodge oddzielonej od reszty zbiornika pływającą zaporą z tworzywa sztucznego przytwierdzonej do dna. Obszar kontrolny został wydzielony w podobny sposób w niedalekiej odległości od badanej zatoki. W zatoce podczas rozpoczęcia aplikacji (styczeń 2006r.) można było zaobserwować duży zakwit sinicowy. Badania poprzedzające aplikację (grudzień 2005r.) wykazały stężenia fosforanów na poziomie 0,2 do 0,8 mg L⁻¹ w wodzie powierzchniowej oraz 0,6 do 3,84 mg L⁻¹ w osadach (wodzie interstycjalnej). Średnie wartości pH kształtowały się na poziomie 9,2 w wodzie i 7,5 w osadach. Dawka Phoslock[®] jaką wykorzystano w zatoce (6t) nie

uwzględniała wysokiego pH – wartości pH powyżej 9 zmniejszają pojemność sorpcyjną Phoslock® [3 i 4].

Aplikacja oraz badania wody i osadów prowadzone były przez Katedrę Mikrobiologii i Patologii Roślin Uniwersytetu w Pretorii (Rys. 3). Stężenie fosforanów zmalało o ponad 50% w ciągu pierwszych 24h po aplikacji (średnio z 0,09 do 0,043 mg L⁻¹). Ilość fosforanów w obszarze kontrolnym pozostała na niezmiennym poziomie. Po 48h od aplikacji Phoslock®, stężenie fosforanów w badanej zatoce zmalało do 0,017 mg L⁻¹, a następnie ustabilizowało się na poziomie 0,02 µg L⁻¹. Zaobserwowano również redukcję ilości sinic tworzących kożuchy na powierzchni zbiornika. Niespotykane silny deszcz w drugim tygodniu badań po aplikacji spowodował zalanie badanej zatoki. Podniesiony poziom wody w całym zbiorniku spowodował przelanie się wody przez bariery zabezpieczające badaną zatokę w związku z czym dostarczył nowej biomasy cyjanobakterii. Spowodowało to najprawdopodobniej wzrost stężenia fosforanów zarówno w badanej zatoce (do 0,29 mg L⁻¹) jak i w obszarze kontrolnym (0,22 mg L⁻¹). Jednak pod koniec trzeciego tygodnia badań wartość stężenia fosforanów w badanym akwenu zmalało do 0,1 mg L⁻¹, a następnie utrzymywało się na poziomie 0,02 mg L⁻¹. Ilości fosforanów w kontrolnym akwenu wykazywały się dużą zmiennością, pozostawały jednak zdecydowanie powyżej 0,2 mg L⁻¹, poza okresem zimowym i spadkiem temperatury wody poniżej 15°C (maj – sierpień) [3].



Rysunek 3: Zmiany zawartości fosforanów w zatoce K'shani Lake Lodge i obszarze kontrolnym przed i po aplikacji Phoslock® (wartości podano w mg P-PO₄ L⁻¹) [3].

Podsumowanie

Phoslock[®] zmniejszył stężenie fosforanów w badanej zatoce o średnio 73%, mimo zalania badanego obszaru (i wprowadzenia nowego ładunku biogenów oraz sinic) podczas niespodziewanie dużych opadów, które nie zostały uwzględnione przy obliczaniu bilansu fosforu i dawki Phoslock[®]. Oznacza to, że aplikowany koagulant Phoslock[®] skutecznie związał fosforany nie tylko w ciągu pierwszych 48h, ale również wykazał się pojemnością sorpcyjną po zdeponowaniu już na dnie zatoki.

Literatura

- [1] Wiśniewski, R.: „Projekt rekultywacji jeziora Klasztornego Małego w Kartuzach za pomocą preparatu Phoslock[®]”, Toruń 2006.
- [2] Bajkiewicz – Grabowska, E.: „Ocena stanu środowiska abiotycznego Jeziora Klasztornego Małego po przeprowadzeniu operacji inaktywacji fosforu w osadach dennych przy użyciu preparatu Phoslock[®]”, Katedra Limnologii, Zakład Geografii Pojezierzy, Uniwersytet Gdański, Gdańsk 2006.
- [3] Cloete, T.E., Ross, G.: „Phoslock[®] field trial at K’shani Lake Lodge, Hartbeespoort Dam 2006: Summary of Results”, Faculty of Natural and Agricultural Sciences, University of Pretoria, Pretoria 2006.
- [4] Haghseresht, F.: “Rare earth modified clay for reducing phosphorus to low concentrations”, Phoslock Water Solutions Ltd., Poster at World Water Congress 2006, Pekin, Chiny;