

MARIUSZ TSZYDEL<sup>1</sup>, GRZEGORZ TOŃCZYK<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Uniwersytet Łódzki

Katedra Ekologii i Zoologii Kręgowców  
Banacha 12/16, 90-237 Łódź

<sup>2</sup>Uniwersytet Łódzki

Katedra Zoologii Bezkręgowców i Hydrobiologii  
Banacha 12/16, 90-237 Łódź

E-mail: [mtszydel@biol.uni.lodz.pl](mailto:mtszydel@biol.uni.lodz.pl)

[tonczyk.grzegorz@gmail.com](mailto:tonczyk.grzegorz@gmail.com)

## BÓBR – PRZYJACIEL CZY WRÓG? NATURALNA MAŁA RETENCJA ODPOWIEDZIĄ NA NIEKORZYSTNY BILANS WODNY POLSKI

### PROBLEMY Z RETENCJĄ WIELKOSKALOWĄ

Nasilające się od XIX w. ekspansja demograficzna i urbanistyczna doprowadziły do wyraźnego ograniczenia zasobów wody słodkiej. Światowe problemy związane z deficytem wody zaczęto rozwiązywać w pierwszej połowie XX w. poprzez retencjonowanie wody. W ciągu ostatniego stulecia na świecie powstało ponad 40 tys. zbiorników z tamami powyżej 15 metrów wysokości oraz niezliczona liczba drobnych zbiorników retencyjnych (POFF i HART 2002); najwięcej w USA (6375), Indiach (4010), Chinach (1855), Hiszpanii (1187) i Japonii (1077). Największe gromadzą około 170 km<sup>3</sup> i zajmują powierzchnię kilku tysięcy km<sup>2</sup>. Duże zbiorniki dość często nie spełniają zakładanej roli przeciwpowodziowej i mają niewielkie znaczenie w produkcji tzw. „białej energii” (LEHNER i współaut. 2005), mogą natomiast negatywnie oddziaływać na środowisko. Zwykle rodzaj i skala zmian w biocenozie rzeki, zależy od wielkości akwenu, typu i systemu pracy zapory oraz od wieku zbiornika (ROBINSON i współaut. 2003). Do głównych mankamentów związanych z dużymi zbiornikami zaporowymi zalicza się wypływanie (MORRIS i FAN 1998), co znacznie obniża ich pojemność użytkową i powoduje, że utrzymanie ich wielkości retencji początkowej jest prawie niemożliwe (GŁODEK 1985). Zmniejszenie

zdolności retencyjnej zbiorników jest najbardziej prawdopodobne dla płytkich akwenów położonych na terenach nizinnych. Szacuje się, że przeciętny okres funkcjonowania zbiorników wypełniających się z czasem nanoszonymi osadami mieści się w zakresie 60–120 lat (DENDY i CHAMPION 1978). Likwidacja zapór staje się coraz częstszym rozwiązaniem problemów związanych z wypływaniem zbiorników czy skutkami ich niewłaściwego wykorzystania. Decydują tu w pierwszej kolejności czynniki ekonomiczne i społeczne, a na dalszym miejscu pozostają względy ekologiczne. Tylko niewiele hydrokonstrukcji piętrzących usuwanych jest z przyczyn ekologicznych (POFF i HART 2002), choć wiadomo, że zbiorniki zaporowe zakłócają funkcjonowanie rzek, modyfikując naturalny przepływ i zmieniając przepływ nutrientów (SHUMAN 1995). Gwałtowne, okresowe zrzuty wody niosącej ogromną ilość materii organicznej ze zbiornika mogą wyraźnie ograniczyć lub nawet całkowicie wyeliminować większość zbieraczy oraz filtratorów (WATERS 1995), powodować destabilizację siedlisk, poprzez zmycie drobnych cząstek czy przesunięcie grubszych, co w efekcie doprowadza do zaburzeń w zagęszczeniu zoobentosu (SCRIMGOUR i współaut. 1988). Zbiorniki zaporowe, przerywając ciągłość rzeki i zaburzając

jej termikę, wpływają na historie życia wielu organizmów wodnych, a efekty tych zmian obserwowane są kilkanaście, a w niektórych przypadkach nawet kilkaset kilometrów od zapory (MORITA i współaut. 2000).

O tym, który zbiornik zostanie usunięty decydują zwykle lokalne władze opierające się na zasadzie „ekonomiki zysków i strat”. Korzystniej jest ponieść niższe koszty wynikające z usunięcia tamy i renaturyzacji, niż koszty na naprawę zapór czy ochronę środowisk wodnych przed ewentualnymi katastrofami. W ten sposób w ostatnich 15 latach zlikwidowano w USA ponad 200 zapór (POFF i HART 2002). Dodatkowo, usuwanie wielkich zapór może nieść ze sobą ryzyko zanieczyszczenia rzeki związkami toksycznymi, kumulowanymi przez lata w osadach na dnie zbiornika zaporowego (MORRIS i FAN 1998), a także zasypanie dna rzeki drobnoziarnistymi cząstkami mineralnymi (kolmatacja) (BRUNKE 1999). Nie ma dobrego rozwiązania tego problemu, należy jednak poważnie roz-

ważyć możliwość rezygnacji z budowy kolejnych olbrzymich zbiorników retencyjnych. Takie rozwiązania coraz częściej zalecane są w Ameryce Północnej (KORNIJÓW 2009).

W dobie zainteresowania zrównoważonym rozwojem zauważono destrukcyjny wpływ dużych zbiorników zaporowych na ekosystemy rzeczne. Negatywne konsekwencje funkcjonowania wielkoskalowych zbiorników zaporowych oraz wzrastająca świadomość ekologiczna skłaniają do poszukiwania takiego sposobu retencjonowania wody (rodzaj upustu, wielkość i umiejscowienie tamy oraz charakter zbiornika), który spełniając zakładane funkcje zbiorników, nie miałby znaczącego negatywnego wpływu na otaczającą przyrodę, a nawet byłby czynnikiem przyczyniającym się do wzrostu jej lokalnej różnorodności. Szczególnie istotne jest takie projektowanie zbiorników, które nie przeszkadzałoby procesom biologicznym zachodzącym w cieku.

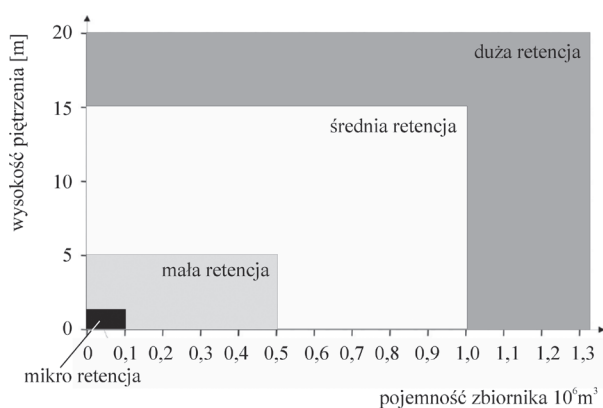
#### BILANS WODNY I PROGRAM MAŁEJ RETENCJI W POLSCE

Problem umiejętnego retencjonowania wody dotyczy również Polski, zwłaszcza jeśli przeliczymy ilość dostępnej zatrzymywanej wody na głowę jednego mieszkańca. Pod tym względem od dawna zajmujemy 5 od końca miejsce w Europie z 1580m<sup>3</sup>/osoba/rok przy średniej europejskiej 4560 m<sup>3</sup>/osoba/rok (CHEŁMIŃSKI 1999). Rozwiązaniem problemu związanego z deficytem wody w naszym kraju mogą być kolejne zbiorniki retencyjne, przy czym planuje się je w skali dużych obiektów. Taki pogląd stoi jednak w wyraźnej sprzeczności z tendencjami światowymi, zmierzającymi raczej do likwidacji dużych zbiorników i zaprzestaniu budowania kolejnych oraz skłonieniu się ku małej retencji i jej intensyfikacji. Pod pojęciem małej retencji wodnej należy rozumieć wszelkie działania techniczne i nietechniczne, zmierzające do poprawy bilansu wodnego zlewni przez zwiększenie zdolności retencyjnych danego terenu (MIODUSZEWSKI 2003).

Jak do tej pory, retencjonowanie wód powierzchniowych za pomocą niewielkich zbiorników wodnych spowodowało zwiększenie małej retencji w naszym kraju o około 15 mln m<sup>3</sup> z planowanych 60 mln m<sup>3</sup> (KOWALEWSKI 2007). Wartości te jednak nie oddają rzeczywistego stanu retencjonowania niewielkoskalowego. Problem polega na tym,

że mała retencja utożsamiana jest prawie wyłącznie ze zbiornikami budowanymi na małych ciekach, jako zbiorniki zaporowe, w których woda spiętrzona jest przy pomocy przegrody czołowej (zbiorniki przepływowe) lub bocznej gdy mamy do czynienia ze zbiornikami usytuowanymi poza korytem rzeki (zbiorniki pozaprzepływowe). Gdyby jednak do tzw. małej retencji zaliczyć również rybne stawy hodowlane, zbiorniki rekreacyjne, przemysłowe, przeciwpożarowe, przeciwpowodziowe oraz zabiegi agrotechniczne, fitomelioracyjne i stawy bobrowe, jak tego chcą LAHMER i współaut. (2001), dane dotyczące małej retencji w Polsce wyglądałyby znacznie okazalej.

Powodem zaniedbania kwestii małej retencji w naszym kraju był m. in. brak jasnej i spójnej klasyfikacji zbiorników, pozwalającej określić, co tak naprawdę jest małą retencją. Trudno projektować małe zbiorniki, kiedy tak naprawdę nie było jasnych kryteriów jakie miały one spełniać. Zwykle przez zbiornik małej retencji uważano akwen gromadzący do 150 tys. m<sup>3</sup> wody (DOBROWOLSKI i LEWANDOWSKI 1998). Dopiero Porozumienie z 21 grudnia 1995 r., zawarte pomiędzy Ministrem Rolnictwa i Gospodarki Żywnościowej oraz Ministrem Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa, dotyczące



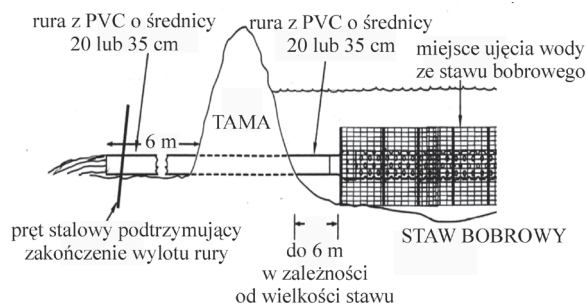
Ryc. 1. Klasyfikacja zbiorników retencyjnych (za Porozumieniem z dnia 21 grudnia 1995 r. zawartym między Minister Rolnictwa i Rozwoju Wsi, oraz Ministrem Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa).

Zasad sporządzania Programów małej retencji, precyzyjnie określiło m. in. wielkość zbiorników należących do małej retencji; maksymalna pojemność nie może przekraczać 5 mln. m<sup>3</sup>, ale nie mniej niż 200 tys. m<sup>3</sup>, przy konstrukcji piętrzącej nie mniejszej niż 1,5 m wysokości (Ryc. 1). Znacznie zwiększyło to skalę i rozmiary małej retencji, przynajmniej w teorii, marginalizując jednocześnie wszelkie mniejsze przejawy zatrzymywania wody. W Porozumieniu tym nie uznaje się za zbiorniki małej retencji zbiorniki o powierzchni do kilkudziesięciu arów i pojemności mniejszej niż 20 tys. m<sup>3</sup>, gdyż z punktu widzenia gospodarki wodnej ich wpływ jest uznawany za nieistotny. Tak małe zbiorniki mogą służyć celom przeciwpożarowym, kąpielowemu, jednak nie uwzględnienie ich w Programach nie wyklucza ich realizacji, jeśli będzie to życzeniem gminy, choć gminy mają dużo większą łatwość z rezygnacji z takiej inwestycji bez żadnych konsekwencji.

Brak odpowiednich badań i analiz skutków jakie mogą wywierać małe zbiorniki na środowisko naturalne powoduje, że często władze lokalne nie potrafią zająć stanowiska wobec planowanej organizacji kolejnych przejawów małej retencji. Bardzo często z tego powodu projekty są zarzucane lub zeforsowane projekty budzące powszechne wątpliwości. Tak jest na przykład z wdrażanym projektem MEW (Małych Elektrowni Wodnych), który rodzi wiele kontrowersji przyrodników, a jest obiektem lobbingu ze strony prywatnych producentów energii (RADKE i współaut. 2010). Tymczasem, po-

trzeby retencjonowania wody powinny iść w parze z jednoczesnym zachowaniem aktualnego stanu lub poprawie jakości wody i zwiększeniu różnorodności biologicznej, zgodnie z tym, co nakazuje RDW, i być poprzedzone analizą ekonomiczną uwzględniającą koszty realizacji i eksploatacji obiektu oraz korzyści ekonomiczne przysporzone dzięki ich eksploatacji. Niestety zwiększona dbałość o naturalne zasoby wodne jest w kolizji z zapotrzebowaniami społecznymi i tradycyjnym modelem retencjonowania wody. W naszym kraju dobro społeczne jest priorytetem, a realizacja projektu do niedawna miała niewiele wspólnego z zasadą zrównoważonego rozwoju.

Zupełnie inaczej wygląda sytuacja, kiedy zbiorniki gromadzące wodę powstają naturalnie. Piętrząc rzekę bóbr nie pyta ile ma to kosztować i czy ma to zrealizować w najbliższym roku. Nie interesują go granice administracyjne ani własność gruntu. Bóbr zmienia stosunki wodne danego terenu zwykle w miejscach, gdzie będzie to dla niego najłatwiejsze. Trudno zmusić zwierze, aby pracowało dla człowieka, budowało tam gdzie on wskaże, jednak stawy bobrowe nie zawsze muszą być tworem niekontrolowanym. Co ciekawe, może okazać się, że są one równie łatwe do kontrolowania, jak zbiorniki zaopatrzone w ruchomy jaz. Znając parametry tamy oraz maksymalną rzędną poziomu lustra wody stawu bobrowego można, za pomocą urządzeń sterujących napełnieniem stawu bobrowego, tzw. cylindrów Clemesona (Ryc. 2) umieszczanych w tamie bobrowej, tak ustalić poziom piętrzenia, by, przy zminimalizowaniu potencjalnych szkód wynikających z podtopienia, utrzymywać równocześnie bobrowe siedlisko, a pośrednio, magazynować pewną ilość wody (CLOSE 2003). Zanim jednak zaczniemy manipulować konstrukcjami



Ryc. 2. Stabilizowanie poziomu lustra wody w stawie bobrowym za pomocą cylindrów Clemesona (za CLOSE 2003).

bobrowymi, może okazać się, że nie ma takiej potrzeby, gdyż nie oddziałują one tak negatywnie na środowisko naturalne, jak często przedstawiane jest to w mediach. Dyrektywy Unijne traktują bobra jako czynnik uzdrawiający cieki i traktują jako ważny element eko-

systemu wodnego, mokradeł, teras zalewowych (*Dyrektywa 1992/43/EWG w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory*, Dyrektywa 2000/60/WE ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej).

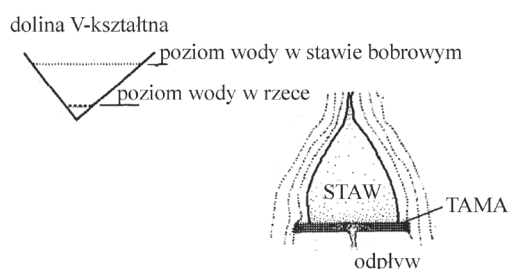
#### STAWY BOBROWE – PRZYKŁAD NATURALNEJ MAŁEJ RETENCJI PRZYJAZNEJ DLA ŚRODOWISKA

Najstarsze szczątki bobrów, odkryte na stanowiskach archeologicznych Eurazji i Ameryki Północnej, pochodzą z mezolitu (ponad 7 tys. lat temu), co oznacza, że podtopienia wynikające z bytności tych zwierząt były integralną częścią ekosystemów rzecznych oraz towarzyszyły osadnictwu ludzkiemu praktycznie od początku (BERESZYŃSKI 1991). Zmiany jakich dokonują na środowisku zależą od zagęszczenia i dynamiki populacji oraz czasu przebywania ich na danym terenie. Stawy bobrowe mogą mieć też różną wielkość (powierzchnię i pojemność retencyjną); zależy to od morfologii terenu, ukształtowania koryta rzecznego i charakterystyki przepływu w cieku. W górskich i wyżynnych terenach, gdzie dolina ma wyraźnie V-kształtny przekrój, podpiętrzenie prowadzi do powstania niewielkiego, ale głębokiego stawu, podczas gdy na rozległych terasach zalewowych nizinnych rzek stawy mają zwykle dużą powierzchnię i małą głębokość (JOHNSTON i NAIMAN 1987) (Ryc. 3). Różnice występują też w budowie samej tamy, która w górskich ciekach musi być wyższa i bardziej masywna, aby oprzeć się kinetycznej energii płynącej wody (JOHNSTON i NAIMAN 1987).

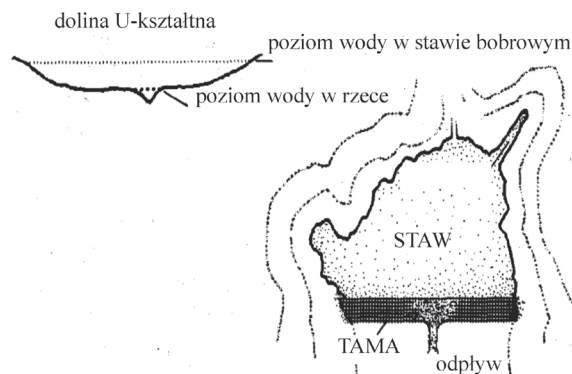
Bóbr zasiedla najczęściej cieki płynące w obniżeniach terenowych: w rynnach subglacialnych, wytopiskach i dolinach erozyjnych. Bobrowe tamy piętrzące wodę mogą mieć postać pojedynczego progu lub kaskady tam; zwłaszcza ten ostatni model może znacząco wpływać na wielkość przepływu i poziom wód w ciekach piętrzonych (GRASSE 1951). Tama powstaje, gdy płynąca woda, niosąca ze sobą cząstki organiczne różnych frakcji, dodatkowo uszczelnia przestrzeń między elementami konstrukcyjnymi, tak jak sito z czasem zapycha się od nadmiaru odcedzanego substratu. Bobry zwykle nie nadbudowują korony w celach zwiększenia retencji, bazując jedynie na aktualnym przepływie i retencji. Nadwyżki wody w chwili przejścia przez system hydrauliczny stawu bobrowe-

go przelewają się przez tamę szczególnie w bocznych jej partiach. Zatrzymanie ciek powoduje zalanie przyległych do rzeki teras zalewowych, której towarzyszy sedimentacja materiału niesionego przez ciek (CZECH 2000). Rzadko jednak dochodzi do dramatycznego wypłynięcia stawów bobrowych, dlatego że podpiętrzenia przez nie tworzone są krótkotrwałe w skali czasu i wiele procesów groźnych dla sztucznych zbiorników, w stawach bobrowych nie zdąży zająć (BUTLER i MALANSON 2005).

##### Staw bobrowy na rzece górskiej lub wyżynnej



##### Staw bobrowy na rzece nizinnej



Ryc. 3. Powierzchnia i pojemność retencyjna stawu bobrowego, zależna od morfologii terenu (za JOHNSTON i NAIMAN 1987).

Niewielkie rozmiary stawów bobrowych zwykle nie powodują zmian w termice cieków i nie generują różnic w temperaturze wody poniżej i powyżej piętrzenia. Przy niedługim czasie retencji, małej głębokości tych akwenów, a w konsekwencji braku stratyfikacji termicznej oraz braku w tamie podziału na upust dolny bądź górny, woda sączy się całą powierzchnią tamy, termika w cieku nie zostaje zaburzona (MCRAE i EDWARDS 1994). Z drugiej strony zdarza się, że płytkie rozległe rozlewiska o spowolnionym przepływie, odsłonięte na promienie słoneczne, mogą stać się magazynem energii, co w konsekwencji prowadzi do zrzutu cieplejszej wody, a różnica w temperaturze wody w rzece powyżej i poniżej stawu bobrowego może wynieść nawet 9°C (MARGOLIS i współaut. 2001). W okolicy stawów bobrowych podwyższa się i stabilizuje poziom wody gruntowej. Kaskada tam bobrowych poważnie redukuje erozję wgłębną, boczną linię brzegową koryta rzecznoego w bystrzach i nadmierną kolmatację w zastojach (PARKER i współaut. 1985). Różnorodność roślin związanych ściśle ze stawami bobrowymi jest tym większa im bliżej brzegów i im wahania lustra wody częściej powodują podtopienia (RAY i współaut. 2001). Wpływ tego rodzaju retencji widoczny jest w postaci sukcesji pewnych gatunków roślin, nawet na długo po opuszczeniu terenu przez bobry. Ścinając drzewa, prześwietlają zwarte zadrzewienia umożliwiając wtargnięcie siewkom drzew, roślinności zielnej i ziemnowodnej (SUZUKI i MCCOMB 2004). Ewentualna dynamika zmienności powierzchni stawu bobrowego jest przyczyną zmiany charakteru ekotonu cieków. Ze względu na często występujące podtapianie strefy przybrzeżnej stawu, zwiększa się powierzchnia strefy przejściowej pomiędzy wodą i lądem – strefy, w której zachodzą bardzo intensywne procesy wymiany materii i energii, wpływające na cykle biohydrochemiczne oraz sieci troficzne (RAY i współaut. 2001), wspierając procesy samooczyszczania. Wody gromadzone w stawach bobrowych stopniowo wnikają w otaczający grunt, lokalnie podwyższając poziom wody podskórnej. Nawet w znacznej odległości od cieków zmianie ulega uwodnienie gleb, jak również skład gatunkowy fauny glebowej (ROSELL i współaut. 2005). Rozlewiska bobrowe stają się oczyszczalniami wody, gdzie różne zanieczyszczenia ulegają sedymentacji, sorpcji i innym przemianom fizyko-chemicznym wspieranym przez mikroorganizmy rozkładające martwą materię organiczną w toni

wodnej i akumulowaną na dnie, zwiększając przejrzystość wody i ograniczając jej zanieczyszczenie metalami ciężkimi czy związkami biogennymi (CIRMO i DRISCOLL 1993). Pływające i wykopujące muł bobry, powodują mieszanie się wody z osadem dennym (resuspensję), uaktywniając w ten sposób procesy biochemiczne. W wodzie o wyższej zawartości związków biogennych, licznie występuje plankton roślinny i zwierzęcy, ważny dla organizmów planktonożernych. Podobnie jak w przypadku dużych zbiorników, dominantami poniżej tam bobrowych są przedstawiciele zbieraczy i filtratorów (SMITH i współaut. 1991), gdzie notuje się znacznie większe ich zagęszczenia. Zagęszczenie bezkręgowców poniżej tamy bobrowej było ponad 3 razy większe niż w rzece powyżej piętrzenia i ponad 5 razy większe niż w stawie bobrowym (ROLAUFFS i współaut. 2001), który to, pozbawiony przepływu oraz żwirowo-kamienistego podłoża, stał się niedostępny zwłaszcza dla reofili (ROSELL i współaut. 2005). Obfitość cząstek organicznych oraz zwolnienie prądu sprzyjają gatunkom bezkręgowców wodnych charakterystycznych dla wód stojących, o spowolnionym przepływie, z tendencją do stagnowania, nawet jeśli piętrzenie miało miejsce dla odcinka niskorzędowego i na szybko płynącym cieku (MCDOWELL i NAIMAN 1986). Pojawienie się zbiornika wody stojącej stwarza też dogodne miejsce do bytowania przedstawicielom epineustonów (HODKINSON 1975a, b). Wokół żeremi bobry zatapiają zwykle w dużej ilości gałęzie i młode pędy krzewów (rodzaj spiżarni), zwiększając ilość kryjówek (ang. snag habitats), a tym samym obfitość bezkręgowców w samym stawie bobrowym, w porównaniu do piaszczystych, kamienistych czy litoralnych stref przybrzeżnych jezior (FRANCE 1997). Różnorodność biologiczna organizmów bezkręgowych oraz ich obfitość wpływa znacząco na zwiększenie produktywności danego odcinka rzeki czy siedliska, stanowiąc doskonałą bazę pokarmową dla wielu gatunków ryb, zwłaszcza stadiów młodocianych. Tamy i stawy bobrowe mogą istotnie wpływać na ichtiofaunę również z innych powodów. U niektórych gatunków ryb obserwowano wzrost, a u innych spadek liczebności (HÄGGLUND i SJÖBERG 1999). Tamy mogą stać się fizyczną barierą uniemożliwiającą wędrówkę zwierząt w górę cieków. Jednak zniknięcie bobrów na wielu obszarach skutkuje wyraźnym pogorszeniem warunków życia dla ryb (POLLOCK i współaut. 2003). Wszelkie negatywne aspek-

ty działalności inżynierskiej bobrów na ichtiofaunę rzek, nawet jeśli się pojawiają, mają charakter lokalny i krótkookresowy, co wynika z tendencji do przemieszczania się poszczególnych osobników czy całych rodzin co kilka lat. Opuszczone stawy bobrowe szybko niszczeją, a przyroda ma możliwość powrócić do stanu pierwotnego (ROSELL i współaut. 2005). Tamy mogą być przeszkodą utrudniającą migrację ryb w górę cieku, jednak tylko okresowo. W okresie wiosennych roztopów śniegu stwierdzono, że na skutek wezbrań, większość tam uległa zniszczeniu, a te, które pozostały, były wyraźnie rozszczel-

nione i ryby bez trudu mogły je pokonywać. Wiele opracowań wskazuje na stawy bobrowe jako dogodne miejsce dla rozwoju narybku oraz schronienie, szczególnie dla dużych osobników, w okresach niskich stanów wód w rzekach zwiększając pulę dostępnych miejsc i kryjówek (SNODGRASS i MEFFE 1999). Zwiększenie ilości kryjówek między gałęziami zwalonych do wody drzew oraz pnie, będące pomostem między środowiskiem wodnym i lądowym, to udogodnienia siedliskowe dla wielu grup bezkręgowców lądowych, płazów, ptaków, nietoperzy i małych ssaków (SUZUKI i MCCOMB 2004).

#### RACHUNEK EKONOMICZNO-SPOŁECZNY DZIAŁALNOŚCI BOBRÓW

Naturalna migracja bobra europejskiego z terenów północno-wschodnich Europy wspomagana planową reintrodukcją oraz objęcie prawną ochroną tego gatunku sprawiły, że jest on obecnie w naszym kraju bardzo liczny. Na tyle liczny, że w 2004 r. zmieniono status jego ochrony ze ścisłej na częściową. Podobnie rzecz ma się w Europie (Tabela 1), gdzie dla reintrodukowanego w wielu

zwiększenie wielkości szkód jakie wyrządzają bobry. Dopóki mówić będziemy jedynie o stratach jakie przynoszą, bobry będą raczej wrogami niż przyjaciółmi człowieka.

Aby poważnie mówić o wykorzystaniu naturalnej małej retencji, zwłaszcza w ujęciu lokalnym, ważny jest rachunek zysków i strat związanych ze stawami bobrowymi. Inwestycje w małą retencję są kosztowne i często spychane na samorządy lokalne nie dysponujące odpowiednimi nakładami finansowymi. Tymczasem zakres działalności retencyjnej bobrów można obecnie porównać z działaniami prowadzonymi we wszystkich krajowych programach małej retencji razem wziętych. W rozlewiskach bobrowych, w skali naszego kraju, gromadzone jest co najmniej kilkanaście milionów m<sup>3</sup> wody, jest to wielkość mogąca w sposób istotny wpływać na gospodarkę wodną i ochronę przeciwpowodziową wielu dorzeczy (CZECH 2005). W czasie lata ich rozlewiska mogą magazynować nawet 30% wody w całej zlewni, stabilizując przepływ i zachowując wodę w korytach, nawet w czasie dramatycznych susz (DUNCAN 1984). Powierzchnia pojedynczych rozlewisk bobrowych może osiągać kilkadziesiąt hektarów, zwłaszcza na terenach nizinnych lub w przypadku budowania przez bobry kaskady tam. Pojedynczy staw może magazynować różną ilość wody – w ogromnym przybliżeniu od 100 do 200 tys. m<sup>3</sup>, jednak co najmniej drugie tyle mieści się w osadach przechwytywanych przez tamy (jedna niewielka tama może ich zatrzymać około 5 tys. m<sup>3</sup> rocznie w gruncie otaczającym staw). Warto zaznaczyć, że pojedyncza rodzina bobrów może budować wiele tam (nawet do 20 na 1 kilometrze cieku), wobec tego ich wpływ będzie

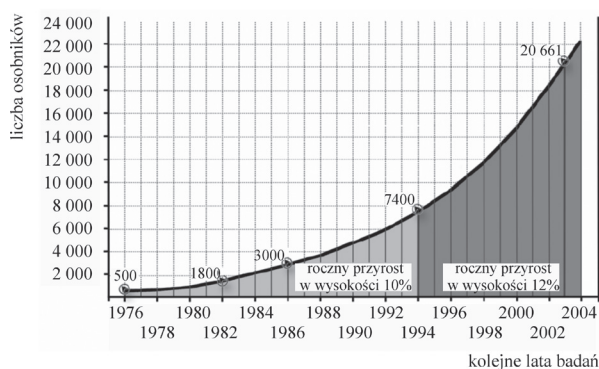
Tabela 1. Liczba bobrów w wybranych krajach europejskich (za CZECH 2005).

Kraj	Orientacyjna liczba bobrów w danym kraju
Estonia	11 000
Litwa	>50 000
Łotwa	>100 000
Niemcy	10 000
Norwegia	>80 000
Polska	30 000–40 000
Rosja	230 000–300 000
Szwecja	>150 000

krajach (19 państw) i objętego ochroną gatunkową, jedynym czynnikiem limitującym są w tej chwili bariery orograficzne w postaci pasm górskich czy ekstensywne rolnictwo wspierane melioracjami, a także dostępność odpowiedniego budulca, właściwych gatunków drzew, które stanowią również źródło pożywienia. Poza Europą był introdukowany także w Azji: w dorzeczu Amuru, na Kamczatce i Sachalinie oraz Ameryce Południowej. Zaskakująco łatwo adaptował się do całkiem egzotycznych warunków panujących w Chile, gdzie obecnie zyskały status zwierzęcia inwazyjnego (ANDERSON i współaut. 2006). Wzrost liczebności, to również potencjalne

Tabela 2. Liczba stanowisk, liczba bobrów i średnia liczebność stanowiska w latach w latach 2002–2003 (za CZECH 2005).

Parametr	Rok		Zmiana
	2002	2003	
Liczba stanowisk	4981	5103	+122 (2,4%)
Liczba osobników	17931	20661	+2730 (13%)
Średnia liczba osobników na stanowisko	3,6	4,0	+0,4 (10%)



Ryc. 4. Przyrost liczby osobników bobra na terenie Polski w latach 1976–2004 (za CZECH 2005).

z wielokrotnością. Jak pokazują wyniki badań (CZECH 2005), przyrost populacji wynoszący ok. 13% (Ryc. 4), nie przyniósł znaczącego przyrostu liczby stanowisk (tylko 2,4%). W skali kraju zwiększyła się zatem średnia liczebność osobników na stanowisko (do 4 osobników na rodzinę) (Tabela 2) i intensyfikacja retencji prowadzonej przez bobry na terenach już zajętych, bez generowania nowych kosztów ewentualnych szkód jakie mogłyby powodować (Tabela 3). Mając na względzie szkody i niekorzystny wpływ tam bobrowych na środowisko lotyczne (wody śródlądowe płynące), należy pamiętać, że konstrukcje te są krótkookresowe, zatem ich wpływ w skali czasu jest niewielki (ROSELL i współaut. 2005). Z danych zebranych przez

CZECHA (2005) wynika, że tylko 3% stanowisk bobrów w Polsce powoduje szkody. Znakomita większość (98%) konfliktów na linii człowiek-zwierze ma zwykle miejsce na terenach w odległości nie większej niż 20 m od koryta rzeczne-

go (SCHWAB i SCHMIDBAUER 2003) i dotyczyło niszczenia upraw, wyłączenia łąk z użytkowania rolniczego, podtopienia domostw, zabudowań gospodarskich, maszyn. W 2003 r. na szkody wyrządzone przez bobry na terenie naszego kraju złożyły się: 3300 ha gruntów podtopionych i niezdatnych do użytkowania, 65 podkopanych grobli i wałów przeciwpowodziowych, 280 zablokowanych przepustów drogowych i 40 tys. ściętych drzew. Wygenerowały one odszkodowania w wysokości ponad 358 tys. zł wypłacone dla 553 poszkodowanych (CZECH 2005). Suma, choć stosunkowo wysoka, wydaje się niewielka w porównaniu z kosztami budowy, eksploatacji i wywłaszczeń w przypadku wielkoskalowych zbiorników retencyjnych

Po powodziach z 1997 r. (CZECH 2005), to właśnie bobry zostały „oskarżone” o rozkopywanie wałów powodziowych i blokowanie urządzeń hydrotechnicznych, prowadząc do katastrofalnych w skutkach powodzi. Sugestie takie, nie mające wiele wspólnego z rzeczywistością, zdobyły popularność w mediach i być może wykorzystane były do zatuszowania wieloletnich zaniedbań w gospodarce wodnej. Podejście tego typu spowodowało wyraźną polaryzację poglądów w społeczeństwie i pogorszyło społeczną percepcję konieczności ochrony. Takie podejście ogranicza w znacznym stopniu możliwość wykorzystania stawów bobrowych jako elementu małej retencji. Na szczęście, negatyw-

Tabela 3. Zmiana wskaźników negatywnego wpływu bobrów na gospodarce człowieka w latach 2002–2003 (za CZECH 2005).

Parametr	Rok		Zmiana
	2002	2003	
Podtopienie terenów uprawnych uniemożliwiający ich rolnicze wykorzystanie [powierzchnia w ha]	3200	3300	+100 (1%)
Podkopane groble wałów przeciwpowodziowych i stawów rybnych [długość w km]	65	65	+/- 0 (0%)
Zablokowane przepusty drogowe [w sztukach]	229	280	+51 (26%)
Kanały wybudowane przez bobry [długość w km]	15	15	+/- 0 (0%)
Ścięte drzewa [w sztukach]	20 000	40 000	+20 000 (100%)

ne skutki działalności bobrów na gospodarke wodną człowieka równoważone mogą być w innym miejscu pożytkami wynikającymi z aktywności budowlanej tych zwierząt. W 2001 r. bobry wytworzyły ponad 12 tys. ha terenów podmokłych. W 2002 r. bobry podniosły poziom wód gruntowych w Polsce na powierzchni ponad 17 tys. hektarów, 10 tys. ha lasów ochroniły przed pożarami, a ponad 23 tys. ha lasów stało się bardziej atrakcyjne dla innych zwierząt i roślin (CZECH 2000, 2005).

Projekty wszystkich urządzeń hydrotechnicznych powinny uwzględniać możliwość konfliktu z działalnością bobrów. Dobrym przykładem jest sytuacja w USA i Kanadzie,

gdzie groble, przepusty i wały przeciwpowodziowe zabezpieczane są standardowo przed działalnością bobrów. Przegląd możliwych rozwiązań zabezpieczających przedstawił w obszernym opracowaniu poświęconym konfliktom na linii bóbr-człowiek CZECH (2005). Współdziałając z przyrodnikami można z łatwością wytypować miejsca potencjalnych konfliktów i podjąć działania zabezpieczające. Po licznych powodziach odbudowywane są wały przeciwpowodziowe jednak nie słyhać w mediach nic na temat ich realizacji w taki sposób aby zabezpieczyć interes ludzi i bobrów.

## BÓBR – PRZYJACIEL CZY WRÓG? NATURALNA MAŁA RETENCJA ODPOWIEDZIĄ NA NIEKORZYSTNY BILANS WODNY POLSKI

### Streszczenie

Ekspansja demograficzna i urbanistyczna nasilająca się od XIX wieku jest przyczyną wyraźnego ograniczenia zasobów wody słodkiej na świecie. Odpowiedzią na te problemy od połowy XX wieku jest sztuczna retencja. Do dnia dzisiejszego powstało na świecie ponad 40 tys. zbiorników zaporowych z tamami o wysokości większej niż 15 m. Kilkadziesiąt lat funkcjonowania zbiorników pokazuje, że nie zawsze są one korzystne zarówno pod względem ekonomicznym jak i przyrodniczym. Niekorzystny wpływ na biocenozę rzek jest powodem zaznaczającej się w ostatnich dziesięcioleciach tendencji do likwidacji dużych zbiorników zaporowych. Alternatywą jest poszukiwanie rozwiązań, które spełniając funkcje retencyjną, nie przeszkadzają procesom biologicznym zachodzącym w cieku. Nowoczesne podejście do retencjonowania wody zgodnego z zasadami zrównoważonego rozwoju jest szczególnie ważne w Polsce, ze względu na zaznaczający się coraz wyraźniej deficyt zasobów wodnych. Związany jest on z jednej strony z warunkami przyrodniczymi a z drugiej z wieloletnimi zaniedbaniami w retencjonowaniu wody, z a zwłaszcza w tzw. „małej retencji”.

Jednym ze sposobów magazynowania wody, które byłoby przyjazne dla środowiska naturalnego jest wykorzystanie naturalnej skłonności bobrów do budowania tam i tworzenia stawów. Korzystny wpływ powstawania stawów bobrowych wyraża się w wielu aspektach zarówno hydrologicznych jak i biologicznych. Najważniejsze jest jednak to, że w przeciwieństwie do zbiorników sztucznych, zbiorniki naturalne tworzone przez bobry nie wpływają degenerująco na odcinki rzek położone poniżej piętrzenia.

Efekt retencyjny stawów bobrowych jest bardzo poważny, szacuje się, że dzięki działalności tych zwierząt w skali naszego kraju gromadzone jest co najmniej kilkanaście milionów m<sup>3</sup> wody - to tyle na ile ocenia się skuteczność wszystkich programów małej retencji realizowanych obecnie na terenie Polski. Ważny jest również rachunek ekonomiczny, retencjonowanie wody w stawach bobrowych odbywa się w zasadzie bez nakładów. Jedynie coroczne roszczenia dotyczące odszkodowań wynikających z konfliktu na linii człowiek-zwierze, szacowane na kilkaset tysięcy złotych pogorszają nieco ten bilans.

## EUROPEAN BEAVER – A FRIEND OR AN ENEMY? NATURAL SMALL RETENTION AS A REMEDY FOR A NEGATIVE WATER BALANCE IN POLAND

### Summary

Growth of demographic and urbanization expansion from XIX century is a cause for shrinking of water resources over the world. A remedy for this problem since 1950s is water retention – over 40 thousands of dam reservoirs, with dams higher than 15 meters, were build during the last century. Several decades of operating such reservoirs show that not always they are beneficial for the economy and nature. Their negative influence on riverine ecosystems is a reason for liquidating big reservoirs – a tendency observed in the last decades. An alternative for the negative effects from the reservoirs is searching for solutions, which providing retention

does not interfere with biological processes within the water body. Such modern approach to water retention, compliant with sustainable development, is particularly important in Poland due to the growing deficit of water resources. This deficiency is not only associated with the natural conditions in Poland, but also with long lasting negligence in saving water resource, particularly in so called “small retention”. An analysis of literature shows that a way of water storage beneficial for natural environment is using the natural behavior of beavers to build dams and ponds. It appears that building the dams, beavers not only help in water retention but also have



positive influence on their surroundings. Such influence from beaver-made ponds appears in many aspects, both hydrological and biological. However most important is, that in contrary to artificial ponds, the natural ones built by beavers does not degrade the river course downstream. On the other side, damming stimulates biological processes in rivers. The retention effect from beaver-made ponds is very significant. It is estimated to be between 10 and 20 millions of cubic meters of water country-wide – the same amount as generated from all the

programs of small retention working in Poland. Also the economic factor is important – beaver mediated retention almost does not generate any costs. Yearly costs of financial compensation paid due to some damage caused by beavers do not overcome a few hundred thousand zlotys. News emerging after bigger floods blaming beavers for damaging dikes has mostly the medial character and usually is just a way to detract the responsibility of local authorities for maintaining the anti-flood systems.

## LITERATURA

- ANDERSON C. B., GRIFFITH C. R., ROSEMOND A. D., ROZZI R., DOLLENZ O., 2006. *The effects of invasive north american beavers on riparian plant communities in Cape Horn, Chile – do exotic beavers engineer differently in sub-antarctic ecosystems?* Biol. Conservat. 128, 467–474
- BERESZYŃSKI A., 1991. *Srodowiskotwórcza rola populacji zwierząt w ekosystemie na przykładzie bobra europejskiego (Castor fiber L.)*. [W:] *Planowanie przestrzenne, jako narzędzie ochrony i kształtowania środowiska w dorzeczu Warty*. PAWUŁA-PIWOWARCZYK R. (red.). Wydawnictwo Politechnika Poznańska, 99–113.
- BRUNKE M., 1999. *Colmation and depth filtration within streambeds: retention of particles in hyporheic interstices*. Int. Rev. Hydrobiol. 84, 99–117.
- BUTLER D. R., MALANSON G. P., 2005. *The geomorphic influences of beaver dams and failures of beaver dams*. Geomorphology 71, 48–60.
- CHEŁMIŃSKI W., 1999. *Degradacja i ochrona wód, cz. I. Zasoby Instytutu Geografii Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków*, 1–55.
- CIRMO C. P., DRISCOLL C. T., 1993. *Beaver pond geochemistry – acid neutralising capacity generation in a headwater wetland*. Wetlands 13, 277–292.
- CLOSE T. L., 2003. *Modifications to the Clemson pond leveler to facilitate brook trout passage*. Minnesota Department of Natural Resources Special Publication 158, 1–9.
- CZECH A., 2000. *Bóbr – gryzący problem*. Towarzystwo na rzecz ziemi. Kraków, Oświęcim, 1–99.
- CZECH A., 2005. *Analiza dotychczasowych rodzajów i rozmiaru szkód wyrządzanych przez bobry oraz stosowanie metod rozwiązywania sytuacji konfliktowych*. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków, 1–47.
- DENDY F. E., CHAMPION W. A., 1978. *Sediment deposition in United States reservoirs. Summary of data reported through 1975*. USDA Washington DC Publication 1362, 1–84.
- DOBROWOLSKI K., LEWANDOWSKI K., 1998. *Ochrona środowisk wodnych i błotnych w Polsce*. Oficyna Wydawnicza Instytutu Ekologii PAN, Warszawa.
- DUNCAN S. L., 1984. *Leaving it to beaver*. Environment 26, 41–45.
- FRANCE R. L., 1997. *The importance of beaver lodges in structuring littoral communities in boreal headwater lakes*. Can. J. Zool. 75, 1009–1113.
- GŁODEK J., 1985. *Jeziora zaporowe świata*. PWN, Warszawa, 1–173.
- GRASSE J. E., 1951. *Beaver ecology and management in the Rockies*. J. Forest. 49, 3–6.
- HÄGGLUND Å., SJÖBERG G., 1999. *Effects of beaver dams on the fish fauna of forest streams*. Forest Ecol. Mgmt. 115, 259–266.
- HODKINSON I. D., 1975a. *Dry weight loss and chemical changes in vascular plant litter of terrestrial origin, occurring in a beaver pond ecosystem*. J. Ecol. 63, 131–142.
- HODKINSON I. D., 1975b. *Energy flow and organic matter decomposition in an abandoned beaver pond ecosystem*. Oecologia 21, 131–139.
- JOHNSTON C. A., NAIMAN R. J., 1987. *Boundary dynamics of the aquatic-terrestrial interface: the influence of beaver and geomorphology*. Landscape Ecol. 1, 47–57.
- KORNIJÓW R., 2009. *Research on hydrogenic ecosystems conducted in the research centre of Lublin. History and current status*. [W:] *Nature Nescape Monitoring Systems in the West Polesie Region*. CHMIELEWSKI T., SŁAWIŃSKI C. (red.). Wyd. UP w Lublinie, Instytut Agrofizyki PAN.
- KOWALEWSKI Z., 2007. *Realizacja programów małej retencji w Polsce*. Wrocław: Zeszyty naukowe Akademii Rolniczej we Wrocławiu, Zeszyt 502 – Inżynieria środowiska. Wydawnictwo Akademia Rolnicza, Wrocław.
- LAHMER W., PFUTZNER B., STRÖBL B., 2001. *Possible impact of land use changes on the water balance of semi-arid german river basins*. Konferencja „Sustainable use of land and water”. Brno, Czechy, 131–142.
- LEHNER B., CZISCH G., VASSOLO S., 2005. *The impact of global change on the hydropower potential of Europe: a model-based analysis*. Energy Policy 33, 839–855.
- MCDOWELL D. M., NAIMAN R. J., 1986. *Structure and function of a benthic invertebrate stream community as influenced by beaver (Castor canadensis)*. Oecologia 8, 481–489.
- MCRAE G., EDWARDS C. J., 1994. *Thermal characteristics of Wisconsin headwater streams occupied by beaver: implications for brook trout habitat*. T. Am. Fish. Soc. 123, 641–656.
- MARGOLIS B. E., CASTRO M. S., RAESLY R. L., 2001. *The impact of beaver impoundments on the water chemistry of two appalachian streams*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 58, 2271–2283.
- MIODUSZEWSKI W., 2003. *Mała retencja. Ochrona zasobów wodnych i środowiska naturalnego*. Poradnik. Wydawnictwo IMUZ, Falenty, Kraków.
- MORITA K., YAMAMOTO S., HOSHINO N., 2000. *Extreme life history change of white-spotted char (Salvelinus leucomaenis) after damming*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57, 1300–1306.
- MORRIS G. L., FAN J., 1998. *Reservoir sedimentation handbook: design and management of dams, reservoirs and watershed for sustainable use*. McGraw-Hill, New York.
- PARKER M., WOOD F. J., SMITH B. H., ELDER R. G., 1985. *Erosional downcutting in lower order riparian ecosystems: have historical changes been caused by the removal of beaver?* [W:] Tech-

- nical Records. Riparian ecosystems and their management: reconciling conflicting uses.* JOHNSON E. (red.). 1st n. American Riparian Conference, Tuscon, USA.
- POFF L. N., HART D. D., 2002. *How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal.* Bioscience 52, 659-668.
- POLLOCK M. M., HEIM M., WERNER D., 2003. *Hydrologic and geomorphologic effects of beaver dams and their influence on fishes.* Am. Fish. Soc. Symp. 37, 213-233.
- RADTKE G., BERNAŚ R., DĘBOWSKI P., SKÓRA M., 2010. *Ichtiofauna małych cieków polskiego wybrzeża Bałtyku.* Zeszyty Naukowe PZW 23, 79-96.
- RAY A. M., REBERTUS A. J., RAY H. L., 2001. *Macrophyte succession in Minnesota beaver ponds.* Can. J. Bot. 79, 487-499.
- ROBINSON C. T., UEHLINGER U., MONAGHAN M. T., 2003. *Effects of a multi-year experimental flood regime on macroinvertebrates downstream of a reservoir.* Aquat. Sci. 65, 210-222.
- ROLAUFFS P., HERING D., LOHSE S., 2001. *Composition, invertebrate community and productivity of a beaverdam in comparison to other stream habitat types.* Hydrobiologia 459, 201-212.
- ROSELL F., BOZSÉR O., COLLEN P., PARKER H., 2005. *Ecological impact of beavers *Castor fibre* and *Castor canadensis* and their ability to modify ecosystems.* Mammal Rev. 35, 248-276.
- SCHWAB G., SCHMIDBAUER M., 2003. *Beaver (*Castor fiber* L., *Castoridae*) management in Bavaria.* Denisia 9, 99-106.
- SCRIMGEOUR G. J., DAVIDSON R. J., DAVIDSON J. M., 1988. *Recovery of benthic macroinvertebrates and epilithic communities following a large flood, in an unstable, braided, New Zealand river.* N. Zeal. J. Mar. Fresh. Res. 22, 337-344.
- SHUMAN J. R., 1995. *Environmental considerations for assessing dam removal alternatives for river restoration.* Regul. Rivers: Res. Mgmt. 11, 249-261.
- SMITH D. W., PETERSON R. O., DRUMMER T. D., SHEPUTIS D. S., 1991. *Over-winter activity and body temperature patterns in northern beavers.* Can. J. Zool. 69, 2178-2182.
- SNODGRASS J. W., MEFFE G. K., 1999. *Habitat use and temporal dynamics of backwater stream fishes in and adjacent to beaver ponds.* Copeia 3, 628-639.
- SUZUKI N., MCCOMB B. C., 2004. *Associations of small mammals and amphibians with beaver-occupied streams in the Oregon coast range.* Northwest Sci. 78, 286-293.
- WATERS T. F., 1995. *Sediment in stream: sources, biological effects and control.* Am. Fish. Soc. Monogr. 7, 1-249.