



HYDROMORFOLOGICZNA OCENA EKOSYSTEMÓW WODNYCH

Opole 2007

SPIS TREŚCI

1. Radosław Antonowicz, Maciej Gąbka
Mollusca łąk ramienicowych płytkich jezior Wielkopolski: relacje między strukturą gatunkową mięczaków a parametrami środowiska 7
2. Irena Bielańska-Grajner
Porównanie zgrupowań wrotków (Rotifera) psammonowych wybranych jezior północno-zachodniej Polski i zbiorników sztucznych Wyżyny Śląskiej. 8
3. Edyta Buczyńska
Wpływ podłoża na występowanie larw chruścików (Trichoptera) w rzece Szum (Roztocze Środkowe) 8
4. Stanisław Czachorowski, Marcin Krejcekant
Ocena naturalności ekosystemów wodnych za pomocą wskaźników naturalności na przykładzie Trichoptera 9
5. Magdalena Czarnecka
Wdrażanie Ramowej Dyrektywy Wodnej w zlewni Noteci 10
6. Julia Dobrzańska, Witold Strużyński
Chruściki (Trichoptera) wskaźnikiem stanu środowiska wodnego ... 11
7. Piotr Domek, Renata Dondajewska, Ryszard Gołdyn
Makrozoobentos zbiornika Antoninek na rzece Cybinie 11
8. Małgorzata Dukowska
Bentos i fauna naroślinna w rzece jako baza pokarmowa ryb 12
9. Elżbieta Dumnicka
Rozmieszczenie skąposzczetów w strefie litoralu zbiorników antropogenicznych. 13
10. Elżbieta Dumnicka, Joanna Galas
Co dzieje się w źródle po jego renaturyzacji? 14
11. Wojciech Fiałkowski
Wykorzystanie analizy dyskryminacyjnej do oceny jakości biomonitorów metali śladowych 15
12. Karol Gandera; Bartłomiej Gołdyn
Wpływ antropopresji na strukturę zgrupowań mięczaków strumienia Wójtowskiego (powiat poznański) oraz małych zbiorników w jego zlewni 15
13. A. Głazaczow, Z. Książkiewicz, R. Bajaczyk,
Element wyżyny w faunie rzek Pomorza: nowe gatunki jętek (Ephemeroptera) związanych z ciekami pogórza 16
14. A. Głazaczow, Z. Książkiewicz, R. Bajaczyk,
Modyfikacje strategii rozrodczych Ephemeroptera: przykład *E. notata* w zmiennych warunkach hydromorfologicznych cieków wodnych Pomorza 17

15. Bartłomiej Gołdyn
Wpływ czynników środowiskowych na strukturę malakocenoz oczek śródpolnych
..... 18
16. Bartłomiej Gołdyn, Szymon Konwerski, Jerzy Błoszyk
Duże liścionogi (Anostraca, Notostraca, Conchostraca) zbiorników okresowych w okolicach Poznania 19
17. Anna Grzeszczyk – Kowalska*, Juliusz C. Chojnacki**
Struktura długościowa *Neomysis integer* ze strefy przybrzeżnej Południowego Bałtyku wiosną 2006 roku 20
18. Anna Iglukowska
Wpływ czynników abiotycznych na występowanie i różnorodność małżoraczków (Ostracoda) w wybranych środowiskach wód śródlądowych Polski i północnej Norwegii
..... 20
19. Aleksandra Jabłońska
Naroślinne skąposzczety (Oligochaeta) Neru w granicach Łodzi..... 21
20. Izabela Jabłońska-Barna
Zgrupowania makrobezkręgowców jeziora makrofitowego (jezioro Łuknajno, PW Polska) 22
21. Piotr Jamróg, Jacek Ławniczak, Krzysztof Puk, Piotr Klimaszyk, Damian Heymann
Bentofauna bezkręgowca źródeł Jeziora Kubek (Sierakowski Park Krajobrazowy) – doniesienie wstępne..... 22
22. Igor Jatulewicz
Preferencje siedliskowe makrofauny zbiorników antropogenicznych
..... 24
23. Małgorzata Kłonowska-Olejnik, Artur Radecki-Pawlik, Tomasz Skalski
Wpływ zróżnicowania siedlisk potoku górskiego w obrębie łąk zwirowych na zgrupowania jętek (Ephemeroptera) (potok Skawica, Beskid Makowski)
..... 24
24. Jarosław Kobak, Jarosław Żytkowicz
Racicznica zmienna (*Dreissena polymorpha*) jako podłoże dla rodzimych i pontokaspijskich gatunków Amphipoda 25
25. Andrzej Kołodziejczyk
Mięczaki denne litoralu a wielkość i stopień izolacji jezior 26
26. Paweł Koperski
Obecność i presja ryb jako czynnik decydujący o składzie fauny bezkręgowców
..... 27
27. Lucyna Koprowska, Izabela Jabłońska-Barna
Ocena jakości wód rzeki Łyny w latach 1978-2007 na podstawie zgrupowań makrobezkręgowców..... 28

28. Ryszard Kornijów, Małgorzata Gorzel, Anna Halkiewicz
Wpływ żerowania ryb na strukturę zoobentosu. Kontynuacja eksperymentu na Zalewie Zembrzyckim 28
29. Małgorzata Korycińska, Elżbieta Królak
Wpływ czynników środowiskowych na występowanie makrofauny w rzece Osownica 29
30. Jacek Koszałka
Wpływ hodowli pstrąga na zgrupowania Oligochaeta w rzece Drwęcy...30
31. Mariola Krodkiewska, Agnieszka Michalik – Kucharz
Zespoły skąposzczetów dennych (Oligochaeta) w powyrobiskach piaskowych o różnych warunkach troficznych na Górnym Śląsku 30
32. Elżbieta Królak, Małgorzata Korycińska, Aleksandra Nikończuk
Wpływ oczyszczalni ścieków w Międzyrzeczu Podlaskim na jakość wód w rzece Krzna 31
33. Izabela Krzyżanowska
Różnorodność biologiczna rzeki Pełcz na podstawie makrobentosu 31
34. Maria João Fernandes Martins, Jochen Vandekerkhove, Giampaolo Rossetti, Tadeusz Namiotko
Lokalne przystosowanie czy “genotyp ogólnego przeznaczenia”: wstępne wyniki badań nad przeżywalnością *Eucypris virens* (Crustacea, Ostracoda) w warunkach stresowych 32
35. Michał Michałkiewicz
Makrozoobentos lobeliowego jeziora Głębocko (powiat bytowski) na tle parametrów fizyczno-chemicznych i bakteriologicznych wody 33
36. Karolina Mrozińska, Maria João Fernandes Martins, Jochen Vandekerkhove, Tadeusz Namiotko
Wpływ temperatury i oświetlenia na sukces rozwojowy geograficznie partenogenetycznego skorupiaka *Eucypris virens* (Ostracoda) 35
37. Kinga Nuckowska
Ocena jakości wód rzeki Santocznej a różnorodność organizmów występujących w jej wodach36
38. Ryszard Polechoński, Wojciech Dobicki, Przemysław Pokorny
Bioakumulacja metali ciężkich przez organizmy bentosowe z Jezior Sławskiego i Wojnowskich 36
39. Małgorzata Poznańska, Jarosław Kobak
Makrozoobentos górnego litoralu (do 1 m) w limnicznej części Zbiornika Włocławskiego 37
40. Beata Rosińska, Małgorzata Raczyńska, Anna Grzeszczyk-Kowalska, Juliusz C. Chojnacki
Struktura ilościowo-jakościowa makrobentosu odcinka rzeki Odry Zachodniej w obrębie miasta Szczecina 38

41. Wioletta Staniszevska
Wstępne wyniki badań małżoraczków (Ostracoda) litoralu północnej części jeziora Wigry39
42. Monika Stolarska, Anita Szafrńska, Barbara Wojtasik
Zróżnicowanie meio- i makrobentosu zasiedlającego osiedlowe zbiorniki słodkowodne Trójmiasta40
43. Robert Stryjecki
Rola stawów rybnych w kształtowaniu się różnorodności gatunkowej wodopójek (Acari, Hydrachnidia)41
44. Witold Szczepański, Stanisław Czachorowski
Chruściki jako wskaźnik stanu ekologicznego krajobrazu rolniczego
.....42
45. Eliza Szczerkowska, Maria Grzybkowska, Mariusz Tszedel, Małgorzata Dukowska
Reakcja bentofauny na renaturyzację nizinnej rzeki.....43
46. Grzegorz Tończyk
Klucz do oznaczania makrobezkręgowców bentosowych dla potrzeb oceny stanu ekologicznego wód powierzchniowych w Polsce - koncepcja opracowania
.....44
47. Mariusz Tszedel, Maria Grzybkowska, Michał Kurzawski, Nina Kalisiak
Bentofauna siedliska żwirowo-kamienistego nizinnych rzek poniżej piętrzenia
.....45
48. Jochen Vandekerkhove, Tadeusz Namiotko, Giampaolo Rossetti, Francesc Mezquita
Pyriproxyfen, analog hormonu juvenilnego, nie indukuje produkcji samców w partenogenetycznych liniach *Eucypris virens* (Crustacea: Ostracoda)
.....46
49. Barbara Wojtasik
Copepoda zbiorników słodkowodnych południowego Spitsbergenu
.....47
50. Barbara Wojtasik, Jarosław Kur
Zmienność morfologiczna pomiędzy populacjami *Nannopus palustris* Brady, 1880 (Crustacea, Harpacticoida) z równi pływowych Spitsbergenu.....48
51. Paweł Zdoliński, Magdalena Lampart-Kałużniacka
Monitoring biologiczny jakości wód powierzchniowych na podstawie makrobentosu według zasad Ramowej Dyrektywy Wodnej UE.....49
52. Janusz Żbikowski
Różne strategie rozrodcze dwóch gatunków skąposzczetów: *Limnodrilus hoffmeisteri* i *Tubifex tubifex*.....49
53. Małgorzata Raczyńska
Struktura jakościowa fauny makrobentosowej rzeki Tywy a wybrane parametry fizykochemiczne wody50

Mollusca łąk ramieniowych płytkich jezior Wielkopolski: relacje między strukturą gatunkową mięczaków a parametrami środowiska

Radosław Antonowicz¹, Maciej Gąbka²
Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, Zakład Hydrobiologii
ul. Umultowska 89, 61-614 Poznań

¹ antekhydro@wp.pl, ² gmaciej@yahoo.com

Badania siedlisk malakofauny zasiedlającej litoral niejednokrotnie pomijają makroskopowe glony z rodziny Characeae. W nielicznych pracach poświęconych faunie mięczaków łąk ramieniowych rozpatruje się te glony zbiorczo, nie uwzględniając ich różnicowania gatunkowego. Ograniczenie do rozpoznawania jedynie rodzaju *Chara sp.* przy badaniu występujących wśród ramienic Mollusca, pomija znaczący, dobrze udokumentowany w literaturze temat wpływ poszczególnych gatunków tych glonów na parametry siedliskowe. Znaczenie siedliskotwórcze ramienic dokumentuje się zwłaszcza w płytkich, niewielkich zbiornikach, w których ich plechy porastają niejednokrotnie całe dno jeziora.

Celem badań, było rozpoznanie występowania jakościowego i ilościowego Mollusca w łąkach ramieniowych budowanych przez różne gatunki tych glonów. Analizowano 16 parametrów fizyczno-chemicznych wody oraz skład gatunkowy, strukturę przestrzenną i biomasę ramienic jako składnika nisz Mollusca. Badania przeprowadzono w sezonie wegetacyjnym 2006 roku w pięciu płytkich jeziorach Wielkopolski: Lubosina k. Pniew, Zgierzynieckie, bez nazwy k. Stęszewa, Kociołek k. Murowanej Gośliny oraz zbiorniku bez nazwy k. Nekli. Strukturę gatunkową mięczaków badano w łąkach ramieniowych z takimi gatunkami jak: *Chara tomentosa*, *C. intermedia*, *C. vulgaris*, *C. aspera*, *C. polyacantha* i *Nitellopsis obtusa*.

Do poboru ilościowych fauny i flory wykorzystany został próbnik pomysłu Profesora Kornijowa w kształcie składanego w pół walca o długości 33 cm i średnicy 14 cm, którego objętość wynosi 5 litrów. Aparat ten umożliwia pobieranie ilościowych próbek fauny epifitycznej i zwierząt pływających dookoła struktur makrofitów. Na każdym z wyznaczonych stanowisk pobierano 4 objętości próbniaka.

W przebadanych łąkach ramieniowych pięciu jezior stwierdzono ślimaki należące do rodzin: Bithyniidae, Lymnaeidae, Planorbidae, Valvatidae, Physidae, Viviparidae, Ancyliidae oraz małże z rodziny Sphaeriidae. Jednak pomimo obecności prawie wszystkich stwierdzanych w kraju rodzin Gastropoda, malakofauna zbadanych łąk ramieniowych była uboga zarówno pod względem jakościowym i ilościowym. Jedynie w łąkach ramieniowych z *Chara intermedia* (jezioro Kociołek) stwierdzono dużą liczebność i różnorodność gatunkową mięczaków (średnia liczebność 8850 osobn./m³). We wszystkich zbadanych stanowiskach pięciu jezior dominującym gatunkiem był *Bythynia tentaculata*. Największą liczebność, spośród analizowanych powierzchni z ramienicami gatunek ten osiągnął w stanowiskach z *Chara intermedia*. Ponadto we wszystkich przebadanych jeziorach stwierdzono obecność *Radix peregra* i przedstawicieli rodzaju *Pisidium*.

Najuboższą malakofaunę stwierdzono w łące ramieniowej budowanej przez *Chara delicatula* (jezioro bez nazwy k. Stęszewa; średnia liczebność 750 osobn./m³).

Z przedstawionych wstępnych badań malakofauny łąk ramieniowych wynika, iż istnieją prawdopodobne zależności między gatunkiem ramienicy budującym łąkę ramieniową a bogactwem malakofauny. Biorąc pod uwagę ilościowe i jakościowe wartości można wskazać preferencje w stosunku do określonych mikrosiedlisk modyfikowanych przez konkretny gatunek ramienicy.

Możliwe, że stwierdzona w piśmiennictwie siedliskotwórcza rola poszczególnych przedstawicieli Characeae m.in.: dekalcyfikacja, wpływ na odczyn wody, natlenianie warstwy nad dennej, zwiększenie przezroczystości wody, wpływa na malakofaunę zasiedlającą łąki ramieniowe. W celu odpowiedzi na to pytanie planuje się dalsze badania mięczaków w gradiencie siedlisk łąk ramieniowych.

Porównanie zgrupowań wrotków (Rotifera) psammonowych wybranych jezior północno-zachodniej Polski i zbiorników sztucznych Wyżyny Śląskiej

Irena Bielańska-Grajner
Uniwersytet Śląski, Katedra Ekologii
ul. Bankowa 9, 40-007 Katowice
e-mail: igrajner@us.edu.pl

W pracy porównano zgrupowania wrotków psammonowych występujących w naturalnych jeziorach północno-zachodniej Polski i w sztucznych zbiornikach wodnych Wyżyny Śląskiej. Celem pracy było wykazanie różnic i podobieństw między zgrupowaniami wrotków w zbiornikach sztucznych i jeziorach naturalnych.

Materiał do badań pobrano w 9 jeziorach i 9 zbiornikach sztucznych (4 zbiorniki zaporowe, 5 wyrobisk popiaskowych). Materiał zbierano wiosną, latem i jesienią w 2001 i 2002 roku. Próby pobierano plastikowym cylindrem o średnicy 3,5 cm i zaostrej krawędzi. Wrotki wymywano z piasku wodą destylowaną, krótko, energicznie mieszając piasek z wodą, a następnie zagęszczano próbę do 50 ml. Na każdym stanowisku pobierano 5 prób ilościowych. Zagęszczenie wrotków przeliczano na 1 dm³ piasku.

Stwierdzone w badanych jeziorach i zbiornikach sztucznych zgrupowania wrotków psammonowych porównano przy pomocy następujących wskaźników zoocenologicznych: wskaźnik równomierności Pielou, wskaźnik różnorodności Shannona Weavera i PIE, wskaźnik oryginalności faunistycznej IFO. Podobieństwo zgrupowań określono przy pomocy zmodyfikowanego wskaźnika Morisity.

Nie wykazano statystycznie istotnych różnic pomiędzy wyliczonymi wskaźnikami różnorodności i równomierności dla zgrupowań wrotków jezior naturalnych i zbiorników sztucznych. Również średni wskaźnik podobieństwa faunistycznego nie różnił się istotnie w tych zgrupowaniach.

Na podstawie wskaźnika podobieństwa Morisity (który określa podobieństwo struktur dominacyjnych gatunków bardzo licznych z pominięciem gatunków małowielicznych) dało się wyróżnić trzy klasy zgrupowań wrotków psammonowych. Pierwsza klasa to wrotki we wszystkich jeziorach, w tej klasie znalazł się też zbiornik zaporowy Kozłowa Góra. Druga klasa to zbiorniki Paprocany i Pogoria III, natomiast do trzeciej klasy należały pozostałe zbiorniki sztuczne.

Wpływ podłoża na występowanie larw chruścików (Trichoptera) w rzece Szum (Roztocze Środkowe)

Edyta Buczyńska
Katedra Zoologii, Akademia Rolnicza
ul. Akademicka 13, 20-033, Lublin
e-mail: edyta.buczynska@gmail.com

Rzeka Szum, prawostronny dopływ Tanwi, płynie przez Roztocze Środkowe. W latach 2002-2003 była ona obiektem badań trichopterologicznych. Owady zbierano na trzech stanowiskach: 1 – między Góreckim Starym a Majdanem Kasztelańskim, 2 – w rezerwacie „Szum”, 3 – w Górecku Kościelnym. Stadia wodne odławiane były czerpakiem hydrobiologicznym oraz ręcznie „na upatrzonego” z 4 siedlisk: brzegu (niezbyt stromego i niskiego, pozbawionego roślinności, ale miejscami z grubym detrytusem), nurtu (dno piaszczyste), kamieni oraz gąbki *Spongilla lacustris*. Sporadycznie siatką entomologiczną chwymano imagines nad wodą oraz przy roślinności przybrzeżnej. Ogółem zebrano 1344 osobniki należące do 30 gatunków. W strukturze dominacji w klasie eudominantów uplasowały się *Chaetopteryx villosa* i *Hydropsyche saxonica*,

w klasie dominantów – *Rhyacophila nubila* i *Lasiocephala basalis*. Najwięcej gatunków (18) i osobników (566) związanych było z brzegami rzeki, następnie – z nurtem (odpowiednio 15 i 348), z kamieniami (14 i 245), najmniej – z gąbką (5 i 8). Porównując obydwie sezony liczby te znacznie się różniły – w roku 2002 najwięcej gatunków stwierdzono w nurcie, w roku 2003 – na brzegu i kamieniach. Ogółem przy brzegu dominowały *Chaetopteryx villosa* oraz *Lasiocephala basalis* – gatunki żerujące głównie na opadłych liściach. W nurcie najliczniejsze były *Hydropsyche saxonica* i *Rhyacophila nubila*, na kamieniach: *Hydropsyche saxonica*, *Chaetopteryx villosa* i *Rhyacophila nubila*. Gatunki najmniej liczne w poszczególnych siedliskach należały do najciekawszych i najrzadziej spotykanych na Lubelszczyźnie, a nawet w Polsce, większość z nich należała do gatunków wyłącznych. Z kolei wartość wskaźnika różnorodności gatunkowej Hurlberta była największa dla kamieni (0,81), potem dla nurtu (0,76) a następnie dla brzegu (0,73). W pracy przedstawiono dokładną analizę zgrupowań larwalnych zasiedlających Szum oraz ich powiązania z badanymi siedliskami oraz wybranymi parametrami fizyczno-chemicznymi wody i morfologicznymi koryta.

Ocena naturalności ekosystemów wodnych za pomocą wskaźników naturalności na przykładzie Trichoptera

Stanisław Czachorowski, Marcin Krejckant
Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska, UWM w Olsztynie
Plac Łódzki 3, 10-727 Olsztyn
e-mail: stanislaw.czachorowski@uwm.edu.pl, marcinkrejckant@wp.pl

Do oceny jakości ekosystemów wodnych, oprócz indeksów biotycznych, wykorzystywane są także inne metody. Jedną z nich jest wskaźniki naturalności (OWS), opracowany początkowo dla potrzeb ochrony i renaturalizacji źródeł Niemiec (Fischer 1996). Metoda, opierając się na teorii sukcesji i strategii życiowych, odmiennie traktuje gatunki wyspecjalizowane oraz gatunki eurytopowe. Wszystkim gatunkom występujących w źródłach przypisany został indywidualny wskaźnik znaczenia ekologicznego (Wze). Największą wartość przypisano gatunkom wyspecjalizowanym (16), mniejszą krenofilom (8, 4), najmniejszą eurybiontom (2, 1), natomiast gatunkom saprobiontycznym - wartość 0,5. W konsekwencji najwyższą wartość wskaźnikową wnoszą wyspecjalizowane krenobionty, najniższą krenokseny, natomiast gatunki związane z zanieczyszczeniami (saprobionty) obniżają wartość wskaźnika.

Niewątpliwą zaletą tej metody jest wykorzystywanie cech indykacyjnych pojedynczych gatunków. Jest to jednocześnie wadą metody, gdyż wymaga oznaczenia do gatunku wszystkich zebranych organizmów.

Wskaźnik OWS został nieco zmodyfikowany i wykorzystany w planie ochrony fauny Drawieńskiego Parku Narodowego (Czachorowski 1998a). Zaproponowany został wskaźnik jakościowy Wns i ilościowy Wni. W obu przypadkach wartość wskaźnika waha się w granicach 0-6. W Polsce po raz pierwszy przypisano wartości współczynników gatunkowych dla chrzączek (Trichoptera) źródeł Polski (Czachorowski 1999). W nieco zmienionej postaci ideę wskaźnika naturalności wykorzystano w ocenie „jeziorności” chrzączek jezior Polski (Czachorowski 1998b). W dalszej kolejności wykorzystano w ocenie naturalności wybranych torfowisk Polski w oparciu o faunę ważek i chrzączek (Czachorowski i Buczyński 1998, 1999). Nieco później wykorzystano wskaźniki naturalności do oceny stanu różnych typów zbiorników znajdujących się w krajobrazie o zróżnicowanej antropopresji (Czachorowski i in. 2000). Analizowano wskaźniki naturalności w różnych typach zbiorników oraz porównano z kilkoma wskaźnikami różnorodności. Dokładniejszą analizę przeprowadzono także na chrzączkach źródeł Kazimierskiego Parku Krajobrazowego (Buczyński i in. 2003). Natomiast w pracy Czachorowskiego i Pietrzaka (2004) wykonano do oceny różnych typów zbiorników miejskich w Złocieńcu i Olsztynie.

Badania nad wazkami torfowisk wysokich w Czechach wykazały, że wskaźniki naturalności – w odróżnieniu od różnorodności biologicznej – skorelowane są z wiekiem torfowiska i niskim pH, a nie są wrażliwe na powierzchnię badanych (Dolny 2003).

Obecnie w ocenie jezior wykorzystywany jest także bentos. Jednakże metoda indeksów biotycznych (BMW-PL) przeniesiona z cieków, ze względu na inną strukturę rodzin jest nieskuteczna. Przykładowo obliczenie wskaźnika BMW-PL w odniesieniu do Trichoptera przyniosło jednakowe wyniki dla jezior mezotroficznych, eutroficznych i politroficznych. Zastosowanie wskaźników naturalności wyraźnie zróżnicowało jeziora, wyższe wskaźniki naturalności zanotowano dla jezior o niższej trofii. Przykładowo mezotroficzne Jezioro Narcie uzyskało wartości wskaźników: Wns = 8,75; Wni = 10,33, eutroficzne Jezioro Warchałdzkie: Wns = 9,27; Wni = 10,56, silnie zeutrofizowane jezioro Skanda: Wns = 7,82; Wni = 7,88, politroficzne, płytkie Jezioro Branickie: Wns = 7,69; Wni = 5,97.

Wykorzystanie wskaźników naturalności do oceny stanu jezior wydaje się metodą dobrą dla makrobentosu i znacznie lepszą niż dotychczasowe indeksy biotyczne.

Wdrażanie Ramowej Dyrektywy Wodnej w zlewni Noteci

Magdalena Czarnecka
Wyższa Szkoła Środowiska w Bydgoszczy
85 – 739 Bydgoszcz, ul. Fordońska 120

Rzeka Noteć, położona w północno – zachodniej Polsce, jest rzeką wyjątkową. Jako jedyna w Polsce spina dwa dorzecza Odry i Wisły, ponadto stanowiąc fragment międzynarodowej drogi wodnej E -70 Berlin – Kaliningrad, jest istotna z punktu widzenia gospodarki naszego kraju. Jest to również rzeka znacznie przeobrażona poprzez melioracje i regulacje, a jej wody od wielu lat są klasyfikowane jako nieodpowiadające normom. Wokół Noteci są zlokalizowane cenne przyrodniczo tereny (Dolina Noteci), które zostały objęte programem Natura 2000 i wymagają szczególnej ochrony.

W celu zachowania walorów przyrodniczych i krajobrazowych obszarów Noteci, a także uzyskania dobrego stanu ekologicznego rzeki, zgodnego z wymogami Ramowej Dyrektywy Wodnej, ustanowiono program „Teraz Noteć”. Jest to pilotażowy projekt, zainicjowany przez Wyższą Szkołę Środowiska w Bydgoszczy i realizowany we współpracy ze Związkiem Miast i Gmin Nadnoteckich oraz zagranicznymi partnerami: z Niemiec, Holandii i Wielkiej Brytanii. Program, ze względu na swoją kompleksowość, został podzielony na następujące moduły:

Projekt 1 Kompleksowy system wodno – ściekowy dorzecza Noteci – cel: doprowadzenie odpowiedniej jakości wody pitnej dla wszystkich mieszkańców obszaru zlewni Noteci oraz odprowadzenie i oczyszczenie ścieków komunalnych i przemysłowych. Realizacja tego projektu jest również konieczna dla spełnienia norm Unii Europejskiej dotyczących wody i ścieków.

Projekt 2 Rewitalizacja i renaturyzacja Noteci – cel: ochrona oraz przywrócenie walorów krajobrazowych cennych przyrodniczo terenów zlewni Noteci, z uwzględnieniem aspektów rolniczych.

Projekt 3 Rozwój gospodarczy obszaru zlewni Noteci, zgodnie z wymogami zrównoważonego rozwoju – cel: wspieranie rolniczego wykorzystania dolin rzek (zwłaszcza na potrzeby rolnictwa ekologicznego), a także rozwoju turystyki, żeglugi, sportu i rekreacji.

Projekt 4 Przywrócenie właściwych wartości europejskiego dziedzictwa kulturowego Kanału Bydgoskiego – cel: odtworzenie dawnej świetności Kanału Bydgoskiego (m.in. przez wpisanie go na listę UNESCO) oraz innych zabytków technicznych (mosty, wiadukty, śluzy, jazy, upusty), które stanowią dziedzictwo polskiej i europejskiej kultury technicznej.

Chruściki (*Trichoptera*) wskaźnikiem stanu środowiska wodnego

Julia Dobrzańska* , Witold Strużyński**

*Międzywydziałowe Koło Naukowe Biologów
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
ul. Nowoursynowska 166; 02-787 Warszawa
e-mail: driada7@tlen.pl

** Zakład Zoologii, Wydział Nauk o Zwierzętach
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie

Uważa się, iż chruściki (*Trichoptera*) to organizmy wrażliwe na zanieczyszczenia. Wielokrotnie wykazywano, iż larwy poszczególnych rodziny chruścików mogą zasiedlać wody różnej jakości. Założenia te posłużyły do uwzględnienia ich w systemie BMWP-PL (dostosowana do warunków polskich angielska metoda oznaczania jakości wody na podstawie wybranych grup makrobezkręgowców).

O przydatności chruścików do monitoringu mogą stanowić między innymi: duże zróżnicowanie tego rzędu oraz powszechne występowanie. Celem badań było sprawdzanie możliwości wykorzystania larw chruścików w ocenie stanu środowiska wodnego, w oparciu o standardową metodę BMWP-PL. Metoda ta była modyfikowana na potrzeby pracy, tak by przy zachowaniu obowiązującego podziału punktów, przypisanych poszczególnym rodzinom, można było wyznaczyć klasę w oparciu o analizę wyłącznie chruścikofauny. Badania polegały na porównaniu wyników analiz fizyko-chemicznych oraz łączonych, fizyko-chemiczno-biologicznych, jakości wody z wynikami oceny stanu ekologicznego środowiska wodnego wyznaczonego na podstawie inwentaryzacji chruścików. Wykazano, że jakość wody nie zawsze równa jest stanowi ekologicznemu. W większości przypadków chruściki wskazywały na lepszy stan ekologiczny wód w porównaniu do wyników pozostałych analiz. Prowadzi to do wniosku, iż mogą występować parametry degradujące jakość wody z punktu widzenia człowieka, a nie wpływające negatywnie na makrobezkręgowce (w tym przypadku chruściki).

Makrozoobentos zbiornika Antoninek na rzece Cybinie

Piotr Domek, Renata Dondajewska, Ryszard Gołdyn
Zakład Ochrony Wód, Uniwersytet im. A. Mickiewicza
ul. Umultowska 89, 61-614 Poznań
e-mail: domekp@amu.edu.pl

Zbiornik Antoninek jest nizinny, płytkim i sztucznym zbiornikiem zlokalizowanym na rzece Cybinie w Poznaniu. Obecnie zbiornik Antoninek ma powierzchnię 7,2 ha, średnią głębokość 0,5 m i czas całkowitej wymiany wody od niespełna jednego do 38 dni. Dolna część zbiornika zanieczyszczana jest okresowo dopływającymi wodami deszczowymi, odprowadzanymi z terenu huty szkła oraz terenu Polmozbytu. W czasie badań, dno zbiornika w większości pokryte było glonami nitkowatymi i pojedynczymi osobnikami *Ceratophyllum demersum*.

Badania organizmów bentosowych prowadzono podczas sezonu wegetacyjnego w latach 2005 i 2006, na trzech stanowiskach położonych wzdłuż podłużnej osi zbiornika. W 2005 roku próby pobierano pięciokrotnie w okresie od maja do września, podczas gdy w 2006 roku – sześciokrotnie od kwietnia do sierpnia i w październiku. Próby makrozoobentosu pobierano chwytaczem rurowym „Czapla” (po 17 w serii) – V 2005 i czerpaczem rurowym typu „Kajak” (po 5 w serii) – VI 2005 lub (po 10 w serii) – VII, VIII i IX 2005 i wszystkie pobory w 2006 roku. Osady płukano na sicie o średnicy oczek 0,4 mm, a po przebraniu konserwowano 4 % roztworem formaliny lub 70 % alkoholem etylowym, w zależności od grupy systematycznej. Wartości liczbowe zagęszczenia i biomasy przeliczono na 1 m². Równolegle prowadzono badania cech fizyko-chemicznych wody zbiornika, takich jak: temperatura, przewodnictwo elektrolityczne,

odczyn, koncentracja tlenu rozpuszczonego, azot całkowity i fosfor całkowity. Wszystkie te oznaczenia wykonywane były zgodnie z Polskimi Normami.

W 2005 roku na wszystkich trzech stanowiskach wykazano obecność organizmów dennych należących do 12 grup systematycznych: Oligochaeta, Hirudinea, Bivalvia, Gastropoda, Isopoda, Odonata, Ephemeroptera, Megaloptera, Heteroptera, Chironomidae, Ceratopogonidae i Hydracarina. W 2005 roku najwyższe wartości różnorodności faunistycznej, zagęszczenia jak i biomasy makrozoobentosu występowały na stanowisku 1. W 2006 roku na wszystkich badanych stanowiskach wykazano obecność organizmów z 11 grup systematycznych. W porównaniu z rokiem poprzednim stwierdzono dodatkowo występowanie przedstawicieli Nematoda, natomiast nie stwierdzono przedstawicieli Megaloptera i Heteroptera. Podobnie jak w roku poprzednim najwyższe wartości zagęszczenia i biomasy odnotowano na stanowisku 1, natomiast organizmy stwierdzone na stanowisku 2 wykazywały największe zróżnicowanie faunistyczne. Zarówno w 2005 jak i w 2006 roku makrofauna denna pozyskana ze stanowiska 3, pod względem różnorodności faunistycznej, zagęszczenia i biomasy osiągała najniższe wartości. Niewątpliwie związane było to z wpływem zanieczyszczeń dopływających punktowo z wodami deszczowymi w pobliżu tego stanowiska.

Bentos i fauna naroślinna w rzece jako baza pokarmowa ryb

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

Różnorodność pokarmu ryb jest ogromna; mogą nim być bakterie, glony, rośliny wyższe oraz zwierzęta, od pierwotniaków po kręgowce, a także detrytus, peryfiton czy epifiton. Dodatkowe zasoby pokarmowe są przez ryby natychmiast zauważone. Należą do nich zanurzone i wynurzone makrofity, które w stanie świeżym są wykorzystywane w niewielkim stopniu, ale stanowią znakomite podłoże dla rozwoju epifitonu i fauny naroślinnej, refugium dla bezkręgowców (także wioślarek) i młodych lub/i małych ryb oraz są dogodnym miejscem dla składania jaj. Rośliny zwiększając ilość sedymentującej cząsteczkowej materii organicznej na dnie rzeki przyczyniają się także do rozwoju pelofilnych form zoobentosu. O obfitości epifitonu decyduje wiele czynników, między innymi kształt i mikrorzeźba liści hydrofitów. Taka złożona zoocenoza jest znakomitym miejscem żerowania ryb.

Zanurzone makrofity mogą pojawić się także jako „uboczny” efekt zmian ekosystemu; do takich przypadków można zaliczyć ich masowy rozwój w siedmiorzędowym odcinku nizinnej rzeki Warty, poniżej zbiornika zaporowego „Jeziorsko”. Ich pojawienie się było wynikiem stabilizacji przepływu rzeki latem na niskim poziomie; w efekcie znaczną część koryta rzeki pokryły łany rdestnicy grzebieniastej (*Potamogeton pectinatus* L.) oraz małe kępy rdestnicy łśniącej (*Potamogeton lucens* L.).

Z analizy literatury przedmiotu wynika, że fauna naroślinna i bentos różnią się znacznie, tak jakościowo jak i ilościowo. Dlatego też głównym celem podjętych badań było porównanie zagęszczenia makrobezkręgowców bytujących na/i wśród dwu gatunków rdestnic oraz bentosu w nizinnej rzece Warcie, poniżej piętrzenia (w okresie od maja do sierpnia 2004 roku).

Analiza zebranego materiału wykazała różnice istotne statystycznie między średnim zagęszczeniem zoobentosu a zagęszczeniem bezkręgowców na rdestnicy grzebieniastej i łśniącej. Biorąc pod uwagę stopień pokrycia dna przez rośliny zanurzone obfitość bezkręgowców na rdestnicy grzebieniastej była siedmiokrotnie wyższa niż tych żyjących na dnie, natomiast organizmów związanych z rdestnicą łśniącą było trzykrotnie mniej. Różnice w zagęszczeniu makrobezkręgowców na obu gatunkach rdestnic były również wynikiem innej morfologii liści; rdestnica grzebieniasta ma liście głęboko powcinane, a łśniąca duże i lancetowate. W faunie obu gatunków rdestnic odnotowano sukcesję poszczególnych taksonów bezkręgowców. W pierwszym

okresie wegetacji na roślinach dominowały muchówki Simuliidae (filtratory) oraz obecna była drapieżna *Hydra*, później zdecydowanie dominowały ochotkowate (Chironomidae). Ten ostatni takson był reprezentowany przez zdrapywaczy epifitonu, głównie *Cricotopus sylvestris* (Orhocladiinae), drapieżniki (*Parachironomus arcuatus*, Chironomini) oraz filtratory (Tanytarsini). W bentosie, w drugiej połowie okresu badawczego, w wyniku kumulacji bentonicznej drobnocząsteczkowej materii organicznej stwierdzono liczną obecność zbieraczy i to tych o dużych rozmiarach: *Chironomus riparius* i *Glyptotendipes gripekoveni*, z plemina Chironomini, oraz Oligochaeta. Wśród roślin występowały też Cladocera najliczniej reprezentowane przez *Chydorus sphaericus*, *Daphnia longispina* oraz *Daphnia hyalina*.

Wstępna analiza diety ryb (małych gatunków lub/i młodych osobników) wykazała ich preferencje do dużych larw muchówek (ostatniego stadium) Simuliidae i Chironomidae, bytujących na roślinach oraz dużych gatunków Cladocera (strategia optymalnego żerowania).

Rozmieszczenie skąposzczetów w strefie litoralu zbiorników antropogenicznych.

Elżbieta Dumnicka

Akademia im. J. Długosza, al. Armii Krajowej 13/15 42-200 Częstochowa

e-mail: e.dumnicka@ajd.czyst.pl

Chociaż od opublikowania pracy Moszyńskiego i Moszyńskiej (1957), omawiającej występowanie skąposzczetów w strefie przybrzeżnej jezior, minęło już pięćdziesiąt lat, skład i struktura taksocenów tych bezkręgowców występujących w różnych siedliskach tej strefy (dno, rośliny zanurzone, sztuczne podłoża) w dalszym ciągu są słabo poznane. Celem badań było porównanie składu i struktury taksocenów skąposzczetów różnych siedlisk litoralu i próba znalezienia odpowiedzi na pytanie, jakie są cechy charakterystyczne gatunków bentosowych i peryfitonowych.

Od wiosny do jesieni 2005 roku w odstępach miesięcznych zbierano próby fauny dennej i peryfitonowej (porastającej roślinność zanurzoną oraz plastikowe śmieci) w strefie przybrzeżnej dwóch glinianek usytuowanych na obrzeżach Częstochowy. Zbiorniki te połączone są kanałem, mają podobną głębokość, trofię wody i skład roślinności zanurzonej, różnią się jedynie charakterem dna: w zbiorniku nr 1 jest ono piaszczysto-muliste, w zbiorniku nr 2 – muliste.

W badanym materiale oznaczono 24 gatunki i 2 rodzaje skąposzczetów reprezentujących rodziny: Lumbriculidae, Enchytraeidae i Tubificidae (z podrodzinaми: Naidinae, Rhyacodrilinae i Tubificinae). W próbach pobranych z dna zbiorników znaleziono znacznie więcej taksonów (20 w zbiorniku nr 1 i 16 w zbiorniku nr 2) niż wśród roślin i na sztucznych podłożach, gdzie liczba oznaczonych gatunków wahała się od 6 do 10.

W bentosie zdecydowanie dominowały Tubificinae, a towarzyszyły im dwa gatunki Naidinae (*Ophidonais serpentina* i *Nais pardalis*). Wśród roślin i na plastikowych śmieciach prócz Naidinae (*Ophidonais serpentina*, *Nais christinae*, *N. barbata*), dominantem był *Lumbriculus variegatus* (rodzina Lumbriculidae), który stanowił od 11 do 40% taksocenu. Mniej licznie na tych substratach występował *Bothrioneurum vej dovskyanum* (Tubificidae, Rhyacodrilinae) (2.6 – 8.3% udziału). Gatunki te znacznie liczniej występowały w peryfitonie niż bentosie i różnice te były statystycznie istotne (odpowiednio $P < 0.01$ i $P < 0.05$).

Charakterystyczną cechą gatunków peryfitonowych jest bezpłciowe rozmnażanie, którego tempo jest zależne od temperatury. Odbywa się ono przez tworzenie łańcuszków osobników (paratomia) u Naidinae lub fragmentację ciała (architomia) u *L. variegatus* i *B. vej dovskyanum*. Oba wymienione gatunki, podobnie jak Naidinae, mogą (przynajmniej okresowo) odżywiać się glonami. Należące do różnych rodzin peryfitonowe gatunki skąposzczetów potrafią pływać, choć istnieją wśród nich nieliczne wyjątki (*Ophidonais serpentina*). Gatunki typowe dla bentosu (podrodzina Tubificinae, wodne i ziemno-wodne Enchytraeidae, *Nais pardalis*, *N. bretscheri*) nie posiadają tej umiejętności.

Podział na gatunki peryfitonowe i bentosowe nie przebiega więc zgodnie z podziałem systematycznym: Naidinae – formy peryfitonowe, pozostałe rodziny – formy bentosowe, lecz jest zgodny z wymaganiami środowiskowymi gatunków.

Co dzieje się w źródle po jego renaturyzacji?

Elżbieta Dumnicka, Joanna Galas
Instytut Ochrony Przyrody PAN, al. A. Mickiewicza 33, 31-120 Kraków
e-mail: dumnicka@iop.krakow.pl

Wiele źródeł, nawet usytuowanych na terenach chronionych, jest obudowanych w mniejszym lub większym stopniu. Na terenie Ojcowskiego Parku Narodowego nawet niewielkie źródła wykorzystywane były przez miejscową ludność i w takich obiektach, w celu łatwiejszego zaczerpnięcia wody, najczęściej stawiano krąg studzienny wokół miejsca jej wypływu. Jednym z tak obudowanych źródeł był Młynnik, położony w zlewni potoku Prądnik. W 2004 roku źródło to zostało poddane zabiegowi renaturyzacji. W latach 2002-2003 w trakcie realizacji projektu KBN: „Analiza wieloczynnikowa rozmieszczenia fauny w źródłach Wyżyny Krakowsko-Częstochowskiej”, Młynnik był jednym z obiektów badań. Po jego powrocie do stanu naturalnego pobrano ponownie sezonowe próby hydrochemiczne i faunistyczne (10.2004 – 10.2005) z tego źródła.

Wielkość parametrów fizyczno-chemicznych wody była bardzo podobna w obu badanych okresach, jedynie zawartość N-NO₃ wzrosła nieznacznie po renaturyzacji. Zawartość materii organicznej w osadach drobnociarnistych była wyższa w źródle naturalnym (średnia 4.5%) w porównaniu do wyników otrzymanych dla źródła obudowanego (średnia 3.96%), natomiast zagęszczenie fauny dennej w tym siedlisku zmniejszyło się po renaturyzacji źródła (z 28 tys. osob. m⁻² do 20 tys. osob. m⁻²).

Po zdjęciu obudowy skład fauny dennej (oznaczonej do poziomu rodzin) uległ jedynie niewielkim zmianom. Przez cały okres badań zdecydowanie dominującym (66.4-81.0 %) taksonem był ślimak *Bithynella austriaca*. W latach 2004-2005 nie stwierdzono obecności Ostracoda i Limoniidae, natomiast pojawiły się muchówki z rodziny Empididae. Zmiany liczebności wypławków w kolejnych latach notowane były także w źródłach naturalnych, a więc nie muszą być związane z przebudową misy Młynnika. Zagęszczenie Oligochaeta nie uległo dużej zmianie, w osadach drobnociarnistych było zawsze większe (ok. 1900 tys. osob. m⁻²) niż w grubociarnistych (120-220 tys. osob. m⁻²), natomiast po renaturyzacji w źródle znaleziono większą liczbę gatunków z tej gromady. Wśród nowo znalezionych gatunków większość stanowiły ziemnowodne wazonkowce; swój procentowy udział w ugrupowaniu zwiększył także typowy dla źródeł gatunek rurecznika: *Rhyacodrilus falciformis*, a znacznie zmniejszył się udział *Trichodrilus* sp. - rodzaju charakterystycznego dla wód podziemnych.

Usunięcie kręgu ułatwiło napływ alochtonicznej materii organicznej do misy źródła, co umożliwiło skolonizowanie tego siedliska przez Empididae. Brak bariery, którą stanowiła obudowa, był najprawdopodobniej przyczyną przebudowy składu i struktury ugrupowania skąposzczetów.

Krótki okres po renaturyzacji źródła nie pozwala na pełną ocenę zmian zamieszkującej w nim fauny i dlatego wskazane jest dalsze ich monitorowanie.

Wykorzystanie analizy dyskryminacyjnej do oceny jakości biomonitorów metali śladowych

Wojciech Fiałkowski

Zakład Hydrobiologii, Instytut Nauk o Środowisku, Uniwersytet Jagielloński,
ul.Gronostajowa 7, 30-387 Kraków,

Jednym z zagadnień, jakie podjęto prowadząc badania nad bezkręgowymi biomonitorami metali śladowych w dwu odmiennych ekosystemach (strumienie na obrzeżu Jury Krakowsko-Częstochowskiej i wybrzeże Bałtyku) było znalezienie sposobu na wybranie spośród „dostępnych” gatunków tych, które pozwalały na najbardziej wyraźne rozdzielenie stanowisk istotnie różniących się poziomem zakumulowanych metali. Przedstawioną tu metodą była analiza dyskryminacyjna (DA).

W Białej Przemszy i jej dopływach porównywano kielża *Gammarus fossarum* i dwa gatunki jętek z rodzaju *Baetis* – *B. rhodani* i *B. vernus*. Okazało się, że wyniki analiz bioakumulacji cynku, kadmu, miedzi, ołowiu i żelaza w ciele larw jętek, zarówno oznaczanych do poziomu rodzaju, jak i do poziomu gatunku, pozwalały na bardziej precyzyjne wyróżnienie szczególnie zanieczyszczonych stanowisk niż analogiczne analizy *G. fossarum*. Największe znaczenie miała tu ilość akumulowanego kadmu i ołowiu.

Podobne badania przeprowadzono na omułkach (*Mytilus trossulus*) i porastających je pąklach (*Balanus improvisus*) pochodzących z pięciu stanowisk zlokalizowanych w Zatoce Gdańskiej. Stwierdzono, że stężenia metali u omułków i pąkli – mimo różnic w fizjologii metali – są ze sobą skorelowane, co wskazuje na fakt, iż źródła dostępnych dla obu gatunków metali są podobne.

Zastosowanie analizy dyskryminacyjnej pokazało, że na podstawie poziomów metali akumulowanych przez *B. improvisus* można było wyraźniej rozdzielić stanowiska istotnie różniące się poziomem biodostępnej frakcji metali. Najpełniejszy obraz uzyskano jednak na podstawie połączonych danych. Potwierdza to zasadność prowadzenia biomonitoringu z wykorzystaniem kilku różnych gatunków równocześnie.

Wpływ antropopresji na strukturę zgrupowań mięczaków strumienia Wójtowskiego (powiat poznański) oraz małych zbiorników w jego zlewni

Karol Gandera; Bartłomiej Gołdyn

Zakład Zoologii Ogólnej, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza

61-614 Poznań, Umultowska 89

e-mail: goldyn@amu.edu.pl

Autorzy prezentują wyniki badań mających na celu wykazanie wpływu antropopresji na strukturę zgrupowań mięczaków w zbiornikach okresowych położonych w dolinie rzeki Cybiny (Wielkopolska, gmina Pobiedziska).

Badania prowadzono w 2006 roku na 21 stanowiskach badawczych zlokalizowanych w obrębie okresowo wysychającego strumienia Wójtowskiego oraz trzech stawków (tzw. oczek), znajdujących się w jego sąsiedztwie. Próby pobierano przy pomocy skrobaka dna, cztery razy w roku: wiosną (maj), dwukrotnie latem: przed wyschnięciem zbiorników (czerwiec) oraz po ich wyschnięciu (wrzesień), a także jesienią (listopad). Stanowiska poboru prób różniły się przede wszystkim pod względem stopnia antropopresji wyrażającego się przekształceniem morfologicznym zbiornika oraz jego zlewni, jednocześnie wspólną ich cechą było okresowe wysychanie. Innymi różnicami brany pod uwagę podczas analiz statystycznych były roślinność oraz warunki hydrologiczne (wody stale i bieżące).

Ogółem pozyskano 626 ślimaków należących do 18 gatunków oraz 1232 okazów małży (4 gatunki). Najbardziej pospolitym i liczny gatunkiem ślimaka okazał się być *Bathymphalus contortus* występujący na 6 stanowiskach (91 osobników), spośród małży najczęstszym i osiągającym największe zagęszczenia gatunkiem był *Pisidium casertanum* (10 stanowisk, 741 osobników).

Wyniki analizy CCA wykazały, że stopień antropopresji w sposób statystycznie istotny ($p < 0.001$; $F = 2.86$) wpływał na badane malakocenozy, wyjaśniając 15.8% obserwowanej zmienności w strukturze zgrupowań. Na stanowiskach zmienionych w największym stopniu zarówno liczebność jak i różnorodność gatunkowa mięczaków były najmniejsze. Gatunkami najbardziej tolerancyjnymi odnośnie antropopresji były *Physa fontinalis*, *B. contortus* oraz *Anisus vortex*. Gatunkami w najmniejszym stopniu przywiązanymi do zmienionych zbiorników były *Armiger crista*, *Segmentina nitida* oraz *Hippeutius complanatus*.

Element wyżyny w faunie rzek Pomorza: nowe gatunki jętek (Ephemeroptera) związanych z ciekami pogórza

A. Głazaczow¹, Z. Książkiewicz², R. Bajaczyk¹,

¹Zakład Zoologii Systematycznej, UAM

Umultowska 89, 61-614 Poznań

e-mail: adamg@amu.edu.pl

²Szkoła Podstawowa w Lusowie

Obszar Pomorza, ukształtowany podczas ostatniego zlodowacenia, cechuje się urozmaiconą rzeźbą terenu. Dolne i środkowe biegi rzek mają przebieg południkowy - wypływają w większości z obszaru moren położonego w centralnej części regionu, który stanowi wododział dla rzek kierujących się na północ i południe. Profile podłużne dolin są bardzo urozmaicone, koryta głęboko wcinają się w podłoże glacialne. Stronne zbocza dolin, znaczne nachylenie dna koryt i szybki nurt wody, wraz z kamienistym podłożem, nadają wyżynny charakter części (ok. 12%) cieków Pomorza. Przykładem może być górny bieg Drawy, który na odcinku 1,2 km posiada spad bezwzględny 3,2 m, co odpowiada spadkowi jednostkowemu 2,76%.

Specyficzne warunki geo i hydromorfologiczne regionu powodują, że w faunie pojawiają się liczne elementy które określane są jako podgórskie czy wyżynne. Wśród jętek są to np. *Ephemera danica*, *Potamanthus luteus*, *Electrogena affinis* czy *Heptagenia sulphurea*. Poza tymi, często spotykanymi, jętkami, które stanowią charakterystyczny element fauny Pomorza, występują tutaj także gatunki rzadko spotykane, nie tylko na Niżu Polskim, ale także na nizinach całej Europy.

Jednym z celów naszych wieloletnich badań nad jętkami Pomorza jest identyfikacja takich reliktowych gatunków Ephemeroptera, które przetrwały na tym terenie w ciekach o charakterze wyżynnym.

Do tej pory opisaliśmy występowanie 2 gatunków nie notowanych dotąd w Północnej Polsce: *Rhithrogena smicolorata* (Curtis, 1834) i *Siphonurus lacustris* Eaton, 1870. Obecnie możemy uzupełnić ten wykaz o dwa kolejne gatunki: *Ecdyonurus aurantiacus* (Burmeister, 1839) oraz *Neoephemra maxima* (Joly, 1870).

Ecdyonurus aurantiacus jest typowo górskim gatunkiem, którego zasięg obejmuje góry środkowej Europy. Zamieszkuje również rzeki pogórzy, schodząc do dolnych partii rzek karpackich. Odnaleziony został także na nizinnych terenach Niemiec i Francji. Na Pomorzu stwierdziliśmy jego występowanie w dolnym, przełomowym biegu Łobżonki, powyżej Wyrzyska, w miejscu gdzie rzeka ta, przed ujściem do Noteci przecina pas moren, płynąc głębokim wąwozem.

Należy wspomnieć o XIX-wiecznej notatce o odnalezieniu w okolicach Miastka 1 osobnika opisanego jako *Ecdyonurus venosus* (rzeka Studnica, dopływ Wieprzy). Bardzo prawdopodobne, że okaz ten należał także do *E. aurantiacus*, jednak z uwagi na wcześniej nie wyjaśnioną systematykę tego rodzaju, ówczesna jego poprawna identyfikacja była niemożliwa.

Neoephemera maxima jest jednym z rzadziej notowanych w Europie gatunków. Opisany został na podstawie materiału zebranego we Francji. Odnaleziony również w Polsce, na Litwie, Węgrzech i w Macedonii. Jedyne znane do tej pory stanowisko tego gatunku w Polsce znajdowało się w górnej Pilicy (Koniecpol – okolice Częstochowy). Na terenie Pomorza stwierdziliśmy jego występowanie w dolnej Parsęcie poniżej Białogardu, gdzie jest gatunkiem dość licznym.

Należy podkreślić, że znajomość fauny jętek Pomorza jest nadal niedostateczna i można spodziewać się odkrycia nowych stanowisk, oraz odnalezienia kolejnych gatunków typowych dla wód o charakterze wyżynnym.

Modyfikacje strategii rozrodczych Ephemeroptera: przykład *E. notata* w zmiennych warunkach hydromorfologicznych cieków wodnych Pomorza

A. Głazaczow¹, Z. Książkiewicz², R. Bajaczyk¹,

¹Zakład Zoologii Systematycznej, UAM

Umultowska 89, 61-614 Poznań

e-mail: adamg@amu.edu.pl

²Szkoła Podstawowa w Lusowie

Zasięg jętki *Emphemerella notata* obejmuje całą Europę z wyjątkiem jej południowych i północnych krańców. W obrębie tego obszaru zaobserwowano bardzo interesujące zjawisko zmiany strategii rozrodczych. Obupłciowość pojawia się u *E. notata* tylko wzdłuż północnej granicy zasięgu, w pasie obejmującym około 150 km - na pozostałym obszarze występują najprawdopodobniej jedynie partenogenetyczne samice. Na terenie Polski populacje rozmnażające się płciowo i bezpłciowo sąsiadują ze sobą na terenie Pomorza.

Celem badań jest próba określenia, w skali regionalnej, przyczyn występowania zmienności strategii rozrodczych *E. notata* poprzez weryfikację hipotez o wpływie na to zjawisko: (1) hydromorfologii cieków wodnych Pomorza, (2) właściwości fizyko-chemicznych środowiska; (3) charakteru zamieszkiwanych przez jętki mikrośrodków, (4) stopnia izolacji poszczególnych populacji, (5) genetycznie utrwalonych różnic w zachowaniu się osobników.

Rzeki Pomorza posiadają zróżnicowaną strukturą hydromorfologiczną wynikającą z charakterystycznej geomorfologii tego regionu. Pas moren w centralnej części regionu stanowi wododział dla rzek uchodzących do Bałtyku, i wpływających do Noteci – w jego obrębie deniwelacje terenu dochodzą do 80 m, nadając środkowym biegom rzek charakter wyżynny o spadku, od około 2,5 do 0,2‰ (średnio 0,8‰). Nieco niższy ale bardziej wyrównany spadek cechuje środkowe biegi rzek (0,7‰), a najniższy (0,5‰) ich dolne odcinki. Cechą charakterystyczną górnych biegów rzek są przepływowe jeziora, które zajmują około 1/3 ich długości.

Materiał zbierano w latach 1998-2006. Występowanie *E. notata* stwierdzono: (1) w środkowym (C=67%) i dolnym (C=89%) biegu większości rzek uchodzących do Bałtyku, (2) w głównych dopływach Noteci – w środkowym (C=92%) biegu Gwdy i Drawy, oraz ich dopływach (Różyca, Piława, Płociczna, Runica i Korytnica), oraz w dolnym (C=77%) biegu Drawy i jej dopływach. Nie zaobserwowano obecności gatunku w górnych biegach badanych rzek (za wyjątkiem pojedynczego stwierdzenia 4 osobników w górnym biegu Parsęty). Podsumowując, możemy stwierdzić, że *E. notata* występuje na Pomorzu na dwóch izolowanych obszarach, północnym i południowym, rozdzielonych Pasem Moren Pomorza Środkowego.

Udział samców w badanych populacjach kształtował się następująco:

Rzeki	Bieg rzeki:	dolny ¹	środkowy ²	górnym	razem ³
Uchodzące do Bałtyku		41,4%	43,4%	75,0%*	41,9%
Dopływy Noteci		0,6%	13,0%	0,0%	7,4%

*na podstawie pojedynczego stwierdzenia; 1) $X^2(df=1, N=770) = 107,55; p < 0,001$; 2) $X^2(df=1, N=346) = 41,65; p < 0,001$; 3) $X^2(df=1, N=1120) = 152,79; p < 0,001$.

Niektóre nasze obserwacje sugerują, że brak samców może być spowodowany ich mniejszą odpornością na niekorzystne czynniki środowiskowe. W ostatnich latach zaobserwowaliśmy zmniejszanie się udziału i zanikanie samców w populacjach południowych, co może być związane z pogarszaniem się jakości wody. Wydaje się, że mniej izolowane populacje północne tworzą metapopulację, podczas gdy te z większych dopływów Noteci są izolowane - rozdzielone mniejszymi, niedogodnymi dla tego gatunku rzekami takimi jak Łobzonka czy Bukówka. W metapopulacji zamieszkującej rzeki uchodzące bezpośrednio do Bałtyku zachodziłaby zatem wymiana osobników umożliwiającą przedostawanie się samców do populacji, w których uległy one ekstynkcji.

Wpływ czynników środowiskowych na strukturę malakocenozy oczek śródpolnych

Bartłomiej Głodny
Zakład Zoologii Ogólnej, Wydział Biologii
Uniwersytet im. Adama Mickiewicza
61-614 Poznań, ul. Umultowska 89
e-mail: glodny@amu.edu.pl

Badaniami objęto zgrupowania malakofauny 30 tzw. oczek śródpolnych położonych na terenie dwóch podpoznańskich gmin, Tarnowo Podgórne i Kaźmierz. Zbiorniki dobrano w ten sposób, aby odzwierciedlały pełne spektrum cech mogących wpływać na zróżnicowanie zgrupowań mięczaków. Podczas doboru wzięto pod uwagę następujące czynniki: okresowość zbiornika, jego izolacja, charakter zlewni, morfologia oraz roślinność jako typy mikrosiedlisk.

Próby ilościowe pobierano w maju i październiku 2002 oraz w maju 2003, przy pomocy skrobaka dna (powierzchnia próby jednostkowej: 0,1 m²), ze wszystkich mikrohabitatów stwierdzonych na powierzchni zbiorników. Z każdego mikrosiedliska pobierano po pięć prób jednostkowych. Każdorazowo badano właściwości fizyko-chemiczne wody i osadów dennych, zebrano też dane dotyczące charakteru morfometrycznego zbiorników i ich zlewni. Wpływ wyżej wymienionych czynników na strukturę malakocenozy testowano przy pomocy analiz kanonicznych (RDA, CCA).

W badanych oczkach śródpolnych stwierdzono występowanie 11 gatunków ślimaków wodnych (wyłącznie płucodysznych) i 2 gatunków małży. W trakcie badań pozyskano ponad 110.000 okazów mięczaków. Badane zgrupowania różniły się w znaczący sposób zarówno pod względem jakościowym (od 2 do 9 gatunków) jak i ilościowym (od 30 do ponad 10.000 os/m²).

Najistotniejszymi czynnikami kształtującymi strukturę badanych zgrupowań okazały się być okresowość zbiornika oraz struktura roślinności (zagęszczenie i rodzaj mikrohabitatu). Pozostałymi czynnikami wpływającymi w sposób istotny statystycznie na strukturę zgrupowań mięczaków były: zawartość materii organicznej w osadach dennych, zawartość tlenu rozpuszczonego i ortofosforanów we wodzie oraz jej odczyn pH.

Wyniki analiz pozwoliły na wyróżnienie czterech typów zgrupowań mięczaków, charakterystycznych dla zbiorników różniących się natężeniem badanych czynników:

- 1) *Segmentina nitida* + *Anisus leucostomus* – charakterystyczne dla najbardziej okresowych (wysychających na 6-8 miesięcy) oczek śródpolnych porośniętych roślinnością amfibiotyczną (np. *Agrostis stolonifera*) o lekko kwaśnym odczynie wody i niskiej zawartości materii organicznej w osadach dennych;
- 2) *Stagnicola corvus* + *Planorbis planorbis* – typowe dla zbiorników okresowo wysychających (4-6 miesięcy w roku), w znacznym stopniu pokrytych roślinnością wynurzona (przede wszystkim trzciny). Odczyn wody jest tu obojętny, zawartość ortofosforanów wysoka;
- 3) *Planorbarius corneus* + *Radix balthica* – występujące w oczkach śródpolnych nieco bardziej stałych niż poprzednie zgrupowanie (wysychających na 2-5 miesięcy), o bardziej zasadowym odczynie wody i mniejszej zawartości ortofosforanów. Najlepiej wykształcone w płatach turzyc (*Carex riparia*, *C. acutiformis*).

- 4) *Armiger crista* + *Lymnaea stagnalis* – charakterystyczne dla najbardziej stałych zbiorników (wysychających najwyżej na 3 miesiące w roku), w których woda odznacza się najwyższym odczynem pH, bogata jest w tlen i uboga w ortofosforany, natomiast osady dennie odznaczają się dużą zawartością materii organicznej. Przywiązane do płatów rogatka *Ceratophyllum demersum*.

Duże liścionogi (Anostraca, Notostraca, Conchostraca) zbiorników okresowych w okolicach Poznania

Bartłomiej Gołdyn¹, Szymon Konwerski², Jerzy Błoszyk¹

¹ - Zakład Zoologii Ogólnej, ² - Zbiory Przyrodnicze; Wydział Biologii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza,

61-614 Poznań, ul. Umultowska 89

e-mail: glodny@amu.edu.pl

Autorzy opisują nowe stanowiska sześciu gatunków tzw. dużych liścionogów (Crustacea: Branchiopoda): zadychry pospolitej *Branchipus schaefferi*, dziwogłówki wiosennej *Siphonophanes grubei* (Anostraca), dziobosznika *Lynceus brachyurus* (Conchostraca /Spinicaudata), *Cyzicus tetracerus* (Conchostraca/Laevicaudata) oraz przekopnic: wiosennej *Lepidurus apus* i pospolitej *Triops cancriformis* (Notostraca).

B. schaefferi licznie występuje w 36 zbiornikach na terenie poligonu w Biedrusku (52°30'20" N; 16°55'50" E). Wszystkie zbiorniki powstały na skutek działalności człowieka (ćwiczenia wojska z użyciem czołgów i transporterów opancerzonych), ich maksymalna powierzchnia (przy najwyższym stanie wody) wynosi od 25 do 300 m², maksymalna głębokość od 40 do 80 cm. Zbiorniki odznaczają się różnym stopniem stałości: od wysoce efemerycznych, napełniających się wodą tylko w przeciąg kilku tygodni po roztopach oraz większych opadach deszczu (n=10), po zbiorniki astatyczne, lecz nie wysychające całkowicie (n=6). We wszystkich zbiornikach podłoże jest piaszczysto – gliniaste. W większości niemal całkowicie pozbawione są roślinności wyższej, 8 z nich pokrytych jest w różnym stopniu płatami *Agrostis stolonifera*, *Alisma plantago-aquatica* oraz *Juncus articulatus*. W kilkunastu zbiornikach zadychrze towarzyszy bardziej pospolity gatunek liścionoga, *T. cancriformis*. Populacje obu gatunków skorupiaków występują tutaj w ciągu trwania całego okresu wegetacyjnego, od kwietnia do końca października.

Występowanie pozostałych czterech gatunków dużych Branchiopoda stwierdzono w oczkach śródpolnych w okolicach Tarnowa Podgórnego (52°29'14" N; 16°36'50" E). Najczęstszymi najliczniejszym z nich jest *L. brachyurus* – jego obecność stwierdzono w 11 spośród 30 zbiorników objętych badaniami. Gatunek ten osiąga bardzo duże zagęszczenia, sięgające 700 osobników/m² (średnio 185,4). Występuje od początku maja do połowy czerwca w najbardziej efemerycznych zbiornikach (wysychających na 6-8 miesięcy w roku), najczęściej pozbawionych zwartej roślinności wynurzanej. W tym samym czasie, w pięciu zbiornikach stwierdzono również obecność *C. tetracerus*. Gatunek ten osiąga znacznie mniejsze zagęszczenia (maksymalnie 8 os/m², średnio 2,8). Obydwa gatunki muszloraków poprzedzane są fenologicznie przez *L. apus* oraz *S. grubei*, obserwowane w kwietniu. Obecność przekopnicy wiosennej stwierdzono w tym okresie w pięciu zbiornikach, dziwogłówka występuje w trzech spośród badanych oczek śródpolnych.

Struktura długościowa *Neomysis integer* ze strefy przybrzeżnej Południowego Bałtyku wiosną 2006 roku

Anna Grzeszczyk – Kowalska*, Juliusz C. Chojnacki**
Katedra Ekologii Morza i Ochrony Środowiska
Akademia Rolnicza w Szczecinie
ul. Kazimierza Królewicza 4, 71-550 Szczecin.
e-mail: * ocean@fish.ar.szczecin.pl , ** marecol@fish.ar.szczecin.pl

Badania szczeponogów przeprowadzono w strefie przybrzeżnej Południowego Bałtyku na 13 stanowiskach leżących w ujściu ważniejszych rzek i jezior przymorskich wzdłuż wybrzeży Pomorza Zachodniego – poczynając od Świny, moło w Międzyzdrojach, poprzez Dziwnę, Kanał Liwka, Rege, Resko Przymorskie, Parsętę do Wieprzy. Próby jakościowe pobrano specjalnie skonstruowaną do tego celu dragą, na głębokości od około 0,5 do 1.0 m w marcu 2006 roku.

Analiza materiału pozwoliła określić, że głównymi komponentami w próbach były Misidacea z gatunku *Neomysis integer*. Największe zagęszczenie zaobserwowano na 2 stanowiskach badawczych: Dziwnów wschodni i Mrzeżyno zachodnie.

Struktura długościowa gatunku *Neomysis integer* osobników płci żeńskiej mieściła się w granicach od 10,25 do 13,95 mm. Największe rozmiary samice osiągały na stanowisku Kołobrzeg wschodni, a najmniejsze w rejonie Dziwnowa wschodniego. Natomiast długość całkowita osobników płci męskiej mieściła się w granicach 9,41-12,81 mm, przy czym największe długości odnotowano na stanowisku Mrzeżyno wschodnie, a najmniejsze w rejonie Niechorza zachodniego. Na wszystkich stanowiskach zaobserwować można było występowanie dymorfizmu płciowego u *Neomysis integer*, dojrzałe płciowo samice osiągały większe rozmiary w porównaniu osobnikami męskimi tego gatunku.

Wpływ czynników abiotycznych na występowanie i różnorodność małżoraczków (Ostracoda) w wybranych środowiskach wód śródlądowych Polski i północnej Norwegii

Anna Iglíkowska
Katedra Genetyki i Cytologii, Instytut Biologii, Uniwersytet Gdański
ul. Kładki 24, 80-822 Gdańsk
e-mail: annaigl@biotech.ug.gda.pl

Wiosną i latem 2006 r. zebrano metodą pólnościową przy użyciu siatki przybrzeżnej o średnicy oczek 0,1 mm próby małżoraczków (Ostracoda) z 9 stanowisk zlokalizowanych na terenie Polski i na północ od Koła Podbiegunowego w Norwegii. Były to 4 zbiorniki okresowe i jedno torfowisko zlokalizowane na Dolnym Śląsku, w Sudetach, na Pomorzu i na Mazurach oraz 2 zbiorniki okresowe i 2 torfowiska w północnej Norwegii. Podczas poboru prób faunistycznych na każdym ze stanowisk zostały zmierzone *in situ* właściwości fizyczne i chemiczne środowiska wodnego (temperatura, przejrzystość, zawartość tlenu rozpuszczonego nad dnem, pH, przewodnictwo elektrolityczne, zasolenie, zawartość jonów żelaza i wapnia, a także azotanów i fosforanów). Ponadto każdorazowo określono charakter osadów dennych i dominujący typ roślinności.

Materiał stanowi 8431 osobników należących do 14 gatunków, przy czym wykazano jedynie 4 gatunki wspólne zarówno dla Polski, jak i dla północnej Norwegii: charakterystyczne głównie dla wód okresowych *Bradleystrandesia reticulata* (Zaddach) i *Dolerocypris fasciata* (O.F. Müller) oraz eurytopowe *Candona candida* (O.F. Müller) i *Cyclocypris ovum* (Jurine). Najliczniejsza ilościowo próba (19 tys. osobników/m²) pochodziła ze zbiornika okresowego z Polski południowo-zachodniej, natomiast na trzech innych stanowiskach polskich Ostracoda nie stwierdzono w ogóle. Spośród stanowisk norweskich zdecydowanie najbogatszym ilościowo okazał się zbiornik okresowy Semska (ok. 2 tys. osobników/m²), najuboższym zaś torfowisko

Innhavet (6 osobników/m²).

Na stanowiskach skandynawskich dominowały formy eurytopowe: *C. candida* i *C. ovum*. Z faunistycznego punktu widzenia warto zwrócić uwagę na występowanie na północy Norwegii *Cyclocypris serena* (Koch) oraz *Pseudocandona rostrata* (Brady et Norman), dwóch gatunków nie do końca poznanych pod względem ekologii i raczej rzadkich w innych częściach Europy. Na stanowiskach w Polsce dominantami były: charakterystyczne dla zbiorników okresowych *B. reticulata* i *Pseudocandona compressa* (Koch) oraz eurytopowa *Cyprina ophthalmica* (Jurine).

Analizując zależności między składem gatunkowym i strukturą dominacyjną typów zgrupowań Ostracoda a abiotycznymi warunkami środowiskowymi można stwierdzić, że na terenie Polski obserwuje się wyraźną dominację gatunków w dużym stopniu stenobiontycznych, specyficznych dla zbiorników okresowych. Zgrupowania skandynawskich Ostracoda w różnych środowiskach są natomiast jednolite i zdominowane przez gatunki eurytopowe. Szereg zbiorników wodnych północnej Skandynawii może być przynajmniej okresowo połączona, co pozwala na łatwiejszą dyspersję i kolonizację nowych zbiorników wodnych przez Ostracoda, ale z drugiej strony wpływa również na znaczną homogenizację składu gatunkowego zgrupowań występujących w różnych środowiskach wraz z ujednoczeniem warunków środowiskowych.

Na mniejszą różnorodność gatunkową Ostracoda w północnej Norwegii może mieć również wpływ krótki okres wegetacyjny oraz ubóstwo biogenów (maksymalnie 0,25 mgPO₄⁻³/dm³ w zbiornikach skandynawskich w porównaniu ze średnią wartością 1,25 mgPO₄⁻³/dm³ dla wód Polski), niska produkcja pierwotna oraz znaczne fluktuacje temperatury i oświetlenia. Gatunki o długim cyklu rozwojowym prawdopodobnie zostają wyeliminowane, ponieważ nie są w stanie zamknąć cyklu w jednym sezonie. Dodatkowo cykl życiowy może trwać dłużej ze względu na niskie temperatury powietrza i wód północnej Laponii.

Dodatkowym czynnikiem limitującym występowanie szeregu gatunków Ostracoda w północnej Skandynawii może być niska zawartość jonów wapnia (średnio 20 mgCa²⁺/dm³ w porównaniu ze średnią wartością 50 mgCa²⁺/dm³ dla stanowisk Polski). Utrudnia to bądź wręcz uniemożliwia w takim środowisku prawidłowe wykształcenie zbudowanego z węglanu wapnia karapaksu małżoraczków.

Naroślinne skąposzczety (Oligochaeta) Neru w granicach Łodzi

Aleksandra Jabłońska

Katedra Zoologii Bezkręgowców i Hydrobiologii,
Zakład Limnologii i Ekologii Bezkręgowców, Uniwersytet Łódzki
ul. Banacha 12/16, 90-237 Łódź
e-mail: olapio@biol.uni.lodz.pl

Ner, mocno zanieczyszczona rzeka, płynąca w środkowej Polsce, o długości 134 km i powierzchni dorzecza 1 866 km², jest prawym dopływem Warty. Źródła Neru znajdują się w okolicach Wiśniowej Góry pod Łodzią.

Badania fauny naroślinnych skąposzczetów (Oligochaeta) występujących w Nerze prowadzono od maja do listopada 2005 roku. W tym celu wyznaczono 2 stanowiska badań w początkowym biegu rzeki, różniące się między sobą warunkami fizykochemicznymi, położone w granicach administracyjnych Łodzi. Przeanalizowano materiał zebrany z następujących gatunków roślin: rdestnica nitkowata (*Potamogeton filiformis*), rześl wiosenna (*Callitriche verna*), włosienicznik wodny (*Batrachium aquatile*) i rzęsa trójrowkowa (*Lemna trisulca*). Badaniami objęto także skąposzczety zasiedlające glony nitkowate.

Zgromadzono 20 prób półilościowych, w których odnaleziono 1183 osobniki Oligochaeta z rodzin Naididae, Tubificidae i Enchytraeidae. Zidentyfikowano 19 gatunków należących głównie do Naididae. Przedstawiciele pozostałych rodzin pojawiali się w próbach sporadycznie.

W zgromadzonym materiale odnotowano przede wszystkim obecność pospolitych gatunków skąposzczetów. Najliczniej występowały przedstawiciele Naididae: *Chaetogaster*

diaphanus, *Nais barbata*, *N. elinguis* i *Stylaria lacustris*. Pojedynczo w zebranych materiale pojawiły się *Nais bretscheri*, *N. simplex*, *Pristina longiseta* i *Slavina appendiculata* z rodziny Naididae oraz przedstawiciele Tubificidae: *Aulodrilus pluriseta*, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *L. udekemianus* i *Ryacodrilus falciformis*. Niemal we wszystkich próbach odnaleziono *S. lacustris* i *Ophidonais serpentina*. W jednej z prób odnotowano osobniki z gatunku *Uncinaiis uncinata*. Najliczniej przez skąposzczety zasiedlone były glony nitkowate oraz rdestnica nitkowata i rzęśl wiosenna.

Zgrupowania makrobezkęgowców jeziora makrofitowego (jezioro Łuknajno, PW Polska)

Izabela Jabłońska-Barna
Katedra Ekologii Stosowanej, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski
ul. Oczipowskiego 5, 10-718 Olsztyn
e-mail: ijb@uwm.edu.pl

Jezioro Łuknajno jest niewielkim (623 ha), płytkim (głębokość średnia 3,0 m) zbiornikiem eutroficznym położonym w regionie Wielkich Jezior Mazurskich (53°49'N, 21°38'E). Ponad 50% powierzchni dna zbiornika porośnięte jest przez makrofity, wśród których dominuje *Chara sp.* Ze względu na walory przyrodnicze od 1937 roku zbiornik ten objęty jest ochroną rezerwatową, w 1976 został wpisany przez UNESCO na listę rezerwatów biosfery a od 1977 objęty jest ochroną w ramach Konwencji Ramsarskiej.

W latach 2004-2006 prowadzono obserwacje makrofauny bezkręgowej jeziora. Badaniem objęto faunę fitofilną i denną siedlisk nie porośniętych oraz pokrytych zwartymi płatami roślinności (*Chara sp.*, *Stratiotes aloides* L.).

W obrębie zbiornika stwierdzono występowanie przedstawicieli 6 gromad bezkręgowców: Oligochaeta, Hirudinea, Insecta (Ephemeroptera, Odonata, Trichoptera i Diptera), Gastropoda, Bivalvia oraz Malacostraca (Isopoda). Największą liczebność i bogactwo gatunkowe zarejestrowano w obrębie larw Insecta, wśród których największe znaczenie miały ochotkowate (Chironomidae). Dzięki zastosowaniu metod cytoogenetycznych określono skład gatunkowy larw z rodzaju *Chironomus* zebranych w obrębie misy jeziornej. W osadach nie pokrytych płatami roślinności stwierdzono występowanie *Chironomus nudatarsis* Strenzke, 1959 oraz *Chironomus annularius* Meigen, 1818, a wśród płatów ramienic *Camptochironomus tentans* (Fabricius, 1805).

Wyniki opracowań wskazują na stabilność składu taksonomicznego i obfitości makrofauny bezkręgowej zasiedlającej badany zbiornik.

Bentofauna bezkręgowca źródlisk Jeziora Kubek (Sierakowski Park Krajobrazowy) – doniesienie wstępne

Piotr Jamróg¹, Jacek Ławniczak¹, Krzysztof Puk², Piotr Klimaszyk³,
Damian Heymann¹

¹Koło Naukowe Przyrodników-Sekcja Hydrobiologiczna, UAM
e-mail: samosteer@gmail.com

²Zakład Hydrologii i Gospodarki Wodnej, Uniwersytet Adama Mickiewicza, ul. Dziegielowa 27,
61-680 Poznań

³Zakład Ochrony Wód, Uniwersytet Adama Mickiewicza
ul. Umultowska 89; 61-614 Poznań

Źródlika zlokalizowane na północ od jeziora Kubek są jedną z licznych, wydajnych stref wypływów wód podziemnych obszaru położonego na prawym brzegu Warty, a więc w Pradolinie

Eberswaldzko-Toruńskiej. Zlokalizowane są one w początkowym odcinku doliny rynnowej wypełnionej głównie przez jezioro Kubek. Można je zgrupować w dwa obszary źródłiskowe (Kubek Wschodni o średniej rocznej wydajności 62 l/s oraz Kubek Zachodni o średniej rocznej wydajności 85 l/s), związane z dwoma ciekami odprowadzającymi wodę do jeziora. Obiekty te drenując głęboko zalegające wody podziemne cechują się ponadto nieznacznymi wahaniami temperatury wody rzędu 1°C a średnia roczna temperatura jednego ze źródeł wynosiła 8,7°C. Dotyczy to również głównych cieków odprowadzających wodę do jeziora, w których prędkość przepływu wody wynosi ok. 0,3 m/s. Czas przepływu wody od źródeł do jeziora wynosi ok. 1 godziny. Wody źródeł należą do miękkich, dwujonowych wodorowęglanowo-wapniowych ($\text{HCO}_3\text{-Ca}$). Odczyn jest lekko kwaśny i wynosi średnio około 6,70 – 6,95. Przewodnictwo elektrolityczne wynosi 250 – 300 $\mu\text{S/cm}$. Skład chemiczny wody uzyskany w oparciu o przeprowadzone analizy nie przekracza pierwszej klasy czystości.

Na początku kwietnia 2006 pobrano po dwie próby makrozoobentosu z obszaru Kubka Wschodniego oraz Kubka Zachodniego. Jedną w części źródłiskowej, drugą w miejscu, gdzie ciek miał wyraźne koryto o szerokości kilku metrów. Materiał zbierano zagarniając podłoże przy użyciu czerpacza Surbera o wymiarach 25 x 25 cm, z powierzchni równej powierzchni czerpacza oraz ręcznie, z większych przedmiotów umieszczonych w dniu.

W zebranych materiale stwierdzono występowanie dziewięciu grup bezkręgowców. Jedną grupę muchówek (Diptera) oznaczono do podrodziny (Tanypodinae). Pozostałe rzędy, tj. Chrząszcze (Coleoptera), skorupiaki (Crustacea), chruściki (Trichoptera), widelnice (Plecoptera) oznaczono na poziomie rodziny. Większość rodzin zebranych na badanym obszarze to grupy organizmów pospolicie występujących w wodach słodkich naszego kraju. Zebrano również rodziny związane z wodami płynącymi, takie jak chruściki (rodziny Philopotamidae, Goeridae, Brachycentridae), widelnice z rodziny Perlodidae oraz skorupiaki z rodziny Gammaridae.

Analiza ilościowa pozwoliła na określenie grupy dominującej – Gammaridae oraz współdominującej – Perlodidae. Pozostałe 7 oznaczonych grup stanowi zaledwie 10% liczby osobników na m^2 występujących na wszystkich stanowiskach badanego obszaru. Na stanowiskach o charakterze potokowym obu wypływów rodzina Gammaridae była bezwzględnie dominantem, natomiast w części źródłiskowej Gammaridae współdominowały z Perlodidae.

Zróżnicowanie taksonomiczne danego obszaru nie było zbyt duże, co związane może być z oligotrofią siedliska. Interesująca wydaje się być różna ilość osobników na 1 m^2 w stanowiskach potokowych w porównaniu do obszaru wysięków wody. Ilość osobników Gammaridae rosła wraz z odległością od źródła, co związane jest zapewne z większą ilością dostępnej materii organicznej. W obszarach źródłowych bowiem, chociaż heterogenność siedlisk była większa niż w odcinkach niższych, to ilość materii organicznej w podłożu była dużo mniejsza. Odwrotnie przedstawia się zróżnicowanie ilościowe drugiej co do liczebności grupy – widelnic z rodziny Perlodidae. Ich liczebność była większa w obszarach źródłowych, natomiast w niższych, żyzniejszych partiach wypływów występowały rzadko.

Na podstawie zebranej makrofauny bezkręgowej obliczono wartość indeksu biotycznego BMWP-PL, wynosząca 41 dla Kubka Zachodniego oraz 42 dla Kubka Wschodniego, co pozwala zaklasyfikować oba wypływy do trzeciej klasy czystości.

Preferencje siedliskowe makrofauny zbiorników antropogenicznych

Igor Jatulewicz
Akademia im. Jana Długosza w Częstochowie,
Instytut Chemii i Ochrony Środowiska
Zakład Hydrobiologii i Ochrony Wód
Al. Armii Krajowej 13/15, 42 – 201 Częstochowa
e-mail: i.jatulewicz@ajd.czyst.pl

Badania prowadzono w 2 zbiornikach antropogenicznych znajdujących się na terenie Częstochowy. Zbiorniki te, nazywane potocznie „Adriatyk” (1) i „Bałtyk” (2), powstały w latach 60-tych XX wieku jako pozostałość poeksploatacyjna w miejscu wydobycia gliny.

Celem przeprowadzonych badań było porównanie składu taksonomicznego (na poziomie rodzin) oraz liczebności makrofauny trzech typów siedlisk: osadów dennych, roślinności zanurzonej oraz plastikowych odpadów.

Materiał do badań pobierano z pojedynczych stanowisk, wytypowanych w strefie litoralu zbiorników, w okresie od kwietnia do października 2005 roku. Próby ilościowe fauny dennej pobierano z powierzchni 225 cm² przy pomocy skrobacza dna, próby fauny peryfitonowej pobierano z roślinności zanurzonej oraz plastikowych butelek, folii, szkła itp. metodami jakościowymi.

Ogółem zebrano 3207 okazów makrofauny, należących do 43 rodzin i 2 rzędów. Fauna obu zbiorników charakteryzowała się dużym podobieństwem.

W zbiorniku „Adriatyk” (1) największą liczbą rodzin (33) oraz najwyższą wartością wskaźnika różnorodności Shannona-Weavera (3.29), charakteryzowały się zespoły siedlisk pochodzenia antropogenicznego. W zbiorniku „Bałtyk” (2) najwyższą liczbę rodzin (29) odnotowano w siedliskach antropogenicznych, jednak największą różnorodnością (wartość wskaźnika Shannona- Weavera – 3.39) charakteryzowały się zespoły naroślinne. Najmniejszą liczbą rodzin oraz najmniejszą różnorodnością charakteryzowały się zespoły osadów dennych. W badanych siedliskach największy procentowy udział miały: w zespołach osadów dennych rodzina Tubificinae, w zespołach peryfitonowych obu siedlisk rodziny Planorbidae i Chironomidae.

Zespoły, zasiedlające rośliny i plastikowe odpady, charakteryzowały się dużym podobieństwem (nie wykazano w ich składzie różnic istotnych statystycznie). Duża różnorodność fauny siedlisk pochodzenia antropogenicznego może wynikać z wysokiej heterogeniczności tego typu siedlisk.

Wpływ zróżnicowania siedlisk potoku górskiego w obrębie łąch zwirowych na zgrupowania jętek (Ephemeroptera) (potok Skawica, Beskid Makowski)

Małgorzata Kłonowska-Olejnik¹, Artur Radecki-Pawlik², Tomasz Skalski³

¹Zakład Hydrobiologii, Instytut Nauk o Środowisku, Uniwersytet Jagielloński, ul. Gronostajowa 7, 30-387 Kraków, e-mail: uxklonow@cyf-kr.edu.pl

²Katedra Inżynierii Wodnej, Wydział Inżynierii Środowiska i Geodezji, Akademia Rolnicza, al. A. Mickiewicza 24/28, 30-059 Kraków, e-mail: rradeck@cyf-kr.edu.pl

³Zakład Entomologii, Instytut Zoologii, Uniwersytet Jagielloński, ul. Ingardena 6, 30-060 Kraków, e-mail: tomasz_skalski@yahoo.co.uk

Charakterystyczną cechą różnego rodzaju wód płynących jest niestabilność panujących tam warunków środowiskowych. Dotyczy ona przede wszystkim wielkości przepływu wody oraz rodzaju podłoża. Rumowisko wlezione, transportowane przez potok górski, ulega depozycji i formuje różnego rodzaju łąchy. Konsekwencją występowania w korytach potoków górskich różnych form korytowych jest duże zróżnicowanie mikrosiedlisk cieku. Zróżnicowanie to powinno

wpływać na zbiorowiska makrofauny wodnej, zasiedlającej dno cieku. Celem badań było stwierdzenie, czy zróżnicowane warunki hydrologiczne w wybranych przekrojach w sąsiedztwie form korytowych wpływają na różnorodność zgrupowań jętek (Ephemeroptera) oraz jakie parametry są najistotniejsze dla struktury tych zgrupowań. Badaniami objęto dwie formy korytowe (łacha za przeszkodą ZI i łacha zakolowa ZIV) w górskim potoku Skawica o dnie żwirowym (Beskid Makowski). W wybranych punktach w rejonie ww łach przeprowadzono badania składu gatunkowego jętek oraz wybranych parametrów hydraulicznych: V_{sr} – prędkość średnia, V_* – prędkość dynamiczna, Fr – liczba Froude'a, Re – liczba Reynoldsa, f – współczynnik oporu, C_D – współczynnik wleczenia, τ_{max} – naprężenie styczne) i granulometrycznych: d_{16} , d_{50} i d_{84} – średnice charakterystyczne żwirów, u – stopień wysortowania, ε – wskaźnik różnoziarnistości, C_d – wskaźnik jednostajności, GSS - średnica średnia, GSK – skośność, GSP – spłaszczenie, S_0 – wskaźnik wysortowania.

Zależność pomiędzy zmiennymi niezależnymi (parametrami hydraulicznymi i granulometrycznymi) a zgrupowaniami Ephemeroptera analizowano przy pomocy kanonicznej analizy korespondencji z użyciem analizy krokowej postępującej (pCCA).

Wykazano istotny wpływ parametrów hydrodynamicznych na zróżnicowanie zgrupowań Ephemeroptera. W obrębie łachy za przeszkodą (ZI) głównymi czynnikami, opisującymi razem 100 % wariacji zmienności zgrupowań jętek były: zróżnicowanie sezonowe (DATA, $F=3.37$, $p=0.004$) oraz prędkość dynamiczna (V_d , $F= 3.48$, $p=0.004$). W mikrosiedliskach związanych z łachą zakolową (ZIV) największą rolę odgrywało zróżnicowanie sezonowe (DATA, $F=3.13$, $p=0.002$) oraz naprężenia styczne (τ , $F= 3.21$, $p=0.002$). Obie osie kanoniczne również tutaj opisują 100% wariacji.

Na podstawie beztrendowej analizy korespondencji (DCA) wyróżniono trzy grupy zgrupowań jętek o podobnym składzie gatunkowym i liczebnościach. W pierwszej grupie przeważają gatunki związane z siedliskami lenitycznymi (ZI 2A, ZIV 2C), grupę drugą stanowią zgrupowania związane z siedliskami lotycznymi o dużych wartościach przepływu (ZI 1B, 1C, 2B, 2C; ZIV 1A, 1B, 2B). Osobną grupę tworzą zgrupowania siedlisk lotycznych o małych wartościach przepływu (ZI 1A, 3; ZIV 2A, 3, 4). Grupy te korespondują z rozkładem parametrów hydraulicznych w badanych punktach.

Niniejsze badania potwierdzają dużą mozaikowość zgrupowań Ephemeroptera w obrębie danego przekroju poprzecznego w korycie cieku górskiego. Jednocześnie wskazują one na konieczność uwzględniania zróżnicowania mikrosiedliskowego w badaniach hydrobiologicznych, zarówno podstawowych jak i monitoringowych.

Racicznica zmienna (*Dreissena polymorpha*) jako podłoże dla rodzimych i pontokaspijskich gatunków Amphipoda

Jarosław Kobak¹, Jarosław Żytkowicz²

¹ Uniwersytet Mikołaja Kopernika, Instytut Biologii Ogólnej i Molekularnej, Zakład Zoologii Bezkręgowców, Gagarina 9, 87-100 Toruń, jkob@biol.uni.torun.pl

² Uniwersytet Mikołaja Kopernika, Instytut Ekologii i Ochrony Środowiska, Zakład Hydrobiologii, Gagarina 9, 87-100 Toruń

Ostatnio w Europie obserwujemy ekspansję pontokaspijskich gatunków Amphipoda. Na nowym dla nich terenie zetknęły się one z racicznicą zmienną, pontokaspijskim małżem obecnym w naszych wodach od ponad 200 lat. Według niektórych badaczy, obecność organizmów egzotycznych ułatwia zasiedlanie terenu przez kolejne gatunki przybyszowe. Racicznica modyfikuje w znacznym stopniu fizyczne, chemiczne i pokarmowe warunki środowiska, więc jej wpływ na organizmy inwazyjne, zaadaptowane do życia w jej obecności, wydaje się prawdopodobny. Aby sprawdzić tę hipotezę, zbadaliśmy związki między dwoma gatunkami pontokaspijskich kielży: *Dikrogammarus haemobaphes* i *Pontogammarus robustoides* i podłożem stworzonym przez żywe małże lub ich muszle. Dla porównania, zbadaliśmy też wybór podłoża

przez rodzimego obunoga, *Gammarus fossarum*.

Badaliśmy preferencje kielży w stosunku do następujących podłoży: (1) żywe małże, (2) puste muszle małży (czyste lub pokryte lakierem do paznokci) o połówkach połączonych klejem silikonowym, (3) kamienie (czyste lub lakierowane), (4) puste płytki. Dziesięć takich obiektów było przyklejonych do plastikowej płytki (100 x 100 x 5 mm) za pomocą kleju sekundowego. Krople kleju były też umieszczone na pustych płytkach, aby uwzględnić jego ewentualny wpływ na zachowanie kielży. Płytki umieszczaliśmy w akwariach (wymiary dna: 22 x 22 cm w eksperymencie 1 i 11 x 22 cm w eksperymentach 2-6; wysokość: 20 cm) w następujących kombinacjach: (1) żywe małże, muszle, kamienie i puste płytki (preferencje kielży w stosunku do różnych podłoży); (2) kamienie i puste płytki (wpływ kamieni na kielże); (3) lakierowane i czyste kamienie (wpływ lakieru na kielże); (4) lakierowane i czyste muszle (wpływ właściwości powierzchni muszli: taki sam kształt, różne powierzchnie); (5) lakierowane muszle i lakierowane kamienie (wpływ kształtu muszli: różne kształty, takie same powierzchnie); (6) żywe małże osłonięte siatką i puste podłoże (wpływ substancji wydzielanych do wody przez małże). Na środku akwarium umieszczaliśmy pojedynczego kielża i po 24 godzinach sprawdzaliśmy jego pozycję.

Kamienie były dobrym schronieniem dla kielży (były przez nie wybierane w eksperymencie 2), a więc mogły być wykorzystane do porównania z muszlami w innych eksperymentach. Lakier nie miał wpływu na zachowanie kielży (nie odróżniały kamieni czystych od lakierowanych w eksperymencie 3), a zatem mógł być zastosowany do ujednoczenia powierzchni różnych obiektów w innych eksperymentach. *D. haemobaphes* preferował podłoża z żywymi małżami w porównaniu z pustymi muszlami, które z kolei były wybierane częściej niż kamienie i puste płytki (eksperyment 1). Na preferencje tego gatunku wpływały właściwości powierzchni podłoża (wybierał czyste muszle częściej niż lakierowane w eksperymencie 4) oraz jego kształt (wybierał lakierowane muszle częściej niż kamienie w eksperymencie 5). Kielże nie reagowały na substancje wydzielane przyżyciowo przez małże (eksperyment 6). Wyniki te wskazują, że obecność racicznicy może ułatwiać przeżywanie i ekspansję *D. haemobaphes* na nowo zasiedlonych terenach.

P. robustoides nie wykazywał preferencji w stosunku do badanych podłoży.

Rodzimy gatunek, *G. fossarum*, preferował tylko podłoża z pustymi muszlami małży (eksperyment 1). Gatunek ten reagował wyłącznie na kształt obiektu (eksperyment 5); właściwości powierzchni nie miały wpływu na jego zachowanie (eksperyment 4).

Mięczaki denne litoralu a wielkość i stopień izolacji jezior

Andrzej Kołodziejczyk

Zakład Hydrobiologii, Instytut Zoologii, Wydział Biologii

Uniwersytet Warszawski

ul. Banacha 2, 02-097 Warszawa

e-mail: a.kolodziejczyk@uw.edu.pl

W ramach badań nad występowaniem inwazyjnych gatunków ślimaków, wodożytki nowozelandzkiej (*Potamopyrgus antipodarum*) i namulka pospolitego (*Lithoglyphus naticoides*) na obszarze Wielkich Jezior Mazurskich, w latach 2005 i 2006 analizowałem malakofaunę osadów dennych. Badaniami objąłem zarówno duże, przepływowe jeziora, od Mamr na północy po Jezioro Nidzkie na południu, jak i położone na zachód od Jeziora Mikołajskiego i Tałty cztery niewielkie, przepływowe, ale praktycznie odizolowane od nich jeziora rzeki Jorki gdzie, wg piśmiennictwa, występować miały oba poszukiwane gatunki.

Malakofauna denna w jeziorach należących do obu badanych grup jest wyraźnie odmienna. W jej skład w Wielkich Jeziorach Mazurskich wchodzi od 2 do 11 (jezioro Kisajno, Seksty) lub 12 (Jezioro Mikołajskie, Beldany) taksonów*. Jednak znacznie większe ubóstwo taksonomiczne zaobserwowałem w jeziorach rzeki Jorki, gdzie znalazłem przedstawicieli zaledwie od 2 do 6 gatunków.

Zagęszczenie mięczaków dennych w obrębie każdej z grup jezior jest bardzo zróżnicowane, jednak jego wartości dla jezior rzeki Jorki (od kilkudziesięciu do kilkuset osobników na m² dna) mieszczą się w zakresie najniższych, obserwowanych w Wielkich Jeziorach Mazurskich. W dodatku, o ile w poszczególnych jeziorach tej drugiej grupy dominowały różne gatunki - *Dreissena polymorpha* (31-95 %), *Potamopyrgus antipodarum* (36-70 %) lub *Unio tumidus* (83 %), a znaczny udział procentowy miały też *Lymnaea auricularia*, *Bithynia tentaculata*, *Valvata piscinalis*, *Theodoxus fluviatilis* i *Anodonta anatina*, to w trzech spośród jezior rzeki Jorki zdecydowanie dominowała *D. polymorpha* (93-98 %), a we wszystkich - przedstawiciele innych gatunków (*T. fluviatilis*, *Viviparus viviparus*, *B. tentaculata*, *U. pictorum*, *U. tumidus*, *A. anatina* i *A. complanata*) występowali tylko sporadycznie. O ile większość Wielkich Jezior Mazurskich zasiedlał, choć w bardzo różnych zagęszczeniach, *P. antipodarum*, a trzy z nich także *Lithoglyphus naticoides*, to w jeziorach rzeki Jorki ślimaki te nie zostały odnalezione. *P. antipodarum* notowany był w niektórych z nich w latach 90. XX wieku; obecnie w osadach znajdowałem jedynie jego puste muszle. Ślimaki te przeniknęły, prawdopodobnie drogą lądową lub „powietrzną”, do nowych środowisk, a następnie w nich wyginęły. Niejasne są przyczyny niepowodzenia ekspansji tego prężnego ekologicznie gatunku, zwłaszcza że, wobec skrajnego ubóstwa jakościowego i ilościowego rodzimych mięczaków, ewentualne oddziaływania konkurencyjne były prawdopodobnie bardzo osłabione.

Przyczyny różnic w występowaniu mięczaków w badanych grupach jezior są trudne do jednoznacznego wyjaśnienia. Trofia nie wydaje się odgrywać istotnej roli, gdyż w obu grupach znajdują się zbiorniki zarówno mezo-, jaki i eutroficzne. Strefa litoralna niektórych zbiorników rzeki Jorki jest wąska i mało zróżnicowana, innych jednak – szersza i bardziej mozaikowa, aniżeli w wielu spośród Wielkich Jezior. Prawdopodobną przyczyną jest więc różnica w wielkości oraz stopniu izolacji zbiorników obu tych grup.

* Małże z rodzaju *Sphaerium* i *Pisidium* nie były oznaczane do gatunku.

Badania były finansowane z projektu badawczego 2 P04G 005 28 oraz t 2 P04G 076 26p01

Obecność i presja ryb jako czynnik decydujący o składzie fauny bezkręgowców

Paweł Koperski
Zakład Hydrobiologii, Uniwersytet Warszawski
Banacha 2, 02-097 Warszawa
e-mail: p.t.koperski@uw.edu.pl

Obecność ryb bentosożernych w środowisku i ich presja drapieżnicza to jeden z najważniejszych a często niedocenianych czynników determinujących skład fauny słodkowodnych bezkręgowców. Ich oddziaływanie jako wszystkożernych drapieżników może przybierać różne formy i z reguły jest znacznie silniejsze niż drapieżnych bezkręgowców. Może być to np.

- eliminowanie lub ograniczanie gatunków wrażliwych, występujących wobec tego wyłącznie lub przede wszystkim w środowiskach bezrybnych (np. *Anostraca*, *Conchostraca*, niektóre pijawki, chrząszcze, pluskwiaki i ważki)
- pośrednie promowanie taksonów odpornych na presję ryb i monopolizowanie przez nie środowiska (np. mniejsze gatunki wioślarek, duże małże i ślimaki o twardych muszlach)
- indukowanie zachowań obronnych potencjalnych ofiar (np. behawior ucieczkowy larw ważek, behawior migracyjny wioślarek i larw wodzienia, ograniczenie aktywności lokomotorycznej drapieżnych larw owadów, aktywna obrona poprzez repelenty u pluskwiaków i wodopójek)

- Oddziaływanie na ofiary pośrednio, poprzez ograniczanie drapieżnictwa bezkręgowców w litoralu jeziornym

Efektom tych oddziaływań jest z reguły wyraźna odmienność faunistyczna środowisk bezrybnych od tych zasiedlonych przez ryby. Z tego względu środowiska bezrybne, np. drobne, często dystroficzne zbiorniki wodne to bardzo cenne refugia wielu rzadkich gatunków bezkręgowców. Bardzo dobrą ilustracją tego zjawiska może być klasyfikacja środowisk słodkowodnych na podstawie składu gatunkowego pijawek. W wielu przypadkach odmienność taka jest błędnie przypisywana innym czynnikom, np. odczynowi wody, trofii lub zanieczyszczeniu środowiska. Wartym przedyskutowania aspektem jest ignorowanie tych prawidłowości w monitoringu biologicznym opartym na danych o makrofaunie wód płynących – np. BMWP.

Ocena jakości wód rzeki Łyny w latach 1978-2007 na podstawie zgrupowań makrobezkręgowców

Lucyna Koprowska, Izabela Jabłońska-Barna
Katedra Ekologii Stosowanej, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski
ul. Oczapowskiego 5, 10-718 Olsztyn
e-mail: ijpb@uwm.edu.pl

Przeprowadzono ocenę stanu ekologicznego wód rzeki Łyny w okolicach Olsztyna w oparciu o wyniki badań terenowych (badania własne) i literaturowych (Wielgosz 1979, 1982). Do oceny wykorzystano indeks biotyczny BMWP-PL.

Analiza wartości indeksu wykazała najwyższą jakość wód na odcinku rzeki przed aglomeracją miejską i pogarszanie w obrębie miasta i poza jego granicami administracyjnymi. Zestawienie wyników badań z wielolecia 1978-2007 wskazuje na stopniową poprawę stanu ekologicznego badanego odcinka ciekłu. Na proces ten miało wpływ odcięcie bezpośredniego dopływu ścieków i uruchomienie miejskiej oczyszczalni ścieków.

Wpływ żerowania ryb na strukturę na zoobentosu. Kontynuacja eksperymentu na Zalewie Zembrzyckim

Ryszard Kornijów*, Małgorzata Gorzel**, Anna Halkiewicz***
Katedra Hydrobiologii, Akademia Rolnicza w Lublinie
Akademicka 13, 20-950 Lublin

*ryszard.kornijow@ar.lublin.pl, **malgorzata.gorzel@ar.lublin.pl,
***anna.halkiewicz@ar.lublin.pl,

Celem badań było określenie presji pokarmowej ryb na faunę denną w Zalewie. Eksperyment trwał od czerwca do września 2004 i od lipca do września 2005 roku. Pięć zagród w kształcie koła o średnicy 5 m, rozmieszczono równoległe do linii brzegowej na głębokości 0,8 – 1,1 m. Ich ściany tworzyła nylonowa siatka (oczek o wielkości 1 x 5 mm), dociśnięta szczelnie do dna. W pierwszym roku zagrody nie były zabezpieczone przed dostawaniem się do nich ptaków, w drugim roku zostały przykryte siatką nylonową o oczkach 5 x 5 cm. Pięć dni po zainstalowaniu zagród, a następnie w odstępach dwutygodniowych, za pomocą agregatu prądotwórczego upewniano się, że w zagrodach nie ma ryb. Dwu zagród, w których stwierdzono ryby w pierwszym roku, nie brano pod uwagę w czasie opracowywania wyników. Powierzchnie kontrolne, do których ryby (głównie dominujące w Zalewie płoć, okoń i leszcz) miały swobodny dostęp, znajdowały się pomiędzy zagrodami.

Materiał pobierano raz w miesiącu aparatem rurowym o powierzchni chwytnej 12,6 cm², a następnie płukano za pomocą siatki o średnicy oczek 250 μm. Z każdej zagrody i powierzchni

kontrolnej jednorazowo pobierano 3 próby, z których każda składała się z 5-7 rdzeni osadów o długości ok. 10 cm. W czasie eksperymentu analizowano także własności fizyczno-chemiczne wody. Zarówno w roku 2004 i 2005 stężenia fosforu całkowitego były nieco niższe w zagrodach bez ryb niż w powierzchniach kontrolnych, natomiast odwrotnie kształtowały się stężenia chlorofilu-*a*. Skład jakościowy zoobentosu w zagrodach zarówno w 2004 jak i w 2005 r. był bogatszy (odpowiednio 23 i 28 taksonów), aniżeli w powierzchniach kontrolnych (18 i 27 taksonów). Fauna osiągała w nich też średnio od 1,5 do 3 razy wyższe zagęszczenia. Bentos zdominowany był przez dwie grupy taksonomiczne: larwy Chironomidae i Tubificidae. Średni udział ochotkowatych w całkowitej liczebności w zagrodach wynosił 43 % w 2004 i 38 % w 2005 roku (w powierzchniach kontrolnych odpowiednio 36 % i 40 %). Skąposzczety stanowiły w zagrodach odpowiednio 47 % i 43 %, a w powierzchniach kontrolnych 41 % i 37 %. Znaczący udział procentowy zarówno w wariancie bez ryb jak i z rybami w obydwu latach badań osiągały Hydrachnidia. Sezonowe zmiany udziału procentowego wymienionych grup podlegały fluktuacjom bez wyraźnych prawidłowości. Zmiany w strukturze dominacji najliczniejszych w bentosie Chironomidae miały inny przebieg w zagrodach i w powierzchniach kontrolnych, dało się jednak zauważyć pewne prawidłowości w kolejnych latach. W roku 2004 w obydwu wariantach eksperymentu dominujące pelofilne larwy *Chironomus* f.l. *plumosus* i *Polypedilum* gr. *nubeculosum* wykazały najpierw wzrost, a następnie spadek udziału procentowego. Zmianom tym towarzyszył systematyczny wzrost udziału drapieżnego *Procladius* sp. w zagrodach (w powierzchniach kontrolnych ich liczebności były bardzo niskie).

W roku następnym najliczniejsze okazały się te same taksony. W zagrodach pod nieobecność ryb, podobnie jak w roku poprzednim, silnie wzrastał udział procentowy *Procladius*. Udział *C. f.l. plumosus* nieznacznie wzrastał, natomiast *P. gr. nubeculosum* malał. W powierzchniach kontrolnych udział *C. f.l. plumosus* się zwiększał, natomiast *Procladius* sp. systematycznie malał.

Wyniki eksperymentu wskazują na znaczne strukturotwórcze oddziaływanie ryb na zoobentos w Zalewie Zembrzyckim. Do taksonów najbardziej narażonych na wyjadanie należały nie duże, głęboko penetrujące osady, larwy *C. f.l. plumosus*, tylko *Procladius*. Powodem jego atrakcyjności pokarmowej, pomimo osiągania niewielkich rozmiarów może być płytkie występowanie w osadach oraz znaczna ruchliwość.

Wpływ czynników środowiskowych na występowanie makrofauny w rzece Osownica

Małgorzata Korycińska, Elżbieta Królak

Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska, Instytut Biologii, Akademia Podlaska,
ul. Prusa 12, 08-110 Siedlce, e-mail: gosia_k@ap.siedlce.pl

W 2006 roku prowadzono badania na 4 stanowiskach rzeki Osownica (teren Nadbużańskiego Parku Krajobrazowego, Nizina Środkowomazowiecka). Na tle wybranych parametrów fizyczno-chemicznych wody oraz składu chemicznego osadów dennych analizowano skład taksonomiczny makrobezkręgowców. Próby pobierano 3-krotnie. Na poszczególnych stanowiskach nie odnotowano wyraźnych różnic pomiędzy wartościami oznaczanych w wodzie parametrów; odczyn wody zmieniał się w zakresie wartości pH: 7,1-7,5; przewodnictwo: 0,385 - 0,413 mS/cm, stężenie [mg/dm³] Cl⁻: 14,1-22,5, Ca²⁺: 63-69,7, PO₄³⁻: 0,27-0,47, NO₃⁻: 1,5-2,77, O₂: 7,53-10,33, BZT₅: 2,27-4,60. Stwierdzono natomiast znaczne różnice w wartościach badanych parametrów chemicznych osadów dennych. Odczyn osadów dennych na poszczególnych stanowiskach zmieniał się w zakresie pH od 6,5 do 7,4, zawartość C_{org}: 0,096 – 4,99%, N_{całk}: 0,18-5,94 mg/g s.m., P_{całk}: 0,10-2,76 mg/g s.m. Odnotowano statystycznie istotną korelację pomiędzy zawartością C_{org}, N_{całk} i P_{całk} oraz odczynem osadów dennych. Na stanowiskach, na których odnotowano podwyższone wartości C_{org}, P_{całk} i N_{całk} wśród makrobezkręgowców dominowały Asellidae, znaczne udziały procentowe osiągały również Erpobdellidae i Oligochaeta. W mniejszych liczebnościach występowały owady i larwy owadów; wśród nich znaczny udział

procentowy miały Limnephilidae i Sialidae. Szacunkowa liczebność makrobezkręgowców wynosiła ok. 500 osobników/m². Na stanowiskach na których zawartość C_{org} nie przekraczała 0,4%, zawartość N_{całk} < 0,4 mg/g s.m. i P_{całk} < 0,15 mg/g s.m. dominowały larwy owadów, wśród nich notowano obecność Plecoptera; odnotowano także mniejsze zagęszczenie makrofauny.

Wpływ hodowli pstrąga na zgrupowania Oligochaeta w rzece Drwęcy

Jacek Koszałka

Katedra Ekologii Stosowanej, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie
ul. Oczapowskiego 5 10-957 Olsztyn
jacko@uwm.edu.pl

Badania nad zgrupowaniami Oligochaeta zasiedlającymi początkowy, 15 kilometrowy, odcinek rzeki Drwęcy (płn.-wsch. Polska) przeprowadzono w okresie od maja 2005 do stycznia 2007 roku. Wybrano 10 stanowisk badawczych, począwszy od źródeł rzeki aż do jej ujścia do Jeziora Ostrowie, część z nich zlokalizowana była w sąsiedztwie wód odprowadzanych ze stawów hodowlanych. Prowadzona w nich hodowla nastawiona jest na podchów pstrąga.

Charakter osadów dennych różnił się istotnie na poszczególnych stanowiskach – od piaszczystego (st. 2, 4, 5) poprzez piaszczysto-muliste (st. 3, 6, 9) do mulistego (st.1, 7, 8, 10). Także ilość oraz jakość materii organicznej (FPOM, CPOM) znacznie się różniła.

Wstępne analizy wykazują dominację należących do Tubificidae gatunków: *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Tubifex tubifex*, *Psammoryctides barbatus*, *Tubifex ignotus*.

Na podstawie analizy podobieństwa faunistycznego oraz struktury składu taksonomicznego będzie można wnioskować jaki wpływ mają wody pochodzące na faunę skąposzczetów.

Zespoły skąposzczetów dennych (Oligochaeta) w powyrobiskach piaszkowych o różnych warunkach troficznych na Górnym Śląsku

Mariola Krokiewska, Agnieszka Michalik – Kucharz
Zakład Hydrobiologii, Uniwersytet Śląski w Katowicach

Badania nad zespołami skąposzczetów dennych prowadzono w dwóch sąsiadujących ze sobą zbiornikach powyrobiskowych: Dzierżno Małe i Pławniowice, położonych we wschodniej części Górnego Śląska. Wody tych zbiorników charakteryzowały się różnymi warunkami troficznymi i tlenowymi. W Dzierżnie Małym stwierdzono znacznie wyższe koncentracje biogenów i gorsze warunki tlenowe niż w wodach zbiornika Pławniowice.

Przeprowadzone badania nie wykazały istotnych różnic w składzie gatunkowym zespołów skąposzczetów, występujących w strefie przybrzeżnej obu zbiorników. W wyrobisku popiaszkowym Pławniowice stwierdzono obecność 12 gatunków należących do trzech rodzin (Naididae 4 gat., Tubificidae 6 gat. i Lubriculidae 2 gat.), spośród których w powyrobisku Dzierżno Małe nie występował jedynie charakterystyczny dla wód oligotroficznych *Stylodrilus heringianus* Clap. Odmienne kształtowała się jednak struktura dominacji w zespołach. W Pławniowicach do grupy gatunków dominujących należały obok *Limnodrilus hoffmeisteri* Clap., *Tubifex tubifex* (O.F.Müll.) i *Dero digitata* (O.F.Müll.), gatunki charakterystyczne dla wód mezotroficznych (*Psammoryctides albicola* (Mich.), *Ophidonais serpentina* (O.F.Müll.), *Lumbriculus variegatus* (O.F.Müll.)) oraz gatunek wskaźnikowy dla wód oligotroficznych *S.heringianus*. Natomiast w zbiorniku Dzierżno Małe w zespole dominowały: *L.hoffmeisteri*, *L.claparadeanus*, *T.tubifex* i *D.digitata*, gatunki charakterystyczne dla wód eutroficznych. Stwierdzono także prawie dwukrotnie wyższe zagęszczenie skąposzczetów w wyrobisku Dzierżno Małe.

Przeprowadzona analiza wieloczynnikowa (CCA) potwierdziła, że udział gatunków w zespołach skąposzczetów w osadach dennych strefy litoralowej badanych powyrobiskach piaszkowych jest wyraźnie skorelowany z koncentracją biogenów w wodzie i warunkami tlenowymi, a w mniejszym stopniu z aspektem sezonowym. Przeprowadzone badania potwierdzają wartość wskaźnikową skąposzczetów w ocenie trofii zbiorników wodnych.

Wpływ oczyszczalni ścieków w Międzyrzecu Podlaskim na jakość wód w rzece Krzna

Elżbieta Królak, Małgorzata Korycińska, Aleksandra Nikończuk
Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska, Instytut Biologii, Akademia Podlaska,
ul. Prusa 12, 08-110 Siedlce, e-mail: kruell@02.pl

Skład taksonomiczny makrobezkręgowców w rzekach kształtowany jest m.in. dopływem punktowych zrzutów zanieczyszczeń z oczyszczalni ścieków. Jako obiekt badań wybrano Krznę (Nizina Południowopodlaska), do której doprowadzane są wody z oczyszczalni ścieków w Międzyrzecu Podlaskim (średnia przepustowość oczyszczalni 1400 m³/dobę). Do badań wybranych parametrów fizyczno-chemicznych wody oraz makrofauny wytypowano 3 stanowiska zlokalizowane na rzece: jedno 200 m przed kanałem zrzutowym i dwa za kanałem, w odległości około 200 m i 5 km. Dodatkowo analizowano skład chemiczny wód z kanału zrzutowego. Analizy wykonano

4-krotnie w 2006 roku. Ustalono, że na stanowisku zlokalizowanym bezpośrednio za kanałem zrzutowym wśród makrobezkręgowców dominowały pierścienice, reprezentowane przez *Oligochaeta* i *Erpobdella octoculata*; stanowiły one około 35% oznaczonej makrofauny, wśród larw owadów najliczniej (około 70%) reprezentowane były Chironomidae. Na stanowisku przed kanałem zrzutowym i zlokalizowanym około 5 km od dopływu wód z oczyszczalni udziały procentowe pierścienic w liczebności makrobezkręgowców nie przekraczały 10%, licznie występowały Ephemeroptera i Trichoptera (wśród oznaczonych larw owadów i owadów stanowiły one około 60%). Oznaczone rodziny makrobezkręgowców dały podstawę do obliczenia wartości indeksu biotycznego BMWP-Pl. Na poszczególnych stanowiskach Krzny wynosiła ona: 78, 48 i 62 punkty. Wody odprowadzane kanałem z oczyszczalni ścieków w Międzyrzecu Podlaskim w stosunku do wód Krzny w okresie badań charakteryzowały się podwyższonym stężeniem jonów azotanowych, chlorkowych, wapniowych, większym zasoleniem. W oczyszczalni skutecznie zredukowana jest zawartość jonów fosforanowych. Wyniki analiz chemicznych i biologicznych wykazały, że na odcinku około 5 km od ujścia kanału zrzutowego z oczyszczalni następuje samooczyszczanie rzeki.

Różnorodność biologiczna rzeki Pełcz na podstawie makrobentosu

Izabela Krzyżanowska
Państwowa Wyższa Szkoła Zawodowa w Gorzowie Wlkp.
Instytut Zarządzania ul. Chopina 52 tel/fax (095) 7216015
e-mail: ilpj.krzyzanowscy@op.pl

Pełcz (inaczej Polka) jest, poprzez Kanał Pulsa, prawobrzeżnym dopływem Noteci. Rzeka ma źródła na terenie Barliniecko-Gorzowskiego Parku Krajobrazowego i około 70% jej biegu znajduje się na obszarze chronionym. Końcowy odcinek (od stawów rybnych powyżej Przyłęgu do ujścia w Górkach) jest częściowo pogłębiony, uregulowany i podlega antropopresji.

Celem pracy było określenie różnorodności biologicznej makrobentosu w zależności od różnych czynników środowiskowych. Badania przeprowadzono w sezonie wiosenno-jesiennym 2006 roku, obserwacje będą kontynuowane. Wzdłuż biegu rzeki wybrano pięć

charakterystycznych punktów i szósty na rzece Przyłężek – prawobrzeżnym dopływie. Razem przeanalizowano dwanaście prób, po dwie z każdego stanowiska (pobierane w odstępach dwumiesięcznych). Materiał zbierano z przedmiotów i roślin zanurzonych w wodzie oraz używano siatki czerpakowej do poboru z dna. Zebrane okazy umieszczano w szklanych słojach i konserwowano 4% roztworem formaliny. Zaobserwowano przedstawicieli sześciu gromad, w tym szczególnie dużo larw owadów. Oceny czystości wód rzeki Przyłęg dokonano na podstawie występowania określonych organizmów wodnych lub ich braku. Identyfikację taksonomiczną makrobezkręgowców przeprowadzono z dokładnością do rodziny: chruściki (Trichoptera), chrząszcze (Coleoptera), muchówki (Diptera), do rodzaju: niektóre skorupiaki (Crustacea), jętki (Ephemeroptera), widelnice (Plecoptera), małże (Bivalvia), do gatunku: skąposzczety (Oligocheta), pijawki (Hirudinea), ważki (Odonata), wielkoskrzydłe (Megaloptera), pluskwiaki równoskrzydłe (Heteroptera), ślimaki (Gastropoda), niektóre małże (Bivalvia). W porównaniu z górnym biegiem rzeki, poniżej stawów rybnych zdecydowanie zmniejsza się różnorodność biologiczna. Na pogorszenie jakości wód w dolnym odcinku wpływają również gospodarstwa rolne. Rzeka stanowi dobry przykład do wykazania zależności między bentosem a czystością wód. Badania fizyko-chemiczne zostały przeprowadzone 06.06.2006 r. przez WIOŚ w Zielonej Górze Delegatura w Gorzowie Wlkp. i udostępnione do wykorzystania w niniejszej publikacji.

**Lokalne przystosowanie czy “genotyp ogólnego przeznaczenia”:
wstępne wyniki badań nad przeżywalnością *Eucypris virens*
(Crustacea, Ostracoda) w warunkach stresowych**

Maria João Fernandes Martins^{1,2}, Jochen Vandekerckhove^{1,2,3}, Giampaolo Rossetti¹,
Tadeusz Namiotko²

¹ Università di Parma, Dipartimento di Scienze Ambientali, Parco Area delle Scienze 33A,
I-43100 Parma, Włochy

² Uniwersytet Gdański, Instytut Biologii, Katedra Genetyki i Cytologii,
ul. Kładki 24, 80-822 Gdańsk

³ Universitat de Valencia, Facultat de Ciències Biològiques, Departament de Microbiologia
i Ecologia, Dr. Moliner 50, E-46100 Burjassot (Valencia), Hiszpania

Aseksualność jest zwykle postrzegana jako ślepy zaułek ewolucji. Niemniej jednak linie partenogenetyczne znane są w wielu grupach zwierząt i to nierzadko trwają już od milionów lat i mają obecnie szersze zasięgi występowania niż ich biseksualni krewni. Zaproponowano dwie główne hipotezy aby wyjaśnić ten paradoks: tzw. „Zamrożona zmienność niszowa” („Frozen niche variation” FNV) oraz „Genotyp ogólnego przeznaczenia” („General purpose genotype” GPG). Zgodnie z pierwszą z nich (FNV) sukces linii partenogenetycznych wynika z ich zdolności do utrzymania („zamrożenia”) dużej części genetycznej zmienności ich biseksualnie rozmnażających się przodków. Druga hipoteza (GPG) natomiast mówi, że populacje partenogenetyczne zawdzięczają swój sukces pojedynczemu wyselekcjonowanemu genotypowi, który zapewnia jego nosicielom zdolność do przeżycia w szerokim spektrum warunków środowiskowych. W niniejszych badaniach analizowano przeżywalność partenogenetycznych samic małżoraczka *Eucypris virens* (Crustacea, Ostracoda) pochodzących z trzech populacji wystawionych w warunkach laboratoryjnych na działanie czynników ograniczających: 1) brak pokarmu, 2) podwyższone zasolenie (2 g dm⁻³) i 3) połączenie dwóch poprzednich. Analiza krzywych przeżywania wskazała, że populacje różniły się stopniem tolerancji na badane czynniki ograniczające, przy czym w przypadku dwóch populacji stres wywołany podwyższonym zasoleniem okazał się bardziej dotkliwy niż ten wywołany brakiem pokarmu. Połączenie podwyższonego zasolenia i braku pokarmu nie spowodowało natomiast podwyższonej śmiertelności w porównaniu z wynikami uzyskanymi przy zastosowaniu tylko jednego czynnika ograniczającego, co sugeruje, że nie występuje synergistyczne oddziaływanie tych czynników na przeżywalność u tego gatunku. Planowana analiza zmienności allozymowej pozwoli na określenie

liczby i rodzajów dominujących klonów, które przeżyły warunki eksperymentu, co ostatecznie umożliwi ustosunkowanie się do dwóch wymienionych wyżej hipotez: czy w źródłowych populacjach występuje jeden dominujący genotyp umożliwiający przeżycie w różnych warunkach stresowych (GPG), czy raczej mamy do czynienia ze współwystępowaniem różnych genotypów, przy czym każdy z nich determinuje możliwość przeżycia podczas działania konkretnego czynnika ograniczającego (FNV).

Badania finansowane w ramach projektu badawczo-szkoleniowego Marie Curie Research Training Network SexAsex ("From Sex to Asex: a case study on interactions between sexual and asexual reproduction") nr MRTN-CT-2004-512492.

Local adaptation vs. general purpose genotype: preliminary results on survival under stress situations in *Eucypris virens* (Crustacea, Ostracoda)

Asexuality is often seen as an evolutionary dead end. Yet, parthenogenetic lineages are known in many invertebrate taxa, sometimes persisting for millions of years and occupying a larger distributional range than sexual relatives. Two key hypotheses have been put forward in order to explain this paradigm: the frozen niche variation (FNV) hypothesis and the general purpose genotype (GPG) hypothesis. According to the FNV, the success of clonal lineages is due to their ability to "freeze" a high proportion of the diversity of their sexual ancestors. The GPG hypothesis states that the success of asexuality is owed to a single genotype able to withstand a wide range of environmental conditions. We studied the survival of three asexual populations of *Eucypris virens* (Crustacea, Ostracoda) under a control and three stress conditions: no food, high salinity (2 g dm⁻³) and the combination of the two. The survival curves indicate that the tolerance to the stress treatments varies among populations, with the salinity stress being more severe than the food stress for two populations. The combined stress treatment did not result in a higher mortality rate when compared to the most severe single stress treatment, suggesting the absence of a synergistic effect on survival of the different stresses. Allozyme analyses will be carried out to reveal the identity and number of clones that gain dominance through application of the different stresses. This will enable us to check if there is a single, dominant, genotype present in the source populations tolerant to the diverse stresses (GPG), or rather a combination of genotypes each with their own specialised adaptations (FNV).

This work was funded by the EU Marie Curie Research Training Network SexAsex ("From Sex to Asex: a case study on interactions between sexual and asexual reproduction") contract no MRTN-CT-2004-512492.

Makrozoobentos lobeliowego jeziora Głębocko (powiat bytowski) na tle parametrów fizyczno-chemicznych i bakteriologicznych wody

Michał Michałkiewicz
Instytut Inżynierii Środowiska Politechniki Poznańskiej
60-965 Poznań, ul. Piotrowo 5
e-mail: drmichal@poczta.onet.pl

„Jezioro Głębocko” to rezerwat wodno-florystyczny o powierzchni 24,32 ha, utworzony w 1976 roku i położony na południe od wsi Pomysk Wielki (Pojezierze Bytowskie, województwo pomorskie). Na terenie rezerwatu położone jest jezioro Głębocko (o powierzchni 20,5 ha, głębokości maksymalnej 29,6 m), które jest śródleśnym, wytopiskowym jeziorem lobeliowym z charakterystyczną roślinnością reliktową: lobelią jeziorną (*Lobelia dortmanna*), poryblinem jeziornym (*Isoetes lacustris*) i brzeżycą jednokwiatową (*Littorella uniflora*). Jego zlewnię bezpośrednią stanowią głównie lasy (71,8%) i grunty orne (16,4%). Jest to jezioro przepływowo. Zasilane jest ciekim płynącym od jeziora Cechyńskiego Małego, a po przepłynięciu przez jezioro Głębocko ciek ten łączy się z jeziorem Stary Staw, z którego wody uchodzą następnie do rzeki Słupi. Na podstawie badań WIOŚ z 1998 roku wody jeziorne zaliczane były do I klasy czystości,

a w kolejnych latach obserwowano okresowe pogarszanie stanu czystości, zwłaszcza pod względem mikrobiologicznym. Na podstawie danych morfometryczno-hydrograficzno-zlewniowych jezioro to uznano za umiarkowanie podatne na wpływy zewnętrzne odpowiadające II kategorii podatności na degradację.

W 2006 roku, w okresie stagnacji letniej (18 sierpień) przeprowadzono wstępne badania mikrobiologiczne (miano coli, wskaźnik coli, ogólna liczba bakterii mezofilnych i psychrofilnych) i makrozoobentosu (liczebność i biomasa) jeziora Głębocko. Dodatkowo analizowano kilka oznaczeń fizyczno-chemicznych wody (przeźroczystość, profil termiczny, odczyn, przewodnictwo, zasadowość, twardość, wapń, magnez, chlorki). Próbkę do badań mikrobiologicznych i fizyczno-chemicznych pobierano z warstwy epi-, meta- i hypolimnionu w najgłębszym miejscu jeziora, natomiast makrozoobentosu pobierano zarówno w profundalu (2 stanowiska), jak i w litoralu (2 stanowiska). Próbkę wody do badań pobierano batometrem z warstwy podpowierzchniowej, metalimnionu i naddennej, natomiast makrozoobentosu za pomocą czerpaka Ekmana. Pobrane osady przesiewano przez sito o średnicy oczek 0,4 mm, a wybrane organizmy (mokra masa) ważono na wadze analitycznej z dokładnością do 0,001 g.

Na podstawie uzyskanych wyników badań wody można stwierdzić, że warstwa epilimnionu zajmuje miąższość od 0,0 do 4,5 m, metalimnionu od 5,0 do 6,5 m, a hypolimnionu od 7,0 m aż do dna (29,5 m). Wody jeziora posiadają widzialność 4,5 m (I klasa), odczyn pH jest lekko zasadowy (pH 7,09 ÷ 7,98), przewodność elektrolityczna wynosi około 95 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (I klasa), są to wody bardzo miękkie (twardość ogólna 1,86 $^{\circ}\text{N}$, wapń około 11,0 mg Ca/dm^3 , magnez 1,5 mg Mg/dm^3) i nie wskazują na duży dopływ zanieczyszczeń (chlorki 18,5 mg Cl/dm^3 , zasadowość ogólna 1,5 mval/ dm^3). Na podstawie bakteriologicznej analizy sanitarnej wody można stwierdzić, że występuje tu okresowy dopływ zanieczyszczeń fekalnych (miano coli typu kałowego 0,15 ÷ 1,89, ogólna liczba bakterii mezofilnych w 1 ml = 96 ÷ 370 jtk, a psychrofilnych w 1 ml = 105 ÷ 660 jtk), a wartość miana coli typu kałowego klasyfikuje te wody na granicy I i II klasy czystości.

Makrozoobentos w profundalu jest mało zróżnicowany i reprezentowany był przez Chironomidae i Oligochaeta. W najgłębszym miejscu akwenu (29,5 m) stwierdzono Chironomidae n.det. (250 osobn./ m^2 i 0,625 g/ m^2) oraz Tubificidae (*Potamothrix hammoniensis* - 250 osobn./ m^2 i 1,250 g/ m^2), natomiast na głębokości 13,0 m występowały Chironomidae n.det. (500 osobn./ m^2 i 2,250 g/ m^2) oraz Lumbriculidae (*Lumbriculus variegatus* - 500 osobn./ m^2 i 3,625 g/ m^2).

Na dwóch stanowiskach litoralu, na głębokościach około 0,1 – 0,2 m, na podłożu piaszczystym, wśród roślinności typowej dla tego akwenu dominowały Crustacea: *Gammarus pulex* (liczebność 3630 ÷ 4310 osobn./ m^2 i biomasa 26,938 ÷ 30,563 g/ m^2) i *Asellus aquaticus* (liczebność 310 ÷ 560 osobn./ m^2 i biomasa 1,500 ÷ 1,594 g/ m^2). Dodatkowo w litoralu występowały: rak przegowany *Orconectes limosus* (60 osobn./ m^2 i 24,500 ÷ 41,313 g/ m^2), Tubificidae (*Potamothrix hammoniensis* - 60 osobn./ m^2 i 0,250 ÷ 0,265 g/ m^2), rodzaj *Ilyocoris* (żyrytwa) z gatunkiem *Ilyocoris cimicoides* (60 osobn./ m^2 i 5,063 ÷ 7,688 g/ m^2), Odonata (ważki) z rodziny łątkowate Coenagrionidae n.det. (60 osobn./ m^2 i 0,975 g/ m^2), a także rodzaj *Lymnaea* z gatunkiem *Lymnaea palustris* (60 osobn./ m^2 i 7,788 g/ m^2).

Porównując uzyskane wyniki badań makrozoobentosu można stwierdzić, że Mielewczyk i Domek (1994) stwierdzili w maju 1991 roku w profundalu jeziora Głębocko wyższe wartości zarówno liczebności, jak i biomasy fauny dennej (2470 osobn./ m^2 przy biomase 14,690 g/ m^2). W bentofaunie tej, podobnie jak w większości jezior lobeliowych, występowały głównie Chironomidae (2392 osobn./ m^2), Oligochaeta (52 osobn./ m^2) i *Chaoborus flavicans* (26 osobn./ m^2). Czachorowski (1994) natomiast, badając Trichoptera (larwy, poczwarki i imagines) jezior lobeliowych w latach 1988-1992 stwierdził, że w litoralu jest ich najwięcej w czerwcu, a najmniej w lipcu, sierpniu i październiku. Jednocześnie bogata fauna chrzączek była wówczas w jeziorze Głębocko. Fakt, że nie znalazłem ich podczas badań w sierpniu 2006 roku może potwierdzać tezę, że właśnie w tym miesiącu występowały one dawniej w najmniejszej liczebności. Kolejne badania, które przeprowadzę w czerwcu, zapewne potwierdzą te spostrzeżenia.

Wpływ temperatury i oświetlenia na sukces rozwojowy geograficznie partenogenetycznego skorupiaka *Eucypris virens* (Ostracoda)
Influence of temperature and photoperiod on the developmental success of a geographically parthenogenetic crustacean *Eucypris virens* (Ostracoda)

Karolina Mrozińska¹, Maria João Fernandes Martins^{2,3}, Jochen Vandekerckhove^{2,3,4},
Tadeusz Namiotko²

¹ Studenckie Koło Naukowe Hydrobiologii i Ochrony Wód
Uniwersytet Gdański

ul. Kładki 24, 80-822 Gdańsk, e-mail: mrozikk@o2.pl

² Uniwersytet Gdański, Instytut Biologii, Katedra Genetyki i Cytologii,
ul. Kładki 24, 80-822 Gdańsk

³ Università di Parma, Dipartimento di Scienze Ambientali,
Parco Area delle Scienze 33A, I-43100 Parma, Włochy

⁴ Universitat de Valencia, Facultat de Ciències Biològiques, Departament de Microbiologia
i Ecologia, Dr. Moliner 50, E-46100 Burjassot (Valencia), Hiszpania

Linie partenogenetyczne posiadają dużą zdolność do kolonizacji nowych siedlisk oraz wysoki potencjał do szybkiego wzrostu liczebności populacji w porównaniu z populacjami rozmnażającymi się obupłciowo, które ponoszą wysokie koszty produkcji samców. Liczne badania wskazują, że diapauza jaj, jako sposób na przetrwanie niekorzystnych warunków środowiskowych, pełni ważną rolę w rozprzestrzenianiu partenogenetycznie rozmnażających się małżoraczków (Ostracoda). Jednakże wysoka zdolność do dyspersji i szybkiego wzrostu populacji partenogenetycznych okazuje się niewystarczająca do wytłumaczenia ich wyraźnej dominacji w środowiskach wód okresowo wysychających. Celem niniejszych badań było poznanie roli jaj spoczynkowych w rozmieszczeniu geograficznie partenogenetycznego małżoraczka *Eucypris virens* (Crustacea, Ostracoda) zarówno w skali lokalnej, jak i regionalnej. Wysuszone jaja pochodzące z pięciu populacji partenogenetycznych i pięciu populacji obupłciowych przechowywano w temperaturze pokojowej (20°C) oraz w temperaturze wysokiej (45°C) i niskiej (-15°C). Ekstremalne spośród wymienionych temperatur odnotowano w naturalnych warunkach podczas suchej fazy zbiorników na stanowiskach w obrębie zasięgu geograficznego, odpowiednio obupłciowo rozmnażających się populacji (południe Europy) i partenogenetycznych (Europa północna). Następnie jaja umieszczono w wodzie w warunkach termicznych i oświetleniowych odpowiadających północnej (temp.: 8°C, fotoperiod: 10 godz. światła : 14 godz. ciemności) i południowej (temp.: 17°C, fotoperiod: 12 : 12) części Europy na początku sezonu rozwojowego *E. virens* i porównano sukces rozwojowy (wykluwanie się larw z jaj i rozwój postembrionalny) w przeciwstawnych warunkach środowiskowych. Zarówno jaja pochodzące z populacji partenogenetycznych, jak i te z populacji, w których występują samce przetrwały niską i wysoką temperaturę i nie stwierdzono wyraźnego związku pomiędzy warunkami wykluwania się a sposobem rozmnażania. Zaobserwowano jednak większy sukces w wylęganiu i osiągnięciu stadium dojrzałego przez larwy w populacjach partenogenetycznych niezależnie od warunków przechowywania jaj i rozwoju postaci juwenilnych. Wyniki niniejszych badań sugerują zatem, że brak populacji biseksualnych w Europie północnej i środkowej nie wynika z niemożności przetrwania jaj oraz wylęgania i rozwoju larw w warunkach środowiskowych typowych dla tej części naszego kontynentu.

Badania finansowane w ramach projektu badawczo-szkoleniowego Marie Curie Research Training Network SexAsex ("From Sex to Asex: a case study on interactions between sexual and asexual reproduction") nr MRTN-CT-2004-512492.

Ocena jakości wód rzeki Santocznej a różnorodność organizmów występujących w jej wodach

Kinga Nuckowska
ul. Owocowa 28a 66-400 Gorzów Wlkp.
e-mail: kinianuc@wp.pl

Rzeka Santoczna płynie w części północno-zachodniej Polski na długości 32 km, stanowi dopływ Pełczy i przepływa przez teren powiatu strzelecko - dreźnieckiego, uchodząc do rzeki Polki nieopodal Górek Noteckich. Santoczna wypływa z jez. Okunino i płynie w kierunku południowo-wschodnim przez Puszczę Gorzowską, odwadniając grupę malowniczych jezior. Wody Santocznej to jedne z najczystszych w powiecie strzelecko – dreźnieckim. Rzeka wykorzystywana jest do celów sportowo-rekreacyjnych, przepływa też przez miejscowości będące miejscem wypoczynku okolicznych mieszkańców.

Materiał do pracy został zgromadzony dwukrotnie w ciągu sezonu wiosenno – letniego z 6 stanowisk. Próby pobrane zostały na głębokości średnio 30 cm, przy pomocy siatki czerpakowej wraz z przeglądem roślinności wodnej i przedmiotów zanurzonych. Celem badań była ocena jakości wód rzeki Santocznej oraz określenie różnorodności biologicznej i wpływu, jaki wywiera otaczające środowisko na kształtowanie tej różnorodności.

Ocenę czystości wód rzeki Santocznej i jej obciążenia dokonano na podstawie występowania określonych organizmów wodnych lub ich braku. Identyfikacja taksonomiczną makrobezkręgowców przeprowadzona została z dokładnością do rodziny: chruściki (Trichoptera), chrząszcze (Coleoptera), muchówki (Diptera), do rodzaju: niektóre skorupiaki (Crustacea), jętki (Ephemeroptera), widelnice (Plecoptera), małże (Bivalvia), do gatunku: skąposzczety (Oligochaeta), pijawki (Hirudinea), ważki (Odonata), wieloskrzydłe (Megaloptera), pluskwaiki równoskrzydłe (Heteroptera), ślimaki (Gastropoda), niektóre małże (Bivalvia). Pod uwagę były brane również inne taksyony bezkręgowców wodnych, które zostały wykorzystane do biologicznej oceny jakości wód badanej rzeki. Na jednym ze stanowisk zaobserwowano występowanie gąbek o dużych wymaganiach tlenowych – *Spongilla lacustris*. Natomiast badania fizyko – chemiczne wód Santocznej wykonane zostały przez WIOŚ Delegatura w Gorzowie Wlkp. w miesiącu czerwcu, próby pobrano wyłącznie w dolnym odcinku rzeki.

Mając na względzie obecny charakter ciek, stanowi on bogate źródło informacji dotyczącej różnorodności gatunkowej flory i fauny typowej dla środowiska wodnego, stąd istnieje potrzeba stałego monitoringu i ochrony żywych zasobów występujących w środowisku Santocznej.

Bioakumulacja metali ciężkich przez organizmy bentosowe z Jezior Sławskiego i Wojnowskich

Ryszard Polechoński, Wojciech Dobicki, Przemysław Pokorny
Zakład Limnologii i Rybactwa, Katedra Higieny Zwierząt i Ichtiologii,
Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu

Jezioro Sława, jak i cały teren gminy Sława, położone są w zasięgu oddziaływania Legnicko-Głogowskiego Okręgu Miedziowego (ok. 20 km w linii prostej), co powoduje, że należy się liczyć z możliwością zanieczyszczenia tego obszaru metalami ciężkimi, a co za tym idzie - degradacji istniejących, cennych zasobów przyrodniczych. Jeziora Wojnowskie Wschodnie i Wojnowskie Zachodnie położone są we wschodniej części województwa lubuskiego, w pobliżu jego granicy z woj. wielkopolskim. Usytuowane w odległości ok. 27 km na północny wschód od Zielonej Góry, zajmują miejsce wewnątrz trójkąta wyznaczonego przez miejscowości: Sulechów, Babimost i Kargowa. Jeziora Wojnowskie w mniejszym stopniu podlegają wpływowi LGOM, lecz

także nie są wolne od zagrożeń, gdyż na ten teren opadają zanieczyszczenia atmosferyczne niesione z zagranicy.

Celem podjętych badań było określenie stężeń ołowiu, rtęci, miedzi i cynku w osadach dennych jezior Wojnowskich i jeziora Sława oraz wskazanie wielkości bioakumulacji tych metali przez wybrane organizmy bentosowe tych akwenów.

Bezkęgowce bentosowe stanowią w jeziorach bardzo ważny element biocenozy: poprzez odżywanie się materia organiczną osadów dennych wchłaniają i kumulują towarzyszące jej toksyny, a następnie – stając się pokarmem ryb czy innych zwierząt wodnych – przekazują ładunek toksyn wyższym piętrom drabiny troficznej.

Próbki osadów dennych pobierano z kilku stanowisk za pomocą chwytacza dna Eckmanna oraz sondą rurową. Po wysuszeniu i rozdrobnieniu poddawano je mineralizacji. Organizmy bentosowe pobierano ręcznie (małże, ślimaki) lub wraz z osadem dennym (*Tubifex*, *Chironomidae*) chwytaczem dna Eckmanna i przepłukiwano na sitach dyfrakcyjnych.

Próbki mineralizowano techniką mikrofalowego roztworzenia „na mokro” w mieszaninie kwasu azotowego i nadchlorowego w wysokociśnieniowym, zamkniętym piecu mikrofalowym MARS-5 firmy CEM (USA). Oznaczenia zawartości ołowiu, miedzi i cynku wykonano metodą spektroskopii absorpcji atomowej (ASA) za pomocą aparatu Varian SpectrAA FS220. Zawartość rtęci oznaczano w wysuszonym materiale za pomocą aparatu TMA-254 metodą bezpośredniej amalgamacji bezplómiowej.

Stwierdzone w badanych organizmach zawartości metali ciężkich można uznać za niskie, bądź bardzo niskie. Metalem, który był kumulowany przez bentos w największych ilościach, jest cynk, zaś najmniejsze stężenia wykazała rtęć. Stwierdzono silną zależność pomiędzy stężeniami metali w osadach dennych i ich stężeniami w organizmach zasiedlających te osady. Współczynniki korelacji dla poszczególnych metali wynoszą:

miedź: 0,953

cynk: 0,754

ołów: 0,666

rtęć: 0,785

Podobnie silne zależności wystąpiły pomiędzy stężeniami metali w wodzie przydennej na danym stanowisku badawczym, a stężeniami danego metalu w bentosie (np. dla miedzi $r=0,829$). Współczynniki kumulacji K poszczególnych metali w organizmach bentosowych osiągały wartość do kilkuset razy.

Makrozoobentos górnego litoralu (do 1 m) w limnicznej części Zbiornika Włocławskiego

Małgorzata Poznańska, Jarosław Kobak
Zakład Zoologii Bezkęgowców, Instytut Biologii Ogólnej i Molekularnej, Uniwersytet Mikołaja
Kopernika, ul. Gagarina 9, 87-100 Toruń
e-mail: mpoznan@biol.uni.torun.pl

Celem niniejszej pracy było zbadanie różnorodności biologicznej i obfitości makrozoobentosu w różnych typach siedlisk Zbiornika Włocławskiego (eutroficzny, silnie przepływowy zbiornik położony na dolnej Wiśle). Zbadane zostały 3 siedliska: (1) piaszczyste w strefie rozlewiskowej (lewy, płaski brzeg zbiornika), (2) piaszczyste w strefie przynurtowej (wysoki, prawy brzeg położony w pobliżu głównego nurtu rzeki) i (3) o dnie bogatym w materię organiczną (wypłycona, zarośnięta zatoka o dnie pokrytym szczątkami roślinnymi). Wszystkie miejsca poboru prób zlokalizowane były w dolnej, limnicznej części Zbiornika Włocławskiego. W siedliskach 1 i 3 badania prowadzono równolegle od X 2002 do X 2003 (10 terminów). W kolejnym sezonie pobierano materiał w siedliskach 1 i 2: od XI 2003 do IX 2004 (5 terminów). W każdym siedlisku próby pobierano na głębokości 0,5 m i 1m. W strefie rozlewiskowej

wyznaczono dodatkowe stanowisko o głębokości 1 m, które było porośnięte makrofitami (fitolitoralowe).

Analiza korespondencji wykazała, że wszystkie stanowiska zlokalizowane na podłożu ze znaczną zawartością materii organicznej znacznie odbiegały pod względem składu taksonomicznego od obu siedlisk piaszczystych. Wyłącznie na podłożu „organicznym” występowały takie taksony jak: Ephemeroptera, *Helobdella stagnalis*, *Endochironomus* sp. (impar group), *Valvata pulchella*, *Asellus aquaticus*. Dla podłoża piaszczystego charakterystyczne były: *Potamopyrgus antipodarum*, *Potamotheirus moldaviensis*, *Tubifex newaensis*, *Stictochironomus* sp., *Cladotanytarsus* sp.

Osobna analiza korespondencji, przeprowadzona dla siedlisk piaszczystych wyodrębniła dwie grupy stanowisk: jedną tworzą wszystkie stanowiska w strefie przynurtowej, a drugą stanowiska o głębokości 1 m (na czystym piasku i fitolitoralowe) ze strefy rozlewiskowej.

Najwyższe wartości wskaźnika bioróżnorodności Shannona-Wienera (4,2) zanotowano na podłożu „organicznym”. Stwierdzono tam występowanie 38 taksonów fauny. Znaczną różnorodnością charakteryzowało się również stanowisko fitolitoralowe. Najniższą wartość wskaźnika Shannona-Wienera (2,1) i 27 taksonów zaobserwowano na głębokości 0,5 m w strefie rozlewiskowej. Najmniej taksonów (12) stwierdzono na głębokości 0,5 m w strefie przynurtowej.

Największe zagęszczenie fauny stwierdzono na stanowisku fitolitoralowym (36 000 osobników m⁻²). Wpłynęła na to obecność makrofitów i dobre warunki tlenowe. Na podłożu pozbawionym roślin, położonym w strefie rozlewiskowej na głębokości 1 m, liczebność była blisko trzykrotnie niższa. Najmniejszą obfitość fauny stwierdzono na podłożu „organicznym” (ok. 8 000 osobników m⁻²), co prawdopodobnie było spowodowane deficytami tlenowymi. Na stanowiskach o głębokości 0,5 m zagęszczenie było o ok. 30% niższe niż na odpowiednich stanowiskach o głębokości 1 m. Najdramatyczniejszą różnicę zanotowano w strefie przynurtowej – tam na głębokości 0,5 m zagęszczenie było dziewięciokrotnie niższe niż na głębokości 1 m. Prawdopodobnie wynikało to z wymywania fauny podczas falowania.

Całkowita biomasa fauny na stanowiskach o głębokości 1 m wynosiła od 76 g m⁻² (podłoże „organiczne”) do 650 g m⁻² (stanowisko fitolitoralowe), przy czym udział mięczaków wynosił odpowiednio 73% i 94%. Na stanowiskach o głębokości 0,5 m biomasa fauny dennej zmniejszała się nawet osiemnastokrotnie, a udział mięczaków wynosił od 37% do 84%.

Fauna denna górnego litoralu na dnie piaszczystym była umiarkowanie różnorodna, ale występowała w znacznej obfitości (o wysokiej biomacie decydował głównie udział mięczaków). Sąsiedztwo roślinności, poprzez zwiększenie ilości mikrosiedlisk, pozytywnie wpływało na wzrost różnorodności, liczebności i biomasy fauny. Czynnikiem ograniczającym obfitość makrofauny dennej na podłożu „organicznym” były deficyty tlenowe.

Struktura ilościowo-jakościowa makrobentosu odcinka rzeki Odry Zachodniej w obrębie miasta Szczecina

Beata Rosińska, Małgorzata Raczyńska, Anna Grzeszczyk-Kowalska, Juliusz C. Chojnacki
Katedra Ekologii Morza i Ochrony Środowiska
Akademia Rolnicza w Szczecinie
71-550 Szczecin ul. Kazimierza Królewicza 4
e-mail: brosinaska@fish.ar.szczecin.pl

W związku z mającym się odbyć w sierpniu br Zlotem Żaglowców – the Tall Ships’ Races 2007, w Szczecinie na odcinku Odry Zachodniej prowadzono prace związane z przebudową toru wodnego. Wydobywano osady denne, dlatego też zdecydowano się na jednorazowe pozyskanie materiału z dna z mało poznanego terenu, jakim jest ta część rzeki. Celem pracy było określenie struktury jakościowej oraz ilościowej makrozoobentosu. Próby pobierano w końcu listopada 2006 roku na wysokości mostu kolejowego w Szczecinie w prostokącie 8 x 210 m w trzech przekrojach

poprzecznych Odry Zachodniej w odległości 1m, 4m oraz 8m od krawędzi Bulwaru Nadodrzańskiego (na wysokości Dworca PKP). Próby, o powierzchni 25cm², stanowił muł o miąższości 5cm pobrany z dna rzeki.

Wśród organizmów bentosowych stwierdzono występowanie następujących taksonów: pijawki *Hirudo medicinali* i *Glassiphonia* sp., Chironomidae, następujące gatunki małży: *Dreissena polymorpha*, *Anodonta piscinali* i *Sphaerium rivicola* oraz ślimaki reprezentowane przez: *Viviparus* sp., *Radix limnosa*, *Valvata piscinalis*, *Valvata natcina*, *Theodoxus fluviatilis* i *Bithynia tentaculata*. Dominantami były Gastropoda, które wyraźnie przeważały w próbach z odległości 8m od nadbrzeża.

Wstępne wyniki badań małżoraczków (Ostracoda) litoralu północnej części jeziora Wigry

Wioletta Staniszevska

Katedra Genetyki i Cytologii, Instytut Biologii, Uniwersytet Gdański

ul. Kładki 24, 80-822 Gdańsk

e-mail: stanisz@biotech.ug.gda.pl

Jezioro Wigry można podzielić na morenową część północną i sandrową południową (mniej zeutrofizowana), obie o zróżnicowanej morfologii dna i urozmaiconej linii brzegowej. Do tej pory w wodach tego akwenu odnotowano 31 gatunków Ostracoda, z czego 21 odnotowano w litoralu, a 24 – w profundalu.

Celem niniejszych badań było poznanie składu i struktury zgrupowań Ostracoda litoralu północnej części Wigier zebranych w trzech różnych sezonach (wiosną, latem, zimą) 2003 r., z każdego z wybranych 5 stanowisk. Próby miały charakter ilościowy i zostały pobrane za pomocą siatki przybrzeżnej z głębokości mniejszej niż 0,5m. z trzech stanowisk, które reprezentowały fitolitoral z osadem mulistym pokrytym grubą warstwą detrytusu, natomiast pozostałe dwa psammolitoral z nalotem mułu i małą ilością detrytusu.

W uzyskanym materiale stwierdzono ok.2100 osobników i ich subfosylnych szczątków (pustych karapaków i skorupki) należących do 27 gatunków. Liczebność i skład gatunkowy Ostracoda były zróżnicowane w zależności od sezonu w którym zostały znalezione, przy czym warto dodać, że tylko 9 gatunków było wspólnych dla wszystkich trzech sezonów. Wśród żywych małżoraczków zdecydowanie najbardziej liczny okazał się z udziałem ponad 40% fitofilny *Cypridopsis vidua*, typowy dla zbiorników o dnie mulistym. Aż 12 gatunków było reprezentowanych przez pojedyncze osobniki- ich liczebność w każdym przypadku nie przekraczała 10 sztuk. Wśród karapaków i skorupki zdecydowanie dominowała charakterystyczna dla zacisznych partii płytkiego litoralu *Pseudocandona compressa* stanowiąca ok. 20% w materiale subfosylnym. Z kolei 10 gatunków reprezentowanych było przez pojedyncze skorupki.

Wyżej uzyskane wyniki są podstawą do dalszych szczegółowych badań analizy dynamiki zmian składu i struktury zgrupowań litoralnych małżoraczków i stanowią część rozległego projektu badawczego mającego na celu opracowanie pogłębionej charakterystyki Ostracoda w historii jeziora Wigry.

Zróżnicowanie meio- i makrobentosu zasiedlającego osiedlowe zbiorniki śludkowodne Trójmiasta

Monika Stolarska ⁽¹⁾, Anita Szafrńska ⁽¹⁾, Barbara Wojtasik ⁽²⁾

⁽¹⁾Studenckie Koło Naukowe Hydrobiologii i Ochrony Wód
Uniwersytetu Gdańskiego

monia.fretka@wp.pl, anitkaszafranska@wp.pl

⁽²⁾ Katedra Genetyki i Cytologii, Instytut Biologii, Uniwersytet Gdański
basia@biotech.ug.gda.pl

Zbiorniki śludkowodne dużyh aglomeracji miejskikh stanowią ważny element niejednokrotnie monotonnego krajobrazu osiedli mieszkaniowych. Z uwagi na mocno zurbanizowany rejon występowania osiedlowe zbiorniki śludkowodne pozostają niejednokrotnie pod znaczącym wpływem działalności człowieka przejawiającej się m.in. umocnieniem brzegów, zanieczyszczeniem wody i dna sadzawek bądź zagospodarowaniem bezpośredniego otoczenia zbiorników roślinnością nietypową dla naturalnego krajobrazu danego obszaru.

Do badań nad zróżnicowaniem meio- i makrobentosu wytypowano 10 niewielkikh zbiorników śludkowodnych położonych na terenie Trójmiasta o różnych warunkach hydrologicznych: przewodnictwo elektrolityczne, pH, rodzaj roślinności, typ zasilania wodą, stopień umocnienia brzegów, pochodzenie zbiornika - naturalne, bądź sztuczne powstałe w celach gospodarczych lub dekoracyjnych.

W przeanalizowanym materiale oznaczono: Nematoda, Oligochaeta, Copepoda (Cyclopoida, Harpacticoida), Ostracoda, Isopoda (Asellota), Cladocera, Trichoptera, larwy Chironomidae, Bivalvia.

Uzyskane rezultaty wskazują na zróżnicowany skład taksonomiczny badanych zgrupowań, przy czym dla Nematoda, Copepoda i Ostracoda stwierdzono najwyższą frekwencję. Najbardziej ubogi w meio- i makrobentos był zbiornik położony w okolicach Jelitkowa (5 taksonów). Najwięcej taksonów (12) oznaczono dla zbiornika mieszczącego się w Gdańsku-Jasieniu, na terenie do niedawna niezurbanizowanym. W zbiornikach kontrolnych (oddalonych od dużych osiedli mieszkaniowych), znajdujących się w Parku Oliwskim, zanotowano osobniki należące do 7 taksonów.

Wyniki badań wykazały, że skład taksonomiczny zgrupowań meio- i makrobentosu zasiedlającego zbiorniki śludkowodne występujące na terenie Trójmiasta jest bardzo zróżnicowany, przy czym większa bioróżnorodność związana jest ze stanowiskami położonymi na terenach oddalonych od centrum aglomeracji miejskiej.

Rola stawów rybnych w kształtowaniu się różnorodności gatunkowej wodopójek (Acari, Hydrachnidia)

Robert Stryjecki

Katedra Zoologii, Akademia Rolnicza, 20-950 Lublin, ul. Akademicka 13,
e-mail: robstry@wp.pl

Oddziaływanie człowieka na środowisko, w tym ekosystemy wodne, ma najczęściej charakter negatywny. Jednakże pewne aspekty antropogenicznego przekształcania środowiska należy uznać za pozytywne. Takim działaniem jest tworzenie sztucznych zbiorników wodnych. Zbiorniki te wzbogacają różnorodność krajobrazową, siedliskową i, w konsekwencji, różnorodność biologiczną obszarów, na których są tworzone.

W siedmiu stawach rybnych Lubelszczyzny stwierdzono występowanie 68 gatunków wodopójek (Acari, Hydrachnidia). Stanowi to około 50 % gatunków wykazanych ze wszystkich rodzajów wód stojących południowo-wschodniej Polski. Z 17 rodzin, do których należy około 135 gatunków wodopójek południowo-wschodniej Polski, w stawach rybnych stwierdzono obecność przedstawicieli 16 rodzin.

Różnorodność biologiczna w stawach Lubelszczyzny wykazywała dużą zmienność. Najmniejszą różnorodność gatunkową Hydrachnidia (wyrażoną wskaźnikiem Shannona-Wienera) stwierdzono w stawie „Dziki” w Poleskim Parku Narodowym $H = 1,53$. W pozostałych sześciu stawach wskaźnik różnorodności gatunkowej osiągał wartości powyżej 3,0 (3,16-4,03). Największą różnorodność biologiczną fauny wodopójek stwierdzono w stawie „Imielty Ług” (Park Krajobrazowy Lasy Janowskie, Kotlina Sandomierska) $H = 4,03$. Należy podkreślić, iż wartości wskaźnika Shannona-Wienera w stawach były wyższe niż w innych badanych zbiornikach.

Liczby łowionych gatunków i osobników w stawach znacznie przewyższały wartości z innych zbiorników. W Parku Krajobrazowym Lasy Janowskie we wszystkich rodzajach wód stojących (stawach rybnych, drobnych zbiornikach eutroficznych, astatycznych i torfowiskowych) stwierdzono 89 gatunków wodopójek, z czego 57 gatunków złowiono w stawach. Spośród ogólnej liczby 89 gatunków aż 24 taksony łowiono wyłącznie w stawach rybnych. Pod względem ilościowym wodopójki stawów stanowiły 78,5% całości materiału zebranego z wód stojących Parku Krajobrazowego Lasy Janowskie.

Kompleksy stawów, jako zbiorniki sztuczne, często odznaczają się dużym zróżnicowaniem siedliskowym (różna wielkość i głębokość stawów, obecność kanałów doprowadzających i odprowadzających wodę, stwarzających zróżnicowane warunki przepływu wody). Niekiedy spotyka się tu mozaikę siedlisk niewystępującą w naturalnych układach hydrologicznych. Różnorodność siedliskowa w kompleksach stawów przekłada się często na różnorodność biologiczną. W kompleksie stawów „Echo” w Roztoczańskim Parku Narodowym w dużym, głównym stawie, stwierdzono 42 gatunki wodopójek. Dominowały tu stagnobiontyczne gatunki z rodzaju *Piona*, *Arrenurus* i *Unionicola*. W małym, przepływowym stawie, oprócz stagnobiontów, łowiono gatunki związane z wodami płynącymi.

W konkluzji można stwierdzić, iż stawy rybne zasiedla liczna i zróżnicowana fauna Hydrachnidia. Liczba gatunków, osobników i różnorodność biologiczna bywają niekiedy większe, niż w zbiornikach naturalnych. Na niektórych obszarach stawy rybne można uznać za ogniska różnorodności biotycznej (biodiversity hot spot). Zbiorniki te stanowią ważne siedlisko, zarówno potencjalne jak i rzeczywiste, dla wielu taksonów fauny wodnej, w tym wodopójek.

Chruściki jako wskaźnik stanu ekologicznego krajobrazu rolniczego

Witold Szczepański, Stanisław Czachorowski
Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska; Uniwersytet Warmińsko-Mazurski
w Olsztynie
Plac Łódzki 3, 10727 Olsztyn
w.szczep@poczta.fm

Renaturalizacja jest procesem przywracania naturalnych cech składnikom środowiska, zmienionym w wyniku działalności człowieka. Działanie to jest pożądane z uwagi na ochronę środowiska i różnorodności biologicznej. Na dużą skalę możemy obserwować procesy renaturalizacji na terenach niegdyś użytkowanych rolniczo. Jednak nie ma wypracowanych metod oceny stopnia i tempa tego procesu. Ponieważ zmiany zachodzące w skali krajobrazu oraz zlewni mają wpływ na zbiorniki wodne oraz zasiedlającą je faunę, zaproponowano chruściki jako wskaźnik bioindykacyjny. Amfibiotyczność owadów z rzędu Trichoptera pozwala na ocenę zarówno środowiska wodnego (miejsce życia larw) jak i środowiska lądowego (miejsce schronienia postaci dorosłych). Są to: Rezerwat „Las Warmiński”, okolice turystycznej wsi Łajs, okolice wsi rolniczych Nowa Wieś i Tylkowo. Pobieranie prób odbywało się w latach 2004-2006. Larwy poławiano za pomocą czepaka hydrobiologicznego o trójkątnej obręczy, dodatkowo odłowiono niewielką ilość imagines za pomocą czepaka entomologicznego.

Analizowany materiał poddano standardowemu opisowi zoocenologicznemu oraz wyznaczono podobieństwa faunistyczne. Zastosowano także wskaźnik naturalności biocenoz oraz wskaźnik cenności faunistycznej.

Na badanych terenach stwierdzono występowanie 55 taksonów chruścików (w tym 36 pewnie oznaczonych do gatunku). Stanowi to 13% gatunków znanych z Polski. Na terenie Lasu Warmińskiego eudominantami były: *Glyphotaelius pellucidus*, *Chaetopteryx villosa* i *Limnephilus sigma*.

Badania prowadzono w trzech krajobrazach rolniczych o różnej długości działania procesów renaturalizacyjnych. W okolicach wsi Łajs eudominanci to: *Limnephilus flavicornis*, *Chaetopteryx villosa* i *Limnephilus rhombicus*. Na terenach w pobliżu Nowej Wsi i Tylkowa do klasy eudominantów zaliczono: *Hydropsyche pellucidula*, *Halesus tessellatus*, *Halesus digitatus* i *Hydropsyche angustipennis*.

Analiza podobieństw pomiędzy obszarami wykazała relatywnie niskie podobieństwo do siebie trzech badanych terenów. Najbardziej podobne są do siebie tereny Rezerwatu Las Warmiński i okolice wsi Łajs – 37% (dłużej poddawane procesom renaturalizacji), natomiast do tej grupy okolice Nowej Wsi i Tylkowa podobne są w 18 %.

Analiza współczynników naturalności wykazała, że bardziej typowa fauna (o najwyższych współczynnikach naturalności) występowała na terenach dłużej poddawanych procesom renaturalizacji (Las Warmiński). Drobne cieki wydają się najbardziej przydatne do monitoringu zmian w krajobrazie. Wartości wskaźników naturalności biocenozy w ujęciu ilościowym dla strumieni wynoszą: Las Warmiński 13,39, Łajs 10,06, Nowa Wieś i Tylkowo 6,18. Natomiast dla drobnych zbiorników wynoszą odpowiednio: 11,68, 4,60 i 15,28. Gatunkami najbardziej charakterystycznymi dla terenów o większym stopniu renaturalizacji okazały się: *Glyphotaelius pellucidus* i *Limnephilus stigma* w drobnych zbiornikach, oraz *Plectrocnemia conspersa* i *Chaetopteryx villosa* w strumieniach.

Wskazane jest porównanie wyników z danymi dla obszarów pierwotnych, oraz przeprowadzenie podobnych badań dla innych grup owadów wodnych. Zebrane dane posłużą do opracowania syntetycznego wskaźnika stanu ekologicznego krajobrazu rolniczego.

Reakcja bentofauny na renaturyzację nizinnej rzeki

Eliza Szczerkowska*, Maria Grzybkowska, Mariusz Tszudel,
Małgorzata Dukowska
Katedra Ekologii i Zoologii Kręgowców, Uniwersytet Łódzki
Banacha 12/16, Łódź 90-237
*e-mail: szczerko@biol.uni.lodz.pl

Nizinna rzeka Drzewiczka, prawostronny największy dopływ Pilicy, od lat 30. ubiegłego wieku ma permanentnie zaburzony przepływ w środkowym jej biegu (czwartorzędowym odcinku). Spowodowane to zostało piętrzeniem tego odcinka. Dodatkowo, na początku lat 80. poniżej tamy zbiornika zbudowano sztuczny górski tor kajakowy dla potrzeb sportowców. Od tego czasu, przez ponad 20 lat upusty wody ze zbiornika podporządkowano treningom kajakarzy (pierwszy cykl badań, DI); modyfikacja przepływu o wysokiej częstotliwości przyczyniła się do zróżnicowania (mozaikowatości) odcinka rzeki poniżej tamy. Kolejne zmiany przepływu rzeki nastąpiły po ograniczaniu retencjonowania wody przez zbiornik w wyniku jego zamulenia i podjęciu decyzji o jego bagrowaniu, po uprzednim opróżnieniu. Drzewiczka na kilka lat powróciła do naturalnego przepływu (DII). Celem podjętych badań była ocena reakcji bentofauny, na zmiany przepływu w tej nizinnej rzece, w okresie silnego stresu hydraulicznego (DI) i uwolnienia od niego (DII), czyli w okresie renaturyzacji.

Stanowisko badawcze wyznaczono w odległości ok. 2 km poniżej upustu zbiornika zaporowego (Jezioro Drzewieckie, o pow. 84 ha) i bezpośrednio poniżej toru kajakowego. Próby pobierano w dwu cyklach rocznych: pierwszym w okresie silnego stresu hydraulicznego i drugim, po opróżnieniu zbiornika i powrocie rzeki do naturalnego przepływu. Pobór prób odbywał się na każdym z pięciu wyróżnionych siedlisk: w głęboczku (D_p), stagnującym siedlisku, porośniętym wynurzonymi roślinami (D_s), dominującym, porośniętym zanurzonymi makrofitami na środku koryta rzeki (D_M), przybrzeżnym, o żwirowym podłożu (D_B) oraz typowym reofilnym, z szybkim prądem i kamienisto-żwirowym podłożem (D_R).

Z każdego siedliska chwytaaczem rurowym o powierzchni chwytnej 10 cm^2 pobierano 100 cm^2 dna rzeki. Z tego osadu wybierano bezkręgowce, materiały te były również podstawą do oceny granulacji podłoża nieorganicznego (wskaźnik SI, Quinn i Hickey 1990) oraz do oznaczenia ilości obu frakcji bentonicznej materii organicznej (BPOM): grubocząsteczkowej (BCPOM) oraz drobnocząsteczkowej (BFPOM, Petersen i in. 1989). Dodatkowo pobierano próby do oceny ilości peryfitonu (mierzonego zawartością chlorofilu *a* według Goltermana i in. 1978). We wszystkich siedliskach mierzono szybkość prądu i głębokość rzeki oraz temperaturę wody oraz zawartość tlenu w wodzie.

W okresie opróżniania zbiornika oraz powrotu rzeki do naturalnych przepływów, obserwowane było nanoszenie rumowiska ze zbiornika i przemieszczanie go z biegiem rzeki. Efektem tego procesu była silna kumulacja dużych ilości materii organicznej oraz drobnego piasku na dnie rzeki (kolmatacja). Znalazło to odzwierciedlenie w zmianie granulacji nieorganicznego podłoża (SI) w każdym z siedlisk Drzewiczki. Proces renaturyzacji wpłynął również na różnokierunkowe zmiany w pozostałych parametrach rzeki. Dla wszystkich siedlisk odnotowano: spadek ilości tlenu rozpuszczonego w wodzie, wzrost ilości drobnocząsteczkowej materii organicznej BPOM sedymentującej na dnie rzeki, oraz zmianę stopnia pokrycia dna zanurzonymi makrofitami.

Niezależnie od typu siedliska, w obu cyklach badań, w zoobentosie, pod względem zagęszczenia, dominowały: muchówki Chironomidae (Diptera) i skąposzczety Oligochaeta. W DI Chironomidae stanowiły od 30,6% (D_s) do 57,6% (D_R), natomiast podczas renaturyzacji od 32,5% (D_s) do 50,2% (D_R) całkowitego zagęszczenia zoobentosu. O ile struktura dominacji głównych taksonów w obu analizowanych okresach była podobna, to wspomniane wyżej zmiany w siedliskach podczas renaturyzacji przyczyniły się do zmian w strukturze dominacji na poziomie gatunkowym dwu badanych szczegółowo grup: Chironomidae i Trichoptera.

Klucz do oznaczania makrobezkręgowców bentosowych dla potrzeb oceny stanu ekologicznego wód powierzchniowych w Polsce – koncepcja opracowania

Grzegorz Tończyk

Katedra Zoologii Bezkręgowców i Hydrobiologii, Uniwersytet Łódzki,
ul. Banacha 12/16, 90-237 Łódź, tonczyk@biol.uni.lodz.pl

Bardzo istotnym elementem wdrażania w Polsce systemu oceny stanu ekologicznego wód powierzchniowych jest analiza zespołów makrobezkręgowców. Niezależnie od przyjętej metodyki poboru prób i sposobu opracowywania danych, punktem newralgicznym działań monitoringowych okazuje się właściwa identyfikacja zgromadzonego materiału zoologicznego. Pojawia się zatem problem, sprowadzający się do pytania: w jaki sposób i przy użyciu jakich narzędzi identyfikować makrobezkręgowce.

Opracowań dotyczących poszczególnych grup systematycznych jest dość dużo, mają one jednak różną jakość – istnieją zarówno opracowania bardzo dobre (te często są zbyt dokładne i wprowadzają wiele niuansów uniemożliwiających laikom właściwą identyfikację) i złe (nie powinno się ich używać – dotyczy to zwłaszcza wielu opracowań opierających się na rysunkach lub będących uproszczeniami innych publikacji). Należy pamiętać także o tym, że niektóre nawet wysokiej jakości obcojęzyczne opracowania powstały na potrzeby innych regionów Europy i zwykle nie odzwierciedlają specyfiki naszej fauny. Jedynym rozsądnym rozwiązaniem jest opracowanie "Klucza do oznaczania makrobezkręgowców bentosowych dla potrzeb oceny stanu ekologicznego wód powierzchniowych w Polsce". Zadanie takie zostało podjęte przez Katedrę Zoologii Bezkręgowców i Hydrobiologii UŁ (z udziałem kilku osób z innych ośrodków: Instytut Ochrony Przyrody, Uniwersytet Jagielloński - Kraków i Uniwersytet Adama Mickiewicza w Poznaniu) we współpracy z Głównym Inspektorem Ochrony Środowiska w Warszawie.

Opracowanie klucza podzielono na dwa etapy: stworzenie listy operacyjnej taksonów i opracowanie właściwego klucza. Opracowana lista taksonów standaryzuje najniższe z możliwych wymagania poziomu identyfikacji przy oznaczaniu prób makrozoobentosu.

Standaryzacja jest konieczna z dwóch powodów:

- system oceny stanu ekologicznego wód powierzchniowych powinien być jednorodny na terenie całego kraju – zapewni to pełną porównywalność uzyskanych danych niezależnie od przyjętej typologii wód
- standaryzacja pozwala na pewność, że uzyskana ocena jakości wód jest zależna od rzeczywistego stanu środowiska i nie wpływa na nią różny poziom identyfikacji stosowany przez osoby opracowujące materiały.

Określenie najniższego wymaganego poziomu identyfikacji służy zdefiniowaniu pewnego poziomu oznaczania, co jest odpowiedzią na trzy zasadnicze pytania:

- o co jest możliwe do oznaczenia w sposób pewny ?
- o jaki jest konieczny poziom identyfikacji ?
- o co jest przydatne po uwzględnieniu zależności kosztów i efektów związanych z opracowywaniem materiału ?

Najniższy możliwy poziom identyfikacji wskazuje także, że nie zawsze daleko idącą identyfikacją zwierząt (poziom gatunkowy) jest możliwa i znacznie lepszym efektem jest ustalenie poziomu oznaczeń tak, aby dawał on mniej dokładną ale pewną informację. Takie podejście zapewnia wysoką jakość uzyskiwanych wyników i jest wystarczające do wdrażania założeń Dyrektywy Wodnej UE.

Kryteria i postępowanie przy opracowaniu listy operacyjnej taksonów

W analizie stanu ekologicznego siedlisk wodnych najwięcej informacji dostarcza poziom gatunkowy, z tego względu jest on podstawą opracowania listy taksonów w obrębie poszczególnych grup systematycznych zaliczanych do makrozoobentosu w Polsce. Opierając się na tym założeniu skonstruowano listę operacyjną taksonów opierając się o niżej przedstawione kryteria. Jeśli poniższe kryteria nie zostały spełnione zdecydowano się na wybór wyższego poziomu taksonomicznego.

- Identyfikacja taksonu może nastąpić bez większego nakładu pracy (bez preparowania), dlatego najniższy z możliwych poziomów identyfikacji takich grup jak Chironomidae czy Oligochaeta jest bardzo niski.
- Wyróżnione taksony mają spełnić rolę wskaźnikową w przyjętych metodach oceny stanu ekologicznego wód powierzchniowych w Polsce. Dlatego w niektórych przypadkach uwzględniono gatunki o dużym znaczeniu detekcyjnym mimo, że ich identyfikacja wymaga zwiększonego nakładu pracy
- Takson jest możliwy do znalezienia w materiale pochodzącym z prób pobieranych według metod obecnie stosowanych w monitoringu wód powierzchniowych - wielkość oczek siatki 500 µm.
- Istnieje możliwość oznaczenia taksonu przy obecnej stosowanej metodzie sortowania i konserwowania materiałów biologicznych (oznaczenia zakonserwowanych 70 % alkoholem etylowym zwierząt jest w niektórych przypadkach są bardzo trudne)
- Koncepcja listy operacyjnej taksonów opiera się na stanie wiedzy faunistycznej z końca 2006 roku. Nowe odkrycia mogą utrudnić właściwą identyfikację wyróżnionych taksonów. Dlatego też lista ma charakter otwarty i jej kolejne edycje mogą być uzupełniane.

Opracowana lista będzie podstawą do konstrukcji klucza (planowana jest jego wersja elektroniczna i tradycyjna). Klucz będzie bogato ilustrowany, rysunkami i fotografiami, a omawiane cechy będą wskazane strzałkami. W kluczu zostaną także podane informacje o formach młodocianych, określające stadium rozwojowe, dla którego możliwa jest pełna identyfikacja - zastosowane zostanie kryterium morfologiczne lub wielkość osobników. Dla każdej z grup zostanie również opracowana krótka informacja dotycząca biologii i ekologii. Charakter i znaczenie w bioindykacji zostanie podane w formie syntetycznej informacji obejmującej kilkanaście cech opisujących charakter autekologiczny wyróżnionych taksonów.

Bentofauna siedliska żwirowo-kamienistego nizinnych rzek poniżej piętrzenia

Mariusz Tszedel, Maria Grzybkowska, Michał Kurzawski, Nina Kalisiak
Katedra Ekologii i Zoologii Kręgowców,
Wydział Biologii i Ochrony Środowiska,
Uniwersytet Łódzki
ul. Banacha 12/16, 90-237 Łódź
mtskydel@biol.uni.lodz.pl, mariagr@biol.uni.lodz.pl

O rozmieszczeniu bentofauny w rzekach w skali makro decyduje prędkość przepływu, natomiast w skali mikro najbardziej znaczącym jest stopień uziarnienia podłoża oraz zasoby pokarmowe. Granulacja (szorstkość) nieorganicznego podłoża ma istotne znaczenie dla bezkręgowców podczas poszukiwania bezpiecznego schronienia głównie przed nurtem wody oraz drapieżnikami (refugia). Stałość podłoża determinuje również rozwój zasobów pokarmowych,

głównie peryfitonu, dlatego też siedliska żwirowo-kamieniste należą do najbardziej produktywnych w rzekach.

Retencjonowanie wody w zbiornikach przegradzających rzeki było zabiegiem często stosowanym w XX wieku. Takie zaburzenie ciągłości rzeki ma z reguły ogromny wpływ na biocenozę poniżej zapory głównie poprzez zmianę dopływu substancji pokarmowych oraz przemodelowanie podłoża. Celem badań było poznanie reakcji bentofauny trzech rzek, poniżej sztucznych zbiorników należących do tzw. „małej retencji”. Badania przeprowadzono w I-rzędowym odcinku Bzury poniżej Zbiornika Arturówek Dolny (objętość 40 tys. m³); w II-rzędowym odcinku Mrogi poniżej „Bogdanki” (objętość 61 tys. m³) oraz III-rzędowym odcinku Mrożyca poniżej „Starej Piły” (objętość 43 tys. m³). W każdej z rzek do analizy wybrano siedlisko żwirowo-kamieniste, jako dominujące oraz najbardziej zasobne w zoobentos.

We wszystkich analizowanych odcinkach rzek do najliczniejszych organizmów należały ochotkowate (Chironomidae) i skąposzczety (Oligochaeta). Najwyższe średnie zagęszczenie Chironomidae odnotowano w Mrodze (ponad 31000 osobn. na m⁻², co stanowiło 51,2% zagęszczenia zoobentosu), a najmniej w Mrożycu (ponad 5700 osobn. na m⁻², odpowiednio 37,2%). Dla innej współdominującej grupy organizmów, Oligochaeta, najwyższe średnie zagęszczenie stwierdzono w Mrodzie (ponad 11000 osobn. na m⁻², co stanowiło 19,8% zagęszczenia zoobentosu), a najniższe w Mrożycu (odpowiednio ponad 2000 osobn. na m⁻² i 16,8% zagęszczenia bezkręgowców bentosowych). Inne taksony w zoobentosie trzech badanych stanowisk były licznie reprezentowane przez chruściki (Trichoptera) oraz jętki (Ephemeroptera), natomiast mięczaki (Mollusca – zwłaszcza *Pisidium* i *Sphaerium*) tylko w Mrożycu.

**Pyriproxyfen, analog hormonu juvenilnego,
nie indukuje produkcji samców w partenogenetycznych liniach
Eucypris virens (Crustacea: Ostracoda)**

Jochen Vandekerckhove^{1,2,3}, Tadeusz Namiołko¹, Giampaolo Rossetti²,
Francesc Mezquita³

¹ Uniwersytet Gdański, Instytut Biologii, Katedra Genetyki i Cytologii,
ul. Kładki 24, 80-822 Gdańsk

² Università di Parma, Dipartimento di Scienze Ambientali, Parco Area delle Scienze 33A, I-43100
Parma, Włochy

³ Universitat de Valencia, Facultat de Ciències Biològiques, Departament de Microbiologia
i Ecologia, Dr. Moliner 50, E-46100 Burjassot (Valencia), Hiszpania

Analogi hormonów juvenilnych (np. pyriproxyfen), hamujące rozwój owadów, są powszechnie wykorzystywane w rolnictwie m.in. do zwalczania komarów. Ostatnie badania ujawniają, że hormony juvenilne (np. metyl farnesoate) odgrywają również kluczową rolę w procesie przeobrażania u wielu skorupiaków i mogą regulować determinację płci u wioślarek (Cladocera). Obserwacje terenowe wskazują także na ograniczanie wzrostu liczebności populacji wioślarek Daphnidae i małżoraczków (Ostracoda) w zbiornikach wodnych zlokalizowanych na polach, na których stosowane są analogi hormonów juvenilnych w porównaniu z tymi na polach bez stosowania tych środków. W niniejszych badaniach partenogenetyczne samice *Eucypris virens* (Crustacea: Ostracoda) hodowano w wodzie o różnych stężeniach pyriproxyfenu: 0 nM, 0.003 nM, 0.03 nM, 0.3 nM, 3 nM i 30 nM. Zakres ten odpowiada zarówno stężeniom, które znane są jako indukujące produkcję samców u *Daphnia*, jak również tym stosowanym w rolnictwie. Złożone w takich warunkach jaja przenoszono do wody bez pyriproxyfenu po 2, 4 i 8 dniach. Z ogólnej liczby 1897 złożonych jaj wylęły się 593 larwy I stadium. Spośród nich 91 przeszło pomyślnie przez kolejne 7 stadiów larwalnych i osiągnęło stadium dojrzałych samic. W zakresie stężeń pyriproxyfenu od 0 do 3 nM nie zauważono istotnego zmniejszenia produkcji potomstwa. Jedynie zwierzęta hodowane w najwyższym stężeniu pyriproxyfenu (30 nM) miały zmniejszoną płodność, co spowodowane było głównie wysoką śmiertelnością samic z pokolenia rodzicielskiego.

Uzyskane wyniki sugerują, że obserwowane obniżenie wzrostu liczebności populacji Ostracoda na polach, gdzie stosowane są analogi hormonów juvenilnych nie jest związane z indukcją produkcji samców, lecz wynika raczej ze zwiększonej śmiertelności.

Badania finansowane w ramach projektu badawczo-szkoleniowego Marie Curie Research Training Network SexAsex ("From Sex to Asex: a case study on interactions between sexual and asexual reproduction") nr MRTN-CT-2004-512492.

Pyriproxyfen, a juvenoid hormone analogue, does not induce male production in parthenogenetic lineages of *Eucypris virens* (Crustacea: Ostracoda)

Juvenoid hormone analogs, like pyriproxyfen, are commonly used in agriculture for mosquito control. Recent experimental research revealed that the juvenoid hormone methyl farnesoate plays a key role in the process of moulting in a variety of crustaceans and can regulate sex determination in Cladocera. Field observations indicate a suppressed population growth of daphnoid cladocerans and ostracods in treated compared to untreated rice fields. In this study, parthenogenetic females of the geographic parthenogen *Eucypris virens* (Crustacea: Ostracoda) were left to produce eggs in media with varying concentrations of pyriproxyfen: 0 nM, 0.003 nM, 0.03 nM, 0.3 nM, 3 nM and 30 nM. This range covers the concentrations that are known to induce male production in *Daphnia*, and includes the doses applied to field crops. Deposited eggs were transferred to jars with untreated mineral water after 2, 4 and 8 days. Of the 1897 eggs that were deposited, 593 hatched. Of these, 91 could be grown to adulthood and all were identified as females. Within the range of 0 to 3 nM pyriproxyfen, no significant decrease in offspring production rate could be found. Only animals kept in the highest concentration of pyriproxyfen (30 nM) had a reduced fecundity, which was primarily due to a high mortality rate of the mother generation. These results suggest that the observed reduction in population growth of ostracods in treated crops is not related to the induction of male production, but to increased mortality rates.

This work was funded by the EU Marie Curie Research Training Network SexAsex ("From Sex to Asex: a case study on interactions between sexual and asexual reproduction") contract no MRTN-CT-2004-512492.

Copepoda zbiorników słodkowodnych południowego Spitsbergenu

Barbara Wojtasik

Katedra Genetyki i Cytologii, Instytut Biologii, Uniwersytet Gdański
basia@biotech.ug.gda.pl

Zbiorniki słodkowodne południowego Spitsbergenu reprezentowane są najczęściej przez młode, o niewielkiej powierzchni i głębokości jeziora położone w pasie przybrzeżnej tundry lub na morenach lodowcowych. Zbiorniki tundrowe zasilane są wodami spływającymi ze zboczy górskich, natomiast zbiorniki morenowe zasilane są głównie przez opady atmosferyczne. Niewielkie zbiorniki słodkowodne zamarzają całkowicie podczas zimy. Mniej licznie występują głębokie jeziora, które nie zamarzają do dna podczas zimy.

Przeprowadzono analizy zgrupowania Copepoda dla wybranych, o różnej charakterystyce hydrologicznej, zbiorników słodkowodnych: morenowych, tundrowych, przybrzeżnych oraz jeziora Myrktjörn położonych w rejonie Hornsundu. Stwierdzono występowanie następujących taksonów: Cyclopoida, Calanoida oraz Harpacticoida. Cyclopoida reprezentowane były przez trzy gatunki: *Diacyclops crassicaudis* (G. O. Sars, 1863), *Cyclops strenuus* Fisch., 1851 oraz *Eucyclops serrulatus* (Fisch., 1838). Calanoida reprezentowane były przez jeden gatunek *Eurytemora raboti* Richard, 1897. Harpacticoida reprezentowane były, również przez jeden gatunek *Tachidius discipes* Giesbrecht, 1881. W zbiornikach tundrowych i morenowych zaobserwowano

D. crassicaudis, *C. strenuus* i *E. raboti*, przy czym w jednym zbiorniku zaobserwowano najwyżej dwa gatunki spośród wymienionych. *E. serrulatus* zaobserwowano jedynie w jeziorze Myrktjörn. Natomiast *T. discipes* wystąpił na stanowiskach położonych w strefie przybrzeżnej, pozostającej pod wpływem wód morskich, bądź intensywnie zasilanych wodami lodowcowymi.

Analizy przeprowadzone dla różnorodnych stanowisk wskazują na istotny dla zgrupowania meiofauny udział Copepoda, przy czym Cyclopoida i Calanoida występują najczęściej w zbiornikach słodkowodnych o względnie wysokiej trofii.

Zmienność morfologiczna pomiędzy populacjami *Nannopus palustris* Brady, 1880 (Crustacea, Harpacticoida) z równi pływowych Spitsbergenu

Barbara Wojtasik ⁽¹⁾, Jarosław Kur ⁽²⁾

⁽¹⁾Katedra Genetyki i Cytologii, Instytut Biologii, Uniwersytet Gdański,
ul. Kładki 24, 80-822 Gdańsk
basia@biotech.univ.gda.pl

⁽²⁾Instytut Ochrony Przyrody Polskiej Akademii Nauk,
al. A. Mickiewicza 33, 31-120 Kraków
kur@iop.krakow.pl

Morskie widłonogi bentosowe potrafią wykazywać znaczne zróżnicowanie morfologiczne pomiędzy populacjami tych samych gatunków. Spowodowane jest to najczęściej innymi warunkami środowiskowymi. Występujące różnice mogą być na tyle duże, że prowadzi to do powstania form morfologicznych tego samego gatunku. *Nannopus palustris* Brady, 1880 (Harpacticoida, Cletotidae) należy do organizmów bardzo plastycznych w dostosowaniu się do warunków środowiskowych. Przystosowanie obserwowano na poziomie tolerancji na zasolenie jak również na termikę wód. Tak wysoki poziom adaptacji do warunków środowiska powoduje rozszerzenie zakresu występowania od tropików po Arktkę. *N. palustris* był badany przez wielu autorów, wyróżniono 3 formy morfologiczne tego samego gatunku, obserwowane zmiany morfologiczne skorelowane były ze zmianami genetycznymi. Przeprowadzone badania, których wyniki prezentowane są w niniejszej pracy, miały na celu stwierdzenie statystycznych różnic wybranych parametrów dla dwóch populacji *N. palustris* reprezentowanych przez jedną formę morfologiczną. W analizach uwzględnione zostały tylko samice, dla których zmierzono takie parametry jak: długość ciała [l], szerokość ciała [w], długość ostatniego segmentu szczękonoży [m_{xp}].

Do badań wytypowano dwie populacje *N. palustris* zamieszkujące różne równie pływowe położone na zachodnich wybrzeżach Spitsbergenu. Pierwsza z populacji pochodziła z równi pływowej położonej w głębi zatoki Petunia (Spitsbergen Środkowy), stanowiącej końcową odnogę Isfjordu, oddalaną od ujścia fiordu do Morza Grenlandzkiego o około 100 km. Druga równia pływowa, Nottinghambukta położona jest na południowo-zachodnim wybrzeżu, a od Morza Grenlandzkiego oddziela ją pasmo szkieców i wyspy Dun. Wody obu zatok od strony lądu zasilane są wodami lodowcowymi. Wewnętrzne obszary obu zatok pozostają podczas sezonu hydrologicznego pod wpływem wód lodowcowych oraz rzek, w skutek czego zasolenie na rozległych ale zmiennych obszarach przyjmuje niskie wartości, do 0 psu.

Dla przebadanych populacji przeprowadzono analizy jednej zmiennej, traktując oddzielnie uzyskane wyniki dla długości i szerokości ciała oraz rozmiaru ostatniego segmentu szczękonoży. Na tym poziomie analiz populacyjnych dla poziomu istotności 0,05, przyjmując jako populację generalną *N. palustris* z Petuniabukta, stwierdzono statystyczne różnice w długości ciała do populacji z Nottinghambukta, natomiast nie stwierdzono statystycznych różnic między szerokością ciała oraz długością ostatniego segmentu szczękonoży. Dla zbiorów wartości [l], [w] oraz [m_{xp}] obliczono średnie wartości, odchylenie standardowe oraz określono wartości odstające i ekstremalne. Określono także medianę. Otrzymane wyniki świadczą o istotnie większej wartości

parametru [I] dla osobników z zatoki Nottingham, przy czym rozrzut wartości był większy w przypadku zatoki Petunia.

Przeprowadzono, także analizy dwóch zmiennych [I] i [w] stwierdzając zróżnicowanie pomiędzy badanymi populacjami. Przy analizach trzech zmiennych [I], [w] oraz [m_{xp}] również stwierdzono zróżnicowanie pomiędzy badanymi populacjami.

Otrzymane wyniki mogą być odzwierciedleniem zróżnicowanych warunków środowiskowych panujących w obu równiach pływowych.

Monitoring biologiczny jakości wód powierzchniowych na podstawie makrobentosu według zasad Ramowej Dyrektywy Wodnej UE

Paweł Zdoliński, Magdalena Lampart-Kałużniacka
Katedra Biologii Środowiskowej, Politechnika Koszalińska
ul. Śniadeckich 2, 75-453 Koszalin
e-mail: zdolinski@wbiis.tu.koszalin.pl

Badania prowadzono w 2005 r. na wybranych odcinkach rzek przybrzeżnych: Parsęta, Radew, Wogra, Pokrzywnica i Gęsia. Dokonano poboru i oznaczenia taksonomicznego organizmów makrozoobentosowych. Zbadano również parametry fizyko-chemiczne wód, jak: temperatura, odczyn, tlen rozpuszczony, natlenienie i przewodność właściwa. Fauna denna posłużyła do oceny stanu ekologicznego wód przy pomocy indeksów biotycznych takich jak: wskaźnik TBI (ang. Trent Biotic Index), wskaźnik BMWP-PL (Sumaryczny Wskaźnik Jakości Wody dla warunków polskich) - stworzony wg zaleceń Instytutu Ochrony Środowiska w oparciu o ocenę występowania 89 rodzin o przypisanej różnej wartości ekologicznej, wskaźnik saprobowy S, wskaźnik EPT - stosunek liczby taksonów *Ephemeroptera*, *Plecoptera* i *Trichoptera* do liczby wszystkich taksonów w próbie.

Najkorzystniejsze wartości wskaźników biotycznych zaobserwowano na stanowiskach: Parsęta-Bardy oraz Pokrzywnica-Sławoborze. Najgorszą jakość wody według zastosowanych indeksów stwierdzono w rzece Gęsiej w miejscowości Gąski. Zwrócono uwagę na onieczność uwzględniania w terminach badań cyklu rozwojowego organizmów bentosowych w zależności od warunków klimatycznych w danym roku. Za najkorzystniejsze do oceny stanu ekologicznego wód uznano: Sumaryczny Wskaźnik Jakości Wody przystosowany do warunków polskich (BMWP-PL) wraz z dodatkowym wskaźnikiem biotycznym oraz określanie bioróżnorodności gatunkowej.

Różne strategie rozrodcze dwóch gatunków skąposzczetów: *Limnodrilus hoffmeisteri* i *Tubifex tubifex*

Janusz Żbikowski
Zakład Hydrobiologii, Instytut Ekologii i Ochrony Środowiska UMK
ul. Gagarina 9, 87-100 Toruń; jzbikow@biol.uni.torun.pl

Celem niniejszych badań było porównanie struktury wielkościowej i aktywności rozrodczej dwóch, pospolicie występujących w naszych wodach, gatunków skąposzczetów: *Limnodrilus hoffmeisteri* Clap. oraz *Tubifex tubifex* Mull. Badania przeprowadzono w płytkim zbiorniku antropogenicznym powstałym na skutek wydobywania piasku i żwiru wykorzystywanego do budowy toruńskiego odcinka autostrady A-1. W okresie od stycznia 2001 do stycznia 2002 roku pobrano 11 prób używając chwytacza dna typu Ekman – Birge o powierzchni chwytnej 225 cm². Pobrany materiał przepłukiwano na sicie o wymiarach oczek 0,2 x 0,2 mm. Strukturę wielkościową skąposzczetów określono na podstawie szerokości VIII segmentu ciała, mierzonej za pomocą mikroskopu zaopatrzonego w okular pomiarowy. Na tej podstawie wyróżniono 9 klas wielkościowych (od II do IX); szerokość klasy – 0,1 mm.

Średnie – dla całego roku – zagęszczenie obydwu gatunków było podobne: *L.hoffmeisteri* – 910, *T.tubifex* – 1045 osobn. · m⁻², natomiast ich struktura wielkościowa była różna. W pierwszym przypadku prawie 70% liczebności populacji stanowiły osobniki średniej wielkości, należące do klas od IV do VI (szerokość ciała od 0,30 do 0,59 mm), podczas gdy w populacji *T.tubifex* zdecydowanie najliczniejsze były osobniki małe, zaliczane do III klasy wielkości (szerokość ciała od 0,20 – 0,29 mm), stanowiące aż 65% liczebności tego gatunku.

Aktywność rozrodczą określono obliczając udział skąposzczetów dojrzałych płciowo, a więc posiadających w pełni wykształcony układ rozrodczy, nie w całości populacji, a tylko wśród osobników, które z racji wielkości były zdolne do rozrodu. Zaobserwowano pewne podobieństwa. W przypadku obu badanych gatunków do rozmnażania przystępowały osobniki zaliczane do V klasy wielkości, również dynamika sezonowa aktywności rozrodczej wykazywała podobne tendencje, jednakże ich strategie rozrodcze były odmienne. W populacji *L.hoffmeisteri* osobniki zdolne do rozmnażania spotykano we wszystkich terminach badań. Najmniejszy ich udział, jednak nadal powyżej 20%, notowano w okresie od 20 lipca do 15 października, natomiast w populacji *T.tubifex* 25 maja (gdy maksymalny udział dojrzałych płciowo *L.hoffmeisteri* – 90%) oraz w okresie od 5 lipca (gdy 80% dojrzałych *L.hoffmeisteri*) do 15 października w ogóle nie spotkano osobników dojrzałych płciowo. Z kolei gdy dojrzałe płciowo osobniki *T.tubifex* występowały w środowisku, ich udział (od 50 do 100%) był zawsze większy niż w analogicznych terminach przypadku *L.hoffmeisteri*.

Najprawdopodobniej różnice w strukturze wielkościowej porównywanych gatunków były w pewnym stopniu konsekwencją ich odmiennej strategii rozrodczej.

Struktura jakościowa fauny makrobentosowej rzeki Tywy a wybrane parametry fizyko-chemiczne wody

Małgorzata Raczyńska

Katedra Ekologii Morza i Ochrony Środowiska, Akademia Rolnicza
ul.K.Królewicza 4H, 71-550 Szczecin; raczynska@fish.ar.szczecin.pl

Badania makrofauny bentosowej i warunków fizyczno-chemicznych prowadzono na 4 stanowiskach badawczych na rzece Tywie w województwie zachodniopomorskim w okresie od grudnia 2004 do grudnia 2006 roku w cyklu miesięcznym. Rzeka Tywa jest prawobrzeżnym dopływem Odry, jej źródła znajdują się w miejscowości Góralice, a uchodzi ona do kanału zrzutowego wód pochłodniczych z Elektrowni „Dolna Odra” w pobliżu miejscowości Gryfino. Całkowita długość rzeki wynosi 48,0 km. Przy wyborze punktów pomiarowo-kontrolnych uwzględniano przede wszystkim te czynniki środowiska abiotycznego, które mogą mieć wpływ na różnorodność i zmienność fauny makrobentosowej (m.in. charakter podłoża, prędkość przepływu wody w cieku, szerokość i głębokość, otoczenie brzegów, miejsca dopływów stałych lub okresowych cieków, dopływ zanieczyszczeń ze zlewni). Badania prowadzono w celu sprawdzenia, czy zmiany ilościowo-jakościowe w strukturze makrozoobentosu, po uwzględnieniu zmian wynikających z cyklu życiowego organizmów, spowodowane są zachwianiem równowagi czynników abiotycznych rzeki. W przypadku rzeki Tywy czynnikiem szkodliwym, mogącym wywierać niekorzystny wpływ na ekosystem rzeczny są stawy karpiove, szczególnie w okresie „spuszczania” wody ze stawów, kiedy to do rzek dostaje się duża ilość zawiesiny i materii organicznej zalegającej dno stawów.

W badanym okresie wśród fauny makrobentosowej stwierdzono organizmy należące do Arthropoda (Crustacea i Insecta), Mollusca (Gastropoda i Bivalvia) oraz Annelida (Oligochaeta i Hirudinea). Największe zagęszczenie obserwowano wśród Bivalvia, gdzie dominowały organizmy z rodziny Sphaeriidae, a także Insecta, wśród których w największym zagęszczeniu występowały larwy i poczwarki Trichoptera. Małże i chruściki współdominowały w 2005 roku w miesiącach zimowo-jesiennych (styczeń, wrzesień-grudzień), kiedy temperatura wody wahała się odpowiednio: w styczniu od -0,3 do 0,6⁰C, w okresie kwiecień-listopad – od 4,6 do 13,4⁰C,

a w grudniu od 3,0 do 3,4⁰C. Natomiast w 2006 roku dominowały już tylko larwy chruścików w maju, czerwcu i listopadzie, a więc w okresie zdecydowanie wyższych temperatur wody tj. w maju od 12,0 do 13,5⁰C, w czerwcu – od 19,3 do 20,3⁰C, natomiast w listopadzie od 7,7 do 9,7⁰C. Na uwagę zasługuje fakt, iż w tym okresie zanotowano zwiększone ilości zawiesiny w wodzie.

