



Paweł Pawlaczyk

MARTWE DREWNO JAKO ELEMENT EKOSYSTEMU RZECZNEGO

Deadwood as an element of the river ecosystem

ABSTRAKT: Ważnym elementem większości ekosystemów rzecznych świata są powalone do rzeki drzewa i ich szczątki, czyli tzw. rumosz drzewny. Są one jednym z kluczowych elementów dla funkcjonowania większości ekosystemów rzecznych, a szczególnie wszystkich rzek płynących w strefie klimatycznej lasów, wpływając znacząco na kształtowanie się morfologii koryt rzecznych, rozwój siedlisk przyrodniczych, powstawanie i utrzymywanie się mikrosiedlisk istotnych dla organizmów wodnych, przepływ materii i energii w continuum rzecznym. Rumosz drzewny stanowi jednak też element problemowy w zarządzaniu rzekami. Piętrzenie wody na pojedynczych zwalonych drzewach nie jest zwykle znaczące, ale znoszone przez wodę fragmenty drzew mogą tworzyć zatory, zwłaszcza na źle zaprojektowanych konstrukcjach hydrotechnicznych, a to może skutkować gwałtownymi wezbraniami i zniszczeniami przyrzecznej infrastruktury. Problemy takie można minimalizować środkami technicznymi (łapacze rumoszu, stabilizacja kłód na brzegach i w korycie). Mimo pewnych problemów, współczesne ekosystemowe zarządzanie rzekami powinno uwzględniać zarządzanie rumoszem drzewnym i zapewnienie jego odpowiedniej ilości w rzece. Uzupełnianie ilości martwych drzew w rzece i utrzymanie zasobów kształtujących się w sposób naturalny są elementami większości przedsięwzięć rewitalizacji rzek.

SŁOWA KLUCZOWE: martwe drewno w ciekach, gruby rumosz drzewny, zatory z rumoszu drzewnego, dynamika fluwialna koryta rzeczne, utrzymanie rzek, rewitalizacja rzek

ABSTRACT: Fallen trees and their remains, i.e. woody debris, are an important element of the majority of the world's river ecosystems. They are particularly significant for the functioning of river ecosystems in forest biomes, as they influence the formation of river channel morphological structures and natural habitats, initiate and maintain microhabitats for water organisms, and affect material and energy transfer along the river continuum. However, woody debris is also a problem in river management. Individual fallen trees do not block streamflow significantly, yet accumulation of debris can form woody jams, mainly on poorly designed hydrotechnical objects, which leads to flash flooding and destruction of riverside infrastructure. Such problems can be mitigated by technical measures (debris racks, stabilising logs on banks and in the river channel). Despite the issues, modern management of river ecosystems should take into account the management of woody debris and ensure its adequate amount in a river. Adding deadwood to rivers and maintaining its natural resources is applied in the majority of river restoration projects.

KEY WORDS: deadwood in water courses, river wood, coarse woody debris, woody jams, river bed dynamics, rivers maintenance, rivers restoration

1. Wstęp

Kluczowe elementy rzeki, kształtujące siedliska dla rozwoju żyjących w niej organizmów, niezbędne więc dla funkcjonowa-

nia całego ekosystemu rzeczne, to woda, transportowane i akumulowane przez rzekę osady oraz materia organiczna, w tym tzw. rumosz drzewny, czyli powalone do rzeki drzewa i ich szczątki. Znaczenie wody jest

dostrzegane i rozumiane nawet przez laików. Znaczenie erozji, transportu i osadzania sedymentów wymaga już nieco głębszego zrozumienia dynamiki fluwialnej ekosystemu rzecznego, wciąż jednak jest dość oczywiste. Zrozumienie znaczenia elementów organicznych, w tym rumoszu drzewnego, stosunkowo najpóźniej przebiło się do świadomości ekologów, a do dziś nie do końca jeszcze stało się elementem powszechnej świadomości praktyków zarządzania rzekami.

Sama świadomość zjawiska występowania drewna w rzekach jest stara. Kłody i zatory drzewne pojawiają się na dawnych rycinach i w opisach geograficznych (np. Herbinio 1678). Herrmann (1930, za Kail 2004) donosił: "Odra była dawniej zasłana kłodami dębowymi". Świadomość ekologicznej roli rumoszu drzewnego w ciekach, w tym faktu, że w biomach leśnych obecność takiego rumoszu jest elementem każdej zdrowej rzeki, jest jednak znacznie młodsza.

Wiedza na temat obecności drzew w rzekach, dynamiki ich zasobów, znaczenia geomorfologicznego i ekologicznego żywiej rozwija się od lat 70. XX w., zrazu w Ameryce Północnej, a obecnie na całym świecie, w tym w Europie i w Polsce. Literatura na ten temat jest bogata i szybko jej przybywa (Zimmerman et al. 1967, Keller i Swanson 1979, Maser et al. 1988, Gurnell et al. 1995, Abbe i Montgomery 1996, Piegay i Gurnell 1997, Gerhard i Reich 2001, Gurnell et al. 2002, Lisle 2002, Montgomery i Piegay 2003, Mott 2003, Hughes i Thoms 2003, Kail 2003, Gurnell et al. 2005, Kail et al. 2007, Šindlar et al. 2009, Sass 2010, Mačka i Krejčí 2011, Le Lay 2013, Cramer 2012, Wohl i Scott 2016, Wohl 2017 i lit. tam cyt.). Roli rumoszu drzewnego w ciekach poświęcono wiele miejsca w klasycznej monografii ekosystemowej roli martwego drewna Harmona et al. (1986). Zagadnienie "drewna w rzekach świata" (Wood in World Rivers) jest przedmiotem cyklicznych międzynarodowych konferencji. Pierwsza z nich odbyła się w 2000 r. na Uniwersytecie Stanowym Oregon w USA (Gregory et al. 2003), druga – w 2006 r. w Stirling w Szkocji (Gurnell 2007), trzecia – w 2015 r. w Padwie we Włoszech (Picco et al. 2015, 2017), a

opublikowane materiały konferencyjne nadal stanowią klasyczną literaturę tematu.

Najdłuższą tradycję mają badania zagadnienia rumoszu drzewnego w ciekach Ameryki Północnej. Tam bowiem do dziś zachowały się naturalne układy geoekologiczne, w których nagromadzenia martwych drzew są niekiedy wręcz na spektakularnym poziomie. Proces usuwania rumoszu drzewnego z rzek amerykańskich zaczął się dopiero wraz z europejskim osadnictwem w XVII w., a kulminację osiągnął w XIX w., kiedy to rzeki zaczęto na szerszą skalę wykorzystywać do żeglugi i spławu. Na znaczenie akumulacji martwych drzew w amerykańskich rzekach zwracał uwagę już Lyell (1847). W ujściu rzeki Saint-Jean w Kanadzie opisano permanentny zator drzewny 3 km długości (Boivin et al. 2015), determinujący funkcjonowanie całej ujściowej delty. Szczególnie dużo informacji i publikacji pochodzi z Wybrzeża Północno-Zachodniego (Pacific Northwest). W pacyficznych rejonach USA do dziś notuje się często w rzekach ilości martwych drzew przekraczające 1000 m³ drewna/ha ciek (Harmon et al. 1986, Gurnell et al. 2002, Ruiz-Villanueva et al. 2016b). Na Rzece Niewolniczej znany jest wielki zator drzewny utrzymujący się co najmniej od XVII w. (Wohl 2017). W konsekwencji, światowa wiedza o dynamice rumoszu drzewnego oraz o geomorfologicznych i ekologicznych konsekwencjach jego obecności w ciekach nadal w znacznej części opiera się na badaniach północnoamerykańskich.

W Europie historia przekształcania rzek przez człowieka jest znacznie dłuższa, a stąd i procesy dynamiki rumoszu drzewnego w ciekach są znacznie bardziej zaburzone, a jego ilości zwykle mniejsze. Europejskie badania zjawiska, choć rozpoczęte nieco później (np. Verdonschot i Tolcamp 1983, Hering i Reich 1997, Mutz 2000; por. Kail 2004 i Wohl 2017), potwierdzają jednak, że znaczna rola martwego drewna w procesach fluwialnych i funkcjonowaniu ekosystemów rzecznych jest powszechna w całej leśnej strefie klimatycznej.

W polskiej literaturze geograficznej motyw wpływu kłód na morfologię koryta rzecznego, w tym na rozmieszczenie zagłębień erozyjnych i odsypów piaszczystych, pojawił się

w publikacji Rachockiego (1978). Pawlaczyk (1995) i Wiśniewolski (2002) zwracali uwagę na znaczenie martwych drzew w rzece dla kształtowania się morfologii koryta, roślinności rzecznej i siedlisk ryb. Zaawansowane badania nad występowaniem, znaczeniem i dynamiką rumoszu drzewnego – przede wszystkim w rzekach górskich (Kamienica, Czarny Dunajec, potoki tatrzańskie), ale także Małej Panwi – rozwinięte zostały jak dotąd w ośrodku krakowskim i śląskim (Kaczka 1999, 2003, 2004, 2009, Kaczka et al. 2003, Wyźga et al. 2003a, 2003b, 2003c, 2009, 2012, 2015, 2016, Malik 2004a, 2004b, 2004c, 2007, Wyźga 2007, Zielonka et al. 2009).

Pół wieku badań naukowych rumoszu drzewnego w rzekach przyczyniło się do lepszego zrozumienia, jak drewno trafia do rzeki, jest transportowane przez rzekę, odkładane; jak przynajmniej okresowo stabilny rumosz wpływa na morfologię koryta, przepływ wody, transport osadów i materii organicznej, a także na ilość i zróżnicowanie organizmów żywych. Nie ma już wątpliwości, że rumosz drzewny jest jednym z kluczowych elementów ekologii większości ekosystemów rzecznych, w tym szczególnie wszystkich rzek w strefie klimatycznej lasów, zaś „niechlujnie wyglądająca rzeka to zdrowa rzeka” (Wohl 2016). Ze względu na różnorodność zjawiska w rzekach o różnym charakterze, wciąż jednak jest wiele luk w wiedzy i zagadnienie roli martwych drzew w rzekach pozostaje fascynującym tematem badawczym (Wohl 2017).

2. Formy i ilość rumoszu drzewnego w ciekach

Obecny w rzekach rumosz drzewny cechuje się wielką różnorodnością form, zarówno pod względem cech fragmentów drzewnych, jak i sposobów ich zdeponowania (fot. 1-16).

Choć zwyczajowo mówi się o „martwym drewnie” w ciekach, to zastrzec trzeba, że granica między fragmentem „martwym” a „żywym” nie zawsze jest ostra (por. Opperman i Merenlender 2007). W szczególności, niektó-

re elementy zaliczane do rumoszu drzewnego mogą jeszcze zachowywać pełną lub ograniczoną żywotność. Na przykład wykroty powalone w koryto rzeki mogą wciąż zachować fragmenty systemu korzeniowego i przez dłuższy czas mogą być jeszcze żywe. Drzewa wyrwane z korzeniami i zniesione przez nurt mogą niekiedy ukorzenić się ponownie w miejscu, w które zostaną zaniesione przez wodę. W przypadku niektórych gatunków drzew, np. wierzb *Salix* spp., takie ukorzenianie się – nawet z fragmentów pędów – jest zjawiskiem powszechnym i elementem strategii życiowej. Zjawisko to jest ważne np. dla rozwoju kęp i wysp na niektórych europejskich górskich i podgórskich rzekach żwirowych (Kaczka i Wyźga 2008, Mikuś et al. 2013).

Formy rumoszu drzewnego w rzekach są rozmaite – od całych drzew wraz z korzeniami, przez długie i grube kłody, fragmenty obłamanych konarów, mniejsze i krótsze fragmenty drzew, po obłamane mniejsze gałązki i gałęzie. Dla różnych cieków charakterystyczna może być odmienna struktura rumoszu. Zależy to od otaczających ciek zadrzewień (wielkości i gatunku drzew – poszczególne drzewa różnią się podatnością na złamanie, obłamanie lub wyrwanie), od siedlisk otaczających ciek (podatność drzew na różne czynniki niszczące zależy także od cech siedliska, w tym od cech gleby, w której są zakorzenione, procesów osuwiskowych itp.), czynników dostawy martwych drzew do rzeki (normalna śmiertelność drzew vs masowe procesy zamierania drzew, gradacje, wiatrołomy, procesy osuwiskowe), czy wreszcie mobilności poszczególnych fragmentów martwego drewna, bądź pozostających na miejscu, bądź transportowanych przez rzekę i redeponowanych w innych miejscach. Istotne cech to wielkość kłody, ewentualne rozgałęzienie, gatunek drzewa.

Kolejną istotną cechą rumoszu drzewnego jest jego usytuowanie względem koryta (np. Malik 2004b, Kail 2004 i lit. tam cyt.). Możemy mieć do czynienia z kłodami zawieszonymi ponad ciekami (obustronnie opartymi na brzegach), kłodami jednostronnie opartymi na brzegu, a drugim końcem zanurzonymi w wodzie, pojedynczymi kłodami ułożonymi w



Fot. 1. Rzeka Brda w rezerwacie Przytoń (fot. Paweł Pawlaczyk).
Photo 1. The Brda River in the “Przytoń” Nature Reserve (photo by Paweł Pawlaczyk).



Fot. 2. Rzeka Brda w rezerwacie Piekło (fot. Paweł Pawlaczyk).
Photo 2. The Brda River in the “Piekło” Nature Reserve (photo by Paweł Pawlaczyk).

nurcie poprzecznie lub skośnie, kłodami podwodnymi, kłodami całkowicie lub częściowo pogrzebanymi w aluwjach, całymi zatorami drzewnymi z naniesionych przez rzekę, różne ułożonych kłód, różnymi fragmentami naniesionymi na odsypy brzegowe lub śródkorytowe. Istotny jest kąt, pod którym zalegają względem nurtu. Niektóre kłody mogą tylko okresowo znajdować się w cieku: złożone na równinie aluwialnej są poza zasięgiem przeciętnych stanów wody, ale przy przepływach i stanach wysokich znajdują się w ich zasięgu. Ważne jest pierwotne lub wtórne położenie fragmentów martwego drewna. Część zasobów to kłody zalegające wciąż w miejscu, w którym znajdowało się drzewo, z którego pochodzą; część natomiast – fragmenty przetransportowane przez rzekę i wtórnie osadzone w nowych miejscach, niekiedy odległych.

Wiąże się z tym zagadnienie stabilności rumoszu drzewnego w cieku. Różne fragmenty są mniej lub bardziej stabilne, co wynika zarówno z cech drewna, jak i z charakteru cieku i jego doliny. Wykroty, wciąż posiadające system korzeniowy, często pozostają w miejscu wywrócenia się, podobnie jak kłody obustronnie oparte o brzegi. Mniejsze fragmenty są częściej zabierane i przenoszone przez wodę. Wyżga et al. (2012, 2015) pokazały, że w rzecze węższej niż wysokość drzew gromadzenie następuje przez proste przewracanie się drzew, które z reguły pozostają na miejscu. W rzekach szerszych gromadzenie następuje przez napławianie, w konsekwencji drewno koncentruje się w miejscach szerszych, gdzie energia strumienia wody maleje, na osadach zwirowych. Oczywiście, stabilność poszczególnych elementów bywa względna, gdyż wysokie przepływy mogą przemieszczać także fragmenty, które przez dłuższy czas pozostawały *in situ*.

Praktycznie wszystkie publikacje dotyczące rumoszu drzewnego w ciekach zwracają uwagę na zróżnicowanie jego form. Każda rzeka jest specyficzna pod względem struktury swoich zasobów martwych drzew (por. Ruiz-Villanueva 2016b i lit. tam cyt.).

Ilościowa charakterystyka rumoszu drzewnego w ciekach jest generalnie trudna, wskutek metodycznych problemów pomiaru i

rozmaitości jego sposobów. Stosowane są różne wskaźniki, np. objętość martwego drewna na jednostkę powierzchni cieku (m^3/ha), masa na jednostkę powierzchni cieku (t/ha), objętość na objętość wody (m^3/m^3), objętość martwego drewna na jednostkę długości cieku (m^3/km), liczba kłód przekraczających określone rozmiary na jednostkę powierzchni lub długości cieku ($szt./ha$, $szt./km$), co utrudnia bezpośrednie porównywanie danych z różnych publikacji. Samo wyszukanie wszystkich fragmentów martwych drzew i ich pomiar w większych rzekach, bywają trudne technicznie.

Niezależnie od różnorodności stosowanych metod pomiaru i ich ograniczeń, sam badany element cechuje się bardzo wysoką zmiennością. Olbrzymie jest zróżnicowanie wskaźników w różnych rzekach, zależne od wielu czynników: charakteru rzeki, kształtu koryta, relacji między szerokością koryta a długościami kłód (od czego zależy mobilność fragmentów drewna), leśnego otoczenia cieku (w tym struktury gatunkowej, wiekowej i zdrowotnościowej drzewostanów na brzegach), procesów dostawy martwego drewna do cieku (ciągłe procesy zamierania drzew vs procesy katastroficzne), reżimu hydrologicznego kształtującego transport, obecności miejsc potencjalnej akumulacji drewna napławionego, tempa rozkładu drewna (zależnego np. od gatunku drzewa, ale i od parametrów omywającej go wody), historii przekształceń antropogenicznych cieku. Inaczej kształtują się ilości rumoszu drzewnego w wąskim strumieniu, zupełnie inaczej w wysokoenergetycznej większej rzecze zwirowej, inaczej w średniej rzecze piaszczystej, a inaczej w wielkiej rzecze nizinnej. Wysokie ilości martwego drewna w ciekach pacyficznej Ameryki Północnej częściowo tłumaczone mogą być dominacją iglastych, powoli rozkładających się w wodzie gatunków drzew. Naturalne ilości drewna w ciekach płynących przez krajobraz europejskiego lasu liściastego mogą być niższe choćby z powodu, że drewno liściaste rozkłada się szybciej (Harmon et al. 1986, Hering et al. 2000).

O ile w przypadku lądowych ekosystemów leśnych można znaleźć pewne wartości progowe zasobów martwego drewna nie-



Fot. 3. Rzeka Radunia w rezerwacie Jar Raduni (fot. Paweł Pawlaczyk).
Photo 3. The Radunia River in the “Jar Raduni” Nature Reserve (photo by Paweł Pawlaczyk).



Fot. 4. Rzeka Czarny Dunajec (fot. Paweł Augustynek-Halny).
Photo 4. The Czarny Dunajec River (photo by Paweł Augustynek-Halny).

zbędnych dla leśnej różnorodności biologicznej (Müller i Büttler 2010, Pawlaczyk 2016 i lit. tam cyt.), to nie ma takich danych dla ekosystemów wodnych. Nie da się więc wiarygodnie podać „ile powinno być rumoszu drzewnego w cieku”, choć pewne takie próby są podejmowane. Fox (2004) na podstawie danych z Ameryki Północnej uznał, że jeśli na 100 m cieku nie ma przynajmniej 20-50 (zależnie od typu cieku) fragmentów drewna dłuższych niż 2 m i grubszych niż 10 cm, a także więcej niż kilku całych drzew zanurzonych w wodzie, to warunki ekologiczne takiego cieku należy oceniać jako słabe.

Poglądowe dane o ilościach rumoszu drzewnego w ciekach mogą jednak być pouczające i przydatne, przynajmniej do wyobrażenia sobie skali zjawiska. Ruiz-Villanueva (2016b) zestawiała obszerny przegląd danych literaturowych: w różnych ciekach świata wykazano od 10 do 1000 m³/ha powierzchni cieku. W danych zestawionych wcześniej przez Harmona et al. (1986) objętość rumoszu drzewnego w strefie naturalnych lasów Ameryki Północnej wahała się od 2,5 do 4500 m³/ha, z medianą 400 m³/ha. Podobne rzędy wielkości podawali z amerykańskich rzek Gurnell et al. (2002). Hering et al. (2000) oraz Kail (2004), po zestawieniu badań z 69 strumieni w różnych regionach Niemiec, w Tyrolu i Alzacji, stwierdzili objętość rumoszu drzewnego od 0,5 do 3750 m³/ha powierzchni cieku, co odpowiadało od 1,5 do 2061 m³/km biegu cieku i 28-805 szt. kłód (>0,1 m średnicy)/km biegu cieku; z medianami odpowiednio 38m³/ha i 17m³/km, 200 szt./km. W podzbiórce strumieni, z których rumoszu drzewny nie był od dawna usuwany, mediany liczby kłód grubszych od 10 cm wynosiły: w ciekach nizinnych 162 kłody/km cieku, a w górskich 200 kłód/km cieku. 72% kawałków martwego drewna nie przekraczało 20 cm grubości, co autorzy tłumaczą zniekształceniem niemal wszystkich lasów i zadrzewień przy strumieniach wskutek dawniejszej gospodarki leśnej.

Dahlström i Nilsson (2004) w małych strumieniach w środkowej Szwecji płynących w krajobrazie lasów o naturalnym charakterze stwierdzili średnio 660 kłód/km

biegu cieku (93,7 m³/ha), podczas gdy w strumieniach w krajobrazie lasów gospodarczych – tylko 360 kłód/km (24,8 m³/ha). Kaczka (1999) na górskim cieku Kamienica w Gorcach stwierdził 260 kłód/km cieku, co odpowiadało 130 m³/km cieku. Mutz (2000) w niewielkim (32 km² powierzchni zlewni) piaszczystym strumieniu Schlaube w Brandenburgii znalazł 3900 fragmentów rumoszu drzewnego (190 m³) na 1 ha dna cieku.

Popularnym w ostatnich latach i bardzo interesującym tematem badawczym są bilanse zasobów rumoszu drzewnego, tj. badanie dynamiki tych zasobów i czynników na nią wpływających, jak również specyfiki „budżetu rumoszu drzewnego” poszczególnych rzek (por. Ruiz-Villanueva 2016b i lit. tam cyt.). Podobnie jak w przypadku osadów mineralnych, dynamika rumoszu drzewnego w rzekach obejmuje procesy jego dostawy, transportu i akumulacji (Gurnell et al. 2002). Poszczególne cieki różnią się oczywiście reżimem tej dynamiki. Najsilniej zaznaczają się różnice między rzekami małymi (=węższymi niż długość większości fragmentów martwego drewna, które w rezultacie pozostaje stabilne), średnimi (=szerszymi niż długość większości, ale nie wszystkich fragmentów martwego drewna, które w rezultacie jest łatwiej znoszone przez wodę, ale może tworzyć zatory) i dużymi (szerszymi niż długość wszystkich fragmentów martwego drewna, które jest wówczas łatwo znoszone, odkłada się głównie na brzegach koryta i śródkorytowych łachach). Odległość na jaką transportowane jest drewno zależy np. od hydromorfologii rzeki i istnienia miejsc, w których może ono być osadzone (np. istniejące łachy i odsypy). W konsekwencji, odmiennie kształtują się interakcje pomiędzy hydrologią i transportem osadów mineralnych (por. dalej) a rumoszem drzewnym. Stabilne fragmenty drzew silnie wpływają na cechy przepływu i transportu osadów, podczas gdy luźne fragmenty drzew same pozostają pod silnym wpływem tych cech (Gurnell et al. 2002). Wielu składowych bilansu martwych drzew w ciekach wciąż nie potrafimy wiarygodnie szacować i modelować (Wohl 2016). Rozległe luki w wiedzy dotyczą np. większych rzek.



Fot. 5. Rzeka Perznica (fot. Paweł Pawlaczyk).
Photo 5. The Perznica River (photo by Paweł Pawlaczyk).



Fot. 6. Rzeka Parsęta (fot. Paweł Pawlaczyk).
Photo 6. The Parsęta River (photo by Paweł Pawlaczyk).

Nie ma dobrych oszacowań i modeli, które podpowiadałyby jak szybko rumosz drzewny w cieku może się odtwarzać w wyniku naturalnych procesów jego dostawy.

3. Hydromorfologiczna rola rumoszu drzewnego

Oczywistym jest, że wokół powalonych drzew znajdujących się w nurcie rzeki, występują modyfikacje przepływu. Ich konsekwencją są modyfikacje reżimu hydrologicznego całej rzeki, jak również rozwój zróżnicowania mikrosiedliskowego w korycie, w tym zróżnicowania głębokości cieku, a także charakteru osadów dennych – a to z kolei dostarcza zróżnicowania mikrosiedlisk spełniających wymogi rozmaitych organizmów wodnych, decydując o różnorodności całego ekosystemu. Monograficzny, do dziś aktualny przegląd tego aspektu przedstawili np. Gurnell et al. (2002), Montgomery et al. (2003) oraz Montgomery i Piegay (2003). W piaszczysto-żwirowych rzekach i potokach strefy leśnej jest to jeden z podstawowych czynników siedliskotwórczych. Na przykład Harmon et al. (1986) przytaczają, że ponad 50% mikrosiedlisk w ciekach leśnych jest kształtowana lub kontrolowana przez rumosz drzewny w nurcie. Poza bezpośrednim wpływem na morfologię koryta i powstawanie mikrosiedlisk korytowych, martwe drzewa w ciekach generalnie zmniejszają energię płynącej wody, spowalniają przejście fal powodziowych, sprzyjają akumulacji osadów i materii organicznej (Kail 2004, Wohl i Scott 2016). Choć wiedza na ten temat oparta jest w dużej części na badaniach i publikacjach z Ameryki Północnej, to np. Kail (2004) przedstawia perspektywę środkowoeuropejską, a od tego czasu badania rozwinęły się także w Europie.

W małych ciekach górskich, przegradzające je kłody tworzą stopnie, pod którymi rozwijają się małe kotły eworsyjne – przyczyniając się do kształtowania się typowej dla takich cieków sekwencji *steep-pool* (por. np. Kaczka 1999).

W rzekach żwirowych o wysokiej energii, rumosz drzewny tworzy bariery przepływu i

zwiększa jego opory (np. Curran i Wohl 2003, Gregory et al. 2003 i lit. tam cyt.). Istotnym jego efektem jest rozpraszanie energii strumienia wody (np. Linstead 1999), co ogranicza zjawisko nadmiernego wcinania się cieków w podłoże, nadmiernej erozji brzegów czy wręcz umożliwia odbudowę struktury osadów dennych (Osterkamp i Hupp 2010, Wohl i Scott 2016). Zwiększenie szorstkości cieków znacząco przyczynia się do redukcji fal powodziowych poniżej. Wpływ ten jest zwykle znaczący. Na przykład Dixon (2013) w swoich badaniach oszacował, że w badanych przez niego ciekach drewno odpowiadało za ok. 75-98% oporów przepływu, a odpowiednia dostawa martwego drewna do cieków w górnych częściach zlewni może zredukować falę powodziową w dole zlewni o 5-10%.

Równocześnie, w ciekach o wysokiej energii rumosz drzewny pozostaje jednak pod przemożnym wpływem cieku i często jest przemieszczany, transportowany i wtórnie odkładany na odsypach, mogąc powodować stabilizację żwirowych łąch. Generalnie, obecność rumoszu drzewnego sprzyja przekształcaniu się koryt rzecznych w wielonurtowe, rozwojowi łąch i wysp. Szczegóły tych procesów mogą jednak silnie zależeć od konkretnej rzeki. Na przykład w żwirowych rzekach Ameryki Północnej Fetherston (1995) opisał, jak wyspy tworzą się na dużych martwych drzewach w nurcie rzeki wskutek odkładania żwirów za nimi. Na żwirowych rzekach górskich w Europie, w których wskutek głębszych przekształceń krajobrazu nadrzecznego i masowego usuwania martwego drewna brak takich drzew, drobniejszy rumosz drzewny gromadzi się na łąkach żwirowych, stabilizując je i stymulując rozwój kęp w kierunku doprądkowym. Fragmenty wierzb i topól mogą się zakorzeniać i wypuszczać pędy (Kaczka i Wyźga 2008, Mikuś et al. 2013).

Przy przepływach ponadkorytowych rumosz drzewny na aluwiach istotnie przyczynia się do sedymentacji pozakorytowej i tym samym do rozwoju teras zalewowych.

Procesy te mogą mieć znaczenie w skali całych krajobrazów. Zdaniem Wohl (2013, 2014) w całej leśnej strefie Ameryki Północnej, a zapewne także innych kontynentów (w



Fot. 7. Rzeka Czarny Dunajec (fot. Paweł Augustynek-Halny).
Photo 7. The Czarny Dunajec River (photo by Paweł Augustynek-Halny).



Fot. 8. Rzeka Bielawa (fot. Paweł Pawlaczyk).
Photo 8. The Bielawa River (photo by Paweł Pawlaczyk).

tym Europy), masowe usuwanie z rzek rumoszu drzewnego spowodowało drastyczne zmiany całych krajobrazów rzecznych, polegające na przekształceniu anastomozujących, szerokich koryt zachowujących łączność z równiną zalewową, w koryta jednonurtowe.

W rzekach o niższej energii, w tym nizinnych rzekach żwirowych i piaszczystych, hydromorfologiczna rola rumoszu drzewnego jest nie mniej znacząca.

Tu także poszczególne kawałki drzew i zatory drzewne tworzą opory przepływu (Mutz 2000, Curran i Wohl 2003, Gregory et al. 2003 i lit. tam cyt.). Pnie i konary drzew inicjują osadzanie się w „cieniach hydrologicznych” niesionych przez rzekę sedimentów, doprowadzając do rozwoju odsypów (np. Malik 2004b, Gurnell et al. 2005). Pod i za kłodami wymywane są zagłębienia. Formują się kotły przelewowe, zagłębienia wsteczne, cienie piaszczyste (odsypy korytowe) i inne formy (por. np. Kail 2004, Malik 2004b). Dostawa kłód i ich oddziaływanie na rzekę mogą tworzyć sprzężenia zwrotne. Częstość i siła wezbrań oraz podmywanie brzegów decydują o dostawie kłód do koryta; kłody zaś wpływają na przebudowę układu form korytowych i kształtowanie przebiegu koryta rzeki, w tym stymulują erozję boczną i meandrowanie (Malik 2004b).

Opublikowano wiele map pokazujących różnicowanie morfologii i głębokości koryta rzeczno pod wpływem rumoszu drzewnego (np.: Zimmerman et al. 1967 – Pope Brook, USA; Pawlaczyk 1995 – Drawa, Polska (ryc. 1); Mutz 2000 – Schlaube, Niemcy; Montgomery et al. 2003 – Mill Creek, Washington, USA; Kail 2004 – Berkel, Niemcy; Malik 2004a – Mała Panew, Polska; Mačka i Krejčí 2011 – Černa Opava, Czechy).

Cieki żwirowe z dużymi ilościami rumoszu drzewnego mogą zachować typową dla nich sekwencję bystrze-płoso, ale może ona także zostać zatarta przez mozaikowe różnicowanie głębokości koryta powstałe na znajdujących się w nurcie drzewach. W piaszczystodennej, meandrującej rzece śródleśnej struktury korytowe powstające pod wpływem powalonych drzew często zacierają klasyczny układ płos i łach meandrowych. (por. np. Malik 2004b).

W piaszczystych i piaszczysto-żwirowych rzekach nizinnych fragmenty drzew to najczęstsze obiekty w nurcie, które wymuszają pionową składową ruchu wody, a w rezultacie kształtują różnicowanie głębokości koryta i migrację wody rzecznej w osady denne (Mutz i Rohde 2003, Mutz et al. 2007). Obecność rumoszu drzewnego ma tym samym kluczowe znaczenie dla funkcjonowania tzw. strefy hyporeicznej, czyli strefy kontaktu wód podziemnych i wód rzecznych w osadach rzeki, tak ważnej dla funkcjonowania niektórych typów ekosystemów rzecznych (w tym tzw. rzek włosienicznikowych, czyli siedliska przyrodniczego Natura 2000 o kodzie 3260 – por. Puchalski 2004, 2008).

W skali krajobrazu, rumosz drzewny jest czynnikiem inicjującym i modyfikującym meandrowanie rzek, mogącym lokalnie przyczynić się do erozji brzegów i inicjacji rozwoju meandrów, zwłaszcza gdy kłody kierują nurt pod brzeg wklęsły (np. Malik 2004a, b, 2007). Może jednak także stabilizować podcięte przez erozję brzegi i ograniczać boczną migrację rzeki, gdy kłody w nurcie skupią się właśnie pod erodowanym, wklęsłym brzegiem, odbijając od niego nurt.

Obecność martwych drzew w nurcie zwykle przyczynia się znacząco do wychwytywania sedimentów i transportowanej przez rzekę materii organicznej (Elosegi et al. 2016), ograniczając zamulenie poniżej. Rumosz drzewny w ciekach i w ich osadach aluwialnych może być znaczący dla depozycji węgla w krajobrazie (Elosegi et al. 2007).

Martwe drzewa w rzece są ważnym elementem procesów decydujących o funkcjonalnych powiązaniach między rzeką a przyrzecznymi siedliskami przyrodniczymi, w tym lasami łęgowymi (Šindlar et al. 2009, Collins et al. 2012). Rumosz drzewny jest elementem kształtującym nie tylko samą rzekę, ale i pozostającą w łączności z rzeką równinę zalewową, poprzez kształtowanie koryt wielonurtowych, modyfikowanie erozji i akumulacji, przepływów pozakorytowych przez łęgi przyrieczne, wbudowywanie drewna w osady aluwialne (Wohl 2013). Procesy zachodzące pod wpływem kłód w nurcie nakładają się przy tym na procesy związane z istnieniem



Fot. 9. Rzeka Korytnica (fot. Paweł Pawlaczyk).
Photo 9. The Korytnica River (photo by Paweł Pawlaczyk).



Fot. 10. Rzeka Gowienica (fot. Artur Furdyna).
Photo 10. The Gowienica River (photo by Artur Furdyna).

żywych drzew na brzegach i na terasie zalewowej (Malik 2004a, b, c). Collins et al. (2012) stawiają wręcz hipotezę istnienia sprzężenia zwrotnego w rozwoju łęgów nadrzecznych (*Floodplain large wood cycle hypothesis*): osadzany rumosz stwarza warunki do zasiedlenia aluwii przez drzewa i do rozwoju łęgów, które z kolei dostarczają rumoszu drzewnego, wzmacniając ten proces. Te naturalne procesy, dawniej powszechniejsze, są obecnie – zwłaszcza w Europie – znacznie ograniczone wskutek silnej i powszechnej antropogenicznej redukcji ilości martwego drewna w rzekach (por. Kail 2004, Wohl 2013).

Jako ciekawostkę przytoczyć też można, że kłody zagrzebane w aluwii rzecznych są istotnym nośnikiem informacji paleogeograficznej, umożliwiając datowanie historycznych procesów geomorfologicznych (por. np. Malik 2004b i lit. tam cyt.). Znany w kulturze tzw. „czarny dąb” to właśnie drewno dębowe, które przez długi czas pogrzebane było w aluwii, a wcześniej stanowić musiało rumosz drzewny w rzece.

4. Znaczenie rumoszu drzewnego dla rzecznej różnorodności biologicznej

Zarówno sam rumosz drzewny, jak i mikrosiedliska tworzące się w wyniku jego obecności, to elementy kluczowe dla różnorodności biologicznej cieków. Zostało to udowodnione w wielu badaniach.

Drzewa w rzece są siedliskiem unikatowych (nie występujących w innych miejscach) gatunków bezkręgowców wodnych (w szczególności niektórych gatunków mięczaków, jętek, chruścików), a także wilgociolubnych grzybów (Harmon 1986, Hofmann i Hering 2000, Gregory et al. 2003, Kail 2004, Mačka i Krejčí 2011 i lit. tam cyt.).

Drobne frakcje rumoszu i opadłe liście drzew stanowią – zwłaszcza w górnych i środkowych odcinkach rzek – główne źródło materii organicznej. Większe struktury modyfikują przepływ materii organicznej przez ekosystem rzeczny (Harmon et al. 1986, Bilby i Likens 1980, Bilby 1981, Eloşegi et al. 2007). Nadwodne części pni są miejscem rozwoju

bezkęgowców, które wpadają następnie w toń i stają się pokarmem fauny wodnej.

Bezkęgowce występują niekiedy na rumoszu drzewnym w ciekach w znacznych ilościach. Na przykład Gregory et al. (2003) notował ich do 10000 szt./m². Zasiedlają drewno, składają w nim jaja, przepoczwarzają się, żerują na biofilmie bakteryjnym powstającym na powierzchni drewna. Rumosz drzewny jest szczególnie ważny dla ich różnorodności w rzekach, w których nie ma innych twardych substratów – np. w nizinnych rzekach piaszczystych (Kail 2004). Hofmann i Hering (2000) zestawili europejski przegląd bezkręgowców związanych fakultatywnie lub obligatoryjnie z rumoszem drzewnym w ciekach.

Mikrosiedliska tworzone przez rumosz drzewny mają kluczowe znaczenie dla wielu gatunków ryb (Harmon 1986, Wiśniewolski 2002). Prawdopodobnie tę potwierdza wiele badań, przede wszystkim z małych i średnich rzek zwirowych i piaszczystych strefy leśnej, w których martwe drzewa są głównym elementem generującym zróżnicowanie siedliskowe koryta. Ryby wykorzystują drzewa w rzece jako ukrycia. Chronią się w ich cieniu hydrologicznym przed prądem wody przy przepływach wysokich; wykorzystują wymyścia i wyboje powstałe przy rumoszu drzewnym jako schronienia przy niskich stanach wód (Gregory et al. 2003). Modyfikacje morfologii koryta i przepływu wody pod wpływem rumoszu drzewnego uodparniają rzekę i występujący w niej zespół ryb na ekstrema hydrologiczne (zarówno bardzo niskie i bardzo wysokie przepływy, por. Linstead 1999). Gatunki owadożerne niekiedy żerują na bezkręgowcach rozwijających się w związku z rumoszem drzewnym. W wielu badaniach wykazano pozytywny wpływ rumoszu drzewnego na reprodukcję ryb i rozwój narybku, zwłaszcza łososiowatych. Korzystny wpływ wprowadzenia martwego drewna do cieku na populację pstrąga opisali np. Zika i Peter (2002). Zależność zespołów ryb od ilości martwych drzew staje się mniej wyraźna w dużych rzekach (Petitt 2012).

Powalone drzewa w nurcie rzeki stanowią kluczowy element siedliska żerowego zimo-



Fot. 11. Rzeka Stobber, Brandenburgia (fot. Paweł Pawlaczyk).
Photo 11. The Stobber River, Brandenburg (photo by Paweł Pawlaczyk).



Fot. 12. Rzeka Płociczna w Drawieńskim Parku Narodowym (fot. Paweł Pawlaczyk).
Photo 12. The Płociczna River in the Drawa National Park (photo by Paweł Pawlaczyk).



Ryc. 1. Jedna z pierwszych w europejskiej literaturze analiz zróżnicowania morfologii i roślinności koryta rzeki (Drawa w Drawieńskim Parku Narodowym) pod wpływem martwych drzew (Pawłaczyk 1995).

Fig. 1. One of the first European analyses of the influence of deadwood on the variability of river channel morphology and vegetation; the Drawa River in the Drawa National Park (Pawłaczyk 1995).



Fot. 13. Rzeka Drawa w Drawieńskim Parku Narodowym (fot. Paweł Pawlaczyk).
Photo 13. The Drawa River in the Drawa National Park (photo by Paweł Pawlaczyk).



Fot. 14. Rzeka Drawa w Drawieńskim Parku Narodowym (fot. Paweł Pawlaczyk).
Photo 14. The Drawa River in the Drawa National Park (photo by Paweł Pawlaczyk).

rodka *Alcedo atthis* (Kucharski 2004, Machar 2008, Poprach i Machar 2015), są także wykorzystywane przez wiele innych gatunków ptaków jako miejsca odpoczynku.

Tworzące się za kłodami w nurcie w potokach górskich sadzawki i plosa mogą być kluczowymi miejscami rozwoju płazów (Kaczka 1999).

W cytowanych wyżej badaniach wykazano, że usuwanie rumoszu drzewnego z rzek zubaża zarówno różnorodność biologiczną (w tym populacje ryb, także gatunków cennych gospodarczo), jak i funkcjonowanie ekosystemów rzecznych. Podstawowym mechanizmem oddziaływania jest tu ograniczenie tworzonego przez rumosze drzewny zróżnicowania mikrosiedliskowego, tj. brak „drzewopochodnych” struktur morfologicznych w korycie (zob. wyżej). Wśród ekologów zajmujących się rzekami powszechne jest już dziś przekonanie, że przynajmniej w leśnej strefie klimatycznej, rzeka pozbawiona martwych drzew w nurcie będzie zawsze rzeką przyrodniczo zubożoną.

5. Rumosze drzewny jako problem w zarządzaniu rzekami

Z przyrodniczego punktu widzenia nie ma wątpliwości, że rumosze drzewny w rzece jest koniecznym, integralnym elementem jej ekosystemu. Jednak obecność w rzece martwych drzew budzi często obawy innych interesariuszy rzek, związane głównie z bezpieczeństwem powodziowym.

Pojedyncze, stabilne (np. zakotwiczone przynajmniej jednostronnie w brzegach) kłody nie stwarzają ryzyka powodziowego. Nawet gdy kłoda tamuje częściowo nurt, zwiększenie poziomu wody przed nią nie przekracza zwykle kilku, maksymalnie kilkunastu centymetrów. Na rzekach, na których taki rumosze drzewny (zwykle jednak stabilny, o czym decydują lokalne uwarunkowania geo- i hydromorfologiczne) jest pozostawiany, jak np. Drawa w Drawieńskim Parku Narodowym, zwykle nie obserwuje się spowodowanych tym

faktem podtopień terenów przyrzecznych¹. Zwiększenie szorstkości koryta, ograniczenie prędkości przepływu i drobne podpiętrzenia wody, w tym także występowanie przepływów pozakorytowych, o ile występują na terenach niezurbanizowanych, powinny być traktowane jako zjawiska pozytywne – bo mają charakter retencji korytowej ograniczającej ryzyko powodziowe (zmniejszając ryzyko zalania zurbanizowanych terenów poniżej).

Istotny problem powodziowy może jednak powodować mobilność rumoszu drzewnego. Jak trafnie określił H. Piegay (Pico 2015) – „*Drewno w rzekach jest dobre; tyle że się przemieszcza!*” (*Wood is good, but it moves!*).

Realnym i docenianym w literaturze niebezpieczeństwem jest ryzyko skumulowanego odkładania się takich transportowanych przez rzekę elementów drzewnych w miejscach krytycznych, i powstawanie całych zatorów drzewnych, których oddziaływanie powodziowe może być już istotne (np. Ruiz-Villanueva et al. 2014, 2016a i lit. tam cyt.). Miejscami „zatorogennymi” mogą być naturalne przewężenia i łuki, ale są nimi przede wszystkim konstrukcje hydrotechniczne – mosty o wąskim świetle, jazy, przepusty. Zatory mogą grozić zatkaniem światła budowli, a w konsekwencji rozlewem wody powyżej i uszkodzeniami samej budowli. Napór wód powodziowych w połączeniu z zaturem na barierze zalanego mostu może nawet wyrwać cały most z przyczółków (CKPŚ 2016). Na małych ciekach silnie narażone na zatkanie są archaiczne przepusty kołowe lub okularowe; bardziej odporne są nowoczesne przepusty o świetle łukowym. Na większych ciekach narażone mogą być źle zaprojektowane mosty, zwłaszcza przy dużych wezbraniach i przy mobilności długich kłód drzewnych.

Wiedza o hydraulice zatorów tworzonych przez martwe drzewa w rzekach jest bogata

¹ Oczywiście, gdyby nawet takie podtopienia tam powstawały, to w parku narodowym i tak byłyby traktowane jako normalne zjawisko ekologiczne. Przykład Drawy pokazuje jednak, że szeroko rozpowszechnione przekonanie, iż większe ilości rumoszu drzewnego w rzece zawsze spowodują zatory i występowanie cieków z koryta, nie jest prawdziwe.



Fot. 15. Rzeka Tarnawka (fot. Łukasz Kajtoch).
Photo 15. The Tarnawka River (photo by Łukasz Kajtoch).



Fot. 16. Potok na Pogórze Przemyskim (fot. T. Nabiałkowski).
Photo 16. A stream in the Przemysł Foothills (photo by T. Nabiałkowski).

(np. Gippel 1995, Manners et al. 2007 i lit. tam cyt). Równie bogate są badania nad samym zjawiskiem transportu drewna przez cieki. Rozwiązywanie problemu wymaga przede wszystkim dokładnej diagnozy, skąd pochodzi, jak powstają i jakie są zasoby martwego drewna w cieku, w jakich warunkach hydrologicznych są uruchamiane, a także jak daleko są zwykle transportowane i gdzie osadzone. Próbuje się stworzyć modele matematyczne zjawiska, szacujące m. in. ryzyko powstawania zatorów. Co prawda, modelowanie transportu drewna nie jest łatwe, gdyż zjawisko to jest złożone. Diagnoza transportu drewna w różnych warunkach hydrologicznych i związanego z tym ryzyka zatorowego jest indywidualną charakterystyką każdej konkretnej rzeki (por. Ruiz-Villanueva 2016b).

Istnieje arsenał środków technicznych pozwalających rozwiązać problem. Są nimi przede wszystkim tzw. „łapacze rumoszu drzewnego”, tj. konstrukcje (np. z lin stalowych, pali wbitych w dno) pozwalające za-

trzymywać spływające kłody przed wrażliwymi obiektami hydrotechnicznymi, w sposób nie formujący zatoru dla wody lub w miejscach, gdzie taki zator będzie nieszkodliwy (por. np. Šindlar et al. 2009, Rudolf-Miklau i Hübl 2010, Comiti et al. 2012, Ruiz-Villanueva 2016b; fot. 17).

Rolę takich „pułapek na spływające drewno” mogą pełnić także naturalne elementy morfologii koryta. Wyżga et al. (2016) stwierdzili np., że w naturalnej rzece wielonurtowej średni dystans, na jaki w czasie powodzi przemieszczane były kłody, był 5-8 razy mniejszy, niż w rzece o wciętych i uregulowanym korycie, gdyż drewno jest często osadzone na łąkach śródkorytowych. Niekiedy rumosz drzewny w cieku jest „samostabilizujący się”, tj. jego mobilność jest ograniczana przez zachaczenie o inne fragmenty martwych drzew. Bilby (1984) stwierdził w Ameryce Północnej, że usuwanie zatorów z martwych drzew, podejmowane tam w celu udroźnienia cieków dla ryb, skutkuje przy najbliższym wezbraniu



Fot. 17. „Łapacz rumoszu” przed przepustem drogowym na małym cieku leśnym. Las Bregencki, Austria (fot. Paweł Pawlaczyk).

Photo 17. “Debris rack” upstream of a road culvert on a small forest stream. The Bregenz Forest, Austria (photo by Paweł Pawlaczyk).

utrata stabilności koryta i uruchamianiem tych fragmentów drewna, które wcześniej były stabilne.

Innym rozwiązaniem, stanowiącym kompromis między zachowaniem lub uzupełnieniem martwego drewna w rzece z przyczyn ekologicznych, a ograniczaniem związanego z nim ryzyka powodziowego, jest sztuczne stabilizowanie kłód, np. przez ich zakotwiczenie za pomocą środków technicznych (por. dalej).

Zanim jednak rozpocznie się poszukiwanie rozwiązań technicznych, warto rozważyć, czy na danej konkretnej rzece lub jej odcinku ewentualne ryzyko powodziowe związane z zatorami drzewnymi jest w ogóle istotne i czy nie może być zaakceptowane. Dotyczy to np. leśnych odcinków cieków, czy odcinków biegnących tylko wśród ekstensywnych użytków.

Pływające kłody mogą stwarzać zagrożenie dla żeglugi na rzekach wykorzystywanych do tego celu. Nawet wówczas poszukuje się zwykle rozwiązań umożliwiających przynajmniej częściowe zachowanie rumoszu drzewnego w takich ciekach – np. przez stabilizowanie kłód, ale nie przez ich zupełne usuwanie (np. Schoor et al. 2015).

Pewne ryzyko związane z drzewami w rzece powstaje także, gdy rzeka wykorzystywana jest masowo do rekreacji wodnej. Kłody w nurcie mogą być pewnym niebezpieczeństwem dla kajakarzy (por. np. Embertson i Monahan 2012, Svoboda et al. 2013), a na pewno są dla nich utrudnieniem i uciążliwością. Wykorzystywanie rzeki do spływów kajakowych może więc prowokować (por. np. Nawrocka-Grześkowiak i Głuchowski 2013) do usuwania z niej rumoszu drzewnego. Z drugiej jednak strony, obecność takich elementów i konieczność pokonywania pewnych przeszkód decyduje właśnie o atrakcyjności szlaku kajakowego, przynajmniej w postrzeganiu niektórych grup turystów. W Polsce, na znanym szlaku kajakowym Drawy, w Drawieńskim Parku Narodowym, od 1990 r. przyjęto dość konsekwentnie, że uciążliwy charakter szlaku kajakowego powinien być jednak zachowany, tj. że martwe drzewa nie powinny być usuwane, pod presją społeczną akceptując co najwyżej wycinanie w nich wąskich przepływow (Pawlaczyk 2014).

Nie bez znaczenia jest aspekt świadomości społecznej, niekiedy oderwanej od wiedzy merytorycznej. O ile znaczenie ekologiczne rumoszu drzewnego w korytach rzek jest powszechnie rozumiane w środowisku naukowym, to już niekoniecznie przez ogół społeczeństwa. Negatywne nastawienie społeczne może być istotną barierą przeszkadzającą pozostawianiu martwych drzew w rzekach, a tym bardziej wprowadzaniu go do rzek w ramach przedsięwzięć rewitalizacji (por. dalej). Piegay et al. (2005) oraz Mutz et al. (2006) przeprowadzili interesujące badanie socjologiczne, porównujące – na podstawie fotografii – postrzeganie rzek z rumoszem drzewnym i bez niego przez grupy studentów z różnych krajów. Cieki z powalonymi drzewami są powszechnie postrzegane jako „bardziej naturalne”. Społeczne preferencje estetyczne są jednak rozmaite i zależą od kraju, podobnie jak postrzeganie rzek z rumoszem drzewnym jako „niebezpiecznych” i „wymagających naprawy”. Pozytywne postrzeganie martwych drzew w rzece w większości badanych aspektów dominuje w Niemczech, Szwecji i Oregonie, a więc w społecznościach najbardziej „wyedukowanych ekologicznie” i jednocześnie w miejscach, gdzie przedsięwzięć rewitalizacji rzek, polegających m. in. na uzupełnianiu w nich zasobów martwego drewna realizuje się najwięcej. Niestety, wśród Polaków, podobnie jak wśród Rosjan i Hindusów dominowały skojarzenia najbardziej negatywne. Wśród polskich studentów negatywna percepcja rumoszu drzewnego w ciekach maleje w miarę zaawansowania studiów geograficznych i biologicznych, ale wzrasta w miarę zaawansowania studiów w zakresie inżynierii wodnej. Co ciekawe, zarządcy wód mają do martwego drewna w rzekach stosunek znacznie bardziej pozytywny od studentów (Wyźga et al. 2009).

Jako środek ochrony ekosystemów rzecznych proponowane są współcześnie (np. Šindlar et al. 2009, Kożeny i Simon 2010, Wohl et al. 2016) raczej kompleksowe strategie zarządzania rumoszem drzewnym w ciekach i związanym z nim ryzykiem – zakładające nieingerencję w naturalne procesy jego powstawania i przemieszczania się na bardziej

naturalnych odcinkach rzek, a pewną kontrolę na odcinkach w terenach silnie przekształconych, w tym wychwytywanie spływających kłód przed mostami i ewentualną stabilizację, ale nie zupełne usuwanie. Wyzwaniem pozostaje oczywiście przekonanie do takich strategii zarządców rzek i zainteresowanych zagadnieniem społeczności.

6. Rumosz drzewny w utrzymaniu i rewitalizacji rzek

W związku z coraz głębszym zrozumieniem ekologicznej roli martwego drewna w rzekach, oczywistym elementem strategii ochrony przyrody rzek stał się postulat, by zasoby rumoszu drzewnego nie były z cieków eliminowane, a gdy potrzeba – by zostały odbudowane. Ponieważ znaczenie dla ryb martwych drzew w rzekach pstrągowych jest wręcz spektakularne, od dawna dostrzegane było przez wędkarzy i ichtiologów, z tych środowisk wywodziły się więc pierwsze postulaty, by rumosz drzewny w rzece pozostawiać, lub wręcz go do rzeki wprowadzać. W Ameryce Północnej poglądy takie pojawiły się już w XIX w. (Van Cleef 1885), a stały się powszechne od lat 80. XX w. Gurnell et al. (1995) podsumowali: „*w świetle geomorfologicznej i ekologicznej roli martwych drzew w korytach cieków w zlewniach leśnych, oczywiste stało się, że zasoby rumoszu drzewnego w rzekach wymagają odpowiedniego zarządzania, a w szczególności należy uniknąć ich nieselektywnego usuwania*”.

Od tego czasu zrozumienie roli martwych drzew w rzece, zarówno dla żywych elementów ekosystemów rzecznych, jak i dla hydro-morfologii i hydrologii całych rzek, rozwijało się szybko. Współcześnie przedsięwzięcia renaturyzacji rzek lub optymalizacji siedlisk ryb bardzo często zakładają wzbogacanie rzeki o martwe drzewa umieszczane w jej nurcie. Wiedza i doświadczenie w tym zakresie są bogate i nadal coraz szybciej są wzbogacane (np. Radtke 1994, Gerhard i Reich 2000, Gregory et al. 2003, Doll et al. 2003, Reich 2003, Abbe et al. 2003, Kail 2004, Kail i Hering 2005, Scottish Environmental Protection Agency 2006, Kail et al. 2007, Nagayama i Nakamura

2010, River Restoration Centre 2013, Roni et al. 2015, REFORM 2015 (sekcja *Introduce large wood* i lit. tam cyt.), Bandrowski 2016).

Duże znaczenie rumoszu drzewnego w przedsięwzięciach rewitalizacji rzek jest dobrze uzasadnione: Kail (2004) słusznie zwraca uwagę, że drewno – w przeciwieństwie np. do dużych głazów – jest naturalnym elementem praktycznie wszystkich ekosystemów wodnych w strefie leśnej klimatu umiarkowanego, dlatego jest też najpowszechniejszym elementem używanym w przedsięwzięciach rewitalizacyjnych do inicjowania procesów renaturyzacji koryt rzecznych. Kail (2007) mógł znaleźć i przeanalizować 50 takich przedsięwzięć zrealizowanych tylko w Niemczech i Austrii.

Pierwszym, podstawowym i oczywistym postulatem wykorzystania rumoszu drzewnego w kształtowaniu rzek, jest maksymalne pozostawianie drzew w rzece wszędzie tam, gdzie już one są, czyli zaniechanie ich nieuzasadnionego, a często rutynowego usuwania (por. Prus et al. 2017a). Postulat taki stał się już oczywistą podstawą ochrony rzek. Dalej idące podejścia zakładają czynną odbudowę zasobów drewna w rzekach.

Rumosz drzewny może być wykorzystywany jako element realizacji tzw. utrzymania wód, w tym w szczególności zachowania i zabezpieczenia brzegów koryta, w sposób zachowujący jego zróżnicowanie mikrosiedliskowe.

Martwe drzewa lub ich części mogą być użyte jako element umacniający brzegi cieków i regulujący przepływ. Doll et al. (2003), Duszyński (2007), River Restoration Centre (2013), Prus et al. (2017a, b), Wiśniewolski et al. (2017) rekomendują tzw. umocnienia karpinowe brzegów – wbudowywanie we wklęsły, erodowany brzeg cieków pni martwych drzew z tarczami korzeniowymi wystawionymi na nurt wody, chroniącymi brzeg przed dalszą erozją.

Seehorn (1992) przedstawia cały zestaw elementów kształtujących koryta niewielkich strumieni, wykonywanych z wykorzystaniem zastabilizowanego i zamocowanego rumoszu drzewnego: deflektory z kłód drzewnych i drzewno-kamienne kierujące nurt, wspo-

mniane już wyżej umocnienia z tarcz korzeniowych na łukach wklęsłych, zabudowa wyrw za pomocą całych ściętych drzew, kłód drzew i drobniejszego rumoszu drzewnego, całe kłody drzewne umieszczane i kotwiczone w nurcie jako elementy siedliskowe, drzewa ścięte w nurt i zanurzone koroną.

Liczne konstrukcje drzewne nasładujące naturalny rumosz opisuje wydany przez Szkocką Agencję Środowiskową, w Szkocji (Scottish Environmental Protection Agency 2006), choć oparty głównie na doświadczeniach amerykańskich, obszerny podręcznik konstruowania „sztucznych zatorów drzewnych” (*Engineered Log Jams*).

Shields et al. (2004) opisali zabezpieczenie przed erozją wklęsłych brzegów piaszczystych, krętych koryt rzecznych, przez formowanie, u podnóża skarpy brzegowej, zastabilizowanych zwałów martwych drzew. Powodowały one skuteczne zmniejszenie szybkości i energii przepływu w erodowanych miejscach, stymulując akumulację osadów i naturalną zabudowę wyrw, a koszt ich wykonania kształtował się na poziomie 25-58% kosztów typowych ubezpieczeń brzegów.

Niezależnie od takich zastosowań mających cele hydrotechniczne, martwe drzewa są pożądane w ciekach z powodów czysto przyrodniczych.

Ich brak może być uzupełniony przez konsekwentne pozostawianie rumoszu dostarczanego do cieków przez naturalne procesy, co Kail i Hering (2005) oraz Bandrowski (2016) określają „renaturyzacją pasywną”. Pasywność nie oznacza jednak braku możliwości wpływania na ten proces. Kail et al. (2007) rekomendują, by procesy dostawy martwych drzew do cieków odtwarzać przez odpowiednie zarządzanie zadrzewieniami nadbrzeżnymi. Możliwa i często stosowana jest też „renaturyzacja aktywna”, czyli umieszczenie martwych drzew w ciekach – bądź ścinanych z brzegów, bądź przywożonych.

Tradycyjne podejście zakłada tu zwykle tworzenie ustabilizowanych struktur, tj. sztucznie wprowadzonych w nurt cieków drzew – najczęściej zastabilizowanych w korycie – które mają pełnić zaplanowaną rolę elementów siedliskowych. Liczne publika-

cje poświęcono skutecznemu stabilizowaniu drzew w korytach cieków (np. D'Aoust 1998, D'Aoust i Millar 2000, Cramer 2012, Rafferty 2017), co jest pożądane gdy chce się uniknąć ryzyka przemieszczenia wprowadzanych elementów.

Nowsze koncepcje renaturyzacji niektórych rzek zakładają wprowadzanie martwego drewna przy założonej jego mobilności, tj. akceptację faktu, że będzie ono przemieszczane dalej przez rzekę, po odpowiednim oszacowaniu związanego z tym faktem ryzyka (zob. wyżej). Reich et al. (2003) oszacowali, że takie podejście było możliwe w ponad 50% wdrożonych w Niemczech przedsięwzięć renaturyzacji rzek – i to nawet w gęsto zaludnionych (200 osób/km²) obszarach rolniczych, choć raczej na mniejszych, drugo- i trzeciorzędowych ciekach.

W USA, nakładem rządowego Biura Reaktywacji (Bureau of Reclamation) i Korpusu Inżynieryjnego Armii Stanów Zjednoczonych, wydano ostatnio 660-stronicowy podręcznik odtwarzania i zarządzania zasobami martwego drewna w ciekach (Bandrowski 2016).

Najbardziej zaawansowane koncepcje (Kail i Hering 2005) zakładają kompleksowe odtworzenie procesów naturalnej dynamiki rumoszu drzewnego – w tym procesów jego powstawania, transportu i odkładania. W opinii Roni i Beechie (2012) „*współczesna rewitalizacja rzek polega na odtwarzaniu procesów kształtujących rzeki, w tym m. in. procesu dostawy, transportu i osadzania rumoszu drzewnego*”. Palmer et al. 2005 uważają, że „*dobra renaturyzacja rzeki to taka, w wyniku której otrzymujemy system o wyższej jakości ekologicznej, ale i o dynamicznej zdolności do samotrzymywania się*”. Zdaniem Kail i Hering (2005), „*umieszczanie martwych drzew w rzece to krótkoterminowo sposób poprawy siedlisk wodnych, który powinien być traktowany jako środek tymczasowy do czasu odtworzenia zdolności lasów nadbrzeżnych do dostarczania odpowiedniej ilości martwego drewna do cieków*”. Kail et al. (2007) uważają odbudowę procesów dostawy rumoszu drzewnego i bierną jego ochronę w rzece za najlepszy sposób rewitalizacji rzek w tym zakresie, ponieważ podejście takie naj-

piej upodabnia strukturę zasobów rumoszu drzewnego w cieku do struktur osiągniętych w warunkach naturalnych.

W konsekwencji, współczesne kompleksowe podejście do rewitalizacji rzek i związanego z nimi rumoszu drzewnego zakłada m. in. odpowiednie zarządzanie strefą przybrzeżną, tak by umożliwić drzewom w tej strefie starzenie się i zamieranie – a w konsekwencji stałą dostawę rumoszu drzewnego do rzeki (Gurnell et al. 1995, Boyer et al. 2003, Dixon 2013). Zdaniem Boyer et al. (2003), główna funkcja ekologiczna lasów nad ciekami to właśnie dostarczanie martwego drewna do cieków.

Wciąż brak wprawdzie dobrego zasobu danych analizujących i pokazujących skuteczność wprowadzania drewna do cieków dla całego ekosystemu. Pozytywne skutki hydromorfologiczne (zróżnicowanie siedlisk w korycie) są zwykle pewne i szybkie, co jest dobrze udokumentowane. Bardziej skomplikowana, często opóźniona w czasie, zależna od wielu innych czynników i nie zawsze oczywista, jest reakcja żywych elementów ekosystemu cieku. Pozytywny wpływ przynajmniej na ryby łososiowate jest jednak osiągnięty z dość wysokim prawdopodobieństwem (Kail et al. 2007, Roni et al. 2015 i lit. tam cyt.).

W Hiszpanii oszacowano (Acuna et al. 2013), że renaturyzacja rzeki polegająca na wzbogaceniu jej koryta o gruby rumosz drzewny przekłada się na realne korzyści ekonomiczne wyrażane wartością usług ekosystemowych (kilkudziesięciokrotne zwiększenie pieniężnej wartości dostarczanych usług; ich wartość określono na 1800€/km rzeki rocznie). Analogicznie, usuwanie rumoszu drzewnego może przynosić straty związane z podobną wartością traconych usług. Mimo braku takich kalkulacji w warunkach polskich, pełne uwzględnienie kosztów i korzyści, uwzględniające m.in. usługi ekosystemowe, także i w Polsce powinno doprowadzić do podobnych wniosków.

Wysiłkom w zakresie ochrony i odtworzenia zasobów drewna w rzekach towarzyszy w wielu krajach wysiłek edukacyjny mający na celu lepsze zrozumienie znaczenia tych zasobów

przez społeczeństwo (np. Gerhard i Reich 2003, Mott 2003).

W Polsce na wcześniej uregulowanych rzekach Wda i Trzebiocha, dla odtworzenia dobrych warunków tarła unikatowej formy troci jeziorowej *Samo trutta morpha lacustris* z jeziora Wdzydze, w latach 90. XX w. powalono do wody pod kątem 45° do nurtu rzeki ugałęzienie pnie drzew. Intencją była renaturyzacja hydromorfologiczna; zakładano, że drzewa będą działać jako deflektory inicjujące erozję brzegu przeciwnego i zarazem tworzenie się pływów w cieniach hydrologicznych, dogodnych dla narybku i młodzieży troci (Radtko 1994, Świergocka i Połoński 1996). Był to jeden z pierwszych w Europie przykładów świadomego wykorzystania martwych drzew dla poprawy siedlisk w korycie rzecznym.

Begemann i Schiechl (1999), w swoim klasycznym podręczniku inżynierii ekologicznej w budownictwie wodnym, opisał zabezpieczanie m. in. wyrw brzegowych przez powalone w nurt drzewa. Tworzenie deflektorów z kłód drzewnych, jako sposobu inicjowania meandryzacji cieku, rekomenduje CKPŚ (2016), przytaczając przykład zastosowania takiego rozwiązania na strumieniu górskim w Nadleśnictwie Piwniczna. Opracowanie to zaleca również m. in. zabezpieczanie wyrw i profilaktyczne umacnianie brzegów wklęsłych za pomocą powalonych w nurt drzew lub karp korzeniowych drzew, oraz sugeruje zastosowanie kłód powalonych w nurt cieku w przypadku potrzeby renaturyzacji (odtworzenia powiązań z rzeką) łęgów nad nadmiernie przegłębionymi ciekami.

Bojarski et al. (2005) w wytycznych utrzymania rzek górskich, wydanych przez RZGW w Krakowie, zwrócili uwagę na rolę kłód w ciekach górskich jako pozytywnego elementu hydromorfologicznego, zapobiegającego negatywnemu wcinaniu się cieków. Wskazanie, by w maksymalnej ilości pozostawiać rumosz drzewny w ciekach, pojawiło się także w „dobrych praktykach” utrzymania rzek (Prus et al. 2017a, b).

Brakuje jednak w Polsce współczesnych przedsięwzięć rewitalizacji rzek obejmujących znaczące uzupełnianie rumoszu drzew-

nego w ich nurcie. Sytuacja ta kontrastuje np. z sąsiednimi Niemcami, gdzie takie przypadki są liczne (Kail 2007).

7. Podsumowanie

Na tle światowej i europejskiej wiedzy na temat roli rumoszu drzewnego w ciekach umiarkowanej strefy klimatycznej, świadomość społeczna tego zagadnienia w Polsce jest wciąż słaba. Martwe drzewa w rzece są wciąż dość powszechnie traktowane jako element obcy, „zaśmiecający rzekę”, który co do zasady powinien być usuwany. Rzeka z takimi drzewami jest zwykle postrzegana jako „zaniedbana”. Zarządcy wód, nawet gdy uświadamiają sobie znaczenie ekologiczne

rumoszu drzewnego, poddani są silnej presji społecznej, by go usuwać.

Postulaty zmiany postrzegania rumoszu drzewnego w ciekach i wdrożenia dobrej praktyki jego maksymalnego pozostawiania także i w Polsce pojawiają się jednak jako element „dobrych praktyk” utrzymania wód (np. Bojarski et al. 2005, Prus et al. 2017).

Daleko nam do przedsięwzięć renaturyzacji rzek obejmujących m. in. wprowadzanie do nich drzew, a byłyby one potrzebne na szeroką skalę, bo większość polskich cieków, z wyjątkiem najmniejszych strumieni, jest drewna niemal zupełnie pozbawiona. Zmiana tej sytuacji i upowszechnienie akceptacji, a nawet afirmacji rumoszu drzewnego w rzekach, to jedno z istotnych wyzwań ekologizacji zarządzania polskimi wodami.

LITERATURA

- ABBE T. B., BROOKS A. P., MONTGOMERY D. R. 2003. Wood in river rehabilitation and management. In: GREGORY S. V., BOYER K. L., GURNELL A. (Eds.). *The Ecology and Management of Wood in World Rivers*. American Fisheries Society, Bethesda: 367-389.
- ABBE T. B., MONTGOMERY D. R. 1996. Large woody debris jams, channel hydraulics and habitat formation in large rivers. *Regulated Rivers: Research and Management* 12: 201-221.
- ACUNA V., DIEZ J. R., FLORES R., MELEASON M., ELOSEGI A. 2013. Does it make economic sense to restore rivers for their ecosystem services? *J. Appl. Ecol.* 50, 988-997.
- BANDROWSKI D. (Ed.). 2016. *National Large Wood Manual: Assessment, Planning, Design, and Maintenance of Large Wood in Fluvial Ecosystems: Restoring Process, Function, and Structure*. Bureau of Reclamation and U.S. Army Engineer Research and Development Center. Dostęp 06.01.2018. [<https://www.usbr.gov/research/projects/detail.cfm?id=2754>].
- BEGEMANN W., SCHIECHTL H. M. 1999. *Inżynieria ekologiczna w budownictwie wodnym*. Wyd. Arkady, Warszawa.
- BILBY R.E. 1981. Role of organic debris dams in regulating the export of dissolved and particulate matter from a forested watershed. *Ecology* 62, 5: 1234-1243.
- BILBY R. E. 1984. Removal of woody debris may affect stream channel stability. *J. Forestry* 82, 10: 606-613.
- BILBY R.E., LIKENS G.E. 1980. Importance of organic debris dams in the structure and function of stream ecosystems. *Ecology* 61, 5: 1107-1113.
- BOIVIN M., BUFFIN-BÉLANGER T., PIÉGAY H. 2015. The raft of the Saint-Jean River, Gaspé (Québec, Canada): A dynamic feature trapping most of the wood transported from the catchment. *Geomorphology* 231: 270-280.
- BOYER K. L., BERG D. R., GREGORY S. V. 2003. Riparian management for wood in rivers. In: GREGORY S. V., BOYER K. L., GURNELL A. (Eds.). *The Ecology and Management of Wood in World Rivers*. American Fisheries Society, Bethesda: 407-420.
- CKPŚ 2016. Wytyczne do realizacji zadań i obiektów małej retencji i przeciwdziałania erozji. Załącznik do Decyzji nr 552 Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 25.11.2016r.
- COLLINS B. D., MONTGOMERY D. R., FETHERSTON K., ABBE T. B. 2012. The floodplain large-wood cycle hypothesis: A mechanism for the physical and biotic structuring of temperate forested alluvial valleys in the North Pacific coastal ecoregion. *Geomorphology* 139-140: 460-470.

- COMITI F., AGOSTINO V. D., MOSER M., LENZI M. A., BETTELLA F., AGNESE A. D., MAZZORANA B. 2012. Preventing wood-related hazards in mountain basins, from wood load estimation to designing retention structures, *Interpraevent 12th Congress Proceedings*, Grenoble: 651-662. Dostęp 04.01.2018. [http://www.interpraevent.at/palm-cms/upload_files/Publikationen/Tagungsbeitraege/2012_2_651.pdf].
- CRAMER M. L. (Ed.) 2012. *Stream Habitat Restoration Guidelines*. Washington Departments of Fish and Wildlife, Natural Resources & Ecology, Washington State Recreation and Conservation Office, Puget Sound Partnership, U.S. Fish and Wildlife Service. Olympia. Dostęp 31.12.2017. [<http://wdfw.wa.gov/publications/01374/>].
- CURRAN J. H., WOHL E. E. 2003. Large woody debris and flow resistance in step-pool channels, Cascade Range. *Geomorphology* 51: 141-157.
- D'AOUST S. 1998. Large woody debris fish habitat structure performance and ballasting requirements. Master Thesis, Department of Civil Engineering, University of British Columbia. Dostęp 06.01.2017. [<https://open.library.ubc.ca/media/download/pdf/831/1.0050314/1>].
- D'AOUST S., MILLAR R. 2000. Stability of ballasted woody debris habitat structures. *J. Hydraul. Eng.* 126, 11: 810-817.
- DAHLSTRÖM N., NILSSON CH. 2004. Influence of Woody Debris on Channel Structure in Old Growth and Managed Forest Streams in Central Sweden. *Environ. Manage.* 33, 3: 376-384.
- DIXON S. J. 2013. Investigating the effects of large wood and forest management on flood risk and flood hydrology. Thesis for the degree of Doctor of Philosophy, University of Southampton. Dostęp 17.01.2018. [<https://eprints.soton.ac.uk/365560/>].
- DOLL B. A., GRABOW G. L., HALL K. R., HALLEY J., HARMAN W. A., JENNINGS G. D., WISE D. E. 2003. *Stream Restoration. A natural channel design handbook*. North Carolina Stream Restoration Institute. Dostęp 01.12.2017. [<https://semspub.epa.gov/work/01/554360.pdf>].
- DUSZYŃSKI R. 2007. Ekologiczne techniki ochrony brzegów i rewitalizacji rzek. *Inżynieria Morska i Geotechnika* 6: 341-351.
- ELOSEGI A., DIEZ J., LOREA F., MOLINERO JON 2016. Pools, channel form, and sediment storage in wood-restored streams: Potential effects on downstream reservoirs. *Geomorphology* 275: 165-175.
- ELOSEGI, A., DIEZ, J.R., POZO J. 2007. Contribution of dead wood to the carbon flux in forested streams. *Earth Surf. Proc. Land.* 32: 1219-1228.
- EMBERTSON, R. L., MONAHAN J. 2012. Large wood and recreation safety; Will the other shoe drop? *River Restoration Northwest 2012 Symposium*. January 31. Dostęp 01.12.2017. [http://www.rrnw.org/wp-content/uploads/20122_EMBERTSON_RRNW.pdf].
- FETHERSTON K. L., NAIMAN R. J., BILBY R. E. 1995. Large woody debris, physical processes, and riparian forest development in montane river network of the Pacific Northwest. *Geomorphology* 13: 133-144.
- FOX M. 2004. Large woody debris. How much is enough? The Water Center, Fact Sheet. Dostęp 04.01.2018. [<https://digital.lib.washington.edu/researchworks/bitstream/handle/1773/17082/Large%20Woody%20Debris.pdf>].
- GERHARD M., REICH M. 2001. *Totholz in Fließgewässern - Empfehlungen zur Gewässerentwicklung*. Gemeinnützige Fortbildungsgesellschaft für Wasserwirtschaft und Landschaftsentwicklung, Mainz. Dostęp 04.01.2018. [https://www.gfg-fortbildung.de/web/images/stories/gfg_pdfs/05-Totholz/GFG-Broschuere-Totholz.pdf].
- GERHARD M., REICH M. 2000. Restoration of streams with large wood: effects of accumulated and built-in wood on channel morphology, habitat diversity and aquatic fauna. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 85, 1: 123-137.
- GIPPEL Ch. J. 1995. Environmental hydraulics of large woody debris in streams and rivers. *J. Environ. Eng.* 121: 388-395.
- GREGORY S. V., BOYER K. L., GURNELL A. (Eds.). 2003. *The Ecology and Management of Wood in World Rivers*. American Fisheries Society, Bethesda.
- GURNELL A. (Ed.) 2007. Wood in world rivers. *Proceedings on the 2nd International Conference*, Stirling. *Earth Surf. Proc. Land.* 32, 8: 1129-1272.
- GURNELL A. M., GREGORY K. J., PETTS G. E. 1995. The role of coarse woody debris in forest aquatic habitats: Implications for management. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 5: 143-166.

- GURNELL A. M., PIEGAY H., SWANSON F. J., GREGORY S. V. 2002. Large wood and fluvial processes. *Freshwater Biol.* 47: 60- 619.
- GURNELL A., TOCKNER K., EDWARDS P., PETTS G. 2005. Effects of deposited wood on biocomplexity of river corridors. *Front Ecol. Environ.* 3, 7: 377-382.
- HARMON M. E., FRANKLIN J. F., SWANSON F. J., SOLLINS P., GREGORY S. V., LATTIN J. D., ANDERSON N. H., CLINE S. P., AUMEN N. G., SEDELL J. R., LIENKAEMPER G. W., CROMACK K., CUMMINS K. W. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Adv. Ecol. Res.* 15: 133-302.
- HERBINIO M. H. 1678. *Dissertationes De Admirandis Mundi Cataractis: Supra & Subterraneis, earumque Principio, Elementorum circulatione, ubi eadem occasione Aestus Maris Refluit.* Aapud Janssonio-Waesbergios, Amstelodami. Dostęp 04.01.2018. [<http://cyfrowa.biblioteka.zamosc.pl/dlibra/docmetadata?id=1043&from=pubindex&dirids=4&lp=406>].
- HERING D., KAIL J., ECKERT S., GERHARD M., MEYER E. I., MUTZ M., REICH M., WEISS I. 2000. Coarse woody debris quantity and distribution in Central European streams. *Int. Rev. Hydrobiol.* 85, 1: 5-23.
- HERING D., REICH M. 1997. Bedeutung von Totholz für Morphologie, Besiedlung und Renaturierung mitteleuropäischer Fließgewässer. *Natur und Landschaft* 72: 383-389.
- HOFFMAN A., HERING D. 2000. Wood-associated macroinvertebrate fauna in central European streams. *Int. Rev. Hydrobiol.* 85, 1: 25-48.
- HUGHES V., THOMS M. C. 2003. Associations between channel morphology and large woody debris in a lowland river. *Int. Association of hydrological Sciences* 276: 11-18.
- KACZKA R. J. 1999. Rola kłód w kształtowaniu systemu fluwialnego i związanych z nim biocenoz (Kamienica, Gorce). In: CHELMICKI W., POCIASK-KARTECZKA J. (Ed.). *Interdyscyplinarność w badaniach dorzecza.* IGUJ, Kraków: 245-251.
- KACZKA R. J. 2003. The coarse woody debris dams in mountain streams of central Europe, structure and distribution. *Studia Geomorphologica Carpatho-Balcanica* 37: 111-127.
- KACZKA R. J. 2004. The role of coarse woody debris in mountain stream channel modelling, Central Europe (Germany, Poland). *Landschaftökologie und Umweltforschung* 47: 167-174.
- KACZKA J. R. 2009. Dynamics of large woody debris and wood dams in mountain Kamienica Stream, Polish Carpathians. In: KACZKA R., MALIK I., OWCZAREK P., GÄRTNER H., HELLE G., HEINRICH I. (Ed.). *TRACE - Tree Rings in Archaeology, Climatology and Ecology, Vol. 7: Proceedings of the DENDROSYMPOSIUM 2008, April 27th – 30th 2008, Zakopane, Poland.* GFZ Potsdam, Scientific Technical Report STR 09/03, Potsdam: 171-175.
- KACZKA R. J., WYŻGA B. 2008. Formowanie i dynamika kęp rzeki górskiej w zapisie dendrochronologicznym na przykładzie dolnego biegu Białki. In: WYŻGA B. *Stan środowiska rzek południowej Polski i możliwości jego poprawy – wybrane aspekty.* IOP PAN, Kraków: 93-102.
- KACZKA R., WYŻGA B., ZAWIEJSKA J. 2003. Gruby rumosz drzewny jako cenny składnik górskich systemów fluwialnych. In: LACH J. (Ed.). *Dynamika zmian środowiska geograficznego pod wpływem antropopresji.* Akademia Pedagogiczna, Kraków: 118-125.
- KAIL J. 2003. Influence of large woody debris on the morphology of six central European streams. *Geomorphology* 51: 207-223.
- KAIL J. 2004. *Geomorphic Effects of Large Wood in Streams and Rivers and Its Use in Stream Restoration: A Central European Perspective.* Dissertation, Universität Duisburg-Essen: 160. Dostęp 04.01.2018. [http://totholz.de/kail_phd.pdf].
- KAIL J., HERING D. 2005. Using large wood to restore streams in Central Europe: potential use and likely effects. *Landsc. Ecol.* 20: 755-772.
- KAIL J., HERING D., MUHAR S., GERHARD M., PREIS S. 2007. The use of large wood in stream restoration: experiences from 50 projects in Germany and Austria. *J. Appl. Ecol.* 44: 1145-1155.
- KELLER E. A., SWANSON F. J. 1979. Effects of large organic material on channel form and fluvial processes. *Earth Surf. Proc.* 4: 361-380.
- KOŽENY P., SIMON O. *Mrtvé dřevno ve vodních tocích – čas změnit zákony? Příroda* 27: 5-22.
- KUCHARSKI R. 2004. *Alcedo atthis* (Zimorodek). In: GROMADZKI M. (Ed.). *Ptaki (część II). Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny.* Ministerstwo Środowiska, Warszawa: 245-249.

- LE LAY Y.-F., PIÉGAY H., MOULIN B. 2013. Wood entrance, deposition, transfer and effects on fluvial forms and processes: Problem statements and challenging issues. In: BUTLER D. R., HUPP C. R. *Ecogeomorphology*, San Diego, CA: Academic Press: 20-36.
- LINSTEAD C. 1999. The effect of large woody debris accumulation on the river hydraulics and implication for physical habitat. *Hydroecology: Linking Hydrology and Aquatic Ecology*, Proceedings of Workshop in Birmingham, IAHS Publication 266: 91-99.
- LISLE T. E. 2002. How Much Dead Wood in Stream Channels is Enough? USDA Forest Service Technical Report PSW-GTR-181: 85-93.
- LYELL CH. 1847. *Principles of geology*. J. Murray, London, 7th ed. Dostęp 6.01.2018. [<http://lhdigital.lindahall.org/cdm/ref/collection/earththeory/id/17524>].
- MACHAR I. 2008. Proposed target state for a floodplain forest ecosystem within an ecological network, with reference to the ecological requirements of an umbrella bird species: the common kingfisher. *J. Landscape Ecology* 1, 2: 80-98.
- MAČKA Z., KREJČÍ L. (Eds.). 2011. *Řiční dřevo ve vodních tocích ČE*. Masarykova univerzita, Brno. Dostęp 01.12.2017. [http://www.uprm.cz/data/docs/publikace/monografie_drevo.pdf].
- MALIK 2007. Role of coarse woody debris (CWD) in formation of bottom of meandering river channel (a case study of the Mała Panew – Opole plain). *Geomorphologia Slovaca et Bohemica* 2: 37-46.
- MALIK I. 2004a. Rola kłód w kształtowaniu dna koryta rzeki meandrującej na przykładzie Małej Panwi (Równina Opolska). *Czas. Geogr.* 75, 4: 255-274.
- MALIK I. 2004b. Rola lasu nadrzecznego w kształtowaniu dna koryta rzeki meandrującej na przykładzie Małej Panwi (Równina Opolska). *Wyd. Uniwersytetu Śląskiego, Katowice*.
- MALIK I. 2004c. Wpływ drzew nadrzecznych na transformację równiny zalewowej i koryta rzeki meandrującej na przykładzie Małej Panwi (Równina Opolska). *Przeegl. Geogr.* 76, 3: 345-360.
- MANNERS R. B., DOYLE W. W., SMALL M. J. 2007. Structure and hydraulics of natural woody debris jams. *Water Resour. Res.* 43: 1-17.
- MASER CH., TARRANT R. F., TRAPPE J. M., FRANKLIN J. F. 1988. From the forest to the sea: A story of fallen trees. USDA Forest Service General Technical Report PNW-GTR-229. Portland, OR: USDA Forest Service. Dostęp 04.01.2018. [<https://ia800401.us.archive.org/21/items/fromforesttoseas229mase/fromforesttoseas229mase.pdf>].
- MIKUŚ P., WYŻGA B., KACZKA R. J., WALUSIAK E., ZAWIEJSKA J. 2013. Islands in a European mountain river: Linkages with large wood deposition, flood flows and plant diversity. *Geomorphology* 202: 115-127.
- MONTGOMERY D. R., COLLINS B. D., BUFFINGTON J. M., ABBE T. B. 2003. Geomorphic Effects of Wood in Rivers. In: GREGORY S. V., BOYER K. L., GURNELL A. (Eds.). *The Ecology and Management of Wood in World Rivers*. American Fisheries Society, Bethesda. Dostęp 04.01.2018. [https://www.fs.fed.us/rm/pubs_other/rmrs_2003_buffington_j002.pdf].
- MONTGOMERY D. R., PIEGAY H. 2003. Wood in rivers: interactions with channel morphology and processes. *Geomorphology* 51: 1-5.
- MOTT N. 2003. *Managing woody debris in rivers and streams*. The Wildlife Trust, Stafford.
- MÜLLER J, BÜTLER R. 2010. A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *Eur. J. Forest Res.* 129, 6: 981-992.
- MUTZ M. 2000. Influences of woody debris on flow patterns and channel morphology in a low energy, sand-bed stream reach. *Int. Rev. Hydrobiol.* 85: 107-121.
- MUTZ M., KALBUS E., MEINECKE S. 2007. Effect of instream wood on vertical water flux in low-energy sand bed flume experiments. *Water Resour. Res.* 43, W10424.
- MUTZ M., PIÉGAY H., GREGORY K. J., BORCHARDT D., REICHE M., SCHMIEDERF K. 2006. Perception and evaluation of dead wood in streams and rivers by German students. *Limnologia* 36, 2: 110-118.
- MUTZ M., ROHDE A. 2003. Processes of surface-subsurface water exchange in a low energy sand-bed stream. *International Review of Hydrobiology* 88, 3-4: 290-303.
- NAGAYAMA S., NAKAMURA F. 2010. Fish habitat rehabilitation using wood in the world. *Landscape Ecol. Eng.* 6: 289-305.
- NAWROCKA-GRZEŚKOWIAK U., GŁUCHOWSKI R. 2013. Skutki turystyki na terenach objętych ochroną na przykładzie Drawieńskiego Parku Narodowego. *Zarządzanie Ochroną Przyrody w Lasach* 7: 336-346.

- OPPERMAN J. J., MERENLENDER A. M. 2007. Living trees provide stable large woods in streams. *Earth Surface Processes and Landforms* 32: 1229-1238.
- OSTERKAMP W. R., HUPP C. R. 2010. Fluvial processes and vegetation - Glimpses of the past, the present, and perhaps the future. *Geomorphology* 116: 274-285.
- PALMER M.A., BERNHARDT E.S., ALLAN J.D., LAKE P.S., ALEXANDER G., BROOKS S., CARR J., CLAYTON S., DAHM C.N., FOLLSTAD SHAH J., GALAT D. L., LOSS S. G., GOODWIN P., HART D. D., HASSETT B., JENKINSON R., KONDOLF G. M., LAVE R, MEYER J. L., O'DONNELL T. K., PAGANO L., SUFFUTH E. 2005. Standards for ecologically successful river restoration. *J. Appl. Ecol.* 42: 208-217.
- PAWLACZYK P. 1995. Ochrona procesów przyrodniczych generowanych przez rzeki jako podstawa ochrony przyrody w ich dolinach. *Przeł. Przyr.* 6, 3- 4: 235-255.
- PAWLACZYK P. 2014. Czy ochrona naturalnych procesów w przekształconym krajobrazie ma sens? Doświadczenia z planowania i realizacji ochrony Drawieńskiego Parku Narodowego. *Przeł. Przyr.* 25,4: 42-77.
- PAWLACZYK P. 2016. Martwe drzewa w ochronie żywej przyrody. In: WIKŁO A. (Ed.). Stan ekosystemów leśnych Puszczy Białowieskiej. Ogólnopolska Konferencja Naukowa Ministerstwa Środowiska i Generalnej Dyrekcji Lasów Państwowych. Warszawa, 28 października 2015. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa: 59-96. Dostęp 06.01.2018. [http://www.lasy.gov.pl/pl/publikacje/copy_of_gospodarka-lesna/ochrona_lasu/stan-ekosystemow-lesnych-puszczy-bialowieskiej].
- PETTIT N. E., WARFE D. M., KENNARD M. J., PUSEY B. J., DAVIES P. M., DOUGLAS M. M. 2013. Dynamics of in-stream wood and its importance as fish habitat in a large tropical floodplain river. *River Res. Applic.* 29: 864-875.
- PICO L., BERTOLDI W., COMITI F. 2017. Dynamics and ecology of Wood in World Rivers. *Geomorphology* 279: 1-226.
- PICO L., LENZI M.A., BERTOLDI W., COMITI F., RIGON E., TONON A., GARCÍA-RAMA A., RAVAZZOLO D., RAINATO R. (Ed.). 2015. Wood in World Rivers - Proceedings of the Third International Conference. Dostęp 10.10.2017. [<http://intra.tesaf.unipd.it/cms/wwr3/>].
- PIÉGAY H., GREGORY K. J., BONDAREV V., CHIN A., DAHLSTROM N., ELOSEGI A., GREGORY S. V., JOSHI V., MUTZ M., RINALDI M., WYŻGA B., ZAWIEJSKA J. 2005. Public Perception as a Barrier to Introducing Wood in Rivers for Restoration Purposes. *Environ. Manage.* 36, 5: 665-674.
- PIÉGAY H., GURNELL A.M., 1997. Large woody debris and river geomorphological pattern: examples from S.E. France and S. England. *Geomorphology* 19: 99-116.
- POPRACH K., MACHAR I. 2015. Distribution of common kingfisher (*Alcedo atthis*) in the Ramena Řeky Moravy national nature reserve (Czech republic) in relation to the coppice-with-standard forest management. *Acta Univ. Agriculturae and Silviculturae Mendelianae Brunensis*: 63-53, 2: 447-455.
- PRUS P., POPEK Z., PAWLACZYK P. 2017a. Dobre praktyki utrzymywania rzek. WWF Polska, Warszawa. Dostęp 01.12.2017. [http://www.kp.org.pl/pdf/2017-08-01_dobre_praktyki_utrzymania_rzek.pdf].
- PRUS P., PAWLACZYK P., POPEK Z. 2017b. Działania minimalizujące negatywne skutki przyrodnicze prac utrzymaniowych na małych rzekach nizinnych. *Wiad. Melior. Łąk.* 3: 112-121.
- PUCHALSKI W. 2004. 3260 – Nizinne i podgórskie rzeki ze zbiorowiskami włosieniczników. In: HERBICH J. (Ed.). 2004. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. Tom 2: Wody słodkie i torfowiska, Warszawa: 96-109.
- PUCHALSKI W. 2008. Poradnik utrzymania i ochrony siedliska przyrodniczego Natura 2000: Nizinne i podgórskie rzeki ze zbiorowiskami włosieniczników (kod 3260). Manuskrypt dla Ministerstwa Środowiska. Klub Przyrodników, Świebodzin.
- RACHOCKI A. 1978. Wpływ roślinności na ukształtowanie koryt i brzegów rzek. *Przeł. Geogr.* 50, 3: 469-479.
- RADTKE G. 1994. Renaturyzacja rzeki Trzebiechoy jako jeden z elementów ochrony troci z jeziora Wdzydze. *Komunikaty Rybackie IRŚ* 1: 22-23.
- RAFFERTY M. 2017. Computational Design Tool for Evaluating the Stability of Large Wood Structures. United States Department of Agriculture, Forest Service, National Stream & Aquatic Ecology Center, Technical Note TN-103.2. Dostęp 01.12.2017. [https://www.fs.fed.us/biology/nsaec/assets/rafferty_usfs_nsaec_tn-103-2_stabilitylargewoodstructurestool.pdf].

- REFORM 2015. Guidance and tools for hydromorphological assessment and physical restoration of rivers and streams in Europe. Dostęp 05.01.2018. [<http://wiki.reformrivers.eu/>].
- REICH M., KERSHNER J. L., WILDMAN R. C. 2003. Restoring streams with large wood: a synthesis. American Fisheries Society Symposium: 355-366. Dostęp 12.03.2018. [https://www.fs.fed.us/biology/resources/pubs/feu/reichkershnerwildmangalley_2004.pdf].
- River Restoration Centre 2013. The Manual of River Restoration Techniques. Dostęp 05.01.2018. [<http://www.therrc.co.uk/manual-river-restoration-techniques>].
- RONI PH., BEECHIE T., PESS G., HANSON K. 2015. Wood placement in river restoration: fact, fiction, and future direction. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 72: 466-478.
- RONI PH., BEECHIE T. (Eds.). 2012. Stream and watershed restoration: a guide to restoring riverine processes and habitats. John Wiley & Sons, Chester.
- RUDOLF-MIKLAU F., HÜBL J. 2010. Managing risks related to drift wood (woody debris), International Congress Interprevent Congress Publication: 868-878. Dostęp 04.01.2018. [http://www.interpraevent.at/palm-cms/upload_files/Publikationen/Tagungsbeitraege/2010__868.pdf].
- RUIZ-VILLANUEVA V., WYŻGA B., MIKUŚ P., HAJDUKIEWICZ M., STOFFEL M. 2016a. Large wood clogging during floods in a gravel-bed river: the Długopole bridge in the Czarny Dunajec River, Poland. *Earth Surf. Proc. Land.* 42, 3: 516-530.
- RUIZ-VILLANUEVA V., DIEZ-HERRERO A., BODOQUE J. M., BLADE E. 2014. Large wood in rivers and its influence on flood hazard. *Cuadernos de Investigacion Geografica* 40, 1: 229-246.
- RUIZ-VILLANUEVA V., PIÉGAY H., GURNELL A. M., MARSTON R. A., STOFFEL M. 2016b. Recent advances quantifying the large wood dynamics in river basins: New methods and remaining challenges. *Rev. Geophys.* 54: 611-652.
- SASS G. G. 2010. Coarse Woody Debris in Rivers and Streams. In: LIKENS G. E. (Ed.). *River Ecosystem Ecology: A Global Perspective*. Elsevier Publ.: 199-207.
- SCHOOR M. M., LIEFVELD W. M., VAN RHEEDE H., SIEBEN A., DUIJN P. P., KLINK A., DIONISIO PIRES L. M., BLAAUWENDRAAT W. 2015. Reintroduction of large wood in navigable rivers: a pilot study to stimulate biodiversity within safety constraints. In: PICCO L., LENZI M.A., BERTOLDI W., COMITI F., RIGON E., TONON A., GARCÍA-RAMA A., RAVAZZOLO D., RAINATO R. (Eds.). *Wood in World Rivers - Proceedings of the Third International Conference*: 33-35.
- Scottish Environmental Protection Agency 2006. Application of Engineered Logjams. Conceptual design guidelines. Galashiels. Dostęp 06.01.2018. [https://www.sepa.org.uk/media/152246/wat_sg_37.pdf].
- SEEHORN M.E. 1992. Stream Habitat Improvement Handbook. Technical Publication R8-TP 16, USDA Forest Service, Southern Region, Atlanta. Dostęp 1.12.2017. [<https://efotg.sc.egov.usda.gov/references/public/NE/Streamandhabitatimprovement.pdf>].
- SHIELDS F. F. JR., ASCE M., MORIN N., COOPER CH. M. 2004. Large Woody Debris Structures for Sand-Bed Channels. *J. Hydraul. Eng.* 130: 208-217.
- ŠINDLAR M., LOHINSKY J., ZAPLETAL J., MACHAR I. 2009. Wood debris in rivers – one of the key factors for management of the floodplain forest biotope of European importance. *J. Land. Ecol.* 2, 2: 56-72.
- SVOBODA C., CUHACIYAN CH., KIMBREL S. 2013. Improving Public Safety of Large Wood Installations: Scoping Proposal Report of Findings. Research and Development Office, Denver Federal Center, Denver, Colorado. Dostęp 01.12.2017. [https://www.usbr.gov/research/projects/download_product.cfm?id=2293].
- ŚWIERGOCKA M., POŁOŃSKI P. 1996. „Demelioracje” w zlewni rzek Wdy i Trzebiochy (Wdzydzki Park Krajobrazowy). *Przegl. Przynr.* 7, 3-4: 199-206.
- VAN CLEEF J. S. 1885. How to restore our trout streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 14, 1: 50-55.
- VERDONSCHOT P. F. M., TOLKAMP H. H. 1983. De rol van dood hout in stromend water. *Nederlands Bosbouw tijdschrift* 55: 106-111.
- WIŚNIEWOLSKI W. 2002. Czynniki sprzyjające i szkodliwe dla rozwoju i utrzymania populacji ryb w wodach płynących. *Supplementa ad Acta Hydrobiologica* 3: 1-28.
- WIŚNIEWOLSKI W., PRUS P., LIGIĘZA J., ADAMCZYK M., SUSKA K., PARASIEWICZ P. 2017. Możliwości kompensacji i minimalizacji oddziaływań prac regulacyjnych i utrzymaniowych w rzekach. In: CZERNIAWSKI R., BILSKI P. (Eds). *Funkcjonowanie i ochrona wód płynących*. Uniwersytet Szczeciński, Wydż. Biologii i Drawieński Park Narodowy, Szczecin-Drawno: 9-30.

- WOHL E. 2013. Floodplains and wood. *Earth-Sci. Rev.* 123: 194-212.
- WOHL E. 2014. A legacy of absence. *Wood removal in US rivers. Prog. Phys. Geog.* 38, 5: 637-663.
- WOHL E. 2016. Messy rivers are healthy rivers: The implications of physical complexity for river ecosystems, *Global Water Forum*, 31 October 2016. Dostęp 02.01.2018. [<http://www.globalwaterforum.org/2016/10/31/messy-rivers-are-healthy-rivers-the-implications-of-physical-complexity-for-river-ecosystems/>].
- WOHL E., BLEDSOE B. P., FAUSCH K. D., KRAMER N., BESTGEN K. R., GOOSEFF M. N. 2016. Management of large wood in streams: an overview and proposed framework for hazard evaluation. *J. Am. Water Resour. As.* 52, 2: 315-335.
- WOHL E., SCOTT D. N. 2016. Wood and sediment storage and dynamics in river corridors. *Earth Surf. Proc. Land.* 42, 1: 5-23.
- WOHL E. 2017. Bridging the gaps: An overview of wood across time and space in diverse rivers. *Geomorphology* 279: 3-26.
- WYŻGA B. 2007. Gruby rumosz drzewny: depozycja w rzece górskiej, postrzeganie i wykorzystanie do rewitalizacji cieków górskich. IOP PAN, Kraków.
- WYŻGA B., ZAWIEJSKA J., KACZKA R. J. 2003b. Znaczenie rumoszu drzewnego w ciekach górskich. *Aura* 2003, 11: 18-20.
- WYŻGA B., KACZKA R., ZAWIEJSKA J. 2012. Zróżnicowanie depozycji grubego rumoszu drzewnego w ciekach górskich o średniej i dużej szerokości. *Prace i Studia Geogr.* 50: 159-169.
- WYŻGA B., KACZKA R. J., ZAWIEJSKA J. 2003a. Gruby rumosz drzewny w ciekach górskich - formy występowania, warunki depozycji i znaczenie środowiskowe. *Folia Geographica ser. Geographica-Physica* 33-34: 117-138.
- WYŻGA B., MIKUŚ P., ZAWIEJSKA J., RUIZ-VILLANUEVA V., KACZKA R. J., CZECH W. 2016. Log transport and deposition in incised, channelized, and multithread reaches of a wide mountain river: Tracking experiment during a 20-year flood. *Geomorphology* 279: 98-111.
- WYŻGA B., ZAWIEJSKA J., LE LAY Y. F. 2009. Influence of academic education on the perception of wood in watercourses. *J. Environ. Manag.* 90: 587-603.
- WYŻGA B., ZAWIEJSKA J., MIKUŚ P., KACZKA R. 2015. Contrasting patterns of wood storage in mountain watercourses narrower and wider than the height of riparian trees. *Geomorphology* 228: 275-285.
- WYŻGA B., ZAWIEJSKA J., KACZKA R. J. 2003c. Gruby rumosz drzewny w potokach i rzekach górskich. *Wszechświat* 104, 4-6: 108-113.
- ZIELONKA T., CIAPAŁA SZ., MALINA P., PIĄTEK G. 2009. Coarse woody debris in mountain streams and their influence on geomorphology of channels in the Tatra Mts. *Landform Analysis* 10: 134-139.
- ZIKA U., PETER A. 2002. The introduction of woody debris into a channelized stream: effect on trout populations and habitat. *River Res. Appl.* 18, 4: 1535-1467.
- ZIMMERMAN R.C., GOODLETT J.C., COMER G.H., 1967. The influence of vegetation on channel form of small streams. *Symposium on River Morphology. International Association of Scientific Hydrology* 75: 255-275.

Summary

The key elements of a river, forming the habitats for organisms and, therefore, necessary for the functioning of the entire ecosystem, are: water, sediments and organic matter, transported and accumulated by the river. Organic matter includes the so-called woody debris – fallen trees and their remains. The ecologists' awareness of its significance developed later than that of other elements of the ecosystem, while among river management practitioners the understanding of its role is still insufficient. The knowledge of the presence of trees in river channels, dynamics of their resources and their geomorphological and ecological role started to extend since the 1970s, first in North America, then worldwide, also in Europe and in Poland.

The forms of woody debris are diverse, as the term encompasses entire trees with roots, long, thick logs, snags, smaller and shorter fragments of snags, as well as branches and twigs. Different structures

of debris can be characteristic of particular watercourse types. Localisation in a river channel, and the resulting stability or mobility, is also among the important features.

Quantitative characteristics of woody debris in rivers are rather difficult, due to high variability of the phenomenon, methodical problems with measurements and numerous measurement techniques. The amounts estimated in different watercourses ranged from 10 to 1000 m³ of woody debris per 1 ha of stream's area.

Fallen trees in a river channel modify flow conditions. It results in modifications of flow regime, as well as development of channel microhabitat variability, including diversification of channel depth and bed material, which provides habitats for organisms with different requirements, enhancing the diversity of the entire ecosystem.

Woody debris and microhabitats formed due to its presence are the key factors of watercourse biodiversity. Trees in river channels are the habitat for unique water invertebrates, present only on such substrate. Fine fractions of woody debris and fallen leaves are the main source of organic matter, particularly in the upper and middle reaches of rivers. Woody debris microhabitats are vital for numerous fish species. Fallen trees are the key element of feeding habitat for the Kingfisher *Alcedo atthis*.

From the environmental perspective, woody debris is undoubtedly a necessary, intrinsic element of the river ecosystem. However, the presence of deadwood in rivers is often a matter of concern to river stakeholders, mainly due to flood safety. Real danger is associated only with the cumulative effect of transporting debris to critical sites and formation of woody jams. Yet there is a broad array of technical measures against such problems, including "debris racks". Also the natural river channel elements can be used as "debris traps".

Growing understanding of the role of river deadwood gave rise to a claim for maintaining and, where needed – restoring its resources, as an obvious element of river conservation strategy. Such claims were first made in North America as early as in the nineteenth century. Today, river rehabilitation and fish habitat restoration projects often include adding deadwood to river channels. Dead trees and their fragments can be used as an element reinforcing banks and regulating streamflow. They are also added to streams for environmental reasons. The traditional methods involve forming artificial, stabilised structures. The most advanced concepts engage complex restoration of natural woody debris dynamics, including the processes of its formation, transport and accumulation. Historical examples of such projects are known also from Poland; however, there are no contemporary projects of river restoration involving significant supplementation of woody debris.

By contrast to the global and European knowledge of the role of woody debris in temperate climate zone watercourses, public awareness of this issue in Poland is still unsatisfactory. Deadwood in a river channel is commonly perceived as an incongruous element, "littering" the river, and as such it should be removed. River with fallen trees is usually regarded as "unkempt". Water managers, even if aware of the ecological significance of woody debris, are under strong social pressure to remove it. River restoration projects with deadwood supplementation are still a distant future, although they should be implemented on a large scale, as the majority of Polish watercourses, with the exception of the smallest streams, are almost deprived of woody debris. Therefore, changing this situation and popularising the acceptance, or even appreciation of woody debris in rivers, is among the main challenges for the process of greening Polish water management.

Adres autora:

Paweł Pawlaczyk
Klub Przyrodników, ul. 1 Maja 22, 66-200 Świebodzin
e-mail: pawpawla@wp.pl