

MAŁGORZATA STRZELEC, WŁODZIMIERZ SERAFIŃSKI

BIOLOGIA I EKOLOGIA ŚLIMAKÓW

W ZBIORNIKACH ANTROPOGENICZNYCH



CENTRUM DZIEDZICTWA PRZYRODY GÓRNEGO ŚLĄSKA

MAŁGORZATA STRZELEC, WŁODZIMIERZ SERAFIŃSKI

BIOLOGIA I EKOLOGIA ŚLIMAKÓW
W ZBIORNIKACH ANTROPOGENICZNYCH

CENTRUM DZIEDZICTWA PRZYRODY GÓRNEGO ŚLĄSKA

K A T O W I C E 2 0 0 4

W Y D A W C A
CENTRUM DZIEDZICTWA PRZYRODY
GÓRNEGO ŚLĄSKA
ul. św. Huberta 35, 40-543 Katowice
tel. (032) 201 18 17, 209 50 08, 609 29 93
e-mail: cdgps@cdgps.katowice.pl; <http://www.cdgps.katowice.pl>

Zdjęcie na okładce: Zapadlisko śródleśne (fot. A Spyra)

Recenzent: Anna Stańczykowska-Piotrowska

ISBN 83-906910-6-x

Redaktor: Jerzy. B. Parusel

Realizacja poligraficzna: VERSO

Nakład 200 egzemplarzy

Copyright by
CENTRUM DZIEDZICTWA PRZYRODY GÓRNEGO ŚLĄSKA

SPIS TREŚCI

1. Wstęp	5
2. Geneza i znaczenie zbiorników antropogenicznych	6
3. Okresowość zbiorników antropogenicznych i jej konsekwencje	9
4. Zasiedlanie nowopowstałych zbiorników	11
5. Dno jako siedlisko ślimaków słodkowodnych	14
6. Makrofity – miejsce zamieszkania ślimaków	17
7. Żerowanie i pokarm ślimaków	21
7.1. Sposoby żerowania	21
7.2. Makrofity – źródło czy podłoże pokarmu	23
7.3. Peryfiton – główny pokarm ślimaków słodkowodnych	24
7.4. Rola detrytus w pokarmie ślimaków słodkowodnych	25
8. Zbiorniki antropogeniczne – środowisko życia ślimaków	26
8.1. Zbiorniki zaporowe	26
8.2. Stawy hodowlane	30
8.3. Rowy melioracyjne	33
8.4. Zbiorniki poeksploatacyjne	36
8.4.1. Żwirownie	37
8.4.2. Piaskarnie	40
8.4.3. Glinianki	43
8.5. Zbiorniki zapadliskowe	45
9. Autekologia ślimaków zbiorników antropogenicznych	51
9.1. Żyworódka rzeczna – <i>Viviparus viviparus</i> (Linnaeus, 1758)	51
9.2. Żyworódka pospolita – <i>Viviparus contectus</i> (Millet, 1813)	53
9.3. Zawójka płaska – <i>Valvata cristata</i> O. F. Müller, 1774	54
9.4. Zawójka przypłaszczona – <i>Valvata pulchella</i> Studer, 1820	55
9.5. Zawójka pospolita – <i>Valvata piscinalis</i> (O. F. Müller, 1774)	56
9.6. Wodożyłka nowozelandzka – <i>Potamopyrgus antipodarum</i> (Gray, 1843)	57
9.7. Sączawczak drobny – <i>Marstoniopsis scholtzi</i> (A. Schmidt, 1856)	58
9.8. Zagrzebka pospolita – <i>Bithynia tentaculata</i> (Linnaeus, 1758)	59
9.9. Zagrzebka sklepiona – <i>Bithynia leachi</i> (Sheppard, 1823)	60

9.10. Zawijka pospolita – <i>Aplexa hypnorum</i> (Linnaeus, 1758)	61
9.11. Rozdętka pospolita – <i>Physa fontinalis</i> (Linnaeus, 1758)	61
9.12. Rozdętka zaostzona – <i>Physella acuta</i> (Draparnaud, 1805)	63
9.13. Błotniarka stawowa – <i>Lymnaea stagnalis</i> (Linnaeus, 1758)	64
9.14. Błotniarka jajowata – <i>Radix peregra</i> (O. F. Müller, 1774)	65
9.15. Błotniarka uszata – <i>Radix auricularia</i> (Linnaeus, 1758)	67
9.16. Błotniarka okazała – <i>Stagnicola corvus</i> (Gmelin, 1778)	68
9.17. Błotniarka pospolita – <i>Stagnicola palustris</i> (O. F. Müller, 1774)	69
9.18. Błotniarka moczarowa – <i>Galba truncatula</i> (O. F. Müller, 1774)	69
9.19. Zatoczek pospolity – <i>Planorbis planorbis</i> (Linnaeus, 1758)	70
9.20. Zatoczek moczarowy – <i>Anisus spirorbis</i> (Linnaeus, 1758)	72
9.21. Zatoczek białowargi – <i>Anisus leucostomus</i> (Millet, 1813)	72
9.22. Zatoczek ostrokrawędziasty – <i>Anisus vortex</i> (Linnaeus, 1758)	73
9.23. Zatoczek łamliwy – <i>Anisus voriculus</i> (Troschel, 1834)	73
9.24. Zatoczek skręcony – <i>Bathymorphus contortus</i> (Linnaeus, 1758)	74
9.25. Zatoczek białawy – <i>Gyraulus albus</i> (O. F. Müller, 1774)	75
9.26. Zatoczek gładki – <i>Gyraulus laevis</i> (Alder, 1838)	76
9.27. Zatoczek północny – <i>Gyraulus acronicus</i> (Ferrussac, 1807)	77
9.28. Zatoczek Rossmassera – <i>Gyraulus rossmaessleri</i> (Auerswald, 1851)	77
9.29. Zatoczek małutki – <i>Armiger crista</i> (Linnaeus, 1758)	78
9.30. Zatoczek spłaszczony – <i>Hippeutis complanatus</i> (Linnaeus, 1758)	78
9.31. Zatoczek lśniący- <i>Segmentina nitida</i> (O. F. Müller, 1774)	79
9.32. Zatoczek rógowy – <i>Planorbis corneus</i> (Linnaeus, 1758)	80
9.33. <i>Ferrissia clessiniana</i> (Jickeli, 1802)	80
9.34. Przytulik jeziorny – <i>Acroloxus lacustris</i> (Linnaeus, 1758)	81
10. Piśmiennictwo	82

1. WSTĘP

Truizmem jest stwierdzenie, że rozwój cywilizacji, zwłaszcza technicznej, wywołał ogromne przekształcenia środowiska przyrodniczego na całym świecie. Jednak istnieją obszary, gdzie jest to szczególnie wyraźne. Rozwój przemysłu, przede wszystkim wydobywczego, zmienił na wielu obszarach obraz powierzchni Ziemi, co pociągnęło za sobą zmiany warunków hydrologicznych na skutek zanikania naturalnych środowisk wodnych a powstawania sztucznych – najrozmaitszego pochodzenia i znaczenia.

Powstawanie zbiorników w następstwie działalności człowieka rekompensuje w pewnym stopniu straty, spowodowane zanikaniem naturalnych środowisk słodkowodnych, straty nie tylko gospodarcze, ale także, a może przede wszystkim, przyrodnicze w najszerszym rozumieniu tego określenia. Warto wspomnieć, że istnieją duże obszary – między innymi w Europie Środkowej – gdzie w ogóle brak jest naturalnych jezior i powstanie rozmaitych zbiorników antropogenicznych wypełnia niewątpliwą lukę w krajobrazie takich terenów.

Woda i krajobraz są nawzajem od siebie zależne, a powiązania między nimi są ściślejsze i wyraźniejsze niż między innymi elementami środowiska przyrodniczego. Wszelkie zmiany w gospodarce wodnej odbijają się nieuchronnie na całym otaczającym krajobrazie. Na obszarach zagospodarowanych rozmaite czynniki związane z przemysłem, rolnictwem, hodowlą a nawet rekreacją w różny sposób oddziałują na środowiska wodne. Ekologiczne warunki w takich środowiskach są kształtowane między innymi przez spływy powierzchniowe, zawierające w swym składzie również nawozy mineralne i organiczne z pól uprawnych, przez opady pyłów przemysłowych, podsiąkające wody kopalniane czy spływy z hałd itp.

Istnieje obfita literatura dotycząca efektów zmian wprowadzonych przez człowieka w środowiskach wodnych przez budowanie zapór, drenowanie, rozmaite zanieczyszczenia itp. W odniesieniu do różnorodności gatunkowej ślimaków wszelka działalność człowieka wydaje się mniej lub bardziej szkodliwa, mimo że w pewnych warunkach może wpływać korzystnie na występowanie niektórych gatunków.

Skutki łagodnego zanieczyszczenia środowiska, na przykład w postaci niewielkich ilości ścieków organicznych, są często nieodróżnialne od naturalnego wzrostu trofii w wielu zbiornikach śródlądowych. Jak podkreśla się w licznych ogólnych opracowaniach ekologicznych, żadnego jeziora nie można zaklasyfikować trwale do określonego poziomu troficznego. Zarówno ta, jak i inne cechy wód ciągle się zmieniają. Wiele zbiorników, w których fauna ślimaków była badana przed 50 laty wykazuje obecnie redukcję różnorodności gatunkowej w stosunku do stanu poprzedniego. Zmiany środowiskowe, wzmagają się jeszcze bardziej, gdy środowisko zostanie skolonizowane przez gatunek obcy. Niewielkie nawet zakłócenia termiki zbiornika przyspieszają tempo wzrostu populacji tych gatunków obcych dla naszej fauny, które przybyły z cieplejszych niż kolonizowany terenów. Obserwowano to między innymi w odniesieniu do egzotycznych gatunków ślimaków *Potamopyrgus antipodarum* i *Physella acuta*.

Manipulacja poziomem wody zbiornika jest z reguły szkodliwa dla większości organizmów jego biocenozy. Większość zbiorników zaporowych, na przykład, rzadko jest siedliskiem bardzo bogatej fauny ślimaków słodkowodnych, zbliżonej do fauny naturalnych jezior tej samej wielkości. Wielu malakologów zwracało uwagę na fakt, że podwyższenie poziomu wody, a nie tylko jej obniżenie, redukuje różnorodność fauny ślimaków. W obu przypadkach jest to efekt zmniejszenia strefy płytkiego litoralu, choć mechanizmy tego zjawiska są odmienne.

Naturalny lub spowodowany przez człowieka zanik wody w przyrodzie musi być zrekomensowany przez nowe środowiska wodne, tworzone celowo lub przypadkowo. Przykładem są budowane od setek lat stawy hodowlane, które poza swoją pierwotną funkcją są także miejscem magazynowania wody, wykorzystywanej do różnych celów gospodarczych. Podobne znaczenie miały i mają różnego rodzaju zbiorniki retencyjne, gromadzące okresowy nadmiar wody, którą w okresie jej braku można wykorzystać do celów gospodarczych i komunalnych. Te dwa rodzaje zbiorników antropogenicznych doczekały się licznych opracowań, dotyczących ich ekologii oraz znaczenia biologicznego (Kabisch i Hemmerling 1982). Niestety, niewiele publikacji poświęcono innym typom zbiorników antropogenicznych, których wspólną cechą jest to, że powstały one w wyniku niezamierzonej działalności człowieka, w trakcie wykorzystywania środowiska do innych celów. Należą do nich zbiorniki powstające w miejscu eksploatacji surowców mineralnych (żwiru, piasku i gliny), na terenach wyeksploatowanych kopalni odkrywkowych – np. węgla brunatnego i torfu, w zalanych kamieniołomach, a także w miejscach, gdzie powierzchnia ziemi zapadła się nad pustymi przestrzeniami po wydobytych złożach węgla lub rud metali. O ile zbiorniki pierwszej grupy powstały z reguły w kontakcie z ciekami dostarczającymi im wody, to w drugiej grupie przeważają zbiorniki, które zasilane są pośrednio lub bezpośrednio wodami z opadów atmosferycznych lub w mniejszym stopniu wodami gruntowymi. Takie zbiorniki z biegiem czasu zanikają albo upodabniają się do płytkich zbiorników naturalnych.

Środowiska wodne tego rodzaju są z biologicznego punktu widzenia nie mniej wartościowe niż te, które powstały bez ingerencji człowieka. Łatwo dostrzec, że na przykład stare wyrobiska popiaskowe lub żwirowe odznaczają się niekiedy dużym bogactwem flory i fauny wodnej (ryc. 1)*, co sprawia, że przyczyniają się one do znacznego wzbogacania krajobrazu (Krebs i Wildermuth 1973-75). Prócz walorów naturalnych są one szczególnie dogodnym obiektem badań limnologicznych, ponieważ ich wiek jest możliwy do precyzyjnego ustalenia, co pozwala na ocenę dynamiki kolejnych stadiów rozwojowych oraz ciągłą obserwację sukcesji roślinności i przebiegu kolonizacji przez zwierzęta, praktycznie od początku istnienia zbiornika. Niestety, jak dotychczas, są one tylko wyjątkowo obiektem planowych badań hydrobiologicznych, a w podręcznikach limnologii są z reguły całkowicie pomijane.

2. GENEZA I ZNACZENIE ZBIORNIKÓW ANTROPOGENICZNYCH

Wraz z rozwojem cywilizacji, a zwłaszcza rolnictwa i przemysłu, następowały, w odniesieniu do stosunków wodnych na powierzchni Ziemi, dwa przeciwstawne procesy: zanikanie naturalnych zbiorników wodnych – jezior, stawów i oczek polodowcowych, a powstawanie najrozmaitszych sztucznych środowisk wodnych. W wieku XX zbiorniki antropogeniczne powstawały na niespotykaną dotychczas skalę, a niektóre z nich, zwłaszcza zbiorniki zaporowe, osiągały rozmiary i głębokości pozwalające je porównać do jezior naturalnych, nie

* Ryc 1-12 zamieszczono na planszach po stronie 48

tylko pod względem wielkości, ale także skutków wywoływanych na obszarze zlewni. Efektem powstawania tak rozległych środowisk słodkowodnych są łatwo dostrzegalne zmiany topograficzne oraz regionalne zmiany klimatu w otoczeniu zbiorników. Tego typu zbiorniki porównywalne są do naturalnych jezior także ze względu na występowanie w nich, jako jedynych wśród zbiorników antropogenicznych, stratyfikacji termicznej i niekiedy strefy afotycznej, jeśli są odpowiednio głębokie. Taki jeziorny charakter zbiorników tworzonych przez człowieka jest bardzo rzadki, natomiast większość z nich jest odpowiednikiem stawów lub, używając terminologii Scheffera (1998), płytkich jezior.

Problemem diskutowanym w ostatnich dziesięcioleciach jest terminologia hydrobiologiczna. Próbowano odpowiedzieć na pytanie: kiedy mamy do czynienia z jeziorami, a kiedy ze stawami? Odpowiedzi satysfakcjonującej do dziś nie uzyskano. Większość limnologów przychyliła się do opinii, że jeziora to zbiorniki, w których stratyfikacja termiczna występuje przez większą część roku. W odniesieniu do zbiorników antropogenicznych taka definicja nie jest zadowalająca, gdyż istnieją sztuczne zbiorniki, które pod względem charakteru i rozmiarów (np. zalane kamieniołomy) trudno zaliczyć do tej samej kategorii, co jeziora naturalne, a w których przez znaczną część roku istnieje uwarstwienie termiczne, jakkolwiek stratyfikacja jest swoista i górna granica hypolimnionu może być nieokreślona (Bennett 1971).

Limnologzy amerykańscy chcieliby przyjąć arbitralnie, że zbiorniki do 4 ha powierzchni to stawy (ponds), a powyżej tej powierzchni jeziora (lakes). W odniesieniu do zbiorników antropogenicznych jest to, jak się przekonamy, pomysł niemożliwy do zaakceptowania.

Bez względu na nazwę i wielkość zbiorniki antropogeniczne, obok przynoszenia niewątpliwych korzyści gospodarczych, odgrywają ogromną rolę w co najmniej dwóch dziedzinach przyrodniczych. Ich wartość przyrodnicza to przede wszystkim zwiększenie różnorodności środowisk na obszarach pozbawionych naturalnych zbiorników wodnych (jak np. cały Górny Śląsk) oraz na terenach zdegradowanych lub przekształconych działalnością człowieka. Druga dziedzina wartości przyrodniczej to zachowanie, a często zwiększenie bioróżnorodności przez stworzenie nowych, dogodnych środowisk życia dla wielu gatunków roślin i zwierząt.

Jak już wspomniano we wstępie, pamiętać trzeba, że woda i krajobraz są nawzajem od siebie zależne, a powiązanie i wzajemne uwarunkowania są ściślejsze i łatwiejsze do zdefiniowania niż związki między innymi elementami środowiska. Każda zmiana warunków hydrograficznych, spowodowana celowo lub przypadkowo przez człowieka, powoduje nieuchronne zmiany w całym krajobrazie, przy czym mogą one być zarówno pozytywne, jak i negatywne. O ile powstawanie nowych środowisk wodnych ma przeważnie korzystny wpływ na otoczenie, to działalność ludzka w odniesieniu do już istniejących zbiorników ma, jeśli nie stosuje się zabiegów ochronnych, przeważnie negatywny charakter. Wymienić tu można obserwowane powszechnie na terenach wykorzystywanych gospodarczo wpływy nawozów mineralnych i środków ochrony roślin z pól uprawnych i obszarów leśnych, suchy opad zanieczyszczeń (zwłaszcza tych zakwaszających środowisko) z kominów fabrycznych, docieranie do zbiorników ścieków przemysłowych i komunalnych, mimo coraz powszechniej stosowanych oczyszczalni, ale także wahania poziomu wody, a nawet częsta jej ucieczkę w głąb ziemi w następstwie podziemnej działalności wydobywczej. Na terenach przemysłowych, mimo zakazów prawnych, częstą praktyką jest zasypywanie mniejszych i większych, naturalnych i sztucznych zbiorników wodnych odpadami przemysłowymi i kopalnianymi. Na terenach górniczych (Górny Śląsk w Polsce, Zagłębie Ruhry w Niemczech, Northumberland w Anglii i wiele innych na całym świecie) ogromne zagrożenie dla stanu, a często i istnienia środowisk wodnych, mają hałdy odpadów poprodukcyjnych, zajmujące coraz większe obszary (Czaja i Degórska 1988).

Pamiętać należy, że nie tylko naturalne jeziora, ale także, a może przede wszystkim, drobne zbiorniki wodne i rozmaite mokradła odgrywają istotną rolę w naturalnej retencji wody (Kabisch i Hemmerling 1982). Ostatnio z coraz większym zrozumieniem spotyka się pogląd, że korzyści płynące z takich „nieużytków wodnych” dają się przeliczyć na konkretne wartości finansowe, co do niedawna nikogo nie interesowało.

Obserwowany w wielu krajach i od wielu lat fakt, że tylko nieliczne naturalne środowiska wodne potrafiły w ostatnim stuleciu oprzeć się nadmiernemu drenowaniu, melioracjom i coraz intensywniejszemu zajmowaniu znacznych obszarów na potrzeby rolnictwa wskazuje na konieczność tworzenia antropogenicznych zbiorników wodnych. Przykładem jest Szwajcaria, gdzie w ciągu ostatnich 140 lat blisko 90% naturalnych terenów uwodnionych zniknęło bez śladu.

Nie trzeba nikogo przekonywać, że wraz z zanikiem poszczególnych typów siedlisk ginie nieuchronnie wraz z nimi swoista flora i fauna. Dobrze poznanym przykładem są losy wielu gatunków mięczaków, które są szczególnie podatne na wymieranie, gdyż wiele spośród nich zaadaptowało się do wąskich warunków środowiskowych. Różnorodność mięczaków słodkowodnych na niektórych terenach zmniejsza się znacząco wraz z likwidacją siedlisk wodnych, ich postępującym często zanieczyszczeniem, a także w następstwie introdukcji (najczęściej przypadkowej) gatunków egzotycznych, które niespodziewanie lepiej od rodzimych radzą sobie w „nienaturalnych” warunkach. Obserwacje na terenach USA wykazały, że w ostatnich latach na skutek działania wymienionych przyczyn wymarło co najmniej 12 gatunków słodkowodnych mięczaków, a ponad 20% bardzo bogatej malakofauny słodkowodnej jest zagrożone wyginięciem (Wilson 1999).

Walka o zachowanie bioróżnorodności jest obecnie jednym z najważniejszych, ale i najtrudniejszych zadań, jakie stoją przed ekologami. W tym celu należy między innymi starać się o zachowanie drobnych zbiorników, bez względu na ich pochodzenie, i chronić je przed zagrożeniami. Ich ochrona jest szczególnie trudna, gdyż ze względu na małą objętość woda jest bardzo podatna na zanieczyszczenia i wysychanie. Prócz tego często obserwuje się likwidowanie małych zbiorników na terenach zurbanizowanych ze względu na potrzeby infrastrukturalne.

Rekompensatą tych strat może być tworzenie nowych zbiorników słodkowodnych, częściej przypadkowe niż zamierzone, ale z reguły korzystne dla szeroko pojętego krajobrazu. Dobrym przykładem tego zjawiska są budowane przez człowieka stawy o różnym przeznaczeniu. Stawy hodowlane, chyba najstarszy rodzaj zbiorników antropogenicznych, są z reguły okresowo spuszczone, a więc stosują się do nich wszelkie zasady dotyczące zbiorników okresowych. Obok stawów hodowlanych istnieją inne typy zbiorników zawdzięczające swe powstanie celowej działalności człowieka. Należą do nich zbiorniki zaporowe, stawy ozdobne i rekreacyjne, osadniki przy zakładach przemysłowych i rowy melioracyjne.

Efektom ubocznym działalności przemysłu, często niepożądanym z punktu widzenia gospodarczego, ale pożytecznym przyrodniczo, są zbiorniki powstałe w miejscach eksploatacji surowców mineralnych, zalane kamieniołomy, kopalnie odkrywkowe węgla brunatnego oraz zapadliska nad kopalniami podziemnymi. W stosunku do zbiorników naturalnych są to środowiska bardzo młode, które stopniowo upodabniają się do środowisk naturalnych. W zależności od morfometrii i rodzaju podłoża sukcesja roślin i zwierząt następuje w nich w różnym tempie, a jej efekt końcowy zależy od najrozmaitszych czynników, które zostaną omówione w rozdziałach poświęconych charakterystyce poszczególnych rodzajów zbiorników antropogenicznych.

W pełni dojrzałe zbiorniki antropogeniczne, co w zależności od warunków otoczenia, cech morfologicznych i hydrochemicznych następuje po kilku lub kilkunastu latach, charak-

teryzuje na ogół bogata pod względem ilościowym, ale mało urozmaicona flora makrofitów szuwarowych i wodnych oraz związana z nią obfita mikroflora stanowiąca pokarm wielu przedstawicieli fauny słodkowodnej. Ze względu na niewielką głębokość większości zbiorników cała powierzchnia dna może być zajęta przez roślinność, co zwiększa produktywność ekosystemu i szybko podnosi poziom troficzny. Nadmiar roślinności prowadzi do stopniowego wypływania zbiorników antropogenicznych aż do ich zaniku, zwłaszcza jeśli jedynym źródłem wody są spływy powierzchniowe wód opadowych. Charakterystycznym elementem krajobrazu, np. na Górnym Śląsku, są mniejsze lub większe kępy makrofitów, zwłaszcza trzciny, zarastające zagłębienia pozostałe po wyschniętych zbiornikach zapadliskowych, gdzie woda w niewielkiej ilości pojawia się tylko po deszczu i podtrzymuje życie tego typu zarośli.

Z hydrobiologicznego punktu widzenia większość zbiorników antropogenicznych to zbiorniki okresowe, które z różnych przyczyn napełniane są wodą tylko w pewnych okresach roku, a w innych albo wysychają, albo są pozbawione wody w wyniku zabiegów gospodarczych. W oczywisty sposób wpływa to na życie roślin i zwierząt oraz wywołuje zjawiska sukcesji wielokrotnej.

Małe i duże, trwałe i okresowe, utworzone celowo lub przypadkowo zbiorniki antropogeniczne pozwalają na prowadzenie badań limnologicznych nad tworzeniem się ekosystemu słodkowodnego od początku, a w pewnych przypadkach aż do mniej lub bardziej naturalnego końca. Ich wzrastająca z roku na rok liczba zapewnia warsztat badawczy na wiele lat. Prócz tego mogą być wykorzystywane, jak to ma miejsce w niektórych krajach, do celów ochrony rzadkich gatunków roślin i zwierząt (ryc. 2). W zachodnioeuropejskiej literaturze hydrobiologicznej ta właśnie ich rola jest najczęściej dobitnie podkreślana.

3. OKRESOWOŚĆ ZBIORNIKÓW ANTROPOGENICZNYCH I JEJ KONSEKWENCJE

Wspomnieliśmy już, że większość zbiorników antropogenicznych, bez względu na ich genezę i wielkość, cechuje duża okresowa zmienność poziomu wody aż do całkowitego jej zaniku. Powodem są albo zabiegi hydrotechniczne, jak w przypadku zbiorników zaporowych lub stawów rybnych, albo warunki topograficzne i klimatyczne, które powodują ucieczkę wody w głąb ziemi, wyparowywanie pod wpływem wysokiej temperatury i okresowe uzupełnianie wodami opadowymi, nie rekompensujące naturalnych strat. Efektem tych zjawisk, w zależności od ich natężenia, może być albo okresowe zmniejszenie się powierzchni akwenu, lub – w skrajnych przypadkach – całkowite zniknięcie zbiornika na dłuższy lub krótszy czas, a niekiedy na zawsze. W naszych warunkach klimatycznych zbiorniki wysychają zwykle na okres kilku tygodni, chyba że są osuszane celowo na dłużej ze względów gospodarczych lub technicznych.

W najogólniejszym sensie termin „zbiorniki okresowe” obejmuje szerokie spektrum wód stojących, od najmniejszych kałuż podszczytowych, które zawierają wodę przez kilka godzin lub dni, po wielkie zbiorniki, pozbawione wody jedynie w skrajnie suchych latach. Najczęściej stosuje się go w odniesieniu do zbiorników, które odznaczają się przewidywalnym bezwodnym okresem w ciągu roku (Collinson i in. 1995). W tym sensie najbardziej typowe są stawy hodowlane, celowo osuszane z różną częstotliwością w pewnych okresach roku.

Zbiorniki okresowe, tracące wodę w następstwie zmian klimatycznych, dzielimy na dwie kategorie: zbiorniki wiosenne, które wypełnia na wiosnę woda głównie z topniejącego śniegu, a które w lecie wysychają i pozostają bez wody do następnej wiosny oraz zbiorniki jesienne, napełniane wodą poza gorącymi okresami roku. Typowy zbiornik okresowy (ryc. 3, 4) nie jest zasilany przez źródła ani cieki, a cała woda pochodzi z opadów atmosferycznych, spływów powierzchniowych oraz podsiąkających wód gruntowych. Spośród zbiorników

antropogenicznych kryterium to spełniają zbiorniki zapadliskowe, niekiedy powyrobitska, zalane kopalnie odkrywkowe i większość rowów melioracyjnych. Zbiorniki zaporowe oraz większość stawów hodowlanych, piaskarni i żwirowni zlokalizowane są przeważnie na ciekach, które w mniej lub bardziej kontrolowany sposób dostarczają i odprowadzają wodę. Wraz z nią do takich zbiorników docierać mogą organizmy charakterystyczne dla środowisk lotycznych, których na ogół nie spotyka się w zbiornikach izolowanych. Życie większości organizmów roślinnych i zwierzęcych w zbiornikach okresowych jest zdecydowanie inne niż w zbiornikach trwałych, co wynika z nieprzewidywalności pojawienia się okresów bezwodnych i różnej ich długotrwałości. Nawet w okresach napełnienia wodą niektóre właściwości zbiorników okresowych mogą narzucać znaczne ograniczenia ich mieszkańcom. Zbiorniki te są z reguły płytkie, o dużym stosunku powierzchni do objętości, a to oznacza, że warunki atmosferyczne wpływają na nie znacznie silniej niż na zbiorniki głębokie. Temperatura wody w ciągu doby waha się w nich w dużym zakresie, osiągając nawet wartości letalne dla niektórych organizmów, zwłaszcza w okresie znacznego zmniejszenia się objętości wody w gorącym okresie roku. Z tego samego powodu notuje się w nich, niespotykane w zbiornikach o dużej objętości, okresowe zmiany właściwości chemicznych wody, wynikające z zagęszczenia substancji rozpuszczonych w wodzie w efekcie jej intensywnego odparowywania, jak i znacznego ich rozcieńczenia po obfitych opadach. Organizmy zamieszkujące zbiorniki okresowe muszą odznaczać się szczególnymi przystosowaniami, umożliwiającymi im przeżycie w zmieniających się warunkach środowiskowych. Wśród mieszkańców zbiorników okresowych spotykamy zarówno organizmy, które się do nich przystosowały, jak i ubikwistyczne, które mogą występować w najrozmaitszych, nawet skrajnie niekorzystnych warunkach.

Typowe dla takich środowisk zwierzęta przeżywają okres suszy najczęściej w stadium jaj, odpornych na wysychanie lub składanych w głębszych warstwach osadów dennych, gdzie nawet w okresie bezwodnym zachowuje się pewna, wystarczająca do przeżycia, ilość wilgoci. U wielu gatunków (między innymi ślimaków) występują także stadia, które przeżywają okres suszy zmieniając w tym czasie miejsce przebywania. Jedną z koniecznych właściwości takich zwierząt jest możliwość powrotu do aktywnego życia natychmiast po ponownym pojawieniu się wody w zbiorniku i takie przyspieszenie cyklu rozwojowego, aby okres życia w wodzie był wystarczająco długi do osiągnięcia dojrzałości płciowej i wydania potomstwa.

W literaturze istnieje bardzo niewiele danych dotyczących rzeczywistego wpływu okresowości zbiorników wodnych na faunę ślimaków, podobnie zresztą jak i innych grup zwierząt. Warto więc przytoczyć tu wyniki badań Collinsona i in. (1995) nad fauną trwałych i okresowych zbiorników w Oxfordzie w Anglii. Zestawienie stwierdzonych przez niego gatunków ślimaków w 30 trwałych i 9 okresowych drobnych zbiornikach (stawy, żwirownie, piaskarnie itp.) przedstawiono w tabeli 1. Stwierdzone znaczne różnice potwierdzają powszechne przekonanie, że okresowe wysychanie drobnych zbiorników może znacznie ograniczyć różnorodność zespołów bezkręgowców.

Paradoksalnym zjawiskiem jest geologiczna długotrwałość zbiorników okresowych: mimo zmienności zjawisk zachodzących w nich w ciągu roku mogą one trwać w jednym miejscu przez setki i tysiące lat, gdyż powoli wypełniają się osadami, a więc ich początkowa głębokość zmniejsza się bardzo wolno. Natomiast, o czym już wspominaliśmy, bardzo łatwo ulegają one niszczycielskiej działalności człowieka.

Zwrócić należy uwagę, że zbiorniki okresowe – stwarzające liczne trudności – przynoszą także pewne korzyści zasiedlającym je organizmom, jeśli potrafiły się one przystosować do panujących warunków. Ograniczona jest w nich bowiem konkurencja, a okresowy brak drapieżników umożliwia względnie bezpieczny rozwój stałych mieszkańców.

Tabela 1. Występowanie ślimaków w trwałych i okresowych zbiornikach wodnych w Oxfordshire (Collinson i in. 1995).

Gatunek	Zbiorniki trwałe	Zbiorniki okresowe
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	+	—
<i>Radix peregra</i>	++	+
<i>Stagnicola palustris</i>	++	+
<i>Planorbis planorbis</i>	—	+
<i>Anisus leucostomus</i>	+	+
<i>Anisus vortex</i>	+	—
<i>Bathymophalus contortus</i>	+	—
<i>Gyraulus albus</i>	+	—
<i>Armiger crista</i>	+	—
<i>Hippeutis complanatus</i>	+	—
<i>Planorbarius corneus</i>	+	—
<i>Acroloxus lacustris</i>	+	—

++ w >50% zbiorników, + w <50% zbiorników

Wspomniane przystosowania do przetrwania periodycznych okresów braku wody w postaci jaja lub chronienia się w mule obserwowano u niektórych gatunków ślimaków i małży. Według Mouthon (1981) najbardziej odporne na wysychanie gatunki ślimaków to *Aplexa hypnorum*, której jaja mogą przetrwać nawet długie okresy suszy (Den Hartog i De Wolf 1962), *Anisus spirorbis*, który zagrzebuje się w mule i *Galba truncatula*, która jako gatunek amfibiotyczny może przeżyć okres suszy nawet na brzegach zbiornika.

Dogodnym miejscem prowadzenia takich obserwacji są spuszczone sezonowo stawy rybne, gdzie mięczaki przeżywają okres bezwodny w głębszych warstwach mułu (o ile staw nie jest szlamowany), a uaktywniają się bardzo szybko po ponownym napełnieniu stawu wodą. Cechą charakterystyczną stawów hodowlanych, a także zbiorników przepływowych innych rodzajów, jest pojawienie się w nich po każdorazowym napełnieniu wodą gatunków, które poprzednio w nich nie występowały. Wynika to z dwóch powodów: po pierwsze otwierają się nowe, niewykorzystane nisze a po drugie – wypuszczanie wody i wyschnięcie środowiska likwiduje wielu potencjalnych konkurentów.

Ponowne zasiedlanie drobnych zbiorników, np. zapadlisk po okresie suszy, następuje z reguły bardzo szybko, a w tworzeniu nowej biocenozy biorą udział zarówno gatunki, które przetrwały na miejscu, jak i te, które dotarły w wyniku czynnej lub biernej migracji. Tak np. rośliny naczyniowe odtwarzają się z zachowanych części podziemnych lub z nasion, które dotarły tu przyniesione przez wiatr lub ptaki z bliższych lub dalszych środowisk wodnych. Oczywiście jest, że rekolonizacja jest tym łatwiejsza i szybsza, im bliżej w okolicy znajduje się „źródło” odpowiednich organizmów oraz im większymi możliwościami migracyjnymi odznaczają się potencjalni kolonizatorzy.

4. ZASIEDLANIE NOWOPOWSTAŁYCH ZBIORNIKÓW

W zależności od tego, czy mamy do czynienia z zasiedlaniem nowopowstałego zbiornika, czy też rekolonizacją okresowo osuszonego i ponownie napełnionego, obserwujemy roz-

maitość stadiów początkowych kolonizacji. W nowych zbiornikach, utworzonych na podłożu mineralnym, gdzie substancje pokarmowe są rozpuszczone w wodzie, pierwsze pojawiają się organizmy autotroficzne. Dopiero po osiągnięciu odpowiedniej biomasy producentów mogą osiedlać się roślino- i detrytusożercy. Taką kolejność sukcesji można bez trudu zaobserwować w świeżych wyrobiskach popiaskowych i żwirowych, jeśli w trakcie eksploatacji kruszywa została usunięta cała organiczna pokrywa pierwotna.

Odmienne przedstawia się sytuacja w zbiornikach, gdzie biomasa pierwotnych mieszkańców została choćby częściowo zachowana. Tak jest na przykład w zbiornikach zapadliskowych, gdzie zachowuje się pierwotna pokrywa glebowa wraz z porastającymi ją roślinami i naroślinnymi zwierzętami lądowymi, które w środowisku wodnym ulegają stopniowo rozkładowi, dostarczając znacznych ilości substancji pokarmowych. W takich warunkach pierwszymi nowymi mieszkańcami są z reguły organizmy żywiące się detrytusem.

W okresach bezwodnych dno wielu zbiorników słodkowodnych pokrywa bogata flora szuwarowa i bagienna, która znajduje tu korzystne warunki dzięki obfitości skumulowanych w osadach dennych substancji pokarmowych. Rozkładająca się po ponownym napełnieniu zbiornika roślinność dostarcza bogatego pokarmu organizmom odżywiającym się samym detrytusem, jak i porastającą go mikroflorą.

Brönmark i Hansson (2000) zwrócili uwagę, że duża zawartość substancji pokarmowych oraz korzystne warunki świetlne w płytkich, ciepłych zbiornikach (np. w zapadliskach) stwarzają dogodne środowisko dla rozwoju glonów, stanowiących bazę pokarmową dla przybywających później roślinożerców i kolejnych ogniw sieci pokarmowej.

Zasiedlanie nowopowstałych zbiorników jest tym szybsze i skuteczniejsze, im więcej jest w bezpośrednim sąsiedztwie trwałych środowisk wodnych, z których szybko i łatwo mogą przedostać się kolonizatorzy. Obserwowaliśmy wielokrotnie, że nowe zapadliska na terenach górniczych Górnego Śląska pozostają bez życia nawet kilka lat, o ile nie ma w pobliżu zbiorników o trwałej, choćby ubogiej florze i faunie. Dodatkowym utrudnieniem w kolonizowaniu takich środowisk jest ich skrajna efemeryczność: małe zapadliska bardzo powoli napełniają się wodą opadową i szybko wysychają w gorącym okresie roku, co uniemożliwia przetrwanie większości organizmów, które zdołały tu dotrzeć. Szczególnie trudne jest to dla makrofytów, które nie mogą uciec przed niekorzystnymi warunkami, gdyż skazane są jedynie na bierny transport w pewnych okresach rozwoju, a w opisanych warunkach tylko niewiele z nich dożywa do etapu wytworzenia nasion. Przeniesione przez ptaki w trakcie przelotów wiosennych drobne rośliny wodne (np. rzęsa) mogą przetrwać tylko do lata, o ile zostały wprowadzone do zbiornika wysychającego okresowo w ciepłej porze roku.

Istnieje dość powszechnie przekonanie, że liczba gatunków zamieszkujących nowopowstały zbiornik jest wprost proporcjonalna do jego wieku. W klasycznych już dziś badaniach Godwin (1923) stwierdził, że skład gatunkowy flory i fauny w poszczególnych piaskarniach powstałych w trakcie budowy autostrad w Anglii jest rozmaity, a różnorodność np. roślinności jest tym większa, im starszy jest zbiornik. Godwin przypisuje to trudnościom, na jakie natrafiają rośliny wodne przy przekraczaniu barier lądowych, jak i zmianom, jakim z wiekiem ulegają piaskarnie: strome brzegi z czasem osypują się i łagodnieją, a jałowe początkowo, piaszczyste dno pokrywa się stopniowo detrytusem i organicznym mułem, co stwarza dogodniejsze warunki do osiedlania się kolejnych organizmów roślinnych i zwierzęcych.

Niektórzy autorzy wyrażali przypuszczenie, że liczba gatunków w różnych grupach zwierząt jest również bezpośrednio związana z wiekiem zamieszkiwanego środowiska wodnego. Tak na przykład Boycott (1936) sądził, że nowy gatunek mięczaków pojawia się w zbiorniku co 8 lat. Badania Strzelec (1993) nad ślimakami zbiorników antropogenicznych nie wykazały

w żadnym przypadku takiej prawidłowości. Podobnych korelacji nie stwierdzono zresztą również w odniesieniu do innych organizmów wodnych. Wszelkie obserwacje wskazują raczej, że kolonizacja przez zwierzęta z określonej grupy systematycznej trwa do chwili wyczerpania się różnorodności nisz, a późniejsze pojawienie się kolejnych gatunków musi wiązać się z konkurencyjnym wypieraniem dotychczasowych mieszkańców. Tak na przykład w piaskarniach na Górnym Śląsku ma miejsce proces szybkiego wypierania rodzimych gatunków ślimaków wodnych przez wodożytkę nowozelandzką (Strzelec 1992).

Badania nad różnymi grupami roślin i zwierząt wodnych wniosły wiele danych dotyczących mechanizmów i skutków kolonizacji. Potwierdziły się poglądy, że zasiedlanie nowych siedlisk zależy niemal wyłącznie od warunków fizycznych i chemicznych panujących w kolonizowanych zbiornikach. Jeśli choćby jeden z nich przekroczy granice tolerancji – organizm nie może się utrzymać.

W małych zbiornikach antropogenicznych, które cechuje mała różnorodność nisz, szczególnie wyraźnie uwidaczniają się najróżnorodniejsze zaburzenia warunków środowiska. Kolonizacja napotyka tu dodatkowe trudności wynikające ze wzmożonej konkurencji. W efekcie zbiorniki powstałe na skutek działalności gospodarczej lub przemysłowej, szczególnie te położone na obszarach poddanych silnej antropopresji, rzadko osiągają taką różnorodność, jaką obserwuje się w zbiornikach naturalnych.

Puchalski (1985) na podstawie obszernej literatury opisał pewne prawidłowości rządzące przebiegiem i tempem kolonizacji zbiorników poeksploatacyjnych. Podkreślił skuteczność ich kolonizacji drogą powietrzną, co sprawia że jako pierwsze pojawiają się w nich rośliny wiatrosiewne oraz zwierzęta przenoszone przez ptaki i owady latające (Milliger i in. 1971). Utrzymanie się kolonizatorów w środowisku zależy nie tylko od zdolności przystosowawczych, ale w znacznym stopniu także od intensywności i skuteczności procesów rozrodczych. Niewątpliwą przewagę osiągają tu organizmy partenogenetyczne, których jeden osobnik może dać początek trwałej populacji. Znakomitym przykładem jest niezwykle skuteczna kolonizacja zbiorników antropogenicznych przez wodożytkę nowozelandzką (Krodkiewska i in. 1998).

W przypadku zbiorników przepływowych (zbiorniki zaporowe, stawy hodowlane) w pierwszym okresie zasiedlania pojawiają się głównie organizmy pochodzące z cieków, na których zlokalizowany jest zbiornik. Może to w znacznym stopniu warunkować różnorodność ich biocenoz oraz powodować podobieństwo florystyczne i faunistyczne zbiorników połączonych jednym ciekiem. Taką prawidłowość obserwuje się niekiedy w odniesieniu do piaskarni lub żwirowni ułożonych paciorkowo wzdłuż rzeki lub strumienia. Przykładem mogą tu być piaskarnie „Pogoria I-III” w Zagłębiu Dąbrowskim, połączone potokiem o tej samej nazwie, lub szereg stawów ułożonych kaskadowo na miejscu dawnych piaskarni w Rogoźniku na Górnym Śląsku. Obserwacje prowadzone na tym terenie potwierdziły tezę Vinikoura (1981), że część gatunków z górnego biegu strumienia jest wychwytywana przez zbiornik, w wyniku czego fauna cieku przed zbiornikiem jest przeważnie bogatsza niż poniżej.

Przebieg kolonizacji sztucznych zbiorników wodnych przez mięczaki obserwowała w Kanadzie Pip (1986). Zwróciła ona uwagę na niespodziewane szybkie pojawienie się tych zwierząt w nowych, izolowanych siedliskach. W początkowym okresie zasiedlania obserwuje się znaczne wahania w strukturze zespołów ślimaków i małży, ale po pewnym okresie następuje z reguły ich stabilizacja, gdzie wymieraniu jednych gatunków towarzyszy imigracja innych, jeśli w środowisku nie zachodzą istotne zmiany, tj. różnorodność nisz nie zostaje zubożona. Kolonizacja trwałych siedlisk o stabilnych warunkach środowiskowych może być utrudniona, a niekiedy nawet uniemożliwiona przez przewagę konkurencyjną dotychczasowych mieszkańców i zajęcie wszystkich odpowiednich nisz. Nic dziwnego więc, że z re-

guły największy sukces kolonizacyjny odnoszą gatunki ubikwistyczne. Prawdopodobnie tę potwierdzają obserwacje Berana (2000), wskazujące, że najsukcesowniej kolonizatorami nowopowstałych lub rewitalizowanych zbiorników poeksploatacyjnych są spośród ślimaków gatunki charakteryzujące się najszerszym spektrum zamieszkiwanych środowisk i stosunkowo niewielkimi wymaganiami ekologicznymi: *Lymnaea stagnalis*, *Radix peregra* i *Gyraulus albus*.

Mac Arthur i Wilson (1967) dowodzą, że w małych zbiornikach mniejsza bioróżnorodność wynika między innymi z tego, że nasilenie wymierania i imigracji osiąga równowagę przy mniejszej liczbie gatunków niż ma to miejsce w dużych jeziorach. Niektórzy autorzy wskazują też, że różnorodność malakofauny w nowo powstałych zbiornikach przy takiej samej trofii jest skorelowana z ich powierzchnią.

5. DNO JAKO SIEDLIŚKO ŚLIMAKÓW SŁODKOWODNYCH

Dno jest tą strefą zbiornika wodnego, gdzie większość organizmów zdobywa swój pokarm, a niektóre z nich znajdują tu dogodne kryjówki, w których można się schronić przed drapieżnikami.

W większości zbiorników antropogenicznych cała powierzchnia dna jest odpowiednikiem strefy litoralnej naturalnych jezior. O ile w dużych jeziorach falowanie wody powoduje segregację osadów dennych według wielkości ziaren (im dalej od brzegu tym osady stają się coraz bardziej drobnopiękne) to w małych zbiornikach, gdzie falowanie wody jest znikome, osady drobnopiękne mogą pokrywać cała powierzchnię dna. W zależności od sposobu i miejsca powstania dno zbiorników antropogenicznych może być rozmaite, ale na ogół w każdym z nich jego główny element jest jednolity. Dno z reguły pokryte jest cienką warstwą drobnopięknego mułu organicznego lub mineralnego.

Żwirownie powstają jako pozostałość poeksploatacyjna w miejscach wydobywania żwiru a niekiedy także w wyeksploatowanych i zalanych wodą kamieniołomach. Żwir pokrywający dno jest bardzo odporny na zasiedlanie zarówno przez rośliny jak i zwierzęta, gdyż utrudnia, a niekiedy uniemożliwia zakorzenienie się roślin naczyniowych, a drobnym zwierzętom grozi zgnieceniem między kamieniami, gdy zostaną poruszone przez wodę. Dlatego zespoły organizmów zamieszkujących dno żwirowe są ubogie pod względem ilościowym i jakościowym, mimo że warunki hydrologiczne wydają się dogodne dla wielu grup organizmów zwierzęcych. Korzystają z tego natomiast zróżnicowane i bogate zespoły planktonu roślinnego i zwierzęcego, zamieszkujące wody ponad żwirowym dnem.

Dno piaszczyste, złożone z elementów znacznie drobniejszych niż żwirowe, jakkolwiek również niezbyt sprzyjające osiedlaniu się organizmów, stwarza nieco lepsze warunki życia. Toteż spotyka się tu bogatszy zespół organizmów. Wielkość ziaren piasku umożliwia penetrację światła na około 1 cm pod powierzchnię dna, a przytwierdzone do nich jednokomórkowe glony epipsammonowe mogą tu fotosyntetyzować. Inne glony mogą poruszać się między ziarenkami piasku i po ich powierzchni. Ta mikroflora umożliwia życie różnym organizmom heterotroficznym. Drobniejszy piasek sprzyja też zakorzenieniu się makrofitów.

Piaszczyste dno, podobnie jak żwirowe, stwarza znaczne mechaniczne trudności w osiedlaniu się drobnych organizmów. Ciągłe poruszanie się ziaren, wywołane nawet przez słabe ruchy wody zwłaszcza w miejscach bardzo płytkich, powoduje niszczenie drobnych zwierząt i wypłukiwanie drobnych cząsteczek organicznych, które mogłyby służyć jako pokarm.

Osady o najdrobniejszym ziarnie, zwane potocznie mułem, są siedliskiem najbogatszych biocenoz z udziałem bakterii, pierwotniaków, glonów i najrozmaitszych grup bezkręgow-

ców. Tam gdzie warunki świetlne są wystarczające a dno jest stabilne, pojawia się roślinność naczyniowa wraz z towarzyszącym jej peryfitonem, stanowiącym pokarm różnych bezkręgowców, w tym także ślimaków.

Dno większości zbiorników antropogenicznych, bez względu na ich genezę, jeśli nie są one poddawane zabiegom rekultywacyjnym, prędzej czy później pokrywa się grubą warstwą mułu i z tego powodu ten typ dna jest najbardziej interesujący przy omawianiu ekologii zbiorników antropogenicznych.

Znakomitym obiektem obserwacji życia na dnie mulistym są stawy rybne. Po jesien-
nym spuszczeniu z nich wody można obserwować na dnie pełzające różne gatunki ślimaków, poszukujące kałuż z zachowanymi resztkami wody lub miękkiego, wilgotnego mułu, w którym mogłyby się zagrzebać.

Muł występujący w zbiornikach antropogenicznych różni się barwą zależną od wieku zbiornika, jakości wody, opadów pyłu itp. Barwa dostarcza informacji o pochodzeniu mułu, zawartości w nim substancji organicznych, o natlenieniu oraz stopniu mineralizacji. Osady powstające w obecności substancji huminowych w wodzie są zabarwione na brązowo. W zbiornikach położonych w pobliżu zakładów przemysłowych duży udział w mułe mają pyły mineralne i ich barwa jest z reguły prawie czarna. Muł organiczny ma przeważnie barwę jasno brązową. W zbiornikach oligotroficznych, np. w niektórych żwirowniach, występuje silnie zmineralizowany szary lub szarozielony muł zwany gytją.

Preferowanie różnych typów dna przez poszczególne gatunki ślimaków słodkowodnych jest zjawiskiem znanym i wielokrotnie opisywanym. Rodzaj osadów wpływa wyraźnie na występowanie ślimaków zarówno, jak pisze Dillon (2000), w bagnach Karaibów, rzekach Węgier czy jeziorach Afryki. Związki fauny ślimaków z typem dna w zbiornikach antropogenicznych wykazała Strzelec (1993). Stwierdzono też, że architektura podłoża i jego kształt mogą oddziaływać co najmniej tak samo, jak jego skład (Kershner i Lodge 1990).

Jak się wydaje, preferencje ślimaków do określonego typu podłoża wynikają w ogromnym stopniu z różnorodności i obfitości porastających je zespołów roślinnych. Tak na przykład Macan (1950) porównał liczebność ślimaków na 8 stanowiskach z roślinnością, 18 stanowiskach o dnie nagim z niewielką warstwą mułu, 12 stanowiskach o dnie piaszczystym porośniętym trzcina i 19 stanowiskach, gdzie trzcina porastała dno muliste. Na każdym typie dna *Valvata piscinalis* i *Physa fontinalis* wykazywały silne preferencje do roślinności zanurzonej, od której nie zależało *Bathymophalus contortus*, natomiast *Radix peregra* i *Gyraulus albus* nie wykazywały żadnych preferencji do typów roślinności. Soszka (1975) stwierdził znaczące preferencje ślimaków płucodysznych *Radix peregra*, *Armiger crista*, *Physella acuta* i *Acroloxus lacustris* do makrofitów, natomiast *Bithynia tentaculata* i *Valvata piscinalis* do osadów dennych. Pamiętać jednak należy, że badania Soszki dotyczyły dużego jeziora naturalnego. Brown i Lodge (1993) zwracają słusznie uwagę, że porównanie liczebności ślimaków na roślinach i różnych typach dna jest bardzo wątpliwe, gdyż wielkość powierzchni podłoża roślinnego na określonej powierzchni dna często jest znacznie większa niż powierzchnia dna, z której pobierano próby.

Strzelec (1993) w badaniach nad ślimakami zbiorników antropogenicznych najbardziej uprzemysłowionego regionu Polski wyróżniła trzy rodzaje dna, z którymi wiąże się różnice w liczbie gatunków i liczebności zamieszkujących je osobników (tab. 2). Ze względu na wiek i warunki otoczenia badanych zbiorników, w większości spośród nich występuje mniejsza lub większa warstwa mułu na pierwotnym podłożu. Dno muliste charakteryzuje się grubą warstwą mułu o znacznej domieszce składników mineralnych, o czarnej barwie i luźnej przeważnie konsystencji. Dno gliniasto-muliste charakteryzuje się 4-5 cm warstwą jasnego mułu organicznego, na ogół zmieszanego z drobnoziarnistym detrytusem, leżącą na pierwotnym gliniastym

Tab. 2. Występowanie ślimaków na różnych typach dna w zbiornikach antropogenicznych.

Gatunek	Muł	Glina	Piasek
<i>Viviparus contectus</i>	+	+	+
<i>Valvata cristata</i>	+	+	+
<i>Valvata pulchella</i>	—	+	+
<i>Valvata piscinalis</i>	+	+	+
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	+	—	+
<i>Bithynia tentaculata</i>	+	++	+
<i>Aplexa hypnorum</i>	+	+	+
<i>Physa fontinalis</i>	+	+	+
<i>Physella acuta</i>	+	+	+
<i>Lymnaea stagnalis</i>	++	++	++
<i>Radix peregra</i>	++	++	++
<i>Radix auricularia</i>	+	+	+
<i>Stagnicola corvus</i>	+	+	+
<i>Stagnicola palustris</i>	+	+	+
<i>Galba truncatula</i>	+	+	+
<i>Planorbis planorbis</i>	+	+	++
<i>Anisus spirorbis</i>	—	+	+
<i>Anisus leucostomus</i>	—	—	+
<i>Anisus vortex</i>	+	+	+
<i>Bathymorphus contortus</i>	++	+	++
<i>Gyraulus albus</i>	+	++	++
<i>Gyraulus laevis</i>	+	—	—
<i>Gyraulus acronicus</i>	—	+	+
<i>Gyraulus rossmaessleri</i>	+	+	+
<i>Armiger crista</i>	+	+	+
<i>Hippeutis complanatus</i>	—	+	+
<i>Segmentina nitida</i>	+	++	++
<i>Planorbarius corneus</i>	+	++	++
<i>Ferrissia clessiniana</i>	+	—	+
<i>Acroloxus lacustris</i>	—	+	+

++ w >50% zbiorników, + w <50% zbiorników

dnie. W przypadku dna piaszczysto-mulistego na drobnym żwirze lub piasku zalega, podobnie jak w poprzednim przypadku, cienka warstwa mułu. Różnica między dwoma ostatnimi typami polega na tym, że cząsteczki gliny przy ruchu wody unoszą się z dna, tworząc zawiesinę mineralną, jak się wydaje niekorzystnie wpływającą na występowanie ślimaków, zwłaszcza przodokrzelnych.

W zbiornikach o grubej warstwie mułu jedynie *Lymnaea stagnalis* i *Radix peregra* występowały pospolicie i licznie. Obok nich, na niektórych stanowiskach, spotykano liczne osobniki

Planorbarius corneus. Są to gatunki ubikwistyczne o niewielkich wymaganiach środowiskowych. W poszczególnych zbiornikach o tym typie dna spotyka się najczęściej od 1 do 5 gatunków, a ich zagęszczenie nie przekracza 50 osobników na m². Na dnie gliniasto-mulistym stwierdzono większą liczbę gatunków, a zagęszczenie w większości zbiorników nie przekraczało 200 osobników/m². Pospolicie i licznie występują tu *Radix peregra*, *Lymnaea stagnalis*, *Gyraulus albus* i *Planorbarius corneus*, podczas gdy *Bithynia tentaculata*, *Planorbis planorbis*, *Anisus vortex*, *Bathymphalus contortus*, *Armiger crista* i *Segmentina nitida* występują bardzo licznie, ale na pojedynczych stanowiskach badań. Godny uwagi jest fakt rzadkości ślimaków przodoskrzelnych w tym środowisku, a zwłaszcza pospolitego na innych typach dna *Potamopyrgus antipodarum*, który, jak można sadzić, unika wód zawierających zawiesinę mineralną.

Najbogatszą faunę ślimaków wodnych stwierdzono w zbiornikach o dnie piaszczysto-mulistym. Aż 8 gatunków występuje tu powszechnie i bardzo licznie: *Lymnaea stagnalis*, *Radix peregra*, *Planorbis planorbis*, *Gyraulus albus* i *Planorbarius corneus*, a zagęszczeniem niewiele im ustępują *Galba truncatula*, *Armiger crista* i *Segmentina nitida*. W większości zbiorników o tym typie dna występowało w badaniach Strzelec (1993) od 6 do 12 gatunków, a w 20% zbiorników nawet więcej. Takie bogactwo gatunkowe w zbiornikach o poprzednio omówionych typach dna stwierdzono w zaledwie 1% przypadków. W większości zbiorników o dnie piaszczysto-mulistym zagęszczenie ślimaków przekraczało 200 osobników/m².

6. MAKROFITY – MIEJSCE ZAMIESZKANIA ŚLIMAKÓW

W zbiornikach antropogenicznych, podobnie jak w naturalnych, występuje mniej lub bardziej zróżnicowana pod względem składu gatunkowego i w różnej obfitości roślinność wodna, zarówno w postaci fitoplanktonu jak i flory naczyniowej. Tylko ta ostatnia wpływa w istotny sposób na występowanie ślimaków słodkowodnych, ich różnorodność i liczebność.

Roślinność naczyniową określa się zwykle w literaturze hydrobiologicznej jako makrofity, przeciwstawiając je formom mikroskopowym, reprezentowanym przez większość glonów planktonowych i poroślowych. Znaczenie glonów poroślowych, stanowiących główny składnik peryfitonu, w odżywianiu się ślimaków zostanie omówione w rozdziale następnym. Tu omówimy roślinność naczyniową jako elementem siedliska ślimaków, stanowiący – obok dna – główne miejsce ich przebywania w zbiornikach.

W małych płytkich zbiornikach, jakimi są w większości antropogeniczne środowiska wodne, przybrzeżna roślinność jest głównym źródłem materii organicznej, stanowiącej podstawę funkcjonowania całej biocenozy. Produkcja makrofitów z reguły przewyższa w nich produkcję fitoplanktonu. W środowiskach zurbanizowanych i uprzemysłowionych nie do przecenienia jest także rola gęstych pasm szuwarów będących skutecznym filtrem dla spływających z otoczenia substancji niejednokrotnie toksycznych, których obecność mogłaby uniemożliwić życie w zbiorniku.

Nie do pominięcia jest także wpływ roślinności na warunki chemiczne, zwłaszcza w małych objętościowo zbiornikach. Procesy fotosyntezy i rozkładu pozbawiające wodę tlenu, szczególnie w przypadku, gdy ilość rozkładających się szczątków organicznych jest znaczna, mogą doprowadzić do ogromnych strat wśród zamieszkujących zbiornik organizmów. Znane jest także zjawisko ubytków tlenowych na stanowiskach gęsto zarośniętych przez roślinność szuwarową. Wiąże się z tym, często obserwowana, obecność niektórych gatunków zwierząt wyłącznie na zewnętrznym skraju pasma szuwarów (Wetzel 1983).

Pośród wielu opartych na różnych kryteriach sposobów klasyfikacji makrofitów, wchodzących w skład roślinności zbiorników słodkowodnych, najpowszechniej stosuje się

nieskomplikowany układ zaproponowany przez Sculthorpe'a (1967), oparty na sposobie powiązania rośliny z podłożem lub z jego brakiem. Wyróżnił on cztery grupy makrofitów:

1. Makrofity wynurzone, występujące na przesyconym wodą pograniczu między wodą a lądem i w najpłytszej strefie wód przybrzeżnych, do około 1,5 m głębokości. W hydrobiologii polskiej roślinność taką określa się jako szuwały. Należą do nich zakorzenione lub wyrastające z kłaczy rośliny wieloletnie: *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Typha angustifolia*, *Glyceria maxima*, *Juncus* sp., *Heleocharis palustris*, *Phalaris arundinacea*. Wszystkie one charakteryzują się obecnością nadwodnych organów rozrodczych.
2. Makrofity o liściach pływających. Są to rośliny zakorzenione w dnie na głębokości od 0,5 do 3 m. U większości gatunków liściom pływającym towarzyszą na tej samej roślinie liście zanurzone. Pływające liście opatrzone są długimi, cienkimi ogonkami, jak u grzybieni i grążeli lub ogonkami krótkimi, wyrastającymi z długich wznoszących się pędów, jak u *Potamogeton natans*.
3. Makrofity zanurzone. Występują na różnych głębokościach w zależności od warunków świetlnych, ale z reguły nie głębiej niż 10 m. Odznaczają się różną morfologią liści, od drobno podzielonych do całobrzegich, o dużych blaszkach. Należy tu wiele gatunków rdestnic, wywłócznik, kilka gatunków pływaczy i jaskrów oraz moczarka.
4. Makrofity swobodnie pływające. Stanowią grupę skrajnie zróżnicowaną pod względem pokroju i wielkości, obejmują wiele gatunków, których wspólną cechą jest brak zakorzenienia w podłożu. Mogą one pływać po powierzchni wody albo pod nią. Różnorodność kształtów obejmuje formy o dużych liściach, wykształconych w postaci pływających lub unoszących się pod powierzchnią rozet, opatrzonych swobodnie zwisającymi korzeniami, jak u *Trapa natans* lub *Hydrocharis morsus-ranae*, ale również małe, pływające po powierzchni lub zanurzone roślinki o nielicznych zwisających korzeniach lub bez nich. Należą tu wszystkie gatunki rzęsy. Organy rozrodcze pływają po powierzchni wody lub unoszą się nad nią, rzadziej są zanurzone.

Bardzo trudno jest powiązać zasiedlenie poszczególnych zbiorowisk roślinnych przez ślimaki na podstawie gatunków roślin, wchodzących w ich skład. Nigdy bowiem nie można mieć pewności, czy obfita malakofauna na pewnych gatunkach roślin jest efektem dostarczania przez nie dogodnego schronienia np. przed drapieżnikami, czy też jest wynikiem większej obfitości pokarmu w postaci peryfitonu, którego skład gatunkowy i obfitość jest różna na różnych makrofitach. Wpływ może mieć także rodzaj detrytus zgromadzonego na dnie w miejscu występowania makrofitów.

Niektórzy autorzy, pragnąc uniknąć takich trudności, pomijają skład zbiorowisk roślinnych, a biorą pod uwagę tylko bogactwo ilościowe i jakościowe roślinności w zbiorniku. Tak np. Økland (1990) w monografii ślimaków wodnych Norwegii wyróżnił 4 kategorie oceny roślinności naczyniowej występującej w płytkich wodach:

1. Roślinność bogata pod względem ilościowym i jakościowym,
2. Roślinność obfita, mało zróżnicowana,
3. Roślinność uboga,
4. Roślinność bagienna ze *Sphagnum*.

Według Øklanda większość ślimaków wodnych zamieszkujących środowiska nie zakwaszone preferuje pierwszą kategorię siedlisk, występuje licznie także w drugiej a unika stanowisk o ubogiej roślinności. Podobne wyniki uzyskał Hubendick (1947) na podstawie obserwacji siedlisk w południowej Szwecji. Aho (1966) w Finlandii stwierdził, że zagęszczenie ślimaków wodnych wzrasta wraz ze wzrostem obfitości makrofitów. Lodge (1985) w badaniach prowadzonych w sztucznym stawie w Anglii wykazał, że większość gatunków ślimaków

występowała znacznie liczniej na żywych makrofitych niż na dnie pokrytym rozkładającymi się liśćmi.

Interesujące wyniki badań nad różnorodnością zespołów roślin w zbiorniku na faunę ślimaków uzyskali Costil i Clement (1996), prowadzący obserwacje w Bretanii. Stwierdzili oni, że liczba gatunków ślimaków zamieszkujących poszczególne stawy jest skorelowana z liczbą odrębnych zespołów roślin, wyróżnionych w zbiornikach. Ponieważ w większości przypadków zwiększonej różnorodności zespołów roślinnych towarzyszyło większe bogactwo gatunków ślimaków, wyniki Costil i Clementa pokrywają się z obserwacjami Økland, mimo że zostały uzyskane w zupełnie innych warunkach i innym typie zbiorników. Przy małym zróżnicowaniu zespołów roślinnych w stawach w Bretanii stwierdzono obecność od 2 do 4 gatunków ślimaków, przy największym – liczba gatunków wzrastała do dziewięciu. Wydaje się, że nie tylko liczba wyróżnionych zespołów, ale i różnorodność wchodzących w ich skład gatunków makrofity może być przyczyną tego zjawiska. Pamiętać należy, że już Calow (1973) wskazywał, że rozmaity pokrój roślin powoduje większą lub mniejszą atrakcyjność dla ślimaków wodnych. Stwierdził on, że rośliny o liściach podzielonych są częściej i liczniej zasiedlane przez ślimaki niż rośliny o pełnej blaszce liściowej.

Badania nad zasiedlaniem dwóch morfologicznych typów liści przez bezkręgowce wodne, w tym ślimaki, przeprowadzili Friedrich i Meier-Brook (1987). Materiały zebrano z liści grążeli, grzybieni, rdestnicy pływającej i kędzierzawej oraz z moczarki kanadyjskiej. Na liściach pływających stwierdzono obecność *Lymnaea stagnalis*, *Gyraulus albus* i *Armiger crista*, przy czym liście grążela były wyraźnie preferowane jako miejsce składania kokonów jajowych. Na roślinach o liściach podzielonych (badania dotyczyły moczarki kanadyjskiej) stwierdzono obecność tych samych gatunków, co na liściach pływających. Szczególnie licznie były tu najmniejsze zatoczki (*Armiger crista*), znajdujące znakomitą kryjówkę w okółkach liści. Autorzy sądzą, że związek ślimaków z roślinami jest luźny, przynajmniej w odniesieniu do wykazanych gatunków. Atrakcyjność liści pływających wynika według nich z ich dogodności jako podłoża składania kokonów. Natomiast górna powierzchnia takich liści, z reguły obficie pokryta peryfitonem, stanowi łatwo dostępne, dobrze zaopatrzone „spizarnie” dla ślimaków.

W literaturze spotykamy najrozmaitsze poglądy na temat istnienia związków ślimaków z określonymi formacjami roślinnymi, wyrażane przez różnych autorów. Tak np. Macan (1950) porównał związki ślimaków z typami roślinności w jeziorach Anglii i stwierdził częstsze występowanie niektórych gatunków w określonych formacjach roślinnych niż w innych. *Valvata piscinalis* i *Physa fontinalis* wykazywały preferencje do roślinności zanurzonej, *Bathymophalus contortus* do szuwarowej a *Radix peregra* i *Gyraulus albus* nie wykazały żadnych preferencji. Lodge i Kelly (1985) określili preferencje ślimaków do czterech rodzajów podłoża roślinnego, występujących w stawie w Anglii. Były nimi makrofity zanurzone, makrofity wynurzone, grzybienie i detrytus roślinny. Stwierdzili najwyraźniejsze związki *Radix peregra* i *Valvata piscinalis* z makrofity zanurzonymi, głównie z moczarką, a *Anisus vortex*, *Bathymophalus contortus* i *Bithynia tentaculata* z wynurzonymi, głównie manną. Z liśćmi pływającymi związany był tylko *Acroloxus lacustris*, który prócz tego wykazywał pewną słabą preferencję do pionowych pędów makrofity wynurzonej i ogonków liściowych grzybieni. Eksperymentalnie wykazano, że preferencje wiązały się w prawie wszystkich przypadkach z odmiennymi typami peryfitonu na moczarcie i mannę. Lodge (1985, 1986) nie stwierdził ani jednego gatunku o wyraźnych preferencjach do detrytus. Porównanie wyników badań tych autorów wskazuje wyraźnie, że nie istnieją związki ślimaków z typami roślinności „w ogóle”, lecz że zachowują się one rozmaicie pod tym względem w zależności od konkretnych warunków danego środowiska.

Podobnie jak Lodge i Kelly (1985), również Dillon (2000) opierając się na obszernym opracowaniu Brönmarka (1989) podkreśla, że opisywane wielokrotnie w literaturze związki ślimaków z poszczególnymi gatunkami roślin wynikają przede wszystkim z ilości i dostępności pokarmu peryfitonowego.

Badania Stańczykowskiej (1960) nad występowaniem ślimaków na 6 gatunkach roślin wodnych w jednym środowisku wykazały brak różnic w składzie gatunkowym malakofauny na 5 gatunkach roślin i nieco odmienną faunę na grążelu. Autorka wnioskuje, że nie istnieje wybiórczość siedliskowa u ślimaków, a nieco inny skład gatunkowy na grążelu tłumaczy pokrojem roślin: na dużych, pływających liściach mogą utrzymywać się duże zatoczki rogowe, błotniarki stawowe i żyworódki, dla których wiotkie liście i pędy wywłócznika czy moczarki stanowią zbyt niestabilne podłoże. W badaniach Stańczykowskiej liczba gatunków ślimaków na poszczególnych gatunkach roślin wahała się od 4 na grążelu w płytkiej wodzie do 9 na rogatek. Na wszystkich gatunkach roślin dominowały *Radix peregra* i *Radix auricularia*, a dość liczna była także *Bithynia tentaculata*. Inne gatunki reprezentowane były tylko przez pojedyncze okazy.

Ze względu na trudności, jakie nasuwa określenie wpływu różnych gatunków roślin na występowanie ślimaków wodnych, Strzelec (1993) próbowała wyjaśnić to zagadnienie określając wpływ braku poszczególnych roślin na liczbę i liczebność gatunków ślimaków wodnych. Porównała w tym celu liczbę gatunków i zagęszczenie ślimaków w zbiorniku z określonym gatunkiem rośliny i bez niego, przy mniej więcej takich samych innych porównywalnych cechach środowisk. Okazało się, że na przykład brak wywłócznika lub rzęsy redukuje liczbę gatunków w zbiorniku o ponad 30% w porównaniu ze środowiskami z tymi roślinami, podczas gdy brak trzciny lub rdestnicy pływającej tylko o 15%. Na zagęszczeniu osobników najbardziej odbija się brak rzęsy i moczarki (redukcja zagęszczenia w obu przypadkach o około 40%), natomiast brak rogatka, wywłócznika lub tataraku redukuje zagęszczenie tylko o 28%. Wydaje się więc, że przy ogólnej obfitości roślin w zbiorniku brak niektórych gatunków może w istotny sposób wpływać negatywnie na faunę ślimaków. Jednakże, ponieważ obecność lub brak określonych makrofitytów są z reguły powodowane przez cały kompleks warunków środowiska, słuszne wydaje się twierdzenie Brönmarka (1989), że związki między makrofitytami a ślimakami powinny być rozpatrywane na tle szerokiego spektrum warunków środowiska, a nie w oderwaniu od nich.

Niektórzy autorzy wskazują, że nie tylko makrofity warunkują występowanie ślimaków w wodach słodkich, ale że ślimaki wpływają w różny sposób na rośliny (Carpenter i Lodge 1986). Tak np. Sheldon (1987) stwierdziła, że makrofity najszybciej rosnące są preferowane przez rozdętki. Wykazała ona, że przy wysokim zagęszczeniu tych ślimaków skład gatunkowy zespołów makrofitytów przesuwają się ku dominacji gatunków rosnących powoli. Niestety brak w pracy Sheldon informacji o innych roślinożercach nie pozwala na wysunięcie wniosków, co do mechanizmu takich zmian. Thomas (1982) sugeruje, że oddziaływanie wzajemne makrofitytów i ślimaków w wodach słodkich wyewoluowało w ciągu milionów lat współwystępowania. Ślimaki są „dobroczyncami” roślin, gdyż usuwają z nich powierzchnię peryfiton i rozkładające się tkanki, ograniczające dostęp światła i obniżające w efekcie tempo fotosyntezy. Ma to istotne znaczenie zwłaszcza dla roślin występujących w mętnych wodach np. zbiorników zapadliskowych. Brönmark (1989) wykazał eksperymentalnie, że tempo wzrostu rogatka było znacznie większe, gdy obecne były na nim ślimaki odżywiające się peryfitonem: po zakończeniu okresu wzrostu różnica w suchej masie wynosiła 28%.

7. ŻEROWANIE I POKARM ŚLIMAKÓW

Ślimaki słodkowodne są w zasadzie roślinożerne, przy czym nieliczne tylko gatunki wykorzystują świeże tkanki makrofitów jako pokarm. Niektórzy autorzy wskazują także na obecność tkanek zwierzęcych w pokarmie ślimaków, jednakże dotyczy to bardzo nielicznych gatunków, w których diecie pewien udział mają martwe szczątki zwierząt (np. u *Radix peregra*), natomiast większość pokarmu zwierzęcego to przygodnie pobierane składniki peryfitonu – drobne nicienie, skąposzczety i wrotki. Nie stwierdzono, jak dotychczas, napadania i pożerania większych tkankowców przez ślimaki słodkowodne.

Mimo wieloletnich obserwacji poglądy na temat pokarmu ślimaków słodkowodnych są bardzo rozmaite, a na dodatek wyniki pochodzą przeważnie z badań laboratoryjnych. Konieczność przedstawienia wszelkich, nawet bardzo rozbieżnych poglądów sprawiła, że rozdział ten trzeba było oprzeć na obfitej literaturze.

7.1. SPOSÓB ŻEROWANIA

Zgodnie z klasyfikacją Cumminsa (1973), dotyczącą wprowadzenia owadów, ale dającą się odnieść do innych grup zwierząt, ślimaki słodkowodne w naszej strefie klimatycznej należą do dwóch grup:

- roślinożerców – odżywiających się żywymi glonami i rozkładającymi się tkankami makrofitów,
- detrytusożerców – zjadających martwą substancję organiczną i mikroorganizmy, towarzyszące z reguły detrytusowi.

Pod względem zdobywania pokarmu ślimaki słodkowodne można zaliczyć do trzech grup:

- skrobaczy – zdrapujących składniki pokarmu z podłoża,
- detrytusożerców – zjadających drobne cząsteczki rozłożonych tkanek roślinnych,
- filtratorów – odcedzających cząsteczki pokarmu z wody.

Dodatkowo wyróżnić można grupę zbieraczy, żerujących „do góry nogami” po spodniej stronie błonki powierzchniowej i zjadających drobne organizmy (głównie pierwotniaki i bakterie) oraz drobne cząsteczki materii organicznej do niej przyłączone. Zauważyć jednak należy, że nie ma ślimaków słodkowodnych, dla których ten rodzaj pokarmu byłby jedyny lub co najmniej znaczący.

Cechą różniącą w istotny sposób ślimaki przodoskrzelne (Prosobranchia) od płucodysznych (Pulmonata) jest odfiltrowywanie przez nie cząsteczek pokarmowych z wody. Jednakże nie utraciły one zdolności zeskrobywania pokarmu z podłoża, co jest głównym sposobem jego zdobywania przez ślimaki płucodyszne. Filtracyjne metody zdobywania pokarmu powstały niezależnie od siebie w różnych rodzinach Prosobranchia i osiągnęły różną skuteczność. Odcedzanie pokarmu z wody, jako główna metoda jego zdobywania jest prawdopodobnie przyczyną mniejszej liczebności przodoskrzelnych w zbiornikach poeksploatacyjnych, w których zagęszczenie planktonu roślinnego jest niewielkie.

Większość Prosobranchia posługuje się tarką do zeskrobywania peryfitonu, a zbadała zawartość jelit wielu gatunków wskazuje, że podobnie jak u Pulmonata stanowi on główny, a czasem jedyny rodzaj pokarmu. Stwierdzono też, że niektóre ślimaki przodoskrzelne mogą obgryzać makrofity, co jednak, jak się zdaje, jest po prostu ubocznym skutkiem zeskrobywania peryfitonu. Niektóre gatunki odżywiają się w pewnych okresach także detrytusem roślinnym.

Ślimaki przodoskrzelne zbierając pokarm na dnie zbiorników połykają wraz z nim duże ilości nieorganicznych osadów. Aldrige (1983) wyróżnia wśród nich dwie formy: „pożeraczy osadów” i „połykaczy epipsammonu”. Pierwsi pobierają wraz z pokarmem stosunkowo duże ilości osadów, które przechodzą do przewodu pokarmowego i tam ekstrahowane są z nich substancje odżywcze. Wiele gatunków wykorzystuje ten nieskomplikowany sposób zdobywania pokarmu od czasu do czasu, pozyskując jednokomórkowe glony, pierwotniaki i bakterie. Ten sposób odżywiania cechuje ślimaki przebywające na osadach drobnoziarnistych (Fenchel i Kofoed 1976, Lopez i Kofoed 1980). „Połykacze psammonu” natomiast pobierają jedną lub niewiele cząsteczek osadu do jamy gębowej, gdzie materia organiczna przyczepiona do mineralnych ziaren zostaje oddzielona i połknięta, a ziarna wypłute. Ten sposób odżywiania się obserwowano u osobników związanych z gruboziarnistymi osadami. W przeciwieństwie do przodoskrzelnych, ślimaki płucodyszne wyjątkowo tylko pobierają pokarm wraz z cząstkami mineralnymi, zeskrobując go przede wszystkim z roślin naczyniowych i twardego podłoża – skał i kamieni. Obok peryfitonu, a przede wszystkim przy jego braku, płucodyszne korzystają w dużym stopniu z substancji organicznych zachowanych w detrytusie.

Trudności w precyzyjnym określeniu składu pokarmu ślimaków słodkowodnych wynikają z różnic środowiskowych i sezonowych (Scheerbom i van Elk 1978; Reavell 1980) oraz ze zmiany diety w trakcie rozwoju osobniczego (Thomas i in. 1985). Istnieją dane, że młode i dorosłe osobniki tego samego gatunku w tym samym środowisku wykorzystują rozmaity pokarm. Thomas i in. (1985) obserwowali u zatoczków z rodzaju *Biomphalaria* (u nas nie występuje), że młode osobniki zjadały głównie detrytus i drobne okrzemki, podczas gdy dorosłe – tkanki makrofitów i duże okrzemki. Badania takie są bardzo rzadko podejmowane ze względu na ich pracochłonność, przy czym wyniki są zwykle kontrowersyjne i trudne do interpretacji. Wyniki większości dotychczasowych badań opierały się na analizie zawartości jelita i odchodów, niewiele jest natomiast obserwacji dotyczących bezpośrednio żerowania ślimaków.

Uzyskane dotychczas wyniki wskazują, że większość ślimaków słodkowodnych zjada pokarm bez wyboru, dzięki czemu jest on bardzo zmienny, zależny od dostępności i obfitości w środowisku, a składa się przede wszystkim z glonów, martwych szczątków roślin naczyniowych w różnych stadiach rozkładu, detrytusu i przygodnie drobnych organizmów zwierzęcych. Reavell (1980) uogólnił wyniki dostępnych badań i doszedł do wniosku, że u większości gatunków główną masę pokarmu stanowi detrytus (50 do 90%), podczas gdy glony tylko 25%, a żywe tkanki roślin i szczątki zwierząt – mniej niż 1%. Nieco inne wyniki uzyskał Calow (1973) w odniesieniu do *Bathymphalus contortus*. Stwierdził on, że w skład jego pokarmu wchodzi w dużych ilościach bakterie. Na skalistych brzegach niewielkiego jeziora Malham Tarn ślimaki te zamieszkiwały siedlisko pozbawione całkowicie glonów, ale o podłożu pokrytym cienką warstwą detrytusu zasiedlanego obficie przez bakterie. Według tych badań aż 75% asymlatów pochodziło z dwóch gatunków bakterii, 10-20% z glonów a tylko 1-2% z rozłożonych roślin naczyniowych. Wyniki wcześniejszych badań, wskazujące na podobieństwo składu gatunkowego glonów w odchodach ślimaków do składu zespołów glonów w zamieszkiwanym siedlisku, pozwoliły wnioskować, że ślimaki są niewybrednymi pożeraczami dostępnej warstwy glonów poroślowych (Calow 1970). Jednak późniejsze badania tego autora (Calow 1973, 1974) dowiodły, że przy wyspowym występowaniu poszczególnych gatunków osiadłych glonów, co wynika z ich związku z różnymi typami podłoża, ślimaki wykazują preferencje do tych części środowiska, gdzie żyją „ulubione” gatunki glonów. Tak na przykład *Ancylus fluviatilis* zasiedla przede wszystkim boki zanurzonych kamieni, na których występują liczne okrzemki, podczas gdy *Bathymphalus contortus* gromadzi się pod tymi samymi kamieniami, gdzie zbiera się obficie detrytus – podłoże dla preferowanych bakterii.

Większość dotychczasowych badań nad pokarmem poszczególnych gatunków ślimaków dotyczyła płucodysznych. Jedynym gatunkiem przodoskrzelnych zbadanym szczegółowo pod tym względem jest przedstawiciel Hydrobiidae – *Potamopyrgus antipodarum*, wzbudzający szczególne zainteresowanie jako gatunek inwazyjny, pochodzący z zupełnie innego obszaru geograficznego, a w naszych warunkach aklimatyzujący się łatwo nawet w zbiornikach poddanych najsilniejszej antropopresji. Wyniki badań laboratoryjnych Haynesa i Taylora (1984) wykazały u tego gatunku brak wyraźnych preferencji pokarmowych, dużą różnorodność pokarmu i niewielką przewagę rozkładających się tkanek makrofitów nad glonami. Nasze obserwacje prowadzone w różnych zbiornikach antropogenicznych wykazały największe skupienia osobników tego gatunku na twardym podłożu porośniętym nitkowatymi zielenicami i na dnie pokrytym detrytusem. Jeśli skupienia takie są skutkiem znalezienia poszukiwanego pokarmu, to należałoby przyjąć, że w warunkach antropopresji szczególnie wartościowe dla tego ślimaka są „pastwiska zielenicowe”.

7.2. MAKROFITY – ŹRÓDŁO CZY PODŁOŻE POKARMU

Wszyscy autorzy zajmujący się pokarmem ślimaków słodkowodnych zwracają uwagę, że makrofity wchodzi w skład łańcucha pokarmowego z udziałem ślimaków w środowiskach słodkowodnych w stanie częściowo rozłożonym lub w postaci detrytus (Porter 1977, Gregory 1983, Brönmark 1989). Istnieją, jak się wydaje, co najmniej dwa powody unikania przez ślimaki żywych makrofitów jako pokarmu. Po pierwsze zębki raduli u większości gatunków są zbyt słabe, by poradzić sobie z mocnymi tkankami okrywającymi makrofity. Po drugie, wynika to z niewielkiej wartości odżywczej (wysokiego stosunku C : N) twardych ścian komórkowych, struktur zdrewniałych i wtórnych substancji roślinnych. Z obu tych powodów żywe makrofity są wykorzystywane jako pokarm przez ślimaki tylko w okresie braku innych jego rodzajów. Ze względu na wykazane przez El-Emama i Madsena (1982) znaczenie substancji białkowych dla przeżycia i rozwoju ślimaków nie można się dziwić, że wykorzystują one w diecie przede wszystkim składniki wysokobiałkowe, nie obciążające układu trawiennego nadmiarem cukrów (Økland 1990).

W nielicznych pracach udokumentowano żerowanie ślimaków na żywych roślinach naczyniowych w środowiskach słodkowodnych (Frömming 1956, Russell-Hunter 1961, Pip i Stewart 1976, Haniffa 1982, Sheldon 1987). Calow (1970) stwierdził, że *Radix peregra* może w pewnym stopniu trawić świeże tkanki moczarki kanadyjskiej, a Skaane (1985) obserwował zjadanie przez nią wywłócznika. Niektórzy autorzy (Thomas i in. 1983) zauważyli, że uzupełnienie pokarmu żywymi tkankami makrofitów wpływa korzystnie na tempo wzrostu ślimaków.

Badania terenowe nad rozmieszczeniem ślimaków w zbiornikach słodkowodnych wykazały istnienie mniej lub bardziej specyficznych związków między nimi a niektórymi makrofitami (Pip i Stewart 1976, Pip 1978, Lodge 1985), ale wszystko wskazuje na to, że u ich podłoża nie leżą związki troficzne. Opisane powyżej wyniki badań Strzelec (1993), podobnie jak obserwacje terenowe Thomasa i Daldorpha (1991), wykazały jednak niezbieżność, że nieobecność niektórych makrofitów w środowisku zuboża faunę ślimaków. Związki poszczególnych gatunków ślimaków z określonymi roślinami naczyniowymi odzwierciedlają w istocie preferencje do rozmaitych zespołów peryfitonu (Lodge 1986). Znaczny jest więc pośredni wpływ makrofitów na życie ślimaków. Prócz tego, w zimnym okresie roku rozkładające się tkanki roślinne stanowią cenną rezerwę pokarmową w czasie gdy peryfiton występuje w niedostatecznej ilości.

Jak wspomniano poprzednio, żywe makrofity mają bardzo nieznaczny udział w odżywianiu się ślimaków wodnych. Jednakże niektóre gatunki żerują na nich z braku innego pokarmu, jakkolwiek jest to zjawisko wyjątkowe. Dość liczne badania odnosiły się pod tym

względem do *Lymnaea stagnalis*. Kołodziejczyk i Martynuska (1980) stwierdzili w jej przewodzie pokarmowym i odchodach między innymi także tkanki makrofitów. Jest to zresztą, jak się wydaje, gatunek wszystkożerny z niewielkim i chyba przypadkowym udziałem pokarmu pochodzenia zwierzęcego, w którym stwierdzono drobne nicienie i pierścienice. Natomiast budowa układu pokarmowego błotniarek jest niewątpliwie przystosowana do pokarmu roślinnego (Lammens i van der Velde 1978). Wyczerpujące badania Elger i in. (2002) potwierdziły obserwacje wskazujące, że nawet tak duży ślimak jak *Lymnaea stagnalis*, który potrafi zjeść świeże liście makrofitów – np. sałaty w hodowli, wyraźnie preferuje starzejące się tkanki roślinne. Wydaje się także, że rośliny mechanicznie uszkodzone są częściej odwiedzane przez ślimaki niż nieuszkodzone, gdyż być może uwalniają jakieś substancje przywabiające. Autorzy ci zwracali uwagę, że rośliny wodne rosnące w niezakłóconych środowiskach są mniej narażone na zjadanie przez ślimaki niż w siedliskach zdegradowanych oraz, że poziom żerowania na makrofitach wzrasta wraz z postępującą eutrofizacją środowiska. Wskazywałoby to, że w zbiornikach poeksploatacyjnych o bardzo silnie zmienionych warunkach środowiskowych błotniarka stawowa powinna żerować na makrofitach w zauważalnym stopniu.

Wyniki tych badań potwierdzają dawno wypowiedzianą opinię Wiktora (1958), że w każdej sytuacji umożliwiającej wybór pokarmu ślimaki żerują przede wszystkim na makrofitach obumarłych, zwłaszcza na ich najbardziej miękkich i soczystych częściach.

7.3. PERYFITON – GŁÓWNY POKARM ŚLIMAKÓW SŁODKOWODNYCH

Pierwszym malakologiem, który zwrócił uwagę na udział peryfitonu w pokarmie ślimaków był Boycott (1936). Jego zdaniem *Lymnaea stagnalis* żeruje także na rozkładających się tkankach makrofitów, ale jej główny pokarm stanowią osiadłe glony, zeszkrobywane z liści i łodyg roślin wodnych, a także z kamieni i zanurzonych przedmiotów.

Peryfitonem nazywamy zespół drobnych organizmów roślinnych i zwierzęcych, osiadłych na trwałym podłożu, na którym tworzą przylegającą warstewkę. W jego skład wchodzi przede wszystkim glony epifityczne, głównie okrzemki i osiadłe zieleńce, a w okresie letnim także wiele gatunków sinic (Stockner i Armstrong 1971). Między elementami roślinnymi osiedlają się drobne organizmy zwierzęce – wrotki, nicienie, pierścienice, a także liczne pierwotniaki i bakterie. Sprawia to, że peryfiton jako zespół trudno jest zaliczyć do określonego poziomu troficznego biocenozy słodkowodnej. Pieczyńska (1970) wyróżniła peryfiton autotroficzny, heterotroficzny i mieszany, w zależności od proporcji elementów roślinnych do zwierzęcych. Skład jakościowy i ilość peryfitonu zależą w znacznym stopniu od rodzaju podłoża, na którym występuje, a także od chemizmu i trofii środowiska, a nawet od typu zbiornika (Pieczyńska 1988). Brönmark i Hansson (2000) kwestionują zależność rodzaju peryfitonu od podłoża i sądzą, że jego skład kształtowany jest przez ruch wody, dostępność nutrientów i pH wody.

Peryfiton jest dostrzegalny gołym okiem jako brązowa lub zielonkawa błonka, pokrywająca większość zanurzonych roślin i przedmiotów pod powierzchnią wody. Niektóre okrzemki i sinice wchodzi w skład peryfitonu okresowo, w innych okresach prowadząc planktonowy tryb życia. W tym drugim okresie mogą wchodzić w skład pokarmu ślimaków – filtratorów.

W zależności od obfitości odpowiedniego peryfitonu zmienia się zagęszczenie i różnorodność fauny ślimaków słodkowodnych w poszczególnych siedliskach. Wydaje się, że łatwość dostępu do różnych elementów peryfitonu warunkuje występowanie różnych gatunków ślimaków. Niektóre z nich są bowiem mniej lub bardziej niewybrednymi glonożercami, zjadającymi przede wszystkim najrozmaitsze glony epifityczne, a wraz z nimi inne organiny peryfitonu. Dotyczy to na przykład *Radix peregra* i tym tłumaczyć można między innymi ubikwistyczność tego gatunku (Storey 1971). Inne gatunki żerują selektywnie, wybierając określone

składniki peryfitonu (Gregory 1983). Jeszcze inne – z powodów czysto mechanicznych – radzą sobie ze zdobywaniem pewnych elementów peryfitonu, a nie potrafią wykorzystać innych. Tak np. Patrick (1970) stwierdził, że w pokarmie przedstawicieli rodzaju *Physa* nie występuje mała, ściśle przylegająca do podłoża okrzemka *Cocconeis placentula*, prawdopodobnie w związku z utrudnionym oderwaniem jej od podłoża.

W wielu badaniach wykazano, że udział drobnych, silnie przytwierdzonych do podłoża gatunków okrzemek wzrasta w peryfitonie na skutek żerowania ślimaków. Sumner i McIntire (1982) stwierdzili wyjadanie przez ślimaki dużych gatunków okrzemek a pozostawianie drobnych. Porter (1977) na podstawie badań przeprowadzonych w jeziorze w Kanadzie stwierdził zdominowanie peryfitonu przez sinicę *Gloeotrichia pismus*, która jako toksyczna nie była zjadana przez ślimaki na równi z innymi jego składnikami.

Sezonowe zmiany składu pokarmu ślimaków mogą być powodowane samym ich żerowaniem. Zaobserwowano bowiem zmiany sukcesji gatunków wchodzących w skład peryfitonu w miejscach żerowania ślimaków. Normalnie sukcesja przebiega od zespołu jednowarstwowego, zdominowanego przez drobne przylegające do podłoża okrzemki z rodzajów *Achnanthes* i *Cocconeis*, do bardziej zróżnicowanych strukturalnie zespołów z udziałem okrzemek na trzonkach i krótkich glonów nitkowatych. Stadium końcowym niezakończonej sukcesji jest zespół zdominowany przez długie glony nitkowate (Steinmann i in. 1987). Żerowanie ślimaków odwraca kierunek sukcesji i utrzymuje zespoły peryfitonu we wczesnym stadium sukcesji z dominacją drobnych okrzemek i ciągłym wyjadaniem innych elementów (Cattaneo 1983).

Warto zwrócić uwagę na pozytywne efekty zjadania peryfitonu przez ślimaki. Stwierdzono bowiem, że warstwa peryfitonu pokrywająca makrofity wodne może ograniczać ich wzrost (Sand-Jensen i Borum 1984), a więc ślimaki usuwające go przyczyniają się do wzrostu roślin, a co za tym idzie zwiększenia produktywności biocenozy (Carpenter i Lodge 1980, Brönmark 1985, Underwood 1991, Daldorph i Thomas 1995).

W biocenozie słodkowodnej istnieją dwa łańcuchy pokarmowe, w których producentem jest peryfiton. Pierwszy, krótszy łańcuch obejmuje glony poroślowe i drobne organizmy zwierzęce, które się nimi odżywiają, ale przez cały cykl życiowy należą do zespołu peryfitonu. Drugi łańcuch obejmuje obok organizmów wchodzących w jego skład także większe, ruchliwe zwierzęta, pochodzące z zewnątrz (m.in. ślimaki), żerujące na całym zespole peryfitonu, obejmującym obok glonów i zwierząt także pierwotniaki, grzyby i bakterie.

7.4. ROLA DETRYTUSU W POKARMIE ŚLIMAKÓW SŁODKOWODNYCH

Większość badań nad pokarmem ślimaków słodkowodnych podkreśla znaczny w nim udział detrytus, szczególnie u gatunków związanych z dnem zbiorników oraz u mieszkańców środowisk silnie zdegradowanych. Wydaje się, że jest to jednak rodzaj pokarmu, który mimo obfitości w niemal wszystkich środowiskach wodnych nie stanowi dla większości gatunków pokarmu podstawowego, a raczej zaspakaja potrzeby pokarmowe z braku innych jego rodzajów. W zbiornikach zdegradowanych w znacznym stopniu działalnością człowieka stanowi on często jedyny łatwo dostępny pokarm fauny słodkowodnej, wśród niej i ślimaków.

Detrytus organiczny, nazywany niekiedy biodetrytusem, został zdefiniowany przez Oduma i de la Cruza (1963) jako martwa cząsteczkowa materia organiczna, zamieszkała przez reducentów: bakterie i grzyby. Detrytus jest pokarmem o stosunkowo niskiej wartości odżywczej, toteż, aby zaspokoić w pełni potrzeby energetyczne zwierząt, musi być zjadany w dużych ilościach. W skład detrytus wchodzi materia organiczna częściowo rozłożona przez mikroorganizmy i prawdopodobnie w znacznej części nieprzyswajalna dla ślimaków. Z tego powodu w ich odchodach obserwujemy znaczne ilości nieprzetrawionego detrytus. Natomiast połykane z de-

trytusem bakterie i grzyby są według Newella (1965) trawione i przyswajane przez ślimaki. Zgodnie z tym poglądem pokarmem ślimaków i w tym przypadku jest żywa materia organiczna. Natomiast Kofoed (1975) w bardzo drobiazgowym doświadczeniu stwierdził, że aż 34% wysterylizowanego detrytusy może być zasymilowane przez ślimaki wodne. Niestety, badania jego dotyczyły wyłącznie gatunków morskich i nie wiadomo, czy te obserwacje znajdują potwierdzenie w odniesieniu do ślimaków słodkowodnych.

Detrytus odgrywa z pewnością istotną rolę w pokarmie ślimaków zamieszkujących kamieniste brzegi zbiorników i rzek, gdzie poza szuwarami brak jest roślinności naczyniowej, glony skąpo porastają podłoże, natomiast falowanie lub prąd wody nanoszą znaczne ilości detrytusy, np. w postaci liści z drzew nadbrzeżnych lub szczątków roślin z innych regionów siedliska. Z takim zjawiskiem mamy często do czynienia w zbiornikach poeksploatacyjnych różnego rodzaju. Ich roślinność ograniczona jest często do szuwarów trzcinowych lub sitowych, których pędy, zawierające krzemionkę są bardzo ubogo pokryte przez peryfiton. Natomiast gnijące pędy i liście w pasmach szuwarów są bardzo licznie zamieszkiwane przez ślimaki, przy czym im dalej posunięty jest proces rozkładu, tym ślimaków więcej (Strzelec 1993).

Śród gatunków ślimaków słodkowodnych występujących na terenach poddanych silnej antropopresji, znaczny udział detrytusy w pokarmie stwierdzono u przedstawicieli płucodysyjnych z rodzaju *Physa*, u *Aplexa hypnorum* i *Bathymomphalus contortus* oraz u licznych przedstawicieli przodoskrzelnych, odżywiających się w znacznym stopniu cząsteczkami odfiltrowanymi z wody, gdzie z reguły, przynajmniej w zbiornikach antropogenicznych, więcej jest w zawiesinie martwych szczątków organicznych niż żywych komórek glonów.

8. ZBIORNIKI ANTROPOGENICZNE – ŚRODOWISKO ŻYCIA ŚLIMAKÓW

8.1. ZBIORNIKI ZAPOROWE

Zbiorniki zaporowe powstają w wyniku przedzielenia doliny rzeki różnego rodzaju przegrodami, ziemnymi lub betonowymi, które wywołują spiętrzenie wody i zalanie przez nią mniejszego lub większego obszaru. Wykorzystuje się w tym celu albo doliny naturalne o dostatecznie wysokich brzegach, albo pogłębia się je sztucznie, aby mogły pomieścić dostateczną do założonych zadań ilość wody. W tym drugim przypadku dolina zostaje z reguły otoczone wysokimi groblami. Cechą charakterystyczną zbiorników zaporowych jest przepływ wody cieką, na którym zbiornik został utworzony, a tempo przepływu jest regulowane rozmaitymi technicznymi urządzeniami w zaporze, która zamknęła jego koryto.

Wśród zbiorników antropogenicznych zbiorniki zaporowe (ryc. 5) są z reguły największymi i najgłębszymi środowiskami słodkowodnymi. Od jezior naturalnych, mimo porównywalnej w wielu przypadkach wielkości, różni je ukształtowanie dna. W jeziorach naturalnych misa jest symetryczna z najgłębszym punktem mniej więcej w jej środku, w zbiornikach zaporowych natomiast misa jest asymetryczna z największą głębokością przy tamie.

Pod względem genetycznym zbiorniki zaporowe są integralną częścią rzeki, na której powstały. Jednakże różni je od rzeki zahamowanie w znacznym stopniu przepływu wody, który w okresach jej deficytu ograniczony jest jedynie do warstwy powierzchniowej. Szybkość przepływu jest regulowana, co wpływa na okresowe wahania poziomu wody w zbiorniku i powoduje w pewnych okresach odsłanianie znacznych obszarów dna, normalnie znajdujących się pod wodą (ryc. 6). Efektem hydrobiologicznym tych wahań jest brak trwałych biocenoz litoralu w niektórych zbiornikach.

Przy budowie zbiorników zaporowych zostaje z reguły usunięta warstwa osadów dennych, pokrywających dno rzeki, oraz pokrywa glebowa z terenu, który ma ulec zalaniu.

W związku z tym wtórne osady denne zbiornika powstają przede wszystkim z materiału nanieśonego przez rzekę. Charakterystyczny dla zbiorników zaporowych jest rozkład wielkości cząsteczek osadów wzdłuż osi zbiornika: największe cząsteczki osadzają się w jego górnej części, a najdrobniejsze docierają w pobliże zapory. Ma to duży wpływ na kształtowanie się bentosu roślinnego i zwierzęcego w poszczególnych partiach zbiornika.

Proces nanoszenia zawiesiny wraz z wodami rzeki powoduje nieuchronne wypływanie zbiorników. Jak szybko proces ten przebiega można zaobserwować na przykładzie Zbiornika Włocławskiego, który zgromadził w ciągu kilku lat warstwę osadów mierzącą kilkanaście metrów grubości, naniesioną przez mętne wody Wisły. Nie dotyczy to w tak znacznym stopniu zbiorników położonych na południu Polski, zasilanych przez wody znacznie czystszych rzek górskich i podgórskich. W obserwowanych przez nas zbiornikach tego regionu występują dwa główne typy dna: piaszczyste z niewielką warstwą mułu lub wapienne (kamieniste).

Dużym utrudnieniem dla organizmów zamieszkujących zbiorniki zaporowe jest częsta wymiana wody, której retencja nie przekracza okresu mierzzonego w miesiącach. Woda jest więc coraz inna, w zależności od warunków jakie panują okresowo w zlewni. Prócz tego brak wyraźnej stratyfikacji termicznej nie pozwala na wytworzenie się trwałego profundalu nawet w zbiornikach o znacznej głębokości. Jednocześnie okresowe wahania poziomu wody wpływają ujemnie na kształtowanie się strefy litoralnej, a zwłaszcza powodują słaby rozwój roślinności naczyniowej tej strefy.

Roślinność zbiorników zaporowych ma charakter mieszany jeziorno-rzeczny, jednakże z przewagą gatunków charakterystycznych dla wód stojących. Obfitość i skład roślinności zależą w znacznym stopniu od wieku zbiornika i rodzaju dna, a także od stabilności warunków hydrologicznych. Zasiedlanie przez makrofity nowopowstałego zbiornika rozpoczyna się od roślin swobodnie pływających, przyniesionych przez wody rzeki. Jako pierwsze pojawiają się zwykle *Elodea canadensis* i *Ceratophyllum demersum*, a w płytkich zatoczkach w pobliżu brzegów różne gatunki rzęsy. W następnym etapie zarastania w pewnej odległości od pierwotnego koryta rzeki pojawiają się rośliny zakorzenione, które tworzą przeważnie jednogatunkowe płyty. Najczęściej osiedlają się tu różne gatunki rdestnic oraz grzybień biały i grzał żółty. Największe skupienia natomiast tworzy rdestnica pływająca (*Potamogeton natans*).

Zauważyć należy, że w pierwszych latach istnienia zbiornika brzegi są zwykle bardzo nietrwałe, ulegają osypywaniu, co destabilizuje warunki w najpłytszej strefie przybrzeżnej. Toteż w początkowym okresie zbiorowiska szuwarowe powstają później niż inne zespoły roślinne, a w ogóle w zbiornikach o dużych wahaniami poziomu wody są one rozwinięte bardzo słabo i nie tworzą tak zwartych pasm, jakie obserwujemy w innych rodzajach zbiorników antropogenicznych. W zbiornikach o niewielkich wahaniami poziomu wody po ustabilizowaniu się brzegów powstają zespoły szuwarowe, w skład których wchodzi: trzcina, pałki, oczeret jeziorny, jeżogłówka, tatarak i manna mielec, a w najpłytszych miejscach płyty mozgi trzcinowatej.

Znamienną cechą zbiorników zaporowych są towarzyszące zmianom roślinności, zmiany ilościowe i jakościowe kształtujących się w nich zoocenoz. Ich powstanie przebiega na ogół w trzech etapach. Pierwszy to okres stopniowego zaniku gatunków dotychczasowych zoocenoz lądowych oraz początki kolonizacji nawodnionego terenu przez organizmy wodne. W drugim okresie powstają mieszane zespoły organizmów zwierzęcych z wyraźną przewagą detrytusozerców, żerujących na resztkach rozkładającej się roślinności lądowej. Obserwuje się wówczas gwałtowny wzrost biomasy fauny wodnej. W trzecim etapie następuje stabilizacja, ustala się skład gatunkowy poszczególnych grup zwierząt i spada biomasa makrofauny dennej. W większości zbiorników zaporowych Polski południowej okres stabilizowania się zespołów makrofauny dennej trwał trzy do pięciu lat.

Te ogólne zasady kształtowania się fauny dennej w zbiornikach zaporowych nie w pełni odnoszą się do powstawania zespołów ślimaków. Obserwuje się tu bowiem sukcesywny wzrost liczby spotykanych gatunków oraz zmiany dotyczące przekształcania się fauny z przewagą gatunków rzecznych w zespoły gatunków wód stojących oraz wyraźny w wielu zbiornikach ubytek gatunków przodoskrzelnych, a wzrost liczby gatunków płucodysznych. Tak na przykład w Zbiorniku Goczałkowskim w okresie 1960-1986 ubyło 5 gatunków ślimaków przodoskrzelnych, a przybyło tyle samo gatunków płucodysznych (Rembecka – materiały niepublikowane). Jednakże nie stanowi to reguły, gdyż w małych zbiornikach zaporowych gatunki przodoskrzelne niemal od początku istnienia zbiornika są rzadkością, natomiast często obserwuje się stopniowy wzrost liczby gatunków płucodysznych: w zbiorniku Gzel w cztery lata po jego powstaniu występowało 10 gatunków ślimaków płucodysznych, a w roku 1995 (to jest po dwudziestu latach istnienia) ogółem 15 gatunków, w tym dwa przodoskrzelne, przy czym jeden z nich – *Potamopyrgus antipodarum* – stanowił wówczas blisko 70% zebranego materiału (Strzelec 2000). Pojawił się zresztą również drugi egzotyczny przybysz (*Ferrissia clessiniana*), ale jego udział nie wpłynął znacząco na skład fauny. W odniesieniu to tego zbiornika potwierdziła się także reguła o zmniejszeniu się w okresie stabilizacji biomasy fauny dennej. Stwierdzono tu mianowicie trzypółkrotny spadek zagęszczenia ślimaków: z 684 osobników na m² w roku 1976 do 186 w 1995.

W tabeli 3 przedstawiono faunę ślimaków słodkowodnych z 17 zbiorników zaporowych o różnej wielkości, ale wszystkich w stadium ustabilizowanego środowiska, zlokalizowanych w Polsce południowej (Górny Śląsk i Kotlina Raciborsko-Oświęcimska). Badania prowadzone były w latach 1985-2000. Stwierdzono obecność ogółem 31 gatunków, ale w poszczególnych zbiornikach występowało 10 do 23 gatunków. Największą liczbę gatunków stwierdzono w dwóch największych zbiornikach (Goczałkowice i Kozłowa Góra), a najmniejszą (tylko 10 gatunków) w trzech nietypowych zbiornikach: w Rybniku – o wodzie podgrzanej przez elektrownię oraz w Przeczycach i Orzepowicach – spełniających rolę zbiorników retencyjnych o bardzo słabym przepływie i piaszczystym dnie. Odrębny przypadek stanowi mały zbiornik zaporowy na rzece Wapienicy w Beskidzie Śląskim. Stwierdzono w nim obecność tylko *Ancylus fluviatilis* i *Radix peregra*, co jest niewątpliwie efektem bardzo szybkiego przepływu górskiej rzeki oraz niewielkiej pojemności wody w zbiorniku. Jak wynika z tabeli 3 bogactwo fauny ślimaków w zbiornikach zaporowych zależy w znacznym stopniu od ich wielkości. W siedmiu dużych ponad stuhektarowych zbiornikach stwierdzono obecność 29 gatunków, spośród których 17 występowało w co najmniej połowie zbiorników. W zbiornikach małych (powierzchnia niektórych nie przekraczała 1 ha) stwierdzono 23 gatunki, a wśród nich tylko 7 występowało w ponad połowie zbiorników. Gatunkiem, który wystąpił tylko w jednym małym zbiorniku był *Hippeutis complantatus*, podczas gdy *Segmentina nitida* występował często, ale tylko w zbiornikach dużych. Pozostałe 5 gatunków, których obecność stwierdzono tylko w dużych zbiornikach należy do ogólnie rzadkich na obszarze badań. Warto zwrócić uwagę, że introdukowane gatunki obce (*Potamopyrgus antipodarum*, *Physella acuta* i *Ferrissia clessiniana*) skolonizowały tylko pojedyncze zbiorniki, bez względu na ich wielkość, z tym że dwa pierwsze tworzą populacje znacznej wielkości w zbiorniku o podgrzanej sztucznie wodzie.

Ogółem w dużych zbiornikach występowało od 10 do 23 gatunków (średnio 15,3), a w małych od 2 do 15 gatunków (średnio 10,1). Podobne zróżnicowanie gatunkowe fauny ślimaków stwierdziła Jurkiewicz-Karnkowska (2001) w wielkim, nizinym Zbiorniku Zegrzyńskim. Podobieństwo faunistyczne obu grup zbiorników zaporowych jest wbrew oczekiwaniom niewielkie. Wynosi ono (liczone wzorem Sørensen) 70%, a uwzględniając stałość występowania 61%. Biorąc pod uwagę, że wszystkie zbiorniki z wyjątkiem Wapienicy, zlokalizowane są na

Tabela 3. Występowanie ślimaków w zbiornikach zaporowych o różnej powierzchni.

Gatunek	Powierzchnia >100 ha n = 7	Powierzchnia <100 ha n = 10
<i>Viviparus contectus</i>	+	+
<i>Valvata cristata</i>	+	+
<i>Valvata pulchella</i>	+	—
<i>Valvata piscinalis</i>	+	—
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	+	+
<i>Bithynia tentaculata</i>	+	+
<i>Aplexa hypnorum</i>	++	—
<i>Physa fontinalis</i>	+	+
<i>Physella acuta</i>	+	+
<i>Lymnaea stagnalis</i>	++	++
<i>Radix peregra</i>	++	++
<i>Radix auricularia</i>	++	+
<i>Stagnicola corvus</i>	++	++
<i>Stagnicola palustris</i>	++	+
<i>Galba truncatula</i>	++	+
<i>Planorbis planorbis</i>	++	++
<i>Anisus spirorbis</i>	++	+
<i>Anisus leucostomus</i>	+	—
<i>Anisus vortex</i>	++	+
<i>Bathyomphalus contortus</i>	++	+
<i>Gyraulus albus</i>	++	++
<i>Gyraulus laevis</i>	+	—
<i>Gyraulus acronicus</i>	+	—
<i>Gyraulus rossmaessleri</i>	++	—
<i>Armiger crista</i>	++	+
<i>Hippeutis complanatus</i>	—	+
<i>Segmentina nitida</i>	++	++
<i>Planorbarius corneus</i>	++	++
<i>Ancylus fluviatilis</i>	+	—
<i>Ferrissia clessiniana</i>	—	+
<i>Acroloxus lacustris</i>	++	+

++ w >50% zbiorników, + w <50% zbiorników

terenie słabo zróżnicowanym pod względem klimatycznym i geologicznym, sądzić można, że wielkość zbiorników i związana z nią różna częstość wymiany wody (większa w małych zbiornikach niż w dużych) ma istotny wpływ na kształtowanie się zespołów ślimaków.

W sześciu zbiornikach zaporowych Wyżyny Śląskiej Strzelec (1993) stwierdziła najczęściej zagęszczenie ślimaków mieszczące się w przedziale od 400 do 600 osobników/m²,

a spośród gatunków maksymalne zagęszczenie osiągały: *Radix peregra* – 312, *Planorbis planorbis* – 290 i *Anisus spirorbis* – 262 osobniki/m².

8.2. STAWY HODOWLANE

Stawy hodowlane są prawdopodobnie najstarszym rodzajem zbiorników tworzonych przez człowieka. Najdawniejsze wzmianki o nich pochodzą z literatury chińskiej, gdzie budowano je głównie dla celów ozdobnych, wiele wieków przed naszą erą. W Europie znane były w Rzymie już w V w. p.n.e. (Bennett 1971) i wykorzystywane do hodowli ryb.

Środowisko stawów hodowlanych charakteryzują bardzo trudne warunki życia dla większości organizmów roślinnych i zwierzęcych. Są to bowiem typowe zbiorniki okresowe, mniej lub bardziej regularnie osuszane, w których okresowo wykasza się roślinność szuwarową i wodną, a także usuwa osady dennie. Przy okazji tych zabiegów niemal wszyscy mieszkańcy zostają zniszczeni lub zmuszeni do emigracji i cały zespół musi być odtworzony od podstaw po ponownym napełnieniu stawu wodą. Jeśli doda się do tych zakłóceń stałe dokarmianie ryb, okresowe wapnowanie i nawożenie dna, to ocenić trzeba, że środowisko stawów hodowlanych przynosi korzyści hodowcom ryb, ale niewiele pożytku zamieszkującym je organizmom.

Stawy hodowlane tworzy się albo w naturalnych zagłębieniach terenu, albo w specjalnie przygotowanych wykopach. Warunkiem tworzenia gospodarstw hodowlanych jest dostęp do wody płynącej i możliwość jej odprowadzania ze stawów. Nieliczne tylko stawy są zbiornikami nieprzepływowymi, większość otrzymuje wodę z rzek i strumieni, i z tego powodu, na przykład w Polsce, kompleksy stawów zlokalizowane są głównie w dolinach rzek lub wzdłuż ich koryt.

W zależności od przeznaczenia stawy mają różną głębokość (na ogół nie przekracza ona 2 metrów) oraz rozmaicie regulowany przepływ wody. O ile w stawach przeznaczonych do hodowli karpia przepływ jest minimalny, to w stawach pstragowych ze względu na wymagania tlenowe ryb woda przepływa szybko. Istnieją też stawy, które wielkością dorównują naturalnym jeziorom i są one na ogół bezprzepływowe, a zabiegi hodowlane są w nich ograniczone do minimum. Płytkość wody większości stawów sprawia, że światło może przenikać aż do dna zbiornika, co wraz z dużą na ogół żyznością umożliwia bujny rozwój roślinności.

Różnorodny sposób zaopatrywania w wodę (do stawów, oprócz wody z zasilających cieków, dostają się opady atmosferyczne, spływy powierzchniowe, a niekiedy i wody gruntowe) powoduje dużą różnorodność jej cech fizykochemicznych w poszczególnych stawach i ich kompleksach. Prócz tego regularna wymiana wody sprawia, że przez pewien czas woda w stawie jest niemal identyczna z wodą ciekła zasilającego, jednak okresowe wapnowanie i nawożenie zmienia szybko jej parametry fizykochemiczne.

Jako przykład różnorodności chemizmu wody w stawach hodowlanych służyć mogą dane z pięciu kompleksów stawowych w południowej Polsce. Zakresy parametrów wody przedstawiały się następująco:

pH	6,0-7,5,
twardość ogólna	14,9-33,7°n,
zawartość NO ₃	5-25 mg/dm ³ ,
zawartość PO ₄	0,2-2,5 mg/dm ³ ,
zawartość Ca ²⁺	45,7-98 mg/dm ³ ,
zawartość Mg ²⁺	22,3-86 mg/dm ³ .

Strzelec (1993) w stawach rybnych położonych na terenach przemysłowych Górnego Śląska uzyskała podobne wyniki, z tym że często spotykano tu zbiorniki o wodzie, której twardość ogólna nie przekraczała 10°n, a jej odczyn jonowy – 8.

Specyficzne warunki środowiskowe, a przede wszystkim okresowa obecność wody lub jej brak, w wyraźny sposób wpływają na rozwój i skład gatunkowy roślinności naczyniowej w stawach hodowlanych. Periodyczne usuwanie roślinności nie pozwala na wykształcenie się trwałego, charakterystycznego zespołu gatunków, a płytkość stawów powoduje, że roślinność wykształca się mozaikowo, a nie strefowo. Zabiegi gospodarcze zapobiegają powstaniu jakichkolwiek prawidłowości w sukcesji szaty roślinnej. W zbiornikach, w których nie prowadzi się takich zabiegów, obserwuje się z reguły zarastanie przede wszystkim roślinnością szuwarową, co niekiedy prowadzi do wytworzenia się jednogatunkowych zespołów roślinności w starych, nieuprawianych stawach. Ze względu na małą głębokość wody takie szuwały zarastają niekiedy całą powierzchnię dna. Jednakże w większości stawów flora jest bardziej urozmaicona. Spośród szuwarów w jej skład wchodzi trzcina i pałka szerokolistna, a z roślin wodnych najpowszechniej występuje moczarka kanadyjska i rzęsa drobna. Te cztery gatunki dominowały na przykład we wszystkich, w tym i wymienionych poprzednio, kompleksach stawów w południowej Polsce. Ogółem w stawach tych stwierdzono obecność 31 gatunków makrofitów, a w poszczególnych stawach od 3 do 24 gatunków. Ten ostatni wynik dotyczy stawu nieuprawianego, stanowiącego chroniony rezerwat *Trapa natans*. Rembecka (1989) w 22 stawach południowej części Górnego Śląska znalazła również 31 gatunków roślin, a w poszczególnych stawach 5 do 30 gatunków.

Warto zwrócić uwagę, że roślinność w stawach poddanych normalnym zabiegom gospodarczym jest mniej zróżnicowana niż w pozostawionych odłogiem. W badanych przez nas stawach w grupie pierwszej występowało od 11 do 14 gatunków, podczas gdy w drugiej do 24 gatunków, przy czym, co jest godne uwagi, w tych ostatnich gatunkiem dominującym był grzybieni biały, nie występujący w większości stawów rybnych w ogóle (ryc. 7).

Współdziałanie omówionych warunków środowiska wywiera znaczny wpływ na kształtowanie się fauny ślimaków w stawach hodowlanych. Fauna ta różni się znacznie nie tylko w odniesieniu do poszczególnych stawów, ale ulega zmianom w czasie, jeżeli stawy są eksploatowane gospodarczo (tab. 4). W stawach hodowlanych Górnego Śląska wykazano obecność 20 (Rembecka 1989) lub 25 (Strzelec 1993) gatunków ślimaków wodnych, w poszczególnych stawach od 8 do 14 gatunków (Rembecka) i od 3 do 13 gatunków (Strzelec). W późniejszych badaniach, które objęły tereny na południe od wymienionych powyżej stwierdzono obecność 19 gatunków, przy czym w poszczególnych stawach wykorzystywanych gospodarczo występowało od 5 do 13 gatunków, a w stawach, w których nie prowadzono zabiegów pielęgnacyjnych – od 9 do 16 gatunków. Również zagęszczenie różniło się w tych dwóch grupach. W pierwszej wynosiło od 57 do 174 osobników/m², podczas gdy w drugiej – od 179 do 261 osobników/m². Strzelec (1993) w stawach rybnych Górnego Śląska stwierdziła zagęszczenie od 24 do 785 osobników/m².

Wszystkie badania przeprowadzone w Polsce wykazały, że dominantami wśród fauny ślimaków wodnych zamieszkujących stawy rybne są: *Lymnaea stagnalis*, *Radix peregra*, *Stagnicola palustris*, *Anisus vortex*, *Bathymorphalus contortus* i *Planorbarius corneus*, a w nielicznych stawach spotyka się także duże populacje *Segmentina nitida*, *Valvata cristata* i *Gyraulus albus*.

Stałym elementem fauny w stawach Kotliny Oświęcimsko-Raciborskiej są: *Bithynia tentaculata*, znaleziona w 70% stawów, *Lymnaea stagnalis* (w 95%), *Radix peregra* (w 90%), *Planorbis planorbis* (w 90%), *Anisus vortex* (w 80%), *Segmentina nitida* (w 70%) i *Planorbarius corneus* (w 100%). W latach 80. ubiegłego wieku Rembecka (1985) stwierdziła na tym samym mniej więcej terenie *Lymnaea stagnalis* w 100% stawów hodowlanych, *Planorbis planorbis* w 70%, *Gyraulus albus* w 100%, *Segmentina nitida* w 85% i *Planorbarius corneus* w 100%. Jak z tego wynika, podstawowy skład fauny ślimaków w tym typie środowiska wykazuje bardzo małą zmienność w poszczególnych latach.

Tabela 4. Występowanie ślimaków w stawach hodowlanych Polski południowej i Czech.

Gatunek	Górny Śląsk (Strzelec 1993)	Polska południowa (materiały niepublikowane)	Czechy (Beran 2002)
<i>Viviparus contectus</i>	+	++	+
<i>Valvata cristata</i>	+	+	+
<i>Valvata pulchella</i>	—	—	+
<i>Valvata piscinalis</i>	+	+	—
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	—	—	+
<i>Bithynia tentaculata</i>	+	+	+
<i>Aplexa hypnorum</i>	+	+	+
<i>Physa fontinalis</i>	+	+	+
<i>Physella acuta</i>	+	+	—
<i>Lymnaea stagnalis</i>	++	++	++
<i>Radix peregra</i>	++	++	+
<i>Radix auricularia</i>	+	++	++
<i>Stagnicola corvus</i>	+	++	+
<i>Stagnicola palustris</i>	+	+	+
<i>Galba truncatula</i>	+	+	+
<i>Planorbis planorbis</i>	++	++	—
<i>Anisus spirorbis</i>	+	++	+
<i>Anisus leucostomus</i>	—	+	++
<i>Anisus vortex</i>	+	++	+
<i>Bathyomphalus contortus</i>	+	++	++
<i>Gyraulus albus</i>	++	++	+
<i>Gyraulus laevis</i>	—	+	—
<i>Gyraulus acronicus</i>	+	+	—
<i>Gyraulus rossmaessleri</i>	+	+	+
<i>Armiger crista</i>	+	++	++
<i>Hippeutis complanatus</i>	+	+	+
<i>Segmentina nitida</i>	+	++	+
<i>Planorbarius corneus</i>	++	++	—
<i>Ferrissia clessiniana</i>	—	+	+
<i>Acroloxus lacustris</i>	+	—	—

++ w >50% zbiorników, + w <50% zbiorników

Beran (2002) ze stawów rybnych o bogatej roślinności w Czechach podaje 25 gatunków ślimaków, wśród których stały element fauny stanowią *Radix auricularia* (w 90% stawów), *Lymnaea stagnalis* (w 70%), *Anisus vortex* (w 80%) i *Gyraulus albus* (w 90%). Zwrócił on uwagę, że wraz ze wzrostem trofii i ubytkiem roślinności liczba gatunków spada do 15, a największa stałością wśród nich odznaczają się: *Lymnaea stagnalis* (w 60% stawów), *Physel-*

la acuta (w 40%) i *Gyraulus crista* (w 40%). Inne gatunki w takich warunkach występowały tylko na pojedynczych stanowiskach.

Interesujące jest porównanie powyższych wyników z fauną ślimaków zamieszkującą zarybione stawy przemysłowe w Anglii (Wood i in. 2001), gdzie stwierdzono ogółem 12 gatunków, ale jedynie *Radix peregra* i *Gyraulus albus* występowały w połowie zbiorników, a dość licznie w mniejszej liczbie stawów – *Bathymphalus contortus*, *Planorbis planorbis* i *Potamopyrgus antipodarum*. Tego ostatniego gatunku, obecnego od ponad 20 lat w Polsce południowej, nie znaleziono dotychczas w stawach rybnych na tym terenie. Być może przyczyną jest brak twardego podłoża w stawach hodowlanych, które jest preferowane przez ten gatunek w innych środowiskach.

8.3. ROWY MELIORACYJNE

W większości krajów europejskich postępujący rozwój rolnictwa wymagał przystosowania coraz większych obszarów pod uprawy i w związku z tym pojawiła się konieczność usuwania nadmiaru wody, zwłaszcza gdy na potrzeby rolnictwa trzeba było wykorzystać tereny pierwotnie bagienne. Temu celowi służyły różnego typu systemy rowów (ryc. 8), których zadaniem było zbieranie wody z otoczenia i odprowadzanie jej do bliższych lub dalszych cieków. W wielu okolicach powstały i zachowały się w różnym stanie mniejsze lub większe systemy odwadniające, które w miarę upływu czasu zarastały roślinnością, a następnie były zasiedlane przez zwierzęta z różnych grup. Różnorodność tak powstającej fauny zależała i zależy od wieku i trwałości rowu oraz od obfitości prowadzonej wody.

Na terenach rolniczych, zwłaszcza wśród jednogatunkowych upraw polnych, w rowach mogą zachować się elementy pierwotnej fauny, które w aktualnym otoczeniu nie mają warunków do egzystencji. Zasiedlające rowy zespoły organizmów zależą, pod względem bogactwa gatunkowego i stabilności, od osiągniętego stadium sukcesji roślin i stanu wytworzonych osadów dennych (Caspers i Heckman 1981). W starszych i nie pogłębianych okresowo rowach dno z reguły pokryte jest organicznym mułem lub detrytusem w różnym stadium rozkładu, a więc stanowi bardzo korzystne środowisko życia dla wielu zwierząt słodkowodnych, między innymi niektórych gatunków ślimaków.

W zależności od lokalnych warunków hydrologicznych rowy przez cały rok lub okresowo wypełnione są w większym lub mniejszym stopniu wodą. Pochodzi ona głównie z opadów atmosferycznych i ze spływów powierzchniowych, a w rzadkich przypadkach – przy znacznej głębokości rowu – może do niego podsiąkać woda gruntowa. W zależności od konfiguracji terenu w rowach może być nieruchoma lub zaznacza się pewien jej przepływ. W rowach przepływowych istotną rolę odgrywa obecność roślinności szuwarowej i wodnej, której nadmiar może w pewnych okresach roku hamować odpływ do tego stopnia, że woda wylewa się na przyległe tereny. Prócz tego, duża ilość makrofity przyczynia się do przyspieszonego zamulania i w konsekwencji wypływania rowów aż do ich zupełnego zaniku, jeśli nie prowadzi się w nich zabiegów rekultywacyjnych.

W większości rowów flora nawet ilościowo obfita jest z reguły uboga pod względem składu gatunkowego. Na Górnym Śląsku Strzelec (1993) stwierdziła w rowach obecność roślin szuwarowych (trzcina, pałka szerokolistna, tatarak) i wodnych (rogatek, wywłócznik, moczarka, rdestnica pływająca). Rzadko spotyka się mannę mielec, a w rowach gdzie występują gęste zarośla trzcin towarzyszy im z reguły obfitość rzęsy.

Painter (1999) podkreśla występowanie w rowach południowo-wschodniej Anglii szeregu gatunków makrofity nie spotykanych gdzie indziej, ale stwierdza, że flora w całości jest w tych środowiskach zdominowana przez trzcinowiska, zwłaszcza w przypadku starych,

nieczyszczonych od wielu lat rowów, które są w znacznym stopniu zamulone i często, przez krótszy lub dłuższy okres, pozbawione w lecie wody. W małych, nawodnionych przez cały rok rowach, obok trzciny obficie występuje rzęsa wodna. W zbadanych przez Patznera i Isarch (1999) rowach w Salzburgu w Austrii dno było pokryte mułem i rzadko rozrzuconymi kamieniami. Woda o głębokości od 15 do 25 cm wypełnia rowy przez cały rok. Jedynym makrofitem jest w nich trzcina, tworząca pasma wzdłuż brzegów.

Wnioskować można, że wspólną cechą wszystkich rowów bez względu na lokalizację jest ich zarastanie przez trzcinę zwłaszcza przy postępującym z wiekiem zamuleniu i wypłyceciu. W wielu okolicach można obserwować długie pasma trzciny rosnące w zagłębieniach terenu, na przykład na łąkach i pastwiskach. Jest to jedyny ślad po istniejących niegdyś rowach odwadniających.

Rowy, w przeciwieństwie do kanałów (por. Young 1975), nie wzbudzały nigdy wielkiego zainteresowania hydrobiologów, a wśród nich malakologów, i z tego powodu nie ma prawie zupełnie publikacji poświęconych ekologii tych środowisk. Na podstawie nielicznych danych stwierdzić można, że fauna ślimaków w rowach jest odzwierciedleniem fauny obszaru, na którym zlokalizowane są rowy. Natomiast nie daje się ustalić jakiegoś charakterystycznego zespołu ślimaków wodnych dla rowów jako takich.

W 21 rowach melioracyjnych na Wyżynie Śląskiej Strzelec (1993) stwierdziła obecność 21 gatunków ślimaków słodkowodnych, w poszczególnych rowach od 1 do 9 gatunków. Najliczniej, w więcej niż połowie rowów, występowały *Radix peregra* i *Planorbis planorbis*, licznie, ale nie tak pospolicie – *Stagnicola corvus*, *Stagnicola palustris*, *Anisus spirorbis* i *Segmentina nitida*. Zagęszczenie ślimaków w znacznej większości rowów nie przekraczało 50 osobników/m². Natomiast zagęszczenie niektórych gatunków na pojedynczych stanowiskach było znacznie wyższe. Tak np. *Radix peregra*, *Stagnicola corvus*, *Stagnicola palustris* oraz *Planorbis planorbis* osiągały niekiedy zagęszczenie do 150 osobników/m². Trudna do wyjaśnienia jest, zwłaszcza w wysychających rowach tego regionu, niemal całkowita nieobecność *Galba truncatula* – gatunku charakterystycznego dla środowisk okresowych.

W zbiorach z Polski południowej (materiały niepublikowane) w 25 rowach stwierdzono, że tylko *Physella acuta* wystąpiła w więcej niż połowie rowów. Dość częsta była *Radix peregra* i *Planorbis planorbis*, a nieco rzadziej znajdowano *Lymnaea stagnalis*, *Gyraulus albus* i *Planorbarius corneus*. Ogółem stwierdzono tu obecność 19 gatunków, spośród których 8 występowało na jednym lub dwóch stanowiskach. Ze względu na brak w tych materiałach prób zbieranych metodą ilościową, nie można określić dominacji i zagęszczenia występujących tu gatunków.

Z danych Patznera i Isarch (1999) wynika, że w rowach zlokalizowanych w Salzburgu występowało zaledwie 11 gatunków ślimaków, w poszczególnych rowach od 1 do 7 gatunków. Najczęściej i najliczniej występowały tu: *Valvata cristata* i *Bathymphalus contortus*, podczas gdy *Radix peregra* została znaleziona tylko na jednym stanowisku i była tam bardzo nieliczna. Także na jednym tylko stanowisku, ale w dużej liczbie osobników występował *Planorbis planorbis*.

Painter (1999) w rowach południowo-wschodniej Anglii stwierdził obecność 16 gatunków, ale tylko 7 występowało w nich pospolicie. Były to: *Potamopyrgus antipodarum*, *Galba palustris*, *Radix peregra*, *Physa fontinalis*, *Gyraulus albus* oraz *Planorbis carinatus*, którego obecność w tak drobnych zbiornikach jest wątpliwa. Być może były to nietypowe osobniki *Planorbis planorbis*.

W zupełnie innych warunkach klimatycznych Norwegii Økland (1990) w 68 rowach melioracyjnych stwierdził obecność 12 gatunków ślimaków. Najczęściej i najliczniej występowały tu *Galba truncatula* (na 74% zbadanych stanowisk) oraz *Radix peregra* (na 42%

stanowisk). Trzeci pod względem stałości występowania był *Gyraulus acronicus* (28% stanowisk), który jest gatunkiem pospolitym w Skandynawii, a bardzo rzadkim w Europie Środkowej. Ze względu na to, że materiały te były zbierane na czas, a nie z określonej powierzchni, interpretacja ich pod względem stosunków dominacji i zagęszczenia jest niemożliwa. Zestawienie gatunków w tabeli 5 wskazuje wyraźnie, że fauna ślimaków w rowach na różnych terenach jest tak odmienna, że ogólna charakterystyka malakologiczna tego środowiska jest niemożliwa.

Tabela 5. Występowanie ślimaków w rowach melioracyjnych Polski, Austrii i Anglii.

Gatunek	Góry Śląsk (Strzelec 1993)	Polska południowa (materiały niepublikowane)	Austria (Patzner i Isarch 1999)	Anglia (Painter 1999)
<i>Viviparus contectus</i>	+	+	+	—
<i>Valvata cristata</i>	+	—	++	+
<i>Valvata pulchella</i>	—	—	—	+
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	—	—	—	++
<i>Bithynia tentaculata</i>	+	+	+	++
<i>Aplexa hypnorum</i>	+	+	+	+
<i>Physa fontinalis</i>	—	—	—	++
<i>Physella acuta</i>	—	++	+	—
<i>Lymnaea stagnalis</i>	+	+	—	+
<i>Radix peregra</i>	++	+	+	++
<i>Radix auricularia</i>	+	+	—	—
<i>Stagnicola corvus</i>	+	+	—	—
<i>Stagnicola palustris</i>	+	+	—	++
<i>Stagnicola fuscus</i>	—	—	+	—
<i>Galba truncatula</i>	+	+	+	—
<i>Planorbis planorbis</i>	++	+	+	+
<i>Anisus spirorbis</i>	+	+	—	—
<i>Anisus leucostomus</i>	+	—	—	—
<i>Anisus vortex</i>	+	+	—	+
<i>Bathymphalus contortus</i>	+	+	++	—
<i>Gyraulus albus</i>	+	+	—	++
<i>Gyraulus laevis</i>	—	—	—	++
<i>Gyraulus rossmaessleri</i>	+	—	—	—
<i>Armiger crista</i>	+	+	—	+
<i>Hippeutis complanatus</i>	—	—	—	+
<i>Segmentina nitida</i>	+	+	—	—
<i>Planorbarius corneus</i>	+	++	+	—
<i>Ferrissia clessiniana</i>	+	—	—	—
<i>Acroloxus lacustris</i>	—	—	—	+

++ w >50% zbiorników, + w <50% zbiorników

8.4. ZBIORNIKI POEKSPLOATACYJNE

Tereny, na których mniej lub bardziej intensywnie prowadzona była różnego rodzaju działalność przemysłowa ulegały przemianom, szczególnie te miejsca, gdzie pod powierzchnią ziemi ukryte były potrzebne przemysłowi surowce. Powodowało to dewastacje różnego rodzaju, prowadzące z reguły do ubożenia krajobrazu przyrodniczego. Jedną z istotnych przyczyn takiego stanu rzeczy było postępujące zanieczyszczenie, a często nawet zatrucie środowiska. Odkrywkowe wydobywanie rozmaitych surowców prowadziło do powstania głębszych lub płytszych zagłębień różnej wielkości na powierzchni ziemi, które po napełnieniu wodą stawały się trwałymi lub okresowymi zbiornikami słodkowodnymi. Ich powstanie w wielu regionach Europy zrekompensowało brak naturalnych jezior, wpływając na urozmaicenie krajobrazu terenów eksploatowanych przez człowieka. Pojawienie się środowisk słodkowodnych ułatwił zwłaszcza fakt, że większość zbiorników poeksploatacyjnych powstaje w dolinach rzek i na obszarach, gdzie wody gruntowe występują płytko pod powierzchnią. Wypełnienie wodą wyrobisk po wydobywaniu gliny, piasku lub żwiru powoduje powstanie wielu nowych siedlisk flory i fauny wodnej, która przed ich powstaniem nie miała odpowiednich środowisk życia na terenach pozbawionych naturalnych zbiorników wodnych.

Charakterystycznymi cechami wszystkich zbiorników poeksploatacyjnych, bez względu na rodzaj wydobywanego surowca, jest lokalizacja w sztucznych zagłębieniach terenu, brak kontaktu wypełniającej je wody z pierwotną pokrywą glebową, która zostaje usunięta przed przystąpieniem do eksploatacji surowca, dość znaczna głębokość, która wraz ze stromymi z reguły brzegami powoduje brak płytkiego litoralu i trudności z osiedlaniem się roślinności naczyniowej, zwłaszcza szuwarów. Prócz tego w pierwszym okresie po powstaniu wyrobiska są niemal zupełnie jałowe, a po napełnieniu wodą proces eutrofizacji i postępujący za nią wzrost bioróżnorodności jest bardzo powolny. Przyczyną powolnej eutrofizacji jest sposób zasilania wodą. Większość powyrobisk (zwłaszcza piaskarni i glinianek) wypełniona jest głównie wodami gruntowymi, niemal zawsze pozbawionymi organizmów żywych oraz zawierającymi niewiele biogenów. Szybszą eutrofizację obserwuje się w zbiornikach, położonych w dolinach rzek i przez nie zaopatrywanych w wodę. Ponieważ większość rzek nizinnych w strefie umiarkowanej prowadzi wody wysoce zeutrofizowane, zbiorniki przez nie zasilane są eutroficzne od początku swego istnienia.

W większości przypadków sukcesja w zbiornikach poeksploatacyjnych rozpoczyna się od pojawienia się glonów, przede wszystkim zielenic i okrzemek. Spośród makrofytów najwcześniej zasiedlają powyrobiska rośliny pływające (rzęsy, moczarka kanadyjska), a dopiero po zebraniu się na dnie pewnej ilości osadów organicznych i detrytusu pojawiają się rośliny zakorzenione, zwykle najwcześniej manna mielec i pałka szerokolistna. Pojawiające się później pasma trzciny osłaniają brzegi przed falowaniem, wychwytują spływy powierzchniowe, a rozbudowana sieć kłaczy stanowi strukturę stabilizującą osadzający się muł. Powiększająca się z roku na rok warstwa mułu tworzy korzystne siedlisko występowania rozmaitych organizmów dennych. Tempo zasiedlania zbiorników poeksploatacyjnych zależy w znacznym stopniu od tego, czy przepływa przez nie jakiś ciek, czy też są zaopatrywane tylko przez wody gruntowe i opadowe. W pierwszym przypadku pierwotny zespół zwierząt powstaje z gatunków rzecznych. W drugim – kolonizują powyrobisko przede wszystkim gatunki o dużych zdolnościach dyspersji.

Tam gdzie woda powyrobiska pochodzi z silnie zeutrofizowanej rzeki, stosunkowo wcześniej mogą pojawić się zakwity sinic i glonów, woda może być mętna i po pierwszym okresie kolonizacji można stwierdzić ubytek osiadłych gatunków roślin i zwierząt (zwłaszcza bezkręgowców), które nie mogły osiedlić się na stałe z powodu pogarszających się warunków środowiska.

Jeżeli zbiorniki poeksploatacyjne nie są wykorzystywane na przykład do celów rekreacyjnych i w związku z tym nie są poddawane zabiegom rekultywacyjnym, po pewnym czasie może wystąpić w nich, zwłaszcza w okresach wypłycenia, zjawisko dominacji pojedynczych gatunków roślin, a także inwazja obcych gatunków roślin i zwierząt, które w trudnych warunkach i przy niewielkiej konkurencji rodzimych mieszkańców mogą skutecznie zdominować biocenozę zbiornika. Tak np. spośród obcych gatunków ślimaków słodkowodnych wodożyłka nowozelandzka zdominowała faunę wielu piaskarni, a *Ferrissia clessiniana* – wielu żwirowni. Zjawiska takiego nie obserwowano w odniesieniu do glinianek.

Zbiorniki poeksploatacyjne klasyfikuje się zwykle na podstawie surowca, który był wydobywany w miejscu powstania zbiornika. Na tej podstawie w dalszym tekście omówimy je w podziale na powyrobiska żwiru (żwirownie), piasku (piaskarnie) i gliny (glinianki).

Puchalski (1985) zalicza do zbiorników poeksploatacyjnych także zapadliska górnicze, jednakże z co najmniej dwóch powodów wydaje się to niesłuszne. Po pierwsze zapadliska są przypadkowym efektem działalności przemysłu wydobywczego, którego zaistnienie nie daje się przewidzieć i które nie dają żadnych korzyści, podczas gdy powstanie powyrobisk jest skutkiem świadomej działalności na powierzchni ziemi, przynoszącej określone korzyści. Po drugie, i to z naszego hydrobiologicznego punktu widzenia jest ważniejsze, dno zbiorników zapadliskowych stanowi pierwotna pokrywa glebowa, której rozkład po zalaniu wodą wpływa na powstanie specyficznych warunków życia, podczas gdy w wyrobiskach warstwa gleby jest usuwana, a dno stanowi pierwotnie jałowa warstwa wydobywanego surowca lub osady, na których zalegała. Z tych względów zapadliska stanowią według naszych poglądów odrębny typ środowisk wodnych i będą omówione oddzielnie.

8.4.1. Żwirownie

Są to zbiorniki poeksploatacyjne powstające w miejscach, gdzie na skutek wydobywania żwiru utworzone zostały rozmaitej wielkości i kształtu zagłębienia w ziemi, które napęniają się wodą, pochodzącą z różnych źródeł. Większość powyrobisk żwirowych powstaje w dolinach rzek, z których dna wydobyto większe ilości tego surowca, a wyeksploatowane doły wypełniła woda – przeważnie rzeczna, ale także ze spływów powierzchniowych. Większość zbiorników tego typu odznacza się niewielką powierzchnią i głębokością oraz stromymi brzegami. Ich cechą charakterystyczną jest oligotrofia, co najmniej w pierwszych dziesięcioleciach istnienia (Glänzer 1972, Hamm 1975, Drozd 1986), jednakże wiele z nich ulega szybkiemu zanieczyszczeniu i eutrofizacji, jeśli ze względów komercyjnych powstały w bezpośrednim sąsiedztwie miast lub zakładów przemysłowych, wykorzystujących wydobyty surowiec. Prócz tego stan większości rzek sprawia, że woda wypełniająca żwirownie jest równie żyzna i zanieczyszczona co woda rzeczna. Kattner i in. (2000) stwierdzili, że na jakość wody w takich powyrobiskach znaczny wpływ ma bliskość dróg, z których chlorki używane do ich zimowego utrzymania spływają lub przesiakają do wód żwirowni.

Istnieją w zasadzie dwa typy złóż żwiru: nanoszone przez szybko płynące potoki i rzeki i mieszczące się w ich dawnych lub aktualnych korytach oraz pokłady żwiru naniesione przez morenę. Powyrobiska powstające w dolinach rzek bardzo szybko, jeszcze w trakcie eksploatacji złoża wypełniają się wodami rzeki, podczas gdy złoża drugiego rodzaju zasilane są wodą głównie ze spływów powierzchniowych, a jeśli są wystarczająco głębokie, wypełniają się także wodami gruntowymi. Powyrobiska leżące na terenie intensywnych spływów powierzchniowych mogą także szybko ulec eutrofizacji i zanieczyszczeniu (Cobelas i in. 1990). Najwolniej ulegają tym niekorzystnym procesom wody żwirowni pochodzące wyłącznie z głębokich pokładów wodonośnych. W regionach rolniczych i przemysłowych, gdzie większość środowisk

wodnych osiąga wysoki na ogół poziom trofii, takie oligotroficzne żwirownie mogą być ważnym obiektem badań hydrobiologicznych – jako miejsca występowania roślin i zwierząt nie wytrzymujących warunków środowisk zeutrofizowanych, a więc przyczyniające się do zwiększenia bioróżnorodności na jakiś terenie. Charakterystyczną cechą powyrobisk żwirowych są duże wahania poziomu wody, powodowane między innymi znaczną przepuszczalnością dna tych zbiorników. Zjawisko to ogranicza możliwości życiowe niektórych roślin.

Nowo powstałe żwirownie są znakomitym miejscem do obserwowania sukcesji roślin i zwierząt, kolonizujących „puste” środowisko. Oczywiście, dotyczy to przede wszystkim żwirowni zasilanych wodami gruntowymi, gdyż woda rzeczna przynosi od razu swoich rozmaitych mieszkańców, którzy mogą osiedlić się w nowym środowisku lub wyginać, jeśli nie potrafią się przystosować do nowych warunków.

W literaturze znajdujemy bardzo niewiele danych dotyczących warunków fizyczno-chemicznych w wodach powyrobisk żwirowych. Nasze niepublikowane wyniki badań kompleksu zbiorników położonych w dolinie Skawy wykazały:

pH	7,7-8,0,
twardość ogólna	5,7-8,0°n,
zawartość PO ₄	0,01-0,09 mg/dm ³ ,
zawartość NO ₃	3,5-5,7 mg/dm ³ ,
zawartość Cl ⁻	22,5-35,0 mg/dm ³ ,
zawartość Ca ²⁺	19,3-68,8 mg/dm ³ ,
zawartość SO ₄	21-250 mg/dm ³ .

Dno powyrobisk żwirowych pokryte jest albo żwirem, jeśli jego pokład nie został wybrany doszczętnie, albo iłami, na których zalegał żwir. W miarę starzenia się powyrobiska na dnie gromadzi się muł organiczny, którego gruba warstwa jest charakterystyczna szczególnie dla starych żwirowni zaopatrywanych w wodę przez rzeki. Z warstwą mułu związana jest mętność wody, znacznie większa w obecności luźnego mułu, oraz skład gatunkowy i obfitość roślinności naczyniowej. Dno żwirowe, złożone z elementów o dość dużej średnicy (około 5 mm), sprawia duże problemy zasiedlającym je organizmom. Rośliny naczyniowe mają znaczne trudności z zakorzenieniem się, a drobne zwierzęta mogą łatwo ulec zgnieceniu między kamyczkami poruszającymi ruchem wody.

Zespoły roślin i zwierząt zamieszkujące zbiornik o dnie żwirowym są na ogół ubogie pod względem ilościowym i jakościowym, mimo że warunki hydrologiczne (czystość i przezroczystość wody oraz jej cechy fizyczno-chemiczne) wydają się dogodne dla wielu ich gatunków.

Roślinność naczyniowa w powyrobiskach żwirowych kształtuje się w zależności od morfometrii zbiornika, możliwości i częstości wymiany wody itp. Sukcesja roślin rozpoczyna się dość późno, gdyż jałowe pierwotnie środowisko żwirowni wypełnione zimną wodą z górskich rzek lub równie zimną wodą gruntową nie zapewnia początkowo bazy pokarmowej nawet mikroorganizmom. Najpierw pojawiają się jednokomórkowe zielonice i sinice, dno porastają przy dostatecznych warunkach świetlnych ramienice, a dopiero po pewnym czasie, gdy utworzy się choćby cienka warstwa mułu organicznego lub detrytus, pojawiają się rośliny naczyniowe. Jako pierwsze zakorzeniają się rośliny szuwarowe tworzące węższe lub szersze, zależnie od stromizny brzegów, pasma. W ich skład w większości powyrobisk wchodzi początkowo: pałka szerokolistna, żabieniec babka wodna, niektóre turzyce i sity, a dopiero później, gdy zgromadzi się dostateczna ilość nutrientów, szuwały zostają opanowane przez trzcinę i w efekcie często obserwuje się wzdłuż brzegów jednogatunkowe trzcinowiska. Prócz trzcin, częstym składnikiem szuwarów w późniejszych stadiach sukcesji jest oczeret jeziorny, tatarak, strzałka wodna, kosaćcie i jeżogłówka. W następnym etapie osiedlają się w powyrobisku rośliny wodne: liczne gatun-

ki rdestnic, moczarka kanadyjska, grązel, a wyjątkowo także grzybień biały. Cała sukcesja roślin trwa od 20 do 30 lat, a jej końcowym efektem jest flora makrofitów, niekiedy bujna, ale z reguły mało zróżnicowana jakościowo. Jako przykład służyć mogą powyrobiska pożwirowe w dolinie Skawy, w których po dwudziestu latach od zakończenia eksploatacji kruszywa powstał zespół makrofitów, w skład którego wchodzi z roślinności szuwarowej: tatarak, kosaciec i strzałka wodna (uderzający jest tu brak trzciny i pałki), a z roślinności wodnej: moczarka, parę gatunków rdestnic, żabiściek, wywłócznik, rogatek i bardzo obficie rzęsa drobna.

Wyrobyiska pożwirowe bardzo rzadko były obiektem badań malakologicznych. W pracy Powella i Southa (1978) wymieniono wprawdzie 25 gatunków mięczaków wodnych ze żwirowni w południowo-wschodniej Anglii, ale bez charakterystyki ich związków z warunkami środowiska, a jedynie z analizą sposobów rozprzestrzeniania się w takich zbiornikach.

Nasze badania (materiały niepublikowane) dotyczyły dwóch grup wyrobisk pożwirowych w dolinie Skawy, przed jej ujściem do Wisły (cztery spośród nich zasilane są przez tę rzekę, a dziesięć przez wody gruntowe) oraz dwóch żwirowni w dolinie Wisły, ale bez kontaktu z rzeką, w Rajsku koło Oświęcimia. W obu grupach zbiorników w dolinie Skawy stwierdzono obecność tych samych 10 gatunków ślimaków wodnych, przy czym w poszczególnych zbiornikach występowało od 7 do 9 gatunków. Gatunkami zamieszkującymi wszystkie bez wyjątku zbiorniki były *Lymnaea stagnalis*, *Radix peregra* i *Gyraulus albus*. W żwirowniach w dolinie Wisły występowało ogółem 13 gatunków, przy czym w obu dominowały *Lymnaea stagnalis* i *Radix peregra*. Zestawienie wykazanych gatunków przedstawiono w tabeli 6.

Tabela 6. Występowanie ślimaków w żwirowniach dolin Skawy i Wisły.

Gatunek	Dolina Skawy	Dolina Wisły
<i>Valvata piscinalis</i>	—	+
<i>Lymnaea stagnalis</i>	++	++
<i>Radix peregra</i>	++	++
<i>Radix auricularia</i>	+	+
<i>Stagnicola corvus</i>	—	+
<i>Galba truncatula</i>	—	+
<i>Planorbis planorbis</i>	++	+
<i>Anisus vortex</i>	++	+
<i>Bathyomphalus contortus</i>	—	+
<i>Gyraulus albus</i>	++	+
<i>Gyraulus rossmaessleri</i>	—	+
<i>Armiger crista</i>	+	—
<i>Segmentina nitida</i>	++	+
<i>Planorbarius corneus</i>	—	+
<i>Ferrissia clessiniana</i>	+	—
<i>Acroloxus lacustris</i>	+	—

++ w >50% zbiorników, + w <50% zbiorników

Przedstawione wyżej niepełne dane wskazują, że wyrobiska pożwirowe powinny stać się obiektem szerszych badań hydrobiologicznych, gdyż wśród zbiorników antropogenicznych oferują zamieszkującym je organizmom najlepsze warunki życia, a nawet niekiedy siedliska oligotroficzne (Krebs i Wildermuth 1973-1975). Pozwalają także obserwować proces zasiedlania dziewiczych środowisk przez zwierzęta, między innymi przez mięczaki. Dotychczasowe nieliczne i fragmentaryczne badania nie pozwalają na żadne ogólniejsze wnioski ekologiczne.

8.4.2. Piaskarnie

Pod względem genetycznym piaskarnie są w znacznym stopniu podobne do omówionych poprzednio żwirowni. Powstają one także w zagłębieniach terenu po wydobyciu surowca, którym w tym przypadku jest piasek, pozyskiwany do różnych celów. Większość piaskarni powstaje na terenach górniczych, gdyż ogromne ilości piasku są potrzebne do wypełniania chodników podziemnych po wybranych pokładach węgla. Na terenach np. Górnego Śląska największe piaskarnie powstały właśnie w wyrobiskach piasku podsadzkowego.

Piaskarnie są z reguły zbiornikami głębokimi, co wynika z grubości eksploatowanych warstw piasku, gdyż pozyskiwanie go z cienkich złóż jest nieopłacalne. Powierzchnia wyrobisk popiaskowych jest różna, ale niektóre z nich mają po kilkaset hektarów. Po zakończeniu eksploatacji i zalaniu wodą zostają wykorzystane do celów rekreacyjnych lub gospodarczych, a często stają się magazynami wody przeznaczonej do celów komunalnych.

Cechą charakterystyczną nowopowstałych piaskarni są wysokie, strome, osuwające się brzegi i nierówne dno. Głównym źródłem wypełniającej je wody, w zależności od konfiguracji terenu i przepuszczalności podłoża są spływy powierzchniowe, opady atmosferyczne i wody gruntowe, a w niektórych przypadkach także różnej wielkości ciekły, jeżeli zbiorniki powstały w dolinach rzek (Czaja 1988).

Dno piaszczyste – podobnie jak żwirowe – jest zasiedlone przez ubogą florę i faunę. Ciągłe poruszanie przez wodę ziaren piasku powoduje mechaniczne niszczenie drobnych organizmów oraz wypłukiwanie spomiędzy ziaren cząsteczek organicznych, które mogłyby służyć jako pokarm. Położone w spokojnych zatokach siedliska wykształcają także na dnie piaszczystym charakterystyczne zespoły mikroskopijnych glonów i bakterii, które albo żyją w przestworach między ziarenkami piasku, albo są do nich przytwierdzone. Wyjaśnia to stwierdzoną w przewodach pokarmowych niektórych ślimaków obecność ziaren piasku, połykanych wraz z obrastającymi je jednokomórkowymi glonami, szczególnie okrzemkami.

Jałowe, mało stabilne dno jakie tworzy piasek, a także osuwanie się piaszczystych brzegów powodują duże trudności w osiedlaniu się roślin, zwłaszcza ukorzenionych. Wielkość i bogactwo gatunkowe zespołów makrofitów wzrasta wraz z wiekiem zbiornika. Początkowo, podobnie jak to ma miejsce w żwirowniach, pojawiają się glony i rośliny pływające. W badaniach Strzelec (1993) stwierdzono, że najwcześniej w piaskarniach Wyżyny Śląskiej pojawiały się różne gatunki rzęsy i moczarka kanadyjska, a spośród szuwarów manna i pałka szerokolistna. W późniejszym okresie przybywają rdestnice i wywłócznik. Tworzące się najpóźniej pasma trzciny są w starych piaskarniach najbardziej charakterystycznym zespołem makrofitów.

Starzenie się wyrobisk popiaskowych pozwala na zaobserwowanie dwóch przeciwnych procesów: wzrostowi różnorodności gatunkowej makrofitów w jednych zbiornikach towarzyszy ubożenie ich zespołów w innych. Ten drugi proces jest efektem coraz większego zanieczyszczenia wielu powyrobisk, zwłaszcza zlokalizowanych w centralnych regionach obszarów uprzemysłowionych. Przykładem może być obserwowana przez nas piaskarnia w Sosnowcu, z której w ciągu 8 lat ubyło 8 gatunków makrofitów w wyniku gwałtownego pogarsza-

nia się warunków środowiska. W roku 1985 notowano w niej 11 gatunków makrofitów, a w roku 1993 tylko 5, w tym 4 gatunki roślin szuwarowych.

Obfitość roślin, stan czystości zbiornika – wynikający między innymi z jego lokalizacji na terenach o różnym stopniu degradacji – oraz wiek wpływają w znacznym stopniu na kształtowanie się zespołów ślimaków wodnych. Zagęszczenie ich jest największe w piaskarniach o najintensywniejszej produkcji roślin. W siedliskach o bujnej roślinności liczebność osobników i liczba gatunków mogą być niemal dwukrotnie większe niż w środowiskach o roślinności ubogiej. Liczebność osobników niektórych gatunków może różnić się nawet wielokrotnie. Tak na przykład badania przeprowadzone w piaskarni w Dzieńkowicach wykazały, że zagęszczenie ślimaków na trzech stanowiskach o coraz uboższej roślinności wynosiło (osobników/m²):

<i>Stagnicola palustris</i>	41	58	0,5
<i>Stagnicola corvus</i>	35	14	2
<i>Radix peregra</i>	105	64	27
<i>Anisus leucostomus</i>	10	4	0
<i>Gyraulus albus</i>	45	3	9
<i>Armiger crista</i>	43	1,3	1,1

natomiast różnic takich nie stwierdzono w odniesieniu do *Planorbis planorbis* i *Lymnaea stagnalis*.

W 48 piaskarniach Polski południowej i Górnego Śląska, wśród których powierzchnia dziewięciu przekraczała kilkaset hektarów, stwierdzono obecność 30 gatunków. W dużych piaskarniach w całym okresie badań stwierdzono 24 gatunki, a w małych 27 (tab. 7). W dużych zbiornikach tylko 4 gatunki występowały pospolicie (*Radix auricularia*, *Galba truncatula*, *Bathymorphus contortus* i *Armiger crista*), podczas gdy w małych do tej kategorii należało 7 gatunków: *Potamopyrgus antipodarum*, *Physella acuta*, *Radix peregra*, *Stagnicola corvus*, *Galba truncatula*, *Bathymorphus contortus* i *Gyraulus albus*. Podobieństwo faunistyczne tych środowisk jest jednak wysokie (współczynnik Sörensen wynosi 70%). Charakterystyczne jest liczne występowanie *Radix auricularia* w dużych, a *Radix peregra* w małych wyrobiskach popiaskowych. Podobny fakt zaobserwowano w odniesieniu do dużych i małych zbiorników zaporowych tego obszaru. Częste i liczne występowanie *Radix auricularia* w dużych piaskarniach obserwował także Beran (2002) na terenie Czech. Interesujące jest, że trzy gatunki obcego pochodzenia, które pojawiły się na badanym przez nas obszarze w ostatnim ćwierćwieczu (*Potamopyrgus antipodarum*, *Physella acuta* i *Ferrissia clessiniana*), zasiedliły skutecznie małe piaskarnie, a w dużych występują sporadycznie.

Na znaczenie wieku piaskarni w kształtowaniu się fauny ślimaków zwrócił uwagę Beran (2002). W młodych, paroletnich piaskarniach wykazał on obecność tylko 9 gatunków, spośród których jedynie *Radix auricularia* występowała w więcej niż połowie badanych zbiorników. W starych, co najmniej kilkudziesięcioletnich zbiornikach stwierdzono obecność 22 gatunków, wśród których stałym elementem fauny były: *Potamopyrgus antipodarum*, *Bithynia tentaculata*, *Physella acuta*, *Radix auricularia*, *Stagnicola palustris*, *Galba truncatula*, *Anisus vortex* i *Gyraulus albus*. Podobieństwo faunistyczne obu grup zbiorników wynosiło zaledwie 41%.

W 6 młodych, kilkunastoletnich piaskarniach w dolinie Odry na wysokości Kędzierzyna-Koźla stwierdziliśmy tylko 8 gatunków ślimaków, spośród których pospolicie występowały *Potamopyrgus antipodarum*, *Physella acuta* i *Radix peregra*. Pozostałe gatunki występowały zaledwie na pojedynczych stanowiskach.

Na podstawie danych, pochodzących z 25 lat obserwacji zbiornika w Dzieńkowicach, przedstawiliśmy w tabeli 8 proces kształtowania się zespołów ślimaków w tym zbiorniku. Wynika z niej, że w miarę stabilizowania się warunków środowiska, a zwłaszcza rozwoju roślinności

Tabela 7. Występowanie ślimaków w piaskarniach o różnej wielkości i wieku.

Gatunek	Piaskarnie		Polska		Czechy	
			Piaskarnie		Piaskarnie	
	duże	małe	stare	młode	stare	młode
<i>Viviparus contectus</i>	+	—	+	—	—	—
<i>Valvata cristata</i>	—	+	+	—	+	—
<i>Valvata pulchella</i>	—	+	—	—	—	—
<i>Valvata piscinalis</i>	+	+	+	—	—	—
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	+	++	+	++	++	+
<i>Bithynia tentaculata</i>	+	+	+	+	++	—
<i>Aplexa hypnorum</i>	—	+	+	—	—	—
<i>Physa fontinalis</i>	+	+	+	—	—	—
<i>Physella acuta</i>	+	++	++	++	++	+
<i>Lymnaea stagnalis</i>	+	+	++	+	+	—
<i>Radix peregra</i>	+	++	++	++	+	—
<i>Radix auricularia</i>	++	+	+	—	++	++
<i>Stagnicola corvus</i>	+	++	+	—	—	—
<i>Stagnicola palustris</i>	+	+	+	—	++	—
<i>Galba truncatula</i>	++	++	+	—	++	+
<i>Planorbis planorbis</i>	+	+	++	+	+	+
<i>Anisus spirorbis</i>	+	+	+	—	+	—
<i>Anisus leucostomus</i>	+	—	+	—	—	—
<i>Anisus vortex</i>	+	+	+	—	++	—
<i>Bathymophalus contortus</i>	++	++	+	—	+	—
<i>Gyraulus albus</i>	+	++	++	+	++	+
<i>Gyraulus laevis</i>	—	+	—	—	—	—
<i>Gyraulus acronicus</i>	+	—	+	—	+	—
<i>Gyraulus rossmaessleri</i>	+	+	+	—	—	—
<i>Armiger crista</i>	++	+	++	—	+	—
<i>Hippeutis complanatus</i>	—	+	+	—	+	—
<i>Segmentina nitida</i>	+	+	+	+	—	—
<i>Planorbarius corneus</i>	+	+	++	—	+	—
<i>Ferrissia clessiniana</i>	+	+	+	—	+	+
<i>Acroloxus lacustris</i>	+	+	+	—	+	+
<i>Gyraulus parvus</i>	—	—	—	—	+	+
<i>Menetus dilatatus</i>	—	—	—	—	+	—
Liczba gatunków	24	27	28	8	22	9

++ w >50% zbiorników, + w <50% zbiorników

Tabela 8. Zmiany fauny ślimaków w dużej piaskarni Dzieckowice.

Gatunek	1975	1988	1999
<i>Lymnaea stagnalis</i>	53,0	4,0	10,0
<i>Radix peregra</i>	1,7	58,5	33,0
<i>Radix auricularia</i>	9,0	–	–
<i>Stagnicola corvus</i>	–	11,0	8,6
<i>Stagnicola palustris</i>	–	16,7	16,5
<i>Galba truncatula</i>	15,6	6,3	0,1
<i>Planorbis planorbis</i>	11,6	–	4,2
<i>Anisus spirorbis</i>	–	1,0	1,0
<i>Anisus leucostomus</i>	–	–	2,5
<i>Bathymophalus contortus</i>	–	–	1,6
<i>Gyraulus albus</i>	3,6	2,3	9,6
<i>Gyraulus rossmaessleri</i>	0,7	–	0,07
<i>Armiger crista</i>	1,0	0,2	7,6
<i>Segmentina nitida</i>	–	–	0,3
<i>Planorbarius corneus</i>	4,0	–	5,8

w % zbioru z poszczególnych lat

ci, który obserwowano w tym okresie, pierwsi kolonizatorzy (*Lymnaea stagnalis*, *Galba truncatula* i *Planorbis planorbis*) tracą pierwotną przewagę na korzyść gatunków o szerokim spektrum tolerancji ekologicznej i gatunków naroślinnych.

Zagęszczenie ślimaków w piaskarniach na terenie Górnego Śląska badane było przez Strzelec (1993). W większości spośród 22 zbiorników występowało od 6 do 9 gatunków, a zagęszczenie wynosiło od 201 do 400 osobników/m².

8.4.2. Glinianki

Glinianki są najliczniejszym typem zbiorników poeksploatacyjnych na niemal wszystkich kontynentach. Gлина jest bowiem jednym z najstarszych materiałów budowlanych, który służył do uszczelniania budynków drewnianych, wiązania murów kamiennych, a także jest surowcem do produkcji cegieł, które od wieków były tworzywem większości budynków różnego przeznaczenia. Wybieranie gliny pozostawiło wiele dołów poeksploatacyjnych o różnej wielkości i głębokości, spośród których liczne zapełniały się wodami gruntowymi i opadowymi i przekształciły w trwałe zbiorniki wodne.

Wspólną cechą wszystkich glinianek, odróżniającą je od innych rodzajów zbiorników poeksploatacyjnych, jest brak przepływu oraz uzależnienie w znacznym stopniu od wody z opadów atmosferycznych, co powoduje, że charakterystyczne są dla większości z nich znaczne wahania poziomu wody. Jednocześnie zasilanie wodami o małej koncentracji związków azotu i fosforu powoduje, że glinianki są stosunkowo odporne na procesy eutrofizacji. Również gliny, stanowiące dno i brzeg zbiorników tego typu zawierają bardzo niewiele związków fosforu, a sama glina ma znaczne zdolności adsorbowania powierzchniowego związków chemicznych, co powoduje obniżenie ich zawartości w wodzie. Równocześnie wiązane są substancje biogenne,

co bardzo spowolnia procesy eutrofizacji, opóźniając zasiedlenie glinianek przez organizmy roślinne i zwierzęce. Korzystną cechą glinianek jest nieprzepuszczalność osadów dennych, która zapobiega ucieczce wody w głąb ziemi. Ten typ dna utrudnia jednak w dużym stopniu zakorzenienie się roślin naczyniowych. Biorąc pod uwagę brak w gliniankach strefy płytkiego litoralu, co jest efektem stromizny brzegów, stwierdzić trzeba, że glinianki nie stwarzają korzystnych warunków dla występowania roślin wodnych. Podbielkowski i Tomaszewicz (1979) sądzą, że roślinność glinianek kształtuje się spontanicznie, a jej ostateczny skład zależy od warunków lokalnych panujących w zbiorniku i jego otoczeniu.

Skład i struktura flory glinianek są w dużym stopniu zależne od wieku zbiornika. W pierwszym okresie po napełnieniu wodą pojawiają się glony – zielenice i okrzemki, a także stosunkowo szybko pojawiają się na dnie łąki ramienic. Spośród makrofitów naczyniowych najwcześniej pojawiają się różne gatunki rzęsy i moczarka kanadyjska, natomiast z trudem zakorzenienia się roślinność szuwarowa (manna, pałka wąskolistna). Ilość tych ostatnich wzrasta wraz z wypływaniem się glinianki (ryc. 9). Dopiero bujny rozwój roślinności naczyniowej sprawia, że gliniaste dno pokrywa się dertytusem i mułem organicznym, co umożliwia osiedlanie się fauny wodnej. W starych zdegradowanych gliniankach Górnego Śląska ostateczny skład flory naczyniowej przedstawia się następująco (Strzelec 1993): szuwały – *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Acorus calamus*, *Sparganium ramosum*. Rośliny wodne reprezentowane były przez pospolicie występujące: *Ceratophyllum demersum*, *Elodea canadensis*, *Potamogeton natans* i *Lemna minor* oraz rzadko występujące *Nyphaea alba*, *Myriophyllum verticillatum* i *Potamogeton crispus* (ryc. 10). Podobny skład flory, ze znacznym udziałem *Polygonum amphibium*, zanotowała Włosik-Bieńczyk (2000) w gliniankach okolic Poznania. Jak się wydaje, we wszystkich badanych kompleksach glinianek roślinność naczyniowa jest w niewielkim stopniu uzależniona od warunków fizykochemicznych, a znacznie bardziej od obfitości i stałości poziomu wody oraz wieku zbiornika.

Istnieje bardzo niewiele publikacji dotyczących występowania ślimaków słodkowodnych w gliniankach. Przedstawioną tu charakterystykę fauny oparliśmy na wynikach naszych badań kompleksu glinianek zlokalizowanych w Polsce południowej (materiały niepublikowane), glinianek terenów przemysłowych Górnego Śląska (Strzelec 1993), północnego Mazowsza (Lewin 2001) i Wielkopolski (Włosik-Bieńczyk 2000). Zestawienie wyników przedstawiono w tabeli 9. Wynika z niej, że w gliniankach stwierdzono ogółem 27 gatunków ślimaków wodnych, ale tylko 9 występowało w gliniankach wszystkich regionów. Tylko 4 gatunki można uznać za stały element fauny tego typu zbiorników. Są to *Bithynia tentaculata*, *Lymnaea stagnalis*, *Radix peregra* i *Gyraulus albus*. W poszczególnych zbiornikach stwierdzono od 2 do 12 gatunków (Polska południowa, Górny Śląsk), od 2 do 16 gatunków (Mazowsze północne) i od 2 do 12 gatunków (Wielkopolska). Ogółem stwierdzono w Polsce południowej 19 gatunków (element stały fauny stanowiły: *Lymnaea stagnalis*, *Radix peregra*, *Galba truncatula*, *Planorbis planorbis* i *Armiger crista*), na Górnym Śląsku 17 gatunków (element stały: *Lymnaea stagnalis*, *Radix peregra*, *Gyraulus albus* i *Planorbarius corneus*), na Mazowszu północnym 20 gatunków (element stały: *Bithynia tentaculata*, *Lymnaea stagnalis*, *Radix peregra*, *Anisus vortex*, *Gyraulus albus*, *Gyraulus crista* i *Planorbarius corneus*), w Wielkopolsce (materiały z roku 1999) 14 gatunków (element stały: *Potamopyrgus antipodarum*, *Bithynia tentaculata*, *Radix peregra*, *Gyraulus albus* i *Segmentina nitida*).

Fauna ślimaków w gliniankach może osiągać bardzo duże zagęszczenie. Strzelec (1993) stwierdziła od 11 do 545 osobników/m², a Lewin (2001) do 473 osobników/m². W obu przypadkach w większości zbiorników zagęszczenie nie przekraczało 50 osobników/m².

Tabela 9. Występowanie ślimaków w gliniankach różnych regionów Polski.

Gatunek	Górny Śląsk	Polska południowa	Mazowsze północne	Wielkopolska
<i>Viviparus contectus</i>	+	+	+	—
<i>Valvata pulchella</i>	—	—	—	+
<i>Valvata piscinalis</i>	—	—	+	+
<i>Valvata naticina</i>	—	—	+	—
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	—	—	—	++
<i>Bithynia tentaculata</i>	+	+	++	++
<i>Aplexa hypnorum</i>	—	+	—	—
<i>Physa fontinalis</i>	+	+	+	—
<i>Physella acuta</i>	+	+	+	—
<i>Lymnaea stagnalis</i>	++	++	++	+
<i>Radix peregra</i>	++	++	++	++
<i>Radix auricularia</i>	—	+	+	+
<i>Stagnicola corvus</i>	+	+	+	—
<i>Stagnicola palustris</i>	—	+	+	—
<i>Galba truncatula</i>	+	++	—	—
<i>Planorbis planorbis</i>	+	++	+	+
<i>Anisus spirorbis</i>	+	—	—	—
<i>Anisus leucostomus</i>	—	—	—	—
<i>Anisus vortex</i>	+	+	++	+
<i>Bathynomphalus contortus</i>	+	+	+	+
<i>Gyraulus albus</i>	++	++	++	++
<i>Armiger crista</i>	+	+	++	+
<i>Hippeutis complanatus</i>	—	+	+	—
<i>Segmentina nitida</i>	+	+	+	++
<i>Planorbarius corneus</i>	++	—	++	—
<i>Ferrissia clessiniana</i>	—	+	+	—
<i>Acroloxus lacustris</i>	+	—	—	+

++ w >50% zbiorników, + w <50% zbiorników

8.5. ZBIORNIKI ZAPADLISKOWE

Jednym z najbardziej charakterystycznych elementów krajobrazu na terenach, na których zaznacza się od lat przemożny wpływ górnictwa podziemnego są, obok hałd, bardzo liczne niewielkie zbiorniki wodne, tworzące się w miejscach, gdzie powierzchnia ziemi zapadła się nad wyeksploatowanymi chodnikami po pokładach węgla lub innych kopalin. Jeżeli obniżenie powierzchni jest dostatecznie głębokie, zapadlisko wypełnia się po pewnym czasie wodami gruntowymi i pochodzącymi ze spływów powierzchniowych (ryc. 11). Ze względu na niewielką z reguły głębokość wiele zapadlisk okresowo wysycha, co sprawia, że charakteryzuje

je uboga na ogół flora i fauna. Nie mniej jednak na terenach pozbawionych naturalnych środowisk wodnych mają one istotną wartość nie tylko krajobrazową, ale również ekologiczną; są często jedynymi ostojami organizmów wodnych, co wpływa na poziom różnorodności biologicznej i jej utrzymanie na obszarach skrajnie zdewastowanych przez gospodarkę człowieka. Większe kompleksy zbiorników zapadliskowych powstają w dużych zagłębiach górniczych. Występują one licznie w północno-wschodniej Anglii (Northumberland), w Niemczech (Zagłębie Ruhry), w Polsce (Górny Śląsk) i w Zagłębiu Donieckim na Ukrainie.

Powszechną, niekorzystną cechą zbiorników zapadliskowych jako środowiska życia organizmów jest na ogół zły stan jakości wody. Dane na ten temat, pochodzące z różnych regionów Europy, są zbliżone (por. Strzelec 1993 dla terenów górniczych Polski, Adams i Robin 1988 – dla Anglii, Noll i Saake 1976 cyt. za Puchalskim 1985 – dla Niemiec). Powodem złej jakości wody jest lokalizacja zbiorników na terenach zanieczyszczonych przez opady lub spływy przemysłowe i komunalne, znacznie intensywniejsze w otoczeniu przemysłu wydobywczego niż np. na terenach rolniczych. Dno tego typu zbiorników stanowi pierwotna pokrywa glebowa, która po zalaniu wodą oddaje do niej skumulowane poprzednio w glebie i roślinności różne związki chemiczne. Pośredni kontakt z wodami kopalnianymi oraz z gromadzonym w pobliżu zapadlisk materiałem zwałowym powoduje, że zawartość chlorków w wodzie tego typu zbiorników może osiągać 540 mg/dm^3 , a siarczanów nawet 820 mg/dm^3 (Puchalski 1985).

W zbiornikach pozbawionych odpływu, a tym samym odprowadzania nagromadzonych substancji biogenych, powstają znaczne deficyty tlenowe w wyniku zużycia tlenu między innymi na mineralizację obumarłych szczątków roślin i zwierząt. Sprzyja to procesowi odkładania się osadów dennych, a w następstwie wypływania zbiorników.

Niektóre zapadliska charakteryzuje podwyższona okresowo temperatura wody, co wynika z małej głębokości i niewielkiej objętości. Następstwem jest przyspieszenie rozkładu substancji organicznych i wzrost BZT₅. Podwyższona temperatura wody obniża intensywność jej naturalnego natlenienia oraz wzmacnia letalne oddziaływanie substancji toksycznych rozpuszczonych w wodzie i skumulowanych w osadach dennych.

Badania Strzelec (1993) nad właściwościami fizyczno-chemicznymi wody 45 zapadlisk Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego oraz późniejsze badania zapadlisk na terenach południowej Polski (ogółem 98 zapadlisk) wykazały następujące zakresy cech wody:

pH	7-8,5,
twardość ogólna	15-90°n,
zawartość Ca^{2+}	40-125 mg/dm^3 ,
zawartość Mg^{2+}	75-270 mg/dm^3 ,
zawartość Cl^-	do 522 mg/dm^3 ,
zawartość SO_4	do 210 mg/dm^3 ,
zawartość Fe	do 1,5 mg/dm^3 ,
zawartość N_{NH_4}	0,5-2,5 mg/dm^3 ,
zawartość N_{NO_3}	do 2,5 mg/dm^3 .

Puchalski (1985) przytacza dane dotyczące zapadlisk w Zagłębiu Ruhry, gdzie zawartość żelaza w wodzie przekraczała $2,8 \text{ mg/dm}^3$.

Zwrócić należy uwagę, że woda i osady dennie zapadlisk narażone są w większym stopniu niż inne środowiska antropogeniczne na zatrucie metalami ciężkimi, zwłaszcza wówczas gdy są zlokalizowane w sąsiedztwie hałd odpadów węgla lub rud cynku i ołowiu. Nie ma jednak danych ilościowych co do zawartości tych metali w wodzie zapadlisk. Z ogólnych informacji określających zachowanie się związków metali ciężkich w wodzie wnioskować można, że w alkalicznych przeważnie wodach zapadlisk zawartość ich jest z reguły niewielka, gdyż w takich

warunkach ograniczony jest proces wyflukiwania ich z osadów dennych, gdzie zostają szybko uwieszone po wnikięciu do zbiornika. Wiadomo też, że w wodzie bardzo twardej, przy niewielkiej zawartości tlenu, proces wytrącania metali z wody przebiega bardzo szybko. Twarda woda redukuje toksyczność metali także w wyniku powstawania w niej nierozpuszczalnych węglanów lub adsorpcji metali na powierzchni węglanu wapnia.

Większość zwierząt wykazuje niewielką tolerancję na obecność metali ciężkich w środowisku. Ponieważ fitoplankton i glony wchodzące w skład peryfitonu kumulują znaczne ilości metali, zwierzęta, dla których glony te stanowią podstawowy pokarm, wchłaniają wraz z nimi dość znaczne ilości metali. Spośród zwierząt słodkowodnych dużą ilość metali kumulują w organizmie ślimaki wodne, które otrzymują je wraz ze zjadaniem peryfitonem. Część wchłoniętych metali zostaje trwale związana w muszlach, a przejściowo obserwuje się gromadzenie w wątrobo-trzustce, a także – np. u zatoczka rogowego – w narządach rozrodczych (Serafiński i in. 1978). Stwierdzono, że pierwszym objawem zatrucia ołowiem jest u niego spadek płodności.

W większości zapadlisk wody są ciemno zabarwione, co wraz z obecnością w nich substancji toksycznych sprawia, że roślinność naczyniowa nie znajduje tu dogodnych warunków życia. Roślinność wodna zbiorników zapadliskowych jest mało zróżnicowana, a jej skład gatunkowy zależy od trwałości zbiornika, wieku, lokalizacji, cech fizyczno-chemicznych wody i jakości osadów dennych. Tylko w nielicznych zbiornikach występują: *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum verticillatum*, *Alisma plantago-aquatica*, *Lemna minor*, *Elodea canadensis* i *Potamogeton natans*. Typowym zjawiskiem w tych zbiornikach jest powstawanie jednogatunkowych skupisk makrofytów, przede wszystkim *Phragmites australis*. Skupiska takie tworzą się przede wszystkim z gatunków wyróżniających się ekspansywnością, niewielkimi wymaganiami ekologicznymi i zdolnością opanowania w krótkim czasie dużych obszarów (Strzelec 1993). W zapadliskach Anglii flora makrofytów obejmuje gęste zarośla szuwarów (trzciny i pałki), natomiast z roślin wodnych występuje moczarka kanadyjska i rdestnica pływająca (Adams i Robin 1988). Stały element flory makrofytów w zbiornikach zapadliskowych, bez względu na ich lokalizację, stanowią pałka, trzcina i tatarak, które zarastają większość zbiorników (ryc. 12). Inne gatunki występują z różną stałością, przy czym istnieje wyraźna korelacja między ich obecnością a podłożem, na którym zapadlisko powstało. Okazało się bowiem, że na podłożu dolomitowym stałość występowania poszczególnych gatunków makrofytów jest istotnie niższa niż na podłożu wapiennym. Wydaje się, że nadmiar jonów magnezu, wyróżniający wodę takich środowisk ogranicza różnorodność i obfitość makrofytów, a w konsekwencji i bezkręgowców, a wśród nich także ślimaków (Strzelec 1993, 1999).

Fauna ślimaków wodnych w zbiornikach zapadliskowych jest uboga. W zapadliskach w Anglii stwierdzono tylko 6 gatunków (Adams i Robin 1988), na Górnym Śląsku 18 (Strzelec 1993), ale w zbiornikach położonych w pobliżu hałd zaledwie 6 gatunków. Wieloletnie badania Strzelec (1993) nad fauną 45 zapadlisk zlokalizowanych w najbardziej uprzemysłowionej części Górnego Śląska wykazały, że wprawdzie w sumie występowało w nich 18 gatunków ślimaków (tab. 10), ale w poszczególnych zbiornikach tylko od 1 do 9, a w większości jeden lub dwa gatunki. W ponad połowie zapadlisk zagęszczenie nie przekraczało 50 osobników/m², a jedyne masowe występowanie 1022 osobników/m² wynikało z tego, że 999 osobników to *Potamopyrgus antipodarum*. Wielokrotnie obserwowano, że pojawienie się tego gatunku powodowało dotkliwą redukcję fauny ślimaków krajowych, zwłaszcza w niekorzystnych warunkach środowiskowych (Strzelec 1992). W badanych zapadliskach górnośląskich wodożytką nowozelandzką tworzyła bardzo gęste skupiska na kamieniach i odpadach antropogenicznych, a także – jako jedyny gatunek – na rozkładających się szczątkach trzciny. W skrajnych warunkach środowiskowych obserwuje się z reguły znaczną liczebność pewnych gatunków mało wymagających i odpornych na zanie-

czyszczenia, którym brak konkurencji ze strony innych gatunków umożliwia wykorzystanie nisz niedostępnych w innych warunkach.

Cechą charakterystyczną fauny ślimaków zamieszkujących zbiorniki zapadliskowe jest ogromna różnorodność ich składu w poszczególnych siedliskach. Najlepszym na to dowodem jest, że w 98 zbiornikach Polski południowej (tab. 10) stwierdzono obecność 28 gatunków, ale ich liczba nie przekroczyła 10 w żadnym zbiorniku, a tylko 5 gatunków można zaliczyć do stałych elementów fauny tych środowisk. Są to: *Lymnaea stagnalis*, *Radix peregra*, *Planorbis planorbis*, *Gyraulus albus* i *Planorbarius corneus*, a więc gatunki najpospolitsze i najmniej wymagające

Tabela 10. Stałość występowania ślimaków w zbiornikach zapadliskowych.

Gatunek	Górny Śląsk n = 45	Polska południowa n = 98
<i>Viviparus contectus</i>	+	+
<i>Valvata piscinalis</i>	—	+
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	+	+
<i>Bithynia tentaculata</i>	—	+
<i>Aplexa hypnorum</i>	+	+
<i>Physa fontinalis</i>	—	+
<i>Physella acuta</i>	+	+
<i>Lymnaea stagnalis</i>	++	++
<i>Radix peregra</i>	++	++
<i>Radix auricularia</i>	—	+
<i>Stagnicola corvus</i>	+	+
<i>Stagnicola palustris</i>	—	+
<i>Galba truncatula</i>	+	+
<i>Planorbis planorbis</i>	+	++
<i>Anisus spirorbis</i>	+	+
<i>Anisus leucostomus</i>	+	+
<i>Anisus vortex</i>	+	+
<i>Bathymomphalus contortus</i>	+	+
<i>Gyraulus albus</i>	+	++
<i>Gyraulus laevis</i>	—	+
<i>Gyraulus rossmaessleri</i>	—	+
<i>Armiger crista</i>	+	+
<i>Hippeutis complanatus</i>	—	+
<i>Segmentina nitida</i>	+	+
<i>Planorbarius corneus</i>	+	++
<i>Ancylus fluviatilis</i>	—	+
<i>Ferrissia clessiniana</i>	—	+
<i>Acroloxus lacustris</i>	+	+

++ w >50% zbiorników, + w <50% zbiorników

Ryc. 1. Zbiorniki antropogeniczne stają się często ostoją ptactwa wodnego.
(Fot. M. Strzelec)



Ryc. 2. Powierzchnię wody małych zbiorników antropogenicznych pokrywają często pływające liście grążeli.
(Fot. M. Strzelec)



Ryc. 3. Zbiornik okresowy na wiosnę.
(Fot. A. Spyra)





Ryc. 4. Ten sam zbiornik jesienią.
(Fot. A. Spyra)



Ryc. 5. Duże zbiorniki zaporowe przypominają naturalne jeziora.
(Fot. M. Strzelec)



Ryc. 6. Po opadnięciu poziomu wody odsłonięte dno zbiornika zaporowego porasta często rdest ziemnowodny.
(Fot. W. Serafiński)

Ryc. 7. Nierekultywowany staw hodowlany zarośnięty różnego rodzaju roślinnością.
(Fot. A. Spyra)



Ryc. 8. Rów melioracyjny.
(Fot. M. Krodkiewska)



Ryc. 9. Glinianka we wczesnym stadium zarastania.
(Fot. I. Lewin)





Ryc. 10. Glinianka otoczona szuwarami, a lustro wody pokryte rzęsą.
(Fot. M. Strzelec)



Ryc. 11. Martwy las na terenie zapadliska.
(Fot. A. Spyra)



Ryc. 12. Tak kończą zapadliska. Zagłębienie terenu zarasta bujna roślinność.
(Fot. W. Serafiński)

w faunie ślimaków Europy środkowej. Na terenie uprzemysłowionym Górnego Śląska (Strzelec 1988, 1993) tylko *Lymnaea stagnalis* i *Radix peregra* występowały w ponad 50% badanych zbiorników. W 11 zbiornikach zapadliskowych północno-wschodniej Anglii (Adams i Robin 1988) tylko *Radix peregra* i *Potamopyrgus antipodarum* można zaliczyć do stałych elementów ich fauny. Obok nich na pojedynczych stanowiskach występowały: *Physa fontinalis*, *Lymnaea stagnalis*, *Gyraulus albus* i *Gyraulus laevis*. Ten ostatni jest na terenie Anglii gatunkiem dość pospolitym, charakterystycznym przede wszystkim dla środowisk słonawych, podczas gdy w Polsce należy do gatunków skrajnie rzadkich, a w zbiornikach zapadliskowych jego obecność wykazano tylko na 4 stanowiskach. *Potamopyrgus antipodarum* w ciągu 150 lat obecności na Wyspach Brytyjskich opanował nieporównanie więcej stanowisk niż mógł skolonizować na terenach przemysłowych Polski południowej, gdzie pojawił się dopiero w latach 80. ubiegłego wieku. Porównanie wyników uzyskanych w zbliżonych ekologicznie warunkach musi uwzględnić więc także cechy lokalnej fauny.

Podobnie jak inne zbiorniki antropogeniczne, zapadliska stanowią interesujący obiekt badań hydrobiologicznych, wart intensywnego wykorzystania, gdyż coraz szybsze zmniejszanie się wydobywania węgla ograniczy w najbliższych dziesięcioleciach powstawanie nowych siedlisk tego rodzaju.

9. AUTEKOLOGIA ŚLIMAKÓW ZBIORNIKÓW ANTROPOGENICZNYCH

W części tej przedstawimy informacje, dotyczące 34 gatunków ślimaków słodkowodnych, których obecność stwierdzono w co najmniej jednym typie zbiorników antropogenicznych. W opisie uwzględniamy dane dotyczące środowiska ich życia w warunkach naturalnych i w zbiornikach utworzonych celowo lub przypadkowo przez człowieka, przy czym informacje powszechnie dostępne w literaturze podajemy bez wymienienia autorów, podczas gdy informacje nowe lub odbiegające od powszechnie znanych cytujemy z podaniem autora informacji.

Łatwo dostrzec, że istnieje bardzo różna ilość informacji dotyczących ekologii i biologii poszczególnych gatunków. Z reguły więcej wiadomo na temat gatunków szeroko rozpowszechnionych, łatwych do odnalezienia, ale także takich, które wzbudzały szersze zainteresowanie z powodu rzadkości występowania lub zamieszkiwania specyficznych siedlisk. Nawet pokarm niektórych gatunków stanowi do dziś niewiadomą i dane o nim w wielu publikacjach wynikają raczej z wnioskowania przez analogię niż z rzeczywistych obserwacji popartych badaniami laboratoryjnymi i terenowymi. Bardzo niewiele sprawdzonych informacji dotyczy rozrodu i cyklu życiowego ślimaków wodnych. Tylko nieliczne gatunki doczekały się specjalnych badań, a i to – głównie obserwacji w warunkach eksperymentu laboratoryjnego.

W opisie licznych gatunków woleliśmy – z braku danych – stawiać znak zapytania niż przedstawiać przypuszczenia wynikające z podobieństwa do gatunków poznanych pod tym względem. Okazuje się bowiem, że wiele takich hipotetycznych informacji, często podawanych zwłaszcza w opracowaniach popularnonaukowych i niektórych kluczach do oznaczania, nie znajduje potwierdzenia w nowszych publikacjach.

W tabeli 11 przedstawiliśmy stałość występowania poszczególnych gatunków w zbadanych typach zbiorników antropogenicznych na podstawie materiałów z 257 zbiorników zlokalizowanych w Polsce południowej.

1. ŻYWORÓDKA RZECZNA

Viviparus viviparus (Linnaeus, 1758)

Zasięg geograficzny. Występuje w całej Europie, z wyjątkiem jej części południowej, szeroko rozpowszechniona na terenach nizinnych, ku północy sięga do południowej Skandynawii.

Środowisko życia. Żywóródka związana jest głównie z wodami płynącymi, na ogół rzadka w zbiornikach bezprzepływowych, z wyjątkiem większych, w których występuje falowanie wody. Preferuje wody twarde, dno kamieniste i muliste. W bardzo miękkim podłożu często się zagrzebuje, wystawiając nad jego powierzchnię tylko otwór muszli. W lecie występuje skupiskowo (10-20 osobników w jednym miejscu), zimą żyje w rozproszeniu. Ze skupisk letnich, wraz ze spadkiem temperatury wody, na większe głębokości przenoszą się samice, co powoduje, że w kolekcjach jesiennych, zbieranych w płytkiej wodzie, przeważają z reguły samce (Stańczykowska 1960, Fretter i Graham 1978, Jakubik 2003). Nie stwierdzono preferencji tego gatunku do określonego typu roślinności wodnej, ani związków jego występowania z jej obfitością.

Występowanie w zbiornikach antropogenicznych. W Anglii występuje przede wszystkim w kanałach o mulistym dnie i dużej zawartości wapnia w wodzie (Kerney 1999) oraz w powyrobniskach poźwirowych (Powell i South 1978). W Norwegii w drobnych, sztucznych stawach spotykana jest w wodzie o pH od 6,8 do 8,6 (Økland 1990). W zbiornikach antropogenicznych Górnego Śląska dotychczas nie stwierdzono obecności żyworódki rzecznej (Strzelec 1993).

Tabela 11. Stałość występowania ślimaków wodnych w 257 zbiornikach antropogenicznych Polski południowej.

Gatunek	Zbiorniki zaporowe	Stawy hodowlane	Rowy	Żwirownie	Piaskarnie	Glinianki	Zbiorniki zapadliskowe
<i>Viviparus contectus</i>	+	++	+	–	+	+	+
<i>Valvata cristata</i>	+	–	–	–	+	–	–
<i>Valvata pulchella</i>	+	–	–	–	–	–	–
<i>Valvata piscinalis</i>	+	+	–	+	+	–	+
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	+	+	–	–	+	–	+
<i>Bithynia tentaculata</i>	+	+	+	–	+	+	+
<i>Aplexa hypnorum</i>	+	+	+	–	+	+	+
<i>Physa fontinalis</i>	+	+	–	–	+	+	+
<i>Physella acuta</i>	+	+	+	–	++	+	+
<i>Lymnaea stagnalis</i>	+	+++	+	+++	++	+	+++
<i>Radix peregra</i>	+++	+++	+	+++	+++	+	+++
<i>Radix auricularia</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Stagnicola corvus</i>	+	++	+	–	+	+	+
<i>Stagnicola palustris</i>	++	+	+	–	+	+	+
<i>Galba truncatula</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Planorbis planorbis</i>	+++	++	+	++	++	+	++
<i>Anisus spirorbis</i>	+	++	+	–	+	–	+
<i>Anisus leucostomus</i>	+	+	–	–	+	–	+
<i>Anisus vortex</i>	+	+	+	+++	+	+	+
<i>Bathyomphalus contortus</i>	++	+	+	+	+	+	++
<i>Gyraulus albus</i>	+++	+++	+	+++	++	+	++
<i>Gyraulus laevis</i>	+	+	–	–	–	–	+
<i>Gyraulus acronicus</i>	–	+	–	–	+	–	–
<i>Gyraulus rossmaessleri</i>	+	+	–	+	+	–	+
<i>Armiger crista</i>	+	++	+	++	++	+	+
<i>Hippeutis complanatus</i>	+	+	–	–	+	–	+
<i>Segmentina nitida</i>	++	++	+	+++	+	+	+
<i>Planorbarius corneus</i>	+++	+++	+	+	++	+	+++
<i>Ferrissia clessiniana</i>	+	+	+	++	+	–	+
<i>Acroloxus lacustris</i>	+	+	–	++	+	+	+

+++ – stwierdzone w >75% zbiorników określonego typu,

++ – stwierdzone w 50-75% zbiorników określonego typu,

+ – stwierdzone w <50% zbiorników określonego typu

Rozród i cykl życiowy. Gatunek rozdzielnopłciowy, samce są z reguły mniejsze od samic. Kopulację obserwuje się wiosną i latem, składane jaja są małe, beżółtkowe, każde zamknięte jest w oddzielnej kapsułce zaopatrzonej w białko. Nowo narodzone ślimaki mają muszle o 4 skrętach i wysokości nieprzekraczającej 4 mm, przy nieco większej szerokości. Młode osobniki pojawiają się w ciągu lata. Tempo wzrostu jest znaczne i w jesieni muszle osiągają już wysokość do 1 cm. W normalnych warunkach samice żyją do 3 lat, a samce do 2 lat (Heywood 1961). Dojrzałość płciową obie płcie osiągają po przezimowaniu. Jedna samica rodzi do 90 młodych.

Pokarm. Żyworódka rzeczna odżywia się głównie detrytusem. Prócz tego odfiltruje z wody cząsteczki zawiesiny organicznej. Osobniki spędzają większość czasu zagrzebane w mule, wykorzystując prawdopodobnie przede wszystkim pokarm odfiltrowany z wody (Fretter i Graham 1978). Niektórzy autorzy wskazują na obecność w pokarmie zielonych glonów i tkanek makrofytów. Analiza zawartości przewodów pokarmowych wykazała do 90% detrytusu i około 10% glonów (Reavell 1980).

2. ŻYWORÓDKA POSPOLITA

Viviparus contectus (Millet, 1813)

Zasięg geograficzny. Palearktyka, w prawie całej Europie gatunek pospolity, nie występuje w północnej Skandynawii.

Środowisko życia. Zamieszkuje przede wszystkim różnego rodzaju wody stojące, rzadko wolno płynące. Preferuje wody twarde i dobrze natlenione, o dnie mulistym i bogatej roślinności. Jedynie Hubendick (1947) nie stwierdził w jeziorach w Szwecji związków występowania tego gatunku z obfitością roślinności. Większość badań wskazuje na częstsze występowanie żyworódki pospolitej w wodach zeutrofizowanych, a rzadkie w wodach oligotroficznym. Najczęściej spotykana jest w drobnych, zarośniętych zbiornikach: starorzeczach, stawach i bagienkach. Tak np. Łożek (1964) podaje jako typowe środowisko życia żyworódki w Czechach starorzeczka, okresowe zalewiska, głębokie rowy i tereny bagienne. Natomiast Beran (2002) uważa, że w Czechach jest ona charakterystyczna dla trwałych zbiorników mezotroficznym, o dnie pokrytym mułem nieorganicznym: zarośniętych starorzeczy, jezior i stawów hodowlanych. Spotyka się ją często na detrytusie roślinnym oraz na powierzchni roślin. Żyworódka pospolita toleruje zasolenie do 3‰. Rzadko tworzy większe skupiska. Eleuthariadis i Lazaridou-Dimitridou (1995) twierdzą, że o zagęszczeniu tego gatunku w siedlisku decyduje zawartość rozpuszczonego w wodzie tlenu. Merkel (1894) wiąże jego występowanie z obfitością mułu na dnie zbiornika. W niektórych regionach i środowiskach słodkowodnych Europy oba gatunki żyworódek występują obok siebie.

Występowanie w zbiornikach antropogenicznych. W całej Europie gatunek pospolity w sztucznych zbiornikach. W środowiskach przemysłowych Górnego Śląska Strzelec (1993) stwierdziła jego występowanie we wszystkich typach zbiorników antropogenicznych, z wyjątkiem wyrobisk popiaskowych. Unikanie tego typu siedlisk obserwował także na Morawach Beran (2000). W Anglii Kerney (1999) wiąże jego występowanie z żyznymi, ogroblowanymi stawami różnego przeznaczenia. Wszyscy autorzy podkreślają niewielkie zagęszczenie tego gatunku w zamieszkiwanych środowiskach. Eleuthariadis i Lazaridou-Dimitridou (1995) obserwowali w sztucznie powstałym stawie w Grecji zagęszczenie nie przekraczające 3 osobników/m². Strzelec (1993) stwierdziła, że w zbiornikach antropogenicznych Górnego Śląska zagęszczenie wynosiło: w zbiornikach zaporowych 6 osobników/m², w stawach rybnych do 10 osobników/m², w gliniankach do 8 osobników/m², w zapadliskach górniczych od 3 do 48 osobników/m² i w rowach do 30 osobników/m². W niepublikowanych wynikach badań z Polski południowej wykazano znacznie częstsze występowanie tego gatunku w zbiornikach na

terenach nizinnych niż wyżynnych: tak np. współczynnik powszechności (Q) wynosił dla terenów nizinnych Górnego Śląska $Q = 7$, podczas gdy dla wyżynnych $Q = 1,75$. To samo zjawisko obserwował sto lat wcześniej Merkel (1894).

Rozród i cykl życiowy. Rozród ma miejsce dwukrotnie w ciągu roku: wczesną wiosną i na początku jesieni. Samica rodzi z reguły mniej młodych niż to ma miejsce w przypadku *Viviparus viviparus*, a ich liczba nie przekracza 10. Samochwalenko i Stańczykowska (1972) wykazali, że na płodność osobników tego gatunku istotny wpływ ma obecność robaków pasożytniczych. Okres wzrostu nowo urodzonych osobników to wiosna i wczesne lato tego samego albo następnego (dla urodzonych jesienią) roku. Często obserwuje się w stawach równocześnie przedstawicieli dwóch generacji. Długość życia wynosi prawdopodobnie około 5 lat.

Pokarm. Prawdopodobnie taki sam jak *Viviparus viviparus*, ale brak jest danych na ten temat.

3. ZAWÓJKA PŁASKA

Valvata cristata O. F. Müller, 1774

Zasięg geograficzny. Gatunek palearktyczny, występuje w całej Europie z wyjątkiem Islandii, a na Syberii sięga po Amur.

Środowisko życia. W literaturze spotykamy rozmaite poglądy co do preferencji środowiskowych zawójki płaskiej. Większość danych wskazuje, że najczęściej występuje w wodach stojących i wolno płynących o miękkim mulistym dnie i bujnej roślinności. Hubendick (1947) wskazuje na związki jej występowania z dnem pokrytym szczątkami roślinnymi i na preferencje do dna gliniastego. Zamieszkuje przeważnie najpłytszą strefę zbiorników, jedynie Økland (1999) podaje, że w Norwegii jest charakterystyczna dla głębokości 2-3 m. Niektórzy autorzy (Kerney 1999, Myzyk 2002) podkreślają jej częste występowanie w rowach odwadniających. Unika wód kwaśnych i występuje na ogół w siedliskach o pH powyżej 7,4. Nie jest odporna na deficyt tlenu i wysychanie. Toleruje zasolenie nie przekraczające 2‰.

Często spotyka się ją wśród roślinności wynurzzonej i na pędach makrofytów szuwarowych (m.in. na *Sparganium ramosum* i *Phragmites australis*), zwłaszcza tam, gdzie występuje intensywne falowanie wody, którego w ten sposób unika. Merkel (1894) podkreśla częste jej występowanie na Śląsku w trzcinowiskach na mulistym dnie. Beran (2002) w Czechach znajdował ją najczęściej w zbiornikach mezo- i eutroficznych, na dnie pokrytym martwymi szczątkami roślin. Wskazał też na preferowanie przez nią drobnych zbiorników – starorzeczy i stawów rybnych.

Występowanie w zbiornikach antropogenicznych. Większość autorów wskazuje na pospolitość tego gatunku w rowach odwadniających, silnie zamulonych, ale trwałych (Kerney 1999, Merkel 1894). Strzelec (1993) wykazała obecność pojedynczych okazów tego gatunku w zbiornikach zaporowych, stawach rybnych i wyrobiskach popiaskowych na dnie piaszczysto-mulistym oraz w rowach melioracyjnych. Maksymalne zagęszczenie wynosiło 25 osobników/m² w zbiornikach zaporowych i do 10 osobników/m² w stawach rybnych.

Interesujące dane przedstawiła Rembecka (1989), która w jednym ze stawów hodowlanych w okolicach Bielska-Białej zebrała w 7 zbiornikach, ze stanowisk badań o powierzchni 1m² każde, w sumie ponad 15 tysięcy osobników tej zawójki, która współwystępowała z 13 innymi gatunkami ślimaków wodnych. Beran (2000) znajdował ją na Morawach najliczniej (20-100 osobników/m²) w wyrobiskach popiaskowych, rzadziej w stawach.

Rozród i cykl życiowy. W literaturze spotykamy dość różne informacje na ten temat. Według Fretter i Graham (1978) samice składają kokony jajowe (w każdym 3-4 jaja) przyklejając je do roślin wodnych. Młode wykluwają się po 30-40 dniach, jako małe oskorupione

ślimaczki. Do zimy ich muszla osiąga 2 do 2,5 mm szerokości. W zimie ich wzrost ustaje i dopiero w lecie następnego roku osiągają szerokość muszli 3-4 mm i wówczas to przystępują do rozrodu. Większość osobników wymiera po okresie rozrodu, a tylko nieliczne przeżywają drugą zimę.

Rembecka (1988) na podstawie materiałów zebranych w stawach rybnych w Polsce południowej określiła początek rozrodu zawójki płaskiej na czerwiec, przy czym stwierdziła, że trwa on do października, ponieważ przez cały ten okres spotyka się w zbiorze osobniki o najmniejszych rozmiarach. Na wiosnę zbierała tylko w pełni wyrosnięte osobniki. Według badań Myzyka (2002) w środowiskach wodnych Wielkopolski samice osiągają dojrzałość płciową przy szerokości muszli 2-3 mm. Muszla rośnie przez całe życie, ale w okresie rozrodu obserwuje się zahamowanie wzrostu. W gęstych populacjach muszle osiągają średnio 3,15 mm średnicy, podczas gdy osobniki żyjące pojedynczo – 3,7 mm. Największe osobniki miały 4,35 mm szerokości.

Samica w ciągu roku składa średnio około 75 jaj, a 22% spośród wylęgniętych z nich osobników dożywa osiągnięcia dojrzałości płciowej. Na długość życia zdaniem Myzyka (2002) wpływają przede wszystkim warunki pokarmowe. W złych warunkach pokarmowych samice uzyskiwały dojrzałość płciową dopiero po 1-1,5 roku życia, podczas gdy dobrze odżywione uzyskiwały zdolność do rozrodu już po 2 miesiącach od chwili wyjścia z jaja. Również liczba jaj składanych przez samice zależy od warunków pokarmowych. Paradoksalnym zjawiskiem jest znacznie większa długość życia w złych warunkach pokarmowych oraz to, że rozród zachodzi nie jeden raz, ale 2-3 razy w ciągu życia głodujących zawójek.

Pokarm. Według większości źródeł osobniki tego gatunku żywią się odfiltrowaną z wody zawiesiną jednokomórkowych glonów, ale zbierają także drobne cząsteczki pokarmu z detrytus roślinnego i powierzchni osadów dennych. Myzyk (2002) w warunkach hodowlanych nie obserwował odfiltrowywania pokarmu, a jedynym obserwowanym sposobem jego zdobywania było zeskrobywanie drobnych organizmów z podłoża (liści, osadów i błonki powierzchniowej). Obserwował też wygryzanie małych jamek w opadłych liściach drzew. W odchodach wykazał martwe i żywe okrzemki, szczątki tkanek liści, pyłki drzew, zarodniki grzybów i ziarenka piasku. Obserwacje laboratoryjne wykazały, że z liści drzew butwiejących w wodzie zeskrobywany jest peryfiton.

4. ZAWÓJKA PRZYPLASZCZONA

Valvata pulchella Studer, 1820

Zasięg geograficzny. Europa środkowa i północna, na wschód sięga po zachodnią Syberię. Nieznana z basenu Morza Śródziemnego. Rozmieszczenie wymaga dalszych badań, ze względu na niepewne oznaczenia okazów tego gatunku w niektórych publikacjach.

Środowisko życia. Gatunek rzadki na całym terenie zasięgu. Preferuje wody bogate w wapń, szczególnie rowy melioracyjne na obszarach podmokłych i na terenach zalewowych rzek. W Niemczech stwierdzony także w rozlewiskach łąkowych, a nawet w torfiankach o niewielkiej objętości wody (Glöer i Meier-Brook 1998). Łożek (1964) podaje stanowiska jego występowania ze zbiorników okresowych położonych na bagnistych łąkach i w podmokłych lasach. Obecnie w wielu krajach obserwuje się wymieranie całych populacji, co jest spowodowane nadmiernym meliorowaniem podmokłych terenów i zanieczyszczeniami środowiska (Kerney 1999). Jak się wydaje, główną przyczyną jest postępująca eutrofizacja środowisk wodnych, jakkolwiek Beran (2002) wskazuje na jego związki ze środowiskami eutroficznymi zwłaszcza okresowymi, gdzie występuje wśród trzcinowisk i na dnie pokrytym szczątkami roślin. Fretter i Graham (1978) wykazali jego obecność w zbiornikach okresowych.

Występowanie w zbiornikach antropogenicznych. Niemal zupełny brak informacji na ten temat. Większość autorów jako środowisko jego występowania wymienia przede wszystkim rowy różnego rodzaju i przeznaczenia. Strzelec (1993) stwierdziła obecność pojedynczych okazów tego gatunku w dwóch wyrobiskach popiaskowych na Górnym Śląsku.

Rozród i cykl życiowy. Prawdopodobnie zbliżony do występujących u innych gatunków zawójek, ale jak dotychczas brak jest badań.

Pokarm. Brak informacji.

5. ZAWÓJKA POSPOLITA

Valvata piscinalis (O. F. Müller, 1774)

Zasięg geograficzny. Palearktyka. W całej Europie gatunek pospolity.

Środowisko życia. Gatunek pospolity w większych zbiornikach i w wolnopłynących rzekach, głównie o dnie mulistym. Spotyka się go zarówno w wodach twardych, jak i miękkich, preferuje środowiska o wodzie ruchliwej i z tego powodu nie występuje prawie nigdy w małych, bezprzepływowych zbiornikach, natomiast nie unika dużych, zamkniętych zbiorników, w których występuje falowanie. Najliczniejsze populacje obserwuje się w eutroficznych dużych rowach i rzekach o niewielkim tempie przepływu lub w takich ich partiach, gdzie roślinność hamuje szybkość przepływu. Według Gerard (2001) jest odporny na okresowe wysychanie siedlisk. W dużych zbiornikach dociera na znaczne głębokości (zwykle 3-10 m, wyjątkowo do 50 m), tj. znacznie głębiej niż większość ślimaków słodkowodnych.

Preferuje siedliska zarośnięte *Sparganium ramosum*, *Callitriche verna*, *Iris pseudocorus* i *Rorippa* sp. Na zanurzonych makrofitych osiąga zagęszczenie około 100 osobników/m², w warstwie detrytusów około 8 osobników/m², podczas gdy na makrofitych wynurzonych mniej niż 1 osobnik/m² i tak samo niewielkie na liściach pływających (Lodge 1985). Glöer i Meier Brook (1998) podają natomiast, że w dogodnych warunkach może osiągnąć zagęszczenie do 700 osobników/m². Rzadziej i mniej licznie osobniki tego gatunku występują na dnie kamienistym. Według Hubendicka (1947) unika środowisk o głębokości nie przekraczającej 1 m i o dużej zawartości żelaza w wodzie.

Badania Berana (2002) wykazały, że w Czechach częściej spotykany jest w wodach wolnopłynących niż stojących, wyłącznie trwałych. Preferuje dno muliste, rzadziej spotyka się go na dnie piaszczysto-mulistym. Przytwardza się częściej do kamieni niż do roślin wodnych i ich szczątków.

Występowanie w zbiornikach antropogenicznych. W literaturze istnieje bardzo mało informacji na temat występowania zawójki pospolitej w środowiskach wodnych stworzonych przez człowieka. Boycott (1936) znalazł ją w stawie wykorzystywanym jako zbiornik odpadów oraz w różnych zbiornikach przemysłowych na Wyspach Brytyjskich. Sądzi on, że brak tego gatunku w dołach potorfowych wynika z unikania siedlisk o wodzie kwaśnej (nie spotyka się go w wodach o pH poniżej 6,6). Strzelec (1993) stwierdzała obecność zawójki najczęściej w wyrobiskach popiaskowych, rzadziej w zbiornikach zaporowych i stawach hodowlanych. Osiąga ona zagęszczenie do 36 osobników/m² w stawach hodowlanych, podczas gdy w piaskarniach i zbiornikach zaporowych nie przekraczało ono 6 osobników/m². Ponieważ wytrzymuje zasolenie tylko do 2‰ (Fretter i Graham 1978) nie dziwi jej nieobecność w zbiornikach zapadliskowych na tym terenie, gdyż często są one zasilane podsiąkającymi zasolonymi wodami kopalnianymi.

Rozród i cykl życiowy. Okres rozrodczy zawójki pospolitej trwa w wodach europejskich od kwietnia do września, a jego początek uzależniony jest od warunków klimatycznych: im bardziej ku północy zasięgu, tym początek rozrodu późniejszy (Russell-Hunter

1961). Jaja składane są w galaretowatych kokonach i przyczepiane do roślin, rzadziej przyklejane do kamieni. W kokonie znajduje się od 5 do 40 jaj, wyjątkowo nawet do 60 (Fretter i Graham, 1978). Według Froemminga (1956) każdy ślimak składa w ciągu 4 tygodni do 10 kokonów. Rozwój w kokonie trwa od 15 do 30 dni, a młode wykluwają się jako małe ślimaczki o bardzo płaskich muszlach. Dojrzałość płciową uzyskują w wieku około 12 miesięcy, a giną zwykle po okresie rozrodczym w wieku 13-21 miesięcy.

Pokarm. Odżywia się głównie detrytusem. Zjada okrzemki, bakterie i drobne cząstki materii organicznej, zbierane z dna, roślin i błonki powierzchniowej. Według Cichoń-Lukaniny (1961) odfiltrowuje także z wody zawiesinę, której udział w pokarmie zależy jest od jej zagęszczenia w wodzie. Pokarm w okresie zimy stanowią: okrzemki, detrytus i desmidie (Fretter i Graham 1962). Reavell (1980) znajdował w jelitach niemal wyłącznie detrytus. Większość autorów jest przekonana, że w pokarmie większy udział mają cząstki zeszkrobowane niż odfiltrowywane.

6. WODOŻYTKA NOWOZELANDZKA

Potamopyrgus antipodarum (Gray, 1843)

Zasięg geograficzny. Pochodzi z Nowej Zelandii. Od drugiej połowy XIX wieku obserwuje się jej szybką ekspansję w Europie, Ameryce Północnej i Australii. W Europie dotarła do Sztetlandów na północy, do południowej Skandynawii i krajów bałtyckich. Brak jej w większości krajów śródziemnomorskich. Jak daleko sięga na wschód – nie wiadomo.

Środowisko życia. W Nowej Zelandii występuje przede wszystkim w strumieniach i drobnych zbiornikach, zarówno słodko jak i słonawowodnych. Na terenach skolonizowanych spotyka się ją głównie w wodach płynących i w przepływowych zbiornikach. W drobnych izolowanych zbiornikach jest wszędzie rzadka.

Nie wykazuje preferencji do określonego typu podłoża, jakkolwiek najpowszechniej spotyka się ją na dnie twardym, szczególnie w miejscach pokrytych warstwą glonów (Strzelec i Serafiński 1996), gdzie tworzy większe skupiska niż na roślinach lub na dnie mulistym. Nie występuje na gliniastym dnie (Strzelec 1993). Jej występowanie ograniczone jest przeważnie do wód o zasoleniu poniżej 15‰ (Sigismund i Hylleberg 1987). Winterbourn (1970b) stwierdził większą aktywność osobników w wodzie o zasoleniu poniżej 17,5‰, a Duncan i Klekowski (1967) sugerują, że rozród może następować wyłącznie w wodzie o zasoleniu poniżej 18‰. Częściej zamieszkuje wody twarde niż miękkie. Wytrzymuje umiarkowane zanieczyszczenie wody, a także wysoki stopień eutrofizacji środowiska. Unika stanowisk zacienionych. Jest mało odporna na wysychanie, co sprawia, że rzadko występuje w drobnych zbiornikach okresowych.

Charakterystyczną cechą tego gatunku jest jego wielka ekspansywność i szybkie opanowywanie skolonizowanych siedlisk, prowadzące niekiedy do wypierania rodzimych gatunków ślimaków (Strzelec 1992).

Występowanie w zbiornikach antropogenicznych. Na skolonizowanych terenach występuje w najrozmaitszych typach środowisk wodnych. W Anglii, gdzie pojawiła się najwcześniej, opanowała przede wszystkim rowy i kanały, a następnie wyrobiska pożwirowe i zapadliska górnicze (Adams i Robin 1988, Kerney 1999). W Polsce, na terenach przemysłowych Górnego Śląska zdominowała malakofaunę zbiorników zapadliskowych i wyrobisk popiaskowych, a często spotyka się ją także w zbiornikach zaporowych (Krodkiewska i in. 1998). Ze względu na znaczną odporność na zanieczyszczenia przemysłowe (Tomkins i Scott 1998, Krodkiewska i in. 1998) w trudnych warunkach środowiskowych jest często jedynym przedstawicielem ślimaków wodnych. Obserwowano również, że z takich środowisk wypiera często rodzime gatunki ślimaków (Strzelec 1992). Nie spotyka się jej prawie nigdy

w gliniankach, a bardzo rzadko w stawach hodowlanych. W gliniankach drobna zawiesina w wodzie utrudnia jej prawdopodobnie oddychanie skrzelowe, natomiast częste osuszanie stawów hodowlanych utrudnia tworzenie trwałych populacji.

Rozród i cykl życiowy. W Nowej Zelandii jest gatunkiem rozdzielnopłciowym ze znaczną przewagą samic. Na terenach skolonizowanych w Europie występują wyłącznie samice, a rozród jest partenogenetyczny. Jaja rozwijają się w komorze łęgowej a na świat przychodzą małeńkie (około 0,15 mm średnicy muszli) oskorupione ślimaki. W Nowej Zelandii liczba zarodków w komorze łęgowej samicy dochodzi do 120, przy średniej 35-40, w jednym miocie (Winterbourn 1970a). W warunkach klimatycznych Europy liczba zarodków nie przekracza 60, a ich liczba zależy od wielkości samicy (Strzelec i Serafiński 1996). W tych badaniach najmniejsze samice z zarodkami w komorze łęgowej miały 3,1 mm wysokości muszli.

Rozród w Nowej Zelandii trwa przez cały rok, w naszym klimacie występują dwa okresy rozrodcze: w kwietniu i we wrześniu. Nowonarodzone ślimaki rosną w tempie około 1mm miesięcznie i dojrzałość osiągają w wieku 4-5 miesięcy. Większość osobników ginie prawdopodobnie bezpośrednio po wydaniu potomstwa. Według Fretter i Graham (1978) długość życia wynosi średnio około 7 miesięcy.

Płodność osobników w populacjach zależy od średniej temperatury wody, w której wodożytki przebywa. Badania Strzelec (1999) wykazały, że w dwóch sąsiadujących ze sobą zbiornikach zaporowych, jednym sztucznie podgrzanym przez zrzuty ciepłej wody z elektrowni i drugim o naturalnej temperaturze wody, istniała w ciągu całego okresu rozrodczego statystycznie istotna różnica w średniej liczbie zarodków na samice: w zbiorniku podgrzanym wynosiła ona $25,6 \pm 5,1$, a w niepodgrzanym $16,0 \pm 4,0$.

Pokarm. Odżywia się przede wszystkim detrytusem, głównie w postaci zawiesziny. Jak wykazały badania Haynesa i Taylora (1984) pokarm wodożytki mogą stanowić rozkładające się tkanki makrofity. Nigdy nie zjada świeżych roślin wodnych, np. moczarki kanadyjskiej. Natomiast dla osobników zasiedlających powierzchnię łądyg i liści roślin wodnych źródło pokarmu stanowi peryfiton. Reavell (1980) w przewodzie pokarmowym wodożytki wykazał obecność detrytusu (90% zawartości), ziaren piasku (7% zawartości) i glonów, prawdopodobnie peryfitonowych (1% zawartości).

7. SADZAWCZAK DROBNY

Marstoniopsis scholtzi (A. Schmidt, 1856)

Zasięg geograficzny. Gatunek północnoeuropejski, sięga od Wysp Brytyjskich i Francji ku zachodowi po północne Niemcy, Polskę i południową Skandynawię.

Środowisko życia. Najczęściej spotykany w płytkich jeziorach i wolno płynących rzekach, w których preferuje stanowiska o bujnej roślinności i mulistym dnie. Większość stanowisk, na których stwierdzono jego obecność charakteryzuje się wodą o dużej zawartości materii organicznej (Fretter i Graham 1978). Najczęściej spotyka się go na pędach roślin szuwarowych (np. *Glyceria maxima*) i kłaczach (np. *Acorus calamus* i *Nymphaea alba*). Często występuje w dużym zagęszczeniu w skupiskach nitkowatych glonów. Dociera na maksymalną głębokość 2-3 m. We wszystkich typach środowisk wodnych występuje z reguły nielicznie.

Występowanie w zbiornikach antropogenicznych. Mimo wyraźnej odporności na umiarkowane zanieczyszczenie wody w zbiornikach antropogenicznych na ogół nie osiedla się. W Anglii występuje w kanałach. Na terenach przemysłowych Górnego Śląska stwierdzono jego obecność w wybetonowanym odcinku niewielkiej rzeki (Strzelec i Jeż 1998).

Rozród i cykl życiowy. Gatunek rozdzielnopłciowy. Kokony jajowe są umieszczone pojedynczo na powierzchni zamieszkanych roślin. Okres rozrodu następuje przeważnie w maju i czerwcu, ale Dussart (1976) sądzi, że w klimacie Anglii składanie jaj może odbywać się przez cały rok. Każdy kokon zawiera tylko jeden zarodek, który w ciągu 6 tygodni rozwija się w pełni wykształconego malutkiego osobnika. Jak dotychczas, brak jest obserwacji dotyczących cyklu życiowego i długości życia. Fretter i Graham (1978) przypuszczają, że jest to gatunek jednoroczny.

Pokarm. Żywi się głównie okrzemkami peryfitonowymi, z bardzo niewielkim dodatkiem rozkładających się tkanek makrofitów i detrytus.

8. ZAGRZEBKA POSPOLITA

Bithynia tentaculata (Linnaeus, 1758)

Zasięg geograficzny. Zamieszkuje zachodnią część Palearktyki, sięgając ku wschodowi do zachodniej Syberii i Kaszmiru, z wyjątkiem regionów arktycznych. W latach 70. XIX wieku zawleczony do Ameryki Północnej, obecnie pospolity w Kanadzie.

Środowisko życia. Gatunek wapieniolubny, pospolity w różnych typach zbiorników wodnych z wyjątkiem najmniejszych oczek i sadzawek. Najczęściej spotykany w dużych, wolno płynących rzekach. Preferuje stanowiska o twardej, dobrze natlenionej wodzie, mulistym dnie i gęstej roślinności wodnej. Na Wyspach Brytyjskich (Kerney 1999) występuje najczęściej na stanowiskach z mchem wodnym o pH od 6,4 do 8,5. W dogodnych warunkach środowiskowych osiąga duże zagęszczenie na makrofitach wynurzonych – do 200 osobników/m² (Lodge i Kelly 1985), podczas gdy na roślinności zanurzonej i detrytusie do 20 osobników/m² (Brönmark 1989). Schäfer (1953) w rzece o niewielkiej prędkości przepływu stwierdził zagęszczenie sięgające 1100 osobników/m².

Spośród roślin naczyniowych najczęściej występuje na *Elodea canadensis* i *Typha latifolia*, a na terenach zdegradowanych, przy braku roślinności wodnej, często przebywa pod kamieniami, wśród odpadów antropogenicznych a nawet bezpośrednio na miękkim podłożu. W zimie, gdy roślinność zginie, ślimaki chronią się w strefie korzeni lub w mule i mogą przeżyć do 5 miesięcy zagrzebane w osadach dennych (Lilly 1953).

Występowanie w zbiornikach antropogenicznych. W literaturze jest bardzo niewiele danych na ten temat. Dokładniejsze badania nad występowaniem tego gatunku na obszarach przemysłowych Górnego Śląska przeprowadziła jedynie Strzelec (1993). Na tym terenie występuje najczęściej w gliniankach (zagęszczenie do 32 osobników/m²), w stawach rybnych (do 150 osobników/m²) i rowach melioracyjnych (do 16 osobników/m²), natomiast najwięcej stanowisk odnotowano w stawach rybnych i piaskarniach (w tych ostatnich tylko pojedyncze okazy), podczas gdy Beran (2000) na Morawach znajdował w tych środowiskach do 20 osobników/m². W Anglii jest częsty w wyrobiskach poźwirowych (Powell i South 1978), a w wielu krajach jest stałym mieszkańcem stawów ozdobnych i rekreacyjnych (Proschwitz 1997).

Rozród i cykl życiowy. Kopulacja odbywa się wiosną i wczesnym latem, po czym kokony składane są na spodniej stronie liści (Lilly 1953). Jedna samica składa w ciągu sezonu do 150 kokonów, zawierających po jednym zarodku (Heywood 1961). W zależności od temperatury otoczenia rozwój w kokonie trwa od 14 do 18 dni. Młode początkowo przebywają na dnie, a po paru dniach wypelzają na łodygi roślin. Według Frömminga (1956) pełny wzrost osiągają po 12 miesiącach, przy czym według niektórych autorów (np. Lilly 1953) trwa on także w zimie. Samce osiągają dojrzałość płciową przy wysokości muszli 6-7 mm, a samice przy 8-9 mm. W Europie rozmnażają się po raz pierwszy po roku życia, po raz drugi po dwóch latach,

a niekiedy i po raz trzeci po trzech latach życia. Natomiast w Kanadzie wszystkie osobniki o wysokości muszli powyżej 6 mm wymierają zaraz po złożeniu kokonów jajowych, tak że przezimowują tylko młode osobniki.

W wodach twardych Anglii maksymalna produkcja jaj następuje w sierpniu, jakkolwiek niewielka ich liczba pojawia się i w innych miesiącach (Dussart 1979). Młode rosną powoli, także w zimie, i w sierpniu następnego roku osiągają do 5 mm wysokości. Po złożeniu jaj rosną dalej i w następnym roku życia osiągają 10 mm wysokości. W efekcie, w maju trzeciego roku obserwuje się równocześnie trzy pokolenia w jednym zbiorniku.

Pokarm. Mimo stosunkowo licznych badań, poglądy co do sposobu pobierania pokarmu są rozbieżne. Lilly (1953) nie obserwowała filtracyjnego pobierania pokarmu, podczas gdy Cichon-Lukanina (1961) uważa ten gatunek za filtratora. Tashiro (1982) stwierdził, że zagrzebka ta zeskrobuje pokarm tylko w okresie wiosennego rozkwitu osiadłych glonów i niekiedy w jesieni, gdy ilość zawiesiny w wodzie jest niewielka. W innych okresach roku obserwował on zagrzebki siedzące nieruchomo zarówno pod kamieniami, jak i na zanurzonych przedmiotach i odżywiające się cząstkami materii organicznej odfiltrowywanej z wody. Zarówno pokarm odfiltrowywany z wody, jak i peryfiton były równie dobrze przyswajane. Lilly (1953) stwierdziła w pokarmie obecność zielenic i okrzemek, a Reavell (1980) sądzi, że gatunek ten preferuje zielenice jednokomórkowe ponad inne glony, a niekiedy zjada także detrytus. W zawartości jelita stwierdził natomiast 95% detrytusu i 5% glonów. Założyć więc trzeba, że głównym składnikiem pokarmu są zawieszone w wodzie cząstki detrytusu.

9. ZAGRZEBKA SKLEPIONA

Bithynia leachi (Sheppard, 1823)

Zasięg geograficzny. Gatunek palearktyczny występuje na rozproszonych stanowiskach, głównie na nizinach północno-europejskich. Sięga do 61° szerokości północnej w Skandynawii. Nieliczny w Afryce północnej, gdzie – być może – został zawleczony.

Środowisko życia. Gatunek drobnozbiornikowy, wapieniolubny preferuje środowiska o bujnej roślinności: rowy, zalewy przyrzeczne, także okresowe większe kałuże. Rzadko występuje w dużych stawach, a w jeziorach tylko na przybrzeżnych płycznach. W rzekach spotykany wśród roślinności przybrzeżnej. Z reguły występuje nielicznie. Według Berana (2002) w Czechach jest gatunkiem charakterystycznym dla trwałych wód stojących i wolno płynących rzek o dnie pokrytym nieorganicznym mułem. Sporadycznie spotyka się go w zbiornikach okresowych.

Występowanie w zbiornikach antropogenicznych. Wykazany jak dotychczas jedynie w rowach melioracyjnych w Anglii (Kerney 1999), kanałach w Czechach (Beran 2002) i z przekształconego w wybetonowany kanał odcinka Trzebyczki na Górnym Śląsku (Strzelec i Jeż 1998).

Rozród i cykl życiowy. Kokony są podobne i składane w taki sam sposób jak to ma miejsce u *Bithynia tentaculata*. Rozród następuje wczesnym latem, młode wykluwają się z kokonów po 19-24 dniach, przy czym długość okresu zarodkowego zależy od temperatury wody. Heywood (1961) obserwował wzrost do 3-4 mm wysokości w ciągu pierwszego okresu ciepłego, następnie zahamowanie wzrostu w okresie zimy i osiąganie ostatecznych rozmiarów po około roku życia. Wówczas osobniki przystępują do rozrodu i następnie wymierają. De Wit (1965) twierdzi, że osobniki tego gatunku żyją nie dłużej niż 14 miesięcy.

Pokarm. Prawdopodobnie taki sam, jak u gatunku poprzedniego, ale brak jest danych z bezpośrednich obserwacji.

10. ZAWIJKA POSPOLITA

Aplexa hypnorum (Linnaeus, 1758)

Zasięg geograficzny. Europa do 65° szerokości północnej w Skandynawii. Zawleczona (prawdopodobnie) do Azji północnej i północnych regionów Ameryki Północnej.

Środowisko życia. Gatunek związany głównie z drobnymi zbiornikami, typowy dla błotnistych sadzawek i rowów (także śródleśnych) oraz niedużych, płytkich stawów. Brown (1982) wskazuje, że występuje on szczególnie często w bujnie zarośniętych zbiornikach okresowych, co potwierdza obserwacje Hubendicka (1947) o tym, że jest on bardzo odporny na wysychanie. W podobnych, wysychających środowiskach na Morawach pojedyncze okazy tego gatunku znajdował Beran (2000). Rzadko spotyka się go w środowiskach uważanych powszechnie za najkorzystniejsze dla ślimaków wodnych. W większych zbiornikach zawijka związana jest z przybrzeżnymi pasami makrofitów. Nie stwierdzono jej obecności w wodzie o pH poniżej 6,6 (Økland 1990). Wydaje się preferować dno z udziałem piasku.

Ze względu na znaczną wrażliwość na zanieczyszczenia środowiska obserwuje się ostatnio w niektórych krajach zmniejszenie zasięgu występowania i liczebności tego gatunku (Kerney 1999).

Występowanie w zbiornikach antropogenicznych. Merkel (1894) stwierdził obecność tego gatunku w bujnie zarośniętych rowach i torfiankach. Strzelec (1993) wykazała, że zawijka pospolita występuje, zawsze nielicznie, we wszystkich typach zbiorników antropogenicznych na Górnym Śląsku, z wyjątkiem glinianek, na wypłyconych stanowiskach o bujnej roślinności. Duże zagęszczenie obserwowano jedynie w strefie przybrzeżnej zbiorników zaporowych (ponad 100 osobników/m²), podczas gdy na większości stanowisk wynosiło ono kilka do kilkunastu osobników/m². Wyraźnie częściej spotykana jest na dnie piaszczysto-mulistym niż na innych rodzajach podłoża.

Rozród i cykl życiowy. W literaturze jest bardzo niewiele danych na ten temat. Kokony zawierające około 20 zarodków spotyka się wiosną. Przeważnie są one przyczepione do roślin, ale niekiedy składane swobodnie na dnie zbiornika. Wiosną obserwuje się duże skupiska młodych osobników, prawdopodobnie w miejscach, które w ubiegłym roku były szczególnie dogodne do składania kokonów.

Rozwój zarodkowy trwa od 15 do 18 dni. Den Hartog i de Wolf (1962) oraz Vlassblom (1971) sądzą, że u zawijki pospolitej występuje jedno pokolenie w ciągu roku, a cykl życiowy uzależniony jest od cyklu wysychania zamieszkiwanych siedlisk. Pokolenie rodzicielskie po złożeniu kokonów wymiera, natomiast potomstwo wylęga się – w zależności od stopnia nawodnienia środowiska – albo przed jego wyschnięciem i wówczas okres suszy przeżywa zagrzebane w wilgotnym dnie, lub dopiero po ponownym napęczeniu zbiornika. W tym drugim przypadku suszę w osadzie dennym przeżywają kokony. Późnym latem lub wczesną jesienią wykluwają się młode osobniki. Bez względu na pierwszy czy drugi sposób przetrwania suszy młode osobniki dojrzewają i przystępują do rozrodu dopiero po przezimowaniu. W związku z tym długość życia wynosi w zależności od tego w jakim stadium ślimaki przeżyły suszę od 8 do 14 miesięcy.

Pokarm. Według Browna (1982) zawijka pospolita jest wyspecjalizowanym detrytusozercą.

11. ROZDĘTKA POSPOLITA

Physa fontinalis (Linnaeus, 1758)

Zasięg geograficzny. Gatunek szeroko rozpowszechniony na obszarach nizinnych Europy, ku północy sięga do 63° szerokości północnej w Skandynawii.

Środowisko życia. Zamieszkuje przede wszystkim duże, czyste wody płynące,

zarówno twarde jak i miękkie, ale spotyka się ją także w jeziorach, kanałach i rowach odwadniających, wyjątkowo tylko w drobnych zbiornikach bezprzepływowych (Kerney 1999). Nie wykazuje preferencji do określonego typu dna, unika jednak luźnego podłoża mulistego (Hubendick 1947). Macan (1950) wskazuje na wyraźne związki rozdętki pospolitej z makrofytami zanurzonymi, na których licznie się osiedla, ale spotyka się ją także na kamieniach i szczątkach roślinnych, pokrywających dno. Występuje w wodach o pH od 5,4 do 9,6 (Økland 1990). Wszędzie unika środowisk zanieczyszczonych i okresowo wysychających.

Caquet (1990) stwierdził, że w rowie rozdętka pospolita występowała licznie tylko w tej jego części, która nigdy nie wysychała i była obficie zarośnięta przez *Ceratophyllum demersum*. W Czechach Beran (2002) stwierdził jej występowanie zarówno w wodach płynących, jak i stojących, najczęściej na martwych szczątkach roślin pokrywających dno, na makrofytach wynurzonych, a sporadycznie na makrofytach zanurzonych i o liściach pływających.

Występowanie w środowiskach antropogenicznych. Ze względu na dużą wrażliwość na zanieczyszczenia i wysychanie nie spotyka się ją w drobnych zbiornikach poeksploatacyjnych (zapadliskach) na całym Górnym Śląsku i w rowach melioracyjnych (Strzelec 1993). Najczęściej występuje w stawach rybnych. Zagęszczenie w zbiornikach antropogenicznych według tej autorki waha się od kilkunastu do kilkudziesięciu osobników/m².

Rozród i cykl życiowy. *Physa fontinalis* była najczęstszym obiektem badań nad biologią rozrodu wśród wszystkich ślimaków słodkowodnych. Większość danych z literatury wskazuje, że w warunkach klimatycznych Europy środkowej rozród trwa od kwietnia do sierpnia. Kokony, zawierające do 20 zarodków (Bondesen 1950) są przyczepiane do roślin wodnych. Najwięcej osobników rozmnaża się w kwietniu i maju. Są to osobniki, które przezimowały. Z reguły giną one po złożeniu kokonów. Niektóre osobniki urodzone wiosną przystępują do rozrodu późnym latem, a w przypadku niekorzystnych warunków klimatycznych dopiero po przezimowaniu. Średnia liczba jaj, złożonych przez jednego osobnika wynosi od 56 do 131 (Lam i Calow 1989).

Duncan (1956) podkreśliła dużą plastyczność behawioru rozrodczego tego gatunku. Przykładem może być różna liczba okresów rozrodczych (jeden lub dwa) w ciągu roku, w zależności od warunków klimatycznych i rozmaitości zamieszkiwanych siedlisk. Temperatura jest najważniejszym czynnikiem determinującym przebieg cyklu życiowego. Wzrost osobników zostaje zahamowany, gdy temperatura wody spada poniżej +7°C. Na północy Wielkiej Brytanii rozród rozpoczyna się znacznie później niż na południu, co wynika ze znacznych różnic temperatury zwłaszcza w kwietniu i maju. W ciągu lata, przy odpowiedniej temperaturze, młode ślimaki rosną, rozwijają się bardzo szybko, a w korzystnych warunkach mogą osiągnąć dojrzałość płciową i złożyć kokony już w sierpniu. Po przezimowaniu, gdy na wiosnę temperatura wzrośnie powyżej +7°C muszle zaczynają ponownie rosnąć, a żeński układ rozrodczy uzyskuje szybko dojrzałość. W środkowej Anglii główny okres rozrodczy następuje późną wiosną, ale niektóre wówczas wyklute osobniki osiągają dojrzałość płciową już w lipcu lub w sierpniu, a drugi, dodatkowy okres rozrodczy następuje późnym latem. Ślimaki po przezimowaniu osiągają maksymalne rozmiary w kwietniu. Najmniejszą ilość kokonów przyczepionych do roślin obserwuje się w maju. Pod koniec pierwszego okresu rozrodczego większość dorosłych ślimaków wymiera i w połowie czerwca spotyka się niemal wyłącznie osobniki o niewielkich wymiarach muszli. Aktywność rozrodcza, podobnie jak i wzrost, ustaje we wrześniu. Podobne wyniki uzyskał de Wit (1955) obserwując populację zamieszkującą rów w Holandii. Występowały tu również dwa pokolenia w ciągu roku, jednakże większość ślimaków pokolenia wiosennego uzyskiwała dojrzałość i rozmnażała się późnym latem tego samego roku i następnie wymierała przed zimą.

Pokarm. Żywi się głównie detrytusem, ale zjada także okrzemki i rozkładające się tkanki makrofytów. Jedynie Jones i in. (1999) stwierdzili, że głównym składnikiem pokarmu jest peryfiton.

12. ROZDĘTKA ZAOSTRZONA

Physella acuta (Draparnaud, 1805).

Zasięg geograficzny. Pochodzi prawdopodobnie z Europy południowej, chociaż ostatnio Dillon i in. (2002) sugerują, że mogła zostać zawleczona z Ameryki Północnej. W XX wieku opanowała prawie całą Europę za wyjątkiem Skandynawii.

Środowisko życia. Zamieszkuje rozmaite naturalne i sztuczne środowiska wodne. Gatunek, prawdopodobnie pierwotnie ciepłolubny, zaadaptował się do temperatur naturalnych Europy i obecnie spotyka się go także w zbiornikach okresowo zamarzających. Preferuje środowiska o bogatej roślinności. Częściej spotyka się go na makrofitych niż na innych rodzajach podłoża, a szczególnie często na pędach roślin szuwarowych. W zbiornikach o wodzie podgrzanej jest często dominantem. Na całym obszarze występowania zamieszkuje najczęściej drobne zbiorniki, nawet okresowe, jednak nigdzie nie osiąga znacznego zagęszczenia. Beran (2002) wskazuje, że w Czechach nie unika środowisk zanieczyszczonych, natomiast rzadko występuje na mulistym dnie.

Występowanie w środowiskach antropogenicznych. Dzięki znacznej odporności na zanieczyszczenia wody rozdętka zastrzona skolonizowała większość typów zbiorników antropogenicznych oraz uregulowane odcinki rzek na terenach przemysłowych. Na ogół tworzy niewielkie liczebnie populacje, a większe zagęszczenia – np. na Górnym Śląsku – stwierdzono tylko w zbiornikach zaporowych o podwyższonej temperaturze wody (Strzelec 2000) i niektórych jeziorach naturalnych w Wielkopolsce o wodzie podgrzanej przez elektrownię (Strzelec 2002). W drobnych zbiornikach antropogenicznych zagęszczenie nie przekracza na ogół kilku osobników na m². Wpływ temperatury na występowanie tego gatunku potwierdziły badania Strzelec (1999b), która w czterech strefach termicznych zbiornika zaporowego elektrowni Rybnik stwierdziła jego największe zagęszczenie w strefie najsilniej podgrzanej i stopniowy jego spadek wraz z obniżeniem się temperatury w miarę oddalania się od miejsca rzutu wody oraz całkowity brak tego gatunku w sąsiednim, oddzielnym groblą, zbiorniku Gzel o naturalnej temperaturze wody (Strzelec 2000).

Rozród i cykl życiowy. Niewiele danych dotyczy biologii rozrodu rozdętki zastrzonej w warunkach naturalnych. Większość danych odnosi się do warunków uzyskanych w hodowlach akwariowych. Na terenie pierwotnego(?) zasięgu tego gatunku we Francji południowej Duncan (1959) stwierdziła jednoroczny cykl życiowy, z jednym okresem rozrodu. Bondesen (1950) podaje, że kokony tego gatunku zawierają od 20 do 40 jaj i są przyczepiane do roślin i przedmiotów zanurzonych.

Perrin (1986) na podstawie wyników eksperymentu hodowlanego stwierdził, że cykl życiowy jest krótki, co wiąże się ze znaczną wielkością jaj w stosunku do wielkości ślimaka, bardzo szybkim tempem wzrostu i wczesnym osiaganiem dojrzałości płciowej. Ten rodzaj strategii jest korzystnym przystosowaniem do zasiedlania eutroficznych zbiorników okresowych.

Obserwacje Serafińskiego i in. (1989) nad występowaniem tego gatunku w zbiornikach zapadliskowych Górnego Śląska wykazały, że młode osobniki pojawiają się dwukrotnie w ciągu roku: w czerwcu i we wrześniu, co wskazuje na występowanie dwóch okresów rozrodczych: wiosennego (w kwietniu – maju) i późnoletniego (w lipcu – sierpniu). W badanych zbiornikach występowały dwie grupy osobników. Pierwsza składała się z osobników urodzonych późnym latem, które przetrwały zimę, rozmnożyły się na wiosnę i wymierały na początku lata. Druga

grupa obejmowała osobniki urodzone na wiosnę, rozmnażające się późnym latem i wymierające przed zimą. Długość życia osobników pierwszej grupy wynosi 12 miesięcy lub nieco więcej, podczas gdy drugiej grupy tylko od 7 do 8 miesięcy. Największe osobniki spotykano w czerwcu.

Pokarm. Składa się w ponad 70% z detrytus, sporej domieszki zielenic i niewielkiej okrzemek (Reavell 1980).

13. BŁOTNIARKA STAWOWA

Lymnaea stagnalis (Linnaeus, 1758)

Zasięg geograficzny. Gatunek holarktyczny. W Europie występuje na niemal wszystkich obszarach nizinnych.

Środowisko życia. Preferuje duże, trwałe środowiska wody czystej i twardej. Spotykana często w wolno płynących rzekach nizinnych, jeziorach, kanałach i zbiornikach różnego pochodzenia, z wyjątkiem torfianek i innych siedlisk o wodzie kwaśnej. Szczególnie częsta w środowiskach o bujnej roślinności. W drobnych zbiornikach osiąga większe zagęszczenie niż w rzekach i jeziorach. W wielu środowiskach związana jest z pasmami wynurzonych makrofity, na których pędy wypływają często młode osobniki, opuszczając czasowo wodę.

Środowiska występowania tego gatunku charakteryzują się z reguły wodą zawierającą co najmniej 20 mg Ca/dm³, przy czym jak twierdzi Boycott (1936), przy mniejszej zawartości wapnia błotniarka nie przystępuje do rozrodu. Autor ten obserwował, że w małych stawach o miękkiej wodzie introdukowane populacje błotniarki stawowej wymierały w ciągu 2-3 lat. Nie można jednak wykluczyć, że wynikało to z wrażliwości na wysychanie, gdyż obserwowane zbiorniki były okresowo pozbawione wody.

Hubendick (1947) wiąże jej występowanie przede wszystkim z podłożem mulistym i roślinnością zanurzoną oraz z siedliskami, gdzie nie ma falowania wody. Lodge (1985) stwierdził, że zagęszczenie tej błotniarki wynosiło 30 osobników/m² na roślinności zanurzonej, około 10 osobników/m² na makrofity wynurzonych i mniej niż 5 osobników/m² na liściach pływających i detrytusie. Nieco odmienne wyniki obserwacji przedstawił Beran (2002), który wiąże występowanie błotniarki stawowej w Czechach ze szczątkami roślin i wynurzonymi makrofity, natomiast rzadziej z roślinnością zanurzoną.

Występowanie w środowiskach antropogenicznych. Na terenach przemysłowych Górnego Śląska stwierdzono obecność błotniarki stawowej we wszystkich typach zbiorników antropogenicznych. Rzadko i nielicznie występuje w gliniankach i zapadliskach. Największe zagęszczenie (do 329 osobników/m²) stwierdzono w stawach hodowlanych, podczas gdy w wyrobiskach popiaskowych i gliniankach nie przekraczała 150, a w zapadliskach 100 osobników/m² (Strzelec 1993). Beran (2000) na Morawach stwierdził największe zagęszczenie jej populacji w małych sadzawkach (powyżej 100 osobników/m²), podczas gdy w innych zbiornikach antropogenicznych jej zagęszczenie nie przekraczało 20 osobników/m². W Czechach spotkał ją szczególnie często w stawach rybnych, wyrobiskach popiaskowych, rzadziej w rowach (Beran 2002). W zapadliskach w Anglii nie stwierdzono obecności tej błotniarki (Adams i Robin 1988).

Rozród i cykl życiowy. W warunkach klimatycznych Europy środkowej rozród trwa od kwietnia do sierpnia. Duże (do 50 mm długości) kokony zawierające około 150 jaj przytwierdzone są przeważnie do liści pływających i roślin zanurzonych, często także do zanurzonych w wodzie odpadów antropogenicznych (Bondesen 1950). Rozwój zarodkowy, w zależności od temperatury otoczenia, trwa od 10 do 30 dni. Wylęgnięte ślimaki osiągają dojrzałość płciową w wieku 2,5-6,5 miesięcy (według obserwacji z terenu środkowej Europy), natomiast szczegółowe badania przeprowadzone w stawie w USA przez Browna (1979) wykazały osią-

ganie dojrzałości płciowej dopiero po 11 miesiącach życia. Obserwował on rozród wyłącznie późnym latem (w sierpniu i wrześniu). Dorosłe osobniki po rozrodzie jeszcze nieco rosną, ale większość wymiera już w październiku. Tylko nieliczne okazy z tego pokolenia zimują, ale z reguły nie dożywają do drugiego okresu rozrodczego. Wiosną obserwuje się nieliczne kokony, składane prawdopodobnie przez osobniki, które przetrwały zimę. Nigdy nie obserwowano w tym okresie młodych osobników.

Bardzo rozbieżne poglądy dotyczą długości życia błotniarki stawowej. Ze względu na to, że większość danych dotyczy obserwacji z hodowli, trudno jest przenieść uzyskane wyniki na populacje żyjące w środowisku naturalnym. Tak np. Janse i in. (1988) określili maksymalny wiek osiągany w hodowli na 673 dni, natomiast średni na 372 dni. Wyraźnie odbiega to od przytoczonych wyżej danych, dotyczących populacji żyjących w otwartym stawie. Jedynym autorem, który udokumentował dwuletni okres życia błotniarki stawowej jest Mc Killop (1985), który uważa, że wśród słodkowodnych Pulmonata jest to jedyny tak długowieczny gatunek.

Pokarm. Według Bovbjerga (1968) naturalnym pokarmem błotniarki stawowej są rozmaite nitkowate glony i szczątki makrofytów. W jej odchodach stwierdził pozostałości detrytus, osadów dennych, włókna zielenic, komórki sinic i szczątki tkanek zwierzęcych. Na możliwy udział w pokarmie tkanek zwierzęcych wskazuje także Hubendick (1947) oraz Kołodziejczyk i Martynuska (1980). Udział w pokarmie bakterii stwierdzili Heywood i Edwards (1962) a także Calow (1974, 1975). Reavell (1980) stwierdził w pokarmie błotniarki stawowej zamieszkującej w Anglii kanał o twardej wodzie 85% detrytus i 15% okrzemek.

14. BŁOTNIARKA JAJOWATA

Radix peregra (O. F. Müller, 1774)

Zasięg geograficzny. Palearktyka. W całej Europie rozpowszechniona i pospolita.

Środowisko życia. Gatunek ubikwistyczny, zamieszkujący najrozmaitsze środowiska lotyczne i lenityczne, naturalne i antropogeniczne, o wodzie twardej i miękkiej, od wielkich rzek i jezior po najdrobniejsze zbiorniki (także okresowe) i rowy. W wielu środowiskach o bardzo niekorzystnych warunkach ekologicznych błotniarka jajowata jest jedynym gatunkiem ślimaka. Nie wykazuje preferencji do określonego typu podłoża i można ją spotkać zarówno na gołym dnie mulistym lub kamienistym, jak i pokrytym bujną roślinnością, od której składu gatunkowego ani obfitości nie jest uzależniona. Jest odporna na wysychanie (Gerard 2001) i wysoką temperaturę wody. Znajdowano ją w źródłach o temperaturze powyżej 40°C (Hubendick 1947), ale także w zimnych, górskich strumieniach. Unika wód o pH poniżej 6,6 (Økland 1990), natomiast zagęszczenie i stałość jej występowania wrasta ze wzrostem twardości ogólnej wody. Jednakże według Boycotta (1936) nie jest uzależniona od zawartości wapnia w wodzie i żyje nawet w zbiornikach, gdzie jest go mniej niż 1 mg/dm³. Według Dussarta (1979) czynnikami pozytywnie wpływającymi na występowanie tego gatunku są jednak zawartość wapnia, chlorków i potasu, podczas gdy magnez oddziałuje negatywnie.

Zagęszczenie błotniarki jajowatej jest z reguły większe w drobnych zbiornikach niż w jeziorach i wodach płynących. Thomas i Daldorph (1994) stwierdzili znaczący wzrost jej zagęszczenia w efekcie zwiększenia się zawartości nutrientów w wodzie oraz jej większą preferencję do siedlisk z rzęsą niż z fitoplanktonem. Lodge (1985) obserwował jej największe zagęszczenie na makrofytach (do 300 osobników/m²), w pokładach detrytus wynosi ono około 30 osobników/m², a na makrofytach wynurzonych i liściach pływających do 10 osobników/m². Wielu autorów wskazuje, że szczególnie licznie występuje na *Elodea canadensis*.

Ze względu na dużą odporność na niekorzystne warunki środowiska i niewybredność pokarmową jest często pierwszym kolonizatorem nowo powstałych środowisk wodnych. Jednakże jest mało odporna na wysychanie i w związku z tym nie tworzy trwałych populacji w zbiornikach okresowych.

W rozmaitych środowiskach wytwarza różne formy muszli. Wielu autorów (Ehrmann 1956, Geyer 1909, Łózek 1964) wiąże poszczególne formy z określonymi warunkami środowiska przez nie zamieszkiwanego:

- f. typica – zamieszkuje drobne zbiorniki, źródła, małe potoki. Jest jednym z bardzo nielicznych mieszkańców torfianek,
- f. ovata – zamieszkuje bujnie zarośnięte zbiorniki różnej wielkości, także wody słonawe, rzadka w wodach płynących. Wielu autorów traktuje tę formę jako odrębny gatunek,
- f. ampla – występuje tylko w wodach płynących i w strefie przyboju jezior,
- f. lagotis – występuje w bardzo czystych wodach stojących i płynących.

Występowanie w zbiornikach antropogenicznych. Opanowała wszelkie typy zbiorników antropogenicznych i uregulowane odcinki rzek. Na terenach przemysłowych Górnego Śląska jest najliczniejszym i najpospolitszym ślimakiem wodnym. Stosunkowo najmniej liczna w gliniankach i rowach. Wyraźnie preferuje zbiorniki o bogatej roślinności wodnej i dnie piaszczystym z cienką warstwą mułu (Strzelec 1993). Autorka ta stwierdziła na Wyżynie Śląskiej największe zagęszczenie błotniarki jajowatej w uregulowanych odcinkach rzek (powyżej 500 osobników/m²) i zbiornikach zaporowych (powyżej 300 osobników/m²). Także w zbiornikach innych typów zagęszczenie często przekracza 100 osobników/m². Według Berana (2002) w Czechach największe zagęszczenie tego gatunku obserwuje się w kanałach i stawach. Prawie zupełnie nie występuje w wyrobiskach popiaskowych.

W rowach melioracyjnych, zbiornikach zapadliskowych i stawach hodowlanych na Górnym Śląsku większość osobników należała do f. typica, a w zbiornikach zaporowych do f. ovata. W innych zbiornikach antropogenicznych populacje były mieszane (Strzelec 1993).

W większości typów zbiorników antropogenicznych błotniarka jajowata jest dominantem, a jej udział w zbiorze przekracza 30% w żwirowniach, a 23% w wyrobiskach popiaskowych, zbiornikach zaporowych i rowach. W uregulowanych odcinkach rzek Górnego Śląska stanowiła ona ponad 48% zbioru ślimaków.

Rozród i cykl życiowy. Według większości obserwacji okres rozrodczy błotniarki jajowatej trwa od wczesnej wiosny do późnego lata. Kokony zawierające od 16 do 57 jaj przyczepiane są do roślin i zanurzonych przedmiotów (Bondesen 1950). Rozwój zarodkowy trwa w naszych warunkach klimatycznych od 3 do 4 tygodni a według badań Lama i Calowa (1989) od 5 do 8 tygodni. Dojrzałość płciową uzyskują błotniarki w trzecim miesiącu po opuszczeniu kokonu. Do rozrodu przystępują osobniki o wysokości muszli 6-11 mm. W zależności od warunków klimatycznych występują jedno lub dwa pokolenia w ciągu roku, co Hunter (1975) wiąże nie tylko z wahaniami temperatury, ale także z obfitością pokarmu w różnych latach.

Szczegółowe badania Dussarta (1979) wykazały, że w wodach twardych błotniarka jajowata produkuje potomstwo wczesną wiosną i wczesnym latem. Przed nadejściem zimy letnie pokolenie osiąga 8 mm wysokości muszli, a następnie w ciągu zimy wzrost zostaje zahamowany. Wiosną rozpoczyna się kolejny etap wzrostu, a część tego pokolenia może przeżyć także następną zimę. W maju następnego roku mogą więc istnieć obok siebie trzy pokolenia – o wysokości muszli 22, 14 i 8 mm. W wodach średnietwardych osobniki są z reguły mniejsze,

ale układ pokoleń jest podobny, z wysokościami muszli 18, 12 i 7 mm. Młode pojawiają się w czerwcu, szybko rosną do zimy i wydają potomstwo w następnym roku. Część pokolenia rodzicielskiego może przetrwać drugą zimę i w maju uczestniczyć w rozrodzie. W wodach miękkich układ rozrodu jest mniej skomplikowany, a pokolenia zachodzą na siebie w niewielkim stopniu. Młode pojawiają się w lipcu i sierpniu, wolno rosną, przezimowują jako osobniki niewielkich rozmiarów, następnie szybko rosną od marca do sierpnia, wydają młode i nie przeżywają następnej zimy. Osiągają maksymalną wysokość 14 mm.

Pokarm. Sposób odżywiania się błotniarki jajowatej i skład jej pokarmu były niejednokrotnie badane. Autorzy zgadzają się jedynie co do tego, że w pokarmie brak jest tkanek żywych makrofitów. Calow (1970) stwierdził w pokarmie osobników zbieranych z *Elodea canadensis* 70% okrzemek, 25% zielenic nitkowatych i 5% innych glonów, co odpowiadało dokładnie składowi peryfitonu na tej roślinie. Taki skład peryfitonu wg Skooga (1978) korzystnie wpływa na wzrost młodych osobników. Nieco inne wyniki uzyskał Walter (1980), badając osobniki zebrane z podłoża kamienistego. Tu pokarm zawierał 47% zielenic, 4% okrzemek, 3% sinic i aż 43% pierwotniaków. Reavell (1980) stwierdził w pokarmie błotniarek żyjących w kanale o twardej wodzie w Anglii 73% detrytusu i 27% okrzemek.

Najdokładniejsze i wszechstronne badania Lodge'a (1986) wykazały, że w badanym stawie błotniarka jajowata była związana przede wszystkim z zaroślami *Elodea canadensis*, ale nigdy nie zjadała jej tkanek, lecz zeszkrobywała porastający ją peryfiton. Jej pokarm składał się z 30% detrytusu, 20% okrzemek i 50% nitkowatych zielenic, chociaż w peryfitonie tych ostatnich było tylko 20%. Świadczy to o wybiórczości pokarmowej osobników tego gatunku.

Interesujące są obserwacje Brandelbergera (1997), że pokarm uzupełniany jest przez błotniarkę jajowatą odchodami różnych zwierząt, być może ze względu na zawarte w nich jakieś wartościowe substancje lub obecność na nich bakterii i grzybów.

Knecht i Walter (1977) stwierdzili, że w przypadku braku odpowiedniego pokarmu roślinnego błotniarka ta zjada muł, wykorzystując zawarte w nim substancje organiczne, a być może i mikroorganizmy.

15. BŁOTNIARKA USZATA

Radix auricularia (Linnaeus, 1758)

Zasięg geograficzny. Palearktyka. Występuje pospolicie w niemal całej Europie, rzadko w wyższych położeniach górskich.

Środowisko życia. Gatunek związany głównie z dużymi środowiskami słodkowodnymi o wodzie twardej: jeziorami, wolno płynącymi wielkimi rzekami nizinnymi, dużymi zbiornikami sztucznymi i stawami. Spotykany także w starorzeczach, kanałach i rowach melioracyjnych. Z reguły zamieszkuje siedliska o bujnej roślinności (Kerney 1999). Unika drobnych, zamkniętych zbiorników wodnych, prawdopodobnie ze względu na warunki tlenowe, na które, podobnie jak na zanieczyszczenia, błotniarka uszata jest bardzo wrażliwa. Nie wytrzymuje też okresowego wysychania zamieszkiwanego utońiska. Z tego prawdopodobnie powodu występuje na większych głębokościach niż inne gatunki. Økland (1990) stwierdził w jednym z jezior Norwegii zagęszczenie wynoszące 8 osobników/m² na głębokości 0,2 m, a 483 osobniki/m² na głębokości 1,5 m.

Błotniarka uszata występuje w wodach o pH od 7,0 do 9,6 przeważnie na dnie miękkim lub kamienistym, ale często również na makrofitach wodnych. Hubendick (1947) wiąże jej występowanie z bogactwem roślinności na dnie mulistym lub gliniastym. Jackiewicz (2000) wskazała na interesujące przystosowanie błotniarki uszatej do zamieszkiwanego podłoża. Mianowicie okazy żyjące na łodygach trzin oznaczają się szeroką stopą, a krawędź otworu muszli

opatrzona jest rowkowanym wgłębieniem w miejscu przylegania do łodygi.

Uderzający jest niemal całkowity brak stanowisk, na których gatunek ten występowałby razem z błotniarką jajowatą, mimo niemal identycznego zasięgu geograficznego. Adam i Lewis (1992) opisali nawet interesujący przypadek wyparcia przez nią błotniarki jajowatej ze żwirowni o czystej wodzie w Anglii.

Występowanie w zbiornikach antropogenicznych. We wszystkich typach, z wyjątkiem wyrobisk poźwirowych, występuje rzadko. Nie stwierdzono jej obecności w gliniankach i zbiornikach zapadliskowych na Górnym Śląsku (Strzelec 1993). Nigdzie nie osiąga zagęszczenia ponad 20 osobników/m². Beran (2000) na Morawach stwierdził jej obecność w dużych wyrobiskach popiaskowych, gdzie osiągała zagęszczenie równie niewielkie jak na Górnym Śląsku. W Czechach (Beran 2002) występuje głównie w stawach rybnych i piaskarniach.

Rozród i cykl życiowy. Okres rozrodczy w warunkach klimatycznych Europy środkowej rozpoczyna się przeważnie w marcu, a maksimum osiąga w maju. Kokony przytwierdzone są do roślin, kamieni i przedmiotów zanurzonych w wodzie i zawierają do 150 drobnych jaj. O cyklu życiowym brak jest sprawdzonych informacji.

Pokarm. Podobny do pokarmu błotniarki jajowatej, ale Hubendick (1947) podkreśla znaczny w nim udział składników pochodzenia zwierzęcego.

16. BŁOTNIARKA OKAZAŁA

Stagnicola corvus (Gmelin, 1778)

Zasięg geograficzny. Gatunek prawdopodobnie holarktyczny. Jego rozmieszczenie wymaga zbadania, gdyż w wielu starszych opracowaniach nie był wyodrębniony ze zbiorowego gatunku *Stagnicola palustris* (Müller, 1774) lub traktowany jako jeden z jego podgatunków.

Środowisko życia. Występuje przede wszystkim w niewielkich, silnie zeutrofizowanych zbiornikach łąkowych lub śródleśnych różnego pochodzenia, także w torfiankach i rowach melioracyjnych. Ponieważ jest bardzo odporna na wysychanie (wg Hubendicka (1947) wytrzymuje bez wody do 4 miesięcy), zamieszkuje najczęściej płytkie zbiorniki o płaskim dnie, z bardzo grubą warstwą mułu organicznego (Beran 2002). Najliczniej występuje wśród gęstej roślinności zanurzonej. Ponieważ unika falowania wody, rzadko spotyka się ją w jeziorach i dużych zbiornikach. Występuje w wodach o dużej zawartości żelaza i związków humusowych, których unikają inne gatunki ślimaków wodnych (Hubendick 1947).

Występowanie w zbiornikach antropogenicznych. Wyniki nielicznych badań nad występowaniem tego gatunku w zbiornikach antropogenicznych wskazują, że błotniarka okazała najczęściej występuje w zbiornikach zaporowych, wyrobiskach popiaskowych oraz stawach hodowlanych, ale nie unika innych środowisk. Warunkiem jej występowania jest, jak się wydaje, obfitość roślinności. Największe populacje tworzy w zbiornikach zaporowych i rowach, gdzie zagęszczenie może osiągać 200 osobników/m², natomiast w stawach rybnych i zbiornikach zapadliskowych nie przekracza ono 12 osobników/m² (Strzelec 1993). Odmienne niż w jeziorach naturalnych, w zbiornikach antropogenicznych unika siedlisk o dnie pokrytym grubą warstwą mułu, prawdopodobnie ze względu na jego mineralny charakter.

Rozród i cykl życiowy. Dotychczas nie zbadane. Bondesen (1950) podaje informację, że kokony mają 40-50 mm długości i zawierają od 80 do 120 jaj.

Pokarm. Frömming (1956) wykazał wyraźną wybiórczość pokarmową błotniarki okazałej. Odżywia się ona pokarmem roślinnym jak i martwymi zwierzętami. Tkanki makro-

fitów zjadane są w stanie rozkładu. Istotnym składnikiem jej diety są peryfitonowe glony. Udział w diecie pokarmu zwierzęcego wpływa dodatnio na wzrost i płodność tej błotniarki.

17. BŁOTNIARKA POSPOLITA

Stagnicola palustris (O. F. Müller, 1774)

Zasięg geograficzny. Gatunek holarktyczny. W Europie sięga 70° szerokości północnej w Norwegii.

Środowisko życia. Zamieszkuje różne siedliska w wodach stojących i wolno płynących, zarówno twardych jak i miękkich. Jest typowym mieszkańcem bagien, płytkich rowów różnego pochodzenia o bujnej roślinności wodnej i szuwarowej, a także siedlisk okresowo wysychających. Jest gatunkiem bardzo odpornym na niekorzystne warunki środowiska i według Boycotta (1936) występuje nawet w takich torfiankach, gdzie inne gatunki ślimaków nie mogą przeżyć. Występuje w wodach o pH od 5,4 do 9,5. W zbiornikach okresowych jest jednym z najpospolitszych ślimaków. Związany jest głównie z makrofitami wynurzonymi, na których jego zagęszczenie przekracza 15 osobników/m², podczas gdy na innych rodzajach podłoża jest z reguły kilkakrotnie mniejsze. Na liściach pływających błotniarka pospolita nigdy nie była znajdowana (Lodge 1985). Często spotyka się ją na dnie pokrytym mułem organicznym, natomiast unika mułów mineralnych. Dobrze toleruje dużą zawartość żelaza i związków humusowych w wodzie (Hubendick 1947).

Występowanie w zbiornikach antropogenicznych. Częsta w wyrobiskach popiaskowych i rowach melioracyjnych, gdzie osiąga największe zagęszczenie (do 142 osobników/m²), natomiast nie znaleziono jej dotychczas w gliniankach i zbiornikach zapadliskowych (Strzelec 1993). Na Morawach najczęstsza w stawach rybnych, rzadka w wyrobiskach popiaskowych (Beran 2000).

Rozród i cykl życiowy. Przebieg cyklu rozrodczego w ciągu roku jest bardzo zmienny i zależy od warunków klimatycznych i siedliskowych. Według obserwacji Browna (1979) w stawie okresowym osobniki rozmnażały się w wieku 9 miesięcy w latach suchych, a w wieku 12 miesięcy w latach dżdżystych. Interesujące jest, że młode osobniki nie uzyskiwały dojrzałości płciowej w lecie przy temperaturze 20°C jeśli staw był stale wypełniony wodą. Początek rozrodu był związany z zanikaniem wody w zbiorniku, następował w różnym wieku osobników i przy różnej ich wielkości i był wyraźnie zdeterminowany zjawiskami fenologicznymi.

Hunter (1975) na podstawie wyników uzyskanych w zbiorniku permanentnie wypełnionym wodą stwierdził, że rozwój zarodków w temperaturze 15-20°C trwa od 14 do 18 dni, a wykluwające się młode mają ok. 1 mm. Kokony zawierają najczęściej od 10 do 40 jaj i mają długość do 12 mm. Młode osobniki rosną szybko w ciągu wiosny i lata, przezimowują i osiągają dojrzałość płciową w miesiącach wiosennych następnego roku. Wysokość muszli w momencie przystępowania do rozrodu wynosi 11-12 mm. Jak się wydaje, liczba pokoleń w roku zależy od warunków troficznych. Lam i Calow (1989) sądzą, że rozbieżności w tempie wzrostu, a w następstwie w przebiegu cyklu rozrodczego są w znacznym stopniu determinowane przez różnice w dostępności pokarmu.

Pokarm. Brak danych.

18. BŁOTNIARKA MOCZAROWA

Galba truncatula (O. F. Müller, 1774)

Zasięg geograficzny. Gatunek holarktyczny. W całej Europie aż po krąg polarny. Środowisko życia. Gatunek niemal amfibiotyczny, spędzający niemal tyle samo

czasu na wilgotnych brzegach, co w wodzie. Boycott (1936) uważa, że błotniarka ta żyje przeważnie poza wodą, na mulistych brzegach rzek, strumieni i rowów, czasem na mokrej trawie w zagłębieniach na łąkach, ale także w okresowo tylko wilgotnych zagłębieniach wydm, gdzie potrafi przetrwać bardzo gorące i suche okresy lata. Rzadka jest natomiast w trwałych środowiskach wodnych. Większość danych z literatury wskazuje na związek tego gatunku ze środowiskami efemerycznymi i na długie okresy przebywania poza wodą. Hubendick (1947) podkreśla odporność błotniarki moczarowej na długotrwałe i niemal zupełne wyschnięcie. Beran (2002) stwierdził jej obecność w Czechach przede wszystkim w zbiornikach okresowych i to głównie w strefie przejściowej między wodą a suchym lądem. O silnych związkach ze środowiskiem pozawodnym świadczy, obserwowane często, składanie kokonów jajowych na wilgotnej glebie a nie w wodzie.

W większych, trwałych zbiornikach przebywa zawsze w najpłytszej strefie przybrzeżnej, w kontakcie z powietrzem atmosferycznym. Økland (1990) wiąże jej występowanie w jeziorach Norwegii z siedliskami o wysokim pH i znacznej twardości ogólnej wody oraz o bujnej roślinności. Stwierdzano jej obecność także w środowiskach zdewastowanych i pozbawionych roślinności.

Większość autorów wskazuje na występowanie błotniarki moczarowej na miękkich, drobnoziarnistych osadach, przede wszystkim gliniastych i mulistych.

Występowanie w zbiornikach antropogenicznych. Na terenach przemysłowych Górnego Śląska wykazano jej obecność w różnych typach środowisk antropogenicznych. Najliczniej występuje w strefie przybrzeżnej zbiorników zaporowych i wyrobisk popiaskowych, gdzie osiąga zagęszczenie do 65 osobników/m². Nie odnaleziono jej natomiast na tym terenie w okresowych rowach melioracyjnych i zbiornikach zapadliskowych (Strzelec 1993).

Rozród i cykl życiowy. Okres rozrodczy rozpoczyna się wczesną wiosną. Bardzo małe kokony (długość nie przekracza 4 mm), zawierające do 15 jaj składane są swobodnie na dnie (Bondesen 1950), jak również na wilgotnych brzegach, w mule i wśród butwiejących liści. Rozwój zarodkowy trwa około trzech tygodni. Młode wylęgają się wczesnym latem, dojrzewają we wrześniu i październiku i składają jaja, które po przezimowaniu dają pokolenie dojrzewające późną wiosną. Walton i Jones (1926) obserwowali składanie jaj w marcu. Wylęgające się z nich młode osobniki dojrzewały i przystępowały do rozrodu w początku sierpnia. Wiek rozrodczy osiągały przy wysokości muszli 4-5 mm. Szereg danych wskazuje, że w naszych warunkach klimatycznych między marcem a październikiem mogą pojawiać się dwa, a nawet trzy pokolenia. Długość życia błotniarki moczarowej według różnych źródeł wynosi 1-2 lata. Zagadnienie wymaga skrupulatnych badań.

Pokarm. Według Hubendicka (1947) błotniarka moczarowa żywi się głównie detrytusem, który zdobywa ryjąc w dnie. Taylor i Mozeley (1948) oraz Kendall (1953) sadzą, że głównym i najodpowiedniejszym dla niej pokarmem są glony. Piechocki (1979) wymienia w jej pokarmie glony, zmacerowane tkanki makrofytów, detrytus, muł i pyłki roślin. Spośród glonów najczęściej zjadana są *Spirogyra*, *Cladophora* i okrzemki.

19. ZATOCZEK POSPOLITY

Planorbis planorbis (Linnaeus, 1758)

Zasięg geograficzny. Europa i zachodnia Azja, w Skandynawii do 63° szerokości północnej, ale np. w Norwegii jest skrajnie rzadki.

Środowisko życia. Zamieszkuje wszelkie nizinne środowiska wodne o bujnej roślinności. Najczęściej występuje w wodach stojących: stawach, starorzeczach, rozlewiskach łąkowych i zbiornikach śródlęśnych. Szczególnie często spotyka się zatoczka pospolitego w dro-

bnych zbiornikach różnego typu i rowach melioracyjnych, także okresowo wysychających. W tych ostatnich najczęściej współwystępuje z błotniarką pospolitą. Preferuje wody twarde (Dussart, 1979). Unika wód płynących, a jeśli w nich występuje, to w miejscach zamulonych o powolnym prądzie. Spotyka się go zarówno na żywych makrofitach, w detrytusie pokrywającym dno, a według Hubendicka (1947) równie często na kamieniach. Tej obserwacji nie potwierdzają inne źródła. Częściej spotykany w wodach z rzęszą wodną niż z obfitym fitoplanktonem (Thomas i Daldorph 1994).

W jeziorach i dużych zbiornikach występuje tylko w strefie przybrzeżnej. Wytrzymuje niewielkie zasolenie i wykazuje odporność na zanieczyszczenia komunalne i przemysłowe. Potrafi przez długi okres przebywać poza wodą. Precht (1939) podaje, że osobniki tego gatunku przeżyły w eksperymencie hodowlanym 368 dni bez wody.

Występowanie w środowiskach antropogenicznych. Na terenach przemysłowych Górnego Śląska występuje w zbiornikach wszelkich typów, nawet w najbardziej zanieczyszczonych zapadliskach. Preferuje starorzecza, wyrobiska popiaskowe, zbiorniki zaporowe i rowy melioracyjne. Najczęściej występuje w zbiornikach o dnie piaszczysto-mulistym. Największe zagęszczenie (do 290 osobników/m²) stwierdzono w zbiornikach zaporowych, a ponad 100 osobników/m² w wyrobiskach popiaskowych, gliniankach i rowach melioracyjnych (Strzelec 1993).

Rozród i cykl życiowy. Proces rozrodu w warunkach naturalnych jest niedostatecznie poznany. Kokony składane są wiosną i latem i zawierają do 30 jaj. Z reguły przyczepiane są do roślin wodnych, rzadziej do kamieni i zanurzonych przedmiotów. Rozwój zarodka wynosi, w zależności od temperatury otoczenia, do 14 dni. Osobniki żyją prawdopodobnie do 3 lat (Strzelec 1989). Najdłuższy okres życia, trwający w warunkach laboratoryjnych w temperaturze 20°C do 175 tygodni, stwierdził Costil (1994), natomiast najszybszy wzrost obserwowano w temperaturze 19-20,5°C.

Dussart (1979) wiąże przebieg rozrodu z twardością wody. W środowiskach o wodzie twardej kokony są składane już w lutym. Wylęgnięte z nich osobniki rosną bardzo szybko i wydają potomstwo w lipcu. Następnie większość osobników rośnie dalej, przeżywa zimę i wymiera prawdopodobnie na wiosnę po wydaniu na świat kolejnego pokolenia. Potomstwo urodzone w lipcu rośnie szybko przed przezimowaniem i wydaje prawdopodobnie własne potomstwo w lutym, po czym rośnie dalej i do lata osiąga maksymalny wzrost (14 mm średnicy muszli). Costil i Dagusan (1995) odmiennie od większości malakologów twierdzą, że w populacji występują dwa pokolenia w ciągu roku, każde z nich rozmnaża się tylko raz w życiu, a długość życia osobników nie przekracza 11 miesięcy.

Na trudności z określeniem wieku osobników tego gatunku w warunkach naturalnych wskazała Strzelec (1989). Podobnie jak u niektórych innych gatunków ślimaków, u zatoczka pospolitego tworzą się na powierzchni muszli prążki w okresach zahamowanego wzrostu. Zwykle ich powstanie wiązano z okresami estywacji lub hibernacji. Okazało się jednak, że prążki zahamowanego wzrostu tworzą się także w okresach rozrodczych, gdy część węglanu wapnia zostaje zużyta nie do budowy muszli, lecz ścian kokonów jajowych. Ponieważ u obserwowanych przez nią osobników liczba prążków wahała się od 1 do 6 przyjął trzeba trzyletni okres życia i prawdopodobnie trzykrotny rozród każdego osobnika.

Pokarm. Żywi się głównie peryfitonem z dużym udziałem bakterii (Calow 1970). W przewodzie pokarmowym zatoczka pospolitego Underwood i Thomas (1990) znajdowali przede wszystkim glony, detrytus i nieco martwych tkanek makrofitów, przy zupełnym braku żywych tkanek roślin naczyniowych.

20. ZATOCZEK MOCZAROWY

Anisus spirorbis (Linnaeus, 1758)

Zasięg geograficzny. Gatunek palearktyczny, być może holarktyczny, występuje w całej Europie i na Syberii do Bajkału, wyłącznie na terenach nizinnych.

Środowisko życia. Jest typowym gatunkiem drobnozbiornikowym, występuje w środowiskach różnego rodzaju, także okresowo wysychających. Nie wykazuje wyraźnych preferencji do określonego typu dna, choć częściej spotykany jest na podłożu mulistym, które umożliwia zagrzebywanie się w okresie suszy (Hubendick 1947). Foeckler i in. (1995) uważają go za gatunek charakterystyczny dla drobnych zalewisk przyrzecznych. Beran (2000) na Morawach znajdował go tylko w drobnych zbiornikach okresowych. Berger (1961) i Boycott (1936) uważają go za gatunek związany z różnego podchodzenia stawami okresowo wysychającymi.

Występowanie w zbiornikach antropogenicznych. Spośród środowisk antropogenicznych najczęściej spotyka się go w spuszcanych okresowo stawach hodowlanych i rowach melioracyjnych, często w przybrzeżnej strefie zbiorników zaporowych, natomiast niemal zupełnie nie spotyka się go w zapadliskach i gliniankach, a bardzo rzadko w wyrobiskach popiaskowych. Nigdy nie stwierdzono jego obecności na dnie mulistym w zbiornikach na terenach przemysłowych (Strzelec 1993) co jest sprzeczne z obserwacjami ze zbiorników naturalnych, a wynika prawdopodobnie z innego rodzaju mułów, pokrywających dno zbiorników poeksploatacyjnych. Wydaje się natomiast, że preferuje podłoże z udziałem gliny. Na Górnym Śląsku największe zagęszczenie tego gatunku stwierdzono lokalnie w zbiornikach zaporowych (do 262 osobników/m²) i stawach rybnych (do 106 osobników/m²). W rowach melioracyjnych jego zagęszczenie nie przekraczało 68 osobników/m².

Według większości autorów gatunek ten preferuje wody twarde.

Rozród i cykl życiowy. W literaturze spotykamy bardzo niewiele danych na ten temat. Okres rozrodczy rozpoczyna się wiosną. Kokony jajowe zawierające do 15 jaj (Bondesen 1950) przyczepiane są do roślin i przedmiotów zanurzonych. Rozwój embrionalny trwa około 10 dni. Wyklute osobniki rosną do zimy, ale zimują jako jeszcze nie w pełni wyrosnięte. Rozmnażają się wiosną po przezimowaniu, a więc w wieku około 1 roku. Po ponownym przezimowaniu rozmnażają się po raz drugi i następnie giną.

Pokarm. Brak danych.

21. ZATOCZEK BIAŁOWARGI

Anisus leucostomus (Millet, 1813)

Zasięg geograficzny. Europa i zachodnia Azja.

Środowisko życia. Występuje w twardych wodach stojących, w małych i najmniejszych zbiornikach bezprzepływowych, także w okresowo wysychających. Niektórzy autorzy podkreślają jego odporność na duże wahania temperatury wody i suszę. W przeciwieństwie do poprzedniego gatunku, spotykany jest często w stawach na wyżynach i w górach. Szczególnie często zamieszkuje śródląkowe rowy melioracyjne i rozlewiska o bogatej roślinności naczyniowej. Odczyn jonowy wody zamieszkiwanych siedlisk wynosi od 6,2 do 7,8 (Okland 1990). Beran (2002) znajdował go w Czechach najczęściej w zbiornikach okresowych głównie na detrytusie pokrywającym dno, ale także na makrofitych wynurzonych. Najczęściej zatoczek białowargi występował na brzegach spuszcanych stawów hodowlanych.

Występowanie w zbiornikach antropogenicznych. Niezwykle trudno określić prawidłowość występowania zatoczka białowargiego w tego rodzaju środowiskach. Według badań Strzelec (1993) w zbiornikach antropogenicznych terenów przemysłowych Górnego Śląska jest skrajnie rzadki z wyjątkiem rowów melioracyjnych, w których występuje

częściej i liczniej. Podobnie Frank (1987) stwierdziła jego szczególne preferencje do rowów, zwłaszcza śródpolnych. Natomiast w przeciwieństwie do przytoczonej powyżej obserwacji Berana (2002), nie znaleziono nigdy zatoczka białowargiego w stawach hodowlanych Górnego Śląska (Rembecka 1989).

Rozród i cykl życiowy. W warunkach klimatycznych Europy środkowej składanie kokonów rozpoczyna się w początku kwietnia. Kokony przyczepiane są na spodniej stronie roślin wodnych i zawierają od 6 do 8 jaj (Bondesen 1950). Rozwój embrionalny, w porównaniu do innych zatoczków, jest bardzo szybki, co jest prawdopodobnie przystosowaniem do wczesnego wysychania siedlisk.

Pokarm. Brak danych.

22. ZATOCZEK OSTROKRAWĘDZIASTY

Anisus vortex (Linnaeus, 1758)

Zasięg geograficzny. Nizinne tereny Europy i zachodniej Azji.

Środowisko życia. Gatunek pospolity w różnych typach środowisk o wodzie twardej i dobrze natlenionej, głównie w wodach płynących, ale także w zbiornikach o bujnej roślinności. Rzadko spotyka się go w małych, zamkniętych zbiornikach, nigdy w okresowo wysychających. Przebywa przeważnie na szczątkach martwych roślin i na roślinach wodnych, wyjątkowo tylko na mułach mineralnych i na kamieniach (Hubendick 1947). Unika siedlisk o silnym falowaniu wody. Największe zagęszczenie tych zatoczków obserwowano (Lodge 1985) na makrofitych wynurzonych (do 300 osobników/m²), przy czym szczególnie zdaje się preferować *Glyceria maxima*, co związane jest prawdopodobnie z rodzajem peryfitonu na tej roślinie. Na roślinności zanurzonej może osiągać zagęszczenie sięgające 10 osobników/m², a na innych rodzajach podłoża nieco ponad 5 osobników/m².

Występowanie w zbiornikach antropogenicznych. Na terenach przemysłowych Górnego Śląska występuje we wszystkich typach zbiorników antropogenicznych. Z reguły tworzy duże populacje (zagęszczenie ponad 100 osobników/m²) jedynie w wyrobiskach popiaskowych i rowach melioracyjnych występuje rzadziej i mniej licznie. Przypuszczać można, że wynika to z uboższej flory makrofitych wynurzonych w tych środowiskach (Strzelec 1993). Na tych terenach największe zagęszczenie (ponad 200 osobników/m²) stwierdzono w niektórych zbiornikach zaporowych. Beran (2002) wykazał jego obecność w drobnych zbiornikach wodnych, stawach rybnych i wyrobiskach popiaskowych.

Rozród i cykl życiowy. Składanie kokonów rozpoczyna się po pojawieniu się w siedlisku roślinności, gdyż są one składane wyłącznie na łodygach i liściach. Każdy kokon zawiera około 10 jaj (Bondesen 1950). Młode wykluwają się w lecie i wówczas wymiera pokolenie rodzicielskie. Dojrzałość płciową osobniki tego gatunku osiągają prawdopodobnie po przezimowaniu.

Pokarm. Reavell (1980) stwierdził w pokarmie tego zatoczka 95% detrytusu i 5% zielenic. Lodge (1986) wskazuje na przeważający udział peryfitonu, szczególnie glonów porastających łodygi *Glyceria maxima*.

23. ZATOCZEK ŁAMLIWY

Anisus vorticulus (Troschel, 1834)

Zasięg geograficzny. Europa środkowa i południowa.

Środowisko życia. Gatunek wapieniolubny, występujący w czystych wodach stojących. Wykazuje preferencje do trwałych rowów odwadniających, o gęstej roślinności wod-

nej, zwłaszcza obfitości rzęsy, rogatka i żabiścieku. Często można go zaobserwować pływającego wśród rzęsy po powierzchni wody. Nigdy nie spotyka się go w zbiornikach okresowo wysychających. Związek występowania tego gatunku z trwałymi, bujnie zarośniętymi zbiornikami podkreśla także Beran (2002) dla terenów Czech.

Występowanie w zbiornikach antropogenicznych. Na terenach przemysłowych, w tym również na Górnym Śląsku, ze względu na powszechne zanieczyszczenie zbiorników antropogenicznych jest bardzo rzadki. Strzelec (1993) wykazała obecność pojedynczych okazów tego gatunku w rowie melioracyjnym. Według Berana (2002) zamieszkuje głównie stawy rybne, nawet silnie zeutrofizowane oraz czyste powyrobiska, np. piasku. Warunkiem występowania jest obfitość roślinności.

Rozród i cykl życiowy. Brak danych.

Pokarm. Brak danych.

24. ZATOCZEK SKRĘCONY

Bathymphalus contortus (Linnaeus, 1758)

Zasięg geograficzny. Palearktyka. W Europie do 69° szerokości północnej w Finlandii.

Środowisko życia. Najsilniej wśród wszystkich zatoczek związany z wodami płynącymi. Częsty w spokojnych wolno płynących rzekach, kanałach i przepływowych rowach. Głównym jednak środowiskiem jego życia są niewielkie zbiorniki: stawy, rozlewiska, oczka wodne i małe jeziora o bujnej roślinności. Hubendick (1947) sądzi, że wielkość zbiornika nie ma wpływu na występowanie tego gatunku, podobnie jak rodzaj podłoża. Wprawdzie częściej spotyka się go na dnie twardym, kamienistym lub żwirowym, ale nie unika także dna mulistego, nawet o bardzo luźnej konsystencji.

Preferuje wody czyste o pH > 7,4 (Økland 1990) i raczej twarde. Według Berana (2002) unika wód silnie zeutrofizowanych. Nie spotyka się go w siedliskach okresowo wysychających, jakkolwiek jest dość odporny na wysychanie (Hubendick 1947). Najłatwiej znaleźć go w gęstwinie makrofitych pływających, ale największe zagęszczenie osiąga z reguły w pasmach szuwarów (do 400 osobników/m²). Liczne osobniki występują na detrytusie pokrywającym dno.

Występowanie w zbiornikach antropogenicznych. Według Strzelec (1993) preferuje zbiorniki zaporowe i stawy hodowlane, częsty w wyrobiskach popiaskowych i gliniankach. Wyraźnie unika zapadlisk, a rzadko występuje w rowach melioracyjnych. Największe zagęszczenie stwierdzono w zbiornikach zaporowych (do 195 osobników/m²) i stawach hodowlanych (do 150 osobników/m²). W innych typach zbiorników antropogenicznych na Górnym Śląsku zagęszczenie nie przekraczało 100 osobników/m². W badanych zbiornikach występował bardzo rzadko na dnie mulistym.

Rozród i cykl życiowy. Strzelec i Serafiński (1994) w populacji zamieszkującej staw hodowlany na południu Polski stwierdzili składanie kokonów przez zatoczka skręconego w okresie od maja do końca czerwca, a pojawienie się świeżo wyklutych osobników od pierwszych dni czerwca do końca lipca. Wzrost młodych trwa do maja następnego roku, kiedy uzyskują dojrzałość i przystępują do rozrodu, po którym większość dorosłych osobników wymiera. Wydaje się jednak, że niektóre osobniki mogą po okresie rozrodczym żyć dalej do kolejnej zimy. Wskazuje na to obecność w populacji dużych osobników jeszcze późną jesienią. Nie stwierdzono, aby mogły one przeżyć kolejną zimę.

Pokarm. Analiza zawartości przewodu pokarmowego zatoczka skręconego wskazuje na przewagę w pokarmie detrytusy i na niewielki w nim udział glonów (Reavell 1980). Całow

(1975) wykazał, że stałym składnikiem pokarmu są także bakterie. Na podstawie obserwacji zjadania znakowanego radioaktywnie pokarmu stwierdził on, że 75% asymilowanego pokarmu stanowią bakterie, od 12 do 20% glony, a jedynie od 1 do 5% lignina i celuloza, pochodzące z detrytusu roślinnego.

25. ZATOCZEK BIAŁAWY

Gyraulus albus (O. F. Müller, 1774).

Zasięg geograficzny. Gatunek holarktyczny. W Europie sięga po 65° szerokości północnej.

Środowisko życia. Zatokczek białawy jest gatunkiem ubikwistycznym, odnoszącym sukcesy w różnych środowiskach wodnych, z wyjątkiem okresowo wysychających. Zamieszkuje zarówno wody płynące: strumienie z roślinnością wodną, gdzie w przypadku bystrego prądu chroni się głównie pod kamieniami, wolno płynące rzeki, jak i jeziora, stawy i rowy. W tych ostatnich występuje wyłącznie na nigdy nie wysychających stanowiskach o bujnej roślinności (Caquet 1990).

We wszystkich zamieszkiwanych siedliskach przebywa głównie na roślinach, przy czym największe zagęszczenie osiąga na makrofitach zanurzonych (ponad 10 osobników/m²). Na innych typach podłoża występuje zwykle nielicznie (Lodge 1986). Beran (2002) najgęstsze populacje obserwował na roślinach wodnych i detrytusie. Odmienne poglądy opublikował Hubendick (1947), który wiąże występowanie tego zatoczka w wszelkich typach podłoża, najrzadziej jednak z żywymi roślinami. Soszka (1975) nie stwierdził preferencji do określonego typu podłoża.

Występuje w wodach zarówno twardych, jak i miękkich, o pH od 5,2 do 7,8 (Økland 1990). Nie jest wrażliwy na eutrofizację środowiska ani umiarkowane jego zanieczyszczenie (Beran 2002).

Występowanie w zbiornikach antropogenicznych. Występuje pospolicie we wszystkich typach zbiorników antropogenicznych, tworząc nawet w niekorzystnych warunkach środowiska duże populacje. Na Górnym Śląsku największe zagęszczenie osiąga w stawach rybnych i w wyrobiskach popiaskowych (odpowiednio 270 i 167 osobników/m²), ale nawet w zbiornikach zapadliskowych i rowach melioracyjnych obserwowano zagęszczenie powyżej 60 osobników/m² (Strzelec 1993). Podobne środowiska zamieszkuje w Czechach, przy czym stwierdzono, że w nowo powstałych wyrobiskach jest jednym z pierwszych kolonizatorów (Beran 2002), a także pojawia się bardzo wcześnie w stawach rybnych po ich rekultywacji. Stosunkowo najrzadziej spotyka się go w siedliskach o dnie mulistym.

Rozród i cykl życiowy. Poglądy na temat biologii tego gatunku są dość rozmaite, co wynika z warunków środowiska, w którym prowadzono obserwacje. Dussart (1979) stwierdził znaczne różnice w biologii rozrodu między populacjami zamieszkującymi wody twarde i miękkie. W wodach twardych młode wykluwają się w lipcu i w sierpniu, dojrzewają w ciągu sierpnia i września i wydają we wrześniu potomstwo, które osiąga 2,5 mm szerokości muszli przed przezimowaniem. Niektóre osobniki, które wydały potomstwo w lipcu, mogą przetrwać zimę, tak że we wrześniu i styczniu mogą w populacji żyć obok siebie trzy generacje. W wodach miękkich młode pojawiają się w sierpniu, niewiele rosną do zimy, a szybki wzrost następuje dopiero po przezimowaniu w okresie od kwietnia do sierpnia. Osobniki dorosłe, które rozmnożyły się w sierpniu wymierają dopiero w styczniu. Zwrócić należy uwagę, że obserwacje Dussarta (1979) odnoszą się do populacji żyjących w klimacie środkowej Anglii.

Zupełnie inne wyniki uzyskali Strzelec i Serafiński (1994) na podstawie obserwacji populacji zamieszkującej zbiornik zapadliskowy o twardej wodzie na Górnym Śląsku. Tu rozród rozpoczął się już w kwietniu. Od drugiej połowy kwietnia do drugiej dekady maja znaj-

dowano licznie kokony przyczepione do roślin, szczególnie *Elodea canadensis*. Kokony zawierają od 4 do 9 jaj (Bondesen 1950). Młode wykluwają się w drugiej połowie maja i w czerwcu. W tym okresie obserwuje się je licznie na pędach i liściach roślin wodnych. Ich wielkość w tym okresie wynosiła od 0,5 do 1,0 mm średnicy muszli. W następnych miesiącach osobniki rosną szybko i maksymalne rozmiary osiągają w październiku. Po przezimowaniu, w wieku około 12 miesięcy przystępują do rozrodu i następnie wymierają. Tylko nieliczne osobniki mogą, jak się wydaje, przetrwać okres rozrodu i dożyć późnego lata, wymierając w wieku około 16 miesięcy.

Pokarm. Zatokczek białawy odżywia się głównie detrytusem z niewielkim dodatkiem okrzemek.

26. ZATOCZEK GŁADKI

Gyraulus laevis (Alder, 1838)

Zasięg geograficzny. Gatunek palearktyczny (być może holarktyczny), w całej Europie spotykany na rozproszonych stanowiskach. Ku północy w Finlandii przekracza krąg polarny.

Środowisko życia. Gatunek charakterystyczny dla małych jezior, stawów, o czystej, twardej lub miękkiej wodzie, najczęściej o odczynie alkalicznym. Økland (1990) znajdował go w Norwegii tylko w zbiornikach o pH wody od 9,0 do 9,9. Przebywa głównie na roślinach, ale często zasiedla także gołe dno, pokryte mułem a niekiedy także kamieniem. Znosi niewielkie zasolenie wody i tak np. na Górnym Śląsku został po raz pierwszy stwierdzony w stawie o wodzie słonawej (Pax 1921) w Bieruniu Starym koło Oświęcimia.

W Anglii (Kerney, 1999) jest typowym mieszkańcem płytkich, przy morskich jeziorach naturalnych, położonych często wśród piaszczystych wydmy, a w Niemczech znany jest głównie z płytkich, prześwietlonych stawów i jezior o bujnej roślinności (Glöer i Meier-Brook 1998). W wodach płynących spotyka się go bardzo rzadko.

We wszystkich zamieszkiwanych środowiskach preferuje stanowiska o bujnej roślinności. Beran (2002) wiąże jego występowanie z roślinami o liściach pływających, nawet tak drobnych jak u rzęsy.

Występowanie w zbiornikach antropogenicznych. W związku ze znaczną odpornością na zanieczyszczenie gatunek ten występuje w zbiornikach poeksploatacyjnych różnego typu. Adams i Robin (1988) stwierdzili jego obecność w zapadliskach górniczych o bardzo ubogiej malakofaunie (od 1 do 5 gatunków ślimaków wodnych), alkalicznej wodzie (pH od 7,7 do 8,8) i mało zróżnicowanej florze, z przewagą trzcinowisk. Spośród 13 badanych zapadlisk obecność tego zatoczka stwierdzono zaledwie w czterech zbiornikach. Beran (2002) opisuje jego częstą obecność nawet w silnie zeutrofizowanych stawach hodowlanych oraz w powyrobiskach różnego typu, gdzie zasiedla głównie martwe szczątki roślin oraz pędy makrofitych wyrzucanych.

Rzadkość występowania tego gatunku w zbiornikach poeksploatacyjnych przypisać można jego stosunkowo słabym zdolnościom ekspansyjnym, co podkreślają m.in. Adams i Robin (1988). Natomiast obserwuje się dość często łatwość zasiedlania nowych zbiorników poeksploatacyjnych przez tego zatoczka, co prawdopodobnie związane jest z jego niewielkimi wymaganiami ekologicznymi.

Rozród i cykl życiowy. Brak informacji.

Pokarm. Brak informacji.

27. ZATOCZEK PÓŁNOCNY

Gyraulus acronicus (Férussac, 1807)

Zasięg geograficzny. Europa środkowa i północna, głównie kraje alpejskie i północ kontynentu.

Środowisko życia. Gatunek występuje głównie w czystych jeziorach oraz (na przykład w Anglii) w spokojnych zakolach rzek. Przebywa głównie wśród bujnej roślinności, ale czasem także na kamieniach. W Niemczech jest uważany za gatunek wyłącznie rzeczny (Zettler 1998). W drobnych zbiornikach spotykany tylko wyjątkowo, tworzy tam z reguły bardzo małe populacje.

Szczególą cechą tego zatoczka jest duża odporność na niskie temperatury. Olsson (1981) stwierdził, że w lodzie wytrzymuje on temperatury do -4°C . W listopadzie i grudniu w wodzie niezamarzniętej Olsson (1984) obserwował odrętwiałe, ale żywe osobniki. Ślimaki, które przeżyły w siedliskach przemarzających składały po przezimowaniu więcej jaj niż zimujące w korzystniejszych pod względem termicznym warunkach i traciły w okresie zimy mniej masy ciała, co wskazuje na korzyści płynące z takiego rodzaju hibernacji. Zauważyć jednak trzeba, że w takich warunkach większość osobników ginie w początkowej fazie zamarzania.

Preferuje wody twarde, o $\text{pH} > 6,8$ (Økland 1990).

Występowanie w zbiornikach antropogenicznych. W sztucznych zbiornikach wodnych, zwłaszcza na terenach poddanych silniej antropopresji jest jednym z najrzadszych gatunków ślimaków słodkowodnych. Strzelec (1993) stwierdziła jego obecność w stawie hodowlanym na Wyżynie Śląskiej. W późniejszych badaniach pojedyncze osobniki znaleziono także w wyrobisku popiaskowym na Górnym Śląsku. Beran (2002) w Czechach znajdował go w stawach hodowlanych.

Rozród i cykl życiowy. Brak danych.

Pokarm. Brak danych.

28. ZATOCZEK ROSSMAESSLERA

Gyraulus rossmaessleri (Auerswald, 1851)

Zasięg geograficzny. Gatunek holarktyczny, znany z Europy, północnej Azji i Alaski.

Środowisko życia. Jest typowym gatunkiem drobnozbiornikowym, występuje głównie w środowiskach okresowych, często w rowach, rozlewiskach łąkowych (Abraszewska-Kowalczyk 1986) i na terenach okresowo podmokłych. Zasiedla głównie martwe szczątki roślin wodnych i wynurzone makrofity.

Beran (2000) na Morawach wykazał obecność tego gatunku wyłącznie w okresowych kałużach i uważa go za skrajnie zagrożony, co wynika z intensywnego meliorowania terenów podmokłych.

Występowanie w zbiornikach antropogenicznych. Większość autorów wiąże występowanie tego zatoczka z rowami melioracyjnymi (Kerney 1999, Beran 2002). Mazaraki (1979) stwierdził jego obecność na Górnym Śląsku w gliniankach, a Strzelec (1993) na tym samym terenie w zbiorniku zaporowym, wyrobiskach popiaskowych, stawie rybnym i rowach melioracyjnych. Nigdzie nie obserwowano większych populacji. Największe zagęszczenie wynoszące 30 osobników/ m^2 stwierdzono w zbiorniku zaporowym, podczas gdy w innych typach zbiorników antropogenicznych nie przekraczało kilku osobników/ m^2 .

Rozród i cykl życiowy. Strzelec i Serafiński (1994) w populacji z małego zbiornika zaporowego na Górnym Śląsku zaobserwowali, że rozród zaczyna się późnym latem. W sierpniu na roślinach pojawiły się liczne owalne kokony jajowe. Świeżo wyklute młode osob-

niki obecne były we wrześniowych zbiorach. Brak w jesieni osobników o dużych średnicach muszli odzwierciedla prawdopodobnie fakt wymierania osobników dorosłych po rozrodzie. Wydaje się, że u tego gatunku występuje całkowite zastępstwo pokoleń w populacji. Od listopada do maja wzrost muszli jest powolny, a przyspieszenie wzrostu osobników następuje w miesiącach letnich. Największe muszle obserwuje się tuż przed okresem rozrodu.

Pokarm. Brak danych.

29. ZATOCZEK MALUTKI

Armiger crista (Linnaeus, 1758)

Zasięg geograficzny. Niemal cała Europa, ale wszędzie nielicznie.

Środowisko życia. Występuje w różnego typu wodach stojących, rzadziej płynących, na terenach nizinnych. Zamieszkuje przede wszystkim małe zbiorniki o bujnej roślinności. Szczególnie często stwierdzano jego obecność w starorzeczach. Nie spotyka się go w zbiornikach okresowych i siedliskach narażonych na wysychanie. Jest gatunkiem wapieniolubnym, ale spotyka się go także w wodach miękkich. Według Økland (1990) zamieszkiwane przez niego środowiska charakteryzują się wodami o pH powyżej 7,4. Beran (2002) znajdował go często w zbiornikach silnie zeutrofizowanych i zanieczyszczonych.

Przebywa najczęściej na roślinności wodnej, zwłaszcza na pędach makrofitów wynurzonych, ale także bardzo często na pływających liściach grzybieni i grążeli. Hubendick (1947) jako główne siedlisko tego gatunku wymienia żywe i obumarłe rośliny, dno pokryte mułem organicznym oraz porośnięte mchem wodnym kamienie. Beran (2002) natomiast uważa, że zatoczek malutki nigdy nie występuje na kamieniach i żwirze.

Występowanie w zbiornikach antropogenicznych. We wszystkich typach zbiorników antropogenicznych występuje często, a w stawach rybnych i wyrobiskach popiaskowych pospolicie (Strzelec 1993). Na terenie Polski południowej stwierdzono jego obecność w 42% zbiorników, często w zbiornikach zapadliskowych. Najrzadziej zamieszkuje glinianki. Największe populacje tworzy w stawach hodowlanych i wyrobiskach popiaskowych, gdzie jego zagęszczenie przekracza 100 osobników/m², podczas gdy w innych środowiskach antropogenicznych z reguły nie przekracza kilkunastu osobników na metrze kwadratowym.

Zatoczek malutki nie występuje w zbiornikach o podgrzanej sztucznie wodzie. W trzech zbiornikach Wielkopolski, występował dość licznie przed ich włączeniem do systemu chłodzącego elektrowni, po czym zniknął całkowicie ze środowiska (Strzelec 2002). W zbiorniku zaporowych elektrowni Rybnik o wodzie podgrzanej nie stwierdzono obecności tego gatunku (Strzelec 1999), podczas gdy w sąsiednim, oddzielnym groblą zbiorniku Gzel o wodzie nie wykorzystywanej w procesach technologicznych elektrowni występuje dość licznie (Strzelec 2000).

W zbiornikach antropogenicznych występują wszystkie formy morfologiczne muszli, jednakże nie stwierdzono jakichkolwiek ich związków z różnymi warunkami środowiska (Strzelec 1993).

Rozród i cykl życiowy. Brak informacji.

Pokarm. Prawdopodobnie głównie peryfiton, jednakże bezpośrednich informacji brak.

30. ZATOCZEK SPŁASZCZONY

Hippeutis complanatus (Linnaeus, 1758)

Zasięg geograficzny. Europa i zachodnia Azja. Gatunek szeroko rozpowszechniony na terenach nizinnych.

Środowisko życia. Zamieszkuje różne rodzaje wód stojących i wolno płynące rzeki o bujnej roślinności. Preferuje małe stawy, gdzie przebywa wśród gęstwiny zanurzo-

nych makrofitów lub na mulistym dnie, wyjątkowo tylko na kamieniach. Występuje w wodach bogatych w wapń, o $\text{pH} > 7,4$ (Økland 1990). Na ogół nie tworzy dużych populacji. Ze względu na wrażliwość na wysychanie nie spotyka się go poza trwałymi środowiskami wodnymi.

Beran (2002) znajdował go najczęściej na dnie pokrytym szczątkami roślin i na wynurzonych makrofitach, nigdy w skupieniach rzęsy.

Występowanie w zbiornikach antropogenicznych. Na terenach przemysłowych w środowiskach antropogenicznych jest gatunkiem rzadkim. Potwierdzają to obserwacje Strzelec (1993), która na Górnym Śląsku stwierdziła jego rzadkość. Wyjątkiem są stawy hodowlane, gdzie występował dość często. W zbiornikach antropogenicznych Polski południowej jego stałość występowania wynosiła 8,2%. Nigdy nie znaleziono osobników tego gatunku w zbiornikach poeksploatacyjnych, z wyjątkiem jednego wyrobiska popiaskowego, ani w rowach. Beran (2002) w Czechach znajdował go często w stawach rybnych, a wyjątkowo tylko w piaskarniach.

Rozród i cykl życiowy. Brak danych.

Pokarm. Prawdopodobnie głównie detrytus i peryfitonowe glony, ale bezpośrednich obserwacji brak.

31. ZATOCZEK ŁŚNIĄCY

Segmentina nitida (O. F. Müller, 1774)

Zasięg geograficzny. Palearktyka. Lokalnie występuje w całej nizinnej Europie.

Środowisko życia. Gatunek charakterystyczny dla drobnych zbiorników o czystej, twardej wodzie i bogatej roślinności szuwarowej (*Glyceria maxima*) i pływającej (*Lemna minor*). Występuje w stawach, bagnach, płytkich kałużach, gdzie często tworzy skupienia złożone z wielu osobników. Rzadziej spotyka się go w strefie przybrzeżnej jezior i nieuregulowanych rzekach. Według Kerneya (1999) na Wyspach Brytyjskich najwięcej stanowisk występowania zatoczka łśniącego stwierdzono w rowach melioracyjnych, zwłaszcza na terenach niegdyś bagiennych, które według Boycotta (1936) były jego pierwotnym naturalnym środowiskiem życia.

Gatunek mało odporny na zanieczyszczenia środowiska (zwłaszcza nawozami mineralnymi), staje się coraz rzadszy na terenach rolniczych. Ze względu na brak odporności na wysychanie wymiera na terenach nadmiernie odwadnianych.

Lodge (1985) stwierdził największe zagęszczenie tego gatunku na wynurzonych makrofitach (50 osobników/ m^2), znacznie mniejsze na dnie w warstwie detrytusu (ok. 5 osobników/ m^2). Najrzadziej spotyka się go wśród roślin zanurzonych, gdzie na 1 m^2 występują zaledwie 2-3 osobniki a nigdy na liściach pływających.

Z reguły wchodzi w skład dużych zespołów mięczaków, nigdy nie stwierdzono, aby był jedynym przedstawicielem ślimaków w jakimś zbiorniku.

Występowanie w zbiornikach antropogenicznych. Znalaziono go we wszystkich typach środowisk antropogenicznych, z wyjątkiem zbiorników okresowych. W Polsce południowej najwięcej stanowisk stwierdzono w stawach hodowlanych i zapadliskach, najmniej w rowach i gliniankach. Podobnie w Czechach, największą stałość występowania zatoczka łśniącego wykazano w stawach hodowlanych (Beran 2002).

Rozród i cykl życiowy. Strzelec i Serafiński (1999) obserwowali populacje zatoczka łśniącego w stawach hodowlanych na południu Polski. Sezon rozrodczy trwał w nich od czerwca do września, przy czym szczyt rozrodu następował w lipcu, gdyż najwięcej świeżo wyklutych osobników (o średnicy muszli poniżej 1 mm) znajdowano w sierpniu. Osobniki rosną

do czerwca następnego roku. Wówczas osobniki, które przezimowały składają jaja i wymierają. Od września w populacjach występują już tylko osobniki młode.

Pokarm. Brak danych.

32. ZATOCZEK ROGOWY

Planorbarius corneus (Linnaeus, 1758)

Zasięg geograficzny. Europa i zachodnia Azja. W wielu regionach introdukowany (głównie przypadkowo) przez człowieka.

Środowisko życia. Zatokczek rogowy występuje pospolicie na terenach nizinnych zarówno w wodach stojących jak i wolno płynących o bujnej roślinności. Preferuje większe zbiorniki wodne, ale unika siedlisk narażonych na falowanie wody. Często zamieszkuje dno pokryte szczątkami roślin, ale najczęściej spotyka się go na żywych roślinach wodnych. Może występować w złych warunkach tlenowych. W drobnych zbiornikach jest niekiedy bardzo liczny. Według Lodge'a (1986) jego zagęszczenie na wynurzonych makrofitych przekracza 10 osobników/m², podczas gdy na roślinności zanurzonej i na detrytusie spotyka się na takiej powierzchni tylko pojedyncze okazy. Na liściach pływających nie przebywa w ogóle, co prawdopodobnie wynika z jego wielkości i ciężaru.

Występuje w wodach o pH od 6,0 do 8,8 (Økland 1990).

Występowanie w zbiornikach antropogenicznych. Na Górnym Śląsku występuje we wszystkich typach środowisk antropogenicznych, z wyjątkiem wyrobisk powierzchniowych. Strzelec (1993) wiąże jego obecność z bujną roślinnością oraz wskazuje na unikanie przez niego dna mulistego. W Polsce południowej większość jego stanowisk stwierdzono w zbiornikach zapadliskowych i stawach hodowlanych, podczas gdy tylko wyjątkowo występował w gliniankach, żwirowniach i rowach melioracyjnych.

Rozród i cykl życiowy. Jak dotychczas zbadane tylko fragmentarycznie. Wzrost i rozwój uzależnione są w znacznym stopniu od warunków klimatycznych (Costil i Dagusan 1995). Autorzy ci obserwowali jednoroczny cykl życiowy z dwiema generacjami w ciągu roku 1987, podczas gdy w latach 1986 i 1988, o opóźnionej znacznie wiosnie, występowało tylko jedno pokolenie (wiosenne). Żyje ono 18-20,5 miesiąca i w tym czasie parokrotnie się rozmnaża. Pokolenie letnio-jesienne (występujące w latach bez anomalii klimatycznych) żyje 15-21 miesięcy, ale rozmnaża się tylko raz. Największa stwierdzona długość życia tego zatoczka (w hodowli o stałej temperaturze 15°C) wynosiła 231 tygodni (Costil 1994). Natomiast według obserwacji tego autora najszybszy wzrost osobników następował w temperaturze 19-20,5°C.

Pokarm. Według Reavella (1980) zatoczek rogowy odżywia się wyłącznie detrytusem.

33. *FERRISSIA CLESSINIANA* (Jickeli, 1802).

Zasięg geograficzny. Gatunek prawdopodobnie północno-afrykański, zawleczony do Europy południowej i opisany przez Mirolli w roku 1961 jako *Ferrissia wautieri* i pod tą nazwą podawany z wielu regionów Europy. Obecnie w stadium intensywnej ekspansji.

Środowisko życia. Występuje głównie w wodach stojących o bujnej roślinności i w wolno płynących rzekach. Najczęściej obserwuje się go na liściach i łodygach roślin szuwarowych (pałka), ale także na gnijących tkankach makrofity pod wodą. Ze względu na znaczną odporność na wysychanie jest częstym mieszkańcem środowisk efemerycznych.

Występowanie w zbiornikach antropogenicznych. Na terenach przemysłowych Polski południowej gatunek ten występował na pojedynczych stanowiskach we wszystkich typach środowisk antropogenicznych, z wyjątkiem glinianek i rowów. Wydaje się,

że jego stosunkowo częstsze występowanie w wyrobiskach popiaskowych i żwirowych spowodowane jest obecnością roślinności szuwarowej w tym typie zbiorników. Natomiast Strzelec i Lewin (1996) stwierdziły obecność tego gatunku w gliniakach w północnej części Polski.

Niewątpliwie godne uwagi jest znalezienie bardzo licznych okazów w ciepłej strefie sztucznie podgrzanego zbiornika elektrowni Rybnik (Strzelec 1999), co wskazuje na znaczne zdolności przystosowawcze, ułatwiające ekspansję do najrozmaitszych pod względem ekologicznym środowisk, a być może jest potwierdzeniem pochodzenia z terenów o cieplejszym klimacie. Sądzić można, że intensywność ekspansji tego gatunku doprowadzi w krótkim czasie do opanowania środowisk antropogenicznych przez ten kolejny po *Physella acuta* i *Potamopyrgus antipodarum* zawleczony gatunek.

Rozród i cykl życiowy. W Holandii (van der Velde 1991) młode pojawiają się w ciepłym okresie roku, ze szczytem pojawu w lipcu i sierpniu. Świeżo wyklute młode osobniki mają 0,6-1,0 mm długości muszli. Maksymalne rozmiary osiągają na wiosnę następnego roku. W marcu i kwietniu w populacji znajdują się wyłącznie osobniki, które przezimowały, natomiast brak jest młodych, co wskazuje, że nie ma wiosennego okresu rozrodczego.

W środowiskach okresowo wysychających, złe warunki nie hamują wzrostu młodych osobników, które rosną aż do osiągnięcia krytycznego stanu fizjologicznego, co następuje tuż przed osiągnięciem dojrzałości płciowej. Wówczas wzrost zostaje całkowicie zahamowany i w muszli pojawia się przegroda wapienna, zmykająca częściowo jej otwór. Po poprawie warunków środowiska ślimaki rozpoczynają produkcję gamet. Już pierwszy cykl rozrodczy uniemożliwia ponowne wytwarzanie przegrody, a więc jest to jednorazowe zabezpieczenie przed utratą możliwości rozrodu w przypadku złych warunków życiowych (Richardot 1978).

Pokarm. Odżywia się głównie peryfitonem, porastającym pędy i liście makrofity szuwarowych.

34. PRZYTULIK JEZIORNY

Acroloxus lacustris (Linnaeus, 1758)

Zasięg geograficzny. Gatunek europejski szeroko rozpowszechniony na terenach nizinnych. Ku północy sięga do 61° szerokości geograficznej północnej w Skandynawii.

Środowisko życia. Zamieszkuje głównie wody stojące, rzadko spotykany w wolno płynących rzekach. Szczególnie licznie występuje w małych, zamkniętych zbiornikach o bujnej roślinności. Nigdy nie spotyka się go w zbiornikach okresowo wysychających. Przebywa głównie na pędach roślin szuwarowych (*Typha latifolia*, *Typha angustifolia*, *Phragmites australis*, *Acorus calamus*, *Glyceria maxima*), równie częsty na liściach pływających. Hubendick (1947) obserwował, że bardzo szybko zasiedla on nowe, wiosenne pędy makrofity. Nigdy nie spotyka się go na podłożu skalnym (Geldiey 1956), ale czasem przytwierdza się do kamieni i muszli dużych mięczaków. Preferuje stanowiska o wodzie twardej i mulistym lub piaszczysto-mulistym dnie. Kerney (1999) podaje, że na Wyspach Brytyjskich spotyka się go także w środowiskach o wodzie miękkiej. Przytulik jeziorny jest odporny na deficyty tlenu. Berg (1952, 1953) stwierdził, że w warunkach beztlenowych może przeżyć nawet kilka dni, odbywając periodyczne wędrówki w górę pędów zamieszkanych roślin, w poszukiwaniu lepszych warunków tlenowych w pobliżu powierzchni wody.

Jest bardzo wrażliwy na podwyższoną temperaturę wody. Obserwacje fauny w trzech jeziorach wielkopolskich po ich włączeniu do systemu chłodzącego elektrowni pokazały, że w każdym z nich gatunek ten występował przed podgrzaniem ich wód, a zniknął całkowicie i bezpowrotnie po podgrzaniu wód (Strzelec 2002).

Występowanie w zbiornikach antropogenicznych. Na terenie Polski południowej stwierdzono jego obecność we wszystkich typach zbiorników antropogenicznych z wyjątkiem rowów melioracyjnych, gdzie nigdy nie tworzy trwałych populacji. Strzelec (1993) wskazuje na jego preferencję dna gliniasto-mulistego, co potwierdza obserwacje Økland (1990), który zauważył podobne preferencje w zbiornikach Norwegii. W innych regionach wykazano jego częstą obecność w stawach hodowlanych. Degradacja środowisk słodkowodnych obserwowana w niemal całej Europie w wieku XX powoduje coraz większą rzadkość tego gatunku, dla którego środowiska antropogeniczne stają się często ostatnią ostoją. Interesujące w związku z tym jest stwierdzenie Berana (2002), że przytulik jeziorny w Czechach występuje przede wszystkim w zbiornikach skrajnie zeutrofizowanych. W 22 eutroficznych stawach hodowlanych badanych systematycznie przez Rembecką (1989) wśród 150 tys. osobników z 20 gatunków nie było ani jednego przytulika jeziornego.

Rozród i cykl życiowy. Biologia rozrodu tego gatunku jest bardzo słabo poznana. W Europie Środkowej rozród występuje późną wiosną (Russell-Hunter 1978), a według Bondesena (1950) kokony są składane w maju i czerwcu i zawierają przeważnie 8 do 10 jaj. Po 3-4 tygodniach wykluwają się młode osobniki, które rosną do jesieni, przezimowują, dorastają do ostatecznych rozmiarów i rozmnażają się późną wiosną, po czym wymierają. Późnym latem i jesienią nie spotyka się żywych dużych osobników.

Pokarm. Żywi się glonami peryfitonowymi porastającymi liście i pędy makrofitów.

10. PIŚMIENNICTWO

- Abraszewska-Kowalczyk A. 1986. Mięczaki (Mollusca) zalewisk łąkowych w Górach Świętokrzyskich. *Fragm. Faun.*, 30: 121-136.
- Adam M., Lewis J. 1992. The lack of coexistence between *Lymnaea peregra* and *Lymnaea auricularia* (Gastropoda: Pulmonata). *J. Molluscan Stud.*, 58: 227-228.
- Adams J., Robin H. 1988. The fauna of mining subsidence pools in Northumberland. *Trans. Nat. Hist. Soc. Northumberland*, 55: 28-38.
- Aho J. 1966. Ecological basis of the distribution of littoral freshwater molluscs in the vicinity of Tampere (South Finland). *Ann. Zool. Fenn.*, 3: 287-322.
- Aldridge D. 1983. Physiological ecology of freshwater prosobranchs. W: W. Russell-Hunter (Red.) „The Mollusca”, vol. 6: 329-358. Acad. Press, Orlando, Fl.
- Bennet G. W. 1971. Management of lakes and ponds. Van Nostrand, Reinhold Company, New York, ss. 375.
- Beran L. 2000. Aquatic molluscs (Gastropoda, Bivalvia) of the Litovelske Pomoravi Protected Landscape Area. *Acta Univ. Palackianae Olomucensis, Biologica*, 38: 17-28.
- Beran L. 2002. Vodní měkkyši České republiky. *Sborník Přírodov. Klubu v Uherském Hradišti. Suppl.* 10, ss. 258.
- Berg K. 1952. On the oxygen consumption of Ancyliidae (Gastropoda) from the ecological point of view. *Hydrobiologia*, 4: 225-267.
- Berg K. 1953. The problem of respiratory acclimatization illustrated by experiments with *Ancylus fluviatilis* (Gastropoda). *Hydrobiologia*, 5: 331-350.
- Berger L. 1961. Mięczaki pogranicza Wielkopolski, Śląska i Jury Krakowsko-Wieluńskiej. *Prace Kom. Biol. PTPN*, 25: 1-124.
- Bondesen P. 1950. A comparative morphological-biological analysis of the egg capsules of freshwater pulmonate gastropods. *Natura Jutlandica*, 3: 1-208.
- Bovbjerg R. V. 1968. Responses to food in Lymnaeid snails. *Physiol. Zool.*, 41: 421-423.

- Boycott A. E. 1936. The habitats of freshwater Molluscs in Britain. *J. Animal Ecol.*, 5: 116-186.
- Brandelberger H. 1997. Coprophagy: A supplementary food source for two freshwater gastropods. *Freshwater Biol.*, 38: 145-157.
- Brönmark C. 1985. Freshwater snail diversity: effects of pond area, habitat heterogeneity and isolation. *Oecologia*, 67: 127-131.
- Brönmark C. 1989. Interaction between epiphytes, macrophytes and freshwater snails: a review. *J. Mollusc. Stud.*, 55: 299-311.
- Brönmark G., Hansson L. A. 2000. The biology of lakes and ponds. Oxford Univ. Press, ss. 216.
- Brown K. M. 1979. The adaptive demography of four freshwater pulmonate snails. *Evolution*, 33: 417-432.
- Brown K. M. 1982. Resource overlap and competition in pond snails: An experimental analysis. *Ecology*, 68: 412-422.
- Brown K. M., Lodge D. 1993. Gastropod abundance in vegetated habitats: the importance of specifying null models. *Limnol., Oceanogr.*, 38: 217-225.
- Calow P. 1970. Studies on the natural diet of *Lymnaea peregra obtusa* (Kobelt) and its possible ecological implications. *Proc. Malac. Soc. London*, 39: 203-215.
- Calow P. 1973. Field observations and laboratory experiments on the general food requirements of two species of freshwater snails *Planorbis contortus* (Linn.) and *Ancylus fluviatilis* Müll. *Proc. Malac. Soc. London*, 40: 483-489.
- Calow P. 1974. Some observations on the dispersion patterns of the species populations of littoral stone dwelling gastropods (Pulmonata). *Freshwater Biol.*, 4: 557-576.
- Calow P. 1975. The feeding strategies of two freshwater gastropods *Ancylus fluviatilis* Müll. and *Planorbis contortus* Linn. (Pulmonata) in terms of ingestion rates and absorption efficiencies. *Oecologia*, 20:33-49.
- Caquet T. 1990. Spatial distribution of four freshwater gastropod species in a ditch near Orsay, France. *Hydrobiologia*, 203: 83-93.
- Carpenter S. R., Lodge D. M. 1986. Effects of submerged macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic Botany*, 26: 341-370.
- Caspers H., Heckman C. W. 1981. Ecology of orchard drainage ditches along the freshwater section of the Elbe Estuary. *Arch. f. Hydrobiologie*, 43 (Suppl.): 347-486.
- Cattaneo A. 1983. Grazing on epiphytes. *Limnol., Oceanogr.*, 28: 124-132.
- Cichon-Lukanina F. A. 1965. Žizniennyje cikli, izmienenie cislennosti i biomasy nekotorych brjuchonogich molljuskov v pribreznoj zonie Rybinskogo Vodochranlisca letom 1962 goda. *Tr. Inst. Biol. Vnutr. Vod. ANSSSR*, 8: 125-129.
- Cobellas M. A., Rubio A., Velasco J. L. 1990. Chemical limnology of a hypertrophic gravel-pit lake. *Ann. Limnol.*, 26: 97-108.
- Collinson N. H., Biggs J., Corfield A., Hodson M. J., Walker D., Whitefield M., Williams P. J. 1995. Temporary and permanent ponds: an assessment of the effects of drying out on the conservation value of aquatic macroinvertebrate communities. *Biol. Conservation*, 74: 125-133.
- Costil K. 1994. Influence of temperature on survival and growth of two freshwater planorbid species, *Planorbarius corneus* (L.) and *Planorbis planorbis* (L.). *J. Mollusc. Stud.*, 60: 223-235.
- Costil K., Clement B. 1996. Relationship between freshwater gastropods and plant communities reflecting various trophic levels. *Hydrobiologia*, 321: 7-16.
- Costil K., Dagusan J. 1995. Comparative life-cycle and growth of two freshwater gastropod species, *Planorbarius corneus* (L.) and *Planorbis planorbis* (L.). *Malacologia*, 37: 53-68.

- Cummins K. W. 1973. Trophic relations of aquatic insects. *Ann. Rev. Entomol.*, 18: 183-206.
- Czaja S. 1988. Zmiany stosunków wodnych w zlewni Brynicy w wyniku gospodarczej działalności człowieka. *Geographia, Studia et Dissertationes*, 11: 60-94.
- Czaja S., Degórska V. 1988. Geneza i czasowe zmiany zbiorników wodnych w rejonie Radzionkowa i Bytomia. *Geographia, Studia et Dissertationes*, 12: 7-15.
- Daldorff P., Thomas J. 1991. The effect of nutrient enrichment on a freshwater community dominated by macrophytes and molluscs and its relevance to snail control. *J. Appl. Ecol.*, 28: 685-702.
- Den Hartog C., de Wolf L. 1962. The life cycle of the water snail *Aplexa hypnorum*. *Basteria*, 26: 61-72.
- De Wit W. F. 1955. The life-cycle and some other biological details of the freshwater snail *Physa fontinalis* (L.). *Basteria*, 19: 35-73.
- Dillon R. T. 2000. The ecology of freshwater molluscs. Cambridge Univ. Press, Cambridge, Mass., ss. 509.
- Dillon R. T., Wethington A. R., Rhett J. M., Smith T. P. 2002. Populations of the European freshwater pulmonate *Physa acuta* are not reproductively isolated from American *Physa heterostrophia* or *Physa integra*. *Invertebrate Biol.*, 121: 226-234.
- Drozd M. 1986. Untersuchungen zur Limnologie von Baggerseen in Ulmer Raum. Diploma Thesis in Biologie, Univ. Ulm (za Kattner i in. 2000).
- Duncan C. I. 1959. The life cycle and ecology of the freshwater snail *Physa fontinalis* (L.). *J. Animal. Ecol.*, 28: 97-117.
- Duncan A., Klekowski R. Z. 1967. The influence of salinity on the survival, respiratory rate and heart beat of young *Potamopyrgus jenkinsi* (Smith), Prosobranchiata. *Comp. Biochem. Physiol.*, 22: 495-505.
- Dussart G. B. J. 1976. The ecology of freshwater molluscs in North-West England in relation to water chemistry. *J. Mollusc. Stud.*, 42: 181-198.
- Dussart G. B. J. 1979. Life cycles and distribution of the aquatic gastropod molluscs *Bithynia tentaculata*, *Gyraulus albus*, *Planorbis planorbis* and *Lymnaea peregra* in relation to water chemistry. *Hydrobiologia*, 67: 223-240.
- Ehrman P. 1956. Mollusca. W: „Die Tierwelt Mitteleuropas” II,1. Von Quelle, Meyer, Leipzig, ss. 264.
- El-Emam M.A., Madsen H., 1982. The effect of temperature, darkness, starvation and various food types on growth, survival and reproduction of *Helisoma duryi*, *Biomphalaria alexandrina* and *Bulinus truncatus* (Gastropoda: Planorbidae). *Hydrobiologia*, 88: 265-275.
- Eleutheriadis N., Lazaridou-Dimitridou M. 1995. The life cycle, population dynamics, growth and secondary production of the snail *Viviparus contectus* (Millet) (Gastropoda: Prosobranchia) in the marshes of the river Stymonas, Serres, Macedonia, northern Greece. *Malacologia*, 37: 41-52.
- Elger A., Barrat-Segretain M. H., Amoros C. 2002. Plant palatability and disturbance level in aquatic habitats: an experimental approach using the snail *Lymnaea stagnalis* (L.). *Freshwater Biol.*, 47: 931-940.
- Fenchel T., Kofoed L. H. 1976. Evidence for exploitive interspecific competition in mud snails (Hydrobiidae). *Oikos*, 27: 267-276.
- Foeckler F., Orendt C., Burmeister E.G., 1995. Ecological assessment of alluvial foodplain waters of the east Bavarian Danube by macroinvertebrate communities. *Arch. f. Hydrobiol. Suppl.*, 101: 229-308.

- Frank C. 1987. Beiträge zur Kenntnis der Molluskenfauna Ungarns. Ber. Nat.- Med. Verein Innsbruck, 74: 113-123.
- Fretter V., Graham A. 1962. British Prosobranch Molluscs. Ray Society, London, ss. 755.
- Fretter V., Graham A. 1978. The prosobranch molluscs of Britain and Denmark. Part 3. J. Mollusc. Stud. Suppl., 5: 101-152.
- Friedrich G., Meier-Brook C. 1987. Die Makrofauna der Schwimmblatt- und Uterwasserpflanzen in Kleingewässern in der Umgebung von Tübingen. Carlinea, 45: 99-106.
- Frömming E. 1956. Biologie der mitteleuropäischen Süßwasserschnecken. Dunker und Humboldt, Berlin, ss. 311.
- Geldiey R. 1956. Studies on local populations of the freshwater limpet *Ancylus fluviatilis* Müller. J. Animal. Ecol., 25: 389-402.
- Gerard C. 2001. Consequences of a drought on freshwater gastropod and trematode communities. Hydrobiologia, 459: 9-18.
- Geyer D. 1909. Unsere Land- und Süßwasser Mollusken. K.G. Lutz, Stuttgart, ss. 155.
- Glänzer U. 1972. Ergebnisse und Messungen in Baggerseen und ihre Deutung. Garten und Landschaft, 11: 498-499.
- Glöer P., Meier-Brook C. 1998. Süßwassermollusken. 12 Aufl. DJN, Hamburg, ss. 136.
- Godwin H. 1923. Dispersal of pond floras. J. Ecol., 11: 160-164.
- Gregory S. V. 1983. Plant-herbivore interactions in stream systems. W: Barnes J. R., Minshall G. W. (Red.) „Stream ecology”. Plenum Press, New York, ss. 308.
- Hamm A. 1975. Chemisch-biologische Gewässeruntersuchungen an Kleinseen und Baggerseen im Grossraum München im Hinblick auf die Bade- und Erholungsfunktion. Münch. Beitr. Abwasser- Fisch- Flussbiol., 26: 75-109.
- Haniffa M. A. 1982. Effect of feeding level and body size on food utilisation of the freshwater snail *Pila globosa*. Hydrobiologia, 97: 141-149.
- Haynes A., Taylor B. 1984. Food finding and food preference in *Potamopyrgus jenkinsi*. Arch. Hydrobiol., 100: 479-491.
- Heywood J. 1961. Eight species of freshwater prosobranch gastropods. Ph. d. Thesis, Univ. of Reading (za Fretter i Graham 1978).
- Heywood J., Edwards R. E. 1962. Some aspects of the ecology of *Potamopyrgus jenkinsi* Smith. J. Animal Ecol., 31: 239-250.
- Hubendick B. 1947. Die Verbreitungsverhältnisse der limnischen Gastropoden in Südschweden. Zool. Bidr. Uppsala, 24: 419-556.
- Hunter R. D. 1975. Growth, fecundity and bioenergetics in three populations of *Lymnaea palustris* in upstate New York. Ecology, 56: 50-63.
- Jackiewicz M. 2000. Błotniarki Europy. Wyd. Kontekst, Poznań, ss. 115.
- Jakubik B. 2003. Year-to-year stability of aggregations of *Viviparus viviparus* (Linnaeus 1758) in littoral zone of lowland, rheophilic reservoir (Central Poland). Pol. J. Ecol., 51: 53-66.
- Janse C., Slob W., Popelier C. M., Vodelaar J. W. 1988. Survival characteristics of the mollusc *Lymnaea stagnalis* under constant culture conditions: effects of ageing and disease. Mechanisms of Ageing and Development, 42: 263-274.
- Jones J. J., Young I. O., Haynes G. M., Moss B., Eaton J. W., Hardwick K. J. 1999. Do submerged aquatic plants influence their periphyton to enhance the growth and reproduction of Invertebrate mutualists? Oekologia (Berlin), 120 : 463-474.
- Jurkiewicz-Karnkowska E. 2001. Long-term changes and spatial variability of molluscs com-

- munities in a lowland reservoir (Zegrzyński reservoir, C. Poland). *Folia malac.* 9: 137-147.
- Kabisch K., Hemmerling J. 1982. Ponds and pools – oases in the landscape. Edition, Leipzig, ss. 261.
- Kattner E., Schwartz D., Maier G. 2000. Eutrophication of gravel pit lakes which are situated in close vicinity of the river Donau: water and nutrient transport. *Limnologica*, 30: 261-270.
- Kendall S. 1953. The life history of *Limnaea truncatula* under laboratory conditions. *J. Helminthol.*, 27: 17-28
- Kerney M. 1999. Atlas of the land and freshwater molluscs of Britain and Ireland. Harley Books, Colchester, ss. 264.
- Kershner M., Lodge D. 1990. Effect of substrate architecture on aquatic gastropod-substrate associations. *J. North. Amer. Benthol. Soc.*, 9: 319-326.
- Knecht A., Walter J. 1977. Vergleichende Untersuchung der Diäten von *Limnaea auricularia* und *L. peregra* (Gastropoda: Basommatophora) in Zürichsee. *Schweiz. Z. Hydrobiol.* 39: 299-305.
- Kofoed L. H. 1975. The feeding biology of *Hydrobia ventrosa* (Montague) I, II. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 19: 233-256.
- Kołodziejczyk A., Martynuska A. S. 1980. *Limnaea stagnalis* (L.) feeding habits and production of faeces. *Ekol. Pol. A.*, 28: 201-217.
- Krebs A., Wildermuth H. 1973-1975. Kiesgruben als schützenswerte Lebensräume seltener Pflanzen und Tiere. *Mitt. Naturwiss. Ges. Winterthur*, 35: 1-55.
- Krodkiewska M., Strzelec M., Serafiński W. 1998. Wodożytko nowozelandzka *Potamopyrgus antipodarum* (Gray) (Gastropoda: Prosobranchia) niebezpieczny przybysz w makrofauunie Polski. *Prz. Zool.*, 42: 53-60.
- Lam P. K. S., Calow P. 1989. Intraspecific life-history variation in *Limnaea peregra* (Gastropoda: Pulmonata). I. Field study. *J. Animal Ecol.*, 58: 571-588.
- Lammens E. H. R. R., van der Velde G. 1978. Observations on the decomposition of *Nymphoides peltata* (Gmel.) O. Kuntze (Menyanthaceae) with special regards to the leaves. *Aquatic Botany*, 4: 331-346.
- Lewin I. 2001. Zgrupowania ślimaków słodkowodnych (Gastropoda) w zbiornikach i ciekach Wysoczyzny Ciechanowskiej. *Rozpr. na stopień doktora biol. Uniw. Śląski, Katowice*, ss. 267.
- Lilly M. M. 1953. The mode of life and the structure and functioning of the reproductive ducts of *Bithynia tentaculata* (L.). *Proc. Malac. Soc. London.*, 30: 87-110.
- Lodge D. M. 1985. Macrophyte-gastropod associations: observations and experiments on macrophyte choice by gastropods. *Freshwater Biol.*, 15: 695-708.
- Lodge D. M. 1986. Selective grazing on periphyton: a determinant of freshwater gastropod microdistributions. *Freshwater Biol.*, 16: 831-841.
- Lodge D. M., Kelly P. 1985. Habitat disturbance and the stability of freshwater gastropod populations. *Oekologia (Berlin)*, 68: 111-117.
- Lopez B. R., Kofoed L. H. 1980. Epipsammic browsing and deposit-feeding in mud snails (Hydrobiidae). *J. Mar. Res.*, 38: 585-600.
- Ložek V., 1964. Quartärmollusken der Tschechoslovakei. *Geol. Zentralanstalt Tsch. Akad. Wiss., Praha*, ss. 374.
- Macan T. T. 1950. Ecology of the freshwater Mollusca in the English Lake District. *J. Animal Ecol.*, 19: 124-146.

- Mac Arthur R. H., Wilson E. O. 1967. The theory of island biogeography. Princeton Univ. Press., Princeton, ss. 196.
- Mazaraki M. 1979. Ślimaki i małże Ziemi Chrzanowskiej zebrane w latach 1969-1976. Studia Ośrodka Dokument. Fizjograf. PAN, 7: 165-177.
- Mc Killop W. 1985. Distribution of aquatic gastropods across the Ordovician dolomite – Precambrian granite contact in south-eastern Manitoba, Canada. Canad. J. Zool., 63: 278-288.
- Merkel E., 1894. Malakofauna von Schlesien. Breslau, ss. 293.
- Milliger L. E., Stewart K. W., Silvey K. G. 1971. The passive dispersal of viable algae, protozoans and fungi by aquatic and terrestrial Coleoptera. Ann. Entomol. Soc. Am., 64: 36-46.
- Mouthon J. 1981. Typologie des mollusques des eaux courantes. Organisation biotypologique et groupements socioecologiques. Ann. Limnol., 17: 143-162.
- Myzyk S. 2002. Life cycle of *Valvata cristata* O. F. Müller, 1774, (Gastropoda, Heterobranchia) in the laboratory. Folia Malacol., 10: 47-75.
- Newell R. 1965. The role of detritus in the nutrition of two marine deposit feeders, the prosobranch *Hydrobia ulvae* and the bivalve *Macoma balthica*. Proc. Zool. Soc. London, 144: 25-45.
- Odum E. P., de la Cruz A. A. 1963. Detritus as a major component of ecosystems. Bull. Amer. Ins. Biol. Sci., 13: 39-40.
- Økland J. 1990. Lakes and snails. Universal Book Services, Oegstgeest, ss. 516.
- Olsson T. I. 1981. Overwintering of benthic macroinvertebrates in ice and frozen sediment in a north Swedish river. Holarctic Ecology, 4: 161-166.
- Painter D. 1999. Macroinvertebrate distribution and the conservation value of aquatic Coleoptera, Mollusca and Odonata in the ditches of traditionally managed and grazing fen at Wicken Fen., UK. J. Appl. Ecol., 36: 33-48.
- Patrick R. 1979. Stream benthic communities. Amer. Sci., 58: 546-549.
- Patzner R. A., Isarch E. G. 1999. The water molluscs of the „Leopoldskroner Teich” a pond in the city of Salzburg (Austria) (Gastropoda et Bivalvia). Malak. Abh. Mus. Tierkde Dresden, 19: 273-279.
- Pax F. 1921. Die Tierwelt Schlesiens. Fischer Verlag, Jena, ss. 342.
- Perrin N. 1986. Le parametres du cycle vital de *Physa acuta* (Gastropoda, Mollusca) en milieu experimental. Rev. Suisse de Zoologie, 93: 725-736.
- Piechocki A. 1979. Mięczaki (Mollusca), Ślimaki (Gastropoda). W: „Fauna słodkowodna Polski”, 7. PWN, Warszawa, ss. 189.
- Pieczyńska E. 1970. Peryfiton jako pokarm zwierząt wodnych. Wiad. Ekol., 16: 133-144.
- Pieczyńska E. 1988. Rola makrofity w kształtowaniu trofii jezior. Wiad. Ekol., 34: 375-405.
- Pip E. 1978. A survey of the ecology and composition of submerged aquatic snail-plant communities. Canad. J. Zool., 56: 2263-2279.
- Pip E. 1986. A study of pond colonization by freshwater molluscs. J. Molluscan Stud., 52: 214-224.
- Pip E., Stewart J. M. 1976. The dynamics of the aquatic plant-snail association. Canad. J. Zool., 54: 1192-1205.
- Podbielkowski Z., Tomaszewicz H. 1979. Zarys hydrobotaniki. PWN, Warszawa, ss 531.
- Porter K. G. 1977. The plant-animal interface in freshwater ecosystems. Amer. Sci., 65: 159-170.
- Powell A., South A. 1978. Studies on the mollusc faunas of gravel-pit lakes in s. e. England. J. Mollusc. Stud., 44: 327-339.

- Precht H. 1939. Zur Kopulation und Eiablage einer Planorbiden. Zool. Anz., 115: 80-89.
- Proschwitz v. T. 1997. *Bithynia tenatculata* (L.) in Norway – a rare species on the edge of its western distribution and some notes on the dispersal of freshwater snails. Fauna (Oslo), 50: 102-107.
- Puchalski W. 1985. Poeksploatacyjne zbiorniki wodne. Wstęp do charakterystyki ekologicznej. Wiad. Ekol., 31: 3-25.
- Reavell P. E. 1980. A study of the diets of some British freshwater gastropods. J. Conchol. 30: 253- 271.
- Rembecka I. 1988. Analysis of some shell features of *Valvata cristata* O.F. Müller, 1774 (Prosobranchia: Valvatidae) from fish pond in Ligota-Zabrzeg (Upper Silesia). Folia Malacol., 2: 77-82.
- Rembecka I. 1989. Freshwater snails (Mollusca: Gastropoda) of fish ponds in Silesia (Southern Poland). Folia Malacol., 3: 131-137.
- Richardot M. 1978. Ecological factors inducing estivation in the freshwater limpet *Ferrissia wautieri* (Basommatophora: Ancyliidae). III. Density levels and food supply. General conclusions. Malacol. Rev., 11: 47-58.
- Russell-Hunter W. 1961. Annual variations in growth and density in natural populations of freshwater snails in the west of Scotland. Proc. Zool. Soc. London., 137: 135-171.
- Russell-Hunter W. 1978. Ecology of freshwater pulmonates, s.: 335-384. W: V. Fretter i J. Peake (Red.) „Pulmonates” vol. 2 A. Academic Press, New York.
- Samochwalenko T., Stańczykowska A. 1972. Fertility differentiation of two species of Viviparidae (*Viviparus fasciatus* Mull. and *V. viviparus* L.) in some environments. Ekol. Pol., 20: 479-492.
- Sand-Jensen K., Borum J. 1984. Epiphyte shading and its effects on photosynthesis and diel metabolism of *Lobelia dortmana* L. during the spring bloom in a Danish lake. Aquatic Botany, 20: 109-119.
- Schäfer H. 1953. Beiträge zur Ernährungsbiologie einheimischer Süßwasserprosobranchier. Z. Morphol. Oekol. d. Tiere, 41: 247-264.
- Scheerbom J. E. M., van Elk R. 1978. Field observation on the seasonal variation in the natural diet and haemolymph – glucose concentration of the pond snail *Lymnaea stagnalis* (L.). Proc. Konink. Nederl. Acad. Wet. sect. C, 81: 365-376.
- Scheffer M. 1998. Ecology of shallow lakes. Chapman and Hall, London, ss. 212.
- Sculthorpe C. D. 1967. The biology of aquatic vascular plants. St. Martin's Press, New York, ss. 331.
- Serafiński W., Rembecka I., Strzelec M. 1989. Biometrics and life cycle of *Physa acuta* Draparnaud, 1805, (Gastropoda: Basommatophora: Physidae) under human impact. Folia Malacol., 3: 139-147.
- Serafiński W., Szulakowska G., Wielgus-Serafińska E., Sajdak G. 1978. Studies on biology of fresh-water snails from Silesian Industrial Area. III. Accumulation and localization of lead in shells and tissues of *Planorbarius corneus* (L.). Acta Biol., 5: 19-23.
- Sheldon S. P. 1987. The effects of herbivorous snails on submerged communities in Minnesota lakes. Ecology, 68: 1920-1931.
- Sigismund H. R., Hylleberg J. 1987. Dispersal-mediated coexistence of mud snails (Hydrobiidae) in an estuary. Marine Biology, 94: 395-402.
- Skaane E. 1985. (cyt. za Øklandem 1990).
- Skoog G. 1975. Influence of natural food items on growth and egg production in brackish water population of *Lymnaea peregra* and *Theodoxus fluviatilis* (Mollusca). Oikos, 31: 340-348.

- Soszka G. 1975. The invertebrates of submerged macrophytes in three Masurian lakes. *Ekol. Pol.*, 23: 371-391.
- Stańczykowska A. 1960. Charakter występowania mięczaków na kilku gatunkach roślin wodnych. *Ekol. Pol. B.*, 6: 333-338.
- Steinmann A. D., McIntire C. D., Gregory S. V., Lamberti G. A., Ashkenas L. R. 1987. Effects of herbivore type and density on taxonomic structure and physiognomy of algal assemblages in laboratory stream. *J. North. Amer. Benthol. Soc.*, 6: 175-188.
- Stockner J. G., Armstrong F. A. 1971. Periphyton of the experimental lakes area north-western Ontario. *J. Fisch. Res. Biol. Canada*, 28: 215-229.
- Storey R. 1971. Some observations on the feeding habits of *Lymnaea peregra* (Müller). *Proc. Malacol. Soc. London*, 39: 327-331.
- Strzelec M. 1988. The influence of industrial environment on the distribution of freshwater snails in Uppersilesian Industrial Region. *Folia Malacol.*, 2: 97-121.
- Strzelec M. 1989. Biometrical variability of *Planorbis planorbis* (L.) in anthropogenic water bodies of Uppersilasian Industrial Region. *Folia Malacol.*, 3: 159-173.
- Strzelec M. 1992. Fauna ślimaków wodnych projektowanego rezerwatu ornitologicznego „Żabie Doły” w Bytomiu. *Kształt. Środ. Geogr. Ochr. Przyr. Obszar. Zurb.*, 4: 44-48.
- Strzelec M. 1993. Ślimaki (Gastropoda) antropogenicznych środowisk wodnych Wyżyny Śląskiej. *Prace nauk. Uniw. Śląskiego nr 1358, Katowice*, ss. 104.
- Strzelec M. 1999a. Effects of artificially elevated water temperature on growth and fecundity of *Potamopyrgus antipodarum* (Gray) in anthropogenic water bodies of southern Poland. *Malak. Abh. Mus. Tierkde Dresden*, 19: 265-272.
- Strzelec M. 1999b. The effects of elevated water temperature on occurrence of freshwater snails in Rybnik dam reservoir (Upper Silesia, Poland). *Folia Malacol.*, 7: 93-98.
- Strzelec M. 1999c. Dolomitic bed-rock as the factor affecting the distribution of freshwater snails in sinkhole ponds of Upper Silesia (Poland). *Mitt. Dtsch. Malakozool. Ges.*, 62/63: 43-48.
- Strzelec M. 2000. The changes in the freshwater snail (Gastropoda) fauna of the dam reservoir Gzel (Upper Silesia) and their causes. *Folia Limnol.*, 7: 173-180.
- Strzelec M. 2002. Effect of thermal discharges from a power plant on the freshwater snail fauna in three polish lakes. *Walkerana*, 9 (22): 139-150.
- Strzelec M., Jeż R. 1998. Ślimaki (Gastropoda) rzeki Trzebyczki na terenie projektowanego rezerwatu „Antoniów” koło Dąbrowy Górniczej. *Chrońmy Przyr. Ojcz.*, 54: 107-112.
- Strzelec M., Lewin I. 1996. Some data on the distribution and biology of *Ferrissia wautieri* (Mirolli, 1960) in Southern Poland (Gastropoda: Ancyliidae). *Mitt. Dtsch. Malakozool. Ges.*, 58: 23-26.
- Strzelec M., Serafiński W. 1984. Ślimaki (Gastropoda) zbiorników wodnych powstałych w wyniku eksploatacji górniczej w Górnośląskim Okręgu Przemysłowym. *Prz. Zool.* 28: 185-191.
- Strzelec M., Serafiński W. 1994. Life cycles of freshwater planorbid snails in anthropogenic water bodies. *Acta Biol. Siles.*, 24: 104-117.
- Strzelec M., Serafiński W. 1996. Population ecology of *Potamopyrgus antipodarum* (Gray, 1843) in recently colonised area: Upper Silesia (Southern Poland). *Malak. Abh. Mus. Tierkde Dresden*, 18: 75-82.
- Sumner W. T., McIntire C. D. 1982. Grazer-periphyton interactions in laboratory streams. *Arch. f. Hydrobiol.*, 93: 135-157.
- Tashiro J. S. 1982. Grazing in *Bithynia tentaculata*. Age specific bioenergetics patterns in repro-

- ductive partitioning of ingested carbon and nitrogen. *Am. Midl. Nat.*, 197: 133-150.
- Taylor E., Mozeley A. 1948. A culture method for *Lymnaea truncatula*. *Nature*, 161: 894.
- Thomas J. D. 1982. Chemical ecology of the snail hosts of schistosomiasis: snail: snail and plant: plant interactions. *Malacologia*, 22: 81-91.
- Thomas J. D., Daldorph P. W. G. 1994. The influence of nutrient and organic enrichment on a community dominated by macrophytes and gastropod molluscs in a eutrophic drainage channel: relevance to snail control and conservation. *J. Appl. Ecol.*, 31: 571-588.
- Thomas J. D., Nwanko D. J., Sterný P. R. 1985. The feeding strategies of juvenile and adult *Biomphalaria glabrata* (Say) under simulated natural conditions and their relevance to ecological theory and snail control. *Proc. Roy. Soc. London B*, 226: 177-209.
- Tomlins A. R., Scott R. R. 1986. Effect of treated sewage effluent on the macroinvertebrates of a fine sediment substrate stream. *Mauri Ora*, 13: 1-12.
- Underwood G. J. C. 1991. Growth enhancement of the macrophyte *Ceratophyllum demersum* in the presence of the snail *Planorbis planorbis*: the effect on grazing and chemical conditioning. *Freshwater Biol.*, 26: 325-334.
- Underwood G., Thomas J. 1990. Grazing interaction between pulmonate snails and epiphytic algae and bacteria. *Freshwater Biol.*, 23: 505-522.
- Velde van der G. 1991. Population dynamics and population structure of *Ferrissia wautieri* (Mirolli, 1960) (Gastropoda Ancyliidae) in a pond near Nijmegen (The Netherlands). *Hydrobiol. J.*, 24: 114-144.
- Vinikour W. S. 1981. Aquatic insect drift through a final-cut strip mine pit, with emphasis on drift distance. *Hydrobiologia*, 77: 225-232.
- Vlasblom A. G. 1971. Further investigations into the life cycle and soil dependence of the water snail *Aplexa hypnorum*. *Basteria*, 35: 95-108.
- Walter J. 1980. The density of the pond snail *Lymnaea auricularia* and *L. peregra* in Lake Zürich (Gastropoda: Basommatophora). *Swiss. J. Hydrol.*, 42: 65-71.
- Walton C. L., Jones W. W. 1926. Further observations on the life-history of *Limnaea truncatula*. *Parasitology*, 18: 144-147.
- Wetzel R. G. 1983. *Limnology*. W.B. Saunders C.O., Philadelphia, ss. 767.
- Wiktor A. 1958. Z biologii odżywiania się ślimaków. *Prz. Zool.*, 2: 125-146.
- Wilson E. O. 1990. *Bioróżnorodność życia*. PIW, Warszawa, ss. 508.
- Winterbourn M. 1970a. The New Zealand species of *Potamopyrgus* (Gastropoda: Hydrobiidae). *Malacologia*, 10: 283-321.
- Winterbourn M. J. 1970b. Population studies on the New Zealand freshwater gastropod *Potamopyrgus antipodarum* (Gray). *Proc. Malacol. Soc. London*, 39: 139-149.
- Włosik-Bieńczyk E. 2000. Zmiany w faunie mięczaków (Mollusca) zbiorników powyrobiskowych w dolinie strumienia Junikowskiego w Poznaniu w latach 1996-1999. *Przegląd Przyrodniczy*, 11: 53-63.
- Wood P. J., Greenwood M. T., Barker S. A., Gunn J. 2001. The effect of amenity management for angling on the conservation value of aquatic invertebrate communities in old industrial ponds. *Biol. Conservation*, 102: 17-29.
- Young M. R. 1975. The life cycles of six species of freshwater molluscs in the Worcester-Birmingham canal. *Proc. Malacol. Soc. London*, 41: 533-548.
- Zettler M. L. 1998. The aquatic molluscs in the drainage area of the river Peene (north-east Germany). *Malak. Abh. Mus. Tierkde Dresden*, 19: 127-138.



WYDAWNICTWA CENTRUM DZIEDZICTWA PRZYRODY GÓRNEGO ŚLĄSKA

PRZYRODA GÓRNEGO ŚLĄSKA – ilustrowany przyrodniczy kwartalnik popularnonaukowy, ukazujący się od 1995 roku. Cena jednego egzemplarza: 2,00 zł.

RAPORTY OPINIE – naukowe wydawnictwo seryjne, ukazujące się od 1996 roku.

Dotychczas wydano czerwone listy gatunków oraz zbiorowisk roślinnych na Górnym Śląsku. Poszczególne tomy zawierają:

- Tom 1 (1996) – czerwone listy roślin naczyniowych oraz kręgowców,
- Tom 2 (1997) – czerwone listy wątrobowców, mchów i zbiorowisk roślinnych,
- Tom 3 (1998) – czerwone listy chrząszczy i motyli dziennych,
- Tom 4 (1999) – czerwone listy grzybów wielkoowocnikowych i porostów,
- Tom 5 (2001) – czerwone listy pajaków i mięczaków.

Cena jednego egzemplarza: 3,00 zł

ŚLĄSKA BIBLIOTECZKA PRZYRODNICZA – popularnonaukowe wydawnictwo seryjne.

Tom 1. J. B. Parusel 1996. Pszczyńskie żubry.

Cena jednego egzemplarza: 4,50 zł

NATURA SILESIAE SUPERIORIS – rocznik naukowy, ukazujący się od 1997 roku.

Wydawnictwo przeznaczone jest do publikacji wyników badań i studiów przyrody ożywionej i nieożywionej Górnego Śląska, dokumentujących jej bogactwo i różnorodność, straty, zmiany i zagrożenia oraz strukturę i funkcjonowanie w aspektach jej ochrony i kształtowania. Dotychczas wydano 7 tomów i jeden suplement. Cena jednego egzemplarza: 20,00 zł.

MATERIAŁY OPRACOWANIA – naukowe wydawnictwo seryjne, ukazujące się od 1998 roku.

Tom 1. A. Stebel 1998. Mszaki województwa katowickiego – stan poznania, zagrożenia i ochrony.

Tom 2. T. Nowak 1999. Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych na terenie wschodniej części Garbu Tarnogórskiego (Wyżyna Śląska).

Tom 3. M. Syniawa 2000. Biograficzny słownik przyrodników śląskich. Cz. 1.

Tom 4. W. Serafiński, M. Strzelec, A. Michalik-Kucharz 2000. Bibliografia współczesnej malakofauny Śląska (1600-2000).

Tom 5. B. Fojcik, A. Stebel 2001. Struktura ekologiczna i przestrzenna bryoflory miasta Katowice.

Tom 6. G. Woźniak 2001. Flora roślin naczyniowych osadników ziemnych wód kopalnianych – nieużytków poeksploatacyjnych na Górnym Śląsku.

Tom 7. A. Stebel, B. Fojcik 2003. Atlas rozmieszczenia mchów chronionych Polski w województwie śląskim.

Cena jednego egzemplarza: 3,00 zł.

WYDAWNICTWA ZWARTE

J. B. Parusel 2002. NATURA 2000 – europejska sieć ekologiczna w województwie śląskim (propozycje). Publikacja zawiera podstawowe informacje o programie Natura 2000 w Europie i Polsce oraz o ostojach ptasich i siedliskowych wyznaczonych w województwie śląskim.

Cena jednego egzemplarza: 2,00 zł.

WYDAWNICTWA SĄ DO NABYCIA

W BIURZE CENTRUM DZIEDZICTWA PRZYRODY GÓRNEGO ŚLĄSKA W KATOWICACH ORAZ W:

• Księgarni ORWN PAN w Katowicach, ul. Bankowa 11, • Muzeum Górnictwa Węglowego w Zabrze, ul. 3 Maja 19, • Muzeum Górnośląskim w Bytomiu, ul. J. III Sobieskiego 2, • Muzeum Śląskim w Katowicach, Al. Korfantego 3, • Muzeum Śląska Opolskiego w Opolu, ul. Mały Rynek 7, • Ogrodzie Botanicznym Uniwersytetu Wrocławskiego we Wrocławiu, ul. Sienkiewicza 23. Można je także otrzymać za zaliczeniem pocztowym. Wpłaty należy dokonywać na konto: Kredyt Bank PBI SA II/O Katowice, nr rachunku: 37 15001445-1214400344180000.



Centrum Dziedzictwa Przyrody Górnego Śląska zostało powołane Zarządzeniem Nr 204/92 Wojewody Katowickiego z dnia 15 grudnia 1992 r. do badania, dokumentowania i ochrony oraz prognozowania stanu przyrody Górnego Śląska. Od 1 stycznia 1999 r. Centrum jest samorządową jednostką budżetową przekazaną województwu śląskiemu Rozporządzeniem Prezesa Rady Ministrów z dnia 25 listopada 1998 r.