

Gospodarka leśna a występowanie zawieszin w wodach rzek i potoków i ich oddziaływanie na ichtiofaunę i ekosystemy rzeczne

Forest management practices and the occurrence of suspended solids in rivers and streams and their influence on ichthyofauna and river ecosystems

Tomasz Mikołajczyk^{1*}, Przemysław Nawrocki²

¹Pracownia Ekspertyz i Badań Ichtiologicznych PEBI, ul. Juliusza Lea 236/9, 30-133 Kraków; ²Fundacja WWF Polska, ul. Usypiskowa 1, 02-386 Warszawa

*Tel. +48 501 306 003, e-mail: tomasz.mikolajczyk@salmonidae.org

Abstract. This article is based on a literature review and attempts to highlight the harmful effects of forest soil erosion on aquatic ecosystems with particular emphasis on ichthyofauna. We focus on the phenomena of excessive soil erosion caused by forest management practices and forest roads, subsequent sediment runoff as well as silting of watercourses and their impact on fish. Among others, the direct influence of the suspended sediments on fish reproduction, egg incubation, respiratory processes, growth and immunity, as well as indirect effects on habitat and migration are discussed. The authors' intention is to draw attention to this important and underestimated aspect of forest management in Poland. The aim of this publication is to bring about changes in the management of commercial forests that will minimize the erosion of forest soils, formation of high levels of suspended solids in rivers and in turn limit their negative impact on aquatic ecosystems.

Keywords: forest management, soil erosion, rivers, ichthyofauna

Słowa kluczowe: gospodarka leśna, erozja gleby, rzeki, ichtiofauna

1. Wstęp

Na ponad 97% z 9,24 mln ha lasów w Polsce, według stanu na dzień 31.12.2017 r., po wyłączeniu parków narodowych i rezerwatów przyrody (GUS 2018), prowadzone są prace z zakresu gospodarki leśnej. Prace te, szczególnie z zakresu pozyskania i zrywki drewna, ale także prace hodowlano-pielęgnacyjne w starszych klasach wieku, wpływają nie tylko na środowisko leśne, ale także wywierają kompleksowy wpływ na elementy środowiska naturalnego: klimat, stosunki wodne, skład gatunkowy roślin, grzybów i zwierząt, w tym również ryb i fauny od wody zależnej. Ich rezultatem w środowisku wodnym jest spotęgowanie procesów erozyjnych i dostarczenie ciekami do zlewni nadmiernej ilości zawiesziny mineralnej (sedymentów).

Na drodze ewolucji organizmy wodne przystosowały się do życia i rozwoju w warunkach określonego ładunku zawiesziny mineralnej. Chociaż przeżywają one krótkotrwały, znaczny wzrost zmętnienia wody w wyniku gwałtownych opadów deszczu czy roztopów w określonych porach roku, to przegrywają w starciu ze zmianami środowiskowymi generowanymi przez działalność człowieka. Zawiesina mineralna

pochodzenia antropogenicznego (jej zwiększony ładunek) negatywnie wpływa na organizmy wodne, powodując głębokie zmiany w siedliskach i wśród organizmów wodnych (Sigler et al. 1984; Ryan 1991; Bilotta, Brazier 2008; Clapcott et al. 2011), a nadmierna sedymentacja w korycie rzek obniża jakość wody i środowiska wodnego (Robinson et al. 2010; Goode et al. 2012). Obecnie uznaje się, że zwiększony ładunek sedymentów i zamulenie cieków wodnych są głównymi czynnikami degradującymi środowisko przyrodnicze wód otwartych, ważniejszymi nawet niż zanieczyszczenia chemiczne czy eutrofizacja (USEPA 1990; Waters 1995; Walling 2006). O ile wpływ zawiesziny mineralnej z pól uprawnych i pastwisk jest ściśle skorelowany z wystąpieniem opadów atmosferycznych i tylko zwiększa efekt naturalnej erozji, transportu sedymentów i zamulania, to w przypadku niektórych działań człowieka, w ramach tzw. gospodarki leśnej (zrywka, transport itd.), zmętnienie wody oraz zamulenie dna i brzegów występuje permanentnie lub okresowo, najczęściej bez związku z aktualną sytuacją meteorologiczną i hydrologiczną. Pojawienie się tego rodzaju zanieczyszczenia w nietypowej porze lub w trakcie niszówki, a więc przy braku możliwości rozcieńczenia ładunku zawiesziny, jest niezwykle niebezpieczne (fot. 1).

Wpłynęło: 21.05.2019 r, recenzowano: 30.09.2019 r., zaakceptowano: 12.11.2019 r.



Fotografia 1. Ujście potoku Roztoczka do Solinki. Silne zmętnienie Roztoczki (w okresie niżówki, brak opadu) spowodowane zrywką drewna. Fot. T. Mikołajczyk

Photography 1. The mouth of the Roztoczka stream to the Solinka river. Strong turbidity of Roztoczka (in the period of low water, no rainfall) caused by logging. Photo T. Mikołajczyk

2. Wytyczne i parametry jakości wody zanieczyszczonej zawiesiną mineralną

Zawiesina mineralna, czyli nieorganiczne cząstki o średnicy od 0,45 μm do 2 mm w wodach płynących (Clapcott et al. 2011) i związane z jej obecnością efekty przyrodnicze są nieodłącznym elementem środowiska wodnego. Zjawisko to powiązane jest z naturalnym procesem denudacji terenu, wietrzenia skał oraz erozji wodnej i pochodzącego rumowiska rzeczno-ego. Ilość i rodzaj sedymentów w rzekach zależy od wielu czynników, takich jak: rodzaj górotworu (podłoża), spadek i kształt zlewni, ilość i rodzaj opadów oraz sposób zagospodarowania terenu (rodzaj użytkowania).

Problem zanieczyszczenia wód otwartych zawiesiną mineralną dostrzeżono w niektórych krajach już kilkadziesiąt lat temu. W 1964 r. Europejska Komisja Doradczą Rybactwa Śródlądowego przy Organizacji Narodów Zjednoczonych (EIFAC 1964) określiła 5 podstawowych sposobów negatywnego wpływu na ryby i rybactwo śródlądowe zwiększonego ładunku zawiesiny mineralnej pochodzenia antropogenicznego (w środowisku rybaków i ichtiologów nazywanego mętnicą). Są to:

1. bezpośredni wpływ na ryby w toni wodnej,
2. upośledzenie rozwoju ikry i larw ryb,
3. modyfikowanie poruszania się i zachowań migracyjnych ryb,
4. zniszczenie bazy pokarmowej,
5. uniemożliwienie bądź upośledzenie prowadzenia połowów i innych czynności związanych z gospodarką rybacką.

W tym samym dokumencie Komisja zaproponowała następujące kryteria jakości wód w celu ich ochrony i zachowania zasobów przyrodniczych i rybackich, określających poziomy stężeń zawiesiny:

- < 25 ppm – brak dowodów na szkodliwy wpływ tej koncentracji zawieszonych ciał stałych na rybactwo,
- 25–80 ppm – graniczne warunki do utrzymania dobrego lub dostatecznego stanu dla rybactwa,

- 80–400 ppm – bardzo trudne warunki do prowadzenia rybactwa,
- > 400 ppm – brak warunków do życia ryb i prowadzenia gospodarki rybackiej.

Zalecenia i kryteria EIFAC, powstałe na bazie badań naukowych, dotyczą również koncentracji sedymentów w substracie stanowiącym dno cieków wodnych. Aby ryby litofilne (składające ikrę na dnie kamienisto-zwirowym), należące do rodziny lososiowatych, a także niektóre gatunki należące do rodziny karpiowatych, mogły bezproblemowo odbyć skuteczne tarło, zawartość drobnej frakcji piaszczystej (< 2 mm) w materiale skalnym tworzącym dno potoku nie może przekraczać 10%, frakcji < 3 mm – 19%, a frakcja < 6,5 mm powinna stanowić mniej niż 25% (EIFAC 1964; Crisp 2000).

Od czasu publikacji EIFAC (1964) problem zwiększonej ilości zawiesin mineralnych pochodzenia antropogenicznego i ich wpływu na ryby doczekał się licznych badań i opracowań, m.in. w USA, Kanadzie, Nowej Zelandii, Australii czy Wielkiej Brytanii. Publikacje autorów takich jak Sigler i in. (1984), Newcombe i MacDonald (1991), Anderson (1996), Newcombe i Jensen (1996) czy Caux i in. (1997) wykazały niezbicie, że wpływ sedymentów na organizmy zamieszkujące wody otwarte i środowiska od wody zależne (strefa nadbrzeżna) ma związek z ładunkiem sedymentów i czasem trwania mętnicy. Miarą negatywnego wpływu tych dwóch czynników jest tzw. „stress index”, inaczej nazywany indeksem intensywności zanieczyszczenia (Newcombe, MacDonald 1991; Newcombe 1994). Opracowanie takiego indeksu pozwoliło na szacowanie/przewidywanie strat, m.in. w ichtiofaunie, po wystąpieniu zwiększonego ładunku sedymentów. Model, po wielu modyfikacjach, nadal opiera się na funkcji koncentracji zanieczyszczenia i długości jego trwania i zaadaptowano go w wielu krajach jako oficjalne narzędzie badań i oceny wpływu na środowisko.

3. Wpływ zwiększonego ładunku zawiesiny mineralnej na ryby

Szkodliwy wpływ zwiększonego ładunku zawiesiny mineralnej w wodach płynących i sedymentów pochodzenia antropogenicznego opisali w literaturze światowej, m.in.: Lloyd (1987); Newcombe, MacDonald (1991); Waters (1995); Anderson (1996); Birtwell (1999); Crisp (2000); Crowe, Hay (2004); Cavanagh i in. (2014). Rozpatrywano jego wpływ na dwóch poziomach:

i) bezpośrednim – na różne stadia rozwojowe ryb (od ikry do osobników dorosłych),

ii) pośrednim – poprzez wpływ na siedlisko, na inne organizmy będące w zależności troficznej z rybami a także na cały ekosystem wodny i strefę przejściową (ripariową). Dodatkowo zwiększony ładunek zawiesiny niesie ze sobą zmiany w składzie chemicznym wody, zmiany pH, temperatury, a także wzrost zawartości biogenów (eutrofizacja).

3.1. Wpływ bezpośredni

Wpływ bezpośredni to najczęściej zniszczenie złożonej ikry, urazy mechaniczne, otarcia i uszkodzenia powłok ze-

wewnętrznych, zniszczenie skrzelii, zwiększona podatność na choroby i pasożyty, zmniejszone tempo wzrostu. Wspomniane efekty są znacznie bardziej widoczne we wczesnych stadiach rozwojowych ryb (larwy i narybek).

Wpływ na rozród i inkubację ikry

Znany jest zwłaszcza wpływ sedymentów na jakość tarlisk i rozród ryb łososiowatych (Waters 1995). Drobne osady wpływają na tarliska na dwa sposoby: zmieniając skład żwiru stanowiącego tarlisko (tj. jakość siedliska) i zmieniając powierzchnię tarlisk (Shirazi, Seim 1981). Stężenie drobnych osadów jest kluczowym czynnikiem wpływającym na rozwój embrionalny ryb łososiowatych (Wood, Armitage 1997). Znaczny wzrost koncentracji drobin powoduje zmniejszenie przeżywalności jaj, zwiększenie liczby przedwcześnie wylęglých larw i zwiększenie prawdopodobieństwa wystąpienia drapieżnictwa wśród młodych osobników, które przeżyły. Zablockowanie żwirowych szczelin zmniejsza przepływ wody przez gniazdo¹ i upośledza wymianę gazową, jak również utrudnia usuwanie metabolitów, spowalniając lub zatrzymując rozwój jaj (Furniss et al. 1991; Shirazi, Seim 1981). Stężenie tlenu w wodzie spada jeszcze bardziej pod wpływem drobnych osadów bogatych w materiał organiczny, co powoduje uduszenie zarodków lub larw (Bjornn, Reiser 1991), a już 10% zawartość drobnego osadu w gnieździe pstrągów czy łososi jest wartością graniczną pozwalającą na prawidłową inkubację ikry i wylęg larw (Crisp 2000). Olbrzymią rolę w procesach oddziaływania na ichtiofaunę odgrywa średnica unoszonych drobin zawiesiny mineralnej i skład substratu dennego. Shirazi i Seim (1981) zdefiniowali silną zależność między geometryczną średnicą substratu, z którego zbudowane jest gniazdo, a odsetkiem przeżycia zarodków szeregu gatunków łososiowatych, gdzie w gradiencie średnicy żwiru od 5 mm do 20 mm przeżywalność zarodków wzrasta z 13 do 90%. Nadmierna ilość osadów może również prowadzić do nagromadzenia się ich w powierzchniowych warstwach substratu dennego, jego utwardzenia i uwięzienia rozwijającej się ikry i wylęgu w gnieździe (Wood, Armitage 1997) lub uniemożliwienia dorosłym rybom wykopania gniazd (Furniss et al. 1991). Zmniejszenie ilości i powierzchni tarlisk prowadzi do zwiększonej konkurencji o odpowiednie miejsca rozrodcze (Bjornn, Reiser 1991) i może to spowodować złożenie ikry w miejscu wcześniej powstałych gniazd lub tarło kilku gatunków ryb w tym samym miejscu.

Wpływ na skrzelia i procesy oddechowe

Większość bezpośrednich szkodliwych efektów zwiększonego ładunku zawiesiny mineralnej na ryby to uszkodzenia mechaniczne powłok zewnętrznych ciała i skrzelii w wyniku fizycznego ścierania tkanek przez zawieszony cząstki. Dochodzi także do

zablokowania skrzelii osadem, upośledzenia wymiany gazowej, obrzęku płatków skrzelowych i przerostu komórek nabłonka (Sherk et al. 1973), martwicy tkanek (Servizi, Martens 1991), a w efekcie końcowym do śmierci lub zwiększonej podatności na inwazje patogenów, choroby i zahamowania tempa wzrostu ryb (Herbert, Merckens 1961; Ryan 1991; Wood, Armitage 1997). Najczęściej uszkodzenia skrzelii, pogrubianie skrzelii i ich zatykanie mają miejsce przy stosunkowo wysokich koncentracjach zawiesiny mineralnej (> 500 mg/l), ale ten letalny poziom może się różnić w zależności od gatunku lub etapu rozwojowego ryb. Dłuższa ekspozycja na kilkakrotnie niższą koncentrację sedymentów (100 mg/l) prawie zawsze powoduje umiarkowane uszkodzenia skrzelii (Sutherland, Meyer 2007). Szkodliwy efekt wzrasta, gdy zawieszony stanowią cząstki o ostrych krawędziach.

Wzrost

W przeciwieństwie do reakcji behawioralnych, reakcją fizjologiczną jest zaburzenie wzrostu obserwowane na ogół po dłuższej ekspozycji. Sigler i in. (1984) stwierdzili, że wzrost narybku pstrąga tęczowego *Oncorhynchus mykiss* Walb. był znacząco osłabiony po ekspozycji na zawieszony gliny lub bentonitu w stężeniach między 84 a 120 mg/l podczas 14–21 dni ekspozycji. Podobne stężenia zawiesiny (100 mg/l lub więcej) spowodowały istotne zahamowanie wzrostu narybku lipienia arktycznego *Thymallus arcticus* (Pallas) (McLeay et al. 1987) i pstrąga tęczowego (Buck 1956). Inny przykład (Sutherland, Meyer 2007) wykazał znaczące obniżenie tempa wzrostu dwóch gatunków strzebli *Cyprinella galactura* (Cope) i *Erimonax monachus* (Cope), które powiązano z zaburzeniami oddychania na skutek zanieczyszczenia zawieszoną. Czas obserwacji wystąpienia zaburzeń wzrostu po ekspozycji na długotrwałą mętnicę wahał się od 2 tygodni u pstrąga tęczowego i łososi pacyficznego do 6 tygodni w przypadku lipienia arktycznego (Sigler et al. 1984; McLeay et al. 1987).

Odporność

Obecność ponadnormatywnych stężeń zawiesin mineralnych w wodzie została powiązana z ogólnym zmniejszeniem zdolności do obrony przed chorobami i zmniejszoną tolerancją na toksyny chemiczne. Herbert i Merckens (1961) zaobserwowali, że pstrągi tęczowe są bardziej podatne na wystąpienie martwicy płetw, gdy ryby były narażone przez 121 dni na stężenie 270 mg/l ziemi okrzemkowej. Podobnie Servizi i Martens (1991) stwierdzili korelację pomiędzy częstością występowania u łososi pacyficznego wirusowego zapalenia nerek a zwiększonym stężeniem osadów. Kiedy stężenia zawiesiny mineralnej przekroczyły 100 mg/l, tolerancja arktycznego lipienia w stosunku do toksycznego pentachlorofenolu (PCP) istotnie zmalała (McLeay et al. 1987). Ta obserwacja wskazuje generalnie na ogólne zmniejszenie tolerancji ryb na działania stresorów środowiskowych.

3.2. Wpływ pośredni

Wpływ pośredni to zaburzenia w cyklu migracji, uniemożliwienie odbycia skutecznego tarła, utrudnienia w zdo-

¹ Gniazdo ryb łososiowatych (np. pstrąga potokowego) ma postać wydłużonej, płytkiej jamy stworzonej przez samice w żwirowym dnie potoku, do której składana jest ikra, która następnie jest przykrywana żwirem. Dla prawidłowego rozwoju jaj w takim gnieździe kluczowym warunkiem jest swobodny przepływ wody pomiędzy ziarnami żwiru.

bywaniu pokarmu, zmiana pokarmu, a przez to zmiana tempa wzrostu, struktury i wielkości populacji ryb danego gatunku.

Zmiany w siedliskach

Wpływ pośredni zawiesiny mineralnej i jej sedymentacji przejawia się poprzez zmiany w siedliskach ichtiofauny, znajdujących się zarówno w samej rzece czy potoku, jak i w strefie brzegowej i okresowo na obszarach zalewowych. Sedymentacja zawiesiny i zamulanie dna ma wpływ na miejscowe populacje ryb, w szczególności poprzez unifikację struktur dennych, likwidację kryjówek i stanowisk żerowania oraz zniszczenie tarlisk ryb litofilnych (składających ikrę na podłożu żwirowo-kamienistym). W eksperymentalnych badaniach wpływu substratu i sedymentacji na nowozelandzkiego głowacza *Gobiomorphus breviceps* stwierdzono, że zagęszczenie głowaczy zmniejsza się istotnie w odpowiedzi na zwiększoną sedymentację i odpowiadające jej zmniejszenie powierzchni naturalnego, kamienistego substratu (Jowett, Boustead 2001). Autorzy sugerują, że podobną reakcję przejawiają inne gatunki denne (bentoniczne). Te eksperymentalne wyniki potwierdzono w badaniach terenowych przeprowadzonych przez Richardsona i Jowett'a (2002), którzy odkryli zmniejszające się zagęszczenia ryb w strumieniach Wyspy Północnej Nowej Zelandii w miarę wzrostu obciążenia wody osadami. Szereg badań nowozelandzkich sugeruje, że wpływ osadów zdeponowanych w rzekach i strumieniach na ryby rodzime dotyczy raczej niekorzystnych zmian w siedliskach niż wpływu na dostępność pokarmu (Richardson, Jowett 2002).

Liczebność ryb łososiowatych (zwłaszcza narybku) w strumieniach jest ściśle skorelowana z ilością i jakością substratu dennego, składającego się ze żwiru i kamieni (Heland 1971; Bjornn, Reiser 1991). Podłoża muliste i piaszkowe mają niewielką wartość jako pokrycie dna rzeki, zwłaszcza dla ryb łososiowatych. Zapelnianie sedymentami przestrzeni międzyżwirowych, a także zapelnianie przestrzeni między większymi elementami podłoża, takimi jak głazy i kamienie, uniemożliwia ich wykorzystanie przez ryby jako siedliska i refugia (Waters 1995). Bjornn i Reiser (1991) stwierdzili, że gęstość zasiedlenia młodzieńczej populacji pstrągów tęczowych i łososi, zarówno latem, jak i zimą, zmniejszyła się o ponad połowę, gdy dodano stosunkowo niewielką ilość piasku do eksperymentalnego podłoża tak, aby zapelnić przestrzenie pomiędzy kamieniami. Podobnie, gdy dodano piasek do naturalnego plosa, wypełniając 1/3 jego głębokości, w krótkim czasie populacja ryb w tym rejonie zmalała o 2/3.

Przemieszczanie się i migracje ryb

Ryby unikają wód (rejonów) zanieczyszczonych przez zwiększony ładunek zawiesiny mineralnej, który wpływa na ich wędrówki i przemieszczanie się (Newcombe, MacDonald 1991; Ryan 1991; Waters 1995; Wood, Armitage 1997). Zmiany w migracji mogą mieć szczególne znaczenie dla liczebności populacji i zróżnicowania gatunkowego zespołów ryb dwuśrodowiskowych, dla których rekolonizacja i zasiedlenie strumieni zależy od corocznych udanych migracji i skutecznego tarła (Rowe, Dean 1998). Antropogeniczna mętница może spowo-

dować zmianę szlaków i docelowego miejsca wędrówek ryb, ze wszystkimi tego negatywnymi skutkami. Badania laboratoryjne wykazały, że młodzieńcze stadia dwuśrodowiskowych, rodzimych populacji ryb w Nowej Zelandii wykazują różne reakcje na wysokie zmętnienie wód (Boubée et al. 1997). Gatunek *Galaxias fasciatus* (endemiczny dla Nowej Zelandii) okazał się najbardziej wrażliwy na zwiększone zmętnienie (wykazując reakcję unikania już przy zmętnieniu rzędu 25 mg/l). Inne gatunki, takie jak *Galaxias maculatus* były mniej wrażliwe, a *Retropinna retropinna* nie wykazała reakcji unikania, nawet przy bardzo wysokich stężeniach zawiesiny mineralnej (>1000 mg/l). Wydaje się, że większe (dorosłe) łososiowate lepiej tolerują krótkotrwałe działanie podwyższonych koncentracji zawiesiny mineralnej, takich jak występujące podczas intensywnych opadów deszczu, niż gatunki ryb łososiowatych o mniejszych rozmiarach i młodociane stadia innych gatunków (Cordone, Kelley 1961). Wspomniani badacze zauważyli, że migrujące łososie również unikają wód o wysokim ładunku zawiesin, aż do zaprzestania migracji, gdy uniknięcie/ominięcie mętницы jest niemożliwe. Zatem migracja łososi może być znacznie opóźniona przez ładunki sedymentów pojawiające się często lub przez dłuższy czas (Bjornn, Reiser 1991).

4. Gospodarka leśna jako przyczyna nasilonej erozji gleb i zanieczyszczenia wód zawiesiną mineralną

Ostatnie kilka dekad to okres dynamicznego rozwoju parku maszynowego w firmach i nadleśnictwach wykonujących w lesie prace pozyskaniowe. Rozpowszechnienie harwestarów oraz maszyn zrywkowych (ciągników, skidderów, forwarderów), często dla sprawniejszego poruszania się w mokrym bądź pochyłym terenie, zaopatrzone w łańcuchy na kołach, w dużej mierze uniezależniło termin wykonywanych prac od pogody (stanu zamarznięcia podłoża, wilgotności etc.). Co więcej prace pozyskaniowe prowadzone są całorocznie, a nie tak jak kiedyś, w okresie zimowym, gdy wykorzystywano zamarznięcie ziemi. Także obecność pokrywy śnieżnej łagodziła negatywne skutki prac na środowisko. Na rozmiar szkód glebowych wpływają: rodzaj użytkowanego sprzętu, rodzaj gleby, ale też ilość przejazdów, wilgotność podłoża i pora prowadzonych prac, odległości pomiędzy szlakami technologicznymi oraz od procesu technologicznego (Suwała 1991; Dudek, Sosnowski 2011; Sadowski et al. 2016). Badania amerykańskie (Bates et al. 1993) wykazały, że zrywka w okresie letnim powoduje o 40 % więcej szkód w strukturze gleby (ilość i głębokość kolein) niż zrywka zimowa na tym samym terenie. Intensywna gospodarka leśna wpływa negatywnie na ekosystemy wodne na 4 podstawowe sposoby (Campbell 2017):

1. zwiększa erozję gleby i spływ sedymentów ze wszystkimi omówionymi wyżej skutkami dla fauny wodnej i samych rzek (fot. 2 i 4);

2. zmienia skład chemiczny wody strumieni i potoków, zwiększa eutrofizację oraz zanieczyszczenie chemiczne wody (środki ochrony roślin, substancje ropopochodne);

3. likwiduje lub drastycznie zmniejsza zacienienie lustra wody strumieni i potoków, przez co zmienia warunki życia roślin i zwierząt, a zwłaszcza podnosi temperaturę wody, co może być zabójcze dla ryb zimnolubnych (łososiowatych, miętusa, głowacza pręgopłetwego);

4. zmienia dostępność rumoszu drzewnego w korytach rzek, niezbędnego dla fauny i flory wodnej, od drastycznego nadmiaru podczas samej wycinki (kora, konary, gałęzie drzew) po całkowity brak rumoszu drzewnego przez długie lata po wycinie (okres wzrostu młodników).

Źródła splywu zawiesiny mineralnej do wód otwartych

Działania związane z pracami leśnymi mogą wpływać na system hydrologiczny rzek i strumieni poprzez skrócenie



Fotografia 2. Silne zmętnienie i zamulenie w ujściu bezimienne-go dopływu z obszaru zrywkowego do potoku Wołosaty w trakcie letniej niżówki (brak opadu). Fot. K. Kukula

Photography 2. Strong turbidity and silting at the mouth of the nameless tributary from the logging area to the Wołosaty stream during the summer low water (no rainfall). Photo K. Kukula



Fotografia 3. Skrzyżowanie szlaku zrywkowego z potokiem Dołżyczka (dopływem Solinki) w okresie jesiennej niżówki. Fot. T. Mikołajczyk

Photography 3. Crossing of the skidding trail with the Dołżyczka stream (tributary of the Solinka river) during of the low water in the autumn. Photo T. Mikołajczyk

czasu między opadami a pojawieniem się zwiększonego przepływu w cieku wodnym (zmniejszenie retencji zlewni poprzez zniszczenie/rozrycie gleby leśnej i usunięcie okrywy roślinnej), a w konsekwencji wzrost wysokości fali wezbraniowej, wzrost ładunku sedymentów i zwiększenie wielkości przepływu i siły procesów korytotwórczych. Zmiany w reżimie hydrologicznym powodują z kolei zmiany temperatury wody, jej składu chemicznego i wielkości ładunku sedymentów, co w konsekwencji prowadzi do zmian w geometrii koryta cieku, szerokości i głębokości strumienia i rodzaju substratu dennego (Salo, Cundy 1987; Meehan 1991). Źródła erozji obszarowej i splywu sedymentów do wód otwartych, związane z eksploatacją lasów, obejmują drogi leśne, ścieżki poślizgowe i place składowe drewna (Anderson 1996; Grace 2005; Croke, Hairsine 2006; Anderson, Lockaby 2011). Głównym źródłem zwiększonego ładunku sedymentów są drogi leśne i szlaki zrywkowe (Cenderholm et al. 1981; Furniss et al. 1991; Waters 1995; Brown et al. 2015). Skrzyżowania dróg leśnych i szlaków zrywkowych z ciekami wodnymi i powiązane z nimi podjazdy i zjazdy (fot. 3) reprezentują źródła erozji o największym potencjale/zagrożeniu dla cieków wodnych z powodu bezpośredniej łączności hydrologicznej (Lane, Sheridan 2002; Aust et al. 2011; Wear et al. 2013). Negatywny wpływ na erozję ma również wykorzystywanie koryt potoków jako szlaków zrywkowych, co często obserwuje się także w Polsce.

Dodatkowo, istotnym źródłem osadów związanych z drogami leśnymi są osunięcia ziemi i lawiny błotne oraz budowa i konserwacja przepustów, umocnień brzegowych czy nasypów, obejmująca prace ziemne (wykopowe) prowadzone ciężkimi maszynami budowlanymi, często bezpośrednio w korycie strumienia.

Intensywność splywu zawiesiny mineralnej do wód otwartych zależy od kilku czynników: intensywności i charakteru opadów, rodzaju gleby oraz przede wszystkim od spadków



Fotografia 4. Całkowicie zamulony potok Dołżyczka – dopływ Solinki, ok 2 km poniżej „skrzyżowania” ze szlakiem zrywkowym (fot. 3) w okresie jesiennej niżówki i w okresie tarła pstrąga potokowego. Fot. T. Mikołajczyk

Photography 4. A completely silted Dołżyczka stream (tributary of the Solinka river), about 2 km below the crossing with the skidding trail (photo 3) during the low water in the autumn and during the spawning season of brown trout. Photo T. Mikołajczyk

(nachylenia) terenu. Procesy erozyjne zachodzą najgwałtowniej w rejonach górskich, właśnie ze względu na znaczne spadki terenu, ale również ze względu na większą sumę opadów.

Na obszarach lasów objętych gospodarką leśną większość wyerodowanych osadów/sedymentów pochodzi ze szlaków zrywkowych i dróg leśnych, które nie mają pokrywy roślinnej i mają tendencję do niskiej przewodności hydraulicznej i małych możliwości infiltracji wody. Prowadzi to do zwiększonego spływu powierzchniowego i erozji znacznie większej niż w otaczających drogi lasach (Elliot et al. 1994a). Jeżeli w nieeksploatowanym lesie przesiąkliwość gleby leśnej wynosi ok. 15 mm/h, a spływ erozyjny wynosi 1 tonę osadów na hektar na rok, to w lesie podczas eksploatacji, wartości te wynoszą odpowiednio 5 mm/h i 20 ton/ha na rok. Te same parametry przy gruntowych drogach leśnych wynoszą odpowiednio: przesiąkliwość 1 mm/h, a erozja sięga aż 100 ton z hektara na rok (Swift 1988; Bilby et al. 1989; Eliot et al. 1994b), a mogą sięgać nawet 98 ton/ha na rok (Brown et al. 2015). W kolejnych badaniach naukowych ustalono, że spływ sedymentów z dróg leśnych w stanie Idaho w USA wzrósł 750 razy w ciągu 6 lat w stosunku do okresu sprzed eksploatacji lasu. Obliczono, że w tym czasie średnia szybkość erozji z dróg zrywkowych wynosiła od 51 do 56.2 ton/mil² drogi na dobę (Megahan, Kidd 1972).

Problem erozji dróg leśnych i jej wpływ na środowisko w Polsce nie był dotychczas szczegółowo analizowany. Dąbek i Żmuda (2011) zauważają, że drogi leśne są często źle zaplanowane i źle utrzymane, zarówno w trakcie eksploatacji, jak i po zaprzestaniu eksploatacji danego terenu, stanowiąc bardzo poważne źródło erozji gleby. Wykazali oni znacząco większą erozję na odcinku drogi nieutwardzonej i źle utrzymanej w porównaniu z odcinkiem drogi zaopatrzonej w sprawnie funkcjonującą korytka odpływowe. Niestety, autorzy nie przedstawili obliczeń mogących dać wyobrażenie o wielkości erozji w przeliczeniu na ha powierzchni i/lub kilometr drogi, ale wykazali wagę problemu i przedstawili możliwości jego ograniczenia.

Wielkość spływu sedymentów z placów składowych/manewrowych i ścieżek poślizgowych wewnątrz lasu jest trudna do oszacowania ze względu na bardzo rozproszony i wielkopowierzchniowy charakter. Trasy zrywkowe powodują największe zniszczenia w glebie leśnej poprzez przesuwanie dużych mas ziemi. Dodatkowe zakłócenia powodowane są przez opony (zwłaszcza wyposażone w łańcuchy) maszyn, które rozrywają i rozluźniają glebę, a następnie tworzą głębokie koleiny (fot. 5 i 6), zwłaszcza na pochyłościach przekraczających 20% (Eliot et al. 1994b).

5. Podsumowanie

Wzmoczona erozja gleb wywołana gospodarką leśną, prowadzoną bez uwzględnienia konieczności ochrony cieków wodnych, powoduje dalekosiężne, negatywne skutki dla ekosystemów wodnych. Skutki tego zjawiska są szczególnie widoczne w terenach górskich i podgórskich, co związane jest z ukształtowaniem i rzeźbą terenu. Szczególnie negatywny

wpływ na ciek wodny i wszystkie organizmy je zamieszkujące ma erozja dróg leśnych i szlaków zrywkowych. Mechanizacja prac leśnych oraz zmiana w czasie pozyskiwania i transportu drewna pogłębia ten efekt. Zdaniem autorów, w Polsce, podobnie jak w wielu krajach Europy i świata, istnieje pilna potrzeba refleksji w środowisku leśników prowadzącej do podjęcia niezbędnych decyzji, aby te szkodliwe dla środowiska naturalnego zjawiska ograniczyć lub wyeliminować. W związku z tym istnieje pilna konieczność opracowania systemowych i praktycznych metod ograniczenia erozji gleb leśnych w Polsce. Można posłużyć się doświadczeniami państw, które ten problem dostrzegły już wcześniej i rozwiązały.

Konflikt interesów

Autorzy deklarują brak potencjalnych konfliktów.



Fotografia 5. Szlak zrywkowy w rejonie m. Cisna nad Solinką. Fot. T. Mikołajczyk

Photography 5. The skidding trail in the Cisna district on the Solinka river. Photo T. Mikołajczyk



Fotografia 6. Szlak zrywkowy nad potokiem Witryłówka (Pogórze Dynowskie). Fot. T. Mikołajczyk

Photography 6. The skidding trail on the Witryłówka stream (Pogórze Dynowskie). Photo T. Mikołajczyk

Podziękowania i źródła finansowania badań

Badania sfinansowano ze środków Fundacji WWF Polska i Fundacji Dziedzictwo Przyrodnicze.

Autorzy pragną wyrazić swoje podziękowania Markowi Elasowi, Wojciechowi Mrozowi oraz Pawłowi Pawlaczykowi z Fundacji WWF Polska za cenne uwagi i korektę tekstu.

Literatura

- Anderson P.G. 1996. Sediment generation from forestry operations and associated effects on aquatic ecosystems. Proceedings of the Forest–Fish Conference: Land Management Practices affecting Aquatic Ecosystems, May 1–4, 1996, Calgary, Alberta. DOI 10.1.1.518.5139.
- Anderson C.J., Lockaby B.G. 2011. Research gaps related to forest management and stream sediment in the United States. *Environmental Management* 47(1): 303–313. DOI 10.1007/s00267-010-9604-1.
- Aust W.M., Carroll M.B., Bolding M.C., Dolloff C.A. 2011. Operational forest stream crossings effects on water quality in the Virginia Piedmont. *South Journal of Applied Forestry* 35(3): 123–130.
- Bates P.C., Blinn C.R., Alm A.A. 1993. Harvesting impact on quaking aspen regeneration in northern Minnesota. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 2403–2412. DOI 10.1139/x93-297.
- Bilby R.E., Sullivan K., Duncan S.H. 1989. The generation and fate of road surface sediment in forested watersheds in southwestern Washington. *Journal of Forest Sciences* 35: 453–468. DOI 10.1093/forestscience/35.2.453.
- Bilotta G.S., Brazier R.E. 2008. Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Research* 42: 2849–2861. DOI 10.1016/j.watres.2008.03.018.
- Birtwell I.K. 1999. The effects of sediment on fish and their habitat. Canadian Stock Assessment Secretariat Research Document 99/139.
- Bjornn T.C., Reiser D.W. 1991. Habitat requirements of salmonids stream, w: Influence of Forest and Rangeland Management on Salmonid Fishes and Their Habitats. W.R. Meehan. American Fisheries Society, Bethesda, 83–138. ISBN 978-0913235683.
- Boubee J.A.T., Dean T.L., West D.W., Barrier R.F.G. 1997. Avoidance of suspended sediment by the juvenile migratory stage of six New Zealand native fish species. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 31: 61–69. DOI 10.1080/00288330.1997.9516745.
- Brown K.R., Aust W.M., McGuire K.J. 2015. Monitoring sediment production from forest road approaches to stream crossings in the Virginia Piedmont. Holley, Connor, Haywood eds. Proceedings of the 17th biennial southern silvicultural research conference. E–Gen. Tech. Rep. SRS–203. Asheville, NC:U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station, 551 s.
- Buck D.H. 1956. The effects of siltation from gold dredging on the survival of rainbow trout and eyed eggs in Powder River. Fisheries Bulletin, Oregon State Game Commission, Portland, Oregon, 3 s.
- Campbel K. 2017. Timber Industry Effect on Water pollution. <https://sciencing.com/timber-industry-effect-water-pollution-23000.html> [7.05.2019].
- Cederholm C.J., Reid L.M., Salo E.O. 1981. Cumulative effects of logging roads sediment on salmonid populations in the Clearwater River, Jefferson County, Washington, in: Washington Water Research Council. Proceedings from the conference on salmon-spawning gravel: a renewable resource in the Pacific Northwest. Washington State University, Report 39, Pullman, 38–74.
- Cavanagh J.–A. E., Hogsden K.L., Harding J.S. 2014. Effects of suspended sediment on freshwater fish. Raport Envirolink Advice Grant: 1445–WCRC129. Landcare Research Manaaki Whenua, New Zealand.
- Caux P.Y., Moore D.R.J., McDonald D. 1997. Ambient water quality guidelines (criteria) for turbidity, suspended and benthic sediments: technical appendix. Prepared for the British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks. Water Quality Branch, Environment and Resource Management Division, Victoria, 82 s.
- Clapcott J.E., Young R.G., Harding J.S., Matthaei C.D., Quinn J.M., Death R.G. 2011. Sediment assessment methods: Protocols and guidelines for assessing the effects of deposited fine sediments on in–stream values. Nelson, Cawthorn Institute. ISBN 978-0-473-20106-7.
- Cordone A.J., Kelley D.W. 1961. The influences of inorganic sediment on the aquatic life of streams. *California Fish and Game* 47: 189–228.
- Crisp D.T. 2000. Trout and salmon: ecology, conservation and rehabilitation. Fishing New Books, Blackwell science. ISBN 0-85238-256-1.
- Croke J.C., Hairsine P.B. 2006. Sediment delivery in managed forests: a review. *Environmental Reviews* 14: 59–87. DOI 10.1139/a05-016.
- Crowe A., Hay J. 2004. Effects of fine sediments on river biota. Cawthorn Report No. 951.
- Dąbek P., Żmuda R. 2011. Intensywność procesów erozji wodnej na górskich drogach leśnych. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* 560: 71–78.
- Dudek T., Sosnowski J. 2016. Ocena środowisko-oszczędności wybranych technologii zrywki drewna w lasach górskich. *Sylwan* 155(6): 413–420.
- European Inland Fisheries Advisory Commission (EIFAC). 1964. Water quality criteria for European freshwater fish. Report on finely divided solids and inland fisheries. EIFAC. Food and Agriculture Organization of United Nations. Rome. EIFAC/1.21p.
- Elliot W.J., Foltz R.B., Remboldt M.D. 1994a. Predicting sedimentation from roads at stream crossing with the WEPP model. ASAE International Winter Meeting. Paper no. 947511. ASAE, St. Joseph, MI, Dec 13–16.
- Elliot W.J., Foltz R.B., Remboldt M.D. 1994b. A tool for estimating disturbed forest site sediment production. In Proc. Interior Cedar–Hemlock–White Pine Forests: Ecology and Management, Spokane, WA, March 2–4 1993. Dept. of Natural Resource Science, Washington State University, 233–235.
- Furniss M.J., Roelofs T.D., Yee C.S. 1991. Road construction and maintenance, in: Influence of Forest and Rangeland Management on Salmonid Fishes and Their Habitats, Edited by W.R. Meehan. American Fisheries Society, Bethesda, 297–324. ISBN 9780913235683.
- Goode J.R., Luce C.H., Buffington J.M. 2012. Enhanced sediment delivery in a changing climate in semi–arid mountains basin; implications for water resources management and habitat in the northern Rocky Mountains. *Geomorphology* 139: 1–15. DOI 10.1016/j.geomorph.2011.06.021.
- Grace J.M. 2005. Forest operations and water quality in the south. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 48: 871–880.
- GUS 2018. Leśnictwo 2017. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.

- Heland M. 1971. Influence de la densité du peuplement initial sur l'acquisition des territoires chez la truite commune *Salmo trutta* L. en ruisseau artificiel. *Annales d'Hydrobiologie* 2(1) : 25–32. La truite biologie et ecologie. INRA Editions ISBN: 2–7380–0338–9
- Herbert D.W.M., Merken J.C. 1961. The effects of suspended mineral solids on the survival of trout. *International Journal of Air and Water Pollution* 5: 46–55.
- Jowett I.G., Boustead N.C. 2001. Effects of substrate and sedimentation on the abundance of upland bullies (*Gobiomorphus breviceps*). *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 35: 605–613. DOI 10.1080/00288330.2001.9517026.
- Lane P.N.J., Sheridan G.J. 2002. Impact of an unsealed forest road stream crossing: water quality and sediment sources. *Hydrological Processes* 16(13): 2599–2612. DOI 10.1002/hyp.1050.
- Lloyd D.S. 1987. Turbidity as a water quality standard for salmonid habitats in Alaska. *North American Journal of Fisheries Management* 7: 34–45 DOI 10.1577/1548–8659 (1987)7<34:TAAWQS>2.0.CO;2.
- McLeay D.J., Birtwell I.K., Hartman G.F., Ennis G.L. 1987. Responses of Arctic grayling (*Thymallus arcticus*) to acute and prolonged exposure to Yukon placer mining sediment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 44: 658–673. DOI 10.1139/f87–080.
- Megahan W.F., Kidd W.J. 1972. Effects of logging roads on sediment production rates in the Idaho Batholith, U.S. *Forest Service Research Paper* INT–123. DOI 10.5962/bhl.title.68728.
- Newcomb C.P. 1994. Suspended sediments in aquatic ecosystems: ill effects as a function of concentration and duration of exposure. Habitat Protection Branch, British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks. Victoria, British Columbia, Canada, 298 s.
- Newcombe C.P., Jensen J.O.T. 1996. Channel suspended sediment and fisheries: A synthesis for quantitative assessment of risk and impact. *North American Journal of Fisheries Management* 16: 693–727. DOI 10.1577/1548–8675(1996)016<0693:CSSAFA>2.3.CO;2.
- Newcomb C.P., MacDonald D.D. 1991. Effects of suspended sediment on aquatic ecosystems. *North American Journal of Fisheries Management* 11: DOI 10.1577/1548–8675(1991)011<0072:EOSSOA>2.3.CO;2.
- Richardson J., Jowett I.G. 2002. Effects of sediment on fish communities in East Cape streams, North Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 36: 431–442. DOI 10.1080/00288330.2002.9517098.
- Robinson C., Duinker P.N., Beazley K.F. 2010. A conceptual framework for understanding, assessing and mitigating ecological effects of forest roads. *Environmental Reviews* 18: 61–86. DOI 10.1139/A10–002.
- Ryan P.A. 1991. Environmental effects of sediment on New Zealand streams: a review. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 25: 207–221. DOI 10.1080/00288330.1991.9516472.
- Rowe D.K., Dean T.L. 1998. Effect of turbidity on the feeding ability of the juvenile migrant stage of six New Zealand freshwater fish species. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 37: 45–52. DOI 10.1080/00288330.1998.9516803.
- Sadowski J., Moskalik T., Zastocki D. 2016. Ochrona gleby leśnej przy pozyskiwaniu i zrywce drewna. *Studia i Materiały CEPL w Rogowie* 46(1): 173–180.
- Salo E.O., Cundy T.W. eds. 1987. Streamside management: forestry and fishery interactions. University of Washington, Institute of Forest Resources Contribution 57, Seattle, Washington.
- Servizi J.A., Martens D.W. 1991. Effect of temperature, season and fish size on acute lethality of suspended sediments to coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48: 493–497. DOI 10.1139/f91–063.
- Shirazi M.A., Seim W.K. 1981. Stream system evaluation with emphasis on habitat for salmonids. *Water Resources Research* 17: 592–594. DOI 10.1029/WR017i003p00592.
- Sigler J.W., Bjornn T.C., Everest F.H., 1984. Effect of chronic turbidity on density and growth of steelheads and coho salmon. *Transactions of the American Fisheries Society* 113: 142–150. DOI 10.1577/1548–8659(1984)113<142:EOCTOD>2.0.CO;2.
- Swift L.W. 1988. Forest Access roads: design, maintenance and soil loss, in: W.T. Swank, D.A. Crossley Jr (eds). *Forest Hydrology and Ecology at Coweeta*. Ecological Studies 66, Springer–Verlag, New York, 313–324. DOI 10.1007/978–1–4612–3732–7–23.
- Sutherland A.B., Meyer J.L. 2007. Effects of increased suspended sediment on growth rate and gill condition of two southern Appalachian minnows. *Environmental Biology of Fishes* 80: 389–403. DOI 10.1007/s10641–006–9139–8.
- Suwała M. 1991. Uszkodzenia drzew i gleby przy pozyskiwaniu drewna w późnych trzebieżach drzewostanów sosnowych. *Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa, Seria A*: 873.
- USEPA 1990. The quality of our nation's water: a summary of the 1988 National Water Quality Inventory. U.S. Environmental Protection Agency, USEPA EPA Raport 440/4–90–005, Washington, DC.
- Walling D.E. 2006. Human impact on land–ocean sediment transfer by the world's river. *Geomorphology* 79: 192–216. DOI 10.1016/j.geomorph.2006.06.019.
- Waters T. 1995. Sediment in streams: Sources, biological effects and control. Monograph 7. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. ISBN 978–0913235973.
- Wear L.R., Aust M.W., Bolding M.C., Strahm B.D., Dolloff C.A. 2013. Effectiveness of best management practices for sediment reduction at operational forest stream crossings. *Forest Ecology and Management* 289(1): 551–561. DOI 10.1016/j.foreco.2012.10.035.
- Wood P.J., Armitage P.D. 1997. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management* 21: 203–217. DOI 10.1007/s002679900019.

Wkład autorów

T.M. – napisanie pracy, przegląd literatury, zebranie dokumentacji zdjęciowej; P.N. – koncepcja pracy, korekta pracy, przegląd literatury.