

SESJA I  
**MONITORING, OCENA STANU EKOSYSTEMÓW**

---

PROCES ZASIEDLANIA PRZEZ MAKROFITY STAWU ŚRÓDPOLNEGO  
W OKRESIE PIERWSZYCH DZIESIĘCIU LAT JEGO ISTNIENIA

EWA ARCZYŃSKA-CHUDY, HANNA GOŁDYN

Instytut Środowiska Rolniczego i Leśnego PAN  
ul. Bukowska 19, 60-809 Poznań, e-mail: galinsoga@wp.pl

Badania nad zrównoważonym rozwojem obszarów rolniczych, od lat prowadzone są w Parku Krajobrazowym im. gen. D. Chłapowskiego (Wielkopolska). Mają one na celu zachowanie jak największej różnorodności ekosystemowej, a także wzbogacenie jej poprzez zakładanie nowych użytków ekologicznych, do których należą m.in. stawy śródpolne. Wykopanie wiosną 1995 r. w naturalnym, okresowo podtapianym zagłębieniu, stawu o powierzchni około 1800 m<sup>2</sup> stworzyło między innymi możliwość prześledzenia sukcesji roślinności wodnej i bagiennej.

Badania w stawie śródpolnym prowadzono w latach 1995–2005, w ramach działań związanych z restauracją drobnych zbiorników wodnych.

W zakres badań weszły pomiary powierzchni zajmowanych przez poszczególne zbiorowiska roślin, przeprowadzane w okresie ich maksymalnego rozwoju oraz rozpoznania florystyczne i ocena podstawowych cech jakości wody.

W przebiegu zarastania zbiornika można wyróżnić następujące stadia:

- dominacja ramienic w całej toni wodnej przy jednoczesnym stopniowym wkraczaniu roślinności wynurzonej,
- dominacja ramienic i rdestnicy pływającej w toni wodnej i intensywny rozwój roślinności szuwaru wysokiego,
- dominacja rdestnicy pływającej, powolne zanikanie łąk ramienicowych, pojawienie się niewielkich skupisk rogatek, bujny rozwój roślinności szuwarowej oraz nadbrzeżnych zarośli wierzbowo-olszowych.

Dwa pierwsze sezony wegetacyjne po wykopaniu stawu to okres intensywnego rozwoju ramienic. Ich gęste łąki podwodne, pod koniec drugiego roku pokrywały 91% powierzchni dna. Dominacja ramienic trwała do 1998 r. W tym okresie nie obserwowano w stawie zakwitów fitoplanktonu, a otrzymane oceny chlorofilu mieściły się w zakresie charakteryzującym zbiorniki mezotroficzne. Rośliny o liściach pływających zajmowały duże powierzchnie od trzeciego roku istnienia stawu. Ich rozwój i zacielenie coraz większych partii dna powodował stopniowe wycofywanie się ramienic. Skupienia roślin wynurzonych pojawiły się już w drugim roku, ale ich znaczenie wzrosło dopiero w piątym roku istnienia stawu – od tego czasu trwa ich ekspansja i eutrofizacja zbiornika. Od 2003 r. wśród roślin zanurzonych rozwijał się rogatek, którego pojawienie się świadczy o wyjściu zbiornika z wczesnego etapu rozwoju.

Wśród roślin rozwijających się w stawie i na jego brzegach notowano gatunki rzadkie dla flory Polski i Wielkopolski m.in. *Chara fragilis*, *Chara vulgaris*, *Ceratophyllum submersum* i *Teucrium scordium*.

## ZBIOROWISKA ORZEŚKÓW W OSADZIE CZYNNYM OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW POLSKI POŁUDNIOWEJ

ROMAN BABKO, JANUSZ FYDA

Sumski Państwowy Uniwersytet Pedagogiczny im. A. S. Makarenki  
ul. Romens'ka 87, 40002 Sumy, Ukraina, e-mail: rbabko@ukr.net  
Instytut Nauk o Środowisku, Uniwersytet Jagielloński  
ul. Gronostajowa 7, 30-387 Kraków, e-mail: janusz.fyda@uj.edu.pl

Orześki stanowią istotny element biocenozy, wpływającej na usuwanie biogenów w oczyszczalniach ścieków. Główna rola pierwotniaków polega na stymulacji wzrostu bakterii i utrzymaniu ich populacji w fazie eksponencyjnego wzrostu. Badania składu gatunkowego i liczebności orześków przeprowadzono w latach 2004–2005 w 8 oczyszczalniach Polski Południowej. W próbach pobieranych co miesiąc z komór napowietrzania stwierdzono w sumie 73 gatunki orześków i wykazano znaczny stopień zróżnicowania ich zbiorowisk w zależności od skuteczności procesu oczyszczania ścieków. Indeks podobieństwa Jaccarda tylko w trzech oczyszczalniach przekraczał 50%. Największe podobieństwo stwierdzono między oczyszczalniami w Czechowicach i Pszczynie (59%); nieco mniejsze pomiędzy Czechowicami i Wisłą Wielką (52%) oraz Czechowicami i Suchą Beskidzką (50%). Do grupy gatunków dominujących i spotykanych we wszystkich oczyszczalniach należały: *Acineria uncinata*, *Aspidisca cicada*, *Aspidisca lynceus*, *Carchesium polypinum*, *Chilodonella uncinata*, *Epistylis coronata*, *Vorticella aquadulcis* i *Vorticella infusionum*. Największą frekwencję wykazywała *Vorticella aquadulcis* i *Aspidisca cicada*, które występowały odpowiednio w 77,6% i 76,7% prób. Nieco niższą frekwencję odnotowano w przypadku *Acineria uncinata* (69%), *Carchesium polypinum* (64,7%), *Vorticella infusionum* (62,1%), *Chilodonella uncinata* (57,8%), *Epistylis coronata* (51,7%) i *Aspidisca lynceus* (50,9%). Rozkłady liczebności orześków mogą być wykorzystane do oceny efektywności pracy komór z osadem czynnym. W badanych oczyszczalniach wykresy liczebności wg rang miały przebieg typowy dla naturalnych zbiorowisk. W pewnych wypadkach obserwowano jednak wyraźne zmiany w przebiegu krzywej spowodowane prawdopodobnie naruszeniem istotnych parametrów procesu oczyszczania ścieków. Rozkłady liczebności orześków mogą więc być wykorzystane do oceny jakości pracy oczyszczalni i jej sprawności.

WPLYW ZMIAN PARAMETRÓW HYDROLOGICZNYCH  
NA STRUKTURĘ ZBIOROWISK MIĘCZAKÓW BENTOSOWYCH  
W ZBIORNIKACH ZAPOROWYCH

ROMAN BABKO<sup>1</sup>, TETIANA KUZMINA<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Sumski Państwowy Uniwersytet Pedagogiczny im. A. S. Makarenki  
ul. Romens'ka 87, 40002 Sumy, Ukraina, e-mail: rbabko@ukr.net

<sup>2</sup>Sumski Państwowy Uniwersytet Pedagogiczny im. A. S. Makarenki  
ul. Rymskiego-Korsakowa 2, 40007 Sumy, Ukraina, e-mail: kuzmina\_tm@ukr.net

Zapory rzeczne całkowicie zmieniają warunki występowania większości hydrobiontów. Uregulowanie rzek powoduje m.in. zmniejszenie prędkości przepływu, zmiany w składzie i strukturze makrobentosu. Mięczaki stanowią w rzekach nizinnych istotną grupę organizmów i odgrywają istotną rolę w procesach samooczyszczania. Ze względu na rolę mięczaków w procesach samooczyszczania w ekosystemach wodnych, informacja o reakcji tego zespołu na zmiany warunków hydrologicznych jest ważna zarówno z pozycji teorii strukturalnych zmian w zespołach, jak i z punktu widzenia praktycznego – dla ochrony bioróżnorodności i jakości wody. Celem pracy było zbadanie rozmieszczenia mięczaków (małże i brzuchonogi) w odcinkach rzek Psel i Worskła powyżej zapór.

Obie rzeki są dopływami Dniepru. Zbiornik zaporowy na rzece Psel istnieje od 1953 r., a na rzece Worskła został ukończony w roku 1989. Zmiany hydrologicznego reżymu obserwowany był w 40–50 km odcinkach rzek powyżej zapór. Przy zachowaniu morfologii koryta rzecznej, 50 km odcinki wyżej zapory są typowymi zbiornikami ze wszystkimi charakterystykami. Powyżej zbiorników szybkość przepływu wody w płaszcach wynosiła od 0,2 do 0,4 m s<sup>-1</sup>, a w bystrzach od 0,5 do 1,0 m s<sup>-1</sup>. W zbiornikach szybkość przepływu nie przekraczała 0,2 m s<sup>-1</sup>. Przezroczystość wody powyżej zbiornika w rzece Worskła zmieniała się od 4 do 5 m, a w rzece Psel wynosiła od 3 do 4 m. W pobliżu tam w zbiornikach przezroczystość wody zmniejsza się na rzece Worskła do 0,6 m, a na Psel do 0,4 m. W zbiornikach wodnych, zwłaszcza na odcinkach blisko zapór, obserwowano wyraźną stratyfikację wskaźników – tlen i biogeny.

Próby pobierały na odcinkach rzek wyżej zbiorników i bezpośrednio w zbiornikach wodnych. Na zbadanych odcinkach w rzece Worskła stwierdzono występowanie 27, w rzece Psel – 25 taksonów mięczaków. W rzece Psel powyżej zbiornika zaporowego ogólna liczebność mięczaków przeciętnie stanowiła 320 os./m<sup>2</sup>, a w rzece Worskła – 250 osobn. m<sup>-2</sup>.

W zbiorniku rzeki Psel ogólna liczebność mięczaków zmniejszała się do 85 osobn. m<sup>-2</sup>. Zagęszczenie małży powyżej zbiornika na rzece Psel stanowiło się 50–5 osobn. m<sup>-2</sup> Worskła ogólna liczebność mięczaków przy porównaniu z odcinkiem rzeczny nie zmniejsza się. Jednak zagęszczenie małży zmniejsza się w rzece Worskła z 70 osobn. m<sup>-2</sup> wyżej zbiornika do 1 osobn. m<sup>-2</sup> w zbiorniku.

W obydwu rzekach powyżej zbiorników w zespołach bentosowych dominował *Lithoglyphus naticoides naticoides* stanowiący 70–90%. W zbiornikach zaporowych w obydwu rzekach obserwowano zmniejszenie liczebności tego mięczaka w pobliżu zapor.

---

PLANKTON SKORUPIAKOWY REKULTYWOWANEGO  
JEZIORA STARODWORSKIEGO

MAGDALENA BOWSZYS<sup>1</sup>, AGNIESZKA GUTKOWSKA<sup>1</sup>, RENATA TANDYRAK<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Katedra Ekologii Stosowanej, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski  
ul. Oczapowskiego 5, 10-957 Olsztyn, e-mail: mbowszys@uwm.edu.pl

<sup>2</sup>Katedra Inżynierii Ochrony Środowiska, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski  
ul. Prawocheńskiego 1, 10-720 Olsztyn

Jeziro Starodworskie to zbiornik rekultywowany od lat 60. ub. w., początkowo za pomocą metody sztucznego napowietrzania, a w latach 90. przy zastosowaniu inaktywacji fosforu. Strącanie fosforu spowodowało obniżenie jego zawartości w wodach jeziora oraz redukcję chlorofilu *a*. W celu podtrzymania pozytywnych efektów rekultywacji przeprowadzono zabieg ograniczenia populacji ryb planktonożernych. W latach 2004–2007 Jezioro Starodworskie było systematycznie zarybiane sandaczem i boleniem. Już po pół roku od pierwszego zarybienia uzyskano znaczącą poprawę przezroczystości wody oraz zasięgu występowania tlenu. Ogólna obfitość zooplanktonu i jego struktura mogą być wskaźnikiem zmian warunków środowiskowych zachodzących w trakcie rekultywacji jezior, z uwagi na to, że jest to zespół najsilniej powiązany funkcjonalnie z fitoplanktonem. Jednocześnie, poprzez swoją aktywność troficzną, skorupiaki planktonowe, eliminując glony, mogą podtrzymywać pozytywne efekty podjętych działań zmierzających do poprawy jakości wody. Badania planktonu skorupiakowego Jeziora Starodworskiego prowadzono w latach 2007–2008. Gatunkami eudominującymi były: *Bosmina longirostris* i *Daphnia cucullata*, a do dominantów zaliczono: *Eudiaptomus graciloides*, *Diaphanosoma brachyurum* oraz *Mesocyclops leuckarti*. Średnie roczne zagęszczenie Crustacea w badanym zbiorniku wyniosło 329 osobn. dm<sup>-3</sup>, a średnia roczna biomasa – 5,1 mg dm<sup>-3</sup>. Na skutek podjętych działań rekultywacyjnych, porównaniu z wcześniejszymi badaniami zooplanktonu Jeziora Starodworskiego, zaobserwowano zmiany w strukturze i ogólnej obfitości planktonu skorupiakowego, m.in. spadek średniej rocznej biomasy Crustacea oraz obniżenie zagęszczenia gatunków wskaźnikowych charakterystycznych dla wód o wysokiej trofii. Analiza jakościowa i ilościowa planktonu skorupiakowego sugeruje umiarkowaną eutrofię badanego zbiornika.

## DYSTROFIA JEZIOR ŁĘCZYŃSKO-WŁODAWSKICH W LATACH 2000–2008

STANISŁAW CHMIEL

Zakład Hydrografii, Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej  
20-033 Lublin, ul. Akademicka 19, e-mail: stanislaw.chmiel@poczta.umcs.lublin.pl

Jeziora dystroficzne to na ogół małe zbiorniki wodne, zasobne w kwasy humusowe, o kwaśnym odczynie i zabarwieniu brunatnym. Charakteryzują się dużym stopniem naturalności, przez co są bardzo cenne przyrodniczo; jednocześnie bardzo podatne na degradację (zwłaszcza eutrofizację). Zmiana charakteru troficznego jeziora dystroficznego manifestuje się w pierwszym etapie poprzez okresowy zanik specyficznych cech fizykochemicznych wody. Zatem badania hydrochemiczne dostarczają cennych informacji o istnieniu i funkcjonowaniu tych jezior.

W latach 2000–2008 prowadzono badania cech fizykochemicznych wody pobranych z jezior łęczyńsko-włodawskich; w tym 17 jezior określanych najczęściej w literaturze jako dystroficzne lub dystroficzno-eutroficzne. W zebranych materiale dokonano oceny stanu dystrofii wód przy wykorzystaniu wskaźnika HDI – **H**ydrochemical **D**ystrophy **I**ndex. Wskaźnik HDI stanowi średnia geometryczna z 3 wartości:  $D_1$ ,  $D_2$ ,  $D_3$ , gdzie  $D_1 = 100/\log(\text{SEC})$ ,  $D_2 = (10 \cdot \text{DOC})/\text{DIC}$ ,  $D_3 = (9,5 \text{ pH}) \cdot 20$ ; za dystroficzne uznawane są wody o  $\text{HDI} \geq 50$  z pomiarów wykonanych w okresie letnim.

W sezonie letnim wskaźnik dystrofii wód HDI mieścił się w przedziale 4–61, a wartości powyżej 50 notowano tylko okresowo w wodach jeziora Brzeziczno. Wskaźnik HDI w zakresie 35–50 najczęściej, miały wody pobrane z jeziora Brzeziczno oraz Łukietek, Święte, Orchowe, Biesiadki, Płotycze. Wskaźnik HDI w zakresie 20–35 miały wody pobrane z jeziora Brudzieniec, Perespa, Dubeczyńskie, Lubowierzek, Brudno, Czarne Gościeńskie, Obradowskie, Długie. Wskaźnik HDI poniżej 20 miały wody jeziora Moszne, Łukie, Lubowierz. W sezonie zimowym oraz wczesną wiosną, wskaźnik HDI badanych wód, był zazwyczaj wyższy o kilkanaście punktów, głównie w wyniku niższego odczynu wody. Z uzyskanych wartości wskaźnika HDI badanych wód wynika, że wymienione jeziora nie miały typowych cech dystroficznych.

Wody pozostałych jezior łęczyńsko-włodawskich, które nie były uznawane za dystroficzne, miały wskaźnik HDI zazwyczaj poniżej 25.

## UNIWERSALNY PRÓBNIK DO PERYFITONU Z WYMIENNYM WORKIEM

JULIUSZ C. CHOJNACKI, TADEUSZ ZAMKOWSKI

Katedra Ekologii Morza i Ochrony Środowiska, Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie  
ul. Kazimierza Królewicza 4 H/19, 71-550 Szczecin, e-mail: marcol@fish.ar.szczecin.pl

Do pobierania próbek peryfitonu używa się drapaczy palowych lub skrobaków. Skrobak jest odmianą kasarka, w którym dolna część obręczy wykonana jest z płytki stalowej o zaostrej przedniej krawędzi.

W Katedrze Ekologii Morza i Ochrony Środowiska ZUT w Szczecinie zbudowano skrobak do pobierania próbek peryfitonu z różnych grup systematycznych np. mięczaków (błotniarki, żyworódki, zatoczki, rozdętki), małży, skorupiaków (kielże), nicieni, obleńców oraz zielenic, zlotowiciowców, okrzemek. Służy on do pobierania próbek z zanurzonych elementów hydrotechnicznych (podpór mostów, nabrzeży portowych, itp); różnych przedmiotów zalegających na dnie oraz makrofitów. Po dwóch latach wykorzystywania opisywanego skrobaka do badań, przy pobieraniu prób peryfitonu na przybrzeżnych wodach Zatoki Pomorskiej i Zalewu Szczecińskiego należy stwierdzić dużą przydatność i bardzo dobre wyniki przy poborze próbek. Ponadto dzięki zastosowanym wymiennym siatkom zakładanym na obręcz, narzędzie bardzo szybko można przygotować do pobrania następnej próbki, a teleskopowy trzonek, którego długość maksymalna wynosi 2 m, umożliwia dotarcie do trudno dostępnych elementów konstrukcji czy przedmiotów zanurzonych w wodzie.

BIOINDYKACYJNA METODA IDENTYFIKACJI ZEWNĘTRZNYCH  
PRZYCZYŃ ZAKŁÓCEŃ PODCZAS BIOLOGICZNEGO OCZYSZCZANIA  
ŚCIEKÓWMARIOLA CHOMCZYŃSKA, GRZEGORZ ŁAGÓD, AGNIESZKA MONTUSIEWICZ,  
JACEK MALICKI

Wydział Inżynierii Środowiska, Politechnika Lubelska  
ul. Nadbystrzycka 40B, 20-618 Lublin, e-mail: m.chomczynska@wis.pol.lublin.pl

Znaczące ładunki zanieczyszczeń zawartych w surowych ściekach podlegają zarówno tlenowe, jak i beztlenowej biodegradacji w czasie przepływu siecią kanalizacyjną. W procesach biodegradacji udział biorą żywe frakcje zawiesiny ścieków oraz organizmy tworzące na elementach sieci kanalizacyjnej błonę biologiczną (pekton). Doprowadzane do oczyszczalni ścieki podlegają oczyszczaniu z udziałem osadu czynnego – biomasy zawieszony w bioreaktorach lub błony biologicznej utwardzonej na złożach. Procesy oczyszczania mogą być zakłócane zarówno przyczynami wewnętrznymi wobec oczyszczalni, jak i zewnętrznymi. Wśród zewnętrznych przyczyn najgroźniejsze są świadome

przekroczenia dopuszczalnego poziomu zanieczyszczeń, realizowane najczęściej w godzinach gwarantujących brak instytucjonalnej kontroli. Identyfikacja sprawców tych przekroczeń jest w zasadzie niemożliwa metodami fizyko-chemicznymi. Natomiast wykorzystanie metody bioindykacyjnej pozwala na identyfikację źródła zakłóceń nawet po znacznym (kilkudziesięciogodzinnym) upływie czasu. To, co po wprowadzeniu do kanalizacji staje się szkodliwe dla organizmów osadu czynnego lub błony biologicznej, jest przede wszystkim w znacznie większym stopniu szkodliwe dla żywej frakcji zawiesiny ścieków surowych oraz dla organizmów formacji pektonu. Biomonitoring surowych ścieków w kolektorze, polegający na systematycznej kontroli mikroskopowej, pozwala na stwierdzenie braku żywych (ruchliwych) osobników w zawieszynie i tym samym może sygnalizować zewnętrzne przyczyny awarii procesu oczyszczania. Pobieranie próbek pektonu z kolejnych fragmentów sieci kanalizacyjnej i sprawdzanie w nich żywotności (ruchliwość) osobników prostą, bezśrednią metodą mikroskopową, bezdyskusyjnie identyfikuje sprawcę zakłócenia.

#### STAN EKOLOGICZNY JEZIORA ŁUKNAJNO OPARTY NA ROŚLINNOŚCI LITORALU

HANNA CIECIERSKA<sup>1</sup>, HENRYK TOMASZEWICZ<sup>2</sup>, JAN DZIEDZIC<sup>1</sup>, PIOTR DYNOWSKI<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Katedra Botaniki i Ochrony Przyrody, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski  
Plac Łódzki 1, 10-957 Olsztyn, e-mail: makrof@uwm.edu.pl, piotr@jezioro.com.pl  
<sup>2</sup>Zakład Ekologii Roślin i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Warszawski  
Al. Ujazdowskie 4, 00-478 Warszawa, e-mail: g.tomaszewicz@uw.edu.pl

Jezioro Łuknajno stanowi naturalne przedłużenie polodowcowego, morenowego jeziora Śniardwy (relikt jeziora pra-Śniardwy) w północno-wschodniej jego części, zachowując z nim obecnie połączenie wąskim przesmykiem około 0,5 km długości.

W 2003 r. dokonano kartowania roślinności jeziora z zastosowaniem pomiarów wykonanych za pomocą GPS-u oraz zdjęcia lotniczego. Uzyskane powierzchnie poszczególnych zbiorowisk pozwoliły również na dokonanie oceny stanu ekologicznego jeziora metodą MFI. Za pomocą wartości makrofitowego wskaźnika stanu ekologicznego jezior (ESMI) zaklasyfikowano zbiornik do odpowiedniej grupy, która określa rozmiary antropogenicznych zmian roślinności jeziora zgodnie z zaleceniami Ramowej Dyrektywy Wodnej. Analiza wcześniejszych badań roślinności jeziora pozwoliła również na określenie dynamiki zmian roślinności litoralu tego jeziora.

Na podstawie badań roślinności wodnej i szuwarowej Jeziora Łuknajno wykazano w kolejnych latach, również w 2003 r. – bardzo dobry stan ekologiczny zbiornika. Zaobserwowano jednak zmiany, które nie miały co prawda wpływu na klasyfikację stanu ekologicznego, ale mają wpływ na strukturalno-przestrzenny rozwój roślinności. Zmniejszeniu ulega powierzchnia zajmowana przez grupę ekologiczną – charofity, która jest głównym sprawcą czystowodnego stanu wód jeziora. Wyginęły np. zbiorowiska *Chara aculeolatae*, zajmujące w latach 60. ponad połowę fitolitoralu. Miejsce fitocenoz ramienic zajmują zbiorowiska żywnych siedlisk innych ramienic (*Ch. tomentosae*) lub

roślinności naczyniowej (np. *Stratiotetum aolidis* czy *Najadetum marinae*). Zmiany fitolitoralu spowodowane są zmianami parametrów środowiskowych wód jeziora, co potwierdza duża zależność ich wartości od wartości wskaźnika ESMI\_L – określającego stan ekologiczny zbiornika.

## MEROPLANKTON ZATOKI GDAŃSKIEJ JAKO WSKAŹNIK ŻYCIA FILTRATORÓW BENTOSOWYCH

NATALIA DOBOSZ, STELLA MUDRAK

Zakład Badań Planktonu Morskiego, Instytut Oceanografii, Uniwersytet Gdański  
al. Marszałka Piłsudskiego 46, 81-378 Gdynia, e-mail: stella@ocean.univ.gda.pl

Zwierzęta bentosowe, zwłaszcza małże, skorupiaki osiadłe i niektóre wieloszczety, pełnią w ekosystemie morskim bardzo ważną rolę filtratorów i m.in. od ich kondycji zależy stan zamieszkiwanego przez nie środowiska. Praktycznie wszystkie w swoim rozwoju posiadają stadium pelagicznej larwy, dzięki czemu mogą zwiększać areał swego bytowania. W podjętych przez nas badaniach chcieliśmy określić czasoprzestrzenną zmienność liczebności i struktury meroplanktonu Zatoki Gdańskiej. Uzyskane wyniki miały posłużyć jako wskaźnik życia zoobentosu filtrującego w tym akwenie. Badania prowadzono w 2006 r. we wschodniej i zachodniej części Zatoki Gdańskiej na 14 stacjach o zróżnicowanej głębokości. Zooplankton poławiano przy użyciu sieci kopenhaskiej typu zamykanego (100  $\mu\text{m}$   $\varnothing$  oczka) w odstępach comiesięcznych. W obrębie meroplanktonu stwierdzono występowanie veliger *Bivalvia*, larw Polychaeta, veliger Gastropoda, nauplii i cypris *Balanus improvisus* oraz larw typu trochofora, a także planula Cnidaria. W Zatoce Gdańskiej w 2006 r. najwyższe koncentracje meroplanktonu – powyżej 200 osobn.  $\text{m}^{-3}$  – notowane były wiosną i latem. Zdecydowanie lepszym miejscem do rozwoju larw fauny dennej były rejonu płytkowodne (wiosna 391 osobn.  $\text{m}^{-3}$ , lato 168 osobn.  $\text{m}^{-3}$ ) niż głębokowodne (wiosna 60 osobn.  $\text{m}^{-3}$ , lato 214 osobn.  $\text{m}^{-3}$ ). Podział na część wschodnią i zachodnią wyraźnie zaznaczał się w strefie płytkiej Zatoki – ta ostatnia była zdecydowanie bujniejsza (wiosna 719 osobn.  $\text{m}^{-3}$ , lato 344 osobn.  $\text{m}^{-3}$ ) niż wschodnia (wiosna 286 osobn.  $\text{m}^{-3}$ , lato 162 osobn.  $\text{m}^{-3}$ ). W strefie głębszych wód Zatoki Gdańskiej nie obserwowano tak dużego zróżnicowania – liczebność meroplanktonu była raczej zbliżona i wynosiła wiosną 50–60 osobn.  $\text{m}^{-3}$ , a latem 220–250 osobn.  $\text{m}^{-3}$ . Największą rolę w meroplanktonie Zatoki Gdańskiej odgrywały veliger *Bivalvia* (64%) oraz nauplii *Balanus improvisus* (11%), najmniejszą trochofora (0,7%). Różnorodność taksonomiczna larw fauny dennej była najwyższa w miesiącach wiosenno-letnich. Pod względem struktury w rejonach płytkich dominacja zmieniała się sezonowo – zimą larwy Polychaeta, wiosną nauplii *Balanus improvisus* (zwłaszcza w rejonach zachodnich, gdzie ta tendencja utrzymała się również latem) i latem veliger *Bivalvia*, jesienią planula Cnidaria. W głębszych wodach Zatoki w części wschodniej i zachodniej panowała podobna sytuacja – większość roku zdominowana była przez veliger *Bivalvia*, jedynie jesienią planula Cnidaria miała większe znaczenie. Pod względem przestrzennym rozmieszczenie larw meroplanktonowych w dużej mierze pokrywało się z obecnością ich osobników rodzicielskich. Stwierdzone larwy Polychaeta to prawdopodobnie



w większości *Marenzelleria neglecta*, która obecnie dość licznie zasiedla płytsze dno Zatoki Gdańskiej. Natomiast małże to *Macoma baltica* na obszarze całej Zatoki, w rejonach płytszych również *Mya arenaria*, a w zachodniej części *Mytilus trossulus*. Ten ostatni często stanowi dogodny podłoże do rozwoju *Balanus improvisus* – stąd liczniejsze występowanie nauplii tego gatunku w zachodniej płytszej części Zatoki Gdańskiej. Notowany przez nas okres pojawiania się larw ściśle koreluje z okresami rozrodu osobników dorosłych tych samych taksonów. Liczna obecność larwalnych stadiów małży, skorupiaków i wieloszczetów wskazuje, że pomimo zanieczyszczonego środowiska w Zatoce mają one wysoki potencjał do rozmnażania i regeneracji.

#### REAKCJA ROŚLINNOŚCI WODNEJ NA EUTROFIZACJĘ ŚRODOWISK WODNYCH W ROLNICZYM KRAJOBRAZIE W OKRESIE OSTATNICH 30 LAT NA PRZYKŁADZIE PARKU KRAJOBRAZOWEGO IM. GEN. D. CHŁAPOWSKIEGO

HANNA GOLDYN, EWA ARCZYŃSKA-CHUDY

Instytut Środowiska Rolniczego i Leśnego, PAN  
ul. Bukowska 19, 60-809 Poznań, e-mail: hanna-goldyn@wp.pl

Zbiorowiska roślin wodnych i szuwarowych należą do najcenniejszych naturalnych elementów rolniczego krajobrazu. Ich obecność wzbogaca i pozwala zachować większą różnorodność biologiczną na terenach zdominowanych przez pola uprawne. Zagrożeniem dla nich jest intensyfikacja rolnictwa i związana z nią przyspieszona eutrofizacja.

Prezentowane wyniki badań nad zmianami zespołów wodnej roślinności w ostatnim trzydziestoleciu dotyczą rolniczych obszarów Parku Krajobrazowego im. Gen. D. Chłapowskiego położonego w południowej Wielkopolsce. Ich celem było określenie przemian roślinności wodnej w różnych ekosystemach (jezioro Zbęchy, torfianki, rów Wysokoć). Badania po raz pierwszy prowadzono w latach 1976–1979, a powtórzono w latach 2006–2007.

Obszar Parku poddany jest od wielu lat silnej presji antropogenicznej, wynikającej przede wszystkim z intensyfikacji rolnictwa. Najpoważniejsze zagrożenia, szczególnie dla ekosystemów wodnych, związane są z postępującym w ciągu ostatnich dziesięcioleci duży wzrostem zawartości azotu w wodach powierzchniowych i gruntowych.

Badania wykazały, że w latach 70. ub. w. w toni wodnej badanych ekosystemów występowało 18 zbiorowisk roślinnych. W ostatnim 30-leciu ich liczba zmniejszyła się o 4. Zginęło 9 zbiorowisk, wśród nich 7 zagrożonych w Wielkopolsce. Najcenniejsze z nich to *Nitellopsidetum obtusae*, *Charetum aculeolatae* oraz *Stratiotetum aloidis*. Pojawiło się 5 nowych zespołów, wśród nich zaliczane do zagrożonych w Wielkopolsce *Zannichellietum palustris* oraz *Ceratophylletum submersi*.

Zespoły utracone w większości wymagają wód o średniej trofii i są wrażliwe na postępującą eutrofizację. Natomiast nowe zespoły są związane z wodami żyznymi, o wysokiej trofii i wszystkie, z wyjątkiem *Zannichellietum palustris*, należą obecnie do często spotykanych w środowiskach wodnych badanego obszaru.

## ZMIENNOŚĆ FITOPLANKTONU JEZIORA STELCHNO

JACEK GOSZCZYŃSKI, DAWID SZATTEN

Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Bydgoszczy  
ul. Piotra Skargi 2, 85-018 Bydgoszcz, monitoring@wios.bydgoszcz.pl

Jeziro Stelchno położone jest na Pojezierzu Południowopomorskim, w południowej części dorzecza Wdy. Ma powierzchnię 154,5 ha, głębokość maksymalna wynosi 10,3 m, dlatego letnia stratyfikacja termiczna jest niepełna. W zlewni całkowitej zbudowanej z utworów sandrowych przeważającą formą użytkowania terenu są lasy. W jego otoczeniu rozwija się zabudowa letniskowa. Jezioro nie jest odbiornikiem ścieków. Helofity tworzą praktycznie ciągły pas wzdłuż linii brzegowej. Roślinność zanurzona zdominowana jest przez łąki ramienicowe. Stan troficzny wg Carlsona odpowiada mezotrofii.

Jeziro badane jest w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska od 1998 r. Analizy algologiczne prowadzone w latach 2007–2008 wykazały, że biomasa fitoplanktonu wahała się od 0,03 do 3,39 mg/l ze zbliżonym przebiegiem w kolejnych sezonach wegetacyjnych oraz maksimami przypadającymi na lipiec lub sierpień. Natomiast liczebność w analizowanych latach była różna oraz charakteryzowała się odmiennym rozkładem w czasie i podobnym silnym zróżnicowaniem w poszczególnych terminach. W 2008 r. odnotowano majowe i sierpniowe maksima, rok wcześniej tylko jedno, prawie 3-krotnie niższe i przypadające na czerwiec. Skład taksonomiczny zakwitów był różny. Tworzyły go zarówno *Bacillariophyceae*, jak i *Chrysophyceae* i *Cryptophyceae*. Najliczniejszym taksonem w okresach miksji były okrzemki, aczkolwiek w marcu 2007 r. współdominantem były sinice z rodzaju *Oscillatoria*. W całym okresie badawczym okrzemki występowały dość licznie także w pozostałych miesiącach. Latem nie stwierdzono przewagi liczebnej planktonu sinicowego nad pozostałymi grupami, natomiast jego zróżnicowanie gatunkowe było znaczne. Wyraźny, szczególnie w 2008 r. był też udział zielenic. Najwyższą frekwencję wśród okrzemek miały: *Asterionella formosa*, *Fragillaria crotonensis*, a wśród sinic *Gomphosphearia naegeliana*. Liczebność, biomasa i koncentracja chlorofilu „a” i nie były ze sobą skorelowane. Fykoflora Jeziora Stelchno odzwierciedla jego niski status troficzny wynikający zarówno z małej dostawy biogenów ze zlewni oraz roli zespołu ramienicowego ograniczającego eutrofizację. Jedną z przyczyn zróżnicowania ilościowego i jakościowego fitoplanktonu obserwowanego w kolejnych latach mógł być odmienny przebieg warunków termicznych w warstwie trofogenicznej.

WPLYW MAŁYCH ELEKTROWNI WODNYCH (MEW) NA KSZTAŁTOWANIE SIĘ  
STRUKTURY ZOOPLANKTONU, NA PRZYKŁADZIE WYBRANYCH RZEK  
POWIATU OLSZTYŃSKIEGO

ANNA GOŹDZIEJEWSKA

Katedra Ekologii Stosowanej, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski  
ul. Oczapowskiego 5, 10-957 Olsztyn

W 2006 r. podjęto wstępną próbę określenia wpływu małych elektrowni wodnych (MEW) na strukturę i zagęszczenie zooplanktonu rzecznego. Badaniami objęto cztery ciek na terenie powiatu olsztyńskiego: Wadąg w miejscowości Kieźliny, Dymer w miejscowości Nowe Marcinkowo, Marózkę w miejscowości Wąplewo, Jemiołówkę w miejscowościach Samogowo i Guzowy Młyn oraz rzekę Symsarnę w miejscowości Dębowo, w powiecie lidzbarskim.

Próby w ilości 20 litrów pobierano jednorazowo w okresie letnim na odcinkach rzek będących pod bezpośrednim oddziaływaniem urządzeń MEW. Zooplankton zagęszczano na siatce planktonowej o wielkości oczka 30  $\mu\text{m}$ , następnie utrwalano płynem Lugola i konserwowano roztworem 4% formaliny. Analiza laboratoryjna obejmowała identyfikację taksonomiczną, oraz szacowanie liczebności, a następnie porównanie zróżnicowania gatunkowego biocenozy przed jazem spiętrzającym oraz za turbiną, przy wylocie do koryta rzeki.

W zooplanktonie badanych cieków stwierdzono ogółem 58 tasonów Rotatoria, 17 taksonów Crustacea i ich stadia młodociane oraz 8 gatunków Protozoa.

W strukturze ilościowej biocenozy cieków, charakteryzujących się mniejszym przepływem, tj. rzeki: Jemiołówka, Marózka, Dymer, zdecydowanie dominowały pierwotniaki nad pozostałymi grupami. Udział zespołu Protozoa w całkowitym zagęszczeniu zooplanktonu powyższych cieków wynosił 35–89%, z wyraźnie zaznaczoną tendencją wzrostu ilościowego (od 30 do 90%) na stanowiskach za turbinami, po wlocie do koryta rzeki. O wysokiej liczebności pierwotniaków badanych ekosystemów (oprócz rzeki Wadąg) decydowała *Arcella discoides*.

W zooplanktonie rzeki Symsarny i Wadąg, charakteryzujących się dużą zmiennością przepływów oraz obecnością znacznych spadków terenu i bystrzami podobnymi do rzek górskich, dominowały wrotki, stanowiąc 65–95% całkowitego zagęszczenia biocenozy.

Większą liczebność zespołu Rotatoria zaobserwowano na stanowiskach przed turbinami tych cieków, na których w wyniku małego piętrzenia powstały charakterystyczne zalewy (oprócz rzeki Wadąg). W strukturze jakościowej zespołu Rotatoria dominowały: *Keratella cochlearis*, *K. cochlearis* var. *tecta*, oraz drobne gatunki psammonowe z rodzaju: *Lecane*, *Lepadella*, *Colurella*. W zespole skorupiaków najliczniej występowały młodociane stadia Copepoda – nauplius i kopepodit. Niewielki udział w kształtowaniu struktury miały drobne gatunki wioślarek (*Chydorus sphaericus* lub niedojrzałe osobniki rodzaju *Daphnia*) oraz gatunki widłonogów charakterystyczne dla małych zbiorników, stref makrofitów (*Eucyclops* sp.), lub przydenne (*Paracyclops* sp.), które rozwijały się w zalewach przed elektrowniami.

Największy z badanych cieków – rzeka Wadąg charakteryzowała się najwyższą ogólną liczebnością zooplanktonu, której wartość w wodzie wypływającej z elektrowni była ponad trzykrotnie wyższa niż przed wlotem.

Analiza podobieństwa faunistycznego zbiorowisk wykazała największą odmienność struktury zooplanktonu między stanowiskami przed i za elektrownią, na obu badanych odcinkach rzeki Jemiołówki.

ZRÓŻNICOWANIE SIEDLISK HYDROGENICZNYCH W NOWO UTWORZONEJ  
OSTOI NATURA 2000 JEZIORO DŁUGIE W PÓŁNOCNO-WSCHODNIEJ POLSCE

MIROSLAW GRZYBOWSKI, ZBIGNIEW ENDLER

Katedra Ekologii Stosowanej, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski  
ul. Oczapowskiego 5, 10-957 Olsztyn

Specjalny Obszar Ochrony Siedlisk pltmp 030 „Jezioro Długie” jest nowo utworzony obszarem ochronnym w ramach Europejskiej Sieci Ochrony Przyrody Natura 2000 w północno-wschodniej Polsce, obejmuje obszar znajdujący się na zachód od Łukty, leży w mezoregionie Pojezierze Olsztyńskie w północno-wschodniej części Lasów Tabor-skich. W obrębie omawianego obszaru stwierdzono obecność następujących siedlisk hydrogeniczych ważnych z punktu widzenia ochrony w ramach sieci Natura 2000:

Typy siedlisk wymienione w Załączniku I Dyrektywy Siedliskowej obecne w SOOS Jezioro Długie

Kod	Nazwa siedliska	Pow. (ha)	% pokrycia	Repre- zent.	Wzgl. pow.	Stan zach.	Ocena ogólna
3110	Jeziora lobeliowe	84,215	12,21	B	C	B	B
3150	Starorzecza i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne	7,270	1,05	B	C	B	B
3160	Naturalne, dystroficzne zbiorniki wodne	14,441	2,09	B	C	A	B
7140	Torfowiska przejściowe i trzęsawiska	3,322	0,48	A	C	A	A
91D0-1	Brzezina bagienna	29,947	4,34	C	C	B	B
91D0-2	Bór sosnowy bagienny	8,474	1,23	B	C	B	B
91D0-6	Sosnowo-brzozowy las bagienny	1,741	0,25	D			
91E0-3	Łęg olszowo-jesionowy	58,830	0,35	A	C	A	A

AKTYWNOŚĆ ENZYMÓW ANTYOKSYDACYJNYCH W MAŁŻACH  
*Mytilus galloprovincialis*, POCHODZĄCYCH Z WÓD  
BASENU MORZA ŚRÓDZIEMNEGO

KRZYSZTOF GWOŹDZIŃSKI, MARTA GONCIARZ, EWA KILAŃCZYK,  
ALEKSANDRA KOWALCZYK, ANNA PIENIAŻEK, GERARD BRICHON<sup>1</sup>

Katedra Biofizyki Molekularnej, Uniwersytet Łódzki

<sup>1</sup>Institute Michel Pacha, Université de Lyon

Organizmy morskie, takie jak małże czy ryby, są w ostatnim czasie z sukcesem wykorzystywane jako biomarkery do określania biologicznego efektu chemicznego zanieczyszczenia wód.

Celem niniejszej pracy było porównanie aktywności enzymów antyoksydacyjnych: katalazy – CAT, peroksydazy glutationowej – GPx, poziomu glutationu, peroksydacji lipidów i aktywności dehydrogenazy mleczajowej – LDH w małżach kontrolnych (dostęp otwartego morza) oraz małżach, które żyły w wodzie zanieczyszczonej metalami ciężkimi (teren stoczni). Do przeprowadzenia niniejszych badań wykorzystywane były małże z gatunku *Mytilus galloprovincialis* pochodzące z wód Morza Śródziemnego w okolicach Tamaris na południu Francji.

Małże pochodzące z terenów skażonych charakteryzowały się wysoką aktywnością katalazy – CAT i peroksydazy glutationowej – GPx, odpowiednio 161,76 i 45,36 U/mg białka w porównaniu do małży kontrolnych – 98,68 i 28,94 U/mg białka. Peroksydacja lipidów była również wyższa w trzustko-wątrobie skażonych małży (9,32 nmol MDA/mg białka) w porównaniu do małży kontrolnych (7,57 nmol MDA/mg protein) w przeciwieństwie do poziomu zredukowanego glutationu – GSH, który był niższy w małżach zanieczyszczonych (2,85  $\mu$ mol GSH/mg białka) w porównaniu do kontrolnych (5,81  $\mu$ mol GSH/ mg białka). Nie było istotnie statystycznych różnic w aktywności dehydrogenazy mleczajowej – LDH w obu populacjach/typach małży.

Wiele rodzajów zanieczyszczeń, takich jak metale śladowe oraz związki organiczne, nasilają stres oksydacyjny w organizmach. Wysoki poziom reaktywnych form tlenu prowadzi do peroksydacji lipidów i wzrostu aktywności enzymów antyoksydacyjnych oraz spadku poziomu zredukowanej formy glutationu (GS).

---

DYNAMIKA FITOPLANKTONU REKULTYWOWANEGO  
JEZIORA UZARZEWSKIEGO

ANNA KOZAK

Zakład Ochrony Wód, Instytut Biologii Środowiska, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza  
ul. Umultowska 89, 61-614 Poznań, e-mail: akozak@amu.edu.pl

Jeziro Uzarzewskie jest dimiktycznym jeziorem hipertroficznym położonym na rzece Cybinie (prawobrzeżnym dopływie Warty). Zajmuje powierzchnię 10,6 ha i posiada maksymalną głębokość 7,3 m. Średnia głębokość tego akwenu wynosi 3,4 m. W przeszłości było ono odbiornikiem ścieków komunalnych i przemysłowych. W sezonie wegetacyjnym obserwuje się masowy rozwój sinic zwłaszcza *Cuspidothrix issatschenkoi*, *Anabaena spiroides* i *Planktothrix agardhii*. Celem badań było przedstawienie dynamiki fitoplanktonu Jeziora Uzarzewskiego w roku 2008 związku z podjętymi w nim zabiegami rekultywacyjnymi.

Aby wyeliminować sinicowe zakwity wody w Jeziorze Uzarzewskim zastosowano natlenianie wód hypolimnionu poprzez skierowanie do tej warstwy kilku dopływów z dobrze natlenioną wodą. Kolejną metodą rekultywacji jeziora było zastosowanie preparatu opartego na bazie siarczanu żelaza (PIX-112), co miało na celu obniżenie stężenia fosforu w wodzie. Przy użyciu prototypowego, mobilnego aeratora pulweryzacyjnego, wprowadzano do wody dawki preparatu na poziomie 3,4 do 17 kg · ha<sup>-1</sup>.

Analizowano skład jakościowo-ilościowy oraz biomasę fitoplanktonu w roku 2008. Próbkę do analiz fitoplanktonu pobierano bez zageszczania, z dwóch stanowisk. Każdorazowo pobierano materiał z powierzchniowej warstwy wody oraz z głębokości 2, 4 i 6 m. Badania dokonywane były przy zastosowaniu mikroskopu świetlnego OLYMPUS, przy zastosowaniu komory Sedgwick-Raftera o pojemności 0,67 ml.

Pod względem składu gatunkowego fitoplanktonu Jeziora Uzarzewskiego przeważały zielenice. W liczebności największe wartości notowano w przypadku sinic, obserwowanych zwłaszcza w miesiącach letnich i jesiennych. Najliczniej reprezentowane były wówczas: *Planktothrix agardhii*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena flos-aquae* i *Limnithrix redeckei*. Po ustąpieniu sinicowych zakwitów wody, dominować zaczynały okrzemki centryczne z rodzaju *Cyclotella* i *Stephanodiscus* oraz *Fragilaria ulna* var. *acus* czy *Nitzschia acicularis*. Złotowiciowce i kryptofity najliczniej notowano w okresie zimowym. Na przełomie wiosny i lata licznie reprezentowane były kryptofity głównie przez *Rhodomonas lacustris* i *Rh. lens* a także *Cryptomonas marssonii* i *C. reflexa*. Liczebność zielenic wzrastała zwłaszcza w miesiącach wiosennych. Najliczniejsze były: *Oocystis lacustris*, *Tetraedron minimum*, *Coelastrum astroideum*, *Actinastrum hantzshii*, *Monoraphidium contortum*, *Koliella spiculiformis* i *Scenedesmus communis*.

---

## ZOOBENTOS STAWÓW ZASILANYCH BIOLOGICZNIE OCZYSZCZONYMI ŚCIEKAMI

JACEK KOSZAŁKA

Katedra Ekologii Stosowanej, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski  
ul. Oczapowskiego 5, 10-957 Olsztyn

Zbadano zgrupowania makrozoobezkręgowców bentosowych w trzech stawach na terenie oczyszczalni ścieków w Olsztynku (Pojezierze Mazurskie). Zbiór materiału prowadzono od kwietnia do października 2007 r. w odstępach miesięcznych. Stawy były używane do podchowu karpia (*Cyprinus carpio* (L.)), lina (*Tinca tinca* (L.)) i sandacza (*Sander lucioperca* (L.)) w okresie od wiosny do jesieni.

Zróżnicowanie taksonomiczne było niskie. Łącznie podczas badań zidentyfikowano 25 taksonów (8 gatunków, 3 grupy gatunków, 12 rodzajów 2 jednostki taksonomiczne wyższego poziomu) Dominowały larwy Chironomidae oraz Oligochaeta (łącznie stanowiły 98% zebranych organizmów w każdym ze stawów), a larwy Ceratopogonidae i Ephemeroptera występowały nielicznie. Największą liczbę taksonów stwierdzono w stawie 2 (20). Także zagęszczenie bentofauny było w nim największe – średnio wynosiło 9928 ind. m<sup>-2</sup>. Zagęszczenie makrozoobentosu w stawie 1 było istotnie niższe ( $p < 0,01$ ) – 3060 ind. m<sup>-2</sup>, stwierdzono w nim też najmniejsze zróżnicowanie taksonomiczne (15 taksonów).

Zgrupowania bentofauny w stawach były taksonomicznie odmienne, lecz różnica pomiędzy stawem 2 a 3 okazała się nieistotna (podobieństwo 43%, formuła Bray-Curtisa).

Skład taksonomiczny wskazuje na wysoką trofię oraz presję ryb.

## PRZYDATNOŚĆ RÓŻNYCH WSKAŹNIKÓW DO OCENY JAKOŚCI RZEKI NIZINNEJ

ELŻBIETA KRÓLAK, MAŁGORZATA STRZAŁEK, MAŁGORZATA KORYCIŃSKA

Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska, Instytut Biologii, Akademia Podlaska  
ul. Prusa 12, 08-110 Siedlce

W ocenie jakości rzek obok wskaźników fizyczno-chemicznych ważną rolę odgrywają wskaźniki biologiczne, wykorzystujące m.in. skład taksonomiczny makrofauny bezkręgowej oraz indeks makrofitowy. W ramach przeprowadzonych badań górnego odcinka rzeki Liwiec (dopływ Bugu) analizowano wybrane wskaźniki chemiczne wód, zawartość N, P i Corg w osadach dennych, skład taksonomiczny makrofauny bezkręgowej oraz skład taksonomiczny makrofitów i stopień pokrycia dna rzeki przez hydrofity. Do badań wytypowano cztery zróżnicowane pod względem czystości stanowiska (w tym jedno za ujściem kanału z oczyszczalni ścieków w Siedlcach). Ustalono, że dopływ wód z oczyszczalni ścieków wpływa wyraźnie na zmianę parametrów chemicznych wody, podwyższa

zawartość biogenów w osadach dennych, obniża różnorodność taksonomiczną makrofauny bezkręgowej (5 rodzin), stopień pokrycia (15%) dna rzeki przez makrofity. Na stanowiskach nieobciążonych dopływem zanieczyszczeń notowano większą różnorodność makrobezkręgowców (18–27 rodzin), większy stopień pokrycia dna rzeki przez makrofity (60–80%), mniejszą zawartość biogenów w osadach dennych. Wartości indeksu biotycznego BMWP-PL (127,7–11,7) wskazywały, że jakość wód rzeki na badanym odcinku zmieniała się od I do IV klasy czystości, a wartości makrofitowego indeksu (41,6–35,0) wskazywały na wody dobrej i umiarkowanej czystości. Indeks makrofitowy wydał się być mniej czułym wskaźnikiem niż indeks wykorzystujący makrobezkręgowce. Ustalono związek pomiędzy występowaniem makrofitów a zawartością biogenów w osadach dennych, a także wybranymi wskaźnikami chemicznymi wody i osadów dennych a składem taksonomicznym makrofauny bezkręgowej.

OCENA PRZYDATNOŚCI CHRUSCIKÓW (INSECTA: TRICHOPTERA)  
W METODACH BIOMONITORINGU WÓD BIEŻĄCYCH NA PRZYKŁADZIE  
CIEKÓW WOJEWÓDZTWA WARMIŃSKO-MAZURSKIEGO  
– WSTĘPNE WYNIKI BADAŃ

MARCIN KREJCKANT

Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski  
pl. Łódzki 3, 10-727 Olsztyn, e-mail: marcinkrejckant@wp.pl

W związku z przystąpieniem Polski do Unii Europejskiej, nasz kraj zobowiązał się do wdrożenia Ramowej Dyrektywy Wodnej. Zgodnie z tą ustawą wszystkie kraje członkowskie zobowiązały się do 2015 r. przywrócenie dobrego stanu swoich wód powierzchniowych. Dyrektywa jednak nie określa, jakimi konkretnymi metodami mają być przeprowadzane badania monitoringowe. Zwiększa jednak nacisk na metody oparte na komponencie biologicznym ekosystemów rzecznych.

Bioindykatory to organizmy, których obecność lub brak w danym środowisku pozwala wnioskować o jego stanie ekologicznym. Chruściki znakomicie wpisują się w tą niszę, albowiem są owadami amfibiotycznymi, których larwy stosunkowo długo rozwijają się w środowisku wodnym, a więc mogą odpowiednio reagować na zachodzące zmiany antropogeniczne.

Badania prowadzono na ciekach woj. warmińsko-mazurskiego. W 2006 r. na pięciu stanowiskach na rzekach: Dręcy, Hawce, Łynie, Pisie oraz Symsarnie. W 2007 r. na 8 stanowiskach na ciekach: Krutyni, Dajnie, Liwnie, Omet oraz odpływie z jeziora Sarż. Próby bentosowe pobierano jak w przypadku indeksu BMWP-PL oraz przy pomocy metody Multi Habitat Sampling stosowanej w ramach międzynarodowego projektu STAR-AQEM. Ponadto na każdym badanym stanowisku wykonywana była hydromorfologiczna ocena jakości rzeki metodą River Habitat Survey, jak również badano szereg czynników fizyczno-chemicznych, m.in. temperatura, pH, tlen rozpuszczony, BZT, ChZT, azot ogólny, fosforany, fosfor ogólny, przewodność, chlorofil a oraz zawiesina ogólna.



Sprawdzano, które z czynników w największym stopniu wpływają na populacje *Trichoptera* i jak silna jest korelacja między nimi a chruścikami, co w konsekwencji pokazuje rzeczywistą skuteczność stosowanych metod monitoringu oraz możliwość ich udoskonolenia.

## ZBIOROWISKA OKRZEMEK BENTOSOWYCH ORAZ FITOPLANKTONU W WODACH ZANIECZYSZCZONYCH METALAMI CIĘŻKIMI (GÓRNY ŚLĄSK)

JANINA KWANDRANS<sup>1</sup>, ELŻBIETA WILK-WOŹNIAK<sup>1</sup>, DARIUSZ CISZEWSKI<sup>2</sup>,  
EWA SZAREK-GWIAZDA<sup>1</sup>, URSZULA ALEKSANDER-KWATERCZAK<sup>4</sup>,  
ANDRZEJ WALOSZEK<sup>5</sup>, EDWARD WALUSIAK<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Zakład Biologii Wód, Instytut Ochrony Przyrody PAN  
al. A. Mickiewicza 33, 31-120 Kraków, e-mail: kwandrans@iop.krakow.pl

<sup>2</sup>Zakład Georóżnorodności IOP PAN, Kraków

<sup>3</sup>Zakład Ochrony Szaty Roślinnej IOP PAN, Kraków

<sup>4</sup>Katedra Geologii Ogólnej, Ochrony Środowiska i Geoturystyki AGH  
al. Mickiewicza 30, Kraków

<sup>5</sup>Instytut Biotechnologii, Uniwersytet Jagielloński  
ul. Gronostajowa 7, Kraków

Prezentowane badania dotyczą Górnego Śląska, który jest obszarem szczególnie narażonym na wpływy antropogeniczne. Celem badań jest prognoza oddziaływania wtórnej migracji metali ciężkich (kadm, cynk i ołów) z zanieczyszczonych nimi aluwiołów na wybrane zbiorowiska organizmów wodnych, w obrębie wybranych dolin rzecznych. Badania obejmują ciek wodny i stawy rybne w dolinie kanału Matylda, w której eksploatacja tych pierwiastków została zakończona 40 lat temu, oraz rzeki: Stołę i Graniczną Wodę, których zlewnie znajdują się pod wpływem aktywnego wydobycia i eksploatacji rud cynku i ołowiu. Zakres badań obejmuje: 1) indykację zasięgu i wielkości migracji cynku, kadmu i ołowiu w pionowych profilach aluwiołów i w glebach badanych dolin oraz osadach dennych badanych wód, 2) bioindykację i określenie statusu ekologicznego badanych cieków i zbiorników wód powierzchniowych na bazie analizy struktury zbiorowisk fitoplanktonu, okrzemek bentosowych i makrofitów, 3) ocenę celowości podjęcia współcześnie zabiegów fitoremediacji w badanych ekosystemach i efektywności ograniczenia przez nie w przyszłości migracji pierwiastków do wód powierzchniowych. Badania ilościowe i jakościowe okrzemek wykazały znaczące różnice pomiędzy zbiorowiskami okrzemek cieków, na korzyść środowiska wodnego kanału Matyldy. Rozmieszczenie, jak również wyróżnione grupy wskaźnikowe i zakres indeksów okrzemkowych odzwierciedlały nieznaczne zmiany chemizmu wód wzdłuż biegu cieku z tendencją poprawy jakości wody na stanowiskach poniżej stawów rybnych. W zbiorowiskach wód pozostających pod wpływem aktywnych zrzutów metali (rzeka Stoła i Graniczna Woda) obserwowano znaczącą redukcję liczby gatunków i ich liczebności oraz rozwój populacji organizmów metaloopornych z dominacją *Nitzschia palea* i *N. capitellata*. Fitoplankton badanych stawów wykazał zróżnicowanie gatunkowe oraz dominację poszczególnych grup. W dwóch

pierwszych stawach, najsilniej narażonych na dopływ metali wraz z wodami stwierdzono liczne występowanie zielenic, euglenin i okrzemek. W pozostałych stawach przedstawiciele zielenic występowały jedynie sporadycznie, a grupami dominującymi były okrzemki lub eugleniny. Liczna obecność zielenic w zespole fitoplanktonu w okresie wiosennym (próby pobierane w kwietniu) nie jest zjawiskiem charakterystycznym. Gatunki należące do tej grupy najliczniej rozwijają się latem. Niektóre gatunki zielenic, okrzemek i euglenin mogą mieć podwyższoną tolerancję na obecność metali ciężkich. Odmienne skład i dominacja glonów planktonowych w poszczególnych stawach mogła być nie tylko skutkiem różnej ich wielkości, rodzaju i charakteru otoczenia oraz ich zagospodarowania, ale także wynikiem różnej biodostępności metali ciężkich w poszczególnych stawach.

ZRÓŻNICOWANIE TROFICZNE TRZECH GŁĘBOKICH JEZIOR  
PIASECZNO, KRASNE I ROGÓŻNO W OKRESIE 2006–2007  
(POJEZIERZE ŁĘCZYŃSKO-WŁODAWSKIE)

MICHAŁ SOLIS, TOMASZ LENARD

Katedra Botaniki i Hydrobiologii, Katolicki Uniwersytet Lubelski Jana Pawła II  
ul. Konstantynów 1 H, 20-708 Lublin, e-mail: solek@kul.lublin.pl

Celem prowadzonych badań w latach 2006–2007 (kwiecień – listopad) było określenie zróżnicowania troficznego trzech głębokich jezior – Piaseczno, Krasne i Rogóźno, położonych na Pojezierzu Łeczyńsko-Włodawskim. Na podstawie wyliczonych indeksów troficznych Carlsona (TSISD, TSITP, TSITN, TSIChl-a) określono stan troficzny jezior oraz na podstawie odchyleń między wartościami poszczególnych indeksów wytypowano potencjalne przyczyny limitowania wzrostu fitoplanktonu.

Wartości indeksów Carlsona, pomimo zróżnicowania sezonowego, potwierdzały podawany do tej pory mezotroficzny charakter zbiorników. Dla jezior Krasne i Rogóźno wartości indeksów były niższe w pierwszym roku badań, natomiast w drugim – wyższe, wskazując okresowo na umiarkowaną eutrofię. Dla jeziora Piaseczno wartości indeksów nie przekraczały poziomu typowego dla mezotrofii, a w przypadku indeksu TSISD były typowe dla oligotrofii.

Wzrost fitoplanktonu w jeziorach zależny był przede wszystkim od ilości fosforu w toni wodnej. Analiza odchyleń między wartościami poszczególnych indeksów wskazuje jednak, że na ograniczenie rozwoju fitoplanktonu wpływ miały również inne czynniki niż stężenie biogenów w wodzie. Czynnikiem ograniczającym wzrost fitoplanktonu, okresowo nawet znacznie, wydaje się być również spasanie przez zooplankton. W przypadku jezior Krasne i Rogóźno duże znacznie ma również limitowanie wzrostu fitoplanktonu oprócz fosforu także przez azot.

SKŁAD CHEMICZNY WÓD STARORZECZA WIŚLIŚKO KOBYLE  
W SIEDLISKU *Euglena pascheri* Swir. 1915SŁAWOMIR LIGEZA<sup>1</sup>, ELŻBIETA WILK-WOŹNIAK<sup>2</sup><sup>1</sup>Instytut Gleboznawstwa i Kształtowania Środowiska, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie  
ul. Leszczyńskiego 7, 20-069 Lublin, e-mail: slawomir.ligeza@up.lublin.pl<sup>2</sup>Instytut Ochrony Przyrody, Zakład Biologii Wód, PAN  
al. A. Mickiewicza 33, 31-120 Kraków, e-mail: wilk@iop.krakow.pl

W latach 2004–2005 pobierano próby do badań fitoplanktonu na terenie rezerwatu wodnego „Wiśliśko Kobyle” (Puszcza Niepołomska). Równocześnie pobrano próby i wykonano analizy fizyczno-chemiczne wody, które dostarczyły informacji na temat warunków siedliskowych zbiornika. Wiśliśko Kobyle leży na tarasie zalewowym, jednak zostało oddzielone od głównego koryta Wisły wałem przeciwpowodziowym, który wstrzymał dopływ wód wezbraniowych, stanowiących dawniej dominujący składnik w bilansie wodnym tego starorzecza. Obecnie, decydujące znaczenie w zasilaniu zbiornika mają opady, podsiąkające wody gruntowe oraz spływ powierzchniowy z obszaru zlewni bezpośredniej. Wahania poziomu wody w zbiorniku są duże. Przy niskich stanach wody, zbiornik zaczyna dzielić się na funkcjonujące autonomicznie fragmenty. Wiosną 2005 r., w najpłytszej części starorzecza obserwowano masowy pojaw *Euglena pascheri* z towarzyszącym jej gatunkiem *Lepocinclis ovum* (Ehr.). Informacje na temat siedlisk oraz preferencji środowiskowych *E. pascheri* są bardzo ogólnikowe i niewielkie. Celem prezentacji jest przedstawienie zmian właściwości chemicznych miejsca, w którym obserwowano zakwit tego gatunku. Dane dotycząca okresu wystąpienia zakwitu (wiosna) oraz po jego ustąpieniu (lato). W próbie pobranej w czasie trwania zakwitu zawiesina ogólna przekraczała  $400 \text{ mg dm}^{-3}$ , a stężenie chlorofilu sięgało niemal  $2 \text{ mg dm}^{-3}$ . W terminie późniejszym parametry te miały wartość:  $21,4 \text{ mg dm}^{-3}$  (zawiesina) i  $0,03 \text{ mg dm}^{-3}$  (chlorofil). Wiosną pH wody było niższe w porównaniu z latem (odpowiednio 3,8 i 6,5), panowały warunki beztlenowe ( $0 \text{ mg dm}^{-3} \text{ O}_2$ ), natomiast przewodnictwo elektrolityczne właściwe (EC) było prawie 3 razy wyższe ( $1,7$  i  $0,6 \text{ mS cm}^{-1}$ ). Szczególnie duże różnice stężeń wystąpiły w przypadku N-NH<sub>4</sub> oraz N-Kjeldahla (bardzo wysokie wiosną, niskie latem), nie odnotowano natomiast różnic w koncentracji P całkowitego, którego zawartość w obu terminach była taka sama, dochodząc  $1600 \mu\text{gPO}_4 \text{ dm}^{-3}$ . Wiosenne stężenie ortofosforanów osiągało  $50 \mu\text{gPO}_4 \text{ dm}^{-3}$  i było ponad 3 razy niższe w porównaniu z letnim, czego przyczyną mógł być masowy rozwój euglen, pobierających intensywnie ortofosforany rozpuszczone w wodzie. Stężenia większości badanych pierwiastków, za wyjątkiem Mg, były wyższe wiosną niż latem. Największe różnice dotyczyły Cl, Fe, Mn, Zn oraz toksycznego Cd. Bardzo wysoką koncentrację Fe i Mn należy łączyć z deficytem O<sub>2</sub> i niskim pH, jakie zaobserwowano w wodzie w tamtym okresie. W warunkach anaerobowych oraz przy kwaśnym odczynie, Fe i Mn stają się bardziej mobilne i łatwo przechodzą z osadów do słupa wody.

Właściwości wody z okresu masowego wystąpienia *E. pascheri* w stosunku do okresu po ustąpieniu zakwitu różniły się istotnie. Wyższe stężenia większości pierwiastków w okresie wiosny można tłumaczyć ich dopływem ze zlewni leśnej z wodami roztopowymi

oraz ich uwalnianiem z osadów. Masowy pojaw *E. pascheri* jest zjawiskiem ciekawym, bowiem do tej pory za gatunek wskaźnikowy kwaśnych wód o wysokiej zawartości żelaza była podawana *E. mutabilis* Schmitz.

Badania wykonano w ramach projektu nr 2PO4F 045 27 finansowanego przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego w latach 2004–2006.

Dziękujemy prof. K. Wołowskiemu za weryfikację oznaczenia Eugleny.

## GLONY JAKO ELEMENT CHARAKTERYSTYKI STANU EKOLOGICZNEGO RZEK NA TERENACH NIZINNYCH I WYŻYNNYCH

BEATA MESSYASZ<sup>1</sup>, RYSZARD STANISZEWSKI<sup>2</sup>, SZYMON JUSIK<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Zakład Hydrobiologii, Instytut Biologii Środowiska, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza  
ul. Umultowska 89, 61-614 Poznań, e-mail: messyasz@amu.edu.pl

<sup>2</sup>Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu  
ul. Piątkowska 94C, 60-649 Poznań

Analizowano strukturę i skład gatunkowy zbiorowisk glonów planktonowych i bentosowych 21 małych rzek nizinnych i wyżynnych, które różniły się między sobą ze względu na głębokość, przepływ wody (rola w kształtowaniu się chemizmu wód) i występowanie hydromakrofitów. Celem badań było określenie stanu ekologicznego rzek opartej na strukturze zbiorowisk glonów oraz zbiorowisk makrofitów z uwzględnieniem ich uwarunkowań siedliskowych. Porównanie uzyskanych wyników pozwoli ocenić, w jakim stopniu wskaźniki biologiczne dają zbieżne informacje na temat stanu ekologicznego rzek.

Próby do badań fykologicznych pobierano od okresu późnowiosennego do jesiennego w latach 2005–2008 na 31 stanowiskach (21 rzek). Ocenę warunków ekomorfologicznych przeprowadzono metodą River Habitat Survey – RHS. Każdorazowo wykonano rutynowe pomiary fizyczno-chemiczne wody. Przy ocenie jakości wody oparto się m.in. na wskaźnikach: MTR (Mean Trophic Rank), IBMR (Indice Biologique Macrophytique en Riviere), RI (Reference Index), IPS (Specific Pollution Sensitivity Index), GDI (Generic Diatom Index), TDI (Trophic Diatom Index) oraz indeksu stanu trofii (Picińska 2007). Ponadto obliczono procentowy udział gatunków tolerujących zanieczyszczenie wód.

Analizy makrofitów w oparciu o MTR (24–40) wykazały, że badane rzeki są w większości przypadków umiarkowanie eutroficzne i tylko w kilku przypadkach eutroficzne. W rzekach największą regularność występowania posiadały: *Sparganium erectum*, *Glyceria maxima* i *Elodea canadensis*. Indeksy EPI i TDI w przypadku 5 stanowisk wykazały rozbieżną ocenę stanu trofii w stosunku do wskaźników makrofitowych, wskazując na większą trofię i gorszy stan ekologiczny wód.

Okrzemki powierzchniowej warstwy osadów najliczniej reprezentowane były przez *Aulacoseira granulata*, *Cocconeis plectentula*, *Cyclotella radiosia*, *C. operculata*, *Gomphonema acuminatum*, *G. parvulum* and *Nitzschia palea*. W rzekach o niewielkim przepływie wody notowano w fitosestonie obok okrzemek także zwiększone liczebności zielenic: *Monoraphidium contortum*, *Tetraëdron minimum*, *T. caudatum*, *Scenede-*

*smus/Desmodesmus* oraz sinic *Planktołynghya limnetica*, *Tychonema granulatum*, *Planktothrix agardhii*. Struktura zbiorowisk fitosestonu z reguły dobrze odzwierciedla warunki fizyczno-chemiczne panujące na poszczególnych stanowiskach rzek.

Wyniki badań dowodzą, że stan ekologiczny rzek oceniony na podstawie wskaźników makrofitowych i okrzemkowych wykazuje dużą zbieżność, w zakresie 63–82%. Podjęto także próbę uszczegółowienia wyników zastosowanych wskaźników biologicznych osobno w odniesieniu do małych rzek nizinnych i do rzek wyżynnych.

Badania finansowane przez MNiI – grant nr N N305 3537 33.

### WPLYW SPOSOBU ZAGOSPODAROWANIA MIKROZLEWNI NA FLORE I WARUNKI FIZYKO-CHEMICZNE WODY NA PRZYKŁADZIE STARORZECZY SANU

DOROTA MICHALSKA-HEJDUK<sup>1</sup>, DOMINIK KOPEĆ<sup>2</sup>, AGATA DROBIEWSKA<sup>3</sup>,  
BEATA SUMOROK<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Katedra Geobotaniki i Ekologii Roślin, Uniwersytet Łódzki  
ul. Banacha 12/16, 90-237 Łódź, e-mail: dhejduk@biol.uni.lodz.pl

<sup>2</sup>Katedra Ochrony Przyrody, Uniwersytet Łódzki  
ul. Banacha 1/3, 90-237 Łódź, e-mail: domin@biol.uni.lodz.pl

<sup>3</sup>Katedra Ekologii Stosowanej, Uniwersytet Łódzki  
ul. Banacha 1/3, 90-237 Łódź, e-mail: agadrob@biol.uni.lodz.pl

<sup>4</sup>Instytut Sadownictwa i Ogrodnictwa  
ul. Pomologiczna 18, 96-100 Skierniewice, e-mail: bsumorok@biol.uni.lodz.pl

Naturalnym składnikiem każdej doliny rzecznej są starorzecza. Powstają one na skutek erozji bocznej, która powoduje odcinanie zakoli od głównego koryta. Powstawanie, funkcjonowanie i zamieranie tych zbiorników jest długotrwałym procesem, któremu towarzyszy postępująca sukcesja od dominacji różnego typu zbiorowisk pleustonowych do olsu. Proces naturalnego „dojrzewania” i „starzenia” się tych zbiorników w większości dolin rzecznych Europy jest zakłócony. Regulacja koryta rzeki głównej, ograniczanie wezbrań powodziowy, eutrofizacja, to podstawowe przyczyny, które powoduje zakłócenie naturalnych zjawisk zachodzących w dolinach rzecznych. Ze względu na te liczne zagrożenia starorzecza zostały wpisane na listę chronionych typów siedlisk Natura 2000 (Dyrektywą Rady 92/43/EWG).

Dolina Sanu wyróżnia się w skali kraju, obecnością dużej liczby dobrze zachowanych starorzeczy, które są miejscem występowania wielu cennych i chronionych roślin naczyniowych m.in. *Salvinia natans*, *Trapa natans*. Badania realizowane w dolinie Sanu w latach 2004–2005 miały na celu określenie związków pomiędzy różnorodnością i naturalnością florystyczną tych zbiorników a parametrami fizyko-chemicznymi wody oraz sposobem zagospodarowania mikrozelewni. Podjęto również próbę określenia wrażliwości poszczególnych gatunków na pogarszanie się jakości wody. Badania prowadzono na pięciu starorzeczach położonych w okolicach miejscowości Zaleszany, które powstały w podobny czasie, różnią się tylko stopniem zagospodarowania i wielkością.

W trakcie badań terenowych jednocześnie analizowano florę zbiorników oraz dokonano charakterystyki parametrów fizyko-chemicznych wody, takich jak: przewodność, temperatura, pH i zawartość tlenu. Ponadto pobierano próbę wody do dalszych analiz chemicznych ze szczególnym uwzględnieniem pierwiastków biogennych. Analizę zagospodarowania mikroglewni wykonano na podstawie interpretacji zdjęć lotniczych z roku 2005. Badania dotyczące roślinności w starorzeczach były prowadzone metodą Baruna-Blangueta. Dla każdego ze zbiorników obliczono szereg wskaźników florystycznych, które następnie skorelowano w parametry fizyko-chemiczne wody i stopniem przekształcenia mikroglewni.

#### WPLYW ZGRUPOWAŃ KORMORANA CZARNEGO (*Phalacrocorax carbo*) NA SKAŻENIE ŚRODOWISKA ZWIĄZKAMI CHLOROORGANICZNYMI

ANTONI STEFAN MIKOSZEWSKI, ALICJA JABŁOŃSKA

Zakład Ekologii, Uniwersytet Warszawski  
ul. Banacha 2, 02-097, Warszawa, e-mail: mikst@biol.uw.edu.pl

Mimo iż pestycydy chloroorganiczne oraz polichlorowane bifenyle (PCBs) zostały wycofane z użycia w Polsce ponad 20 lat temu, są one wciąż obecne w wielu ekosystemach zarówno w organizmach, jak i w elementach abiotycznych. Zanieczyszczenia tymi związkami osadów dennych zbiorników wodnych stanowią ciągle poważny problem. Wiadomo też, że zwierzęta mogą przenosić tego typu zanieczyszczenia między różnymi środowiskami. W niniejszej pracy wykonano, w próbach z osadów dennych i planktonu, analizy jakościowo-ilościowe pestycydów chloroorganicznych, oraz analizy ilościowe PCBs. Próby osadów i planktonu do badań pobrano z trzech jezior mazurskich, na których znajdują się od wielu lat zgrupowania kormorana czarnego (*Phalacrocorax carbo*) – Inulec, Tuchlin i Czos, oraz dla porównania z trzech jezior, na których nie ma zgrupowań tych ptaków – Majcz Wielki, Zatoka Łuknańska jez. Śniardwy i przeprawa promowa w Wierzbie (granica Jezior Mikołajskiego i Bełdany). We wszystkich badanych jeziorach stwierdzono śladowe stężenia pestycydów chloroorganicznych i ich metabolotów: w osadach –  $\beta$ -HCH,  $\gamma$ -HCH, 4,4' DDE, 4,4' DDD, 2,4' DDD, 2,4' DDT, a w próbach planktonowych –  $\gamma$ -HCH i 4,4' DDE. Kongenery PCBs zostały stwierdzone wyłącznie w próbach z jezior, na których znajdują się od wielu lat zgrupowania kormoranów. PCBs stwierdzono tam w stężeniach od śladowych do ok. 90 ng/g. W próbach planktonowych na tych jeziorach stwierdzono śladowe stężenia PCBs (< 10 ng/g). Mimo iż stężenia badanych związków nie są wysokie należy więc przypuszczać, że duże zgrupowania kormorana czarnego mają wpływ na zanieczyszczenia terenów swoich zgrupowań owianymi związkami chloroorganicznymi.

---

OCENA JAKOŚCI WODY W ZBIORNIKACH POTORFOWYCH „NARTY”  
W KAMPINOSKIM PARKU NARODOWYM Z WYKORZYSTANIEM  
MAKROZOOBENTOSU

EWA PEŁNIA-IWANICKA<sup>1</sup>, ANNA SIKORA<sup>1</sup>, DAWID MARCZAK<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego  
ul. Nowoursynowska 166, 02-787 Warszawa, e-mail: robakbemi@wp.pl, a.b.sikora@wp.pl

<sup>2</sup>Kampinoski Park Narodowy  
ul. Tetmajera 38, 05-080 Izabelin, e-mail: dawid.marczak@gmail.com

Celem badań była ocena jakości wody w zbiornikach potorfowych przy wykorzystaniu makrozoobentosu. Badania prowadzone były na 5 zbiornikach potorfowych w miejscowości Narty w Kampinoskim Parku Narodowym. Prace terenowe trwały od 29.07 do 7.08.2008 r., część laboratoryjna we wrześniu 2008 r. W każdym zbiorniku pobierane były 4 próby, składające się z 2 próbek. Jako metodę zbioru zastosowano czerpakowanie dna za pomocą czerpaka hydrobiologicznego. Uzyskany materiał był segregowany i oznaczany z dokładnością do rodziny. W celu określenia różnorodności w poszczególnych zbiornikach wykorzystano następujące wskaźniki: wskaźnik ogólnej różnorodności Shannona oraz wskaźnik równomierności Pielou. Przy analizie wyników podjęto próbę określenia dominacji i podobieństwa. W wyniku podjętych badań wykazano obecność 2242 osobników zakwalifikowanych do 29 rodzin bezkręgowców wodnych. Najliczniejszą próbę pobrano w zbiorniku V (786 osobników należących do 19 rodzin), a najmniej liczną w zbiorniku III (136 osobników należących do 20 rodzin). Najliczniej reprezentowaną grupą we wszystkich próbach były murzyłkowate (Baetidae) i wioślakowate (Corixidae) stanowiące odpowiednio 26% i 25% wszystkich odłowionych bezkręgowców. Pojedynczo odnajdowane osobniki należały do rodzin: Glossiphonidae, krętakowate (Gyrinidae), kuczmany (Ceratopogonidae) oraz omacnicowate (Pylalidae). Według wskaźników najwyższą różnorodnością charakteryzował się zbiornik 2 (wskaźnik Shannona) i 3 (wskaźnik Pielou), zaś najniższą zbiornik 5. Analiza składu jakościowego rodzin pozwoliła wskazać grupy charakterystyczne zarówno dla wód czystych, jak i zanieczyszczonych. Wody czyste preferują m.in. larwy jętek, do których należy rodzina murzyłkowatych. Dla wód zanieczyszczonych charakterystyczne są larwy muchówek z rodziny ochotkowatych oraz rodzina ośliczkowatych, stanowiące w analizowanych zbiornikach od 2 do 11% całości zebranego materiału.

EFFECT OF COPPER ON THE DEMOGRAPHIC RESPONSES OF SUCCESSIVE GENERATIONS OF TWO CLADOCERANS *Moina micrura* (Kurz, 1874) AND *Ceriodaphnia dubia* (Richard, 1894)

E.A. PICAZO-PAEZ, S. NANDINI\*, S.S.S. SARMA

Laboratory of Aquatic Zoology, Edificio UMF, Division of Research and Postgraduate Studies  
National Autonomous University of Mexico  
Campus Iztacala, Av. De los Barrios S/N Los Reyes Iztacala, Ap 314, CP 54090 Tlalnepantla  
State of Mexico, MEXICO

Copper is one of the heavy metals frequently found in water bodies. Although an essential heavy metal, at high levels it can be highly toxic. Its impact across several generations can be easily evaluated using cladocerans due to their short lifespan and sensitivity to stress. Multi-generational assessments are helpful for understanding the possible adaptive strategies of zooplankton under chronic stress conditions. In this study we evaluated the chronic impact of copper (as sulphate) on the demographic parameters of three successive generations of *Moina micrura* and *Ceriodaphnia dubia*. The median lethal concentrations (LC50 24 h) of CuSO<sub>4</sub> for *M. micrura* and *C. dubia* were 0.35 mg/L and 0.66 mg/L, respectively. However, chronic toxicity tests showed that *M. micrura* was less sensitive; at low concentrations of copper (0.035 and 0.105 mg/L of CuSO<sub>4</sub>), a hormetic effect was observed on the lifespan and reproductive output with a more than 15% increase as compared to the controls. This hormesis was observed in the F1 but not F3 generation. For *C. dubia*, the negative impact was observed only in the F3 generation. The results warrant further studies on the impact of heavy metals for more than one generation to understand long term effects of toxicants to zooplankton.

\* Presenting Author

ZMIANY WŁAŚCIWOŚCI FIZYCZNO-CHEMICZNYCH CECH WÓD  
ORAZ ROŚLINNOŚCI W JEZIORZE LOBELIOWYM  
POD WPŁYWEM ANTROPOPRESJI

RYSZARD PIOTROWICZ, MAREK KRASKA, PIOTR KLIMASZYK

Zakład Ochrony Wód, Uniwersytet im. A.Mickiewicza,  
ul. Umultowska 89, 61-614 Poznań, e-mail: ryszardp@amu.edu.pl

Małe jezioro lobeliowe – Modre (Łupalickie) – na Pojezierzu Bytowskim zostało poddane antropopresji, polegającej na zarybieniu nieustalonym składem gatunkowym i ilościowym oraz zwapnowaniu w wyniku wydzierżawienia jeziora w roku 1993. Działania te, kontynuowane przez kilka lat, spowodowały trwałe zmiany w ekosystemie, których przebieg jest śledzony do chwili obecnej. Pierwsze dane na temat tego jeziora po-



chodzą z 1954 r. Następne, bardziej szczegółowe, badania właściwości fizyczno-chemicznych wód jeziora wykonano w latach 1989 i 1991 – a od roku 1993 wykonywane są corocznie. Okresowo (w latach 1991, 2001, 2004 oraz 2006) analizowano także skład gatunkowy i rozmieszczenie zbiorowisk hydromakrofitów. W latach 1989–1991 wody zbiornika charakteryzowały się dużą widzialnością (> 10 m) i dobrym natlenieniem w całym słupie wody w okresie stagnacji letniej. Po zarybieniu i zwapnowaniu pogorszyły się warunki tlenowe, prowadząc do wykształcenia beztlenowej strefy hypolimnetycznej. Zmniejszeniu uległa przezroczystość wód (min. widzialność to 3,5 m), stwierdzono także wzrost koncentracji mineralnej i organicznej formy azotu oraz fosforu ogólnego. Różnice wartości większości analizowanych parametrów fizyczno-chemicznych wód jeziora, w okresie przed zarybieniem i po zarybieniu oraz wapnowaniu, są statystycznie istotne. Nastąpiły też zmiany w wielkości fitolitoralu i w rozmieszczeniu oraz strukturze gatunkowej zbiorowisk roślinnych. W 1991 r. fitolitoral zajmował około 65% powierzchni jeziora. Wyniki z 2004 r. wskazują na zmniejszenie się jego powierzchni do około 20% powierzchni jeziora, jednakże już w 2006 r. odnotowano ponowny wzrost zasięgu występowania roślin. Badania struktury gatunkowej płatów roślinnych wykazały istotne statystycznie zmiany polegające m.in. na drastycznym sukcesywnym spadku liczebności *Lobelia dortmanna* i wzroście pokrycia przez *Littorella uniflora*. Także zmiany w zasięgach występowania i wartościach współczynnika pokrycia przez *Isoetes lacustris* i zasiedlający najgłębsze partie fitolitoralu torfowiec *Sphagnum denticulatum* były istotne, np. pomiędzy latami 2004 i 2006 odnotowano wzrost zagęszczenia poryblinu, a spadku pokrycia przez torfowiec w płatach *Isoetum lacustris* oraz regenerację zbiorowiska ze *Sph. denticulatum* na głębokościach przekraczających 5 m.

## WALORYZACJA FLORYSTYCZNA I SIEDLISKOWA RZEKI MIETIUŁKA W POLESKIM PARKU NARODOWYM

MAGDALENA POGORZELEC

Katedra Ekologii Ogólnej, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie  
ul. Akademicka 13, 20-950 Lublin, e-mail: magdalena.pogorzelec@up.lublin.pl

Rzeka Mietiułka to niewielki ciek wodny, przepływający przez półn. część Poleskiego Parku Narodowego. Rzeka znajduje się po wschodniej stronie przechodzącego przez Park wododziału (w dorzeczu Bugu), a powierzchnia jej zlewni szacowana jest na 3965,8 ha. Swój początek bierze w okolicy wsi Pieszowola, tuż przy granicy Parku i uchodzi do rzeki Włodawki powyżej jeziora Wytyckiego. Całkowita długość rzeki w obrębie PPN wynosi 9,25 km. Typowo antropogeniczny charakter jej koryta jest wynikiem wykonanych w drugiej połowie XX w. prac melioracyjnych. Mietiułka należy do rzek, którym wyrównano brzegi oraz w większości usunięto przybrzeżne zakrzaczenia.

Celem badań była waloryzacja przyrodnicza wybranych fragmentów zmeliorowanej rzeki Mietiułka, obejmująca inwentaryzację i analizę flory naczyniowej cieków oraz charakterystykę warunków siedliskowych badanego terenu.

Badania terenowe i kameralne prowadzono w latach 2006–2007. W 6 sektorach badań, o długości 25 m każdy, wykonano pomiary morfometryczne koryta rzeki Mietiułki: długości, szerokości oraz głębokości w części początkowej, środkowej i końcowej; zmierzono *in situ* odczyn wody (pH) oraz przewodność elektrolityczną wody ( $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ ). Oznaczono w wodzie stężenie kationów wybranych pierwiastków ( $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ). Udokumentowano stan fitocenozy w poszczególnych sektorach sporządzając i analizując dokładne spisy gatunkowe.

Z przeprowadzonych badań wynika, że rzeka Mietiułka jest ciekim heterogennym zarówno pod względem morfometrycznym, jak i siedliskowym.

Skarpy oraz koryto rzeki są siedliskiem dla flory zróżnicowanej pod względem botanicznym, syntaksonomicznym i ekologicznym, która stanowi mieszaną roślinność typowo wodnej oraz roślinności charakterystycznej dla otaczających rzekę siedlisk.

We wszystkich sektorach oznaczono łącznie 113 gatunków roślin naczyniowych z 42 rodzin botanicznych, 15 klas syntaksonomicznych i charakteryzujących się przynależnością do różnych grup ekologicznych roślin. Brak przepływu i stagnacja wody w niektórych fragmentach cieką stwarzała sprzyjające warunki dla rozwoju roślinności pływającej z rodziny *Lemnaceae*, w tym także rzadkiego w naszym kraju gatunku *Wolffia arrhiza*.

Analiza siedliskowa, przeprowadzona na podstawie przynależności gatunków roślin fitocenozy poszczególnych sektorów do charakterystycznych grup ekologicznych (wg *Ekologicznych liczb wskaźnikowych roślin naczyniowych*), w powiązaniu z badaniami czynników fizyczno-chemicznych wody wskazuje na to, że woda cieką jest, w różnych fragmentach, siedliskiem żyznym i umiarkowanie żyznym, o odczynie lekko kwaśnym do zasadowego (pH 6,09–8,26).

Na zróżnicowanie parametrów fizyczno-chemicznych wody rzeki Mietiułki, na całej jej długości mają prawdopodobnie wpływ takie zjawiska jak prędkość przepływu wody, oraz charakter siedlisk sąsiadujących z cieką.

#### RENATURYZACJA RZEKI BZURY W OCENIE BIOLOGICZNEJ PRZEPROWADZONEJ NA PODSTAWIE ZBIOROWISK OKRZEMEK BENTOSOWYCH

BARBARA RAKOWSKA, EWELINA SZCZEPOCKA

Katedra Algologii i Mikologii, Zakład Algologii, Uniwersytet Łódzki  
ul. Banacha 12/16, 90-237 Łódź, e-mail: rakowska@biol.uni.lodz.pl, ewelina@biol.uni.lodz.pl

Celem pracy było ukazanie procesu renaturyzacji rzeki Bzury na podstawie oceny biologicznej przeprowadzonej w oparciu o zmiany, jakie zaszły w ciągu 30 lat w strukturze zbiorowisk okrzemek bentosowych. Jakość wody została oceniona na podstawie trzech indeksów okrzemkowych: IPS – Specific Pollution Sensitivity Index, GDI – Generic Diatom Index i TDI – Trophic Diatom Index stosowanych powszechnie w Europie. Rzeka Bzura (lewostronny dopływ Wisły) do roku 1996 była zaliczana do najbardziej zanieczyszczonych rzek w Polsce. Od 1998 r. obserwuje się powolną poprawę jakości wody, co spo-

wodowane jest szeregiem działań przyrodniczo-technicznych, głównie uporządkowaniem gospodarki ściekowej w większości miast zlokalizowanych nad rzeką. Na rzece Bzurze wytypowano dziewięć stanowisk poboru prób: 1 – Łódź-Arturówek, 2 – Zgierz-Krzywie (powyżej Zgierza), 3 – Aniołów (poniżej Zgierza), 4 – Parzyce (poniżej Ozorkowa), 5 – Witaszewice (poniżej Łęczycy), 6 – Orłów, 7 – Łowicz (powyżej miasta), 8 – Sochaczew (powyżej miasta), 9 – Wyszogród. Próby pochodziły z dwóch okresów badań z lat 1972–1977 (próby zbierane przez Rakowską) i z lat 2002–2004 (próby zbierane przez Szczepocką). Sporządzone listy okrzemek (zliczano 400 okryw) posłużyły do oceny biologicznej wykonanej z użyciem komputerowego programu OMNIDIA (version 4.1). Indeks IPS w latach 2002–2004 zakwalifikowano wody rzeki Bzury do III – IV klasy jakości wody, natomiast w latach 1972–1977 osiągał zdecydowanie niższe wartości i tak w całej rzece poza odcinkiem ujściowym (V klasa) stwierdzono IV klasę. Na podstawie indeksu GDI w latach 2002–2004 w całej rzece stwierdzono III klasę jakości wody. Wartości indeksu GDI w latach 1972–1977 wskazują na III–IV klasę jakości wody w rzece. Indeks troficzny TDI w latach 2002–2004 zakwalifikował wody rzeki Bzury do strefy od eutroficznej do hipereutroficznej. W latach 1972–1977 indeks TDI wskazał o stopień wyżej, czyli od strefy mezosaprobowej do eutroficznej. Z przeprowadzonych badań wynika, iż IPS (Specific Pollution Sensitivity Index) jest najlepszym indeksem, który może być powszechnie stosowany w Polsce do oceny jakości saprobowego zanieczyszczenia wód płynących. Zróżnicowanie jakości wody na poszczególnych odcinkach rzeki na podstawie indeksu IPS uwzględnia dokładnie wpływ źródeł zanieczyszczenia oraz dopływy oraz ukazuje poprawę jakości wody.

## PRZEBUDOWA STRUKTURY MAKROFITÓW W WYBRANYCH JEZIORACH POJEZIERZA ŁĘCZYŃSKO-WŁODAWSKIEGO

JOANNA SENDER

Zakład Ekologii Krajobrazu i Ochrony Przyrody, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie  
ul. Dobrzańskiego 37, 20-262, Lublin, e-mail: joanna.sender@up.lublin.pl

W ostatnim 45-leciu zachodzą dość istotne zmiany w szacie roślinnej jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. W jeziorach mezo- i lekko eutroficznych zaznacza się tendencja do zmniejszania liczby fitocenoz, zaś w eutroficznych z reguły do ich zwiększenia. Z jezior ustępują przede wszystkim zbiorowiska roślin zanurzonych, a zwłaszcza ramienice. Wzrasta natomiast liczba fitocenoz roślinności szuwarowej.

W latach 60. ub. stulecia w jeziorach dystroficznych liczne występowały ramienice, pokrywając nierzadko całą powierzchnię dna jeziora. W jez. Moszne nastąpiły nie tylko zmiany ilościowe, lecz także zmienił się ich skład gatunkowy. Dominująca w latach 60. *Chara intermedia* zastąpiona została w latach 90. przez *Ch. delicatula* Agardh, obecnie natomiast ramienic brak. Z jeziora Długie ustąpiła *Chara globularis* Thuillier i *Chara intermedia* A. Braun.

W eutroficznym jeziorze Łukie, gdzie jeszcze w latach 90. zespół *Hydrocharitum morsus-ranae* L. pokrywał niemalże całą powierzchnię dna, a obecnie przypomina strukturę makrofitów z lat 60., kiedy to fitocenoza ta wykształcona była w litoralu w postaci pierścienia okalającego jezioro, różnica polega tylko na składzie jakościowym. W innych jeziorach eutroficznym zmiany postępują bardzo wolno w kierunku zwiększenia biomasy makrofitów tych jezior natomiast zmniejszenia się ich różnorodności gatunkowej.

Najistotniejszym czynnikiem wpływającym na zmiany w strukturze jakościowej i ilościowej makrofitów są zmiany w chemizmie wód. Powodowane są one czynnikami działającymi kompleksowo m.in. spływem biogenów z terenów przyległych do zbiorników, przeprowadzenie zabiegów melioracyjnych, a także rekreacyjne wykorzystanie jezior.

Pomimo zaniechania prac hydrotechnicznych na terenie Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego w ostatnich latach obserwowano się systematyczne obniżanie wód w jeziorach. Przyczyną były z jednej strony niższe opady, ale także niekorzystny wpływ Lubelskiego Zagłębia Węglowego.

#### WIELOLETNIE ZMIANY W POPULACJACH *Dreissena polymorpha* (Pall.) W JEZIORACH MAZURSKICH

ANNA STAŃCZYKOWSKA, KRZYSZTOF LEWANDOWSKI

Instytut Biologii, Akademia Podlaska  
ul. B. Prusa 12, 08-110 Siedlce, e-mail: [ekologia@ap.siedlce.pl](mailto:ekologia@ap.siedlce.pl)

Wieloletnie badania hydrobiologiczne Wielkich Jezior Mazurskich, prowadzone przez wiele ośrodków naukowych, wykazały znaczące zmiany środowiskowe i biocenotyczne związane przede wszystkim ze wzrostem trofii. *Dreissena polymorpha*, notowana w większości z tych jezior, charakteryzowała się dużą zmiennością występowania, zagęszczeń, parametrów populacji.

Wielkie Jeziora Mazurskie są wyraźnie zróżnicowane troficznym. Część północna (kompleks jeziora Mamry) to jeziora o niskiej trofii (mezo-eutrofia), część środkowa (Jagodno-Tałty) – jeziora silnie eutroficzne, część południowa (Śniardwy-Nidzkie) to jeziora słabiej zeutrofizowane. *D. polymorpha* najliczniej występuje w jeziorach północnych i południowych.

Zasiedlanie jezior przez *D. polymorpha* wyglądało różnie w różnych okresach. Najlepsza sytuacja była na początku lat 60. XX w., najgorsza – w latach 80. i 90., kiedy bardzo nasiliły się procesy eutrofizacji w jeziorach, związane z intensyfikacją rolnictwa, wzrostem zaludnienia i rozwojem turystyki. Początek XXI w. przyniósł poprawę jakości wód w jeziorach (zmiany gospodarowania w rolnictwie – w miejsce PGR-ów osady turystyczne z przydomowymi oczyszczalнями ścieków, budowa miejskich oczyszczalni ścieków, zwrócenie społecznej uwagi na sprawy „ekologii”) i odbudowę populacji *D. polymorpha* w niektórych jeziorach.

Na przykład w badanym przez 50 lat Jeziorze Mikołajskim zmiany w populacji *D. polymorpha* były bardzo wyraźne. W latach 60. i 70. mimo stabilnych warunków środowiska, dwukrotnie obserwowano gwałtowne spadki liczebności tych mały prawie do zera z bardzo wysokiego poziomu, które wiązano z przegęszczeniem populacji. Po ostatnim załamaniu się liczebności w połowie lat 70., utrzymujący się następnie bardzo niski poziom liczebności *D. polymorpha* w latach 80. i 90., można wiązać z silnym wzrostem zanieczyszczenia Jeziora Mikołajskiego. Pod koniec lat 90. XX w. populacja zaczęła się odradzać po uruchomieniu oczyszczalni ścieków.

Długoletnie badania nad występowaniem *D. polymorpha* w Wielkich Jeziorach Mazurskich wskazują przede wszystkim, że rozmieszczenie i liczebności tych mały charakteryzują się dużą zmiennością czasową i przestrzenną. Liczebność populacji *D. polymorpha* uwarunkowana jest głównie czynnikami środowiskowymi, z których najważniejsza jest trofia jezior i jej zmiany. Mniejsze znaczenie dla występowania *D. polymorpha* z tego terenu mają uwarunkowania biocenotyczne (drapieżnictwo ryb i ptaków, mimo bogactwa ichtiofauny i awifauny) i populacyjne (przegęszczenie).

#### METALE CIĘŻKIE W OSADZIE PODGÓRSKIEGO ZBIORNIKA ZAPOROWEGO – ROZMIESZCZENIE I MOBILNOŚĆ

EWA SZAREK-GWIAZDA

Instytut Ochrony Przyrody PAN  
Al. A. Mickiewicza 33, 31-120 Kraków, e-mail: szarek@iop.krakow.pl

Metale ciężkie zdeponowane w osadach zbiorników zaporowych stanowią potencjalne zagrożenie dla organizmów w nim żyjących. Dlatego istotne jest poznanie ich rozmieszczenia, czynników o nim decydujących oraz potencjalnej mobilności. Zbiornik Dobczycki, typowy dla obszaru polskich Karpat, pod względem morfometrycznym dzieli się na trzy główne akweny: Basen Myślenicki – rozciągający się wzdłuż doliny Raby, średnia głębokość 9,9 m, Basen Dobczycki – położony przy zaporze, średnia głębokość 16,4 m oraz mającą charakter stawowy Zatokę Wolnicy (średnia głębokość 4,9 m). W próbkach osadu (warstwa 0–5 cm, frakcja 63  $\mu\text{m}$ ) pobranych z 30 stanowisk ze Zbiornika Dobczyckiego wiosną 2007 r. oznaczono całkowite stężenia Cd i Pb oraz parametry decydujące o ich akumulacji w osadzie. W wybranych próbkach oznaczono ponadto formy występowania Cd i Pb oraz zdolność osadów do ich uwalniania w zależności od zmiany warunków pH.

Osady w środkowej części, wzdłuż długiej osi zbiornika miały charakter pylasto-ilasty związany z rodzajem skał i gleb występujących w zlewni rzeki Raby i sprzyjający akumulacji metali ciężkich. Uziarnienie osadów w części przybrzeżnej zbiornika było bardziej zróżnicowane. Zawartość materii organicznej w osadzie zbiornika mieściła się w zakresie 2–8,5%, pH 6,8–7,9, a stężenia (Cd 0,42–1,85  $\mu\text{g g}^{-1}$ ) i Pb (13,2–37,5  $\mu\text{g g}^{-1}$ ) charakteryzowały się znacznym zróżnicowaniem. Według indeksu geokumulacyjnego osady były niezanieczyszczone (Cd – 1 stanowisko, Pb – 23 stanowiska), w małym stop-

niu zanieczyszczone (Cd – 10 stanowisk, Pb – 7 stanowisk) i średnio zanieczyszczone (Cd – 19 stanowisk) tymi pierwiastkami. Najniższe stężenia Cd i Pb występowały w strefie przybrzeżnej Basenu Myślenickiego i Basenu Dobczyckiego. Najwyższe ich stężenia występowały na stanowiskach usytuowanych w środkowej, głębszej części Basenu Dobczyckiego i w Zatoce Wolnicy, a ponadto Pb w środkowej, głębszej części Basenu Myślenickiego. Analiza statystyczna potwierdziła występowanie niższych stężeń Cd i Pb w przybrzeżnej części zbiornika w porównaniu do środkowej. Rozmieszczenie Cd i Pb w osadzie zbiornika wskazuje, że dostarczane były głównie z wodami rzeki Raby, a dodatkowym ich źródłem była, mająca charakter rolniczy i gęstą zabudowę, zlewnia Zatoki Wolnicy. Współczynniki korelacji wskazują, że największy wpływ na akumulację Cd w osadzie miały związki Al i materia organiczna, a na akumulację Pb związki Fe i Mn, materia organiczna oraz frakcja pylasta (0,05–0,02 mm).

Badane osady charakteryzowały się zróżnicowanymi właściwościami buforowymi, zdolnością do uwalniania Cd i Pb w miarę wzrostu zakwaszenia, oraz formami ich występowania w osadzie. Zarówno formy występowania, jak i ich uwalnianie badanych metali z osadu w miarę zakwaszenia wskazuje, że Cd był pierwiastkiem bardziej mobilnym i stanowił większe zagrożenie dla organizmów niż Pb.

#### ODPOWIEDŹ ZGRUPOWANIA OCHOTEK (CHIRONOMIDAE, DIPTERA) NA ZMIANY PRZEPŁYWU W NIZINNEJ RZECE

ELIZA SZCZERKOWSKA-MAJCHRZAK

Katedra Ekologii i Zoologii Kręgowców, Uniwersytet Łódzki  
ul. Banacha 12/16, Łódź 90-237, e-mail: szczerko@biol.uni.lodz.pl

Badania bentofauny (Chironomidae, Diptera) prowadzono w czwartorzędowym odcinku nizinnej rzeki Drzewiczki, poniżej tamy zbiornika zaporowego oraz sztucznego, górskiego toru kajakowego. Pobór prób odbywał się w 5 wyróżnionych siedliskach: w Głębozku; stagnującym siedlisku, porośniętym wynurzonymi roślinami; dominującym porośniętym zanurzonymi makrofitami środka koryta rzeki; przybrzeżnym o żwirowym podłożu oraz bystrzu. Zadanie badawcze obejmowało eksperyment polegający na całkowym manipulowaniu wysokością przepływu. Próby pobierano w trzech terminach: wrzesień 2000, marzec 2001 i luty 2002, każdorazowo dwukrotnie: B (before) – I termin – po okresie dłuższej stabilizacji przepływu na niskim poziomie A (after) – II termin – po upuszczeniu wody ze zbiornika. Z każdego siedliska pobierano po 5 prób (100 cm<sup>2</sup> dna rzeki) chwytaczem rurowym o powierzchni chwytnej 10 cm<sup>2</sup>. W siedliskach dodatkowo mierzone temperaturę, głębokość, szybkość prądu oraz zawartość tlenu.

Średnia wartość przepływu dla Drzewiczki w okresie funkcjonowania zapory wynosiła 2,6 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>. Podczas eksperymentu przepływ zwiększył się w stosunku do średniej we wrześniu trzykrotnie, pięciokrotnie w marcu, natomiast szesnastokrotnie w lutym. Spowodowało to zmianę wielu parametrów rzeki, a w konsekwencji destabilizację zgrupowania ochotek tego odcinka rzeki.

Trzykrotny wzrost przepływu spowodował destabilizację nieorganicznego podłoża, osadów organicznych i peryfitonu, a w konsekwencji zgrupowania ochotek w siedlisku położonym najbliżej tamy i górskiego toru kajakowego oraz w siedlisku przybrzeżnym. Największy spadek zagęszczenia odnotowano dla *Procladius* sp., *Microtendipes chloris* i *Cladotanytarsus mancaus*. Pięciokrotne zwiększenie przepływu zdeterminowało podobne zmiany w głębozku, siedlisku stagnującym oraz bystrzu. Spowodowało to ograniczenie obfitości *Ablabesmyia monilis*, *Cricotopus sylvestris*, *Polypedilum convictum*, *Cryptochironomus defectus*, *C. manaus*.

Ostatni, najwyższy, katastroficzny przepływ, był przyczyną silnej destabilizacji podłoża; wiele osobników bentofauny wraz z ich zasobami pokarmowymi zostało wymytych. Spośród ochotkowatych zaobserwowano spadek zagęszczenia wszystkich wyróżnionych taksonów, przy czym najmniejszą destabilizację odnotowano w głębozku.

#### BAKTERIOPLANKTON RZEKI WARTY W ASPEKCIE JAKOŚCI WÓD I ICH PRZEPIYU

ELŻBIETA SZELĄG-WASIELEWSKA<sup>1</sup>, MICHAŁ MICHAŁKIEWICZ<sup>2</sup>, TOMASZ DYSARZ<sup>3</sup>,  
TOMASZ JONIAK<sup>1</sup>, BEATA MADRECKA<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Zakład Ochrony Wód, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza  
ul. Umultowska 89, 61-614 Poznań, e-mail: eszelag@amu.edu.pl

<sup>2</sup>Instytut Inżynierii Środowiska, Politechnika Poznańska  
ul. Piotrowo 5, 60-965 Poznań

<sup>3</sup>Katedra Budownictwa Wodnego, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu  
ul. Piątkowska 94, 61-625 Poznań

Bakterie wpływają istotnie na funkcjonowanie ekosystemów wodnych, ich stabilność ekologiczną i proces eutrofizacji. Pełnią one fundamentalną rolę w rozkładzie i mineralizacji materii organicznej oraz regeneracji mineralnych substancji niezbędnych do funkcjonowania innych grup organizmów. Szczególnie w wodach zrynych i zanieczyszczonych bakterie odpowiedzialne są za tworzenie dużej biomasy i produkcji, przy czym w bakterioplanktonie większości tego typu wód dominują bakterie heterotroficzne. Celem niniejszej pracy było określenie liczebności i dynamiki zbiorowisk bakterii w środkowym biegu rzeki Warty (Pojezierze Wielkopolskie, Poznański Przełom Warty). Na tym odcinku Warta prowadzi eutroficzne i zanieczyszczone wody o znacznej dynamice przepływów w ciągu roku. Próbkę wody do badań bakterioplanktonu pobierano z nurtu rzeki, na ogół dwukrotnie w miesiącu, a oceny jego liczebności dokonano dwoma metodami. Pierwsza z nich należy do inkubacyjnych z zastosowaniem pożywek i hodowli mikroorganizmów, druga natomiast to metoda nieinkubacyjna z użyciem fluorochromów i techniki mikroskopii fluorescencyjnej. Podjęto próbę skorelowania uzyskanych wyników z analizowanymi równolegle fizyczno-chemicznymi czynnikami środowiskowymi (m.in. temperatura i odczyn wody, przewodnictwo elektrolityczne, stężenie tlenu i % jego nasycenia, koncentracja wybranych związków azotu, fosforu i węgla organicznego) i przepływem wody oraz odniesiono je do wcześniej publikowanych wyników badań, zarówno z Warty, jak i innych nizinnych rzek.

NIESPODZIEWANE TOKSYCZNE ZAKWITY SINIC W MAŁYCH ZBIORNIKACH  
RETENCYJNYCH W PIERWSZYM ROKU ICH FUNKCJONOWANIAMAGDALENA TOPOROWSKA<sup>1</sup>, BARBARA PAWLIK-SKOWROŃSKA<sup>1,2</sup><sup>1</sup>Katedra Hydrobiologii, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie  
ul. Akademicka 13, 20-950 Lublin, e-mail: magda.wis@interia.pl<sup>2</sup>Stacja Badawcza Centrum Badań Ekologicznych PAN  
ul. Niecała 18, 20-080 Lublin, e-mail: pawlik@poczta.umcs.lublin.pl

Zakwity sinic (*Cyanobacteria*) produkujących hepato- i neurotoksyny, związane z eutrofizacją wód, stanowią poważne zagrożenie dla organizmów żywych. Problem zakwitów pojawił się m.in. w budowanych w ostatnich latach małych zbiornikach retencyjnych, służących celom hodowlanym i rekreacyjnym.

Celem pracy było zbadanie dynamiki rozwoju sinic oraz produkcji cyjanotoksyn (mikrocystyn i anatoksyny-a) w dwóch nowopowstałych zbiornikach retencyjnych woj. lubelskiego.

Powierzchniowe próby wody pobierano w okresie VII–XI 2007 r. w zbiorniku Konstantynów na rzece Czyżówce oraz V–IX 2008 r. w zalewie w Kraśniku na rzece Wyznicy. Zmierzono podstawowe parametry fizyko-chemiczne wody, zawartość chlorofilu-a oraz przeprowadzono analizę fitoplanktonu. W kożuchach zakwitów i biomasie fitoplanktonu oznaczano całkowite stężenia mikrocystyn (GC-MS) oraz anatoksyny-a (HPLC).

W obu zbiornikach stwierdzono występowanie zróżnicowanych zakwitów sinicowych (liczebność sinic  $> 10^7$  osobn.  $\text{dm}^{-3}$ ). W Zalewie Konstantynów ( $\text{TSI}_{\text{chl}} = 97$ ) w sierpniu obserwowano masowy rozwój *Anabaena flos-aquae*, *Planktolyngbya limnetica* (odpowiednio 32 i 30% ogólnej liczebności fitoplanktonu), zaś później wzrost liczebności *Planktothrix agardhii* i jej dominację (85%) jesienią. Kożuch sinicowy składający się głównie z *A. flos-aquae* zawierał wysokie stężenia neurotoksycznej anatoksyny-a (1,4 mg An-a  $\text{dm}^{-3}$ ; 0,3 mg  $\text{g}^{-1}$  s.m. kożucha) oraz mniejsze stężenia mikrocystyn (0,01 mg równ. MC-LR  $\text{dm}^{-3}$ ; 0,002 mg  $\text{g}^{-1}$  s.m. kożucha). W Zalewie Kraśnickim ( $\text{TSI}_{\text{chl}} = 79$ ), w lipcu występował zakwit *Aphanizomenon flos-aquae* ( $9,7 \cdot 10^6$  nici  $\text{dm}^{-3}$ ), natomiast w sierpniu rozwijały się masowo różne gatunki *Microcystis spp.* ( $1,3 \cdot 10^7$  kolonii  $\text{dm}^{-3}$ ). Równocześnie w ciągu 19 dni sierpnia w wodzie zalewu nastąpił wzrost całkowitego stężenia mikrocystyn z 13,6 do 788,5  $\mu\text{g dm}^{-3}$  oraz anatoksyny-a z 0,03 do 83,6  $\mu\text{g dm}^{-3}$ .

Rozwój sinic, produkujących tak znaczne ilości cyjanotoksyn, już na początku funkcjonowania zbiorników stanowi poważny problem ekologiczny i społeczny oraz wskazuje na potrzebę ekspertyz przed podjęciem decyzji o budowie tego typu akwenów.



## CHARAKTERYSTYKA ZMIENNOŚCI ZOOPLANKTONU W STAWACH NARYBKOWYCH PRZY OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW W OLSZTYNKU

STEFAN TUCHOLSKI<sup>2</sup>, ANNA GOŹDZIEJEWSKA<sup>1</sup><sup>1</sup>Katedra Ekologii Stosowanej<sup>2</sup>Katedra Melioracji i Kształtowania Środowiska

Uniwersytet Warmińsko-Mazurski

ul. Oczapowskiego 5, 10-957 Olsztyn

Analizą objęto trzy stawy narybkowe przy oczyszczalni ścieków w Olsztynku.

Próby zooplanktonu pobierane były raz w miesiącu, w okresie od kwietnia do października, w 2007 r.

W zooplanktonie badanych stawów stwierdzono 41 taksonów Rotatoria, 7 taksonów Cladocera, 6 gatunków Copepoda i ich stadiów młodocianych oraz 6 gatunków Protozoa. O liczebności zooplanktonu we wszystkich stawach decydowało zagęszczenie wrotków, z maksimum 2118 osobn. dm<sup>-3</sup>, co stanowiło 86,8% ogólnej liczby organizmów zooplanktonowych. Zależność tą potwierdza istotna, wysoka wartość współczynnika korelacji ( $r = 0,977$  z  $P < 0,05$ ). Biomasa zooplanktonu we wszystkich stawach kształtowały skorupiaki. Współczynnik korelacji pomiędzy wielkością biomasy Cladocera a ogólną wartością tego parametru dla całej biocenozy zwierząt planktonowych wynosił  $r = 0,988$ ,  $P < 0,05$ . Najwyższe wartości obserwowano podczas wiosennego szczytu Cladocera – *Daphnia longispina* w maju i czerwcu (22 114–36 363 mg m<sup>-3</sup>) oraz jesiennego pojawu *Bosmina longirostris* var. *cornuta* (34 673 mg m<sup>-3</sup>). Nie stwierdzono statystycznie istotnych różnic pomiędzy średnimi wartościami liczebności i biomasy zooplanktonu w poszczególnych stawach (Test  $U$ ,  $P < 0,05$ ).

Uzyskane wyniki liczebności i biomasy zooplanktonu stawów narybkowych odniesiono do podstawowych parametrów fizyko-chemicznych wody: temperatura, pH, stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie, BZT<sub>5</sub>. Stwierdzono statystycznie istotną, odwrotnie proporcjonalną zależność pomiędzy zawartością tlenu rozpuszczonego w wodzie a liczebnością widłonogów w biocenozie ( $r = -0,51$  z  $P < 0,05$ ). O ogólnej liczebności widłonogów decydowały przede wszystkim stadia rozwojowe nauplius i kopepodit a w okresie letnim dodatkowo silny rozwój populacji *Thermocyclops crassus* i *Cyclops strennus*. Warunki tlenowe we wszystkich stawach przez cały okres badań były dobre. Zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie mieściła się w zakresie 5,37–18,56 mg O<sub>2</sub> dm<sup>-3</sup>. Spadek zawartości i nasycenia wody tlenem w okresach przejściowych: wiosenno – letnim i wczesnojesiennym nie stanowił czynnika ograniczającego dla starszych form rozwojowych i osobników dojrzałych Copepoda, które występowały w biocenozie licznie w związku z dużą dostępnością pokarmu (wrotki) i presją ryb skierowaną na wiosenną populację wioślarek *Daphnia longispina*. Po zmniejszeniu liczebności *D. longispina* w lipcu, populacja *T. crassus* i *C. strennus* dominowała w zespole Crustacea.

Zawartość materii organicznej w toni wodnej stawów, wyrażona wskaźnikiem BZT<sub>5</sub> była kształtowana liczebnością Cladocera. Uzyskano istotną statystycznie, odwrotnie proporcjonalną zależność obu powyższych parametrów ( $r = -0,546$  z  $P < 0,05$ ). Bardzo liczna populacja *D. longispina* w maju i czerwcu w stawie nr 1 (odpowied-

nio: 128 i 210 osobn.  $\text{dm}^{-3}$ ) i stawie nr 2 (odpowiednio: 140 i 175 osobn.  $\text{dm}^{-3}$ ) eliminowała z toni wodnej plankton roślinny, obniżając wartości BZT<sub>5</sub>, do minimum dla całego okresu badań – 3 mg O<sub>2</sub>  $\text{dm}^{-3}$  w stawie 1 i 2,9 mg O<sub>2</sub>  $\text{dm}^{-3}$  w stawie 2.

PORÓWNANIE ROLI FILTRATORÓW PLANKTONOWYCH (*Daphnia* spp.)  
ORAZ BENTOSOWEGO FILTRATORA, RACICZNICY ZMIENNEJ  
(*Dreissena polymorpha*), W DYNAMICE ZWIĄZKÓW BIOGENICZNYCH

ADRIANNA WOJTAL-FRANKIEWICZ, PIOTR FRANKIEWICZ

Katedra Ekologii Stosowanej, Uniwersytet Łódzki  
ul. Banacha 12/16, 90-237 Łódź, e-mail; adwoj@biol.uni.lodz.pl

W celu oceny wpływu *Daphnia* spp. i racicznicy zmiennej na alokację związków azotu i fosforu w ekosystemach wodnych przeprowadzono eksperyment terenowy w 150 litrowych kontenerach wypełnionych nie filtrowaną wodą pobraną ze Zbiornika Sulejowskiego. Eksperyment zawierał następujące warianty (w trzech powtórzeniach): Fito stanowiący kontrolę (niefiltrowana woda ze zbiornika), Fito+Zoo (woda jak w kontroli + *Daphnia* spp. w zagęszczeniu 110 os. $\text{dm}^{-3}$ ), Fito+Zoo+Dreis (woda i *Daphnia* spp. jak w wariacie Fito+Zoo + kolonie racicznicy zmiennej o wadze 175 g – co odpowiada biomase ok. 500 g/m<sup>2</sup>) oraz Fito+Dreis (woda jak w kontroli + racicznica o wadze 175 g). W ciągu 11 tygodni trwania eksperymentu badano cotygodniowo parametry fizykochemiczne wody: temperaturę (°C), stężenie O<sub>2</sub> (mg  $\text{dm}^{-3}$ ), pH, konduktywność ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ), stężenie NH<sub>4</sub>-N, PO<sub>4</sub>-P (mg  $\text{dm}^{-3}$ ), TN (mg  $\text{dm}^{-3}$ ) i TP ( $\mu\text{g dm}^{-3}$ ) oraz skład gatunkowy fitoplanktonu i stężenie chlorofilu a ( $\mu\text{g dm}^{-3}$ ). Ilość jonów amonowych była zdecydowanie najwyższa w wariacie Fito+Zoo (maksymalnie 69,36 mg  $\text{dm}^{-3}$ ), zaś fosforanów w wariantach z racicznicą (maksymalnie 86,37 mg  $\text{dm}^{-3}$ ). Potwierdza to zdolność zwiększania stosunku N:P przez *Daphnia* spp. (stosunek molarny w zakresie: 23–27), a zmniejszania go przez racicznicę (stosunek molarny w zakresie: 9–13). Bogata w fosfor woda w wariantach z racicznicą umożliwiła masowy rozwój Chlorophyta. Po 3–4 tygodniach trwania eksperymentu zaczęła wzrastać tam biomasa glonów nitkowatych, głównie *Hydrodictyon reticulatum* – sieci wodnej, *Oedogonium* sp. i *Spirogyra* sp. (w sumie 82,26 g mokrej masy zielenic), czego nie obserwowano w wariacie Fito+Zoo i w kontroli. W końcowych dniach eksperymentu ilość chlorofilu a w wariacie Fito+Dreis wyniosła 151  $\mu\text{g dm}^{-3}$ , w wariacie Fito+Zoo 17,34  $\mu\text{g dm}^{-3}$ , zaś w kontroli jedynie 3  $\mu\text{g dm}^{-3}$ . Przedstawione wyniki wskazują, że racicznica zmienna może, w przeciwieństwie do *Daphnia* spp., zwiększać symptomy eutrofizacji w ekosystemach wodnych i pośrednio przyczyniać się do masowych pojawów ekspansywnych gatunków fitoplanktonu.