



Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
Wydział Inżynierii Środowiska i Inżynierii Mechanicznej

mgr inż. Stanisław Zaborowski

Wpływ deflektorów na warunki hydromorfologiczne panujące w małej rzece nizinnej na przykładzie rzeki Flinty

Impact of deflectors on hydromorphological conditions prevailing in a small lowland river on the case of the Flinta River

Rozprawa doktorska w dziedzinie nauk inżynieryjno–technicznych
w dyscyplinie inżynieria, górnictwo i energetyka
Doctoral thesis in engineering and technology sciences
in the environmental engineering, mining and energy discipline

Promotor
prof. UPP dr hab. inż. Tomasz Kałuża
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
Katedra Inżynierii Wodnej i Sanitarnej

Promotor pomocniczy
dr inż. Szymon Jusik
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska

Poznań, 2024 rok

Pragnę złożyć serdeczne podziękowania Panu prof. UPP dr hab. inż. Tomaszowi Kałuży i Panu dr inż. Szymonowi Jusikowi za nieocenioną pomoc udzieloną w trakcie przygotowania pracy doktorskiej, cierpliwość i wyrozumiałość oraz motywację do dalszej pracy.

Podziękowania składam również koleżeństwu z Katedry, dr hab. inż. Mateuszowi Hämmerlingowi, Jolancie Zawadzkiej i Grzegorzowi Juszczakowi za wytrwałość i niezłomność podczas licznych i niedogodnych badań terenowych.

Pracę dedykuję Rodzinie.

Spis treści

Wykaz prac stanowiących podstawę rozprawy doktorskiej.....	7
Spis symboli stosowanych w pracy.....	9
Spis skrótów stosowanych w pracy.....	10
Streszczenie.....	11
Abstract.....	13
1. Wstęp.....	15
2. Cel i zakres pracy.....	17
3. Materiały i metodyka.....	19
3.1. Charakterystyka obiektu badań.....	19
3.2. Konstrukcja i budowa deflektorów wiklinowych.....	21
3.3. Pomiary geodezyjne.....	21
3.4. Pomiary hydrometryczne.....	22
3.5. Badania hydromorfologiczne.....	22
3.6. Badania makrofitów.....	23
3.7. Naprężenia styczne.....	24
3.8. Zmiany uziarnienia rumowiska.....	24
3.9. Symulacje Hec–Ras.....	25
4. Wyniki.....	27
H ₁ : Deflektory intensyfikują procesy hydromorfologiczne i wpływają na poprawę stanu hydromorfologicznego cieków przekształconych.	27
H ₂ : Deflektory wiklinowe poprawiają stan ekologiczny rzeki poprzez wzrost zróżnicowania mikro– i mezosiedlisk.	31
H ₃ : Wpływ deflektorów wiklinowych na warunki przepływu w czasie wezbrań jest niewielki	35
5. Dyskusja.....	39
6. Wnioski i podsumowanie.....	41
7. Bibliografia.....	43
8. Załączniki.....	48

Wykaz prac stanowiących podstawę rozprawy doktorskiej

Praca doktorska pt.: „*Wpływ deflektorów na warunki hydromorfologiczne panujące w małej rzece nizinnej na przykładzie rzeki Flinty*” powstała na podstawie czterech publikacji naukowych:

- I. Zaborowski S, Kałuża T, Radecki–Pawlik A. Deflektory – nowoczesne proekologiczne budowle renaturyzacyjne w korytach rzecznych. W: Gorczyca E, Radecki–Pawlik A, Krzemień K, red. Procesy fluwialne a utrzymanie rzek i potoków górskich. Instytut Geografii i Gospodarki Przestrzennej UJ; 2021:503–518.
MNiSW (2021) = 20 pkt (udział własny w opracowaniu 60%)
- II. Zaborowski, S., Kałuża, T., Rybacki, M., Radecki–Pawlik, A. Influence of river channel deflector hydraulic structures on lowland river roughness coefficient values: the Flinta river, Wielkopolska Province, Poland. *Ecohydrology & Hydrobiology*. 2023, 23(1), 79–97. doi.org/10.1016/j.ecohyd.2022.10.002
MNiSW (2023) = 100 pkt; IF (2022) = 2,7 (udział własny w opracowaniu 70%)
- III. Zaborowski S, Kałuża T, Jusik S. The Impact of Spontaneous and Induced Restoration on the Hydromorphological Conditions and Macrophytes, Example of Flinta River. *Sustainability*. 2023; 15(5):4302. doi.org/10.3390/su15054302
MNiSW (2023) = 100 pkt; IF (2022) = 3,3 (udział własny w opracowaniu 70%)
- IV. Zaborowski S, Kałuża T, Jusik S, Dysarz T, Hämmerling M. Environmental Restoration and Changes of Sediment and Hydrodynamic Parameters in a Section of a Renaturalised Lowland Watercourse. *Sustainability*. 2024; 16(10):3948. doi.org/10.3390/su16103948
MNiSW (2024) = 100 pkt; IF (2022) = 3,3 (udział własny w opracowaniu 60%)

Sumaryczna liczba punktów za wskazane publikacje naukowe wynosi 320, a sumaryczny Impact Factor (IF) 9,3. Punktacja została przyjęta na podstawie list Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego, zgodnie z rokiem wydania publikacji.

Spis symboli stosowanych w pracy

a	współczynnik nachylenia prostej $v = f(h)$ przyjmuje postać równania $y = ax + b$ (gdzie: x – oznacza wysokość nad dnem, na której mierzona była prędkość; b – oznacza punkt przecięcia równania) [-];
b	szerokość koryta [m];
C_{rb}	współczynnik wydatku rumowiska wleczonego [-];
d_{50}	przeciętna średnica cząstek rumowiska [m];
G	przyspieszenie ziemskie [$m \cdot s^{-2}$];
H	głębokość przepływu [m];
K	stała Von Karmana (0,41) [-];
Q	wielkość przepływu [$m^3 \cdot s^{-1}$];
$Q_{1\%}$	wielkość przepływu o prawdopodobieństwie wystąpienia 1% [$m^3 \cdot s^{-1}$];
s_b	objętość transportowanego rumowiska [$m^3 \cdot m^{-1} \cdot s^{-1}$];
R_h	promień hydrauliczny [m];
U	średnia prędkość w pionie hydrometrycznym [$m \cdot s^{-1}$];
U_c	średnia prędkość krytyczna w pionie hydrometrycznym obliczona z kryterium Shiedlisa [$m \cdot s^{-1}$];
V	prędkość chwilowa [$m \cdot s^{-1}$];
V^*	prędkość ścinająca [$m \cdot s^{-1}$];
$V_{\text{śr}}$	prędkość średnia [$m \cdot s^{-1}$];
V_z	prędkość średnia na głębokości z [$m \cdot s^{-1}$];
z	głębokość pomiaru [m];
z_0	całkowita głębokość pionu hydrometrycznego [m];
ρ_s	gęstość rumowiska [$kg \cdot m^{-3}$];
ρ_w	gęstość wody [$kg \cdot m^{-3}$];
τ	naprężenie styczne [$N \cdot m^{-2}$].

Spis skrótów stosowanych w pracy

1+150 km	kilometraż rzeki – 1 km 150 m licząc od ujścia;
DTM (NMT)	Digital Terrain Model (Numeryczny Model Terenu);
GUGIK	Główny Urząd Geodezji i Kartografii;
HDS	Wskaźnik różnorodności hydromorfologicznej;
HIR	Hydromorfologiczny Indeks Rzeczny;
HMS	Wskaźnik antropogenicznej modyfikacji siedlisk;
IMGW–PIB	Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy;
MIR	Makrofitowy Indeks Rzeczny;
MMOR	Makrofitowa Metoda Oceny Rzek;
RDW (WFD)	Ramowa Dyrektywa Wodna (Water Framework Directive);
RB, LB	prawy i lewy brzeg;
ZW	zwierciadło wody.

Streszczenie

Wpływ deflektorów na warunki hydromorfologiczne panujące w małej rzece nizinnej na przykładzie rzeki Flinty

Zmodyfikowane antropogenicznie koryta rzek nie mogą samodzielnie przywrócić naturalnych procesów, co stanowi wyzwanie dla współczesnej inżynierii rzecznej. Proces renaturyzacji rzek wymaga zastosowania różnych technicznych i nietechnicznych rozwiązań, które minimalizują ingerencję w ekosystemy. Jednym z takich rozwiązań są deflektory, czyli uproszczone ostrogi, które inicjują naturalne procesy fluwialne. Badania przeprowadzone na rzece Flincie, typowej małej rzece nizinnej, ukazują efekty wykorzystania deflektorów w procesie renaturyzacji. W badaniach wykorzystano dwa sąsiednie odcinki rzeki Flinty. Pierwszy z nich (referencyjny) podlegał spontanicznej renaturyzacji naturalnej. Drugi odcinek, na którym w roku 2011 wykonano prace utrzymaniowe (w tym odmulanie koryta), a w latach 2017–2018 zainstalowano trzy deflektory mające na celu inicjację procesu renaturyzacji. Badania hydromorfologii i makrofitów wykazały, że wprowadzenie deflektorów pozwoliło na zapoczątkowanie procesów renaturyzacji, co przejawiało się m.in. w przekształceniu geometrii koryta, zainicjowaniu meandrowania oraz poprawie stanu hydromorfologicznego i ekologicznego rzeki. Systematyczne badania geodezyjne i hydrometryczne prowadzone w latach 2018–2023 wykazały znaczące zmiany w przepływach wody i naprężeniach stycznych. Początkowy wzrost prędkości wody przy deflektorach z $0,2 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ do $0,6 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ w pierwszym roku po ich wprowadzeniu, a następnie jej spadek na odcinkach pomiędzy deflektorami do $0,3 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, świadczy o wpływie deflektorów na dynamikę rzeki. Wprowadzenie deflektorów spowodowało również wzrost naprężeń stycznych (z $0,0241 \text{ N}\cdot\text{m}^{-2}$ w 2018 r. do $0,2761 \text{ N}\cdot\text{m}^{-2}$ w 2023 r.) i współczynników lokalnej szorstkości dna koryta. Analizy rumowiska wykazały początkową erozję w pobliżu deflektorów oraz akumulację materiału dennego w „cieniu” deflektorów. Wzrost wielkości ziaren za deflektorem z $0,31 \text{ mm}$ do $3,90 \text{ mm}$ już po dwóch latach potwierdził skuteczność deflektorów w inicjowaniu procesów fluwialnych, w tym lokalnym przesortowaniu rumowiska. Badania potwierdziły, że deflektory wspomagają osiągnięcie dobrego stanu ekologicznego rzek, wymagane przez Ramową Dyrektywę Wodną (RDW). Przy zastosowaniu modeli numerycznych stwierdzono, że deflektory nie wpływają na warunki przepływu w czasie wezbrań, a ich największe oddziaływanie jest widoczne przy niskich stanach wody. Praca wykazała, że małe i proste konstrukcje deflektorów wiklinowych mogą skutecznie inicjować i intensyfikować procesy renaturyzacyjne, przyczyniając się do poprawy stanu hydromorfologicznego i ekologicznego cieków wodnych. Rozprawa doktorska składa się z 4 tematycznie powiązanych publikacji. W artykułach szczegółowo opisano wszystkie aspekty przebiegu procesu renaturyzacji rzeki z wykorzystaniem deflektorów, odnosząc się do założonych w badaniach celów i hipotez badawczych.

Słowa kluczowe: deflektor; renaturyzacja; rzeka nizinna; hydromorfologia; rzeka Flinta.

Abstract

Impact of deflectors on hydromorphological conditions prevailing in a small lowland river on the case of the Flinta River

Anthropogenically modified riverbeds are not able to spontaneously reproduce natural processes. The restoration of natural river systems is an important challenge to contemporary river engineering. The process of river restoration requires various technical and nontechnical solutions that minimise interference with ecosystems. One of these solutions is deflectors, which constitute a type of simplified spur that initiate natural fluvial processes. Research carried out on the Flinta River, a typical small lowland river, shows the effects of using deflectors in the restoration process. Two neighbouring sections of the watercourse were selected. The first, the reference section was subject to spontaneous natural restoration. The second section, where maintenance work (including channel de-silting) was carried out in 2011 and three deflectors were installed between 2017 and 2018 to initiate the restoration process. Hydromorphology and macrophyte studies showed that the introduction of the deflectors allowed the initiation of restoration processes, which manifested itself, among other things, in the transformation of the channel geometry, the initiation of meandering and the improvement of the hydromorphological and ecological status of the river. Systematic geodetic and hydrometric measurements carried out between 2018 and 2023 showed significant changes in water flows and shear stresses. The initial increase in water velocity at the deflectors from $0.2 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ to $0.6 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ in the first year after introduction, followed by a decrease in the sections between the deflectors to $0.3 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, demonstrates the effect of the deflectors on the river dynamics. The introduction of deflectors also resulted in an increase in shear stresses (from $0.0241 \text{ N}\cdot\text{m}^{-2}$ in 2018 to $0.2761 \text{ N}\cdot\text{m}^{-2}$ in 2023) and local bed roughness coefficients. The sediments analyses showed initial erosion near the deflectors and accumulation of bottom material in the 'shadow' of the deflectors. An increase in grain size downstream of the deflectors from 0.31 mm to 3.90 mm after only two years confirmed the effectiveness of the deflectors in initiating fluvial processes in this local sediment sorting. The studies confirmed that the deflectors support the achievement of good ecological status of the river, as required by the Water Framework Directive (WFD). Using numerical models, it was determined that deflectors do not affect flow conditions during flood events, and their greatest impact is seen at low water levels. The work showed that small and simple wicker deflector structures can effectively initiate and intensify restoration processes, contributing to improving the hydromorphological and ecological status of watercourses. The dissertation consists of 4 thematically related publications. The articles describe in detail all aspects of the river restoration process with the use of deflectors, referring to the research aims and hypotheses in the studies.

Keywords: deflector; ecological restoration; lowland river; hydromorphology; Flinta River.

1. Wstęp

Pomimo istnienia wielu opracowań dotyczących renaturyzacji rzek (Duszyński i Bednarczyk 2008, Żelazo i Popek 2014, Pawlaczyk i in. 2020) i metod pozwalających planować i przewidywać efekty zakładanych przedsięwzięć (Bockelmann i in. 2004, Elkins i in. 2007, Miwa i Parker 2012, Gibson i Pasternack 2016, Greene i in. 2013), zagadnienia związane z renaturyzacją jako częścią współczesnej inżynierii rzecznej nadal stanowią wyzwania zarówno dla przyrodników, projektantów jak i naukowców (Li i in. 2022). Wyzwania te stanowią podstawę dla badań specjalistów z wielu dziedzin obejmujących: hydrologów, biologów, ekologów, hydromorfologów i geomorfologów. Ich celem jest dogłębne rozpoznanie zjawisk związanych z renaturyzacją, w tym z procesami hydromorfologicznymi (Cao i in 2011, Caroppi i in 2020, Clilverd i in. 2016, Rana i in. 2017, Yi i in. 2014, Radecki–Pawlik 2014). Zaprojektowane prace powinny zintensyfikować zachodzące zmiany w korycie cieków, powodując wzrost heterogeniczności warunków siedliskowych dla rozwoju różnych gatunków ryb, bezkręgowców oraz makrofitów (Prus i in. 2018, Szłkiewicz i in. 2022). Właściwie przeprowadzona renaturyzacja powoduje wzrost bioróżnorodności biologicznej oraz ma istotny wpływ na hydrodynamikę rzeki i właściwe funkcjonowanie całego ekosystemu.

W celu przeprowadzenia renaturyzacji stosuje się różne działania techniczne. Jednym z przykładów jest zastosowanie deflektorów, które przyczyniają się do poprawy warunków hydromorfologicznych przekształconych cieków (Zaborowski i in. 2023a, Kemp i in. 1999, Jusik i in. 2015), prowadząc do wzrostu bioróżnorodności siedlisk (Biedroń i in. 2020) oraz zróżnicowania morfologii rzeki (Woś i Książek 2022, Baar i in. 2019). Najczęściej ostrogi (deflektory) są stosowane na rzekach, w których trzeba odsunąć bieg nurtu od brzegu, aby zapobiec rozmywaniu brzegu i erozji. Istnieje również wiele przykładów na odwrotne zastosowanie tego typu budowli m.in. do zwiększenia krętości rzeki i poprawy stanu ekologicznego cieków. Rzędna głowicy ostrogi powinna być większa niż stan wody średniej. Nie może jednak znacząco pogarszać warunków przepuszczania wód wielkich i nie może przyczyniać się do wzrostu zagrożenia powodziowego. Stąd m.in. potrzeba szczegółowych badań hydraulicznych, które uwzględnią będą szerokie spektrum oddziaływania deflektorów na warunki przepływu. Istnieje potrzeba dalszych intensywnych badań (szczególnie terenowych), które pozwolą zdefiniować interakcje między wprowadzanymi budowlami w koryto, a poprawą stanu ekosystemów rzecznych oraz lokalnymi warunkami hydromorfologicznymi i hydraulicznymi.

2. Cel i zakres pracy

W pracy postawiono dwa cele naukowe. Pierwszym było rozpoznanie przebiegu procesu renaturyzacji rzeki z wykorzystaniem deflektorów, drugim określenie dynamiki zmian hydromorfologicznych w korycie cieków w trakcie procesu renaturyzacji rzeki. Dodatkowym celem praktycznym pracy była identyfikacja możliwości inicjowania procesów renaturyzacyjnych za pomocą deflektorów wiklinowych.

W pracy sformułowano trzy hipotezy badawcze:

H₁: Deflektory intensyfikują procesy hydromorfologiczne i wpływają na poprawę stanu hydromorfologicznego cieków przekształconych.

Hipoteza zweryfikowana została w pracach **I**, **II** i **III**.

H₂: Deflektory wiklinowe poprawiają stan ekologiczny rzeki poprzez wzrost zróżnicowania mikro- i mezosiedlisk.

Hipoteza zweryfikowana została w pracach **III** i **IV**.

H₃: Wpływ deflektorów wiklinowych na warunki przepływu w czasie wezbrań jest niewielki.

Hipoteza zweryfikowana została w pracach **II** i **IV**.

Postawione hipotezy zweryfikowane zostały na podstawie przeprowadzonych badań na ujściowym odcinku rzeki Flinty. Wyniki przedstawiono w cyklu 4 publikacji, których celami szczegółowymi były:

- analiza możliwości wykorzystania deflektorów wiklinowych, do przeprowadzenia procesu renaturyzacji niewielkich cieków nizinnych [**I**];
- analiza zmian wartości uśrednionych współczynników szorstkości dla koryta rzeki nizinnej, w której wprowadzono zestaw deflektorów w celu zainicjowania procesów renaturyzacji [**II**];
- ocena wpływu podjętych działań renaturyzacyjnych na stan hydromorfologiczny cieków oraz na makrofity [**III**];
- określenie dynamiki zmian hydromorfologicznych w korycie cieków podczas procesu renaturyzacji rzeki z wykorzystaniem deflektorów wiklinowych [**IV**].

3. Materiały i metodyka

Szczegółowy opis przyjętej metodyki badań wykorzystanej do weryfikacji postawionych hipotez i przyjętych celów został przedstawiony w załączonych publikacjach naukowych [I–IV], stanowiących podstawę niniejszej dysertacji. W kolejnych podrozdziałach niniejszego autoreferatu przedstawiono syntetyczny opis materiałów i metodyki badawczej oraz wyników badań.

3.1. Charakterystyka obiektu badań

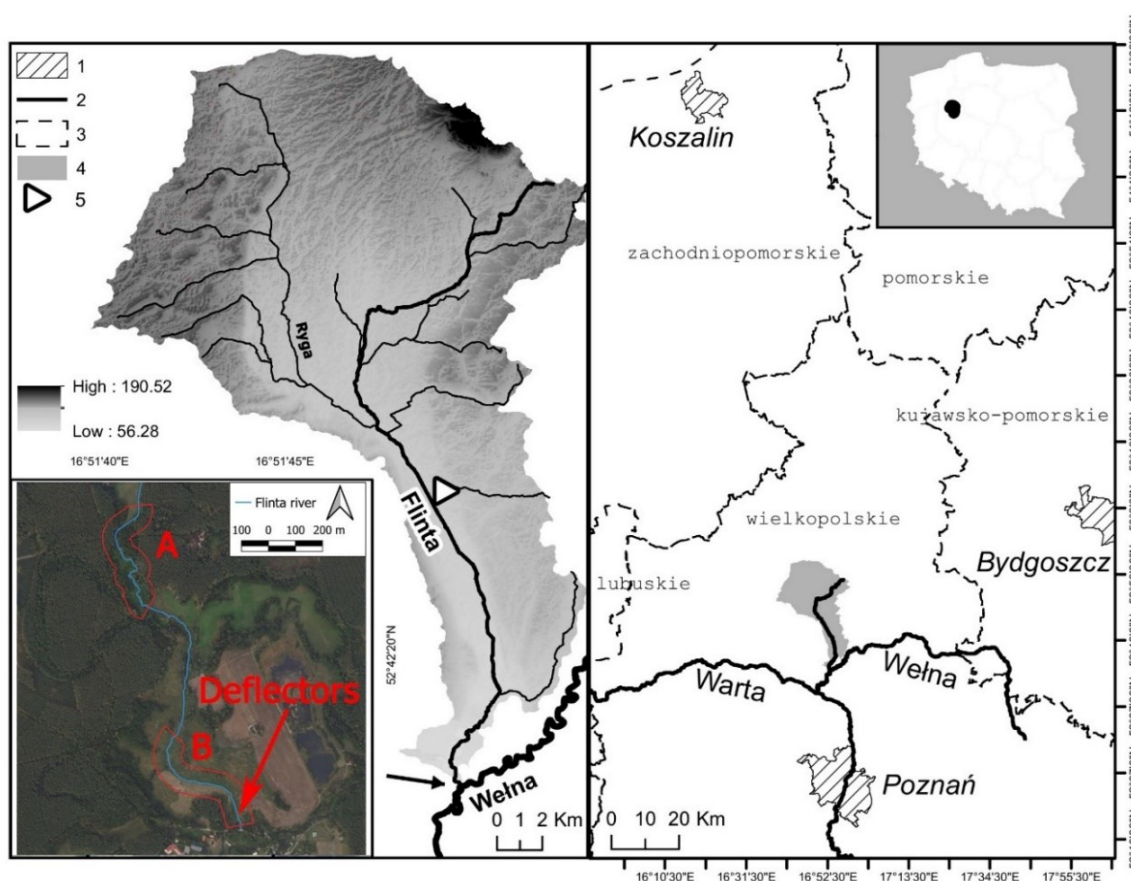
Badania realizowano w latach 2018–2023 na dwóch 0,5 km fragmentach rzeki Flinty, w jej przyujściowym odcinku, w pobliżu wsi Rożnowice w gminie Rogoźno (województwo wielkopolskie, Polska) (Ryc. 1). Odcinek referencyjny (A) był zlokalizowany od 1+150 do 1+650 km biegu rzeki. Charakteryzował się brakiem prowadzonych prac utrzymaniowych i zachodzącymi tam naturalnymi procesami hydromorfologicznymi. W porównaniu do odcinka B, w okresie objętym analizą, wyróżniał się stosunkowo wysokim współczynnikiem krętości oraz występowaniem licznych naturalnych elementów morfologicznych. Odcinek badawczy (B) był zlokalizowany w pobliżu ujścia do rzeki Wełny (od 0+050 do 0+550 km biegu Flinty). Poddawany był on cyklicznym pracom utrzymaniowym, takim jak odmulanie i pogłębianie koryta. Brzegi były stabilizowane za pomocą płotków faszynowych, skarpy wykaszane a roślinność hakowana. Zabiegi te skutkowały niewielką naturalnością koryta i powodowały homogeniczność występujących warunków. W chwili rozpoczęcia badań (w roku 2017) odcinek ten był niemalże całkowicie prosty. Ostatni raz prace utrzymaniowe wykonano w 2011 roku i po ich ustaniu z czasem pojawiły się wcześniej nieobserwowane formy denne oraz oznaki spontanicznej renaturyzacji. Na obu odcinkach rzeki od 2005 roku były prowadzone systematyczne badania metodami HIR, RHS i MMOR co pozwoliło na późniejsze porównania i analizy. W obrębie tego odcinka w latach 2017–2018 zainstalowano 3 drewniane deflektory (w przekrojach 0+080, 0+095 i 0+110 km biegu rzeki), które znacząco przyspieszyły proces renaturyzacji.

Na podstawie wytycznych Ramowej Dyrektywy Wodnej (WFD 2000) Flinta została sklasyfikowana jako piaszczysty potok nizinny i zaliczona do najliczniejszej grupy rzek pasa nizin środkowoeuropejskich. Całkowita długość tego ciekusu wynosi 27 km, a zlewnia ma powierzchnię 345,47 km². Zlewnia leży na skraju Puszczy Noteckiej, w obrębie której znajdują się obszary Natura 2000 oraz inne cenne przyrodniczo tereny.

Na Flincie w miejscowości Ryczywół (km 14+355) znajduje się wodowskaz. Dodatkowo na terenie zlewni zlokalizowana jest stacja meteorologiczna IMGW-PIB. Zapewnia to ciągły monitoring przepływów i zjawisk zachodzących w zlewni. Na podstawie dostępnych danych określono i stabelaryzowano przepływy charakterystyczne dla lat 1951 – 2014 (Tab. 1).

Tab. 1. Przepływy charakterystyczne dla rzeki Flinty w latach 1951–2014 dla przekroju Ryczywół (Zaborowski i in. 2023b)

Przepływy charakterystyczne [$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$]								
NNQ	SNQ	WNQ	NSQ	SSQ	WSQ	NWQ	SWQ	WWQ
0,01	0,10	0,41	0,24	0,66	1,72	0,77	3,26	7,28



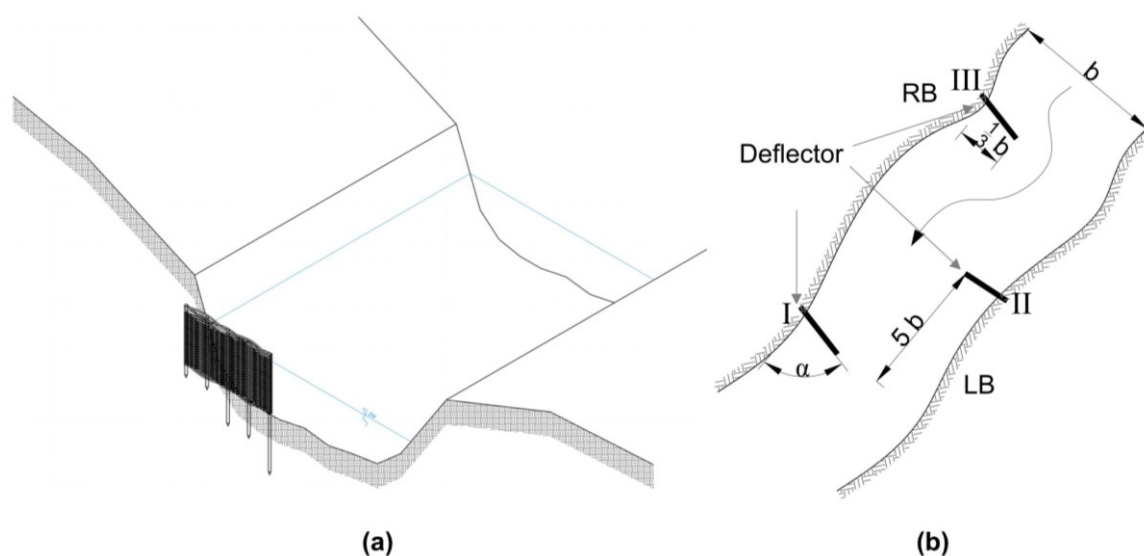
Ryc. 1. Lokalizacja zlewni Flinty i odcinków badawczych. 1 – granice miast; 2 – rzeki; 3 – granice województw; 4 – zlewnia Flinty; 5 – posterunek wodowskazowy; A i B – odcinki badawcze (Zaborowski i in. 2023b)

Na przełomie XIX i XX wieku w ramach przeprowadzonych na szeroką skalę prac regulacyjnych, długość cieku uległa znacznemu skróceniu (lokalnie nawet o połowę), co znacząco przełożyło się na wzrost spadku podłużnego koryta. Do roku 2011 regularnie prowadzone były prace utrzymaniowe obejmujące: koszenie, odmulanie oraz naprawy

umocnień brzegów w postaci płotków faszynowych. Takie zabiegi uniemożliwiały rozpoczęcie procesu spontanicznej (samoistnej) renaturyzacji.

3.2. Konstrukcja i budowa deflektorów wiklinowych

W lokalizacji wskazanej na rycinie (Ryc. 1) zaprojektowano i wykonano 3 deflektory wiklinowe o konstrukcji ażurowej. Zostały one usytuowane w odległości 15 m od siebie, co mieściło się w proponowanym przedziale 5–7 szerokości koryta oraz przegradzały koryto w 1/3 jego szerokości (Pagliara i Kurdistani 2016). Główną konstrukcję stanowiły paliki drewniane zabite w dno strumienia o długości 1,20–1,50 m i średnicy 0,04 m, oddalone od siebie o 0,40 m. Pomiędzy nimi przepleciono lokalnie pozyskaną wiklinę, która stanowiła wypełnienie przestrzeni pomiędzy palikami deflektora oraz pozwalała odkształcić linię nurtu od osi cieku. Każdy z deflektorów został usytuowany współprądowo pod kątem $70\text{--}80^\circ$ do linii nurtu (Ryc. 2). Kąt ten w początkowym etapie renaturyzacji zapewnia skuteczniejsze odkształcenie linii nurtu i rozpoczęcie procesu meandrowania. Wybór lokalizacji deflektorów został podjęty w oparciu o analizę charakteru odcinka badawczego. Silne przekształcenia hydromorfologiczne i prostoliniowy ujściowy fragment Flinty został już dobrze rozpoznany w latach 2005–2017.



Ryc. 2. Schemat rozmieszczenia deflektorów na badawczym odcinku Flinty (Zaborowski i in. 2023)

3.3. Pomiary geodezyjne

Podstawowymi badaniami pozwalającymi na określenie zmian form hydromorfologicznych w korycie były pomiary geometryczne układu koryta rzeki. W tym celu przed przystąpieniem do implementacji deflektorów wykonano dokładne pomiary geodezyjne pierwotnego układu koryta, brzegów oraz fragmentu doliny rzecznej.

Po wykonaniu deflektorów wytyczono 15 przekrojów poprzecznych. W tym celu wbito i zaniwelowano po parze drewnianych palików dla każdego z przekrojów poprzecznych. W celu dokładniejszego udokumentowania zachodzących zjawisk, po pierwszym roku pomiarów, zwiększono ilość przekrojów poprzecznych do 28. Do pomiarów wykorzystywano zestaw geodezyjny GPS RTK oraz niwelator optyczny Nikon AX-2s. Zastosowana metoda pomiarów pozwoliła uzyskać dokładność pomiarową rzędu 0,002 m. W czasie badań wykorzystywano taśmę mierniczą co pozwoliło uzyskać dokładność 0,02 m w pomiarach liniowych.

3.4. Pomiary hydrometryczne

Pomiary prędkości przepływu wykonano przy użyciu młynka hydrometrycznego Valeport 801. Urządzenie to umożliwia pomiar prędkości w zakresie od 0,001–5,000 m·s⁻¹. Pomiary realizowano zgodnie z obowiązującą w kraju metodyką badań terenowych (Czterwertyński i Szuster 1971, Paślawski 1973).

Pomiary rozkładów prędkości w wyznaczonych przekrojach wykonano w 15 punktach pomiarowych i na różnych głębokościach. Na tej podstawie określono prędkości przy dnie i wyznaczono siły działające na dno koryta w 18 okresach pomiarowych. Piony hydrometryczne zostały zlokalizowane w pobliżu deflektorów w taki sposób, aby umożliwić jak najdokładniejsze odzwierciedlenie warunków hydraulicznych w odniesieniu do położenia konstrukcji, a także w obszarze ich oddziaływania.

Piony hydrometryczne rozmieszczono co 0,50 m w przekroju. Rozkłady prędkości mierzono w 20 przekrojach, z których 3 obejmowały deflektory. Pozostałe były rozmieszczone co 2 m w górę i w dół rzeki od deflektorów. Pomiary prędkości wody wykonano na następujących głębokościach: 0,01; 0,02; 0,03; 0,05; 0,10; 0,15 m i dalej co 0,10 m. Poza zasięgiem wpływu deflektorów zlokalizowano profile kontrolne.

3.5. Badania hydromorfologiczne

Ocenę hydromorfologiczną przeprowadzono zgodnie z metodą Hydromorfologicznego Indeksu Rzecznego (HIR) (Szoszkievicz i in. 2017, 2020a). Badania realizowano w latach: 2006, 2012, 2017, 2021, 2022. Wyniki HIR zostały zebrane z dwóch 500–metrowych odcinków rzeki. Na każdym z nich badania przeprowadzono w dziesięciu przekrojach poprzecznych rozmieszczonych w odstępach co 50 m. Odcinek, na którym oceniano makrofity znajdował się wewnątrz każdego stanowiska HIR, zawsze pomiędzy 6 a 8 przekrojem pomiarowym. Obliczono dwa wskaźniki liczbowe oparte na

protokole HIR: wskaźnik różnorodności hydromorfologicznej (HDS) i wskaźnik modyfikacji antropogenicznej siedlisk (HMS). Wysoka wartość HDS wskazuje na obecność wielu naturalnych cech rzeki i wysoką różnorodność krajobrazu doliny rzecznej. Wysoka wartość HMS wskazuje na duże natężenie przekształceń antropogenicznych, takich jak: regulacja, umocnienia brzegów, dna koryta lub inne konstrukcje hydrotechniczne. Aby ocenić stan hydromorfologiczny rzeki, obliczone wartości wskaźnika HIR odniesiono do obowiązujących norm prawnych (Dz. U. z 2021 r. poz. 1475).

3.6. Badania makrofitów

Badania makrofitów wykonano w okresie intensywnego rozwoju roślin wodnych (od połowy czerwca do połowy września) w latach: 2005, 2006, 2007, 2008, 2012, 2017, 2021, 2022. Badania terenowe przeprowadzono z wykorzystaniem Makrofitowej Metody Oceny Rzek (MMOR), która jest oficjalną polską metodą monitoringu makrofitów (Szoszkiewicz i in. 2020b, Jusik i in. 2021). Podczas badań uwzględniano wszystkie rośliny zanurzone, swobodnie pływające i wynurzone, zakorzenione w wodzie przez większą część roku. Makrofity oceniano na odcinkach rzeki o długości 100 m. Badanie obejmowało określenie składu taksonomicznego i stopnia pokrycia dna koryta roślinami. Obecność każdego gatunku została odnotowana wraz z jego procentowym pokryciem przy zastosowaniu następującej dziewięciopunktowej skali: <0,1%, 0,1–1%, 1–2,5%, 2,5–5%, 5–10%, 10–25%, 25–50%, 50–75% i >75%. W oparciu o bazę danych makrofitów obliczono cztery wskaźniki: liczbę gatunków, procent pokrycia dna roślinnością, wskaźnik Shannona–Wienera (Shannon i Weaver 1949) oraz Makrofitowy Indeks Rzeczny (MIR) (Szoszkiewicz i in. 2020b). Makrofity najsilniej reagują na poziom biogenów w wodzie, przez co MIR odzwierciedla degradację rzek głównie spowodowaną czynnikiem troficznym (Jusik i in. 2021). Aby ocenić stan ekologiczny rzeki, obliczone wartości wskaźnika MIR odniesiono do obowiązujących norm prawnych (Dz. U. z 2021 r. poz. 1475).

3.7. Naprężenia styczne

Wartości prędkości dynamicznej i naprężeń stycznych obliczono na podstawie znajomości rozkładu prędkości, który spełnia równanie Vonvona Karmana – Prandtla (Bergeron i Abrahams 1992):

$$V_z = \left(\frac{V_*}{\kappa}\right) \ln\left(\frac{z}{z_0}\right) [m \cdot s^{-1}] \quad (1)$$

Prędkość dynamiczną uzyskuje się poprzez wykreślenie linii regresji między wartościami prędkości chwilowych a logarytmicznymi wartościami odległości między pomiarem a dnem. Jeśli linia stanie się prostą, wówczas możemy obliczyć prędkość dynamiczną na podstawie współczynnika jej nachylenia do osi odciętych (Gordon 2004) w następujący sposób:

$$V_* = \frac{a}{5.75} [m \cdot s^{-1}] \quad (2)$$

Obliczona wartość prędkości dynamicznej została wykorzystana do określenia sił działających na dno koryta, tj. naprężenia ścinającego (Gordon 2004):

$$\tau = \rho_w \cdot (V_*)^2 [N \cdot m^{-2}] \quad (3)$$

3.8. Zmiany uziarnienia rumowiska

Punkty poboru rumowiska zlokalizowane były w miejscach charakterystycznych, wynikających ze zmienności warunków przepływu wody (w linii nurtu powyżej, poniżej i na wysokości deflektora, w cieniu deflektora – w miejscu powstającego odsypiska oraz pomiędzy deflektorami) oraz punktu kontrolnego, zlokalizowanego 15 m powyżej wpływu ostatniego deflektora (15 stałych punktów pomiarowych). Taka lokalizacja punktów zapewniała możliwość uchwycenia wszystkich zmian zachodzących na badanym odcinku rzeki. Druga część badań obejmowała prace kameralne wykonywane zgodnie z obowiązującymi normami (PN-EN-ISO 17892-4:2017-01). Pobrane rumowisko przygotowano do badań (wytrząsanie, rozczłonkowanie i suszenie), a następnie przesiano na zestawie znormalizowanych sit w Laboratorium Wodnym Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu.

Dodatkowo przeprowadzono pomiary transportu rumowiska wlezonego. W tym celu wykorzystano urządzenie do łapania transportowanego rumowiska. Łapaczkę instalowano w korycie na czas badań (6 godzin). Pobraną w ten sposób próbkę poddawano dalszym badaniom. W analizach niesionego rumowiska zastosowano równania van Rijna, zaadaptowane do warunków polskich przez Przedwojskiego (1998):

$$s_b = U \cdot h \cdot C_{rb} \cdot \left(\frac{U - U_c}{\left(g \cdot d_{50} \cdot \frac{\rho_s - \rho_w}{\rho_w} \right)^{0,42}} \right)^{2,4} \cdot \left(\frac{d_{50}}{h} \right)^{1,4} \quad (4)$$

$$U_c = 0,19 \cdot d_{50}^{0,1} \cdot \log \left(12 \cdot \frac{R_h}{3 \cdot d_{90}} \right) \quad (5)$$

Wielkość transportu rumowiska została zweryfikowana za pomocą krzywej rozkładu wielkości ziaren na podstawie uśrednionych danych z próbek pobranych przed budową deflektorów. Obejmowała ona wartości uśrednione z różnych punktów pomiarowych badanego odcinka.

3.9. Symulacje Hec–Ras

Model komputerowy został przygotowany na podstawie numerycznego modelu terenu (DTM) łączącego standardowe dane terenowe (przekroje) z danymi ze skaningu laserowego o rozdzielczość 1x1 m, pochodzącymi z Głównego Urzędu Geodezji i Kartografii. (GUGIK). Do modelowania przepływów i transportu rumowiska zastosowano program HEC–RAS 6.3.x (www.hec.usace.army.mil/). Model hydrodynamiczny 2D opiera się na kilku wersjach równań płytkiej wody (Dysarz i in. 2023). Domyślna opcja (przybliżenie fali dyfuzyjnej) wydaje się być właściwa w złożonych topograficznie przypadkach, takich jak rozpatrywany odcinek rzeki Flinty. Główną cechą równań fali dyfuzyjnej jest uproszczenie rozkładu prędkości poprzez pominięcie członu bezwładności.

Warunkiem początkowym symulacji było puste koryto (bez wody). Narzucono dwa warunki brzegowe: górny i dolny. Na górnym stanowisku założono stałe wartości symulowanego przepływu. Na dolnym stanowisku zaimplementowano normalne warunki głębokości wynikające z równania Manninga. Obliczenia zostały zakończone, gdy osiągnięto warunki przepływu ustalonego, a końcowy układ został uwzględniony jako wynik symulacji. Przedział czasowy obliczeń nie był dłuższy niż 5 dni.

Na potrzeby realizacji pracy, wykorzystując program HEC–RAS, wykonanych zostało 13 modeli jednowymiarowych dla czterech zestawów danych. Zestawy danych różniły się geometrią przekrojów, wartościami przepływów oraz układem zwierciadła wody. W zależności od sposobu uwzględnienia deflektora w modelu, uzyskiwano kolejne warianty obliczeń (łącznie 44 warianty – symulacje). Dla pierwszego zestawu (przed instalacją deflektorów) wykonany został jeden wariant (W1). W przypadku trzech kolejnych zestawów danych tworzone były po 4 symulacje, które różniły się sposobem zaimplementowania deflektorów. Deflektory były implementowane jako: a) modyfikacja przekrojów,

b) przelew, c) modyfikacja współczynnika Manninga w jednym przekroju, d) modyfikacja współczynnika Manninga na odcinku (w pięciu przekrojach). Pierwotnie przyjęte współczynniki szorstkości w modelu były zmieniane w kolejnych iteracjach do momentu otrzymania profilu zwierciadła wody dla koryta ciekła zgodnego z pomiarami (zestawami danych). Dla wszystkich opracowanych 13 modeli wykonano dodatkowo symulacje uwzględniając przepływy najczęściej występujące: $0,18 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ i $0,20 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Wykonano również pięć symulacji (dla W1 oraz W10 – W13) dla przepływu 1% wynoszącego $11,97 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

4. Wyniki

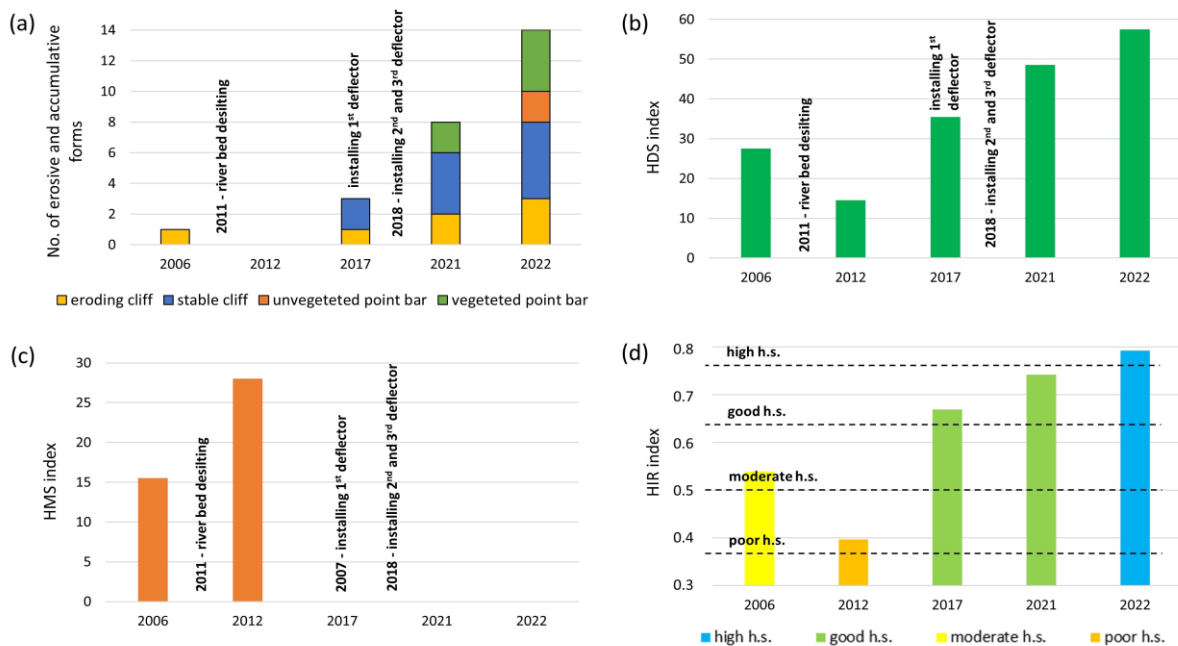
Wyniki badań zostały opisane w załączonych publikacjach naukowych [I–IV] stanowiących podstawę rozprawy doktorskiej pt.: „*Wpływ deflektorów na warunki hydromorfologiczne panujące w małej rzece nizinnej na przykładzie rzeki Flinty*” i pozwoliły na weryfikację postawionych hipotez badawczych oraz na osiągnięcie założonych celów.

Podczas przeprowadzonych badań i analiz obejmujących weryfikację postawionych hipotez osiągnięto wszystkie postawione cele główne oraz pomocnicze. Na przykładzie rzeki Flinty został rozpoznany przebieg renaturyzacji odcinka prostoliniowego, nizinnego cieklu piaszczystego oraz określono dynamikę procesów w nim zachodzących. Za pomocą wprowadzonych deflektorów wiklinowych zainicjowano proces meandrowania na ujściowym, w pełni wyprostowanym i umocnionym płotkiem faszynowym odcinku Flinty, tym samym realizując cel praktyczny. Tempo zmian zachodzących w przekroju deflektora I w ciągu 5 lat wyniosło 1,0 m, licząc w punkcie załamania brzegu oraz 0,4 m w dnie. Zmiana szerokości w dnie była dynamiczna i zależała od osuwania się podmytego brzegu do koryta. W pobliżu deflektorów zmiany w pionowym układzie koryta przeważnie wynosiły 0,2–0,3 m. Obserwowane zmiany można uznać za znaczące uwzględniając występujące umocnienie brzegów oraz tak krótki okres badań działania deflektorów.

H₁: Deflektory intensyfikują procesy hydromorfologiczne i wpływają na poprawę stanu hydromorfologicznego cieków przekształconych.

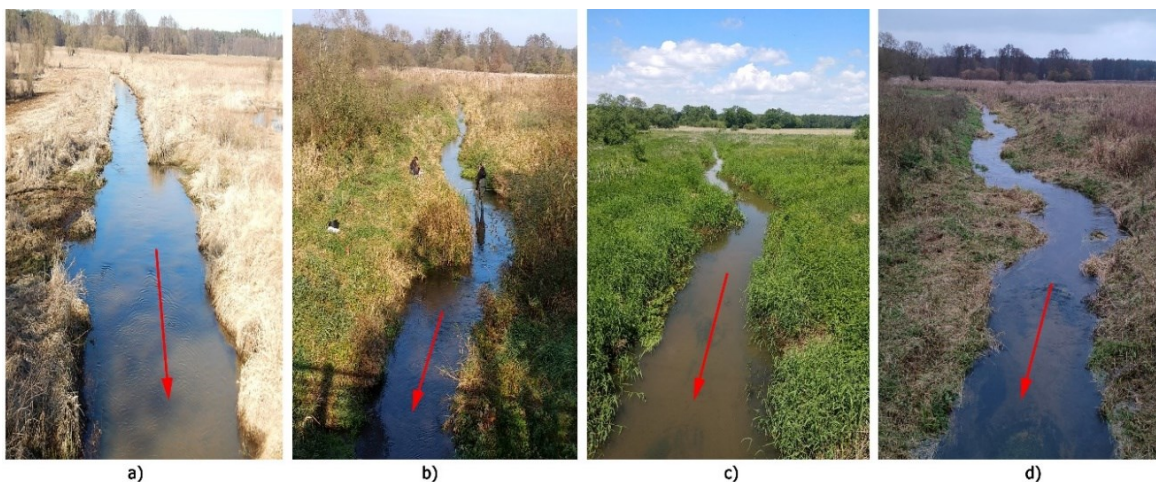
Regularne prace utrzymaniowe prowadzone do roku 2011 na odcinku badawczym B skutkowały małą heterogenicznością warunków środowiskowych, niewielką liczbą erozyjnych (podcięcia brzegowe) i akumulacyjnych (odsypy) form w korycie rzeki (Ryc. 3a), profilowaniem brzegów koryta (Ryc. 3c), a w rezultacie stanem hydromorfologicznym poniżej dobrego (Ryc. 3d). W szczególności negatywny wpływ był widoczny w roku 2012 roku (Ryc. 3) – rok po przeprowadzeniu prac utrzymaniowych. Zaobserwowano wtedy najgorsze wartości analizowanych parametrów. W ciągu kolejnych 6 lat, do roku 2017, rozpoczął się powolny proces samoczynnej renaturyzacji. Jego intensyfikację zaobserwowano jednak dopiero po wprowadzeniu deflektorów, co najlepiej obrazuje przyrost liczby form morfologicznych (z 3 do 14), przedstawiony na

Ryc. 3a. Ostatecznie bardzo dobry stan hydromorfologiczny udało się osiągnąć po 4 latach od wprowadzenia grupy deflektorów (Ryc. 3d).



Ryc. 3. Zmienność czasowa wybranych parametrów hydromorfologicznych na odcinku badawczym z deflektorami: (a) liczba form erozyjnych i akumulacyjnych; (b) wskaźnik HDS; (c) wskaźnik HMS; (d) wskaźnik HIR; h.s.– stan hydromorfologiczny (Zaborowski i in. 2023a)

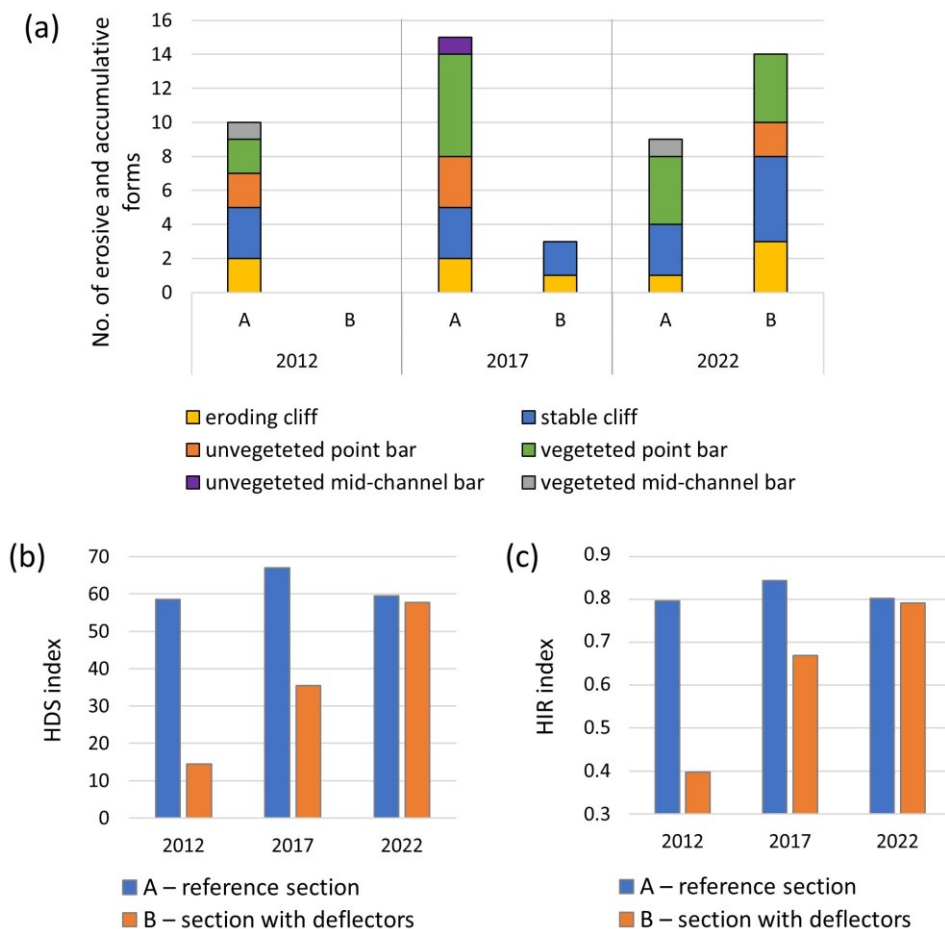
Dokumentacja fotograficzna [I i IV] potwierdza, że intensyfikacja procesów renaturyzacyjnych na odcinku badawczym B (z deflektorami) nastąpiła dopiero po wprowadzeniu deflektorów (Ryc. 4). Obserwacje te pozwalają potwierdzać możliwość wykorzystania prostych i tanich w wykonaniu budowli seminaturalnych do inicjacji i intensyfikacji procesu zwiększenia krętości koryta (meandrowania) w niewielkich i przekształconych ciekach nizinnych w całej Polsce.



Ryc. 4. Zmiany koryta rzeki Flinty na badanym odcinku w latach 2013–2023. Terminy wykonania zdjęć: a) marzec 2013 r., b) październik 2019 r., c) czerwiec 2021 r., listopad 2023 r. (Zaborowski i in. 2024)

W celu weryfikacji hipotezy uzyskane wyniki wpływu deflektorów z odcinka B porównano z badaniami przeprowadzonymi na odcinku porównawczym A [praca III], gdzie nie były prowadzone żadne prace utrzymaniowe. Na podstawie badań odcinka A stwierdzono, że bardzo dobry stan hydromorfologiczny tego odcinka utrzymuje się przynajmniej od 2012 roku (Ryc. 5c). Liczba naturalnych form morfologicznych była zmienna w czasie (10–15), jednak przez cały czas badań utrzymywała się na względnie wysokim poziomie (Ryc. 5a). Warto dodać, że na odcinku seminaturalnym obecne były odsypy śródkorytowe, nieobserwowane na odcinku z deflektorami. W latach 2012 i 2017 stosunek liczby form stabilnych (utrwalonych roślinnością) jak i niestabilnych (erodujących) był w stanie równowagi, natomiast zmianę zaobserwowano podczas oceny w roku 2022. Analiza hydrogramu natężenia przepływu [III] potwierdziła, że stan taki był spowodowany znaczną redukcją występowania wezbrań po 2017 roku. Przełożyło się to na brak znacznych zmian w korycie i swobodniejszy rozwój roślinności.

Zarówno badania metodą HIR jak i klasyfikacja stanu hydromorfologicznego [III] pozwoliły określić zmiany jakie miały miejsce na odcinku z deflektorami (B) i porównać je z seminaturalnym odcinkiem porównawczym (A). Widoczny na rycinie (Ryc. 5a) nagły przyrost liczby naturalnych form morfologicznych w korycie od momentu wprowadzenia deflektorów świadczy o intensyfikacji procesów hydromorfologicznych. Analogiczną zależność obserwujemy w przypadku wskaźników HIR i HDS (Ryc. 5b i c), co potwierdza wzrost heterogeniczności koryta na odcinku rzeki poddanym indukowanej renaturyzacji (B). Świadczy to o pozytywnym wpływie deflektorów na dynamikę zachodzących procesów hydromorfologicznych.



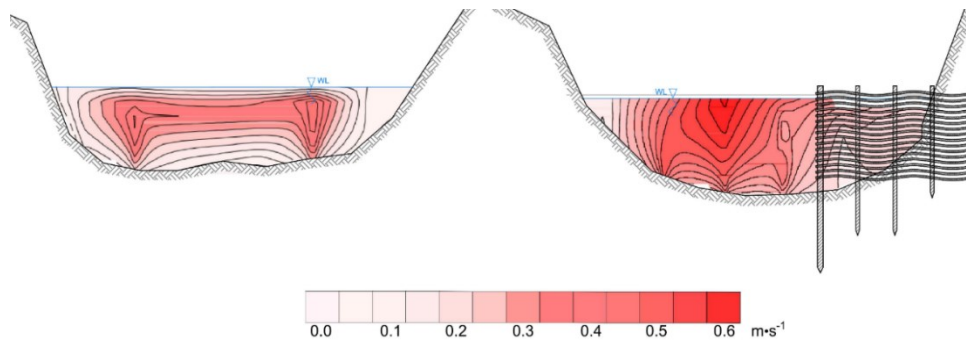
Ryc. 5. Porównanie zmienności w czasie wybranych parametrów hydromorfologicznych pomiędzy odcinkiem z deflektorami (B) a odcinkiem porównawczym (A): (a) liczba form erozyjnych i akumulacyjnych; (b) wskaźnik HDS; (c) wskaźnik HIR

Niektóre kategorie prac utrzymaniowych (w tym m.in. odmulanie koryta) mają szczególnie destrukcyjny wpływ na organizmy wodne, ponieważ powodują ich mechaniczne usuwanie i zmianę warunków abiotycznych (Prus i in. 2018, Szoszkiewicz i in. 2006). Proces odtwarzania się grup organizmów jest długotrwały, a w przypadku cyklicznego powtarzania prac utrzymaniowych zazwyczaj niepełny, co może prowadzić do stopniowego pogarszania się stanu hydromorfologicznego wód (Bączyk 2018).

W przypadku rzeki Flinty poprawa cech koryta została osiągnięta w ciągu trzech lat od wprowadzenia deflektorów (odcinek B) [III]. Natomiast stan odpowiadający warunkom obserwowanym na odcinku referencyjnym (A) został osiągnięty po upływie siedmiu lat. Szybkie tempo dynamiki zmian hydromorfologicznych w korycie ciek podczas procesu renaturyzacji rzeki z wykorzystaniem deflektorów wiklinowych może mieć kluczowe znaczenie w programach mających na celu poprawę stanu wielu cieków w całej Polsce.

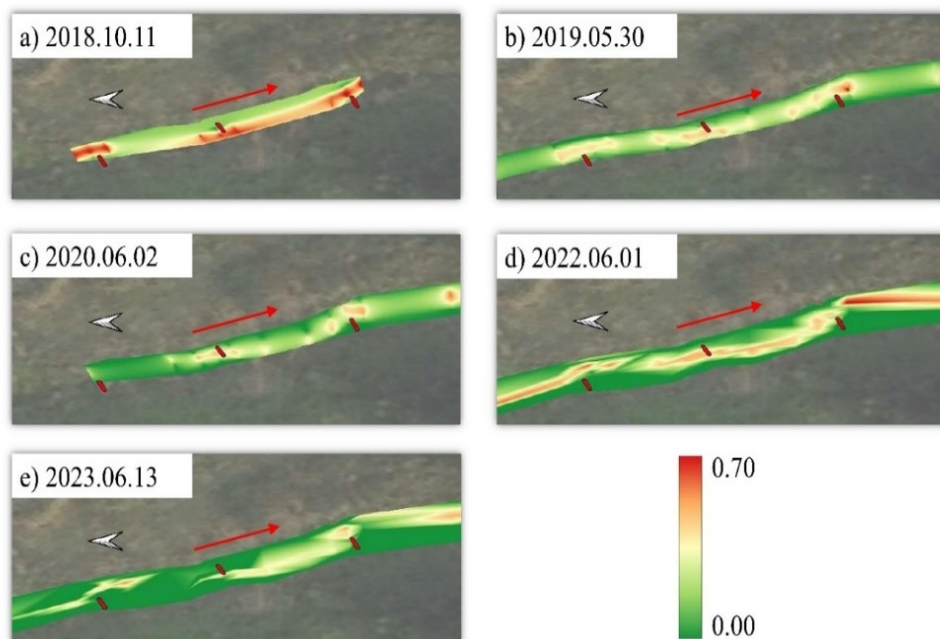
H2: Deflektory wiklinowe poprawiają stan ekologiczny rzeki poprzez wzrost zróżnicowania mikro- i mezosiedlisk.

Deflektory wpływają na zróżnicowanie rozkładu prędkości w przekroju i w bezpośrednim jego sąsiedztwie (Ryc. 6) [I]. W przekroju deflektora obserwowana jest koncentracja przepływu, a co za tym idzie lokalny wzrost prędkości. W aspekcie globalnym deflektory silnie wpływają na rozkład prędkości i naprężeń stycznych na całym odcinku. Początkowo powstają strefy większych prędkości, zlokalizowane przy główkach samych deflektorów, a z czasem wykształca się kręta (sinusoidalna) linia nurtu (Ryc. 7).



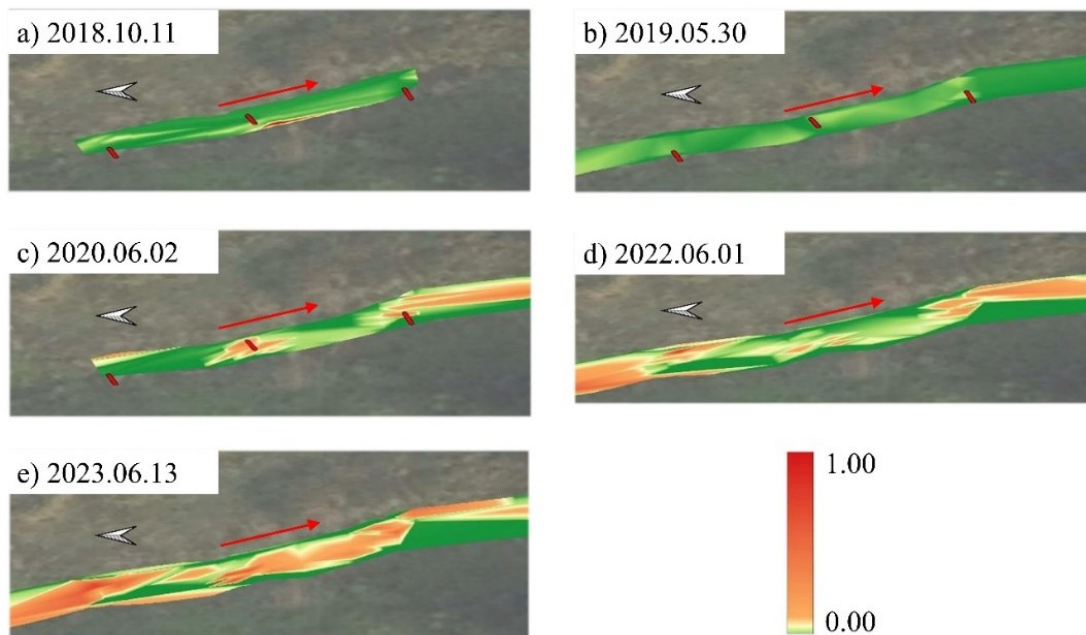
Ryc. 6. Zmiany rozkładu prędkości przed i po wprowadzeniu deflektora do rzeki

Na podstawie analizy wyników [III i IV] stwierdzono, że linia uprzywilejowanych prędkości (w porównaniu do jednolitego rozkładu prędkości) doprowadziła do powstania układu plos, odsypisk oraz bystrzy pomiędzy deflektorami. Tak zróżnicowany układ koryta zapewnia bogaty wybór siedlisk dla liczniejszej grupy organizmów niż podczas regularnie prowadzonych prac utrzymaniowych.



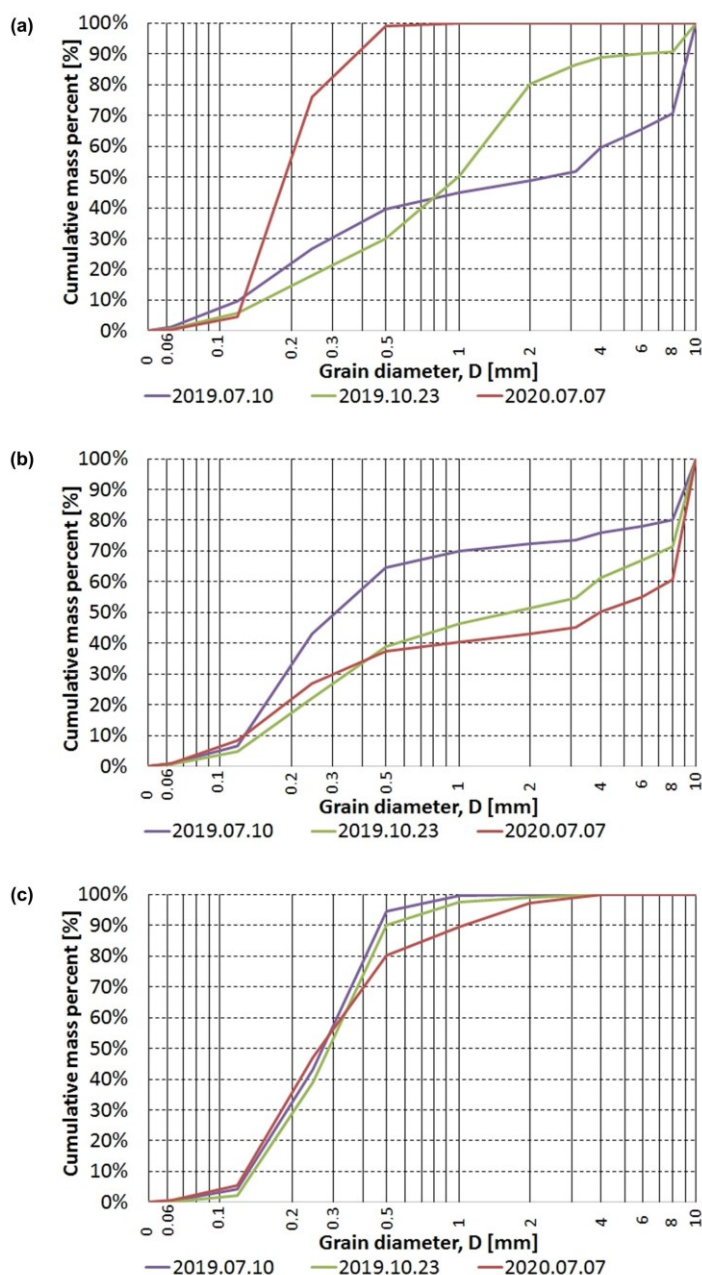
Ryc. 7. Zmiany rozkładu średnich prędkości ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) w planie po wprowadzeniu deflektorów

Na podstawie danych pomiarowych obliczono naprężenia styczne w korycie [IV]. Przypisanie danych przestrzennych wartościom naprężeń stycznych w poszczególnych pionach pozwoliło na wygenerowanie rycin z rozkładami naprężeń (Ryc. 8). Analiza danych wykazała sukcesywny wzrost wartości naprężeń stycznych w czasie. Największe wartości naprężeń występują w linii nurtu w pobliżu deflektorów na brzegach wklęsłych. Poniżej deflektorów w ich cieniu hydrodynamicznym naprężenia styczne są zauważalnie mniejsze.



Ryc. 8. Zmiany naprężeń stycznych w korycie dla przepływów $0.200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \pm 10\%$ w latach 2018–2023 (wartości w $\text{N} \cdot \text{m}^{-2}$)

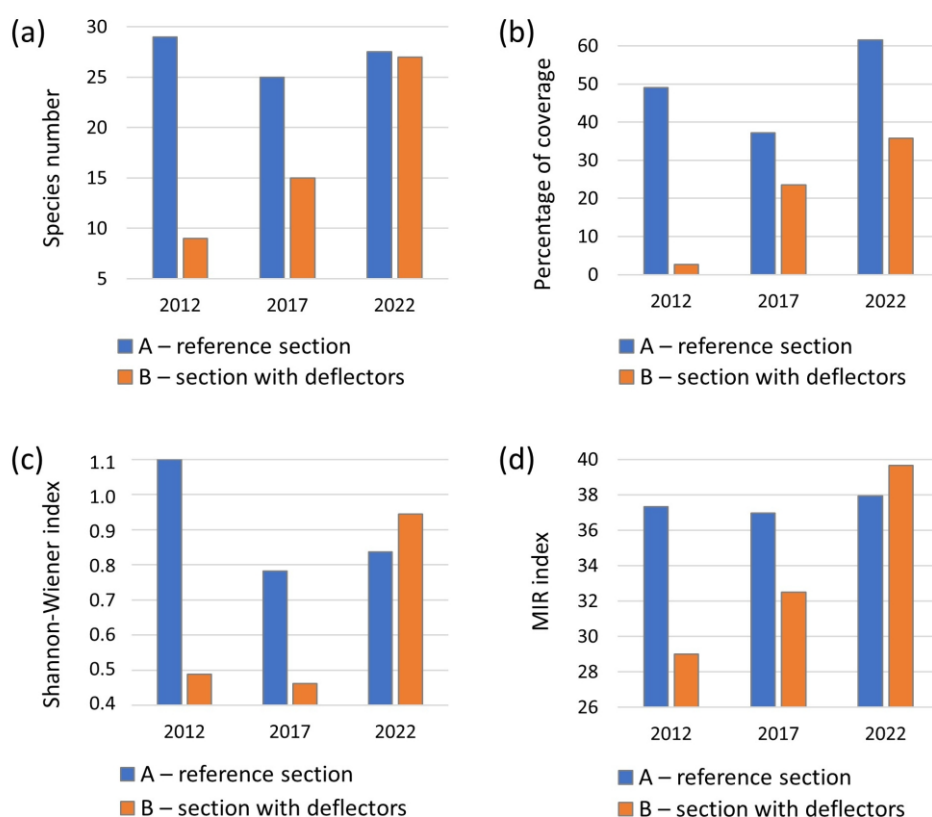
Potwierdzeniem powstania zróżnicowanych warunków mikrosiedliskowych w korycie są wyniki analizy składu rumowiska w założonych punktach poboru [I–IV]. W pobliżu deflektorów w linii nurtu dochodziło do silnego przesortowania materiału dennego, lokalnie tworząc obrukowanie dna oraz odsypiska. W bezpośrednim sąsiedztwie deflektora obecne były strefy z dominującą frakcją żwirową (Ryc. 9b). W okresie zaledwie jednego roku (2019–2020) zaobserwowano wzrost uziarnienia frakcji d_{50} z 0,3 mm do 4,0 mm wzdłuż linii nurtu. Poniżej deflektora w strefie osłoniętej przez jego konstrukcję dochodziło do akumulacji frakcji drobnoziarnistych. Obszar ten został utrwalony przez jeżogłówkę gałęzistą (*Sparganium erectum*), zmniejszając średnicę cząstek frakcji $d_{50\%}$ z 2,50 mm do 0,18 mm. Wzrost heterogeniczności składu rumowiska dna zapewnia zróżnicowane warunki do bytowania gatunkom makrofitów i makrobezkręgowców o różnych preferencjach siedliskowych (Szałkiewicz i in. 2022).



Ryc. 9. Zmiany składu granulometrycznego rumowiska w: (a) przekroju 1 m poniżej deflektora (w cieniu deflektora), (b) w linii nurtu w przekroju 2 m poniżej deflektora, (c) w profilu nr 27 powyżej zasięgu oddziaływania deflektorów

W latach 2012, 2017 i 2022 wykonano badania makrofitów na odcinku referencyjnym, nie dotkniętym pracami utrzymaniowymi oraz na odcinku badawczym (Ryc. 10). Dobry stan ekologiczny odcinka referencyjnego był bardzo stabilny w czasie. Wartości indeksu MIR przyjmowały tam zakres od 37,0 do 37,9 (Ryc. 10d). Także inne analizowane parametry podlegały stosunkowo niewielkim fluktuacjom. Całkowita liczba gatunków wahała się pomiędzy 25 a 29 (Ryc. 10a), a sumaryczne pokrycie makrofitów pomiędzy 37,5 a 61,5% (Ryc. 10b).

Na rycinie (Ryc. 10a) widoczny jest pozytywny wpływ wprowadzenia deflektorów na przyrost liczby gatunków makrofitów. Początkowo (w latach 2012–2017) obserwowany jest powolny powrót kolejnych gatunków oraz dwukrotnie szybszy przyrost po wprowadzeniu deflektorów, aż do osiągnięcia liczby gatunków występujących na odcinku seminaturalnym (w 2022 roku). Świadczy to o odtworzeniu korzystnych warunków bytowania wszystkich występujących w dolnej rzece Flincie makrofitów. Poza wzrostem pokrycia koryta przez roślinność z 23 do 35% widoczny jest również znaczny wzrost wskaźnika bioróżnorodności z 0,5 do 0,95 (Ryc. 10c). Świadczy to o bardzo korzystnym wpływie deflektorów na wzrost zróżnicowania mikro- i mezosiedlisk. Widoczna jest również sukcesywna poprawa stanu ekologicznego mierzonego wskaźnikiem MIR na odcinku renaturyzowanym względem stabilnej sytuacji na odcinku seminaturalnym (Ryc. 10d). Porównując obydwie odcinki rzeki należy stwierdzić, analogicznie jak w przypadku warunków hydromorfologicznych, że w obrębie odcinka z deflektorami obserwujemy stopniową poprawę stanu ekologicznego. Najpierw spontaniczną, a od 2017 roku indukowaną oddziaływaniem deflektorów. W wielu przypadkach udało się uzyskać parametry odpowiadające odcinkowi nieprzekształconemu (Ryc. 10a, c i d).

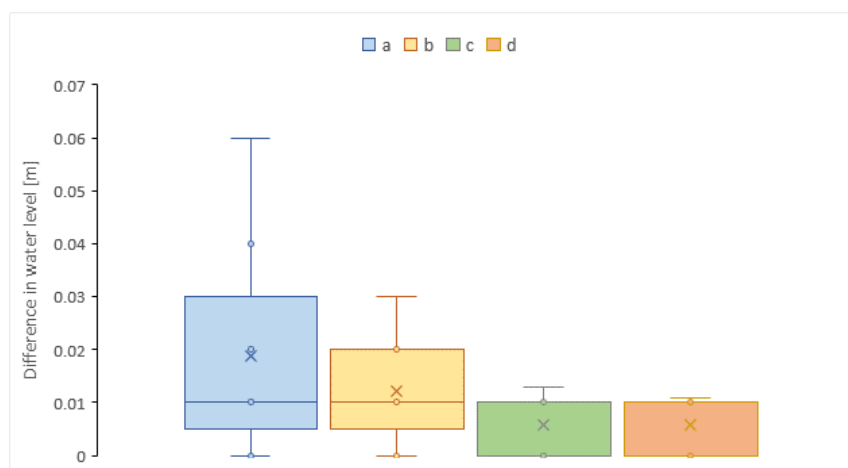


Ryc. 10. Porównanie zmienności w czasie wybranych parametrów makrofitowych pomiędzy odcinkiem z deflektorami (B) a odcinkiem porównawczym (A): (a) liczba taksonów; (b) procent pokrycia dna roślinnością; (c) wskaźnik bioróżnorodności Shannona–Wienera; (d) Makrofitowy Indeks Rzeczny (MIR)

H3: Wpływ deflektorów wiklinowych na warunki przepływu w czasie wezbrań jest niewielki

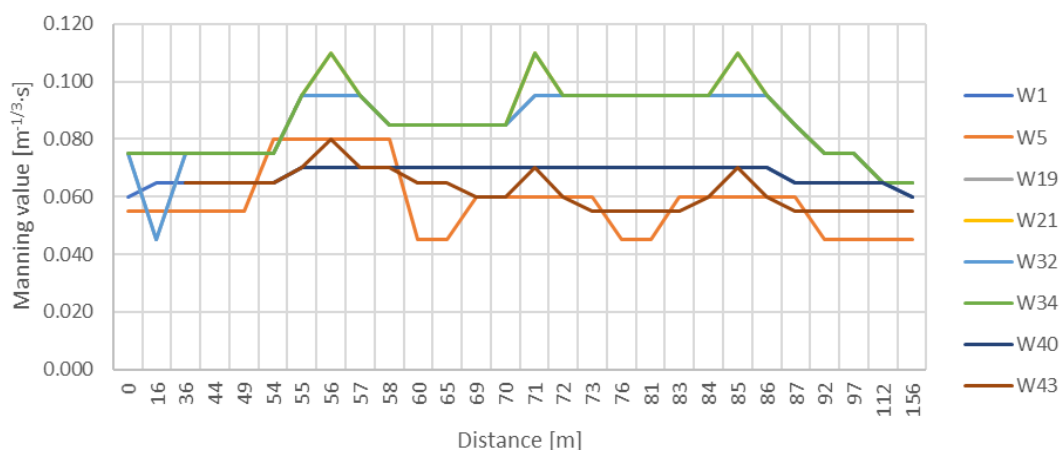
Deflektory zainstalowane w korycie cieku zmieniają warunki hydrauliczne przepływu wody. Odpowiadają m.in. za straty hydrauliczne, które sprowadzić można do wartości współczynników szorstkości. Celem pracy II była analiza zmian wartości uśrednionych współczynników szorstkości dla odcinka koryta Flinty, w którym wprowadzono zestaw deflektorów jako środków służących do inicjowania procesów renaturyzacyjnych.

Analizując wyniki wszystkich wariantów implementacji deflektorów w jednowymiarowym modelu, wykazano że najlepiej sprawdził się wariant, w którym deflektory zostały opisane poprzez zmianę wartości współczynnika Manninga. Ilustruje to Ryc. 11, która pokazuje średnie i maksymalne różnice między wynikami modelu, a pomiarami poziomu zwierciadła wody. Jako punkt odniesienia wybrano przekrój bezpośrednio przed deflektorami. Najmniejsze różnice uzyskano dla wariantów c i d (osiągając wartości 0,01 m). Natomiast największa maksymalna różnica została zarejestrowana dla wariantów uwzględniających deflektory jako modyfikację przekroju koryta i osiągnęła 0,06 m. Dla pozostałych wariantów średnie wartości różnicy poziomu zwierciadła wody nie przekraczały 0,02 m.



Ryc. 11. Średnie i maksymalne różnice między modelem HEC-RAS a pomiarami terenowymi ZW.

Na rycinie przedstawiono przebieg zmian uśrednionych wartości współczynników Manninga dla poszczególnych przekrojów oraz wybranych wariantów (Ryc. 12). W zależności od sposobu implementacji deflektorów w modelu oraz warunków przepływu współczynniki Manninga kształtują się na różnym poziomie. Jednak widoczny jest ich lokalny wzrost w pobliżu deflektorów.



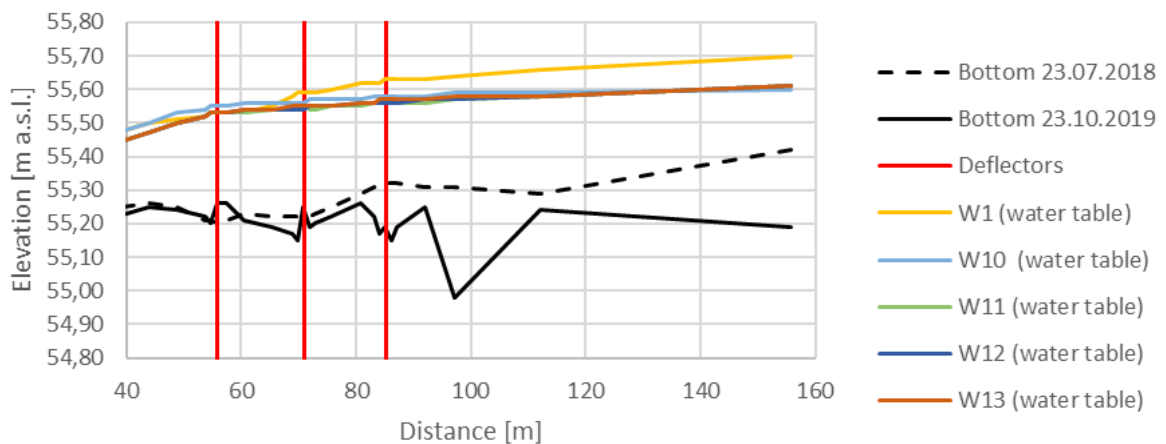
Ryc. 12. Zmiany średniego współczynnika Manninga dla poszczególnych przekrojów pomiarowych i wybranych wariantów

Porównując wyniki symulacji 1D z wynikami pomiarów opisanymi przez Zaborowskiego i in. (2023b) współczynniki szorstkości miały stosunkowo duże wartości. W zależności od sposobu odwzorowania deflektorów w modelu numerycznym, wartości współczynników szorstkości wahały się od $0,060 \text{ s}\cdot\text{m}^{-1/3}$ do $0,075 \text{ s}\cdot\text{m}^{-1/3}$ w pobliżu samych deflektorów oraz od $0,055 \text{ s}\cdot\text{m}^{-1/3}$ do $0,065 \text{ s}\cdot\text{m}^{-1/3}$ w obszarach poza ich wpływem. Wartości te zostały obliczone dla przepływu $0,200 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$. Wartości współczynnika szorstkości dla stanu przed wprowadzeniem deflektorów charakteryzowały się bardzo szerokim zakresem, wahającym się od $0,045 \text{ s}\cdot\text{m}^{-1/3}$ do nawet $0,080 \text{ s}\cdot\text{m}^{-1/3}$. Różnice w wartościach rzędnych zwierciadła wody uzyskanych z modelu hydrodynamicznego w porównaniu z pomiarami wykonanymi poza skrajnymi profilami również mieściły się w zakresie $0,01\text{--}0,04 \text{ m}$. Na wartość współczynnika szorstkości miało wpływ małe natężenie przepływu, skutkujące niewielkimi głębokościami wody, które w odniesieniu do form dna wpływają na uzyskane wartości szorstkości.

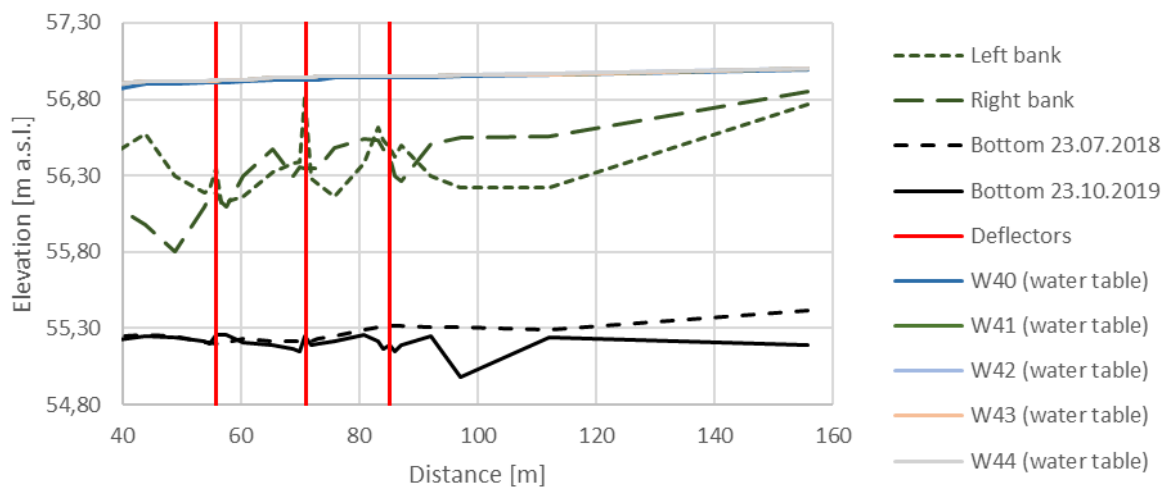
Określono wpływ zarastania koryta w warunkach przepływu w sezonie wegetacyjnym. W przypadku pomiarów wykonanych w październiku 2018 i 2019 r. wartości współczynnika są niższe niż dla lipca i sierpnia. Może to być spowodowane mniejszą ilością roślin w korycie, niż w szczytowej fazie wegetacji. Zmiany w morfologii koryta (wypłylenia, rozlewiska i podmycia za głowicą deflektora) po wybudowaniu deflektorów przyczyniają się do wzrostu wartości współczynnika szorstkości na badanym odcinku. Podobne obserwacje poczynili Gippel i Kondolf (Gippel 1995, Kondolf 1998).

Wpływ deflektorów na warunki przepływu, w tym przepływy powodziowe, zaprezentowano zarówno w pracy **II** (Zaborowski i in. 2023b) jak i **IV** (Zaborowski i in. 2024). Przeprowadzone symulacje numeryczne opisane w artykule **II** i **IV** pozwoliły

określić układ zwierciadła wody dla wytarowanych parametrów modelu matematycznego i przepływów, m.in. $Q = 0,200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ oraz $Q_{1\%}$. W rzece Flincie największy wpływ deflektorów był obserwowany podczas przepływów niskich, gdzie w warunkach naturalnych strumień nie ma wystarczającej energii do inicjacji procesów korytotwórczych. Uzyskane różnice w układzie zwierciadła wody dochodziły do 0,04 m (Ryc. 13). Wraz ze wzrostem przepływów, a tym samym napełnienia koryta (w szczególności po wystąpieniu wody z brzegów), wpływ deflektorów zanika. Ich oddziaływanie traci na znaczeniu już podczas przepływów większych niż średnie. Świadczą o tym przeprowadzone symulacje dla przepływu o prawdopodobieństwie wystąpienia 1%, co odpowiada $11,97 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Porównując wyniki dla modelu bez deflektorów (W40) z pozostałymi wariantami (W41–44) stwierdzono, że różnice te wynoszą 0,00–0,02 m (Ryc. 14). W warunkach przepływów średnich i wód wielkich wpływ deflektorów jest więc pomijalny.



Ryc. 13. Porównanie zmian poziomu ZW dla $Q = 0,200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ przed wprowadzeniem deflektorów (W1) oraz po ich implementacji (W10–13)



Ryc. 14. Porównanie zmian poziomu ZW dla $Q_{1\%}$ w wariantach W40–W44 (po wprowadzeniu deflektorów) w rzece Flincie

5. Dyskusja

Renaturyzacja rzek odgrywa znaczącą rolę w zarządzaniu zasobami wodnymi zgodnie z zasadami zrównoważonego rozwoju, zwłaszcza w tych korytach rzek, które zostały zmodyfikowane w przeszłości (Radecki–Pawlik i in. 2014). Badania przeprowadzone na rzece Flincie, podobnie jak badania Choi (2004), pozwalają na określenie celu i zakresu takich działań w odniesieniu do makrofitów, nieciągłości cieków i zmian morfodynamicznych. Pomimo dotychczasowych badań sugerujących, że deflektory są najbardziej skuteczne przy wysokich natężeniach rzecznych i prędkościach przepływu przekraczających $0,60\text{--}0,90\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (Adynkiewicz-Piragas i Miszuk 2020), przedstawione wyniki badań potwierdziły możliwość skutecznego działania deflektorów również dla znacznie mniejszych prędkości $0,10\text{--}0,30\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Uzyskane rezultaty dla dolnego odcinka Flinty potwierdziły tezy, które przedstawiły w swojej pracy także Kujanová i Matoušková (2016) udowadniając, że wykorzystanie budowli w niewielkich ciekach ma ogromny wpływ na poprawę warunków hydromorfologicznych. Na proekologiczne efekty stosowania deflektorów wskazywało wielu badaczy (m.in. Radspinner i in. 2010, Lenar-Matyas i in. 2009), wykazując, że deflektory zwiększają szorstkość dna koryt, a odpowiednio ustawione wymuszają sinusoidalny bieg nurtu, napowietrzają wodę i przyczyniają się do samooczyszczenia cieków. Doceniano także ich potencjał i możliwość stosowania na szerszą skalę (Radspinner i in. 2010). Zwraca się jednak uwagę na konieczność systematycznych badań, opracowania standardowych zaleceń i metodyki dotyczącej ich wykorzystania w projektach renaturyzacyjnych (m.in. Hammersmark i in. 2010, Mikuš i in. 2016).

Wprowadzone deflektory, podobnie jak opisuje Biron i in. (2004), znacząco zmieniają warunki przepływu poprzez lokalne zwiększenie prędkości, powodując lokalną erozję, tworząc w ten sposób mezohabitaty, takie jak plosa i odsypiska poniżej deflektorów (w ich cieniu), stwarzając siedliska dla ryb i nowe możliwości rozwoju makrofitów. Zróżnicowanie uziarnienia w cieku jest bardzo istotne z punktu widzenia makrobentosu i ichtiofauny. Należy przy tym pamiętać, że złożona struktura substratu dna oferuje siedliska odpowiadające szerszemu spektrum gatunków makrobezkręgowców, a co za tym idzie sprzyja wzrostowi bioróżnorodności (Kemp i in. 1999, Hill i in. 2013, Szałkiewicz i in. 2022). Przepływ wody i bezpośrednio związane z nim uziarnienie substratu dna wpływa także na makrofity (Janauer i in. 2013). Zaobserwowane na Flincie nasilenie procesów fluwialnych w wyniku zastosowania deflektorów, wskazywali także m.in. Kujanová i Matoušková (2016) oraz Biron i in. (2004), którzy obserwowali podobne zjawiska na niewielkich rzekach, gdzie inicjowano procesy renaturyzacji za pomocą budowli korytowych. Z przeprowadzonych analiz wynikało także, że największe wartości naprężeń

stycznych występują w pobliżu deflektorów w linii nurtu. Podobne zależności zaobserwowali w swoich badaniach Biron i in. (2005) oraz Yarahmadi i in. (2020). Stwierdzony w badaniach proces brukowania dna poniżej deflektora w osi nurtu na badanym odcinku Flinty jest powszechnie znany i był analizowany przez wielu autorów (np. Wang i in. 2018).

Powszechnie uważa się, że warunki przepływu są głównym czynnikiem wpływającym na bioróżnorodność w ekosystemach wodnych (Monk i in. 2007, Wałęga i in. 2022). Prezentowane w literaturze przykłady udanych działań renaturyzacyjnych pokazują pozytywne zmiany w ekosystemach rzecznych po kilku/kilkunastu latach (Yi i in. 2014, Rana i in. 2017). Badania realizowane na rzece Flincie obejmowały również poszukiwanie przyczyn znaczących i szybkich zmian hydromorfologicznych wkrótce po wprowadzeniu deflektorów (co potwierdziły wykonane pomiary). W przypadku Flinty sukces daleko idących przekształceń koryta wynikał m.in. z pojawienia się już w pierwszym roku po wprowadzeniu deflektorów przepływów znacząco przekraczających wartości średnie. Generalnie cały rok 2017 był w zlewni Flinty rokiem mokrym, podobnie jak połowa roku 2018. Zainstalowane deflektory przy zwiększonych wartościach prędkości przepływu zainicjowały procesy morfodynamiczne, które stanowiły podstawę dalszych procesów renaturyzacyjnych. Na podobny związek reżimu przepływu i przekształceń koryta rzeczno wskazali m.in. Palmer i Ruhi (2019), wskazując że aktualnym wyzwaniem dla ekologii jest ilościowe określenie względnego wpływu warunków przepływu na czynniki abiotyczne i biotyczne. Jest to ważne również dla dokładnego projektowania i przewidywania wyników renaturyzacji. Największe zmiany morfologii koryt rzecznych zachodzą podczas dużych wezbrań (Gorczyca i Wąs 2022). Badania przeprowadzone przez Jahadi i in. (2019) oraz Guo i in. (2016) wykazały, że interakcja między roślinnością koryta rzeki a strukturą przepływu ma kluczowe znaczenie dla procesów hydromorfologicznych związanych z przekształceniami poprzecznego i pionowego układu koryta rzeki w procesach renaturyzacji. Istotną cechą z punktu widzenia rozwoju makrofitów na badanych odcinkach rzeki Flinty było to, że charakteryzowały się one brakiem roślinności wysokiej. Stanowiło to warunki, w których można było wykluczyć wpływ zacienienia koryta na rozwój makrofitów (Kałuża i in. 2020). Zwiększone zacienienie jest naturalnym czynnikiem ograniczającym bioróżnorodność (Jusik i Staniszewski 2019). Dlatego wybrane odcinki badawcze okazały się optymalne pod kątem uwzględnienia podstawowych czynników inicjujących procesy hydrodynamiczne.

6. Wnioski i podsumowanie

Na podstawie uzyskanych wyników opisanych w artykułach I–IV wykazano, że deflektory wiklinowe mają pozytywny wpływ na poprawę warunków hydromorfologicznych panujących w małej rzece nizinnej. Zrealizowano założone cele i uzyskano potwierdzenie dla postawionych hipotez (**H₁–H₃**):

1. Instalacja deflektorów w cieku ma korzystny wpływ na warunki hydromorfologiczne panujące w rzece. Powoduje odkształcenie linii nurtu, co przyczynia się do rozpoczęcia lub intensyfikacji procesów renaturyzacji. Prosta i tania konstrukcja daje możliwość wykorzystania deflektorów wiklinowych na szeroką skalę w celu poprawy stanu hydromorfologicznego i ekologicznego zgodnie z RDW (**H₁**).
2. Deflektory inicjują i przyspieszają procesy hydromorfologiczne oraz zwiększają heterogeniczność erozyjnych i akumulacyjnych form morfologicznych oraz składu granulometrycznego rumowiska. Wpływa to na wzrost wartości wskaźników HIR, HDS a także MIR. Zachodzące w korycie zmiany powodują powstawanie mikro- i mezosiedlisk. Zróżnicowany rozkład prędkości zarówno w przekroju poprzecznym jak i w planie stwarza dogodne warunki dla różnych gatunków hydrobiontów (**H₁, H₂**).
3. Zainicjowane za pomocą deflektorów procesy renaturyzacyjne charakteryzowały się dużą dynamiką. Początkowo duże zmiany w rozkładzie prędkości i naprężeń stycznych z czasem się stabilizowały. Następnie zachodziły zmiany związane z erozją boczną i wglębną oraz następowało silne przesortowanie i lokalne zróżnicowanie składu granulometrycznego rumowiska. Ostatnim etapem był intensywny rozwój makrofitów i rozpoczęcie procesu samoczynnej renaturyzacji (**H₂**).
4. Deflektory skutecznie działają również przy przepływach niskich, a nie tylko podczas średnich jak dotychczas sądzono. Stwarza to możliwość realizacji procesów renaturyzacyjnych przez cały rok znacznie redukując czas potrzebny do poprawy stanu cieku (**H₂, H₃**).
5. Pomimo wprowadzenia deflektorów nie zaobserwowano istotnego ich wpływu na zdolność przepustową koryta w warunkach wezbrań i przepływu wód wielkich. Różnice w rzędnych zwierciadła wody, obliczone za pomocą modeli numerycznych nie przekraczały 0,02 m. Istotniejsze okazały się sezonowe zmiany związane z rozwojem roślinności niż oddziaływanie deflektorów. Wzrost średniego współczynnika szorstkości dla całego cieku w konsekwencji wprowadzenia deflektorów był niewielki i wynosił mniej niż 5% (**H₃**).

6. Najlepszym sposobem implementacji deflektorów w modelu jednowymiarowym jest zastosowanie modyfikacji współczynnika szorstkości. Najmniej korzystne było uwzględnianie deflektora jako modyfikacji przekroju (**H₃**).

Badania prowadzone w latach 2005-2022 na rzece Flincie wykazały, że regularne prace utrzymaniowe prowadziły do zmniejszenia różnorodności makrofitów oraz degradacji stanu ekologicznego rzeki. Jednak po siedmioletnim okresie samoistnej renaturyzacji oraz wprowadzeniu deflektorów na odcinku badawczym w 2018 roku, zaobserwowano znaczną poprawę jakości cieków, zwiększenie heterogeniczności koryta oraz poprawę stanu hydromorfologicznego, osiągając stan bardzo dobry już w 2022 roku. Deflektory wpływały na odkształcenie linii nurtu, zwiększenie prędkości przepływu, inicjowanie procesów erozji oraz akumulację rumowiska, co prowadziło do wzrostu różnorodności morfologii koryta. Zmiany wywoływane przez deflektory spowodowały lokalny wzrost naprężeń stycznych oraz początki meandrowania koryta, a także wpłynęły na zmiany w transporcie rumowiska, co zostało potwierdzone m.in. przez analizy składu granulometrycznego. Wprowadzenie deflektorów przyczyniło się także do wzrostu bioróżnorodności oraz poprawy stanu ekologicznego cieków, osiągając poziom dobrego stanu ekologicznego już w 2022 roku. Uzyskane wyniki wskazują na uniwersalność zastosowania deflektorów w przypadku małych cieków nizinnych, potwierdzając ich pozytywny wpływ na procesy hydromorfologiczne oraz zwiększenie bioróżnorodności. Nowatorskie podejście w pracy polega na wykazaniu możliwości wykorzystania prostych, seminaturalnych budowli do inicjowania i intensyfikowania procesów fluwialnych. Unikatowe jest również podejście do zakresu oraz długości prowadzonych badań po wprowadzeniu deflektorów. Większość prac monitoringowych kończy się w okresie roku od podjętych działań i nie jest kontynuowana. Badania sugerują, że deflektory wiklinowe mogą stanowić skuteczne narzędzie w działaniach mających na celu poprawę stanu ekologicznego niewielkich cieków nizinnych, zarówno w Polsce, jak i w Europie. Potwierdzają także kierunek dalszego rozwoju badań mających na celu poprawę stanu hydromorfologicznego cieków przekształconych.

7. Bibliografia

1. Adynkiewicz-Piragas, M.; Miszuk, B. Risk Analysis Related to Impact of Climate Change on Water Resources and Hydropower Production in the Lusatian Neisse River Basin. *Sustainability* 2020, 12, 5060. <https://doi.org/10.3390/su12125060>
2. Baar, A.W.; Boechat Albernaz, M.; van Dijk, W.M.; Kleinhans, M.G. Critical Dependence of Morphodynamic Models of Fluvial and Tidal Systems on Empirical Downslope Sediment Transport. *Nat. Commun.* 2019, 10, 4903.
3. Bączyk, A.; Wagner, M.; Okruszko, T.; Grygoruk, M. Influence of technical maintenance measures on ecological status of agricultural lowland rivers—Systematic review and implications for river management. *Sci. Total. Environ.* 2018, 627, 189–199, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.235>.
4. Bergeron, N.E.; Abrahams, A.D. Estimating Shear Velocity and Roughness Length from Velocity Profiles. *Water Resour. Res.* 1992, 28, 2155–2158.
5. Biedroń, I.; Brzóska, P.; Dondajewska-Pielka, R.; Furdyna, A.; Gołdyn, R.; Grygoruk, M.; Grześkowiak, A.; Horska-Schwarz, S.; Jusik, S.; Kłósek, K. Handbook of Good Practices for Surface Water Restoration.; Pawlaczyk, P., Ed.; Prepared within the framework of the project "Development of a national programme of surface water renaturalization, State Water Management Company Wody Polskie, National Water Management Authority: Warszawa, 2020;
6. Biron, P.M.; Robson, C.; Lapointe, M.F.; Gaskin, S.J. Deflector Designs for Fish Habitat Restoration. *Environ. Manag.* 2004, 33, 25–35.
7. Biron, P.M.; Robson, C.; Lapointe, M.F.; Gaskin, S.J. Three-dimensional Flow Dynamics around Deflectors. *River Res. Appl.* 2005, 21, 961–975.
8. Bockelmann B.N., Fenrich E.K., Lin B., Falconer R.A., 2004, Development of an Ecohydraulics Model for Stream and River Restoration. *Ecological Engineering* 22 (4–5), 227–35.
9. Cao, Z.; Hu, P.; Pender, G. Multiple Time Scales of Fluvial Processes with Bed Load Sediment and Implications for Mathematical Modeling. *J. Hydraul. Eng.* 2011, 137, 267–276.
10. Caroppi, G.; Gualtieri, P.; Fontana, N.; Giugni, M. Effects of vegetation density on shear layer in partly vegetated channels. *J. Hydro-Environ. Res.* 2020, 30, 82–90.
11. Choi, Y. Theories for ecological restoration in changing environment: Toward futuristic restoration. *Ecol. Res.* 2004, 19, 75–81.
12. Clilverd, H.M.; Thompson, J.R.; Heppell, C.M.; Sayer, C.D.; Axmacher, J.C. Coupled Hydrological/Hydraulic Modelling of River Restoration Impacts and Floodplain Hydrodynamics. *River Res. Appl.* 2016, 32, 1927–1948.
13. Czetwertyński, E.; Szuster, A. *Hydrologia i Hydraulika*; Wydawnictwa Szkolne i Pedagogiczne: Warszawa, Poland, 1971.
14. Duszyński R., Bednarczyk S., 2008, *Hydrauliczne i hydrotechniczne podstawy regulacji i rewitalizacji rzek*, Wydawnictwo Politechniki Gdańskiej.
15. Dysarz, T.; Kałuża, T.; Mickevičius, K.; Veigneris, J.; Zawadzki, P.; Kujawiak, S.; Zaborowski, S.; Wicher-Dysarz, J.; Walczak, N.; Nieć, J.; et al. Application of Physical and Numerical Modeling for Determination of Waterway Safety under the Bridge in Kaunas City, Lithuania. *Water* 2023, 15, 731. <https://doi.org/10.3390/w15040731>
16. Dziennik Ustaw z 2021 r. poz. 1475 Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 25 czerwca 2021 r w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych,

<https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/download.xsp/WDU20210001475/O/D20211475.pdf>,
data dostępu: 2024-05-22.

17. Elkins E.E., Pasternack G.B., Merz J.E., 2007, The use of slope creation for rehabilitating incised, regulated, gravel-bed rivers. *Water Resources Research*, 43, 1–16.
18. Gibson S.A., Pasternack G.B., 2016, Selecting between one-dimensional and two-dimensional hydrodynamic models for ecohydraulic analysis. *River Res. Applic.* 32, 1365–1381.
19. Gippel, C.J., 1995. Environmental hydraulics of large woody debris in streams and rivers. *Journal of Environmental Engineering ASCE* 128 (1), 117–125. doi: 10.1061/(ASCE)0733-9372(1995)121:5(388).
20. Gorczyca, E.; Waś, J. Spontaneous restoration of mountain rivers and streams. In *Processes and the Maintenance of Rivers and Mountain Streams*; Gorczyca, E., Radecki-Pawlik, A., Krzemień, K., Eds.; Uniwersytet Jagielloński, Kraków, Poland, 2022; pp. 393–414, ISBN: 978-83-64089-68-8. (In Polish)
21. Gordon, N.D. (Ed.) *Stream Hydrology: An Introduction for Ecologists*, 2nd ed.; Wiley: Chichester, UK; Hoboken, NJ, USA, 2004; ISBN 978-0-470-84357-4
22. Greene S., McElarney R.Mc., Taylor D., 2013, A predictive geospatial approach for modelling phosphorus concentrations in rivers at the landscape scale. *Journal of Hydrology* 504, 216–225.
23. Guo, J.; Zhang, J. Velocity distributions in laminar and turbulent vegetated flows. *J. Hydraul. Res.* 2016, 54, 117–130, <https://doi.org/10.1080/00221686.2015.1136899>.
24. Hammersmark C.T., Dobrowski SZ., Rains M.C., Mount J.F., 2010, Simulated effects of stream restoration on the distribution of wet meadow vegetation. *Restoration Ecology* 18(6), 882–893.
25. Hill, G.; Maddock, I.; Bickerton, M. Testing the Relationship Between Surface Flow Types and Benthic Macroinvertebrates. In *Ecohydraulics*, Maddock, I., Harby, A., Kemp, P., Wood, P., Eds.; Wiley: Hoboken, NJ, USA, 2013; pp. 213–228 ISBN 978-0-470-97600-5.
26. Jahadi, M.; Afzalimehr, H.; Rowinski, P.M. Flow structure within a vegetation patch in a gravel-bed river. *J. Hydrol. Hydromech.* 2019, 67, 154–162, <https://doi.org/10.2478/johh-2019-0001>.
27. Janauer, G.A.; Schmidt-Mumm, U.; Reckendorfer, W. Ecohydraulics and Aquatic Macrophytes: Assessing the Relationship in River Floodplains. In *Ecohydraulics*, Maddock, I., Harby, A., Kemp, P., Wood, P., Eds.; Wiley: Hoboken, NJ, USA, 2013; pp. 245–259. ISBN 978-0-470-97600-5.
28. Jusik, S.; Staniszewski, R. Shading of River Channels as an Important Factor Reducing Macrophyte Biodiversity. *Pol. J. Environ. Stud.* 2019, 28, 1215–1222.
29. Jusik S., Szoszkiewicz K., Gebler D. 2021. Macrophytes in rivers, W: Kolada A. (red), Adamczyk M., Bielczyńska A., Bis S., Błachuta J., Błęńska M., Bociąg K., Brzeska-Roszczyk P., Ciecierska H., Dziemian Ł., Gebler D., Hutorowicz A., Jusik S., Kutyla S., Mikulec A., Opiola R., Osowiecki A., Panek P., Pasztelaniec A., Picińska-Fałtynowicz J., Piekło B., Prus P., Soszka H., Spich K., Szoszkiewicz K., Tończyk G., Zgrundo A. 2020. Handbook for monitoring biological elements and classifying the ecological status of surface waters. Updated methods, Environmental Protection Inspection, Environmental Monitoring Library, ISBN 978-83-950881-2-4, Warszawa, s. 75-112. https://www.gios.gov.pl/images/dokumenty/pms/monitoring_wod/Podrecznik_Monitoringu_Wod.pdf In Polish
30. Jusik, S.; Szoszkiewicz, K.; Kupiec, J.M.; Lewin, I.; Samecka-Cymerman, A. Development of Comprehensive River Typology Based on Macrophytes in the Mountain-Lowland Gradient of Different Central European Ecoregions. *Hydrobiologia* 2015, 745, 241–262.

31. Kałuża, T., Sojka, M., Wróżyński, R., Jaskuła, J., Zaborowski, S., Hämmerling, M., 2020. Modeling of river channel shading as a factor for changes in hydromorphological conditions of small lowland rivers. *Water* 12, 527. doi: 10.3390/w12020527.
32. Kemp, J.L.; Harper, D.M.; Crosa, G.A. Use of 'Functional Habitats' to Link Ecology with Morphology and Hydrology in River Rehabilitation. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 1999, 9, 159–178.
33. Kondolf, G.M., 1998. Lessons learned from river restoration projects in California. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 8, 39–52 .
34. Kujanová, K., Matoušková, M. (2016): Improvement in physical river habitat quality in response to river restoration measures. *Geografie*, 121, 1, 54–78.
35. Lenar-Matyas, A.; Lafont, M.; Lapuszek, M.; Poulard, C. Alleviating effects of technical training of mountainous rivers and streams in urban areas. *Infrastruct. Ecol. Rural Areas* 2009, 9, 241–251.
36. Li, P.; Li, D.; Sun, X.; Chu, Z.; Xia, T.; Zheng, B. Application of Ecological Restoration Technologies for the Improvement of Biodiversity and Ecosystem in the River. *Water* 2022, 14, 1402.
37. Mikuś P., Wyżga B., Radecki-Pawlik A., Zawiejska J., Amirowicz A., Oglęcki P., 2016, Environment-friendly reduction of flood risk and infrastructure damage in a mountain river: case study of the Czarny Dunajec. *Geomorphology* 272, 43–54.
38. Miwa H., Parker G., 2012, Numerical simulation of low-flow channel evolution due to sediment augmentation. *Int. J. of Sediment Research* 27, 351–361.
39. Monk, W.A.; Wood, P.J.; Hannah, D.M.; Wilson, D.A. Selection of river flow indices for the assessment of hydroecological change. *River Res. Appl.* 2007, 23, 113–122.
40. Pagliara, S., Kurdistani, S.M, 2016. Flume Experiments on Scour Downstream of Wood Stream Restoration Structures. *Geomorphology* 279, 141–149. doi: 10.1016/j.geomorph.2016.10.013.
41. Palmer, M.; Ruhi, A. Linkages between flow regime, biota, and ecosystem processes: Implications for river restoration. *Science* 2019, 365, eaaw2087, <https://doi.org/10.1126/science.aaw2087>.
42. Paślowski, Z. *Metody Hydrometrii Rzecznej*; Wydawnictwo Komunikacji i Łączności, Warszawa, Poland, 1973.
43. Pawlaczyk P. (red.), Biedroń I., Brzóska P. Dondajewska-Pielka R., Furdyna A., Gołdyn R., Grygoruk M., Grześkowiak A., Horsa-Schwarz S., Jusik Sz., Kłósek K., Krzysiński W., Ligieża J., Łapuszek M., Okrański K., Przesmycki M., Popek Z., Szalkiewicz E., Suska K., Żak J., 2020. Podręcznik dobrych praktyk renaturyzacji wód powierzchniowych. Oprac. w ramach przedsięwzięcia „Opracowanie krajowego programu renaturyzacji wód powierzchniowych”. PGW Wody Polskie, KZGW, Warszawa.
44. PN-EN ISO 17892-4:2017-0, Rozpoznanie i badania geotechniczne -- Badania laboratoryjne gruntów -- Część 4: Badanie uziarnienia gruntów, Polski Komitet Normalizacyjny
45. Prus, P.; Popek, Z.; Pawlaczyk, P. *Good Practices for River Maintenance*; WWF Polska: Warszawa, Poland, 2018; ISBN 978-83-62069-49-1.
46. Przedwojski, B. *Morfologia Rzek i Prognozowanie Procesów Rzecznych*; Wydawnictwo Akademii Rolniczej im. Augusta Cieszkowskiego, Poznań, 1998; ISBN 83-7160-101-8.
47. Radspinner, R.R.; Diplas, P.; Lightbody, A.F.; Sotiropoulos, F. River Training and Ecological Enhancement Potential Using In-Stream Structures. *J. Hydraul. Eng.* 2010, 136, 967–980. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HY.1943-7900.0000260](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0000260).
48. Rana, M.S.M., Scott, D.T., Hester, E.T., 2017. Effects of in-stream structures and channel flow rate variation on transient storage. *Journal of Hydrology* 548, 157–169. doi: 10.1016/j.jhydrol.2017.02.049.

49. Shannon, C. E. & W. Weaver, 1949. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana: 1–117.
50. Szalkiewicz, E.; Kałuża, T.; Grygoruk, M. Environmental Flows Assessment for Macroinvertebrates at the River Reach Scale in Different Degrees of Hydromorphological Alteration. *Front. Environ. Sci.* 2022, 10, 243
51. Szoszkiewicz K., Jusik S., Adynkiewicz-Piragas M., Gebler D., Achtenberg K., Radecki-Pawlik A., Okruszko T., Giełczewski M., Pietruczuk K., Przesmycki M., Nawrocki P. 2017. Manual for the assessment of flowing waters based on the Hydromorphological Index for Rivers, Environmental Protection Inspection, Environmental Monitoring Library, Warszawa, ISBN 978-83-61227-89-2.
https://www.gios.gov.pl/images/dokumenty/pms/monitoring_wod/Podrecznik_HIR.pdf
52. Szoszkiewicz, K., Jusik, S., Gebler, D., et al. Hydromorphological Index for Rivers: A New Method for Hydromorphological Assessment and Classification for Flowing Waters in Poland. *Journal of Ecological Engineering*, 21(8):261-271; 10.12911/22998993/126879 (2020a).
53. Szoszkiewicz, K., Jusik, S., Pietruczuk, K., Gebler, D. The macrophyte index for rivers (MIR) as an advantageous approach to running water assessment in local geographical conditions. (2020b) *Water* (12 (1), art. no. 108. doi: 10.3390/w12010108
54. Szoszkiewicz, K.; Ferreira, T.; Korte, T.; Baattrup-Pedersen, A.; Davy-Bowker, J.; O'Hare, M. European river plant communities: The importance of organic pollution and the usefulness of existing macrophyte metrics. *Hydrobiologia* 2006, 566, 211–234, <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0094-3>.
55. USACE. HEC-RAS River Analysis System User's Manual Version 6.0; Report No. CPD-68; US Army Corps of Engineers Hydrologic Engineering Center: Davis, CA, USA, 2020.
56. Wałęga, A.; Kędzior, R.; Książek, L.; Młyński, D.; Strużyński, A.; Grela, J.; Madej, P.; Skalski, T. Flow predictability indicates the ecological quality of the river: A case of invertebrates in Central Europe. *Ecol. Indic.* 2022, 143, 109308. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109308>.
57. Wang, H.; Xu, Z.; Yu, H.; Wang, X. Flow Variability along a Vegetated Natural Stream under Various Sediment Transport Rates. *J. Mt. Sci.* 2018, 15, 2347–2364. <https://doi.org/10.1007/s11629-018-4835-3>.
58. Water Framework Directive (WFD 2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy. Available Online: <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:2000L0060:20011216:EN:PDF> (accessed on 27 February 2023)
59. Woś, A.; Książek, L. Hydrodynamics of the Instream Flow Environment of a Gravel-Bed River. *Sustainability* 2022, 14, 15330.
60. Yarahmadi, M.; Shafai Bejestan, M.; Pagliara, S. An Experimental Study on the Secondary Flows and Bed Shear Stress at a 90-Degree Mild Bend with and without Triangular Vanes. *J. Hydro-Environ. Res.* 2020, 33, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.jher.2020.10.001>.
61. Yi, Y., Cheng, X., Wieprecht, S., Tang, C, 2014. Comparison of habitat suitability models using different habitat suitability evaluation methods. *Ecological Engineering* 71, 335–345. doi: 10.1016/j.ecoleng.2014.07.034 .
62. Zaborowski, S.; Kałuża, T.; Jusik, S. The Impact of Spontaneous and Induced Restoration on the Hydromorphological Conditions and Macrophytes, Example of Flinta River. *Sustainability* 2023a, 15, 4302.
63. Zaborowski, S.; Kałuża, T.; Jusik, S.; Dysarz, T.; Hämmerling, M. Environmental Restoration and Changes of Sediment and Hydrodynamic Parameters in a Section of a

- Renaturalised Lowland Watercourse. Sustainability 2024, 16, 3948.
<https://doi.org/10.3390/su16103948>
64. Zaborowski, S.; Kałuża, T.; Rybacki, M.; Radecki-Pawlik, A. Influence of river channel deflector hydraulic structures on lowland river roughness coefficient values: the Flinta river, Wielkopolska Province, Poland. *Hydrology & Hydrobiology*, Volume 23, Issue 1, 2023b, Pages 79-97, <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2022.10.002>.
 65. Żelazo J., Popek Z., 2014, Podstawy renaturyzacji rzek. Wydawnictwo SGGW, Warszawa.

8. Załączniki

ZAŁĄCZNIK I.....	49
ZAŁĄCZNIK II.....	73
ZAŁĄCZNIK III	103
ZAŁĄCZNIK IV	133

ZAŁĄCZNIK I

Zaborowski S., Kałuża T., Radecki–Pawlik A. Deflektory – nowoczesne proekologiczne budowle renaturyzacyjne w korytach rzecznych. W: Gorczyca E., Radecki–Pawlik A., Krzemień K., (red.) Procesy fluwialne a utrzymanie rzek i potoków górskich. Instytut Geografii i Gospodarki Przestrzennej UJ; 2021:503–518.

Rozdział 23

Deflektory – nowoczesne proekologiczne budowie renaturyzacyjne w korytach rzecznych

Stanisław Zaborowski, Tomasz Kałuża, Artur Radecki-Pawlik

Wstęp

Przywracanie ekosystemom rzecznych naturalnych procesów fluwialnych staje się coraz ważniejszym elementem gospodarki wodnej. Działania takie realizowane są głównie ze względów przyrodniczych, ale mają także istotne znaczenie ekonomiczne. Aspekt przyrodniczy dotyczy tworzenia przyjaznych warunków do życia oraz rozwoju naturalnych biocenoz i ogólnego wzrostu bioróżnorodności (Szoszkiewicz, Gebler 2012). Odbudowa ekosystemów rzecznych jest szczególnie istotna w dobie obecnego zmniejszania się zasobów wody na kuli ziemskiej, a zwłaszcza w Polsce.

Ramowa Dyrektywa Wodna, czyli dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej obowiązująca na terenie Unii Europejskiej, zobowiązuje wszystkie kraje członkowskie do ochrony cieków i zbiorników wodnych oraz podjęcia wszelkich prób służących polepszeniu ich kondycji do stanu przynajmniej dobrego. Regulacje te wraz z innymi przepisami unijnymi wspomagają m.in. przeprowadzanie renaturyzacji cieków (Dufour, Piegay 2009, Roni, Beechie 2012, Pan i in. 2016). W tym ujęciu renaturyzacja to proces przekształcenia oraz przedsięwzięcia, których celem jest przywrócenie wodom naturalności i zbliżenie ich do stanu naturalnego (Żelazo 2006, Tyimiński, Kałuża 2013, Kałuża i in. 2018).

Istnieje wiele opracowań dotyczących renaturyzacji rzek (Duszyński, Bednarczyk 2008) oraz metod pozwalających prognozować procesy rewitalizacji rzek poprzez budowę

modeli hydraulicznych, hydromorfologicznych i ekologicznych (Bockelmann i in. 2004, Elkins i in. 2007, Miwa, Parker 2012, Gibson, Pasternack 2016, Greene i in. 2013). Działania związane z renaturyzacją rzek mają przede wszystkim cel praktyczny, stanowiąc istotny element gospodarki wodnej. Ważne jest jednak, aby były realizowane w oparciu o wyniki szczegółowych badań na temat interakcji pomiędzy przepływem, warunkami środowiska a organizmami wodnymi (Papanicolaou i in. 2011, Matisziw i in. 2015, Tymiński, Mumot 2015, Guo, Zhang 2016). Pomimo realizowanych projektów i coraz szerzej zdobywanej wiedzy w tej dziedzinie nadal istnieje potrzeba dalszych badań, które pozwolą w jasny sposób zdefiniować te interakcje odniesione do warunków hydraulicznych przepływu (Radecki-Pawlik 2014, Yi i in. 2014, Rana i in. 2017).

Prognozowanie skutków rewitalizacji rzeki i procesów jej renaturyzacji pod kątem hydraulicznym i hydrologicznym jest złożone i trudne do przewidzenia m.in. ze względu na brak wystarczającej ilości badań, które zostałyby przeprowadzone przed i po renaturyzacji (Kondolf 1995, Hammersmark i in. 2010, Mikuś i in. 2016, Szałkiewicz i in. 2019). Mimo, że ostrogi (deflektory) są dobierane w rzekach, w których trzeba odsunąć bieg nurtu od brzegu, aby zapobiec rozmywaniu brzegu i erozji, istnieje również wiele przykładów na odwrotne zastosowanie tego typu budowli m.in. do zwiększenia krętości rzeki. Ostrogi muszą wystawać ponad stan średni wody. Nie mogą jednak znacząco pogarszać warunków przepuszczania wód wielkich i nie mogą przyczyniać się do wzrostu zagrożenia powodziowego. Stąd m.in. potrzeba szczegółowych badań hydraulicznych, które uwzględnić będą szerokie spektrum oddziaływania deflektorów na warunki przepływu. Pomimo realizowanych coraz szerzej projektów w tej dziedzinie nadal istnieje potrzeba dalszych intensywnych badań, które pozwolą w jasny sposób zdefiniować interakcje między wprowadzanymi budowlami korytowymi, a poprawą stanu ekosystemów rzecznych oraz lokalnymi warunkami hydraulicznymi przepływu.

Deflektory

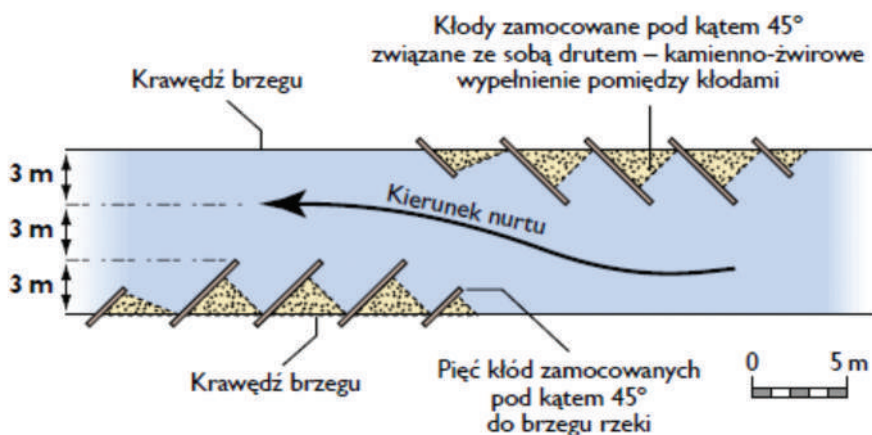
Deflektory w literaturze hydrotechnicznej znane są również jako ostrogi, ostrogi przeciwpowodziowe albo kierownice. W literaturze angielskiej stosowane są różne określenia: stream flow deflector, channel deflector lub spur dikes, albo groynes. Deflektory w encyklopedii leśnej definiowane są jako kamienne, drewniane lub faszynowe budowle na brzegach rzeki mające na celu, w zależności od sytuacji: odepchnięcie nurtu rzeki dla ochrony brzegu przed podmywaniem lub wywołanie meandrowania i zróżnicowania warunków przepływu na prostych, niekiedy uregulowanych odcinkach cieku (www.encyklopediale-sna.pl). Lenar-Matyas i in. (2009) uważają, że deflektory zwiększają szorstkość dna koryt rzek górskich oraz nizinnych, a odpowiednio ustawione wymuszają bieg nurtu, napowietrzają strugę i przyczyniają się do samooczyszczenia cieku. Stosowane są nie tylko w odniesieniu do inżynierii rzecznej, ale również w szeroko rozumianej ochronie brzegów w tym

brzegów morskich. Deflektory stosowane w zabiegach związanych z rewitalizacją i renaturyzacją rzek opisywane są, jako ciąg niskich budowli w korycie, które nieregularnie zawężają koryto powodując zróżnicowanie prędkości przepływu, ograniczając miejscowo erozję i akumulację (Polska Zielona Sieć 2006). Aby uniknąć niekontrolowanego rozmywania brzegów rzeki i znaczących zaburzeń przepływu obiekty te z konieczności są niewielkie, a ich oddziaływanie ograniczone.

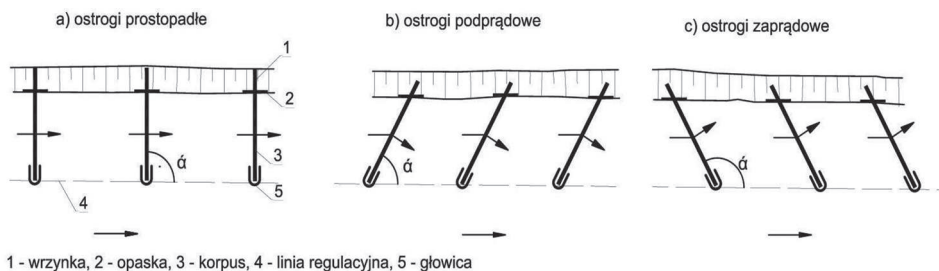
W podręczniku *Manual of River Restoration Techniques* (Polska Zielona Sieć 2006) podano przykład przebudowy prostych odcinków koryta za pomocą deflektorów zrealizowany na rzece Skerne w Darlington, hrabstwo Durham (ryc. 1). Ponieważ dotychczas na wyprostowanym odcinku rzeki nie występowały procesy akumulacji postanowiono „wymusić” warunki, które spowodowałyby zarówno podmywanie, jak i odkładanie osadów. Uzyskano to dzięki serii deflektorów, o różnej długości, wystających ponad poziom wody. Przyspieszyły one przepływ wody w strefie nurtu, powodując podmywanie u ich wierzchołków, z równoczesnym tworzeniem zawirowań, które ułatwiały akumulację wzdłuż brzegu. Proces odkładania niesionych prądem osadów przyspieszono, wbudowując w deflektory kamienie i glinę, tak aby zainicjować tworzenie wypłyć.

Deflektory działają poprzez koncentrację przepływu w pionie lub w poziomie, zwiększając lokalnie prędkość przepływu oraz tworząc obszary zróżnicowanego rozmycia i osadzenia. Istotny jest kierunek usytuowania deflektorów. Inaczej funkcjonować będą deflektory podprądowe, a inaczej usytuowane zgodnie z kierunkiem przepływu (ryc. 2).

Skuteczność usytuowania deflektorów w układzie prostopadłym, podprądowym i zaprądowym badał laboratoryjnie m.in. Biron i in. (2004) wskazując na istotne znaczenie długości i kąta nachylenia deflektora względem linii nurtu na spodziewane efekty hydromorfologiczne. Deflektory, które najbardziej zwężyły kanał, usytuowane pod kątem prostopadłym



Ryc. 1. Szkic sytuacyjny deflektorów wykonanych w postaci kłód drewna zamocowanych pod kątem 45° z wypełnieniem kamienno-żwirowym pomiędzy kłódami



Ryc. 2. Rodzaje usytuowania ostróg/deflektorów w zależności od ich kierunku względem nurtu rzeki (Wołoszyn 1994)

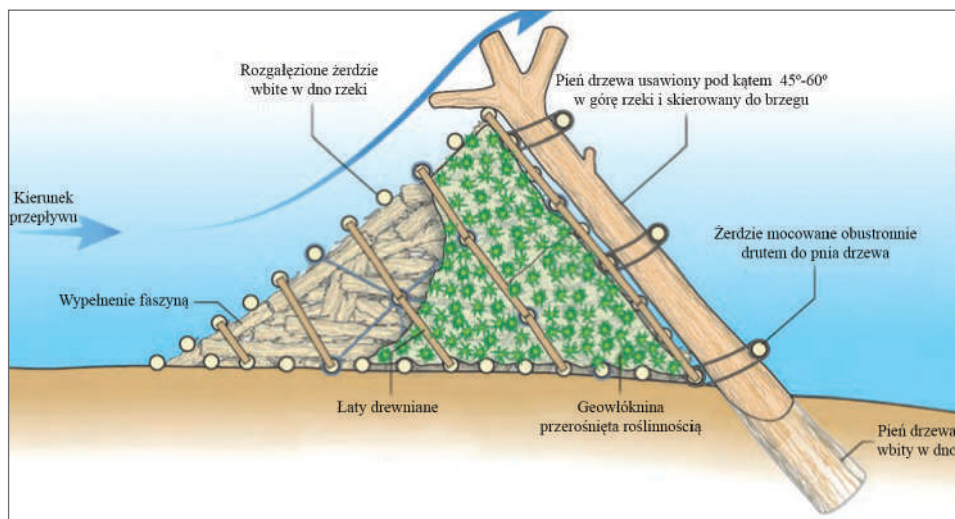
do przepływu (kąt 90°), były najskuteczniejsze w wytwarzaniu rozmycia w środkowej części koryta. Natomiast deflektory umieszczone pod kątem 45° do przepływu (zaprądowe) powodowały znacznie najmniejsze rozmycie dna. Konstrukcje ustawione pod kątem 135° (podprądowe) tworzyły największe wyboje zaraz za głowicą budowli. Co więcej, deflektory 135° powodowały również największą potencjalną erozję brzegu, podczas gdy konstrukcje zaprądowe skutecznie utrzymywały stabilność brzegu. Autorzy badań wskazali również na konieczność uwzględniania wysokości deflektorów oraz rodzaju materiału dna.

Jednym z pierwszych zrealizowanych w naszym kraju projektów renaturyzacji był projekt związany z rzeką Kwaczą. W projekcie opisanym przez Obolewskiego i in. (2009) jednym z wykorzystanych rozwiązań technicznych były deflektory drewniane i drewniano-kamienne, które instalowano pojedynczo lub tworzą układ położonych naprzeciw siebie konstrukcji (ryc. 3). Głównym zadaniem tego rozwiązania było różnicowanie prędkości przepływu wody, kierowanie wody do utworzonych zatok oraz – tam gdzie to możliwe – wywołanie meandrowania wód w czasie przepływu do ujścia. Cechą szczególną projektu renaturyzacji rzeki Kwaczy było połączenie różnorodnych działań technicznych zmierzających do przywrócenia rzece warunków naturalnych z szeroko zakrojoną oceną wpływu tych oddziaływań na ekosystem rzeczny. Równocześnie wykonane zabiegi zostały poddane stałemu monitoringowi tak, aby uchwycić zachodzące zmiany i wypracować odpowiednie metody odtwarzania zbliżonego do naturalnego biegu niewielkich rzek.

Innym ciekawym rozwiązaniem w konstrukcji deflektorów są rozwiązania typu „zęby smocze” (ryc. 4, Stream 2009). Budowle te są trwałe oraz poprawnie funkcjonują na rzekach nizinnych. Wtapiają się dobrze w otoczenie i są szybko zasiedlane przez roślinność brzegową, która poprzez systemy korzeniowe stabilizuje konstrukcję. Jako wady można wskazać koszty i czasochłonność budowy z wykorzystaniem ciężkiego sprzętu budowlanego. Same konstrukcje muszą być wystarczająco duże i trwałe, aby znacząco wpływać na kierunek i prędkość przepływu wody. Wymagają także dużej ilości materiału drzewnego. Konstrukcje mogą wymagać regularnej, drobnej konserwacji.



Ryc. 3. Przykład wykonanych deflektorów drewnianych zrealizowanych w ramach renaturyzacji rzeki Kwaczy (Waradzyn 2016)



Ryc. 4. Deflektory z kłód drewna jako element umocnień „zęby smocze” (Stream 2009)

Deflektory stosowane są z powodzeniem zarówno w przypadku rzek górskich i podgórskich jak i rzek nizinnych. Wymaga to jednak zastosowania odmiennych technik budowy i wykorzystania materiałów (ryc. 5). Materiały i konstrukcja deflektorów wynika z warunków funkcjonowania budowli, podatności na zniszczenie oraz dostępności materiałów miejscowych.



Ryc. 5. Przykłady różnych rozwiązań konstrukcyjnych deflektorów, a) zabudowa deflektorami z kłód drewnianych i narzutu kamiennego koryta potoku górskiego Roztoka Mała (PGW 2018), b) system deflektorów kamiennych na rzece górskiej Königsseer Ache, Austria (Radzicki 2016), c) deflektor wiklinowy w kształcie litery D na rzece nizinnej Skerne UK (Stream 2009), d) deflektor z kieszki faszynowej – rzeka nizinna Welland UK (Ecologylink 2020)

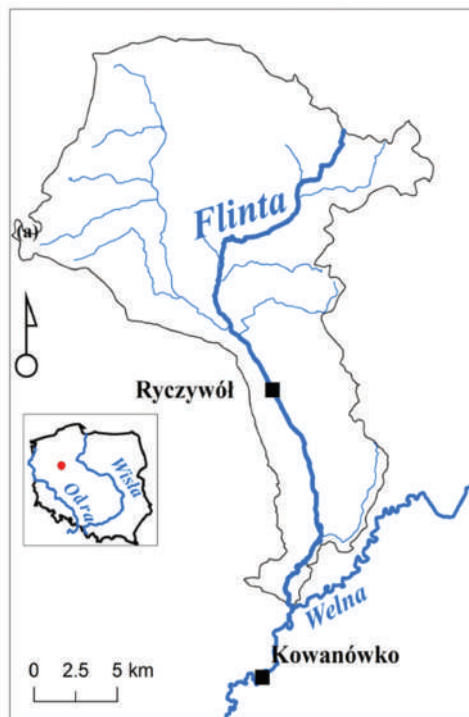
Zastosowanie deflektorów na rzece Flicie

Badania podjęte na nizinnej rzece Flicie (ryc. 6) uwzględniają koncepcję poprawy warunków hydromorfologicznych dwóch nizinnych cieków – Wełny i Flinty – na odcinkach położonych na obszarze Natura 2000 „Dolina Wełny” (PLH 300043), która została wykonana w ramach projektu „Baltic landscape in change – innovative approaches towards

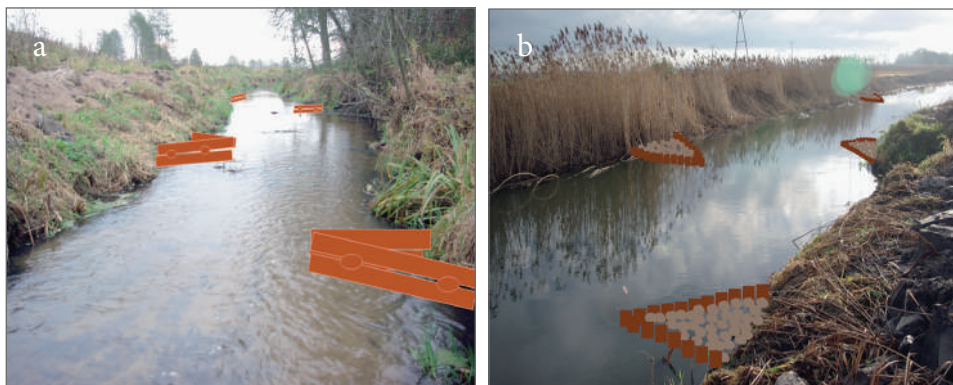
sustainable forested landscapes” z funduszu Interreg IV – Baltic Sea Region 2007–2013. W oparciu o kompleksowe badania stanu hydromorfologicznego tych rzek wytypowano dziewięć odcinków, których modyfikacja mogła przyczynić się do poprawy stanu środowiska rzeczno. Dla każdego stanowiska zaproponowano zestaw działań technicznych oraz biologicznych, które istotnie mogłyby poprawić stan abiotycznego siedliska rzeczno (Jakubas i in. 2014, Kałuża i in. 2016, Kałuża i in. 2018). Część wytypowanych do renaturyzacji stanowisk umiejscowiona jest poza obszarem Natura 2000, jednak funkcjonowanie odcinków położonych powyżej silnie oddziałuje na stan ekosystemu fluwialnego poniżej. Według prognoz wykonanych w ramach opracowania Szoszkiewicz i in. (2014) założono, że przedstawiona propozycja działań renaturyzacyjnych pozwoli na osiągnięcie wysokiej jakości hydromorfologicznej rzek Wełny i Flinty w ostoi Natura 2000 (Szoszkiewicz i in. 2014).

Na badanych odcinkach Wełny i Flinty zaproponowano 16 różnych rozwiązań technicznych i biologicznych, których głównym celem jest poprawa warunków hydromorfologicznych i odtworzenie zdegradowanych siedlisk życia i rozwoju organizmów wodnych w rzekach. Na większości odcinków wskazanych do renaturyzacji zaproponowano przede wszystkim przebudowę istniejących umocnień zastępując je innymi rozwiązaniami wykorzystującymi materiały naturalne, takich jak kaszyce, wiklina, progi drewniane, czy narzut z kamienia lub żwiru. Na odcinkach o wyprostowanej trasie koryta zaproponowano wprowadzenie deflektorów (ryc. 7) modyfikujących bieg cieku. Deflektory, które usytuowane są pojedynczo lub tworzą układy położone naprzemiennie na dwóch brzegach, mają za zadanie różnicowanie szybkości nurtu wody, kierowanie wody do utworzonych zatok oraz – tam, gdzie jest to możliwe – wywołanie meandrowania wód.

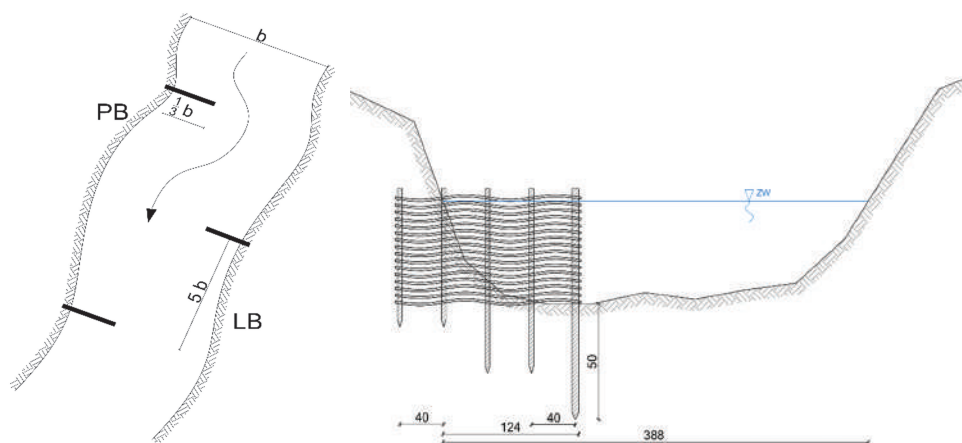
Na jednym ze wskazanych w opracowaniu Szoszkiewicz i in. (2014) odcinków rzeki Flinty (w pobliżu ujścia do rzeki Wełny) w 2018 r. w obrębie koryta cieku wybudowano z użyciem faszyzny wiklinowej trzy deflektory (ryc. 8). Ich konstrukcja obejmuje zabite w dnie paliki drewniane przeplatane wikliną. Deflektory posiadały długość odpowiadającą



Ryc. 6. Lokalizacja odcinka badawczego na rzece Flincie



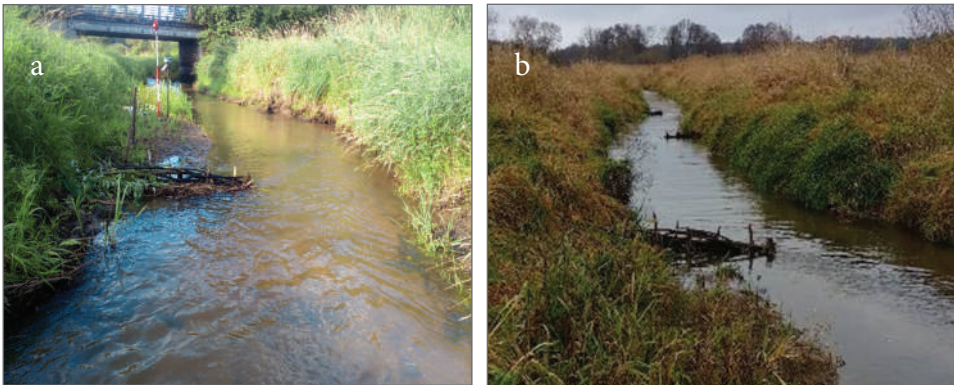
Ryc. 7. Propozycja usytuowania deflektorów drewnianych na Flincie, stanowisko Ninino oraz deflektorów drewniano-kamiennych na Wełnie w Rogoźnie (Szoszkiewicz i in. 2014)



Ryc. 8. Schemat deflektora i układ rozmieszczenia deflektorów na badanym odcinku Flinty

ok. 1/3 szerokości koryta. Rozstawa deflektorów wynosiła ok. 11 m. W brzegu były kotwione za pomocą wrzynki o długości ok. 40 cm. Przed rozpoczęciem prac terenowych dla badanego odcinka Flinty przeprowadzono szczegółowe badania modelowe, których celem było określenie wpływu zainstalowania deflektorów na dynamikę procesów fluwialnych. Do tego celu wykorzystano program HEC-RAS 5.0.0. z modułem uwzględniającym transport rumowiska (Szalkiewicz i in. 2019).

Budowle wykonano z materiału miejscowego, pozyskując wiklinę z okolicznych krzewów. Wraz z upływem czasu, budowle z powodu ich stosunkowo delikatnej konstrukcji, ulegały drobnym uszkodzeniom. Wymagało to regularnych napraw i uzupełnień realizowanych podczas systematycznych wyjazdów pomiarowych. Naprawy przewidywały uzupełnianie plecionki z wikliny oraz prostowanie konstrukcji odkształconej – podmywanej



Ryc. 9. Usytuowanie deflektorów wiklinowych na badanym odcinku rzeki Flinty; fot. Autorów

przez nurt, w szczególności po okresach wezbrań i sezonach zimowych, kiedy na rzece pojawiał się lód. Na rycinach 8 i 9 zilustrowano konstrukcję deflektorów.

Podstawą oceny zmian zachodzących w korycie rzeki były regularnie prowadzone badania zmienności geometrycznej koryta. W pierwszym etapie wykonany został dokładny pomiar stanu wyjściowego tj. przed budową deflektorów obejmujący ukształtowanie koryta, brzegów i fragmentu doliny rzecznej w bezpośrednim sąsiedztwie rzeki Flinty. Następnie po wybudowaniu w lipcu 2018 r. deflektorów, wyznaczono 15 przekrojów pomiarowych, w obrębie których prowadzono regularnie pomiary geodezyjne obejmujące ukształtowanie koryta i brzegów. Ocenę wpływu deflektorów wykonano na podstawie regularnie (co 2 miesiące) prowadzonych pomiarów geodezyjnych, hydrometrycznych oraz pobierając rumowisko. Prace geodezyjne obejmowały pomiary profili poprzecznych w ściśle ustalonych przekrojach. Pozwoliło to na obserwację zmiany układu koryta (ryc. 10) i określenie charakterystyk przekroju (Tab. 1). Pobór próbek rumowiska ze stałych punktów pomiarowych i ocena ich granulometrii pozwoliła na zobrazowanie zmiany rumowiska w korycie i pozwoliła na ocenę możliwości pojawienia się nowych struktur morfologicznych. Pomiary prędkości płynącej wody wykonywane były w celu określenia rozkładów prędkości, wyznaczenia wielkości przepływu oraz naprężeń stycznych przy dnie.

Na podstawie pomiarów hydrometrycznych, metodą rachunkową zgodnie z zaleceniami IMGW, obliczono wartości przepływów. W celu uzyskania możliwości porównania zmian zachodzących na badanym odcinku do analiz wybrano wyniki z 4 cykli pomiarowych w trakcie których uzyskano podobne wartości natężenia przepływu. W tabeli 1 zestawiono dane dotyczące rzędnych zw. wody H_{zw} , dna H_{dna} , prędkości średniej V , pola przekroju F , przepływu Q i średnich wartości wsp. szorstkości n_{sr} dla 4 kampanii pomiarowych (Tab. 1).

Prędkości średnie od $0,13$ do $0,27 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ są typowe dla niewielkich cieków nizinnych. Natomiast stosunkowo duże wartości współczynników szorstkości od $0,053$ do nawet $0,0831 \text{ m}^{-1/3}\cdot\text{s}$ wynikają m.in. z zarastania koryta i form dennych. Niewielkie napełnienia



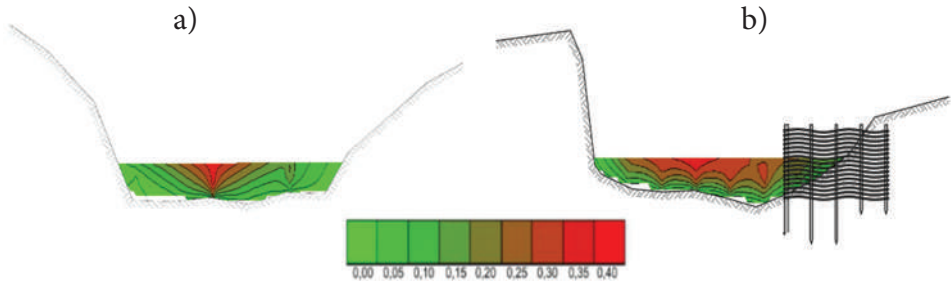
Ryc. 10. Zmiany biegu rzeki Flinty po wybudowaniu deflektorów wiklinowych: a) 2014 – sytuacja przed wybudowaniem, b) 2018 w roku zainstalowania deflektorów i c) sytuacja po rocznym oddziaływaniu konstrukcji; fot. Autorów

Tabela 1. Zestawienie wartości charakterystycznych dla przekroju nr 23 (1 m powyżej deflektora nr 3)

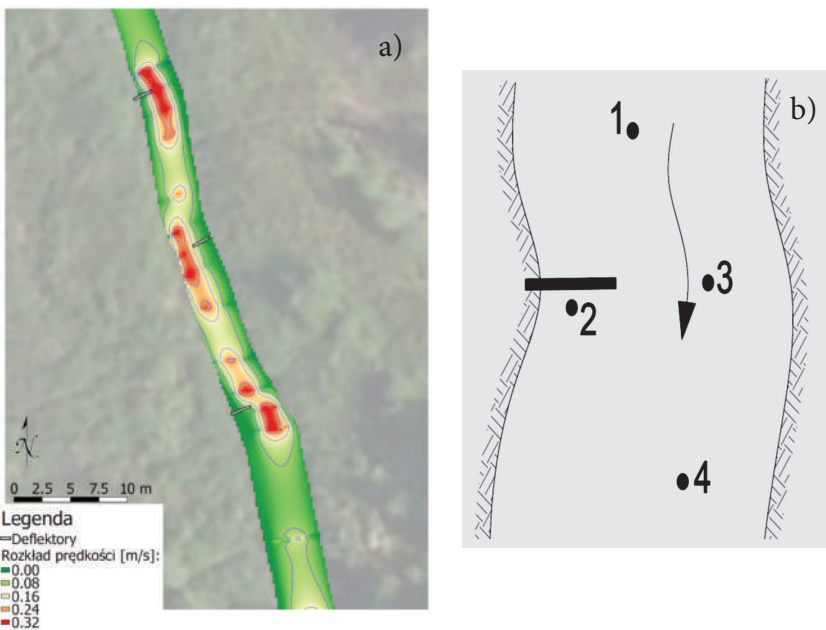
Data	2018.07.23	2018.10.11	2019.05.30	2019.10.23
H_{zw} [m n.p.m.]	55,58	55,62	55,65	55,58
H_{dna} [m n.p.m.]	55,32	55,36	55,29	55,15
V [$m \cdot s^{-1}$]	0,24	0,27	0,20	0,13
F [m^2]	0,67	0,72	1,03	1,13
Q [$m^3 \cdot s^{-1}$]	0,160	0,200	0,210	0,150
n_{sr} [$m^{-1/3} \cdot s$]	0,0779	0,0532	0,0831	0,0645

koryta oraz zróżnicowane formy denne (zmarszczki, wydmy) znacząco wpływają na wzrost szorstkości. Formy denne są jednymi z ważniejszych elementów w morfologii dna koryta rzeki nizinnej o dnie piaszczystym. Powstawanie form dennych zależy od wielkości transportowanego materiału dennego oraz prędkości płynącej wody. Wprowadzenie w koryto deflektorów powodowało przesunięcie linii nurtu i zróżnicowanie rozkładów prędkości co zaobserwować można na przykładzie przekroju 14 (ryc. 11). Duża koncentracja przepływu w pozostałej części koryta jest widoczna w postaci zwiększonych wartości prędkości sięgających lokalnie $0,5 m \cdot s^{-1}$. Natomiast część przekroju w cieniu deflektora (tuż za nim) charakteryzuje się zdecydowanie mniejszymi prędkościami niż przed jego budową.

Po ponad rocznym oddziaływaniu zainstalowanych deflektorów wiklinowych zaobserwowano znaczący wzrost intensywności procesów hydromorfologicznych. Badania terenowe potwierdziły wyniki analiz modelowych dotyczących transportu rumowiska na badanym



Ryc. 11. Porównanie schematu rozkładu prędkości dla przekroju poprzecznego nr 14. Rozkłady prędkości przed budową deflektorów (23.07.2018) (a) oraz po wybudowaniu deflektorów (14.03.2019) (b)



Ryc. 12. Zmiany rozkładów prędkości w pobliżu deflektorów na podstawie pomiarów 10.07.2019 (a) oraz schemat położenia punktów poboru rumowiska (b)

odcinku (Szałkiewicz i in. 2019). Zwiększyła się krętość biegu rzeki, pojawiły się wypłyce-
nia tuż za deflektorami, ale również przegłębienia na przeciwległym do danego deflektora
brzegu (ryc. 12a).

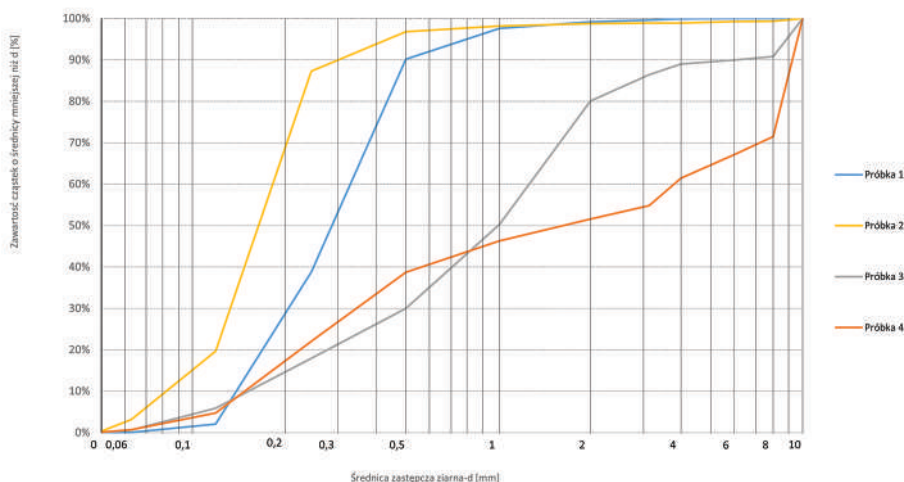
Na podstawie przeprowadzonych analiz wykazano rozpoczęcie procesu meandrowania
rzeki oraz zróżnicowanie morfologii koryta. Zaobserwowano również duże zróżnicowanie
w segregacji materiału dennego mogąc wyróżnić miejsca występowania zamulisk oraz miejsc
gdzie występowało rumowisko o średnicy powyżej 4 mm. Wstępne wyniki potwierdziły

zmianę układu koryta zgodną z założeniami wynikającymi z budowy deflektorów. Na podstawie badań można stwierdzić, iż deflektory skutecznie rozpoczynają proces renaturyzacji silnie wyprostowanych odcinków rzek nizinnych.

Zaobserwowana zmiana rozkładu prędkości powoduje powstawanie wcześniej nieobecnych form dennych w tym plosy, odsypisko i bystrze. Formy denne stanowią efekt zmiany dynamiki zmian transportu rumowiska na badanym odcinku rzeki co powoduje zmianę wartości średnic zastępczych ziarna oraz krzywych uziarnienia. W tabeli 2 i na rycinie 13 przedstawiono przykładowe wartości wyników z przesiewu próbek gruntu pobranych w dniu 23.10.2019 w obszarze oddziaływania deflektora 1. Materiał dna występujący powyżej oddziaływania deflektorów (pkt 1, ryc. 12b) został przepłukany. Pierwotny rodzaj gruntu dna stanowiły piaski drobne $d_{50} < 0,25$ mm. Grubsze frakcje pojawiają się w wybojach tuż za głowicą deflektora (pkt 3, ryc. 12b) oraz 1 m dalej (pkt 4, ryc. 12b). Wartość $d_{50} > 1,00$ mm wskazuje na pojawienie się tam frakcji żwirowej, a na dnie pojawia się bruk. W obszarach tuż za deflektorami pojawiają się wypłycaenia wypełnione drobniejszymi frakcjami gruntu –

Tabela 2. Zestawienie wyników z przesiewu próbek gruntu (23.10.2019)

Nr próbki	d_{10} [mm]	d_{50} [mm]	d_{90} [mm]
Próbka 1	0,145	0,160	0,500
Próbka 2	0,081	0,160	0,300
Próbka 3	0,155	1,000	8,000
Próbka 4	0,150	1,950	9,150



Ryc. 13. Krzywa uziarnienia dla czterech punktów poboru próbek gruntu (23.10.2019)

piaski drobne $d_{50} < 0,25$ mm, w których przy niskich stanach wody pojawia się naturalna sukcesja roślinna. Sytuacja zobrazowana szczegółowo dla deflektora 3, powtarzała się również dla pozostałych dwóch budowli.

Podsumowanie

Jednym ze sposobów na osiągnięcie poprawy kondycji małych rzek i strumieni nizinnych jest wprowadzanie zabudowy seminaturalnej do koryta. Jako jedną z możliwych metod renaturyzacji małych i średnich cieków, jest wykonanie deflektorów mających na celu odkształcenie linii nurtu w wyprostowanym korycie oraz rozpoczęcie procesu meandrowania.

Deflektory jako proste urządzenia hydrotechniczne w łatwy i skuteczny sposób przyspieszają proces renaturyzacji cieków. Prognozowanie skutków rewitalizacji rzeki i procesów jej renaturyzacji pod kątem hydraulicznym i hydrologicznym jest złożone i trudne do przewidzenia. Wymaga to oczywiście prowadzenia systematycznych badań zarówno terenowych jak i modelowych.

Deflektory to proste konstrukcje, które szczególnie w przypadku rzek nizinnych pozwalają na stosunkowo szybkie i tanie przeprowadzenie zabiegów poprawiających jakość siedliska fluwialnego. W literaturze wskazuje się, że deflektory najskuteczniej działają, gdy występują stosunkowo duże przepływy wody w rzece, a prędkości przepływu przekraczają $0,6-0,9$ m·s⁻¹ (Adynkiewicz-Piragas 2008). Przedstawiony przykład rzeki Flinty potwierdził możliwość skutecznego działania deflektorów także dla prędkości na poziomie $0,1-0,3$ m·s⁻¹. Wykonane badania dla deflektorów z wikliny, potwierdzają też najnowsze doniesienia literaturowe dotyczące skuteczności zastosowanego rozwiązania – ażurowych struktur z trzciny (Wolski, Tymiński 2020). Znane z publikacji przykłady udanych zabiegów renaturyzacji pozwalały zaobserwować pozytywne zmiany w ekosystemach rzecznych po kilku latach (Yi i in. 2014, Rana i in. 2017). W przedstawionych wynikach badań na Flincie wykazano, że pierwsze korzystne zmiany w morfologii dna pojawiły się już po pół roku. Wynikało to m.in. ze zmiany rozkładu prędkości i odsunięcia nurtu cieku. Pozytywne efekty wykazano również w odniesieniu do dynamiki zmian transportu rumowiska. Materiał dna w pobliżu deflektorów został przepłukany. Grubsze frakcje pojawiły się w wybojach tuż za głowicą deflektora. W obszarach tuż za deflektorami pojawiają się wypłycenia wypełnione drobniejszymi frakcjami gruntu, w których przy niskich stanach wody pojawia się naturalna sukcesja roślinna. Wskazuje to na skuteczność zastosowanego rozwiązania.

Bibliografia:

- Adynkiewicz-Piragas M., 2008, Kompensacja negatywnego oddziaływania budowli hydrotechnicznych na ekosystem rzeczny. *Infrastruktura i ekologia terenów wiejskich* 9, 7–18.
- Biron P.M., Robson C., Lapointe M.F., Gaskin S.J. 2004, Deflector Designs for Fish Habitat Restoration. *Environmental Management* 33(1), 25–35.
- Bockelmann B.N., Fenrich E.K., Lin B., Falconer R.A., 2004, Development of an Ecohydraulics Model for Stream and River Restoration. *Ecological Engineering* 22(4–5), 227–35.
- Dufour S., Piegay H., 2009, From the myth of a lost paradise to targeted river restoration: forget natural references and focus on human benefits. *River research and applications* 25, 568–581.
- Duszyński R., Bednarczyk S., 2008, Hydrauliczne i hydrotechniczne podstawy regulacji i rewitalizacji rzek. Wydawnictwo Politechniki Gdańskiej.
- Elkins E.E., Pasternack G.B., Merz J.E., 2007, The use of slope creation for rehabilitating incised, regulated, gravel-bed rivers. *Water Resources Research* 43, 1–16.
- Gibson S.A., Pasternack G.B., 2016, Selecting between one-dimensional and two-dimensional hydrodynamic models for ecohydraulic analysis. *River Res. Applic.* 32, 1365–1381.
- Greene S., McElarney R.Mc., Taylor D., 2013, A predictive geospatial approach for modelling phosphorus concentrations in rivers at the landscape scale. *Journal of Hydrology* 504, 216–225.
- Guo J., Zhang J., 2016, Velocity distributions in laminar and turbulent vegetated flows. *Journal of Hydraulic Research* 54(2), 117–130.
- Hammersmark C.T., Dobrowski SZ., Rains M.C., Mount J.F., 2010, Simulated effects of stream restoration on the distribution of wet meadow vegetation. *Restoration Ecology* 18(6), 882–893.
- Jakubas E., Gąbka M., Szoszkiewicz K., Pietruczuk K., Szwabińska M., Litka A., Wajchman S., 2014, Ocena stanu ekologicznego i zmian hydromorfologicznych rzeki Wełny i Flinty. [w:] J. Bator, M. Gąbka, E. Jakubas (red.), *Koncepcja lasu modelowego w zarządzaniu i ochronie różnorodności biologicznej rzek Wełny i Flinty*. Poznań: Bogucki Wydawnictwo Naukowe, 141–155.
- Kałuża T., Szoszkiewicz K., Radecki-Pawlik A., Walczak N., Plesiński K., 2016, Impact of river restoration on hydromorphological processes: the river Flinta as a case study. [in:] P. Rowiński, A. Marion (eds.), *Hydrodynamic and Mass Transport at Freshwater Aquatic Interfaces*. Springer, 183–196.
- Kałuża T., Radecki-Pawlik A., Szoszkiewicz K., Plesiński K., Radecki-Pawlik B., Laks I., 2018, Plant basket hydraulic structures (PBHS) as a new river restoration measure. *Science of the Total Environment* 627, 245–255.
- Kondolf G.M., 1995, Five elements for effective evaluation of stream restoration. *Restoration Ecology* 3, 133–136.
- Lenar-Matyas A., Lafon M., Lapuszek M., Poulard C., 2009, Możliwości łagodzenia skutków regulacji technicznej rzek i potoków górskich na terenach zurbanizowanych. *Infrastruktura i ekologia terenów wiejskich* 9, 241–251.
- Obolewski K., Osadowski Z., Miler M., 2009, Sposoby renaturyzacji małych cieków na przykładzie rzeki Kwaczy (dolina Słupi). *Nauka Przyroda Technologie*. Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu 3(3) 1–12.

- Matisziw T.C., Alam M., Trauth K.M., 2015, A Vector Approach for Modeling Landscape Corridors and Habitat Connectivity. *Environ. Model. Assess.* 20, 1–16.
- Mikuś P., Wyżga B., Radecki-Pawlik A., Zawiejska J., Amirowicz A., Oglęcki P., 2016, Environment-friendly reduction of flood risk and infrastructure damage in a mountain river: case study of the Czarny Dunajec. *Geomorphology* 272, 43–54.
- Miwa H., Parker G., 2012, Numerical simulation of low-flow channel evolution due to sediment augmentation. *Int. J. of Sediment Research* 27, 351–361.
- Pan B., Yuan J., Zhang X., Wang Z., Chen J., Lu J., Yang W., Li Z., Zhao N., Xu M., 2016, A review of ecological restoration techniques in fluvial rivers. *Int. J. of Sediment Research* 31, 110–119.
- Papanicolaou A.N., Elhakeem M.D., Dermisis D., Young N., 2011, Evaluation of the Missouri River shallow water habitat using a 2D- hydrodynamic model. *River Research and Applications* 27, 157–167.
- PGW, 2018, Katalog dobrych praktyk w zakresie robót hydrotechnicznych i prac utrzymaniowych wraz z ustaleniem zasad ich wdrażania. Program Operacyjny Infrastruktura i Środowisko na lata 2014–2020, na zlecenie Ministerstwa Środowiska. MGGP, Kraków.
- Polska Zielona Sieć, 2006, Przyjazne naturze kształtowanie rzek i potoków – praktyczny podręcznik. Wrocław–Kraków.
- Radecki-Pawlik A., 2014, Hydromorphology of mountain rivers and streams (Hydromorfologia rzek i potoków górskich). Agricultural University in Kraków.
- Radzicki P., 2016, Karta informacyjna przedsięwzięcia, Projekt przedsięwzięć stymulujących funkcjonowanie korytarza swobodnej migracji w km od 78+950 do 79+800 rzeki Białej Tarnowskiej”, gmina Grybów. Adeco. Kraków.
- Rana M.S.M., Scott D.T., Hester E.T., 2017, Effects of in-stream structures and channel flow rate variation on transient storage. *Journal of Hydrology* 548, 157–169.
- Ecologylink, 2020, River Restoration and Habitat Enhancement Works (<https://www.ecologylink.com/river-restoration-habitat-enhancement-works-07.2020>)
- Roni B., Beechie T., 2012, Introduction to Restoration: Key Steps for Designing Effective Programs and Projects. [in:] P. Roni, T. Beechie (eds.), *Stream and Watershed Restoration, A Guide to Restoring Riverine Processes and Habitats*, Hoboken, US: Willey-Blackwell, 1–11.
- Stream, 2009. Demonstrating Strategic Restoration and Management of the River Avon Sac. www.streamlife.co.uk
- Szalkiewicz E., Dysarz T., Kałuża T., Malinger A., Radecki-Pawlik A., 2019, Analysis of in-stream restoration structures impact on hydraulic condition and sedimentation in the Flinta River, Poland. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences* 14, 275–286.
- Szoszkiewicz K., Gebler D., 2012, Polska wersja systemu oceny stanu hydromorfologicznego rzek River Habitat Survey – nowe zastosowania w praktyce. *Gospodarka Wodna* 4, 141–146.
- Szoszkiewicz K., Pietruczuk K., Kałuża T., Strzeliński P., 2014, Możliwości i założenia renaturyzacji rzek Wełny i Flinty. [w:] J. Bator, M. Gąbka, E. Jakubas (red.), *Koncepcja lasu modelowego w zarządzaniu i ochronie różnorodności biologicznej rzek Wełny i Flinty (Wielkopolska)*. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Rozdział: 12, 127–139.

- Tymiński T., Kałuża T., 2013, Effect of vegetation on flow conditions in the “Nature-Like” fishways. *Rocznik Ochrona Środowiska* 15, 348–360.
- Tymiński T., Mumot J., 2015, Model tests of hydraulic flow conditions in a fishway with vegetation build-up. *Inżynieria Ekologiczna* 44, 227–234.
- Waradzyn R., 2016, Wio and wodę. [https://wionadwode.wordpress.com/2016/02/20/nie-taka-rzeka-zla-cz-3/\(07.2020\)](https://wionadwode.wordpress.com/2016/02/20/nie-taka-rzeka-zla-cz-3/(07.2020)).
- Wolski K., Tymiński T., 2020, Studies on the threshold density of plant concentration *Phragmites australis* as a factor of hydraulic interaction in the riverbed. *Ecological Engineering* 151, 15 May 2020, 105822.
- Wołoszyn J., Czamara W., Eliasiewicz R., Krężel J., 1994, Regulacja rzek i potoków. Wydawnictwo Akademii Rolniczej we Wrocławiu.
www.encyklopedialesna.pl
- Yi Y., Cheng X., Wieprecht S., Tang C., 2014, Comparison of habitat suitability models using different habitat suitability evaluation methods. *Ecological Engineering* 71, 335–345.
- Żbikowski A., Żelazo J., 1993, Ochrona środowiska w budownictwie wodnym. Falstaff, Warszawa.
- Żelazo J., 2006, Renaturyzacja rzek i dolin. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich* 4(1), 11–31.

Stanisław Zaborowski, Tomasz Kałuża
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
Wydział Inżynierii Środowiska i Inżynierii Mechanicznej
Katedra Inżynierii Wodnej i Sanitarnej

Artur Radecki-Pawlik
Politechnika Krakowska im. Tadeusza Kościuszki
Wydział Inżynierii Lądowej
Katedra Mechaniki Budowli i Materiałów

Poznań, dnia 24.06.2024

Stanisław Zaborowski
Katedra Inżynierii Wodnej i Sanitarnej
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
ul. Piątkowska 94A,
60-649 Poznań
tel:061-848-77-29
stanislaw.zaborowski@up.poznan.pl

Oświadczenie o współautorstwie

Niniejszym oświadczam, że w pracy „*Deflektory – nowoczesne proekologiczne budowle renaturyzacyjne w korytach rzecznych*” mój indywidualny wkład w jej powstaniu polegał na opracowaniu koncepcji artykułu, zebraniu literatury przedmiotowej, przeprowadzeniu badań i zebraniu wyników, analizie wyników, przygotowaniu rycin, napisaniu i redakcji manuskryptu, co stanowi 60% całej pracy.

Podpis

Poznań, dnia 24.06.2024

Tomasz Kałuża
Katedra Inżynierii Wodnej i Sanitarnej
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
ul. Piątkowska 94A,
60-649 Poznań
tel:061-848-77-27
tomasz.kaluza@up.poznan.pl

Oświadczenie o współautorstwie

Niniejszym oświadczam, że w pracy *„Deflektory – nowoczesne proekologiczne budowle renaturyzacyjne w korytach rzecznych”* mój indywidualny wkład w jej powstaniu polegał na opracowaniu koncepcji, korygowaniu oraz akceptacji ostatecznej wersji artykułu, co stanowi 20% całej pracy.

Podpis

Poznań, dnia 24.06.2024

Artur RadeckiPawlik
Katedra Mechaniki Budowli i Materiałów
Politechnika Krakowska
ul. Warszawska 24
31-155 Kraków
artur.radecki-pawlik@pk.edu.pl

Oświadczenie o współautorstwie

Niniejszym oświadczam, że w pracy „*Deflektory – nowoczesne proekologiczne budowle renaturyzacyjne w korytach rzecznych*” mój indywidualny wkład w jej powstaniu polegał na korygowaniu oraz akceptacji ostatecznej wersji artykułu, co stanowi 20% całej pracy.

Podpis

ZAŁĄCZNIK II

Zaborowski S., Kałuża T., Rybacki M., Radecki–Pawlik A. Influence of river channel deflector hydraulic structures on lowland river roughness coefficient values: the Flinta river, Wielkopolska Province, Poland. *Ecohydrology & Hydrobiology*. 2023, 23(1), 79–97. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2022.10.002>



Contents lists available at ScienceDirect

Ecohydrology & Hydrobiology

journal homepage: www.elsevier.com/locate/ecohyd

Original Research Article

Influence of river channel deflector hydraulic structures on lowland river roughness coefficient values: the Flinta river, Wielkopolska Province, Poland

Stanisław Zaborowski^{a,*}, Tomasz Kałuża^a, Maksymilian Rybacki^a, Artur Radecki-Pawlik^b^a Department of Hydraulic and Sanitary Engineering, Poznań University of Life Sciences, Piątkowska 94, 60-649, Poznań, Poland^b Chair of Structural Mechanics and Material Mechanics, Faculty of Civil Engineering, Cracow University of Technology, ul. Warszawska 24, 31-155, Cracow, Poland

ARTICLE INFO

Article history:

Received 12 April 2022

Revised 5 September 2022

Accepted 17 October 2022

Available online xxx

Keywords:

Roughness coefficient

River channel deflector

The Flinta river

1-D Hec-Ras model

Hydromorphology

River restoration

ABSTRACT

River channel deflectors are environmentally friendly low head hydraulic structures constructed from wood, stones and coarse gravel. Their aim is to protect river banks against erosion, to change the direction of river flow making the river course naturally meandering instead of artificially straight, to provide natural refugia for fish and invertebrates and finally to improve hydraulic discharge conditions. However, from the designing point of view they are difficult to represent in hydrodynamic models since they are constructed and fixed in the river bed differently. For this reason, in hydraulic models' deflectors may be treated as modifications to the value of the watercourse bed roughness or reduction in the active part of the cross-section. Thus, to test the suitability of one-dimensional models for river restoration involving river deflectors, a 1-D numerical model of the lower section of the Flinta river (Wielkopolska Province, Poland) was prepared. To do that, firstly three channel flow deflectors were constructed and installed in the lower section of the Flinta river. Secondly, hydrometric measurements were continued systematically over three years. Next, based on field studies and field data, calculations were made using the HEC-RAS 1-D software. Several variants of the shape and the effect of deflectors were tested. On this basis, the variability of the roughness coefficient value for the Flinta riverbed after the implementation of deflectors was analyzed. The novelty of the research is that the obtained results show that river channel deflectors have a significant influence on the processes of morphological changes (such as: velocity distribution, grain size changes, tendency towards channel meandering, channel slope) of the riverbed and thus also on changes in hydromorphological parameters of river flow. The presented case study confirmed the potential for effective deflector operation for the velocity range of 0.10 – 0.30 m·s⁻¹. The maximum changes of the river bed elevation after the deflectors had been introduced reached 0.10 m. It was also found that the effect of deflectors on roughness at high water levels was non-significant and did not increase the risk of flooding. For Q1% flow, the implementation of flow deflectors had no significant effect on the capacity of the studied river section. Only slight subduction of 0.02 – 0.03 m of the water surface in the vicinity of the deflectors could be observed compared to the model from before the restoration activities. The greatest impact of the channel deflectors is seen at low water levels and low flows that do

* Corresponding author.

E-mail addresses: stanislaw.zaborowski@up.poznan.pl (S. Zaborowski), tomasz.kaluz@up.poznan.pl (T. Kałuża), rmradeck@cyf-kr.edu.pl (A. Radecki-Pawlik).

not exceed average flow values. Finally, it was shown that the best solution to implement deflectors into a one-dimensional model is to consider their influence as a change in the value of Manning's coefficient. The obtained results can be considered universal in relation to typical transformed small lowland watercourses that have been straightened and regulated and are to be subjected to the process of river restoration.

© 2022 European Regional Centre for Ecohydrology of the Polish Academy of Sciences. Published by Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

The destruction of valuable water and water-dependent habitats, as well as the loss of their eco-systemic impact, has led in many cases to an increased awareness of the importance of these habitats (Yi et al. 2014; Radecki-Pawlik, 2015). This became the basis for more conscious management of environmental resources and the spread of knowledge concerning the importance of this problem (Rana et al. 2017; Roni and Beechie, 2012). As a result, large-scale efforts have begun to be made not only concerning the maintenance and protection of current river conditions but also river restoration and revitalization (Dufour and Piegay, 2009; Elkins et al., 2007). This is also reflected in the provisions of national law (Polish Water Law 2017 as well as international documents (e.g., the Water Framework Directive).

The Water Framework Directive (WFD) or 2000/60/EC Directive of the European Parliament and the Council of 23 October 2000 (Water Framework Directive), establishing a framework for Community action in the field of water policy, is in force throughout the European Union and obliges all the member states to protect watercourses and water reservoirs. The directive imposes the obligation to make all possible attempts to improve the condition of watercourses and water reservoirs to ensure at least their good condition. These regulations together with other EU regulations support the restoration of watercourses (Roni and Beechie, 2012; Dufour and Piegay, 2009; Pan et al., 2016; Kałuża et al., 2014). River restoration is the process of transformation and actions that aims to restore waters and bring them closer to their natural state (SER, 20017; Tyminski and Kałuża, 2013). River restoration is a difficult activity and it is very often impossible to carry out (Roni and Beechie, 2012; Hammersmark et al., 2010). Obtaining an ecosystem that is resilient and sustainable through such activities is not always obvious and realistic. A method that can significantly support the process of planning and selecting appropriate measures to improve the ecological status of the river can be the properly conducted using hydrodynamic modelling (Cao et al., 2011; Tyminski, 2012; Radecki-Pawlik, 2014). Hydraulic models can provide information on flows, depths and changes in elevation (Laks et al., 2017; Guo and Zhang, 2016; Walczak et al., 2018). All these elements affect the biological and hydromorphological parameters of rivers that are being restored (Radecki-Pawlik, 2014; Szałkiewicz et al., 2019). This applies in particular to changes in the value of the channel roughness coefficient after the implemented revitalization measures for the section, in which a set

of flow deflectors was installed (Szałkiewicz et al., 2019; Thompson and Stull, 2002; Niezgodna and Johnson, 2006).

In the above context, river restoration requires a comprehensive approach, including engineering tasks, e.g., methods for the prediction of hydraulic, hydromorphological and ecological restoration outcomes (Bockelmann et al., 2004). Such opportunities are provided by hydraulic and eco-hydraulic modeling (Yi et al., 2014; Rana et al., 2017; Elkins et al., 2007; Laks et al., 2017; Guo and Zhang, 2016; Miwa and Parker, 2012; Gibson and Pasterneck, 2016; Greene et al., 2013; Matisziw et al., 2015; Papanicolaou et al., 2011). Models can be used in two ways. First, those may approximate past and forecast conditions in the riverbed and at the floodplains, which may give an overall picture of the whole system. Secondly, more specific changes caused by restoration measures and techniques may be assessed before implementation (Pagliara and Kurdistani, 2016; Palmer et al., 2005).

River channel flow deflectors are a type of hydraulic structures made of stone, gabions, wood, or fascine (Lenar et al., 2009; Kałuża et al., 2018). They are incorporated into the river at every 5 - 7 channel widths, which is connected with the riffle-pool sequence distance in rivers (Radecki-Pawlik, 2014). They direct flows and are often implemented to create a ramp for fish (Rana et al., 2017). Lenar-Matyas et al. (2009) expressed an opinion that deflectors increase bed roughness of mountain and lowland rivers, and when properly positioned, they force the direction of the flow, aerate the stream, and contribute to the self-purification of the watercourse. They are applied not only in river engineering, but also to protect water banks and shores (Biron et al., 2004), including seashores.

Deflectors used in river revitalization and restoration treatments are described as a series of low structures in the bed that irregularly narrow the bed causing variation in flow velocity, reducing local erosion and accumulation (Pan et al., 2016; Beckers et al., 2015). To avoid uncontrolled riverbank scour (erosion) and significant flow disturbance, deflectors are small and their impact is limited.

River channel deflectors are used successfully for both mountain and submontane rivers and lowland rivers. However, this requires different construction techniques and use of materials (Fig. 1). The materials and design of deflectors are determined by the operating conditions of the structure, susceptibility to deterioration and availability of local materials (Zaborowski et al., 2021).

This study aimed to analyze changes in the values of averaged roughness coefficients for the bed of a lowland river, in which a set of channel deflectors was introduced as a means to initiate restoration processes. This issue is



Fig. 1. Examples of different deflector design solutions, a) deflector development with logs and stone erratics of the Roztoka Mała mountain stream bed (PCW, 2018), b) stone deflector system on the Königsseer Ache mountain river, Austria (rivercale.org, 2021), c) D-shaped wicker deflector on the lowland river Skerne, UK (wildtrout.org, 2021), d) fascine silage deflector – the lowland river Welland UK (bristolavonrivertrust.org, 2021)

extremely important in terms of assessing the impact of these treatments on water flow conditions. Our paper analyzes the variability of the roughness coefficient value for the Flinta river bed after the implementation of river restoration structures in the form of river channel deflectors. After consultations with the Regional Water Management Board in Poznan (RZGW), the authors designed and constructed deflectors in the Flinta riverbed. This river was selected as a part of the national program for the renaturalization of surface waters in Poland (Pawlaczyk 2020) and a team of researchers from the Poznań University of Life Sciences had already carried out renaturalization-related research projects on this section of the Flinta (e.g. Kałuża et al., 2018). The research showed that the watercourse has a high ecological potential and the team started to look for opportunities to improve its ecological status by restoring meanders of the Flinta. On the basis of the performed research, the effect of deflectors on flow resistance was determined for low, medium and high-water flows. Finally, the accuracy of output parameters indicating the impact of river deflectors was tested. Firstly, to solve a problem with the definition of small instream hydraulic structures, a set of deflectors was built in the

river reach. Then, it was introduced into the 1-D model in various possible variants, including modifications of cross-sections. Simulations were performed using the HEC-RAS 5.0.6 software. Two calculation variants were tested: (1) the channel without deflectors, and (2) the channel after the structures had been introduced (with 4 different methods of entering deflectors into the model). The main practical output of our research and simulation show the applicability of 1D models to analyze simple river management low head hydraulic structures (in our case: fascine low head hydraulics deflectors). The obtained results can be considered universal in relation to typical transformed small lowland watercourses that have been straightened and regulated. The novelty of the presented research is connected with the reference of the results of field research carried out systematically for almost three years to obtained 1-D model outputs and then to draw specific conclusions.

2. Description of the researched river section

The research facility is located near the village of Rożnowo-Młyn in the Rogoźno commune (Wielkopolska

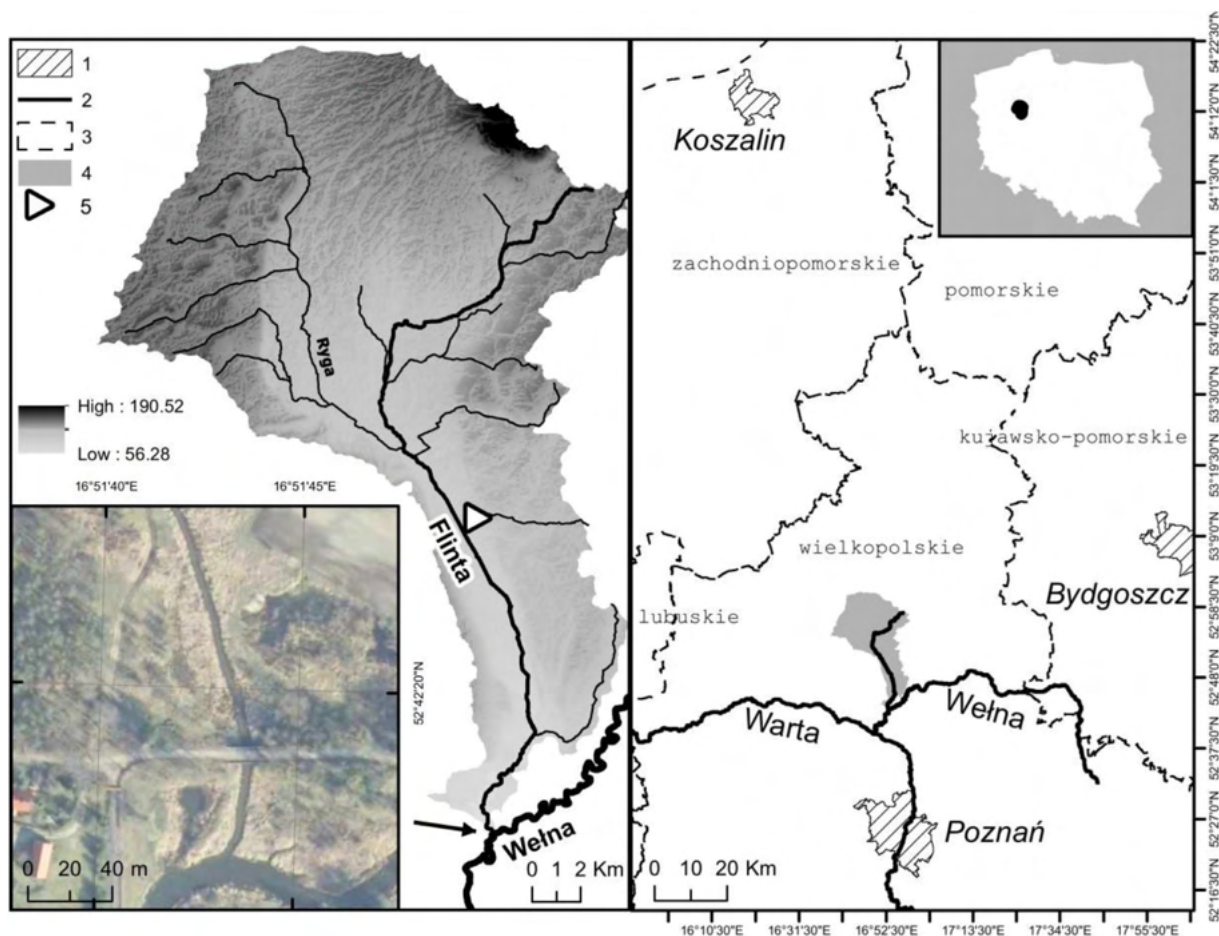


Fig. 2. The Flinta river catchment with the research section marked, 1- county town boundaries; 2- rivers; 3- province boundaries; 4- the Flinta river catchment; 5 - gauge station.

Province, Poland) and it is an estuarial fragment of the Flinta river, which is a right tributary of the Wełna river (Fig. 2). Based on the Water Framework Directive (WFD, 2000), the Flinta river is classified as a lowland sandy stream. The length of the river is 27 km and its catchment area is 345.47 km². Like most watercourses in Poland, it has been strongly transformed as a result of regulatory and land reclamation activities carried out in both the 19th and 20th centuries (Szałkiewicz et al., 2022a, Żelazo, 2006; Żelazo, Popek, 2014). The transformations made in the 19th century were carried out for the needs of agriculture (meadows and pastures).

There is one water gauge station on the Flinta located in Ryczywół (km 14+355) (Szałkiewicz et al., 2022b). The length of the river is 27 km and its catchment area is 345.47 km². One water gauge station on the Flinta is located in Ryczywół (km 14+355) (Szałkiewicz et al., 2022b). Publicly available hydrological data cover the period since 1951. Characteristic flows are shown in Table 1.

Hydrological analyses indicated that at the Ryczywół water gauge station flows in the range of 0.1 - 0.2 m³/s occurred most frequently during the 1951-2014 period (13.6% of all days in the multi-year period). According to the phys-

Table 1

Characteristic flows from the multiyear period 1951-2014 for the Ryczywół water gauge. Characteristic discharges: NNQ- lowest of the annual low; SNQ- average of the annual low; SSQ- average of the mean annual; WSQ- highest of the mean annual; SWQ- average of the annual high; WWQ- highest annual high

Period	Characteristic discharges rates [m ³ ·s ⁻¹]					
	NNQ	SNQ	SSQ	WSQ	SWQ	WWQ
Data for whole hydrological years	0,01	0,10	0,66	1,72	3,26	7,28

iographic division (Kondracki 1994), the Flinta is located in the Pojezierze Chodzieskie mesoregion.

The estuary section, which is at the same time the longest section of the Flinta river, flows through the Ryczywół commune, comprising also valuable natural areas (Paluch, 2009). Apart from the Noteć Forest, there are also two NATURA 2000 zones in the commune of Ryczywół under the Habitats Directive: the Chlebowo Swamp (PLH300016) and the Wełna Valley (PLH300043). Among large-scale nature conservation areas in the Ryczywół commune, there are also Protected Landscape Areas - the Wełna Valley. Based on research conducted using the

River Habitat Survey (RHS) method (Szozkiewicz et al., 2020), the investigated section on the Flinta river was classified as significantly modified and was assigned Class IV (Szozkiewicz et al., 2020; Raven et al., 1998).

The average slope of the riverbed is about 0.75%, with lower gradients in the upper and middle stretches, where the river valley is wide and flat. Along the downstream part of the river, in the length of 11 km, the valley becomes narrower and the channel slope increases. The studied river reach is nearly 160 m long and is characterized by a drop of the water level of ca. 1.3%.

3. Materials and Methods

3.1. Materials

Openwork fascine deflectors were selected for the study as eco-friendly and easy to build structures of simple design. The location of deflectors in the estuarine section of the Flinta River was not accidental. Namely, the selected section is where basket studies had already been conducted (Kałuża et al., 2015; Kałuża et al., 2016), and which due to the shape of the valley the geological structure of the bed (fine sands, medium sands, and gravels) and intensive sediment transport is susceptible to transformation. Wicker deflectors were made according to literature recommendations (Pagliara and Kurdistani, 2016). They were designed to obstruct approx. 1/3 of the width of the riverbed. The deflector spacing was approx. 5 times the width of the river. The deflectors were constructed from pine dowels with a diameter of approx. 0.04 m dug into the riverbed to a depth of approx. 0.50 – 0.70 m. The spacing of the dowels was approx. 0.40 m (Fig. 3). Wicker sticks obtained from nearby willow bushes were interwoven between the dowels, giving the construction an openwork character (Fig. 4). The first dowels were dug at a small depth into the bank creating the so-called 'groyne', the purpose of which was to protect the deflector from being scoured from the bank, which would have greatly reduced its efficiency. Positioning the deflectors at a 70° – 80° co-current angle was beneficial due to the greater efficiency of deforming the streamline and accelerating the process of changing the morphology of the riverbed. As time passed, the deflectors suffered minor damage, due to their relatively fragile structure. This required regular repairs carried out during systematic survey trips. The repairs included filling in the wicker sticks and straightening the deformed structure, which was scoured, especially after the floods and the winter seasons when ice appeared on the river.

3.2. Methods

The scope of the study included both hydrometric measurements and hydrodynamic modelling of the river flows along the studied river section. Geodetic measurements were the primary source of data regarding changes in the bed shape, the water surface level and cross-sections. Cross-sections were determined using pairs of dowels dug at opposite edges banks. Each pair of dowels was levelled and located using GPS RTK surveying instruments. The

measurements were made with an optical level Nikon AX-2s, each time starting at a fixed levelled point. The accuracy of dowel levelling was 0.002 m. In addition, the measurements were controlled by previously measured dowel ordinates marking the measurement cross-sections. The accuracy and repeatability of the measurements were ensured by a measuring tape unrolled always in the same way between the dowels and a spirit level. This ensured that measurements were taken at the same cross-sections (with a location-specific accuracy of approx. 0.02 m). This provided an opportunity to make comparisons of results across successive measurement sets.

Regular measurements of the geometric variability of the riverbed were the basis for monitoring changes in the riverbed. In the first stage the initial condition before the deflectors were constructed was determined in detail, including the shape of river cross-sections, river banks and a fragment of the river valley near the Flinta. Subsequently, after the deflectors had been built, 15 cross-sections were marked out, within which regular geodetic measurements were carried out (during the period of 4 years). In 2019, to more accurately document changes occurring upstream and downstream of the deflectors, the number of cross-sections was increased to 28 (Fig. 3).

A Valeport model 801 hydrometric current meter was used for flow measurements, from which averaged velocities from 10 instantaneous measurements were read (accurate approx. 0.01 m·s⁻¹). A scaled rod of the hydrometric current meter was used to read the depths, providing measurement accuracy of 0.01 m. Measurements of water velocity in the bed allowed to determine flow magnitudes and velocity distributions. Analysis of the results for different data and flow variants resulted in the analysis of the effect of deflectors on roughness coefficient values for the studied river section. The 1-D Hec-Ras 5.0.6 software was used to calibrate the model and determine roughness coefficients in the bed for each cross-section.

4. Measurements and hydrodynamic models

Measurements were made at hydrometric plumbs spaced 0.50 m apart, with the first plumb 0.50 m from the point where the water surface meets the bank. In plumbs, velocities were measured at the depths of 0.01, 0.02, 0.03, 0.05, 0.10, 0.15 m and further at every 0.10 m. In the additional 2019 cross-sections, plumbs were spaced 1.0 m apart while velocity was measured, depending on the ability to make measurements in a single day at the depths of 0.01, 0.05, 0.10, 0.15 m and further at every 0.10 m.

The first flow velocity measurements in 2018 were made at 9 cross-sections (numbers: 6, 8, 10, 13, 15, 17, 20, 22, 24) including 3 (nos.: 8, 15 and 22) of them at deflector cross-sections and 6 at cross-sections 2 m downstream and upstream of the structures. The following measurements were taken on 23 July and 11 October 2008. From 2019, the number of cross-sections where speed distribution measurements were recorded was increased to 20 (numbers: 1, 2, 3, 4, 6, 8, 10, 11, 12, 13, 15, 17, 18, 19, 20, 22, 24, 26, 27, 28) and the measurements were made on May 30 and October 23.

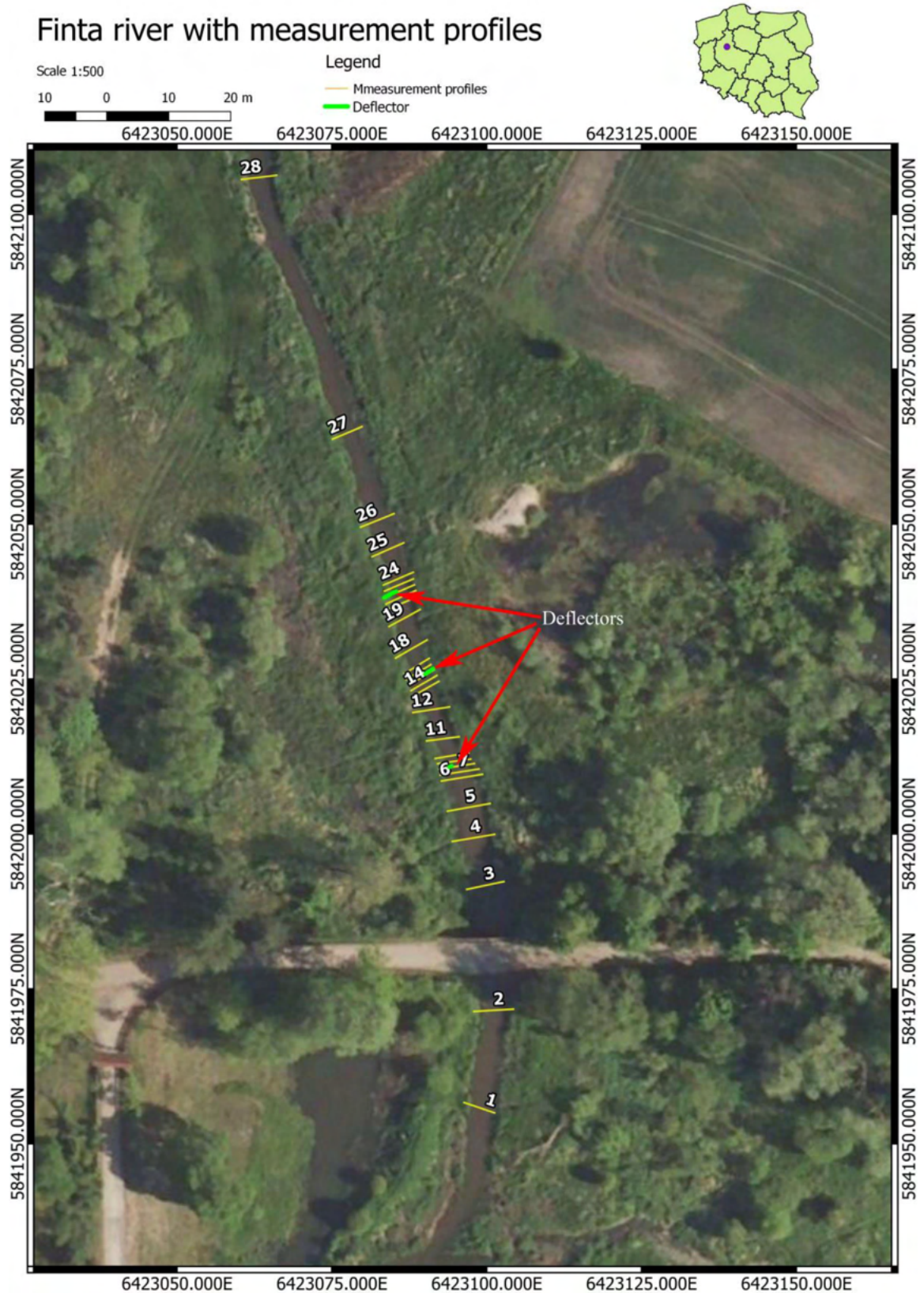


Fig. 3. Map of the Flinta river study section with research cross-sections, and location of deflectors.

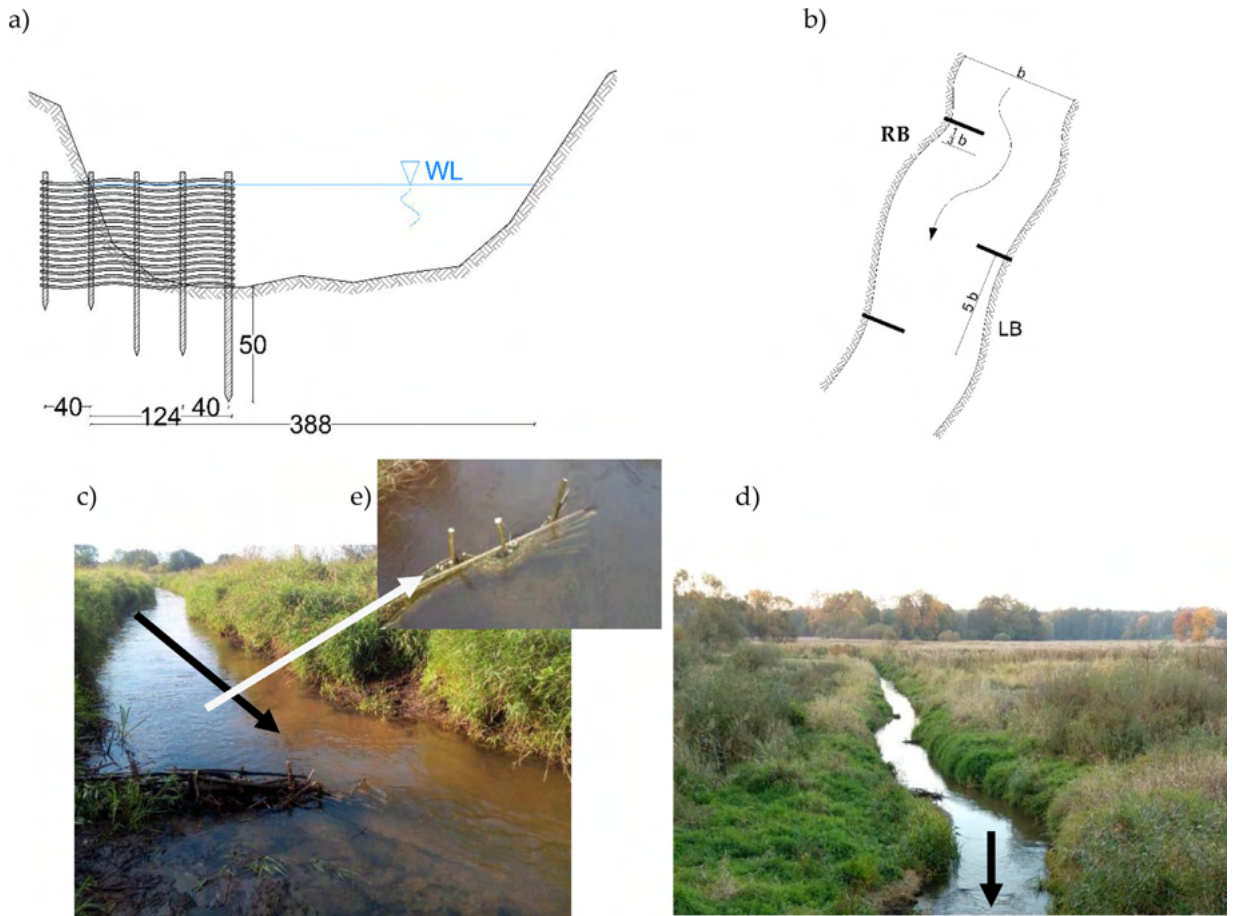


Fig. 4. The deflector scheme and placement along the studied section of the Flinta river: a) scheme of deflector structure; b) scheme of the location of deflectors in the river; c) completed deflector in the river; d) the Flinta river with completed deflectors; e) wicker deflector.

Based on hydrometric measurements, water flow rate values were assessed using the calculation method in accordance with the recommendations of the Institute of Meteorology and Water Management in Poland (Polish abbreviation: IMGW, [PN-EN ISO 2009](#)). These values were then used in the modeling process. In order to compare the changes occurring in the studied section, results from four measurement cycles with similar flow rate values were selected for the analysis ([Table 1](#)). Daily flow data from the Ryczywół water gauge obtained from IMGW for the period 1981 – 2015 were used to estimate the 1% flow. The maximum-likelihood method was used as described in the methodology recommended by the National Water Management Authority (Polish abbreviation: KZGW now National Water Management Authority Polish Water) (according to the method of calculating maximum flows rate with defined probability of exceedance for controlled and uncontrolled catchments - [Association of Polish Hydrologists 2017](#)).

The 1-D, steady flow [HEC-RAS](#) model ([hec.usace.army.mil2021](#)) was used ([USACE, 2010](#)) in line with the postulates of [Chow \(1959\)](#) and [Chang \(2008\)](#) presenting in detail flow velocity, energy as well as other hydraulic equations to determine all analyzed hy-

draulic parameters as well as water stages for specific flood discharges in the studied cross-sections of the Flinta river. String models were created for cross-sections, where the hydraulic gradient was calculated based on cross-sectional geometry, elevation of successive cross-sections and the distance between them. A mixed-flow regime mode was used for the modeling. Model calibration was conducted using the findings of [Brandimarte and Baldassarre \(Brandimarte and Baldassarre, 2012\)](#), [Gibson et al. \(2017\)](#) and [USACE \(2010\)](#).

For the purpose of this study, thirteen 1-D independent models in HEC-RAS for four sets of survey cross-sections and hydrometric measurements were constructed. For the first set, before the installation of the deflectors, one model (called model-0) was built. For three subsequent sets, deflectors were implemented in HEC-RAS as (a) cross-section modification (a deflector is implemented to HEC-RAS as a modified river bank as if it was a part of it), (b) over-flow (a deflector is implemented to HEC-RAS as a hydraulic structure in the cross-section, for the purpose of calibration, the C overflow capacity factor was selected, which characterizes the flow of the structure), (c) Manning's coefficient modification in one cross-section (a deflector is implemented into HEC-RAS as an increase in roughness

SCHEME OF ELABORATED HYDRODYNAMIC MODELS

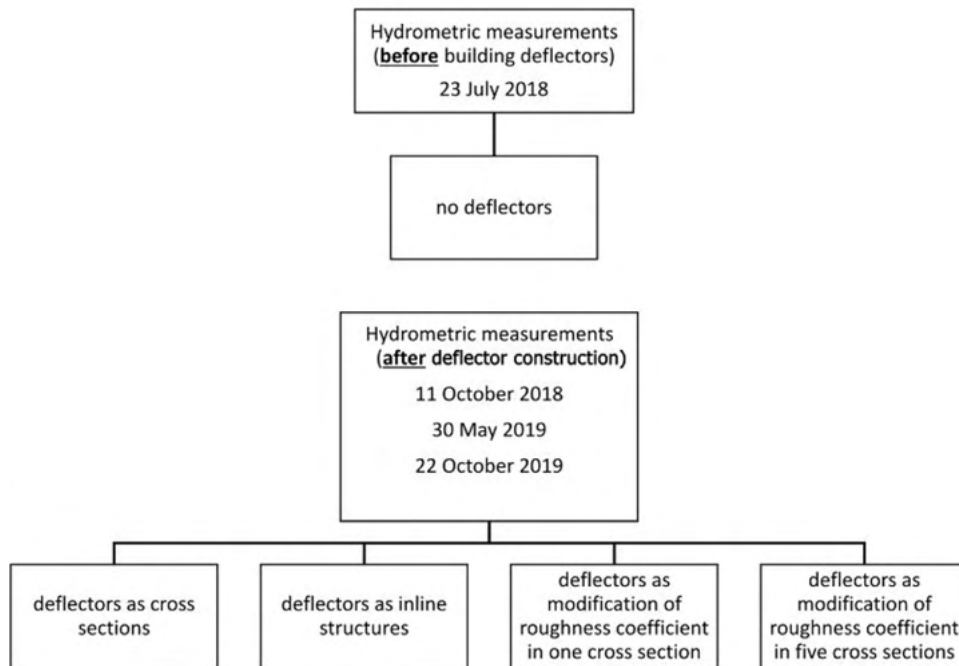


Fig. 5. A scheme of the hydrodynamic models

in the cross section, in which it is physically built), and (d) Manning's coefficient modification in five cross-sections (a deflector is implemented to HEC-RAS as an increase in roughness in 5 cross-sections (2 upstream and 2 downstream of it and in the cross-section where it is physically built). A scheme of the adopted research plan is shown in Fig. 5.

The modification of the cross-sections (a) was based on changing their shape depending on the dimensions of the deflectors (a). This resulted in cross-sections with a limited active part. The 1-D HEC – RAS software allows deflectors to be included in the mathematical model also as overflows (b). The software should adopt one of two overflow types, with a wide top or practical shape. The shape of the objects coincided with the shape of the cross-sections that represented them in the first approach (Fig. 8). Calculations were conducted according to of the following formula:

$$Q = CLH^{\frac{3}{2}} \quad (1)$$

where:

- Q - flow rate ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$);
- C - overflow capacity factor ($\text{m}^{1/2} \cdot \text{s}^{-1}$);
- L - overflow length (m);
- H - the difference in elevation of the energy line and of the overflow (m).

The calculation adopted an overflow scheme with a practical shape. A flow rate of $1.4 \text{ m}^{1/2} \cdot \text{s}^{-1}$ was also selected. When flow deflectors were included by changing the roughness locally, the bed coefficients were modified

in one cross-section (c) – at the deflector spindle or in five cross-sections – at the deflector spindle and in two cross-sections upstream and downstream (d).

Normal depth was used as the downstream boundary condition, while the flow derived from hydrometric measurements was used as the upstream boundary condition. The downstream boundary condition was adopted in the first cross-section (km 0+000 of the model), while the upstream boundary condition was adopted in the 28th cross-section (km 0+155 of the model). The models were calibrated based on the available data, i.e., flow rate and water surface elevation at the time of the measurement. Validation of the models was carried out based on the water surface elevations and flow rate data, derived from four field trips. Manning coefficients were adjusted until the obtained model results were consistent with measurements. The above was done for model variants, in which the deflectors were implemented as modified river banks (variant a). For the other variants (b-d) the same roughness coefficients were applied along the length of the section. Local changes to the Manning coefficients were applied for variants c and d. The above information is summarized in Table 2.

Twenty-eight cross-sections were included in each model. In the model developed for calculations for 1% discharge a bridge located at km 0+020 was additionally considered. Calculations for the bridge were conducted using the energy equation, in which the bridge structure is considered as a normal bed cross-section, but the cross-sectional area is reduced by the area of the structure

Table 2
The Flinta river hydraulics boundary condition parameters

Date of measurement	Downstream boundary condition H	Upstream boundary condition ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) Q
11/10/2018	Normal depth	0.20
30/05/2019	Normal depth	0.21
23/10/2019	Normal depth	0.15

and the wetted perimeter is increased by the elements in contact with the water.

Because the geodetically measured cross-sections were too short for the 1% water simulation, they were extended to cover the entire floodplain. The shape of the cross-sections was developed based on a 1 m resolution numerical terrain model (NMT) obtained from GUGiK (Head Office of Geodesy and Cartography). Manning roughness coefficient in the floodplain was assumed based on field vision at $n = 0.045 \text{ m}^{-1/3} \cdot \text{s}^1$ (Cao et al., 2011).

The original roughness coefficients were changed in subsequent iterations until a water surface profile for the riverbed consistent with the measurements was obtained. For all the models developed, additional simulations were performed taking into account the most frequent flows of $0.18 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ and $0.20 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Five simulations for a 1% flow rate of $11.97 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ were also performed and they concerned the models developed from geodetic measurements taken during the first (23/07/2018) and last (23/10/2019) field trips. A total of 44 simulations were performed and they are presented in Table 3.

5. Results

5.1. Field measurements

Field measurements and analysis of the results showed the magnitude of the transformations induced by the introduction of deflectors into the regulated river channel.

Table 3
The comparison of HEC-RAS model simulations performed for the Flinta river.

Design discharge rate	Measurement date	Flow deflector implementation	Variant	
Hydrometric measurements	$0.16 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	23/07/2018	0	
		11/10/2018	a	
			b	
			c	
	d			
	$0.21 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	30/05/2019	a	
			b	
			c	
			d	
	$0.15 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	23/10/2019	a	
			b	
			c	
d				
$Q = 0.18 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$		23/07/2018	0	
			11/10/2018	a
				b
				c
		30/05/2019		d
			a	
			b	
			c	
	23/10/2019	d		
		a		
		b		
		c		
$Q = 0.20 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	23/07/2018	0		
		11/10/2018	a	
			b	
			c	
	30/05/2019		d	
		a		
		b		
		c		
	23/10/2019	d		
		a		
		b		
		c		
$Q_{1\%} = 11.97 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	23/07/2018	d		
		23/10/2019	0	
			a	
			b	
			c	
		d		
		W1		
		W2		
		W3		
		W4		
		W5		
		W6		
		W7		
		W8		
		W9		
		W10		
		W11		
		W12		
		W13		
		W14		
		W15		
		W16		
		W17		
		W18		
		W19		
		W20		
		W21		
		W22		
		W23		
		W24		
		W25		
		W26		
		W27		
		W28		
		W29		
		W30		
		W31		
		W32		
		W33		
		W34		
		W35		
		W36		
		W37		
		W38		
		W39		
		W40		
		W41		
		W42		
		W43		
		W44		

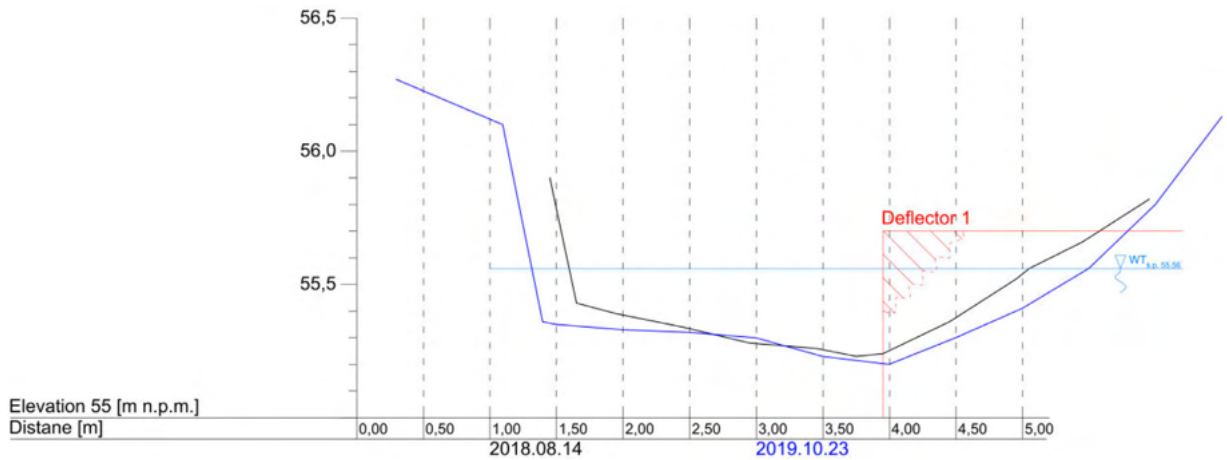


Fig. 6. Changes in the layout of the riverbed.

A comparison of changes in the channel geometry in the profiles with installed deflectors and their vicinity and the control profiles over a period of 2 years shows the increased dynamics of the changes taking place. The greatest changes in the profile were observed 1-2 m downstream of the deflectors. For example, the lateral erosion of the channel in the period in question in the profile downstream of deflector No. 1 (profile No. 7) was the greatest observed and amounted to 0.32 m (Fig. 6). For the profiles near deflector No. 2 (profile No. 14), the difference was 0.21 m, while in profile 21 (downstream of deflector No. 3) the erosion was 0.28 m. The lateral change of the channel in the control profile (profile 27) above the impact of the structure was 0.09 m.

On the other hand, vertical changes in the riverbed system took the highest values in the deflector profile and up to 1 m downstream. In profile 7 it was about 0.08 m, for profile 14 the erosion was 0.07 m, while it was 0.10 m in profile 21. In the intermediate profiles between the deflectors, changes in the position of the riverbed were visi-

ble, reaching up to 0.05 m in places. Depth erosion in the control profile was approximately 0.02-0.03 m and it was associated with a shift in the current line from the left bank towards the right bank. An accumulation of riverbed sediments was observed at the location of the previous streamline.

Depth erosion was also accompanied by accumulation phenomena and diameter changes in the bottom sediments. Below the control profile, sediments accumulation was observed in the profiles downstream of the deflectors on the same bank as the structure. The distance, over which the material was deposited was generally in the range of 2-5 m downstream of the deflector. Investigations of the grain size distribution showed an intensive process of grain sorting. In the current line in the profiles 1 m downstream of the deflectors, where water velocities were greater, the sediment size (d_{50} , median grain size) increased from 0.31 mm to 3.9 mm (Fig. 7a), which was indicative of an increase in the proportion of gravels and stones. In the areas of accumulation upstream of the de-

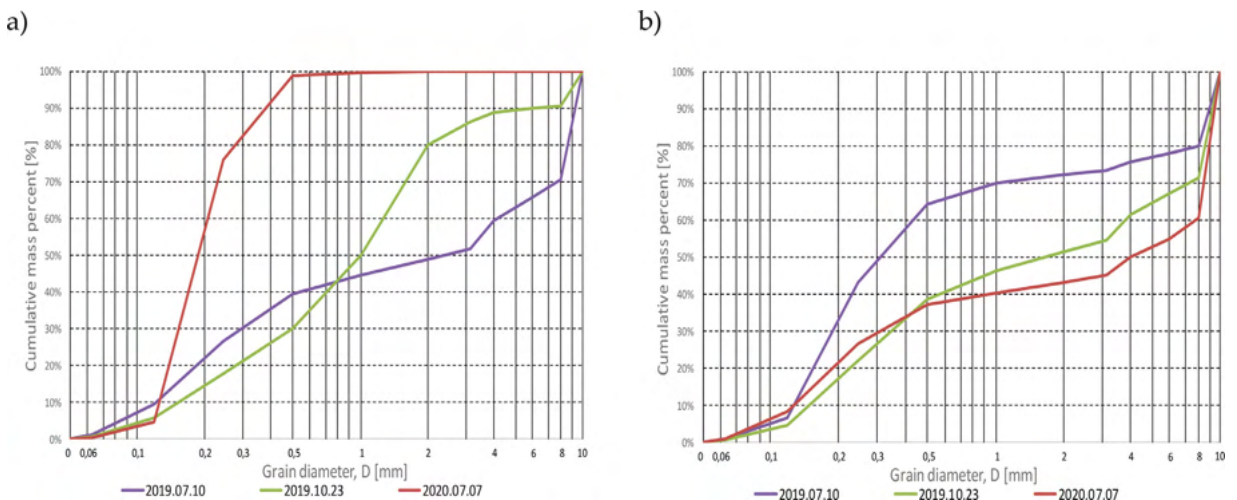


Fig. 7. Changes in sediment size, a)- upstream of the deflector cross-section; b)- cross-section downstream of deflector.

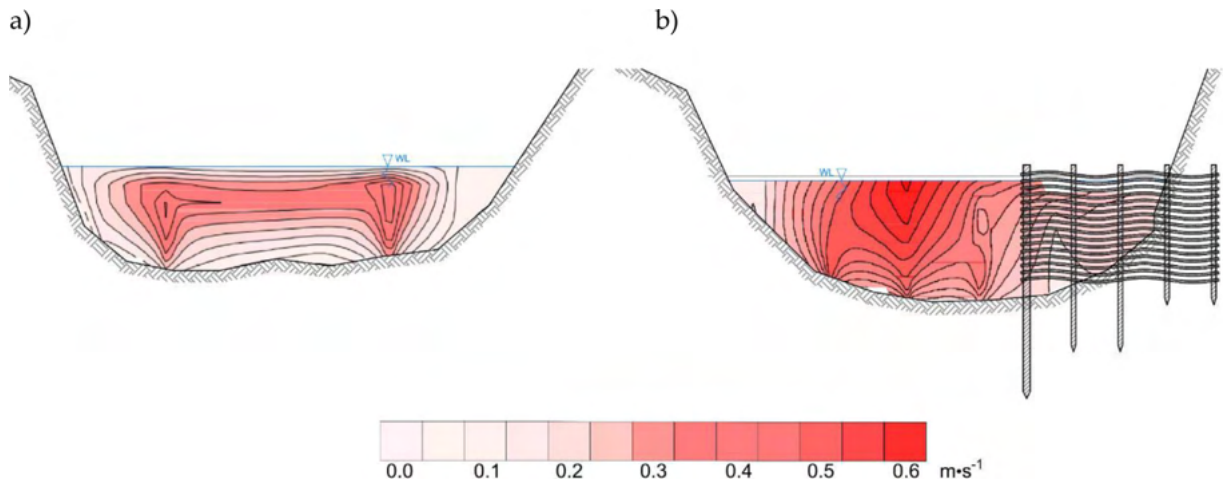


Fig. 8. Comparison of the water velocity distribution pattern for the Flinta river cross-section no. 22. Velocity values on 23/07/2018 (a) before deflector construction (Before DC) and 23/10/2019 (b) after deflector construction (After DC).

Table 4

The hydraulics parameters for the 23rd cross-section of the Flinta river (1 m upstream of deflector no. 3)

Date	2018/07/23	2018/10/11	2019/05/30	2019/10/23
water surface [MASL]	55.58	55.62	55.65	55.58
River bed height [MASL]	55.32	55.36	55.29	55.15
Flow velocity V [m·s ⁻¹]	0.24	0.27	0.20	0.13
Cross-sectional area F [m ²]	0.67	0.72	1.03	1.13
Volumetric flow rate Q [m ³ ·s ⁻¹]	0.16	0.20	0.21	0.15
Manning coefficient n _{avg.} [m ^{-1/3} ·s]	0.0779	0.0532	0.0831	0.0645

deflectors, on the other hand, the phenomenon took the opposite course and the authoritative diameter d_{50} decreased from 2.4 mm to 0.18 mm (Fig. 7b). This coincided with a decrease in flow velocity in the zone upstream of the deflector. In the control profile the changes in sediment contribution were small and no special differences were observed over the study period.

Based on the collected and analyzed measurement data, the hydrodynamic models were calibrated. After the simulation the calculation results characteristic of individual cross-sections were exported to a file. The most important characteristic results are summarized in Table 4. These results mostly match measured data with the largest observed difference of 0.02 m.

Average flow velocities were also similar to those observed in the field studies and ranged from 0.13 m·s⁻¹ to 0.27 m·s⁻¹. However, the flow deflectors greatly altered velocity distributions in the cross-sections (Pascale et al., 2005; Leslie et al., 2007). Construction of deflectors resulted in shifting of the current line and differentiation of velocity distributions, which can be observed e.g. section 22 (Fig. 8). The high concentration of flow in the rest of the bed is evident in increased velocities, thus the part of

the cross-section in the shadow of the deflector has significantly lower velocities compared to the results before the construction of deflectors. Similar observations were reported by the US Bureau of Reclamations (2010) and Leslie (Leslie, 2010).

5.2. Modelling

Modelling results for a flow of 0.20 m³·s⁻¹ are shown in Fig. 9. It also marks changes in the riverbed shape after the implementation of deflectors over a 2-year period. Modelling results for 1% flow are presented in Fig. 10. The simulation for the model before the implementation of deflectors (23/07/2018) and the data from the measurements in 23/10/2019 were compared. In Fig. 10 a slight rise in the water surface near the deflectors is visible, but this has a marginal effect on the final extent of the floodplain.

Fig. 9 presents the values of Manning's coefficient caused by the construction of channel flow deflectors. For measurements taken in October 2018 and 2019 the coefficient values are lower. This may be due to lower vegetation in the bed, as in the autumn period vegetation is normally

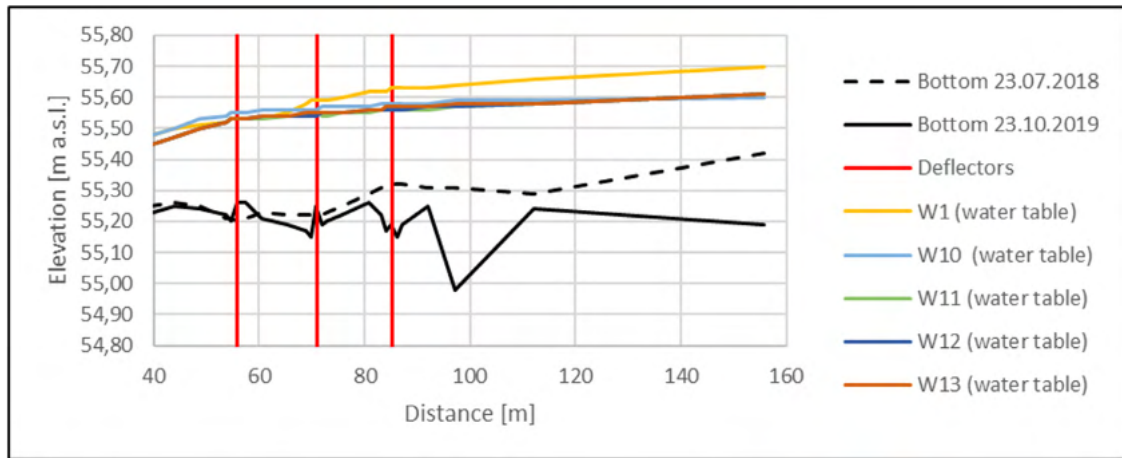


Fig. 9. Comparison of water surface profile for 0.200m³/s flow for W1 (Before DC), W10-W13 (After DC): on the Flinta river.

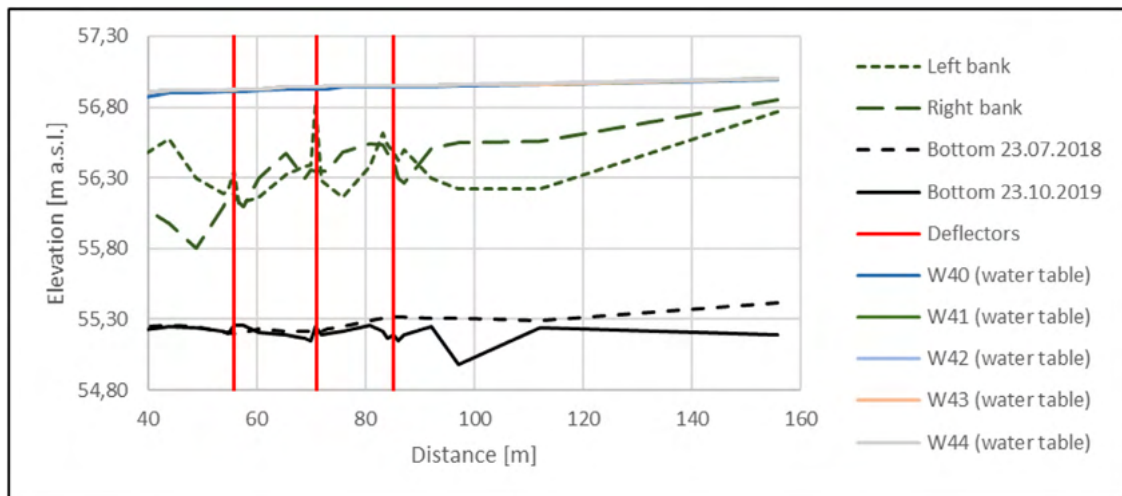


Fig. 10. Comparison of water surface profile for flow for $Q_{1\%}$ W40- W44 (After DC): on the Flinta river.

lower. On the other hand, there is a noticeable increase in the value of the coefficient over time. The same situation happens for measurements taken in July 2018 and May 2019. The coefficient values are higher due to vegetation, but in this case also an increase in roughness coefficient values is evident over time after two years of the deflector operation. Changes in the bed morphology (shallows, pools, and washouts behind the deflector head) after the construction of deflectors contribute to an increase in the roughness coefficient value in the studied section. Similar observations were provided by Gippel and Kondolf (Gippel, 1995; Kondolf, 1998). Fig. 11 shows average Manning's coefficient values for the entire study section for the example variants. On the other hand, Fig. 12 presents the average values of Manning's coefficient for each variant.

The modelling results for all variants of deflector implementation are also presented and compared to the situation before the implementation. As an example in Table 5, the water surface ordinates for the 1st variant (W1- before -DC) and four variants (a, b, c, and d- after DC) for October 2019 are presented. This allowed us to determine the dif-

ferences in water surface patterns resulting from the implementation of deflectors. The maximum differences did not exceed 6 cm.

The table below (Table 6.) presents differences between the water surface levels for variant W27 and variants W28-W39. Simulations were conducted for a flow of 0.2 m³/s. The largest absolute differences are observed at the edge cross-sections.

6. Discussion

The determined values of the discharge coefficients for each deflector for different data sets for the Flinta river research are presented in Table 7. The discharge coefficients were determined by successive iterations of simulation on the model until the results (water elevation values) were as close as possible to the values obtained from the actual field measurements.

The averaged results indicate a higher value of the coefficient than recommended in the literature (Beechie et al., 2006; Brierley and Fryirs, 2005; Sear et al., 2003). This may

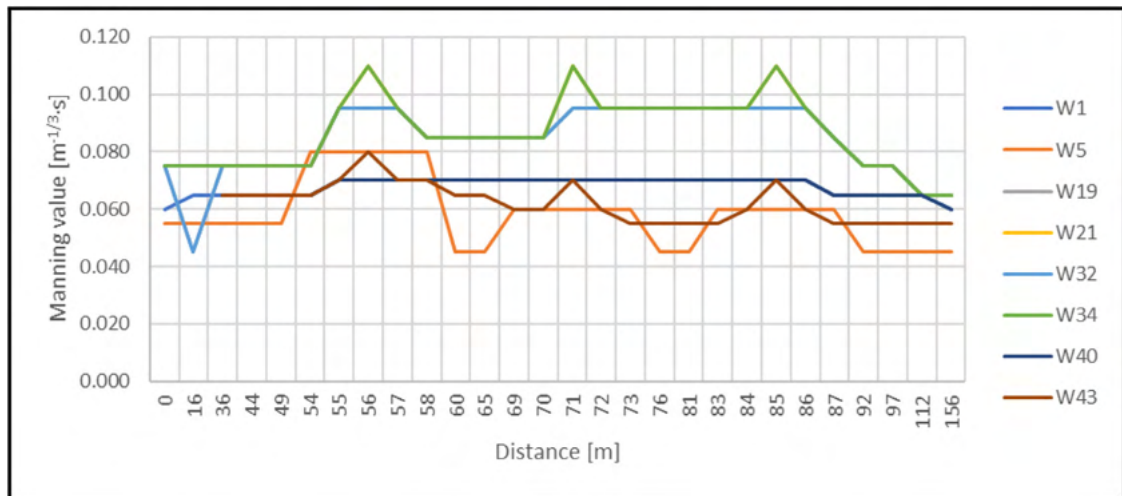


Fig. 11. Changes in average Manning's coefficient values for the Flinta river study region.

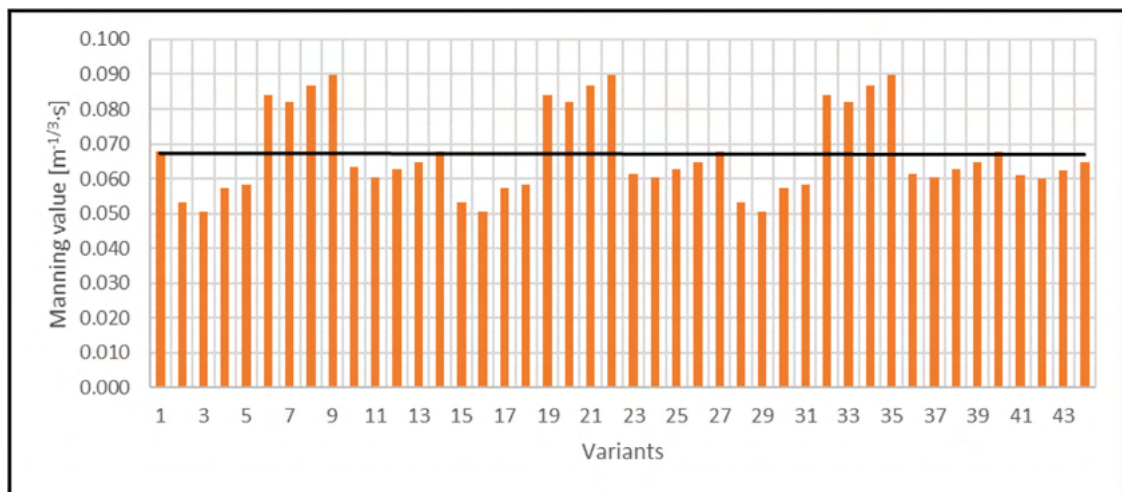


Fig. 12. Average Manning's coefficient values for each variant for the Flinta river study region.

be due to the character of natural deflectors, which include wicker ones.

When analyzing all the variants of deflector implementation in the one-dimensional modelling system, the study showed that the variant, in which deflectors served as a change in the Manning's coefficient value, performed best. This is illustrated in Fig. 13, which shows the average and maximum differences between the model results and water surface measurements. The cross-section directly upstream the deflectors was selected as a reference. The smallest differences were obtained for variants c and d (reaching values of 0.01 m), while the largest maximum difference was recorded for variant a and it reached 0.06 m. The average values of the variants do not exceed 0.02 m.

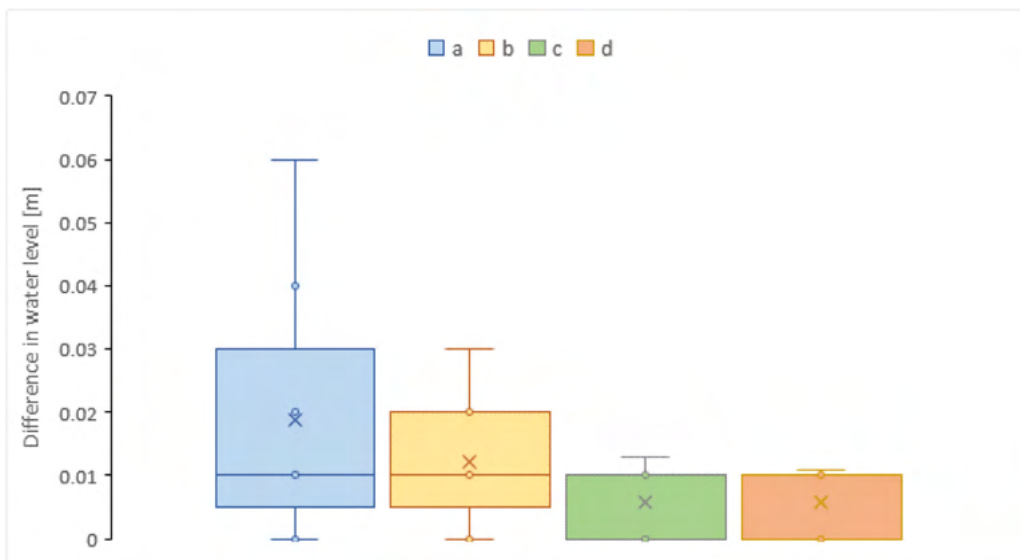
There are many studies on river restoration (e.g. Shields et al., 2003; Sear et al., 2008; Slaney et al., 1997; Opperman and Merenlender, 2004; Pollock et al.,

2011; Roni et al., 2008) and methods (e.g. Sear et al., 2003; Rosgen, 1996) to predict river revitalization processes by building hydraulic, hydromorphological and ecological models (Elkins et al., 2007; Bockelmann et al., 2004; Miwa and Parker, 2012; Gibson and Pasternack, 2016; Greene et al., 2013; Plesinski et al., 2020; Kidová et al., 2021; Korpak et al., 2021). River restoration activities primarily have a practical purpose, being an important part of water management. However, they must be implemented based on detailed studies on the interaction between flow, environmental conditions and aquatic organisms (Guo and Zhang, 2016; Matisziwet et al., 2015; Papanicolaou et al., 2011; Tyminski and Mumot, 2015). Despite ongoing projects and increasing knowledge in this field further research is needed to clearly define environmental interactions related to hydraulic flow conditions (Yi et al., 2014; Rana et al., 2017; Radecki-Pawlik et al., 2014).

Table 5

Water surface elevation differences between measurements and simulation.

Design cross-section (m)	11/10/2018 (Before DC)			23/10/2019 (After DC)								
	W1		Δh (m)	Actual mesure (m a.s.l.)	W10		W11		W12		W13	
	(m a.s.l.)	(m a.s.l.)			(m a.s.l.)	Δh (m)	(m a.s.l.)	Δh (m)	(m a.s.l.)	Δh (cm)	(m a.s.l.)	Δh (m)
155.82	55.68	55.70	-0.02	55.66	55.60	0.02	55.61	0.05	55.61	0.05	55.61	0.05
112.05	55.67	55.66	0.01	55.59	55.59	0	55.58	0.01	55.58	0.01	55.58	0.01
97.11	55.66	55.64	0.02	55.59	55.59	0	55.57	0.02	55.57	0.02	55.58	0.01
92.03	55.64	55.63	0.01	55.58	55.58	0	55.56	0.02	55.57	0.01	55.57	0.01
87.07	55.61	55.63	-0.02	55.58	55.58	0	55.56	0.02	55.56	0.02	55.57	0.01
86.10	55.61	55.63	-0.02	55.58	55.58	0	55.56	0.02	55.56	0.02	55.57	0.01
85.11	55.61	55.63	-0.02	55.58	55.58	0			55.56	0.02	55.57	0.01
84.12	55.58	55.62	-0.04	55.58	55.58	0	55.56	0.02	55.56	0.02	55.57	0.01
83.18	55.60	55.62	-0.02	55.57	55.58	-0.01	55.56	0.01	55.56	0.01	55.56	0.01
80.78	55.59	55.62	-0.03	55.57	55.57	0	55.55	0.02	55.56	0.01	55.56	0.01
75.78	55.58	55.60	-0.02	55.57	55.57	0	55.55	0.02	55.55	0.02	55.55	0.02
72.90	55.59	55.59	0	55.57	55.57	0	55.54	0.03	55.55	0.02	55.55	0.02
71.89	55.59	55.59	0	55.57	55.57	0	55.54	0.03	55.55	0.02	55.55	0.02
70.84	55.59	55.59	0	55.56	55.56	0			55.54	0.02	55.55	0.01
69.87	55.59	55.59	0	55.56	55.56	0	55.54	0.02	55.54	0.02	55.55	0.01
68.90	55.58	55.58	0	55.56	55.56	0	55.54	0.02	55.54	0.02	55.55	0.01
65.43	55.58	55.55	0.03	55.56	55.56	0	55.54	0.02	55.54	0.02	55.54	0.02
60.47	55.57	55.53	0.04	55.56	55.56	0	55.53	0.03	55.54	0.02	55.54	0.02
57.51	55.57	55.53	0.04	55.56	55.55	0.01	55.53	0.03	55.53	0.03	55.53	0.03
56.58	55.56	55.53	0.03	55.56	55.55	0.01	55.53	0.03	55.53	0.03	55.53	0.03
55.70	55.56	55.53	0.03	55.57	55.55	0.02			55.53	0.04	55.53	0.04
54.71	55.56	55.53	0.03	55.55	55.55	0	55.53	0.02	55.53	0.02	55.53	0.02
53.75	55.55	55.52	0.03	55.55	55.54	0.01	55.52	0.03	55.52	0.03	55.52	0.03
48.79	55.54	55.51	0.03	55.54	55.53	0.01	55.50	0.04	55.50	0.04	55.50	0.04
43.82	55.53	55.50	0.03	55.52	55.50	0.02	55.47	0.05	55.47	0.05	55.47	0.05
35.87	55.44	55.46	-0.02	55.49	55.46	0.03	55.43	0.06	55.43	0.06	55.43	0.06
15.77	55.40	55.35	0.05	55.34	55.34	0	55.34	0	55.34	0	55.34	0
Average			0.006			0.005		0.026		0.024		0.021
SD			0.025			0.009		0.013		0.014		0.015

**Fig. 13.** Average and maximum differences between the HEC-RAS model and field measurements of water surface.

Hydraulic and hydrological effects of river revitalization and restoration are complex and difficult to predict due to the lack of sufficient studies that have been conducted before and after restoration (SER, 2016; Szałkiewicz et al., 2019; Kałuża et al., 2018; Kondolf, 1995;

Mikuś et al., 2016). Although channel deflectors are used in rivers where it is necessary to move the streamline away from the bank to prevent bank scouring and erosion, the example presented in this study indicates the possibility of other applications for this type of struc-

Table 6

Water surface elevation differences between W27 and variants 28-39 (After DC).

Design cross-section (m)	Q = 0.20 m ³ ·s ⁻¹												
	(m a.s.l.)	Δh											
	W27	W28	W29	W30	W31	W32	W33	W34	W35	W36	W37	W38	W39
155.82	55.75	0.06	0.06	0.06	0.05	0.03	0.04	0.03	0.03	0.10	0.10	0.10	0.10
112.05	55.71	0.05	0.06	0.05	0.05	0.02	0.02	0.02	0.01	0.09	0.10	0.09	0.09
97.11	55.69	0.05	0.06	0.05	0.05	0.01	0.02	0.02	0.01	0.07	0.08	0.08	0.08
92.03	55.68	0.04	0.06	0.05	0.04	0.01	0.02	0.01	0.01	0.07	0.08	0.07	0.07
87.07	55.68	0.05	0.07	0.06	0.05	0.02	0.03	0.02	0.02	0.07	0.08	0.08	0.07
86.10	55.68	0.05	0.07	0.06	0.05	0.02	0.03	0.03	0.02	0.07	0.08	0.08	0.07
85.11	55.68	0.06		0.06	0.05	0.03		0.03	0.02	0.08		0.08	0.07
84.12	55.67	0.05	0.06	0.05	0.05	0.02	0.02	0.02	0.01	0.07	0.07	0.07	0.07
83.18	55.67	0.05	0.06	0.05	0.05	0.02	0.02	0.02	0.02	0.07	0.08	0.07	0.07
80.78	55.66	0.05	0.06	0.05	0.05	0.02	0.02	0.02	0.01	0.06	0.07	0.07	0.07
75.78	55.65	0.05	0.06	0.05	0.05	0.02	0.02	0.02	0.01	0.06	0.07	0.06	0.06
72.90	55.64	0.05	0.06	0.05	0.04	0.02	0.02	0.02	0.01	0.05	0.06	0.06	0.05
71.89	55.64	0.05	0.06	0.05	0.04	0.02	0.02	0.02	0.01	0.05	0.06	0.06	0.05
70.84	55.64	0.06		0.05	0.05	0.03		0.02	0.02	0.06		0.06	0.06
69.87	55.63	0.05	0.05	0.05	0.04	0.02	0.01	0.01	0.01	0.05	0.05	0.05	0.05
68.90	55.62	0.04	0.05	0.04	0.03	0.01	0.01	0.00	0.00	0.04	0.04	0.04	0.04
65.43	55.60	0.04	0.04	0.03	0.03	0.00	0.01	0.01	0.02	0.02	0.03	0.03	0.02
60.47	55.58	0.03	0.04	0.03	0.02	0.01	0.02	0.02	0.03	0.01	0.01	0.01	0.01
57.51	55.57	0.03	0.03	0.02	0.02	0.02	0.02	0.03	0.03	0.01	0.01	0.01	0.00
56.58	55.57	0.03	0.04	0.02	0.02	0.01	0.02	0.02	0.03	0.01	0.01	0.01	0.01
55.70	55.57	0.04		0.03	0.03	0.01		0.02	0.03	0.01		0.01	0.01
54.71	55.57	0.04	0.04	0.04	0.04	0.01	0.02	0.02	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01
53.75	55.56	0.04	0.04	0.04	0.04	0.02	0.03	0.03	0.03	0.01	0.01	0.01	0.00
48.79	55.55	0.06	0.06	0.06	0.06	0.01	0.03	0.03	0.03	0.02	0.02	0.02	0.02
43.82	55.53	0.06	0.06	0.06	0.06	0.01	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03
35.87	55.50	0.07	0.07	0.07	0.07	0.00	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03
15.77	55.38	0.05	0.05	0.05	0.05	0.07	0.09	0.09	0.09	0.02	0.02	0.02	0.02
Average		0.048	0.055	0.047	0.044	0.018	0.025	0.023	0.022	0.046	0.050	0.049	0.046
SD		0.010	0.011	0.013	0.012	0.013	0.016	0.015	0.016	0.028	0.031	0.029	0.029
Δh _{max}		0.070	0.070	0.070	0.070	0.070	0.090	0.090	0.090	0.100	0.100	0.100	0.100

Table 7

Values of the discharge coefficients C for individual flow deflectors: the Flinta river

Date	Deflector 1	Deflector 2	Deflector 3
11/10/2018	1.7	1.8	1.9
30/05/2019	1.7	1.7	1.7
23/10/2019	1.7	1.7	1.7

ture. i.e. to increase river meandering (Matisziw et al., 2015; Ciliverd et al., 2016). In the literature it is well known that deflectors induce local erosion and cause local scouring. It was observed during field measurements, simulations and laboratory experiments (Pagliara and Kurdiani, 2016; Biron et al., 2004; Biron et al., 2005; Biron et al., 2012; Carré et al., 2007; Zhou and Endreny, 2012; Thompson et al., 2002; Radspinner et al., 2010).

On the basis of obtained results it was possible to assess usefulness of one dimensional model for river restoration purposes. Results showed in the field that strong erosion occurred at the bank opposite to the structures, which is consistent with other studies using deflectors. Although one dimensional model has some advantages, such as simple boundary designation and easier model calibration, they cannot predict the complex flow field around structures (Niezgoda and Johnson, 2006; Bockelmann et al., 2004; Gibson and Pasternack, 2016). Nevertheless, the

choice of the dimensionality form of the model depends on the specific river engineering application, in addition to constraints related to time and cost (Carré et al., 2007). Thus, even if one dimensional model remains insufficient to plan restoration structures, those may still be used in large scale-simulations such as flooding and sediments flow. Such information is still useful when defining the model of ecological response.

Deflectors must extend above the average water level. They influence river flow conditions. The literature indicates that deflectors are most effective with high river flows and flow velocities exceeding 0.60 – 0.90 m·s⁻¹ (Adynkiewicz-Piragas and Miszuk, 2020). The presented case study confirmed the possibility of effective deflector operation also for velocities of 0.10 – 0.30 m·s⁻¹. The study of wicker deflectors also confirms recent literature reports on the possibility of using other plant species, i.e. openwork structures made of cane (Wolski and Tymiński, 2020; Tardío and Mickovski, 2016) or bamboo shoots (Tardío et al., 2017). Literature examples of successful restoration efforts show positive changes in river ecosystems after several years (Yi et al., 2014; Rana et al., 2015).

In this study the first beneficial change in the bed morphology was observed only after six months. Despite the increasingly widespread projects in this area, further intensive research is still needed to clearly define interactions between the implementation of bed structures and the

improvement of river ecosystems and local hydraulic flow conditions (Szałkiewicz et al., 2019; Kałuża et al., 2020).

7. Conclusions

The presented research has proved that well-constructed restoration structures have negligible influence on the increase of the roughness coefficient and the deterioration in the capacity of large water channels and thus they do not increase the flood risk.

The influence of deflectors in the vertical and lateral processes has been seen as desirable for restoration efforts. In the course of 15 months, lateral erosion was 0.32 m and local erosion of the riverbed was 0.10 m. Moreover, sorting of river sediment was observed from d_{50} 0.31 mm to d_{50} 3.9 mm downstream of the deflectors as well as accumulation of fine material and changes of sediment size to d_{50} 0.18 mm (previously d_{50} 2.4 mm) upstream of the deflectors. Measures to increase bedform diversity, vary velocity distributions and change the bed sediment composition can be supported or even achieved by installing deflectors in the beds of small rivers and streams.

Based on the presented results it can be concluded that the effect of deflectors on the average roughness at high water levels is insignificant and does not cause additional flood risk (Fig. 11). For $Q_{1\%}$ flow the implementation of flow deflectors had no significant effect on the capacity of the studied river section. Only a slight subduction of 0.02 – 0.03 m of the water surface in the vicinity of the deflectors compared to the model from before the restoration activities could be observed.

Their greatest impact is observed at low water levels and low flows and thus they have a beneficial effect on the processes occurring in the river bed.

The literature on the subject indicates that deflectors are most effective with high river flows and flow velocities exceeding 0.60 – 0.90 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ (Adynkiewicz-Piragas and Miszuk, 2020). The presented case study confirmed the possibility of effective deflector operation also for velocities of 0.10 – 0.30 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$.

Based on the work carried out and the data collected it can be concluded that openwork flow deflectors have a significant influence on the shape of the riverbed (Fig. 10 and 11). We can observe high dynamics of changes in the bed that involve its shape and velocities (Fig. 8). The large variation in average roughness for the studied bed may indicate the influence of deflectors, but also changes due to vegetation in the bed (which is also promoted by the use of deflectors).

The results showed little difference in the average roughness coefficients for the entire section compared to the baseline model. For $Q_{1\%}$ flow the differences in the roughness coefficient values were negligible. The way the channel deflectors were implemented in the one-dimensional hydrodynamic model also had little effect on the results. In turn, it has been shown that in the case of one-dimensional models, the implementation of flow deflectors in the form of a local bed roughness increase is the most advantageous solution.

The presented results can be considered universal in relation to typical regulated and straightened small lowland

watercourses with a sandy river bed. The advantage and novelty of the presented research results from determining high dynamics of favorable changes already several months after the construction of the deflectors. The research presented here in the form of a case study can be related to the possibility of popularizing the use of simple and low-cost measures to improve ecological conditions of the watercourse.

They can also be an element recommended in both national and international good practices for the maintenance and restoration of small rivers. It is important to continue the research undertaken, which will determine the impact of self- and deflector-induced restoration on organisms and the river ecological status. Another aim may be to investigate differences in the rate of self- and deflector-induced river restoration.

Declaration of Competing Interest

The authors declare no conflict of interest.

Author Contributions

Conceptualization. S.Z. T.K. M.R. and A.R.-P.; methodology. S.Z. M.R. and T.K.; software. M.R. and S.Z.; validation. S.Z., T.K. A.R.-P. and M.R.; formal analysis. S.Z., T.K. and A.R.-P.; investigation. M.R., S.Z., and T.K.; writing—original draft preparation. S.Z.; M.R. and T.K.; writing—review and editing. T.K., S.Z. and A.R.-P.; visualization. S.Z. and M.R.; All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding

The publication was co-financed within the framework of the Ministry of Science and Higher Education program “Regional Initiative Excellence” in the years 2019–2022, Project No. 005/RID/2018/19.

References

- Adynkiewicz-Piragas, M., Miszuk, B., 2020. Risk analysis related to impact of climate change on water resources and hydropower production in the Lusatian Neisse River Basin. *Sustainability* 12, 5060. doi:10.3390/su12125060.
- Association of Polish Hydrologists, 2017. Update of the methodology for calculating water flow rate value and maximum precipitation with a specified probability of exceedance for controlled and uncontrolled catchments and identification of models for the transformation of precipitation into runoff. KZGW, Warsaw [in Polish: KZGW, Stowarzyszenie Hydrologów Polskich, Aktualizacja metodyki obliczania przepływów i opadów maksymalnych o określonym prawdopodobieństwie przewyższenia dla zlewni kontrolowanych i niekontrolowanych oraz identyfikacji modeli transformacji opadu w odpływ. Warszawa 2017].
- Beckers, F., Sadid, N., Haun, S., Noack, M., Wieprecht, S., 2015. Contribution of numerical modeling of sediment transport processes in river engineering: an example of the river Saalach. *E-proceedings of the 36th IAHR World Congress*.
- Beechie, T.J., Liermann, M., Pollock, M.M., Baker, S., Davies, J., 2006. Channel pattern and river-floodplain dynamics in forested mountain river systems. *Geomorphology* 78, 124–141. doi:10.1016/j.geomorph.2006.01.030.
- Biron, P.M., Carver, R.B., Carré, D.M., 2012. Sediment transport and flow dynamics around a restored pool in a fish habitat rehabilitation project: Field and 3D numerical modeling experiments. *River Research and Applications* 28, 926–939. doi:10.1002/rra.1488.

- Biron, P.M., Coleen, R., Lapointe, M.F., Gaskin, S.J., 2005. Three-dimensional flow dynamics around deflectors. *River Research and Applications* 21, 961–975. doi:10.1002/rra.852.
- Biron, P.M., Robson, C., Lapointe, M.F., Gaskin, S.J., 2004. Deflector designs for fish habitat restoration. *Environmental Management* 33 (1), 25–35. doi:10.1007/s00267-003-3080-9.
- Bockelmann, B.N., Fenrich, E.K., Lin, B., Falconer, R.A., 2004. Development of an Ecohydraulics Model for Stream and River Restoration. *Ecological Engineering* 22 (4–5), 227–235. doi:10.1016/j.ecoleng.2004.04.003.
- Brandimarte, L., Baldassarre, G.D., 2012. Uncertainty in design flood profiles derived by hydraulic modelling. *Hydrol Res* 43, 753–761. doi:10.2166/nh.2011.086.
- Brierley, G.J., Fryirs, K.A., 2005. *Geomorphology and River Management: Applications of the River Styles Framework*. Blackwell Publishing, Malden, MA doi:10.1002/9780470751367.
- Cao, Z., Hu, P., Pender, G., 2011. Multiple Time Scales of Fluvial Processes with Bed Load Sediment and Implications for Mathematical Modeling. *Journal of Hydraulic Engineering* 137, 267–277. doi:10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0000296.
- Carré, D.M., Biron, P.M., Gaskin, S.J., 2007. Flow Dynamics and Bedload Sediment Transport around Paired Deflectors for Fish Habitat Enhancement: A Field Study in the Nicolet River. *Canadian Journal of Civil Engineering* 34 (6), 761–769. doi:10.1139/L06-083.
- Chang, H.H., 2008. *Fluvial Processes in River Engineering*. Wiley reprint.
- Chow, V.T., 1959. *Open-channel hydraulics*. McGraw-Hill, New York.
- Cliilverd, H.M., Thompson, J.R., Heppell, C.M., Sayer, C.D., Axmacher, J.C., 2016. Coupled Hydrological/Hydraulic Modelling of River Restoration Impacts and Floodplain Hydrodynamics. *River Research and Applications* 32 (9), 1927–1948. doi:10.1002/rra.3036.
- Dufour, S., Piegay, H., 2009. From the myth of a lost paradise to targeted river restoration: forget natural references and focus on human benefits. *River Research and Applications* 25, 568–581. doi:10.1002/rra.1239.
- Elkins, E.E., Pasternack, G.B., Merz, J.E., 2007. The use of slope creation for rehabilitating incised, regulated, gravel-bed rivers. *Water Resources Research* 43, 1–16. doi:10.1029/2006WR005159.
- Gibson, S., Comport, B., Corum, Z., 2017. Calibrating a Sediment Transport Model through a Gravel-Sand Transition: Avoiding Equifinality Errors in HEC-RAS Models of the Puyallup and White Rivers. *World Environmental and Water Resources Congress* doi:10.1061/9780784480625.017.
- Gibson, S.A., Pasternack, G.B., 2016. Selecting between one-dimensional and two-dimensional hydrodynamic models for ecohydraulic analysis. *River Res. Applic.* 32, 1365–1381. doi:10.1002/rra.2972.
- Gippel, C.J., 1995. Environmental hydraulics of large woody debris in streams and rivers. *Journal of Environmental Engineering ASCE* 128 (1), 117–125. doi:10.1061/(ASCE)0733-9372(1995)121:5(388).
- Greene, S., McElarney, R.Mc., Taylor, D., 2013. A predictive geospatial approach for modelling phosphorus concentrations in rivers at the landscape scale. *Journal of Hydrology* 504, 216–225. doi:10.1016/j.jhydrol.2013.09.040.
- Guo, J., Zhang, J., 2016. Velocity distributions in laminar and turbulent vegetated flows. *Journal of Hydraulic Research* 54 (2), 117–130. doi:10.1080/00221686.2015.1136899.
- Hammersmark, C.T., Dobrowski, S.Z., Rains, M.C., Mount, J.F., 2010. Simulated effects of stream restoration on the distribution of wet meadow vegetation. *Restoration Ecology* 18 (6), 882–893. doi:10.1111/j.1526-100X.2009.00519.x.
- HEC-RAS www.hec.usace.army.mil (accessed on 20.11.2021).
- <http://www.rivercale.org/activities/1582014-installing-flow-deflectors/>(accessed on 20.11.2021).
- <https://bristolavonrivertrust.org/flow-deflectors/>(accessed on 20.11.2021).
- <https://www.wildtrout.org/content/river-dever-project> (accessed on 20.11.2021).
- Kałuża, T., Sojka, M., Wróżyński, R., Jaskuła, J., Zaborowski, S., Hämmerling, M., 2020. Modeling of river channel shading as a factor for changes in hydromorphological conditions of small lowland rivers. *Water* 12, 527. doi:10.3390/w12020527.
- Kałuża, T., Pietruczuk, K., Szoszkiewicz, K., Tymiański, T., 2014. Assessment and classification of the ecological status of rivers in Poland according to the requirements of the Water Framework Directive. *Wasser-Wirtschaft* 104 (12), 24–29.
- Kałuża, T., Radecki-Pawlik, A., Plesiński, K., Walczak, N., Szoszkiewicz, K., 2015. Changes in local channel morphology and its hydraulic and hydrodynamic consequences following the introduction of plant basket hydraulic structures (PBHS) - the Flinta River example. In: Carvalho, R.F., Pagliara, S. (Eds.), *IWLHS - The International Workshop on Hydraulic Structures*. University of Coimbra, Coimbra, pp. 137–148.
- Kałuża, T., Radecki-Pawlik, A., Szoszkiewicz, K., Plesiński, K., Radecki-Pawlik, A., Laks, I., 2018. Plant basket hydraulic structures (PBHS) as a new river restoration measure. *Science of The Total Environment* 627, 245–255. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.01.029.
- Kałuża, T., Szoszkiewicz, K., Radecki-Pawlik, A., Walczak, N., Plesiński, K., 2016. Impact of river restoration on hydromorphological processes: the river Flinta as a case study. In: Rowiński, P., Marion, A. (Eds.), *Hydrodynamic and Mass Transport at Freshwater Aquatic Interfaces*. Springer, pp. 183–196.
- Kidová, A., Radecki-Pawlik, A., Rusnák, M., Plesiński, K., 2021. Hydromorphological evaluation of the river training impact on a multi-thread river system (Belá River, Carpathians, Slovakia). *Scientific Reports* 11 (1), 1–18. doi:10.1038/s41598-021-85805-2.
- Kondolf, G.M., 1998. Lessons learned from river restoration projects in California. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 8, 39–52.
- Kondolf, G.M., 1995. Five elements for effective evaluation of stream restoration. *Restoration Ecology* 3, 133–136. doi:10.1111/j.1526-100X.1995.tb00086.x.
- Kondracki, J., 1994. *Geography of Poland: physical-geographical mesoregions* [in Polish: *Geografia Polski: mezoregiony fizyczno-geograficzne*]. Naukowe PWN, Warszawa, Wydawn.
- Korpak, J., Lenar-Matyas, A., Radecki-Pawlik, A., Plesiński, K., 2021. Erosion irregularities resulting from series of grade control structures: The Mszanka River, Western Carpathians. *Science of The Total Environment* 799, 149469. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.149469.
- Laks, I., Szoszkiewicz, K., Kałuża, T., 2017. Analysis of in situ water velocity distributions in the lowland river floodplain covered by grassland and reed marsh habitats - a case study of the bypass channel of Warta River (Western Poland). *J. Hydrol. Hydromech* 64 (4), 325–332. doi:10.1515/johh-2017-0021.
- Lenar Matyas, A., Lafont, M., Łapuszek, M., Poulard, C., 2009. Alleviating effects of technical training of mountainous rivers and streams in urban areas. *Infrastructure and Ecology of Rural Areas* 9, 241–251.
- Leslie H. Flow Deflectors for Mitigation of Abrasion Damage. *Hydraulic Laboratory Report HL-2010-03E*, Bureau of Reclamation, Denver, Colorado (2010).
- Leslie, H. Fontenelle Dam Flow Deflectors for Mitigating Stilling Basin Abrasion Damage. *Hydraulic Laboratory Report HL-2007-02*, Bureau of Reclamation, Denver, Colorado, February 2007
- Matisziw, T.C., Alam, M., Trauth, K.M., 2015. A Vector Approach for Modeling Landscape Corridors and Habitat Connectivity. *Environ. Model. Assess.* 20, 1–16. doi:10.1007/s10666-014-9412-8.
- Mikuś, P., Wyzga, B., Radecki-Pawlik, A., Zawiejska, J., Amirowicz, A., Ogłęcki, P., 2016. Environment-friendly reduction of flood risk and infrastructure damage in a mountain river: case study of the Czarny Dunajec. *Geomorphology* 272, 43–54. doi:10.1016/j.geomorph.2015.11.003.
- Miwa, H., Parker, G., 2012. Numerical simulation of low-flow channel evolution due to sediment augmentation. *Int. J. of Sediment Research* 27, 351–361. doi:10.1016/S1001-6279(12)60040-7.
- Niezzgoda, S.L., Johnson, P.A., 2006. Modeling the long-term impacts of using rigid structures in stream channel restoration. *J. Am. Water Resour. As.* 42, 1597–1613. doi:10.1111/j.1752-1688.2006.tb06023.x.
- Opperman, J.J., Merenlender, A.M., 2004. The effectiveness of riparian restoration for improving instream fish habitat in four hardwood-dominated California streams. *North American Journal of Fisheries Management* 24, 822–834. doi:10.1577/M03-147.1.
- Pagliara, S., Kurdistani, S.M., 2016. Flume Experiments on Scour Downstream of Wood Stream Restoration Structures. *Geomorphology* 279, 141–149. doi:10.1016/j.geomorph.2016.10.013.
- Palmer, M.A., Bernhardt, E.S., Allan, J.D., Lake, P.S., Alexander, G., Brooks, S., Carr, J., Clayton, S., Dahm, C., Follstad, Shah, J., Galat, D.J., Glos, S., Goodwin, P., Hart, D.H., Hassett, B., Jenkinson, R., Kondolf, G.M., Lave, R., Meyer, J.L., O'Donnell, T.K., Pagano, L., Srivastava, P., Suduth, E., 2005. Standards for ecologically successful river restoration. *Journal of Applied Ecology* 42, 208–217. doi:10.1111/j.1365-2664.2005.01004.x.
- Paluch, J., 2009. Impact of the activity of water companies existing in the 19th and early 20th centuries in the area of the river Wełna basin on the state of its hydrography and water relations. In: *Proceedings of the Ecological problems of the Wełna river basin - state and directions of activities Conference*. Wągrowiec Poland.
- Pan, B., Yuan, J., Zhang, X., Wang, Z., Chen, J., Lu, J., Yang, W., Li, Z., Zhao, N., Xu, M., 2016. A review of ecological restoration techniques in fluvial rivers. *Int. J. of Sediment Research* 31, 110–119. doi:10.1016/j.ijsrc.2016.03.001.

- Papanicolaou, A.N., Elhakeem, M.D., Dermisis, D., Young, N., 2011. Evaluation of the Missouri River shallow water habitat using a 2D- hydrodynamic model. *River Research and Applications* 27, 157–167. doi:10.1002/rra.1344.
- Pascale, M., Biron, C., Robson, M., Lapointe, F., Gaskin, S.J., 2005. Three-dimensional flow dynamics around deflectors. *River Res. Applic.* 21, 961–975. doi:10.1002/rra.852.
- Pawlaczyk P. (ed.), Biedroń I., Brzóska P. Dondajewska-Pielka R., Furdyna A., Gołdyn R., Grygoruk M., Grzeškowiak A., Horska-Schwarz S., Jusik Sz., Klósek K., Krzysiński W., Ligęza J., Łapuszek M., Okraśniński K., Przesmycki M., Popek Z., Szałkiewicz E., Suska K., Zak J. Handbook of good practices for surface water restoration. Prepared within the framework of the project “Development of a national programme of surface water renaturalization”. [in Polish: Podręcznik dobrych praktyk renaturyzacji wód powierzchniowych. Oprac. w ramach przedsięwzięcia “Opracowanie krajowego programu renaturyzacji wód powierzchniowych”]. State Water Management Company Wody Polskie, National Water Management Authority [in Polish: Państwowe Gospodarstwo Wodne Wody Polskie, Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej], Warszawa 2020.
- PGW. Catalogue of good practices in the field of hydraulic works and maintenance works with the determination of rules for their implementation. Operational Programme Infrastructure and Environment 2014–2020. commissioned by the Ministry of the Environment. [in Polish: Katalog dobrych praktyk w zakresie robót hydrotechnicznych i prac utrzymaniowych wraz z ustaleniem zasad ich wdrażania. Program Operacyjny Infrastruktura i Środowisko na lata 2014–2020. na zlecenie Ministerstwa Środowiska]. MGGP. Kraków (2018).
- PN-EN ISO 748:2009. Hydrometry. Measurement of the flow rate of liquids in open troughs using hydrometric current meters or floats [in Polish: Hydrometria. Pomiar natężenia przepływu cieczy w korytach otwartych z wykorzystaniem mierników hydrometrycznych lub pływaków]. PKN, Warszawa 2009, 5–17.
- Plesinski, K., Gibbins, C.N., Radecki-Pawlik, A., 2020. Effects of interlocked carpet ramps on upstream movement of brown trout *Salmo trutta* in an upland stream. *Journal of Ecohydraulics* 5 (1), 3–30. doi:10.1080/24705357.2019.1581102.
- Polish Water Law 2017 Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. - Prawo wodne] The Journal of Laws Dziennik. Ustaw. 2017 item. 1566
- Pollock, M., Wheaton, J.M., Bouwes, N., Jordan, C.E., 2011. Working with Beaver to Restore Salmon Habitat in the Bridge Creek Intensively Monitored Watershed: Design Rationale and Hypotheses. NOAA Northwest Fisheries Science Center. Seattle. WA Interim Report.
- Radecki-Pawlik, A., 2014. Hydromorphology of rivers and mountain streams. Polish: Hydromorfologia rzek i potoków górskich, 320 [Publishing House: University of Agriculture in Krakow.
- Radecki-Pawlik, A., Bucala, A., Plesiński, K., Ogłęcki, P., 2014. Ecohydrological conditions in two catchments in the Gorce Mountains: Jaszczce and Jamne streams- Western Polish Carpathians. *Ecohydrology and Hydrobiology* 14, 229–242. doi:10.1016/j.ecohyd.2014.06.003.
- Radecki-Pawlik, A., 2015. Why Do We Need Bankfull and Dominant Discharges? in Rivers – Physical. In: Rowinski, P., Radecki-Pawlik, A. (Eds.), *Fluvial and Environmental Processes*. Springer, p. 684 Series: GeoPlanet: Earth and Planetary Sciences.
- Radspinner, R.R., Diplas, P., Lightbody, A.F., Sotiropoulos, F., 2010. River training and ecological enhancement potential using in-stream structures. *Journal of Hydraulic Engineering* 136 (12), 967–980. doi:10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0000260.
- Rana, M.S.M., Scott, D.T., Hester, E.T., 2017. Effects of in-stream structures and channel flow rate variation on transient storage. *Journal of Hydrology* 548, 157–169. doi:10.1016/j.jhydrol.2017.02.049.
- Raven, P.J., Holmes, N.T., Dawson, F.H., Everard, M., 1998. Quality Assessment Using River Habitat Survey Data. *Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 8, 405–424. doi:10.1002/(SICI)1099-0755(199807/08)8:4<477::AID-AQC299>3.0.CO;2-K.
- Roni, B. & Beechie, T. Introduction to Restoration: Key Steps for Designing Effective Programs and Projects. in *Stream and Watershed Restoration. A Guide to Restoring Riverine Processes and Habitats* (eds. Roni, P., Beechie, T.) 1–11 (Hoboken. US: Wiley-Blackwell. 2012).
- Roni, P., Hanson, K., Beechie, T., 2008. Global review of physical and biological effectiveness of stream habitat rehabilitation techniques. *North American Journal of Fisheries Management* 28, 856–890. doi:10.1577/M06-169.1.
- Rosgen, D., 1996. *Applied River Morphology*. Wildland Hydrology, Pagosa Springs. CO.
- Sear, D., Newson, C.L., Thorne, C.R., 2003. *Guidebook of Applied Fluvial Geomorphology*. DEFRA: Flood Management Division, London. UK R and D Technical Report FD1914.
- Sear, D.A., Wheaton, J.M., Darby, S.E., 2008. Uncertain restoration of gravel-bed rivers and the role of geomorphology. In: Habersack, H., Piégay, H., Rinaldi, M. (Eds.), *Gravel-Bed Rivers VI: From Process Understanding to River Restoration*. Elsevier, pp. 739–760.
- SER [Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group]. 2016. International standards for the practice of ecological restoration – including principles and key concepts. www.ser.org & Tucson: Society for ecological restoration international (available from <https://www.ser.org/page/SERStandards?> Access: December 2017).
- Shields, F.D.J., Copeland, R.R., Klingerman, P.C., Doyle, M.W., Simon, A., 2003. Design of stream restoration. *Journal of Hydraulic Engineering* 129 (8), 575–584. doi:10.1061/(ASCE)0733-9429(2003)129:8(575).
- Slaney, P., Finnigan, R., Millar, R., Slaney and Zaldokas, 1997. Accelerating the recovery of log-jam habitats: large woody debris-boulder complexes. Pages 9–1 to 9–24. *Fish Habitat Rehabilitation Procedures. Watershed Restoration Technical Circular No. 9*. Ministry of Environment. Lands and Parks, Vancouver. BC.
- Szałkiewicz, E., Dysarz, T., Kałuża, T., Malinger, A., Radecki-Pawlik, A., 2019. Analysis of in-stream restoration structures impact on hydraulic condition and sedimentation in the Flinta River. Poland. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*. 14, 275–286. doi:10.26471/cje/2019/014/079.
- Szałkiewicz, E., Kałuża, T., Grygoruk, M., 2022. Detailed analysis of habitat suitability curves for macroinvertebrates and functional feeding groups. *Sci Rep* 12, 10757. doi:10.1038/s41598-022-15096-8.
- Szałkiewicz, E., Kałuża, T., Grygoruk, M., 2022. Environmental Flows Assessment for Macroinvertebrates at the River Reach Scale in Different Degrees of Hydromorphological Alteration. *Front. Environ. Sci.* 10, 866526. doi:10.3389/fenvs.2022.866526.
- Szozzkiewicz, K., Jusik, S., Gebler, D., et al., 2020. Hydromorphological Index for Rivers: A New Method for Hydromorphological Assessment and Classification for Flowing Waters in Poland. *Journal of Ecological Engineering* 21 (8), 261–271. doi:10.12911/22998993/126879.
- Tardio, G., Mickovski, S.B., 2016. Implementation of eco-engineering design into existing slope stability design practices. *Ecological Engineering* doi:10.1016/j.ecoleng.2016.03.036.
- Tardio, G., Mickovski, S.B., Stokes, A., Devkota, S., 2017. Bamboo structures as a resilient erosion control measure. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Forensic Engineering* doi:10.1680/jfoen.16.00033.
- Thompson, D.M., Stull, G.N., 2002. The development and historic use of habitat structures in channel restoration in the United States: The grand experiment in fisheries management. *Geogr. Phys. Quaternaire*. 56, 45–60. doi:10.7202/008604ar.
- Thompson, D.M., 2002. Long-Term Effect of Instream Habitat-Improvement Structures on Channel Morphology along the Blackledge and Salmon Rivers. Connecticut, USA. *Environmental Management* 29 (2), 250–265. doi:10.1007/s00267-001-0069-0.
- Tymiński, T., Kałuża, T., 2013. Effect of vegetation on flow conditions in the “Nature-Like” fishways. *Rocznik Ochrona Środowiska* 15, 348–360.
- Tymiński, T., Mumot, J., 2015. Model tests of hydraulic flow conditions in a fishway with vegetation build-up. (in Polish). *Inżynieria Ekologiczna* 44, 227–234. doi:10.12912/23920629/60050.
- Tymiński, T., 2012. Hydraulic Model Investigation of Flow Conditions for Floodplains with Coniferous and Deciduous Shrubs. *Polish Journal of Environmental Studies* 21 (4), 1047–1052.
- US Bureau of Reclamations, 2010. *Flow Deflectors for Mitigation of Stilling Basin Abrasion Damage*. Hydraulic Investigations and Laboratory Services.
- USACE, 2010. *HEC-RAS River Analysis System Version 4.1, User's Manual*. US Army Corps of Engineers Hydrologic Engineering Center, Davis, CA.
- Walczak, N., Walczak, Z., Kałuża, T., Hämmerling, M., Stachowski, P., 2018. The impact of shrubby floodplain vegetation growth on the discharge capacity of river valleys. *Water* 10 (5), 556. doi:10.3390/w10050556.
- Water Framework Directive (WFD 2000) Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy
- Wolski, K., Tymięski, T., 2020. Studies on the threshold density of *Phragmites australis* plant concentration as a factor of hydraulic interaction in the riverbed. *Ecological Engineering* 151, 1–12. doi:10.1016/j.ecoleng.2020.105822, 105822.
- Yi, Y., Cheng, X., Wieprecht, S., Tang, C., 2014. Comparison of habitat suitability models using different habitat suitability evaluation methods. *Ecological Engineering* 71, 335–345. doi:10.1016/j.ecoleng.2014.07.034.
- Zaborowski, S., Kałuża, T. & Radecki-Pawlik A. Deflectors – modern pro-ecological restoration structures in river channels, in *Fluvial processes and the maintenance of mountain rivers and streams* [in Polish: Deflektory - nowoczesne proekologiczne budowle renaturyzacyjne w ko-

rytach rzecznych. In: *Procesy fluwialne a utrzymanie rzek i potoków górskich*. (eds. Gorczyca, E., Radecki-Pawlik, A., Krzemiń, K.) Instytut Geografii i Gospodarki Przestrzennej UJ. Kraków 23: 503-518 (2021).

Zhou, T., Endreny, T., 2012. Meander hydrodynamics initiated by river restoration deflectors. *Hydrological Processes* 26 (22), 3378-3392. doi:[10.1002/hyp.8352](https://doi.org/10.1002/hyp.8352).

Żelazo, J. Renaturalisation of rivers and valleys. [in Polish: Renaturyzacja rzek i dolin]. *Rural Infrastructure and Ecology* [in Polish: Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich]. PAN, Kraków 2006 4/1 pp. 11-31.

Żelazo, J., Popek, Z., 2014. *Fundamentals of river restoration*. Wydawnictwo SGGW, Warszawa [in polish: Podstawy renaturalizacji rzek].

Poznań, dnia 24.06.2024

Stanisław Zaborowski
Katedra Inżynierii Wodnej i Sanitarnej
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
ul. Piątkowska 94A,
60-649 Poznań
tel:061-848-77-29
stanislaw.zaborowski@up.poznan.pl

Oświadczenie o współautorstwie

Niniejszym oświadczam, że w pracy *„Influence of river channel deflector hydraulic structures on lowland river roughness coefficient values: the Flinta river, Wielkopolska Province, Poland”* mój indywidualny wkład w jej powstaniu polegał na opracowaniu koncepcji artykułu, zebraniu literatury przedmiotowej, przeprowadzeniu badań i zebraniu wyników, analizie wyników, przygotowaniu rycin, napisaniu i redakcji manuskryptu, co stanowi 70% całej pracy.

Podpis

Poznań, dnia 24.06.2024

Tomasz Kałuża
Katedra Inżynierii Wodnej i Sanitarnej
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
ul. Piątkowska 94A,
60-649 Poznań
tel:061-848-77-27
tomasz.kaluza@up.poznan.pl

Oświadczenie o współautorstwie

Niniejszym oświadczam, że w pracy *„Influence of river channel deflector hydraulic structures on lowland river roughness coefficient values: the Flinta river, Wielkopolska Province, Poland”* mój indywidualny wkład w jej powstaniu polegał na opracowaniu koncepcji, korygowaniu oraz akceptacji ostatecznej wersji artykułu, co stanowi 10% całej pracy.

Podpis

Poznań, dnia 24.06.2024

Maksymilian Rybacki
Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej
Państwowy Instytut Badawczy
Jana Henryka Dąbrowskiego 174/176
60-594 Poznań
maksymilian.rybacki@imgw.pl

Oświadczenie o współautorstwie

Niniejszym oświadczam, że w pracy *„Influence of river channel deflector hydraulic structures on lowland river roughness coefficient values: the Flinta river, Wielkopolska Province, Poland”* mój indywidualny wkład w jej powstaniu polegał na budowie modelu i przeprowadzeniu symulacji, co stanowi 10% całej pracy.

Podpis

Poznań, dnia 24.06.2024

Artur RadeckiPawlik
Katedra Mechaniki Budowli i Materiałów
Politechnika Krakowska
ul. Warszawska 24
31-155 Kraków
artur.radecki-pawlik@pk.edu.pl

Oświadczenie o współautorstwie

Niniejszym oświadczam, że w pracy *„Influence of river channel deflector hydraulic structures on lowland river roughness coefficient values: the Flinta river, Wielkopolska Province, Poland”* mój indywidualny wkład w jej powstaniu polegał na korygowaniu oraz akceptacji ostatecznej wersji artykułu, co stanowi 10% całej pracy.



Podpis

ZAŁĄCZNIK III

Zaborowski S., Kałuża T., Jusik S. The impact of spontaneous and induced restoration on the hydromorphological conditions and macrophytes, example of Flinta River. Sustainability. 2023; 15(5):4302. <https://doi.org/10.3390/su15054302>

Article

The Impact of Spontaneous and Induced Restoration on the Hydromorphological Conditions and Macrophytes, Example of Flinta River

Stanisław Zaborowski ^{1,*} , Tomasz Kałuża ¹  and Szymon Jusik ² 

¹ Department of Hydraulic and Sanitary Engineering, Poznań University of Life Sciences, Piątkowska 94, 60-649 Poznań, Poland

² Department of Ecology and Environmental Protection, Poznań University of Life Sciences, Piątkowska 94, 60-649 Poznań, Poland

* Correspondence: stanislaw.zaborowski@up.poznan.pl; Tel.: +48-61-846-6590

Abstract: Highly modified riverbeds are not able to spontaneously reproduce natural processes. The restoration of natural river systems is an important challenge to modern river engineering. Various procedures and solutions, both technical and non-technical, are applied in this process. This involves looking for simple solutions that are close to nature and that interfere with river ecosystems to a minimal extent. One of these solutions is deflectors, which constitute a type of simplified spur. This study presents the results of the research on the transformations of hydromorphology and macrophytes on selected sections of the Flinta River, which represents the most common type of river in the Central European Lowlands (a small river with a sandy substrate). Two neighbouring sections of the watercourse were selected. The first one has not been subject to any regulatory measures for over 30 years and is undergoing spontaneous restoration, while the second one was significantly altered (straightened, cleared of hydrophytes, and desilted) ten years ago. Three deflectors were introduced in this section in the years 2017–2018. Research conducted on both sections enabled the determination of the possibility of initiating renaturalisation processes by way of implementing simple solutions in the form of low-cost wooden deflectors. It also provided the basis for the assessment of the impact the measures taken had on the hydromorphological status of the watercourse and on macrophytes. Based on the studies conducted, it was possible to determine the size, dynamic, and scope of the changes taking place in the river under various conditions of its transformation, including those resulting from anthropopressure.

Keywords: river restoration; deflector; the Flinta River; hydromorphology; macrophyte



Citation: Zaborowski, S.; Kałuża, T.; Jusik, S. The Impact of Spontaneous and Induced Restoration on the Hydromorphological Conditions and Macrophytes, Example of Flinta River. *Sustainability* **2023**, *15*, 4302. <https://doi.org/10.3390/su15054302>

Academic Editor: Subhasis Giri

Received: 3 February 2023

Revised: 24 February 2023

Accepted: 26 February 2023

Published: 28 February 2023



Copyright: © 2023 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

1. Introduction

In order to achieve at least a good ecological status of surface waters, which is the main objective of the Water Framework Directive [1], water administrators should work to improve the quality of degraded or significantly transformed sections of rivers [2]. In the case of lowland watercourses, their ecological status depends on the flow conditions and on biodiversity in the area of the bed of the watercourse [3–6]. Highly modified riverbeds, subjected to regular maintenance treatments (desilting, straightening, stabilising of banks, hoeing and mowing of plants), which are the most anthropogenically altered, are not able to spontaneously reproduce natural processes. This situation also strongly affects the condition of the macroinvertebrates [7], macrophytes [8], and river ichthyofauna [9]. In such cases, achieving the effect of the improvement of the ecological status of the watercourse requires engineering and restoration measures, which would initiate and support natural morphodynamic processes that improve the ecological quality of rivers [10,11]. The restoration of natural river systems is therefore an important challenge to modern

river engineering [12,13]. It also provides the basis for interdisciplinary research that encompasses collaboration among hydrologists, biologists, ecologists, and geomorphologists, aiming to improve the ecological status of rivers [14–16]. The planned measures should intensify the transformation of the riverbed layout, enhancing its heterogeneity in order to ensure appropriate conditions for the development of macrophytes, as well as fish and macroinvertebrates [7,17]. This means creating favourable conditions for river biota, which will result in an overall increase in biodiversity. Properly planned restoration measures have a significant impact on the hydrodynamics of the river and on the functioning of the ecosystem. An important element of this is the beneficial impact on the development of macrophytes, which absorb the dissolved biogens and speed up the sedimentation of organic matter, positively affecting water quality [18].

The biological and anthropogenic measures aiming to improve the ecological condition of rivers often cause significant hydromorphological changes [19,20]. Only extensive, long-term research allows for the assessment of the effectiveness and applicability of such measures. The restoration of the original status is difficult and, in many cases, impossible to achieve [21,22]. Obtaining an ecosystem that would be resilient to disturbances and sustainable over time as a result of such measures is not always obvious or realistic [23]. Various procedures and solutions, both technical and non-technical, are applied in this process [24]. This involves looking for simple solutions that are close to nature and that interfere with river ecosystems to a minimal extent [25–27]. One of these solutions is deflectors, which constitute a type of simplified spur. They can be made of stone, gabions, wood, or fascine [28]. They direct the flows and often, in consideration of the fish, are made in such a way as to form a bump [29]. Lenar-Matyas et al. [28] believe that deflectors enhance the roughness of the bottom of riverbeds and, if properly positioned, force the flow of the current, improve oxygenation of the water, and contribute to the self-purification of the watercourse [30]. Deflectors used in river restoration measures are described as a series of low structures in the riverbed, which irregularly narrow the riverbed and cause variation in the velocity of the flow [31]. They deflect the current and so also contribute to the erosion of the banks of the watercourse, initiating the meandering of the riverbed and supplying material for the formation of streambed sediments such as point bars and mid-channel bars. One of the first examples of the use of deflectors to improve river habitats in Poland involved applying them to restore good spawning conditions for *Samo trutta morpha lacustris* in the Wda and Trzebiocha rivers in the mid-1990s. It involved placing branched tree trunks in the riverbeds at an angle of 45° to the river stream. It was assumed that the deflectors would initiate meandering by eroding the opposite bank and creating shallows, offering favourable conditions for sea trout fry and smolts [32]. Since then, this method of river restoration has been applied a few more times in Poland, for example, in the Kwacza River, which is a tributary of the Ślupia River, in the years 2007–2008 [33]. However, scientific research on its impact on hydromorphological conditions and organisms has not been conducted on a larger scale.

This study presents the results of the research on the transformations of hydromorphology and macrophytes on selected sections of the Flinta River, which represents the most common type of river in the Central European Lowlands (a small river with a sandy substrate). Two neighbouring sections of the watercourse were selected. The first one has not been subject to any regulatory measures for over 30 years and is undergoing spontaneous restoration, while the second one was significantly altered (straightened, cleared of hydrophytes, and desilted) ten years ago. Three deflectors were introduced in this section in the years 2017–2018. Research conducted on both sections enabled the determination of the possibility of initiating renaturalisation processes by way of implementing simple solutions in the form of low-cost wooden deflectors. It also provided the basis for the assessment of the impact the measures taken had on the hydromorphological status of the watercourse and on macrophytes.

2. Study Area

The research was conducted in the years 2005–2022 on two 0.5 km-long fragments of the Flinta River, in its estuarine section, in the vicinity of Rożnowice village, in Rogoźno municipality (Wielkopolskie province, Poland) (Figure 1). The reference section (A) was located between 1 + 150 and 1 + 650 km (starting from the mouth, 1 + 150 means 1.150 km) of the course of the river. It was distinguished by the absence of maintenance work and natural processes occurring along its entire length. Compared to section B, for the entire duration of the analysis, it was distinguished by a relatively high sinuosity ratio and the presence of numerous natural morphological elements. Research section (B) was located closer to the mouth of the Welna River, between 0 + 050 and 0 + 550 km of the course of the Flinta River. It was subject to periodic maintenance work, such as desilting, the deepening of the bed, the reinforcement of banks with fascine fences, mowing of the slopes, and removing macrophytes from the bottom. This resulted in a low level of naturalness of the riverbed and homogeneity of the local conditions. At the beginning of the research, the section was almost completely straight (Figure 2a). Maintenance work was performed for the last time in 2011; once it ended, previously unobserved streambed sediments and signs of spontaneous restoration appeared. In the years 2017–2018, three wooden deflectors were installed within this section (at the cross sections of 0 + 080, 0 + 095, and 0 + 110 km of the course of the river), which significantly accelerated the process of restoration.

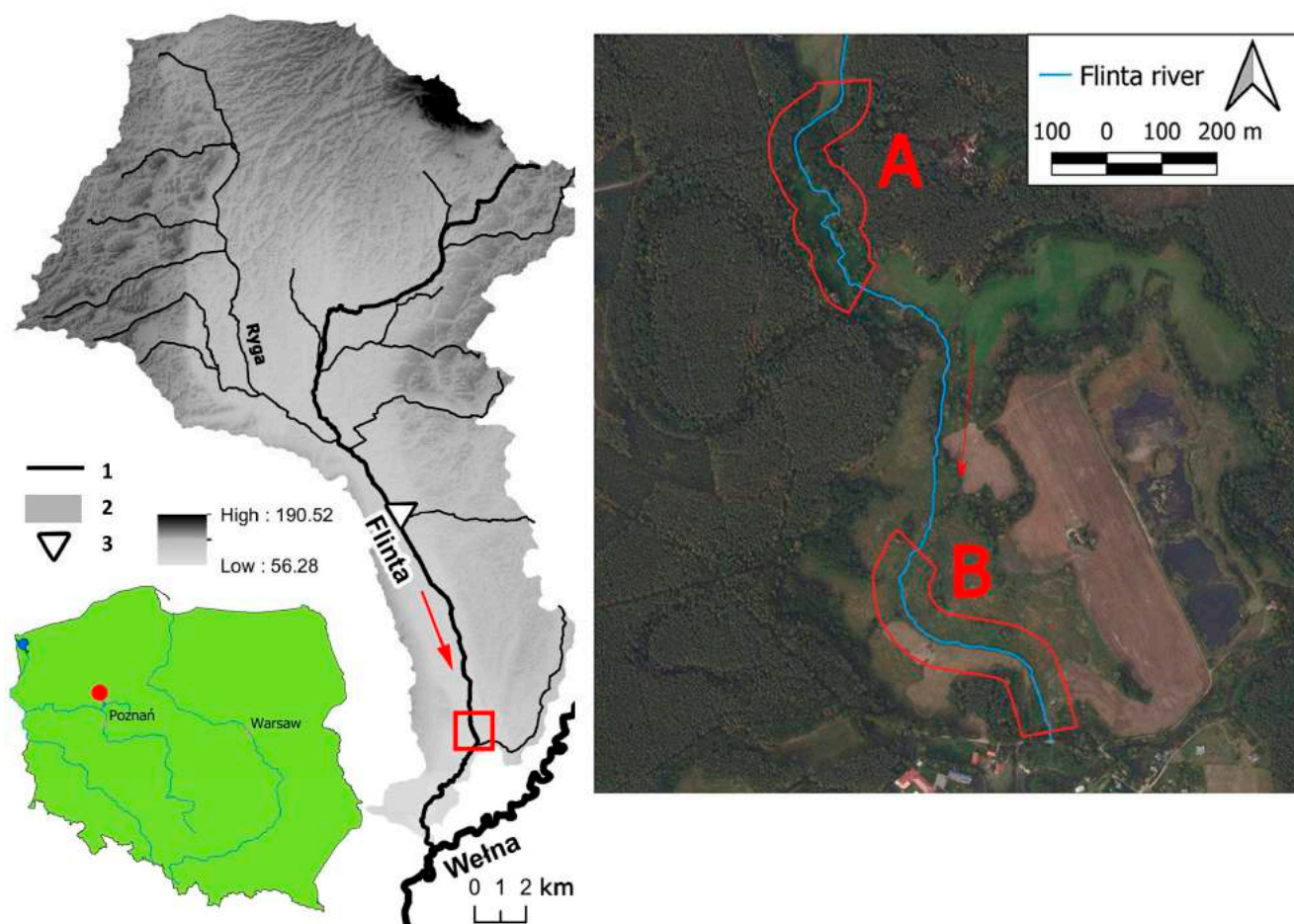


Figure 1. The Flinta River catchment with the research section marked: 1—rivers; 2—Flinta catchment; 3—gauge station; A—reference section; B—research section (with deflectors).



Figure 2. Transformations of section B of the Flinta river (2013—before the introduction of deflectors; 2018—one year after the introduction of the first deflector and one week before the addition of other deflectors; 2022—four years after the introduction of all deflectors).

The Flinta River is the right-bank tributary of the Wełna River and an element of the Wełna–Warta–Odra river basin. The length of the watercourse amounts to 27 km, while the total catchment area covers 345.47 km² [34]. In terms of abiotic typology, it represents the most common type in Poland; namely, a sandy lowland stream. The features of the researched sections were the width of the riverbed of 4–5 m and a longitudinal slope of 1.2–1.3‰. Ryczywół municipality, through which the longest section of the Flinta River flows, covers several areas of high natural value [35]. Apart from the eastern part of the Notecka Forest, it includes two Natura 2000 sites: Bagno Chlebowo (PLH300016) and Dolina Wełny (PLH300043), as well as the Dolina Wełny Protected Landscape Area [34].

There is one water gauge station on the Flinta River, located in the town of Ryczywół (km 14 + 355). A meteorological station is also located there. Both stations belong to the Measurement and Observation Network of the Institute of Meteorology and Water Management—National Research Institute (IMGW-PIB). Publicly accessible hydrological data cover the period since 1951. Flows characteristic of the Ryczywół cross section are summarised in Table 1.

Table 1. Flows characteristic of the Ryczywół water gauge in the years 1951–2014. Characteristic discharges: NNQ—lowest of the annual low; SNQ—average of the annual low; WNQ—highest of the annual low; NSQ—lowest of the mean annual; SSQ—average of the mean annual; WSQ—highest of the mean annual; NWQ—lowest of the annual high; SWQ—average of the annual high; WWQ—highest annual high.

Characteristic Flows [m ³ ·s ^{−1}]								
NNQ	SNQ	WNQ	NSQ	SSQ	WSQ	NWQ	SWQ	WWQ
0.01	0.10	0.41	0.24	0.66	1.72	0.77	3.26	7.28

Like most watercourses in Poland, the Flinta River has been strongly transformed as a result of regulation and reclamation measures carried out since the 19th century. Regulation works have significantly reduced the length of the river. In some sections, its course has been shortened by up to half, which has drastically changed the character of the watercourse, leading to ecological degradation. With time, the increase in the slopes

resulted in the lowering of the elevation of the riverbed and significantly accelerated the drainage from the catchment area, which exacerbates water shortages in the face of the progressing climate change. Due to its high potential for renaturalisation, the Flinta River has been selected for the pilot National Surface Water Restoration Programme (KPRWP) and a preliminary restoration plan has been developed for it. The programme constitutes one of the measures included in the updated water management plans in Poland (PGW) and fulfils the requirements of the WFD [1], while at the same time responding to the identified hydromorphological pressures and the urgent need to improve the condition of surface waters [36].

3. Materials and Methods

3.1. Construction of Deflectors

In the research of the B river section, three lightweight openwork deflectors made of woven wicker were introduced in the years 2017–2018 [37]. The location where the deflectors were installed was not accidental. The place that was selected was known and researched with respect to restoration processes. Research into plant baskets has been carried out in the estuarine section of the Flinta River [38]. Due to the shape of the valley, the geological structure of the bed (fine sands, medium sands, and gravel), and intensive sediment transport, the selected section is susceptible to transformation. The wicker deflectors were made according to recommendations in the literature [39]. Their width was selected so that they would cover a third of the riverbed, with the spacing of the deflectors amounting to five times the width of the riverbed. The structure of the deflectors consisted of wooden logs with a diameter of 0.04 m. They were driven into the riverbed to a depth of 0.50–0.70 m, spaced at approx. 0.40 m, with wicker branches woven between them, which produced an openwork structure (Figure 3). The structures were positioned at a 70–90° angle to the streamline, which was advantageous, as it ensured a more effective deformation of the structure and therefore a more effective initiation of restoration processes.

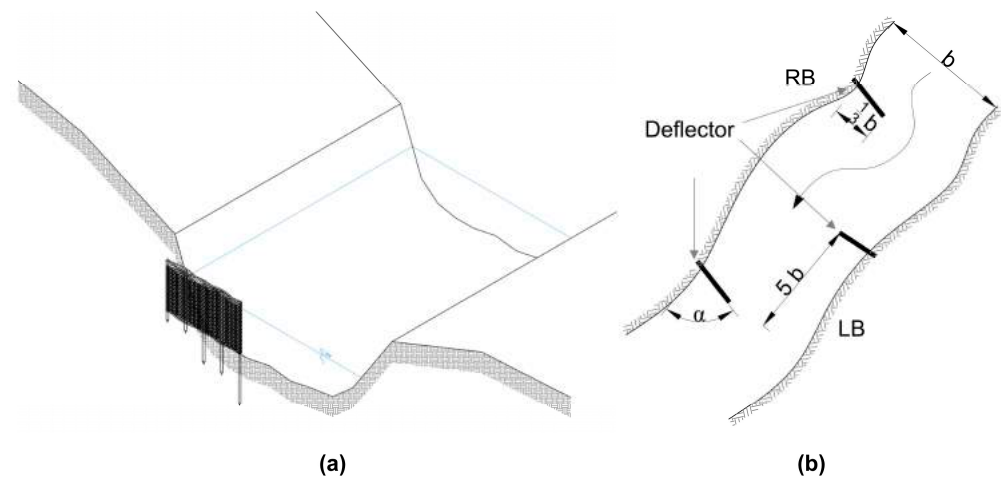


Figure 3. The deflector layout scheme and placement along the studied section of the Flinta River: (a) completed deflector in the river; (b) scheme of the layout of deflectors in the river, b —width of the river, which in the study section varied slightly and ranged from 3 to 4 m. RB—right bank; LB—left bank; α —70–90°.

3.2. Geodetic Surveying

The geometric measurements of the riverbed layout constituted the primary research that allowed for the assessment of changes in hydromorphological forms in the riverbed. For this reason, a thorough measurement of the original layout of the riverbed, banks, and a section of the river valley was made before the deflectors were implemented. Once the

deflectors were constructed in the riverbed, 15 cross-sections were delineated. For this purpose, a pair of wooden poles were driven into the ground and levelled for each of the cross-sections. In order to record the ongoing phenomena more precisely, the cross-sections were densified and their number was increased to 28 (for example cross-sections, see Figure 4). The measurements were made with the GPS RTK geodetic set and optical level Nikon AX-2s. Each measurement made with the automatic level was initiated from a point with a known ordinate, which made it possible to obtain a measurement accuracy of 0.002 m. The measurements were further verified against the known ordinates of individual pairs of poles, between which cross-sections were previously made. A tape measure was used in the measurements of the distances, which made it possible to achieve the accuracy of approx. 0.02 m in linear measurements.

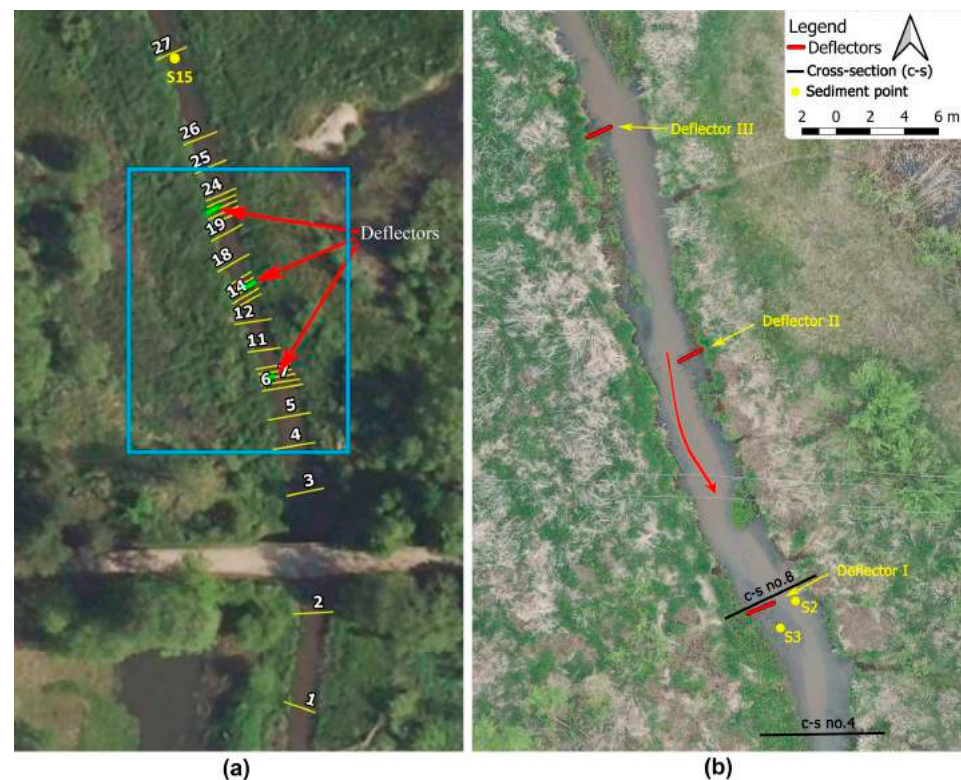


Figure 4. Orthophotomap of the Flinta research study section with deflectors (section B) in 2021, (a) location of cross-sections; (b) enlargement location of deflectors and cross-sections used; S2, S3, S15—samples of the river sediment.

3.3. Changes in Sediment Size

In the course of the geodetic surveying conducted on the riverbed, samples of the river sediment were collected to assess the impact that the deflectors had on the changes in the granularity of the river sediment. The first samples were taken before the installation of the deflectors in July 2018. The next samples were taken after one year (in July 2019) and, since then, not less than 2 times per year during the measurements carried out. The last sampling was conducted in June 2022. Samples were taken at strictly planned and repeatable points. These were located, respectively, at the cross-section of each deflector at the water current line, below the deflector where sedimentation occurred (in the “shadow” of the deflector), and approximately 2 m downstream of the deflector at the current line. Moreover, for each deflector, an additional sediment sampling point was located about 2 m upstream of the deflector (a total of 12 points directly associated with the deflectors). In addition, debris samples were collected for 3 additional points, having a control and reference character. Two were located midway between the deflectors (one at deflectors 1–2 and the other at deflectors 2–3) and the last point numbered 15 located 15 m upstream

of the last deflector. There were 15 points in total. Samples were taken from the bottom layer from 0 to 5 cm. The points were located in the current line and behind and in front of the deflectors, so as to capture all the changes associated with the phenomenon of the erosion and accumulation of river sediment as a result of restoration activities. The second stage of the research consisted of an indoor analysis, which was carried out in accordance with the (PKN-CEN ISO/TS 17892-4) standard. The collected sediment was prepared for testing (shaking, separation, and drying), and then sifted on a set of standardised sieves at the Water Laboratory at the University of Natural Sciences in Poznań. The results were tabulated and analysed.

3.4. Hydromorphological Surveys

Hydromorphological evaluation was conducted at each site according to the Hydromorphological Index for Rivers (HIR) method in the years 2006, 2012, 2017, 2021, and 2022 [40,41]. The HIR data were collected from 500 m stretches of rivers. The HIR surveys were performed in ten profiles (spot checks) distributed at 50 m intervals. The macrophyte survey section was located inside each HIR site, always between the 6th and 8th spot check. Two numerical metrics based on the HIR protocol were produced: Hydromorphological Diversity Score—HDS, and Habitat Modification Score—HMS. High HDS values indicate an extensive presence of a number of natural river features and high landscape diversity along the river. High HMS values indicate extensive anthropogenic alteration such as bank and channel re-sectioning and reinforcement or other river engineering constructions. To assess the hydromorphological status of the river, the calculated values of the HIR index were referenced to the current standards [42].

3.5. Macrophyte Surveys

Macrophyte surveys were carried out during the intensive growth of aquatic plants (from mid-June to mid-September) in the years 2005, 2006, 2007, 2008, 2012, 2017, 2021, and 2022. Field surveys were conducted using the Macrophyte Method for River Assessment, which is the official Polish method of macrophyte monitoring [43]. The macrophyte assessment was based on the presence of algae, mosses, horsetails, liverworts, and monocotyledonous and dicotyledonous plant species that are biological indicators of water quality [44]. All submerged, free-floating, and emergent plants were considered. The assessment also included macrophytes attached to or rooted in parts of the river bank substrate where they were likely submerged for most of the year. Aquatic plants were surveyed along 100 m-long river stretches. The survey included a list of species and estimated ground cover of plants. The presence of each species was recorded with their percentage cover using the following nine-point scale: <0.1%, 0.1–1%, 1–2.5%, 2.5–5%, 5–10%, 10–25%, 25–50%, 50–75%, and >75%. Based on the macrophyte database, four macrophyte metrics were calculated: species number, percentage of coverage, Shannon–Wiener index [45], and the Macrophyte Index for Rivers—MIR [43]. To assess the ecological status of the river, the calculated values of the MIR index were referenced to the current standards [42].

4. Results

The geodetic surveys of the geometry of the riverbed performed in the years 2018–2022 revealed changes in the lateral layout of the bed for lateral cross-sections in the vicinity of the deflectors (Figure 5). The maximum bottom erosion in the cross-section of the deflector reached up to 40 cm (Figure 5b). Meanwhile, the lateral cross-section was widened by up to 100 cm, which indicates a strong bank erosion. In cross-section 4 (Figure 5a), situated approx. 15 m downstream of the last deflector, no directional changes in the layout of the riverbed were observed. The layout of the cross-section remained stable and the maximum differences in elevations of the riverbed amounted to 20 cm. Meanwhile, upstream of deflector 3, in cross-section 27, spontaneous morphological changes were observed. They were caused by, i.a., an abundant growth of macrophytes and by the impact of the group of deflectors situated downstream of this cross-section (Figure 5c). Within cross-section 27, we

can observe a strong erosion of the right bank (50 cm on average) and an accumulation of material on the left bank (elevation of the bottom by approx. 60 cm), which leads to a shift of almost 100 cm in the river's streamline. The bottom erosion shown in Figure 5c amounts to approx. 40 cm.

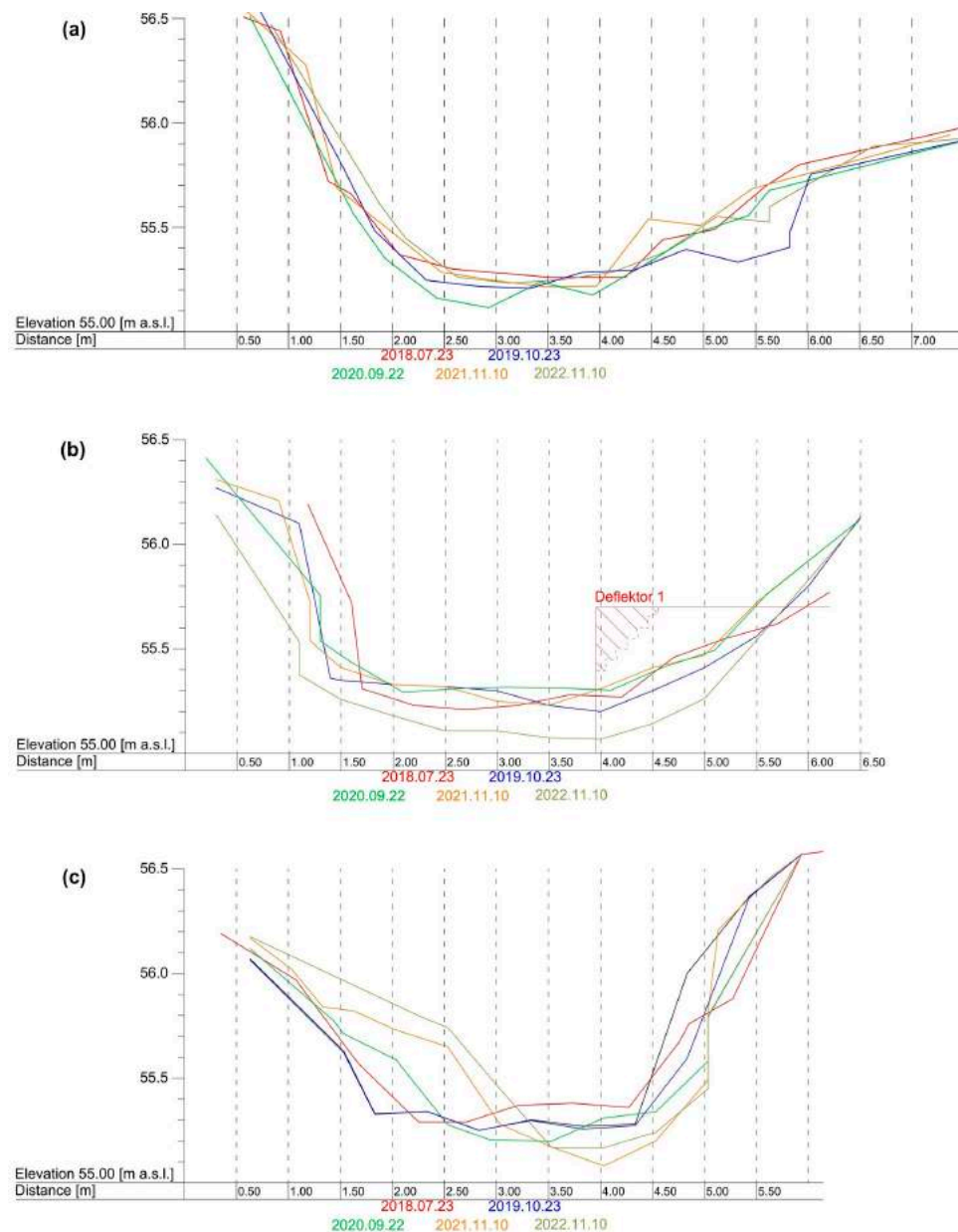


Figure 5. Changes in cross-sections between 2018 and 2022, for cross-sections (a) no. 4, (b) no. 8 and (c) no. 27.

4.1. Changes in Sediment Size

Changes in riverbed morphology occurring in rivers during restoration are accompanied by changes in the granularity of the bottom sediment. The impact of the deflector, causing the narrowing of the watercourse and the deformation of the streamline, translates into an increase in flow velocity and into lateral as well as vertical erosion. This is linked with a change in granularity both in the profile of the deflector and downstream of it, in the section impacted by the deflector. One of the things observed in the course of the research was an increase in granularity $d_{50\%}$ downstream of the deflector from 0.31 mm to 3.9 mm (Figure 6a). Such a significant change resulted from the washing out of finer

fractions and from the armouring of the streambed at a length of approx. 2–3 m in the streamline downstream of the deflector. Meanwhile, the slowed flow of water downstream of the deflector caused an accumulation of finer-diameter material. The emergence of sediment deposition in the form of bottom blowdowns was associated with the reduction in the sediment diameter and with the reduction in the $d_{50\%}$ value from 2.4 mm to 0.18 mm over the distance of approx. 5–6 m downstream of the deflector (Figure 6b). It is worth adding that diameter changes between deflectors were insignificant and not durable (Figure 6c). Changes in the granularity of the material on the bottom of the riverbed are highly significant from the point of view of the macroinvertebrates and ichthyofauna.

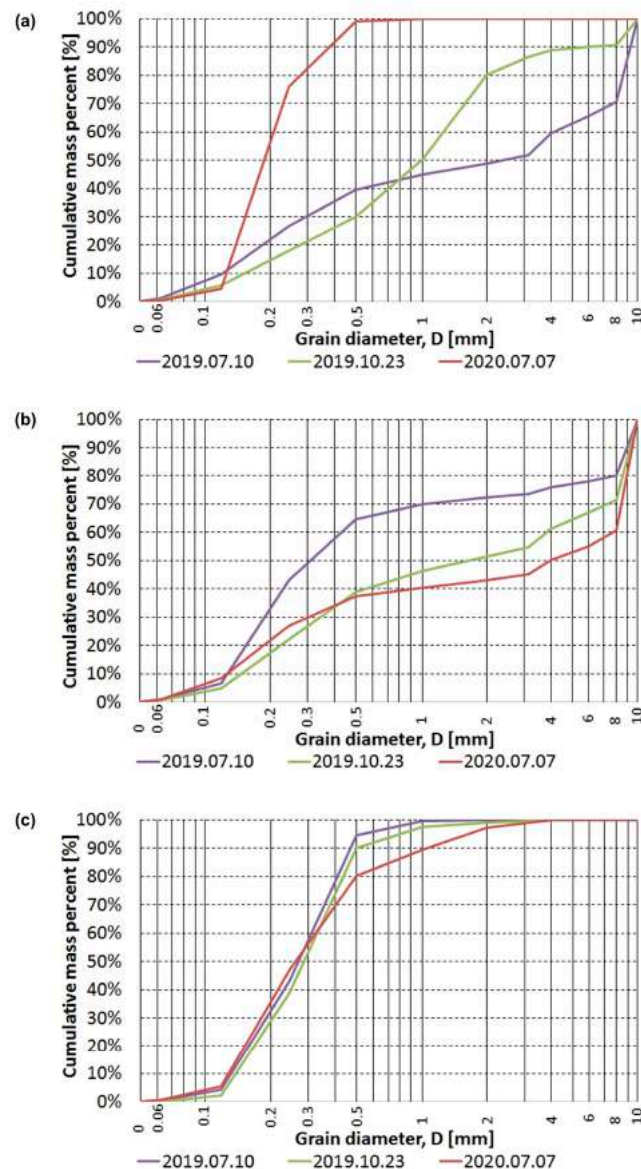


Figure 6. Changes in sediment size: (a) point no. S2—downstream of the deflector cross-section (cross-section no. 6—2 m downstream of the deflector in the water current); (b) point no. S3—cross-section downstream of the deflector (cross-section no. 7—1 m downstream of deflector “in shadow” of deflector); (c) reference point no. S15—in cross-section no. 27.

4.2. Hydromorphological Surveys

The hydromorphological surveys were conducted in the period preceding the desilting of the riverbed (2006), one year after it was performed (2012), after the installation of the first deflector (2017), and after the installation of all deflectors (2021, 2022) (Figure 7).

Earlier, before the year 2006, the section was subjected to regular maintenance work in a multi-year cycle. This resulted in a low heterogeneity of natural morphological elements in the riverbed (Figure 7a), a small number of erosive (cliffs) and accumulative (bars) forms (Figure 7b), the profiling of the banks of the riverbed (Figure 7c), and, as a result, a moderate hydromorphological status (Figure 7d). The negative impact of the desilting of the riverbed on the hydromorphological status of the Flinta River was especially visible in 2012, one year after the work was completed. No erosive or accumulative forms were observed during the field survey (Figure 7a), the HDS index fell to 15 (Figure 7b), the HMS index increased to 28 (Figure 7c), while the overall hydromorphological status deteriorated to poor (Figure 7d). After 2011, maintenance work was discontinued. Until the installation of deflectors in the years 2017–2018, the hydromorphological status improved as a result of a spontaneous self-induced restoration (Figure 7d). The heterogeneity of the riverbed increased (Figure 7b), while the traces of profiling ceased to be visible (Figure 7c). However, the intensification of this process was observed only after the installation of deflectors. This is particularly evident in the case of erosive and accumulative forms, the total number of which increased from three in 2017 to fourteen in 2022 (Figure 7a). Chronologically, bank undercuts began to appear first in 2017; then, in 2021, bars appeared, and their number increased in 2022. Eventually, a very good hydromorphological status, similar to that observed in the reference section (A), was achieved in 2022 (Figures 7d and 8c).

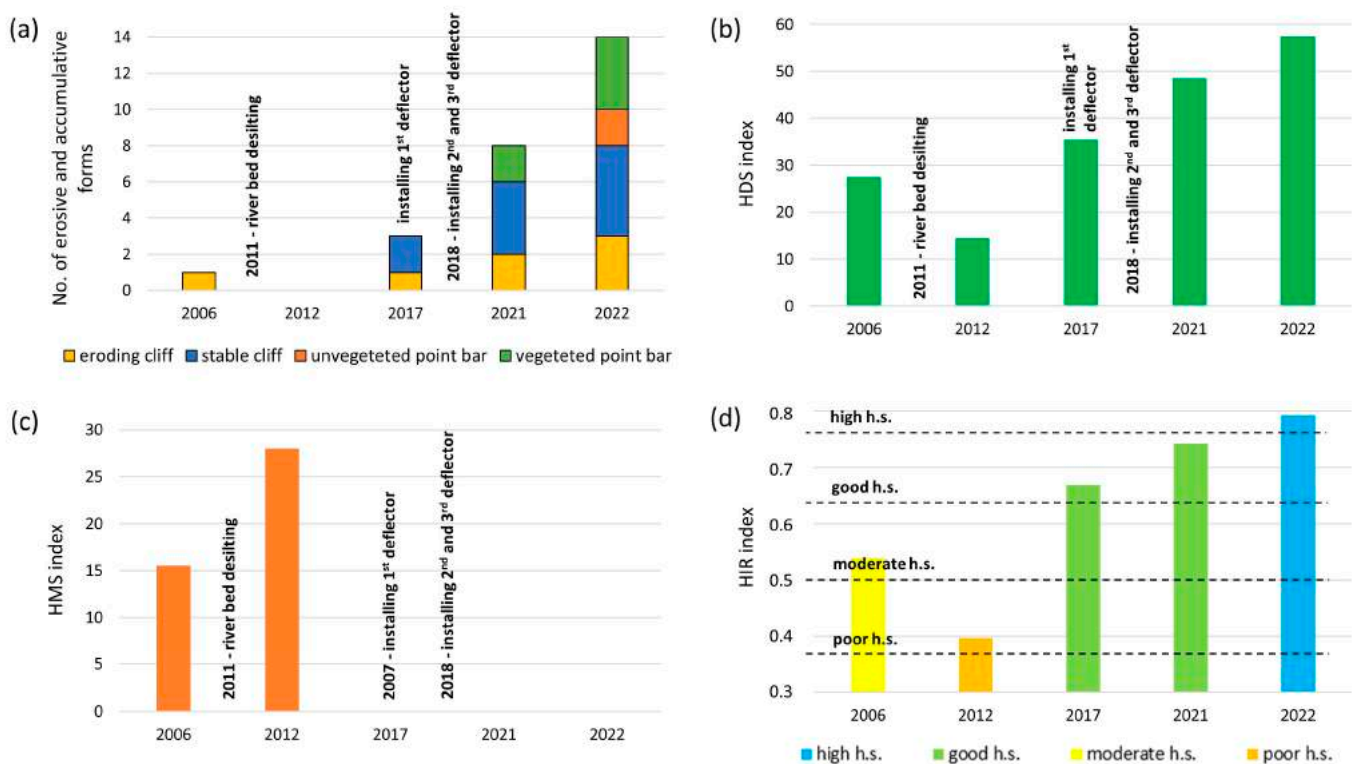


Figure 7. Time variability of selected hydromorphological parameters within the research section with deflectors: (a) number of erosive and accumulative forms; (b) HDS index; (c) HMS index; (d) HIR index; h.s.—hydromorphological status.

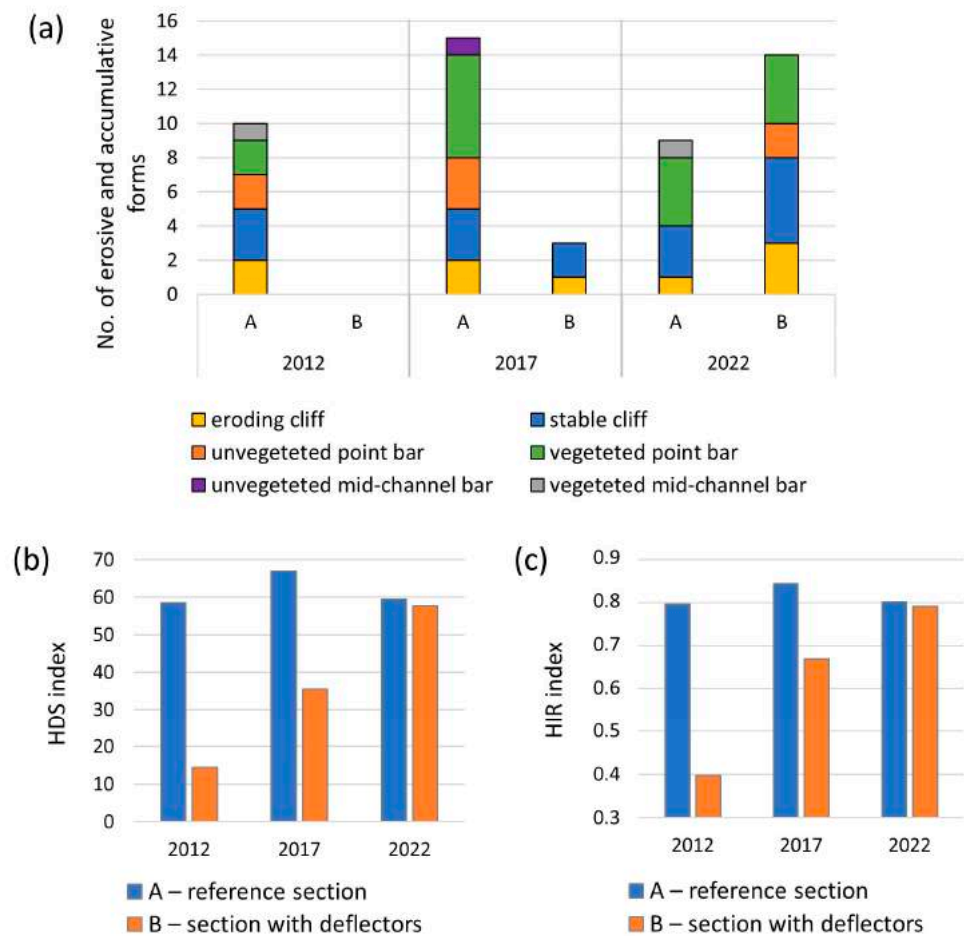


Figure 8. Comparison of the variability over time of selected hydromorphological parameters between the section with the deflectors and the comparative one: (a) number of erosive and accumulative forms (A—reference section, B—section with deflectors); (b) HDS index; (c) HIR index.

Apart from the field survey of the section containing deflectors, a similar survey was conducted on the reference section, situated approximately 600 m upstream, in the years 2012, 2017, and 2022. No maintenance work had been conducted on that section in the past (Figure 8). The very good hydromorphological condition of that section can be regarded as relatively stable in time. HIR values there range between 0.797 and 0.844 (Figure 8c). The number of erosive and accumulative forms within that section changed over time; however, it was constantly maintained at a high level. Moreover, mid-channel bars, not present in the section with deflectors, appeared there (Figure 8a). It is noteworthy that, in the years 2012 and 2017, there was a relative balance between unstable forms (eroding cliffs, unvegetated bars) and vegetated forms (stable cliffs, vegetated bars), while in 2022, stable forms clearly dominated. This indicates that during at least two growing seasons preceding the field survey, there were no high tides that would trigger the erosion and transportation of the bed load, which made it possible for plants to grow on the surface. Comparing the two sections of the river, it has to be concluded that a gradual improvement of hydromorphological conditions has been observed within the section with deflectors; it was spontaneous at first and then induced by the impact of deflectors since 2017. Meanwhile, the comparative section has been relatively stable in hydromorphological terms over time (Figure 8).

4.3. Macrophyte Surveys

Aquatic vegetation surveys were conducted in the same years as the hydromorphology surveys. Additionally, in the period preceding the desilting of the riverbed between 2005 and 2008, surveys were conducted every year (Figure 9). Before 2011, the ecological status

was relatively stable, with the number of macrophyte taxa ranging between 22 and 25 (Figure 9a), the overall coverage by macrophytes varying between 62% and 75% (Figure 9b), and the MIR index oscillating between 37.6 and 39.2 (Figure 9d). The desilting of the riverbed carried out in 2011 had a highly destructive impact on macrophytes, mostly because it caused their mechanical removal. Field surveys performed one year after that work was carried out showed a significant reduction in the number of macrophyte species, which dropped to nine (Figure 9a); their overall coverage, which fell to approximately 2.5% (Figure 9b); and biodiversity (Figure 9c) as well as a deterioration in the ecological status to the lower range of moderate status (Figure 9d). Until the installation of deflectors in the years 2017–2018, the ecological status of macrophytes improved slightly as a result of spontaneous restoration (Figure 9d). The number of macrophyte taxa increased to 15 (Figure 9a), and their overall coverage increased to approximately 25% (Figure 9b); however, biodiversity, measured with the Shannon–Wiener index, remained at a similar level (Figure 9c). The intensification of the process of macrophyte regeneration occurred only after the installation of deflectors. In 2022, nearly all of the analysed indexes returned to the status they had before the desilting of the riverbed (in the years 2005–2008), or even exceeded it (Figure 9a,c,d). Only the overall coverage by macrophytes (the degree of vegetation overgrowth in the riverbed) remained at a lower level of 35–45% (Figure 9b). Eventually, in the year 2022, the ecological status was at a good level, comparable to that observed in the reference section (A) (Figures 9d and 10d).

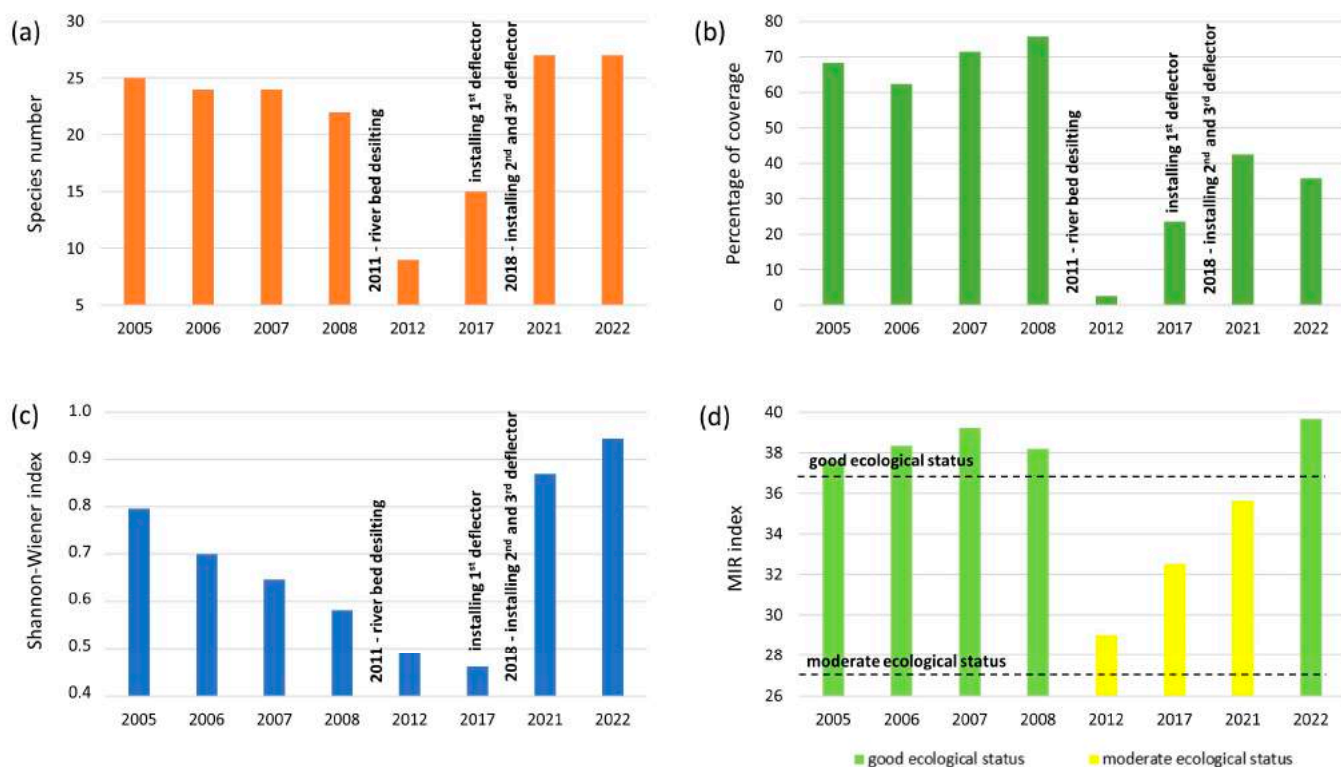


Figure 9. Time variability of selected macrophytes parameters within the research section with deflectors: (a) species number; (b) percentage of coverage; (c) Shannon–Wiener index; (d) MIR index.

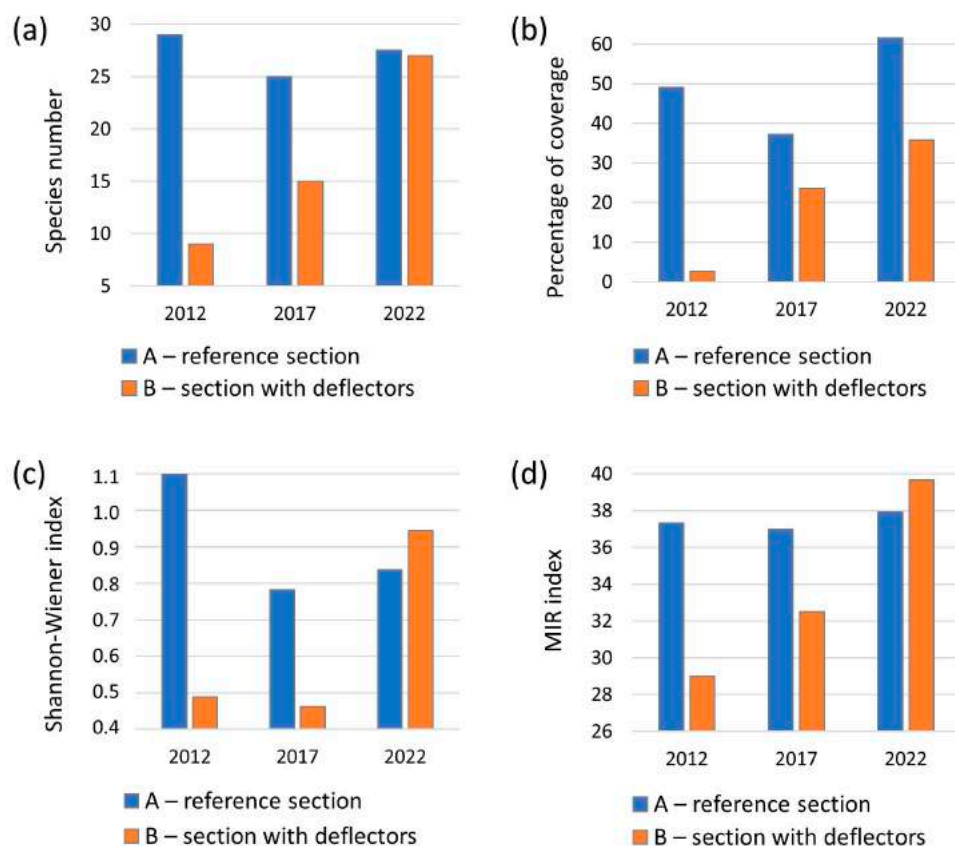


Figure 10. Comparison of the variability over time of selected macrophyte parameters between the section with the deflectors and the comparative one: (a) species number; (b) percentage of coverage; (c) Shannon–Wiener index; (d) MIR index.

As in the case of hydromorphology, apart from field surveys carried out in the section with deflectors, macrophyte surveys were carried out in the years 2012, 2017, and 2022 on the reference section, which was not affected by maintenance work (Figure 10). The good ecological status of that section can be regarded as very stable over time. The MIR index values there ranged between 37.0 and 37.9 (Figure 10d). The other parameters that were analysed were also subject to minor fluctuations. The total number of species ranged between 25 and 29 (Figure 10a), and the overall coverage by macrophytes oscillated between 37.5 and 61.5% (Figure 10b). Only with regard to biodiversity, a significant drop in the value of the Shannon–Wiener index, from 1.10 to 0.78, was observed between the years 2012 and 2017 (Figure 10c). The cause of this phenomenon is not clear. Comparing the two sections of the river, it has to be concluded that, like in the case of hydromorphological conditions, a gradual improvement of the ecological status has been observed in the section with deflectors; it was spontaneous, initially, and then induced by the impact of deflectors since 2017. Meanwhile, as far as macrophytes are concerned, the reference section has been stable over time (Figure 10).

The macrophyte species identified in the two analysed sections were similar and typical of small lowland rivers with sandy bottom material (Figure 11). Vascular plants representing the helophyte group dominated. There were also occasional occurrences of bryophytes (*Fontinalis antipyretica*, *Leptodictyum riparium*) and macroalgae (*Lyngbya sp.*, *Vaucheria sp.*). Species such as *Berula erecta*, *Elodea canadensis*, *Glyceria fluitans*, *G. maxima*, *Phalaris arundinacea*, *Rorippa amphibia*, and *Veronica anagallis-aquatica* occurred in the largest quantities. The share of specific taxa changed over time (Figure 11). PCA ordination, which takes into account all species identified at least three times during the entire duration of the research, shows that the taxonomic composition in the section with deflectors in the

years 2005–2008 was very similar. In the year 2012 (one year after desilting) there was a drastic change in the structure of macrophytes, which stabilised again after the installation of deflectors in the years 2017–2022. However, the species composition at that time was different than in the period preceding the maintenance work, as it resembled more closely the reference section (A), where the macrophyte structure was relatively stable (Figure 11).

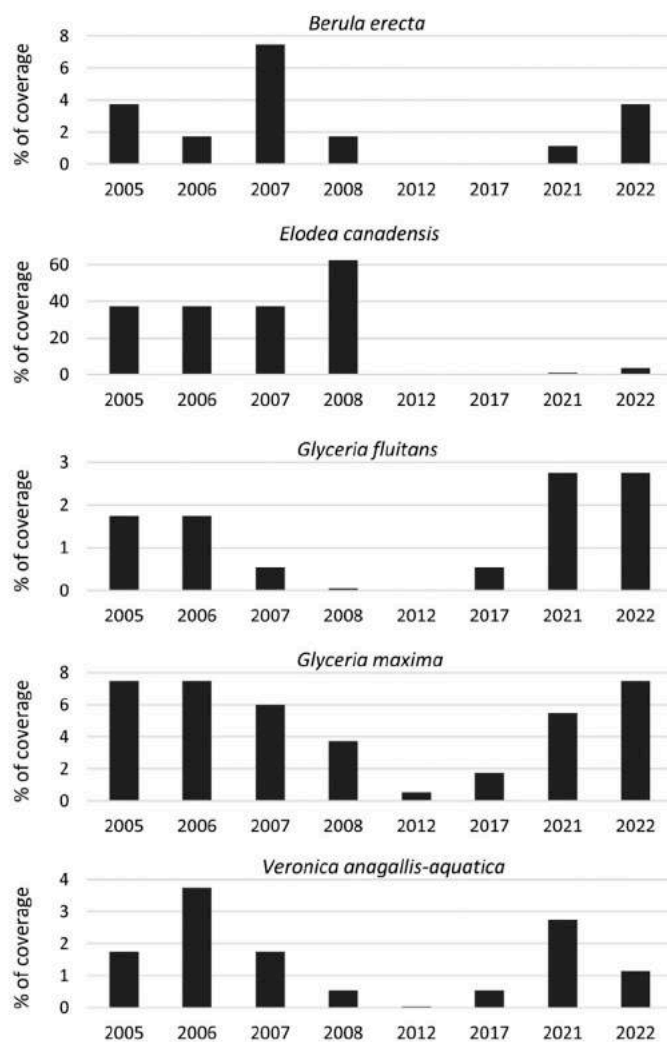


Figure 11. Changes in the coverage of the most important species of macrophytes in the section with deflectors.

The maintenance work in the year 2011 had the greatest impact on the population of *Elodea canadensis*, which had formerly covered 40–60% of the bottom of the researched section (Figure 12). The species belongs to the group of elodeids, which are macrophytes rooted at the bottom and completely submerged. The desilting resulted in its complete extermination due to mechanical destruction. It reappeared in 2021; however, it no longer grows on a mass scale as it did before (the coverage amounts to 3.75%). It is not a major loss for the aquatic environment, as *Elodea canadensis* is an alien species, originating from North America, which, however, does not currently show invasive characteristics. The other analysed species responded to desilting in a similar manner; however, the population of emergent species, helophytes, was recreated much faster and to a greater extent (e.g., *Glyceria fluitans*, *G. maxima*) (Figure 11).

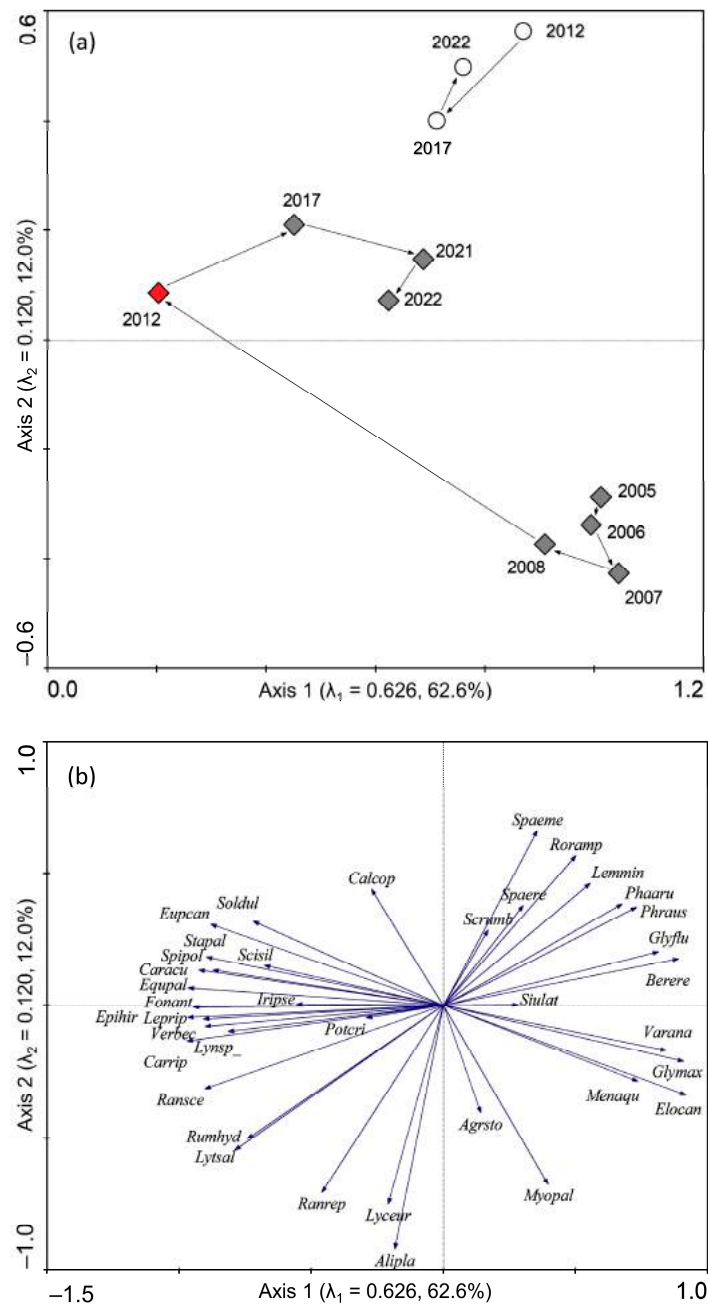


Figure 12. PCA ordination diagram of changes in the taxonomic structure of macrophytes in the years 2005–2022. (a) Scatter plot—sites: diamonds—section with deflectors; circles—comparative section. (b) Scatter plot—species: Agrsto—*Agrostis stolonifera*; Alipla—*Alisma plantago aquatica*; Berere—*Berula erecta*; Calcop—*Callitriche cophocarpa*; Caracu—*Carex acutiformis*; Carrip—*Carex riparia*; Elocan—*Elodea canadensis*; Epiphi—*Epilobium hirsutum*; Equpal—*Equisetum palustre*; Eupcan—*Eupatorium cannabinum*; Fonant—*Fontinalis antipyretica*; Glyflu—*Glyceria fluitans*; Glymax—*Glyceria maxima*; Iripse—*Iris pseudacorus*; Lemmin—*Lemna minor*; Lepr—*Leptodictyum riuparium*; Lyceur—*Lycopus europaeus*; Lynsp—*Lyngbya sp.*; Lytsal—*Lythrum salicaria*; Menaqu—*Mentha aquatica*; Myopal—*Myosotis palustris*; Phaaru—*Phalaris arundinaceae*; Phraus—*Phragmites australis*; Potcri—*Potamogeton crispus*; Ranrep—*Ranunculus repens*; Ransce—*Ranunculus sceleratus*; Roramp—*Rorippa amphibia*; Rumhyd—*Rumex hydrolapathum*; Scisil—*Scirpus silvaticus*; Scrumb—*Scrophularia umbrosa*; Siulat—*Sium latifolium*; Soldul—*Solanum dulcamara*; Spaeme—*Sparganium emersum*; Spaere—*Sparganium erectum*; Spipol—*Spirodela polyrhiza*; Stapal—*Stachys palustris*; Verana—*Veronica anagallis-aquatica*; Verbec—*Veronica beccabunga*.

5. Discussion

The analyses conducted for the two sections of the Flinta River made it possible to assess the impact of spontaneous and induced restoration processes on organisms and the ecological status of a small lowland river. This research fits into the wider context of the discussion on the purposefulness of such measures and on the assessment of the pace of the spontaneous restoration of watercourses that had previously been subjected to regulation.

Intensive agricultural land use imposes multiple pressures on streams. This applies to the artificial maintenance of the course of a regulated riverbed (which is often a straight line), the removal of vegetation, and the disruption of the processes of sedimentation and erosion [46]. This includes the loading of streams with nutrient-enriched soil from surrounding crop fields, which may cause a deterioration in the sediment quality [47]. The extent of the river restoration process currently plays a significant role in the protection of the aquatic environment, especially in those riverbeds that had been modified in the past [48]. The feasibility of restoration may be the result of natural processes occurring in sections of rivers where the anthropogenic pressure (including that related to agriculture) is low [49], or where, due to the poor ecological status (coexisting with high natural potential), technical measures are taken with a view to initiating such processes [31,50].

In recent decades, there has been an evolution in the approach to restoration ecology, moving away from the efforts to reconstruct pristine and reference sites [51,52] and towards a goal-oriented strategy [53]. The purpose is to maximise ecological functions and services. This shift in emphasis has been due to the effective lack of undisturbed reference sites [53] and the fact that ecological restoration projects must take values and socio-economic concerns involved in renaturalisation processes into account [54,55]. At the same time, restoration measures have moved from targeting relatively small sections to comprehensive measures on a catchment-wide scale [56]. For example, before the year 2000, nearly 75% of restoration projects carried out in the European Union addressed only narrow issues, focusing on the riverbed, banks, or valleys. Meanwhile, after 2015, the share of such projects decreased to <50%, and more comprehensive projects started to dominate [57]. This approach entails the challenge of coordinating restoration measures in various habitats, at different levels of degradation, and with different needs when it comes to recultivation and the accessibility of resources [58].

Even attempts to implement large-scale (catchment-wide) solutions require referring to the possibility of applying different techniques and methods to initiate natural restoration processes [52]. Techniques to control the riverbed, stabilise the bottom, protect stream banks, and restore natural habitats can be an important part of river restoration projects [39]. The research conducted on the Flinta River, such as the research by Choi [54] allows for the profiling of the purpose and scope of such measures in relation to macrophytes, the sinuosity of the bed of the watercourse, and morphodynamic changes. Deflectors were a simple solution that was taken into account in the research conducted on the Flinta River. On the one hand, they locally restrict the width of the canal in order to speed up regular flows through the narrowed part of the cross-section, while on the other hand, they deform the stream, contributing to the initiation of riverbed meandering processes [39]. The structures of deflectors, whether single or working in groups in meandering streams with low gradients, direct the flows towards the centre of the canal and, under some conditions, increase the depth and velocity of the flow, thereby creating mesohabitats such as pools and fluvial deposits, improving fish habitats and opportunities for macrophyte development [29]. In the case of the Flinta River, such riverbed features were achieved within three years following the introduction of deflectors. Meanwhile, a condition corresponding to the conditions observed in the reference section was achieved within seven years. Some categories of maintenance work (including, i.a., the desilting of the riverbed) have an especially destructive impact on aquatic organisms, causing their mechanical removal and a change in abiotic conditions [17,59]. The subsequent regeneration of groups of organisms takes a long time and, in the case of the cyclic repetition of maintenance work, is usually incomplete, which may lead to a progressive deterioration of the ecological status of the waters [60].

Research conducted by Hachoł and Bondar-Nowakowska [61] showed that even after ten years, macrophytes did not recover to the condition seen before the regulation. In such cases, the pace of spontaneous restoration may be insufficient and may require initiation and intensification through planned restoration [19].

A significant feature from the point of view of macrophyte development was the fact that the researched sections of the Flinta River were characterised by the absence of tall vegetation (trees and shrubs) growing on the banks of the riverbed. This constituted conditions allowing for the impact of the shading of the riverbed on macrophyte development to be ruled out [62]. Research conducted by Jusik and Staniszewski [63] has shown that increased shading constitutes a natural factor limiting biodiversity. However, its impact on macrophyte indicators (MIR, RMNI, IBMR) that describe the ecological status is small. Research conducted by Jahadi et al. [64] and Guo et al. [65] has shown that interaction between riverbed vegetation and the structure of the flow has a key significance for river engineering and hydromorphological processes associated with the transformations of the lateral and vertical layout of the riverbed in restoration processes. Macrophytes influence fluvial processes as well as respond to them. Their overground biomass modifies the flow of water and traps sediments, while their underground biomass impacts the features of the bottom material, and, consequently, its susceptibility to erosion [66].

The flow regime and its variability constitute fundamental parts of river ecosystem management [67]. It is generally believed that the flow regime is the main factor influencing biodiversity in aquatic ecosystems [68,69], while variable flow conditions support natural restoration processes. The research also involved looking for the reason for such significant and fast hydromorphological changes shortly after the introduction of the deflectors (which was confirmed by the measurements made). The research took into account flow hydrographs from the years 2016–2021 (Figure 13). In the case of the Flinta River, the success of the far-reaching transformations of the riverbed was the result of, i.a., the emergence of flows that significantly exceeded average values in the first year following the introduction of deflectors (average flow of $0.66 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, Figure 13). Generally speaking, the whole year 2017 was a wet year, and so was the first half of 2018. Given the higher values of flow velocity, the installed deflectors initiated morphodynamic processes, which provided the basis for further restoration processes. A similar connection between the flow regime and transformations of the riverbed was pointed out by, i.a., Palmer and Ruhi [70], who indicated that the assessment of the relative impact of flow conditions on abiotic and biotic factors is currently a challenge to ecology. It is also important for the precise design and prediction of the outcomes of restoration. The most significant changes in riverbed morphology occur during major surges, especially during overbank flows [71]. In the near future, the process will be under the strong influence of the intensifying global climate change, associated with rising temperatures [72] and changes in precipitation patterns [73]. In the catchment of the Flinta River, a temperature rise of $1.8\text{--}2.0 \text{ }^\circ\text{C}$ was observed in the years 1961–2018, which translates into an average increase of $0.33 \text{ }^\circ\text{C}$ per 10 years [74], while in the years 1951–2013, a minor increase in the total precipitation was observed, though it occurred only in the winter season [75]. This resulted in an increase in average flows between January and March by about 10% and in a significant drop in average flows between April and September (reaching 50% in June and July). Currently, channel-forming flows occur only in the winter or early spring. At the same time, average monthly flows (SSQ) remained at a relatively stable level and amounted to $0.64 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ in the years 1951–1970: $0.73 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ in 1976–1995 and $0.61 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ in 2001–2020 (Figure 14).

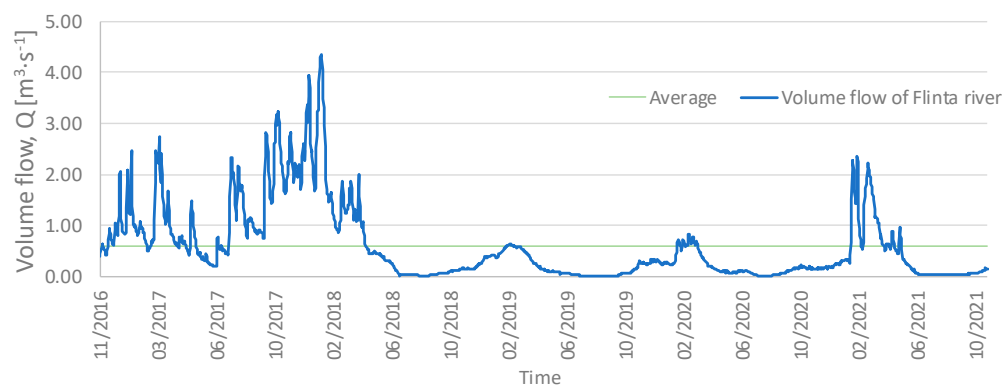


Figure 13. Hydrogram for the period November 2016–October 2021.

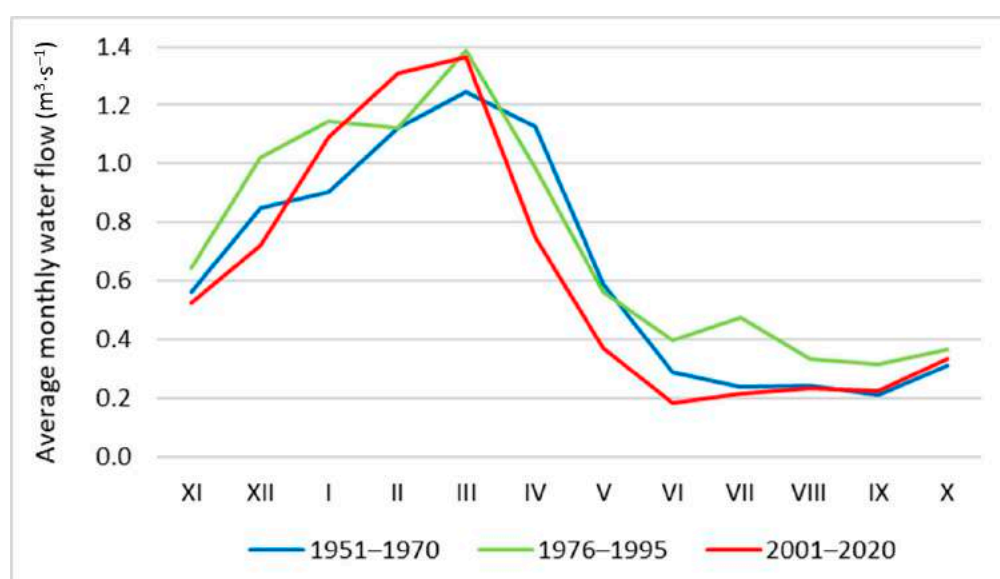


Figure 14. The variability of monthly average water flows in the Flinta River since the mid-20th century.

6. Conclusions

Environmental research into natural processes taking place within river valleys often requires long time series of observations, which allow for the capturing of significant changes and trends in transformations taking place in the aquatic environment. Continuous research conducted in multi-year time horizons is highly significant and valuable; however, due to numerous limitations (for example, financial limitations), it is undertaken rarely and often it is abandoned once a research project is completed. The series of studies and measurements carried out in the analysed section of the Flinta River in the years 2005–2022 covered various aspects of the assessment of the ecological status of the river and of hydromorphological transformations of the watercourse. Based on the studies conducted, it was possible to determine the size, dynamic, and scope of the changes taking place in the river under various conditions of its transformation, including those resulting from anthropopressure. The basic conclusions following from the conducted research can be applied to the following issues:

- Regular maintenance work that was carried out on the Flinta River (section B) resulted in a reduced diversity of macrophytes and various other hydromorphological elements of the riverbed. The work has also contributed to the significant degradation of the river in terms of its ecological status (poor status was identified shortly after the desilting and removal of vegetation).

- The seven years of spontaneous restoration and the introduction of deflectors in 2018 enabled a significant improvement in the quality of the watercourse in section B. An increase in the heterogeneity of the riverbed was observed, along with an increase in the amount of erosive and accumulative forms in the researched section, as well as an overall improvement in the hydromorphological status. The assessment conducted in 2022 showed that the hydromorphological status was very good.
- Deflectors introduced into a lowland river cause a deformation of the streamline, an increase in the velocity of the flow, and an initiation of the processes of lateral and vertical erosion downstream of the deflector, as well as the accumulation of sediment on the convex bank. They are also associated with changes in granularity, which can be significant for macroinvertebrates and ichthyofauna.
- Studies of macrophytes showed that their ecological status was relatively stable. The desilting carried out in 2011 had a high impact on the quality of the environment, causing the mechanical removal of about 60% of species occurring in it and leading to a drastic drop in their coverage (to approximately 2.5%). The introduction of deflectors contributed to the increase in the biodiversity of macrophyte species. A continual improvement in the ecological status was also observed until a good status was achieved in 2022.
- The research carried out in the reference section (A) situated approx. 600 m upstream of the research section (B), on which no regulation work has been carried out, showed that it displayed hydrodynamic balance. Regardless of the continual natural changes taking place in the riverbed, it was observed that the dynamic of these changes was significantly smaller than in the section with deflectors. The good ecological status of this section can be regarded as stable over time. The values of the MIR index in that section ranged between 37.0 and 37.9.

Author Contributions: Conceptualisation. S.Z., T.K. and S.J.; methodology. S.Z., T.K. and S.J.; software. S.Z., T.K. and S.J.; validation. S.Z., T.K. and S.J.; formal analysis. S.Z., T.K. and S.J.; investigation. S.Z., T.K. and S.J.; writing—original draft preparation. S.Z., T.K. and S.J.; writing—review and editing. S.Z., T.K. and S.J.; visualisation. S.Z., T.K. and S.J. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: The publication was co-financed within the framework of the Ministry of Science and Higher Education program “Regional Initiative Excellence” in the years 2019–2022, Project No. 005/RID/2018/19.

Institutional Review Board Statement: Not applicable.

Informed Consent Statement: Not applicable.

Data Availability Statement: Data is unavailable.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

References

1. Water Framework Directive (WFD 2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy. Available online: <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:2000L0060:20011216:EN:PDF> (accessed on 24 February 2023).
2. Canfield, K.N. A Review of River Restoration: Political, Social, and Economic Perspectives. *Soc. Nat. Resour.* **2022**, *35*, 813–815. [[CrossRef](#)]
3. Grabowski, R.C.; Gurnell, A.M. Hydrogeomorphology-Ecology Interactions in River Systems: Hydrogeomorphology-Ecology Interactions. *River Res. Appl.* **2016**, *32*, 139–141. [[CrossRef](#)]
4. Laks, I.; Szoszkiewicz, K.; Kałuża, T. Analysis of in situ water velocity distributions in the lowland river floodplain covered by grassland and reed marsh habitats—a case study of the bypass channel of Warta River (Western Poland). *J. Hydrol. Hydromech.* **2017**, *65*, 325–332. [[CrossRef](#)]
5. Szoszkiewicz, K.; Jusik, S.; Lewin, I.; Czerniawska-Kusza, I.; Kupiec, J.M.; Szostak, M. Macrophyte and macroinvertebrate patterns in unimpacted mountain rivers of two European ecoregions. *Hydrobiologia* **2018**, *808*, 327–342. [[CrossRef](#)]
6. Zelnik, I.; Muc, T. Relationship between Environmental Conditions and Structure of Macroinvertebrate Community in a Hydromorphologically Altered Pre-Alpine River. *Water* **2020**, *12*, 2987. [[CrossRef](#)]

7. Szalkiewicz, E.; Kałuża, T.; Grygoruk, M. Environmental Flows Assessment for Macroinvertebrates at the River Reach Scale in Different Degrees of Hydromorphological Alteration. *Front. Environ. Sci.* **2022**, *10*, 243. [[CrossRef](#)]
8. Gebler, D.; Wiegleb, G.; Szoszkiewicz, K. Integrating river hydromorphology and water quality into ecological status modelling by artificial neural networks. *Water Res.* **2018**, *139*, 395–405. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
9. Tymiński, T.; Kałuża, T. Effect of vegetation on flow conditions in the “nature-like” fishways. *Rocz. Ochr. Środowiska* **2013**, *15*, 348–360.
10. Bockelmann, B.; Fenrich, E.; Lin, B.; Falconer, R. Development of an ecohydraulics model for stream and river restoration. *Ecol. Eng.* **2004**, *22*, 227–235. [[CrossRef](#)]
11. Raven, P.; Holmes, N.; Dawson, F.; Everard, M. Quality assessment using River Habitat Survey data. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* **1998**, *8*, 477–499. [[CrossRef](#)]
12. Walczak, N.; Walczak, Z.; Kałuża, T.; Hämmerling, M.; Stachowski, P. The Impact of Shrubby Floodplain Vegetation Growth on the Discharge Capacity of River Valleys. *Water* **2018**, *10*, 556. [[CrossRef](#)]
13. Li, P.; Li, D.; Sun, X.; Chu, Z.; Xia, T.; Zheng, B. Application of Ecological Restoration Technologies for the Improvement of Biodiversity and Ecosystem in the River. *Water* **2022**, *14*, 1402. [[CrossRef](#)]
14. Cao, Z.; Hu, P.; Pender, G. Multiple Time Scales of Fluvial Processes with Bed Load Sediment and Implications for Mathematical Modeling. *J. Hydraul. Eng.* **2011**, *137*, 267–276. [[CrossRef](#)]
15. Clilverd, H.M.; Thompson, J.R.; Heppell, C.M.; Sayer, C.D.; Axmacher, J.C. Coupled Hydrological/Hydraulic Modelling of River Restoration Impacts and Floodplain Hydrodynamics. *River Res. Appl.* **2016**, *32*, 1927–1948. [[CrossRef](#)]
16. Caroppi, G.; Gualtieri, P.; Fontana, N.; Giugni, M. Effects of vegetation density on shear layer in partly vegetated channels. *J. Hydro-Environ. Res.* **2020**, *30*, 82–90. [[CrossRef](#)]
17. Prus, P.; Popek, Z.; Pawlaczuk, P. *Good Practices for River Maintenance*; WWF Polska: Warszawa, Poland, 2018; ISBN 978-83-62069-49-1. (In Polish)
18. Kupilas, B.; Hering, D.; Lorenz, A.W.; Knuth, C.; Gücker, B. Hydromorphological restoration stimulates river ecosystem metabolism. *Biogeosciences* **2017**, *14*, 1989–2002. [[CrossRef](#)]
19. Wyżga, B.; Zawiejska, J.; Radecki-Pawlik, A.; Hajdukiewicz, H. Environmental change, hydromorphological reference conditions and the restoration of Polish Carpathian rivers. *Earth Surf. Process. Landf.* **2012**, *37*, 1213–1226. [[CrossRef](#)]
20. Wyżga, B.; Oglecki, P.; Hajdukiewicz, H.; Zawiejska, J.; Radecki-Pawlik, A.; Skalski, T.; Mikuś, P. Interpretation of the invertebrate-based BMWP-PL index in a gravel-bed river: Insight from the Polish Carpathians. *Hydrobiologia* **2013**, *712*, 71–88. [[CrossRef](#)]
21. Roni, B.; Beechie, T. Introduction to Restoration: Key Steps for Designing Effective Programs and Projects. In *Stream and Watershed Restoration, A Guide to Restoring Riverine Processes and Habitats*; Roni, P., Beechie, T., Eds.; Wiley-Blackwell: Hoboken, NJ, USA, 2012; pp. 1–11.
22. Hammersmark, C.T.; Dobrowski, S.Z.; Rains, M.; Mount, J.F. Simulated Effects of Stream Restoration on the Distribution of Wet-Meadow Vegetation. *Restor. Ecol.* **2009**, *18*, 882–893. [[CrossRef](#)]
23. Brierley, G.; Fryirs, K. *Geomorphology and River Management: Applications of the River Styles Framework*; Blackwell Publishing: Malden, MA, USA, 2005.
24. Wohl, E.; Lane, S.N.; Wilcox, A.C. The science and practice of river restoration. *Water Resour. Res.* **2015**, *51*, 5974–5997. [[CrossRef](#)]
25. Kail, J.; Hering, D.; Muhar, S.; Gerhard, M.; Preis, S. The use of large wood in stream restoration: Experiences from 50 projects in Germany and Austria. *J. Appl. Ecol.* **2007**, *44*, 1145–1155. [[CrossRef](#)]
26. Brandimarte, L.; Di Baldassarre, G. Uncertainty in design flood profiles derived by hydraulic modelling. *Hydrol. Res.* **2012**, *43*, 753–761. [[CrossRef](#)]
27. Grabowski, R.C.; Gurnell, A.M.; Burgess-Gamble, L.; England, J.; Holland, D.; Klaar, M.J.; Morrissey, I.; Uttley, C.; Wharton, G. The current state of the use of large wood in river restoration and management. *Water Environ. J.* **2019**, *33*, 366–377. [[CrossRef](#)]
28. Lenar-Matyas, A.; Lafont, M.; Lapuszek, M.; Poulard, C. Alleviating effects of technical training of mountainous rivers and streams in urban areas. *Infrastruct. Ecol. Rural Areas* **2009**, *9*, 241–251.
29. Biron, P.M.; Robson, C.; Lapointe, M.F.; Gaskin, S.J. Deflector Designs for Fish Habitat Restoration. *Environ. Manag.* **2004**, *33*, 25–35. [[CrossRef](#)]
30. Rana, S.M.; Scott, D.T.; Hester, E.T. Effects of in-stream structures and channel flow rate variation on transient storage. *J. Hydrol.* **2017**, *548*, 157–169. [[CrossRef](#)]
31. Pan, B.; Yuan, J.; Zhang, X.; Wang, Z.; Chen, J.; Lu, J.; Yang, W.; Li, Z.; Zhao, N.; Xu, M. A review of ecological restoration techniques in fluvial rivers. *Int. J. Sediment Res.* **2016**, *31*, 110–119. [[CrossRef](#)]
32. Wiergocka, M.; Połowski, P. “Demelioration” in the Catchment Area of the Rivers Wda and Trzebiocha (Wdzydze Landscape Park). *Przegląd Przyr.* **1996**, *3–4*, 199–206. (In Polish)
33. Obolewski, K. *Short-Term Ecological Effects of Restoration of Small Lowland Rivers on the Example of the Kwacza River*; Park Krajobrazowy Dolina Słupi” i Akademia Pomorska w Słupsku: Słupsk, Poland, 2009; ISBN 978-83-930112-0-9. (In Polish)
34. Szalkiewicz, E.; Dysarz, T.; Kałuża, T.; Malinger, A.; Radecki-Pawlik, A. Analysis of in-stream restoration structures impact on hydraulic condition and sedimentation in the flinta river, poland. *Carpathian J. Earth Environ. Sci.* **2019**, *14*, 275–286. [[CrossRef](#)]

35. Paluch, J. Impact of the activity of water companies existing in the 19th and early 20th centuries in the area of the river Wełna basin on the state of its hydrography and water relations. In Proceedings of the Ecological Problems of the Wełna River Basin-State and Directions of Activities Conference, Wagrowiec, Poland, 20 October 2009.
36. Wody Polskie. *Krajowy program renaturyzacji wód powierzchniowych*; Wody Polskie: Warszawa, Poland, 2020.
37. Zaborowski, S.; Kałuża, T.; Rybacki, M.; Radecki-Pawlik, A. Influence of river channel deflector hydraulic structures on lowland river roughness coefficient values: The Flinta river, Wielkopolska Province, Poland. *Ecohydrol. Hydrobiol.* **2023**, *23*, 79–97. [[CrossRef](#)]
38. Kałuża, T.; Radecki-Pawlik, A.; Szoszkiewicz, K.; Plesiński, K.; Radecki-Pawlik, B.; Laks, I. Plant basket hydraulic structures (PBHS) as a new river restoration measure. *Sci. Total. Environ.* **2018**, *627*, 245–255. [[CrossRef](#)]
39. Pagliara, S.; Kurdistani, S.M. Flume experiments on scour downstream of wood stream restoration structures. *Geomorphology* **2017**, *279*, 141–149. [[CrossRef](#)]
40. Szoszkiewicz, K.; Jusik, S.; Gebler, D.; Achtenberg, K.; Adynkiewicz-Piragas, M.; Radecki-Pawlik, A.A.; Okruszko, T.; Pietruczuk, K.; Przesmycki, M.; Nawrocki, P. Hydromorphological Index for Rivers: A New Method for Hydromorphological Assessment and Classification for Flowing Waters in Poland. *J. Ecol. Eng.* **2020**, *21*, 261–271. [[CrossRef](#)]
41. Erba, S.; Buffagni, A.; Holmes, N.; O'Hare, M.; Scarlett, P.; Stenico, A. Preliminary testing of River Habitat Survey features for the aims of the WFD hydro-morphological assessment: An overview from the STAR Project. *Hydrobiologia* **2006**, *566*, 281–296. [[CrossRef](#)]
42. FAO. Regulation on the Classification of Ecological Status, Ecological Potential, Chemical Status and the Method of Classifying the Status of Surface Water Bodies as Well as Environmental Quality Standards for Priority Substances. Available online: <https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/download.xsp/WDU20210001475/O/D20211475.pdf> (accessed on 24 February 2023).
43. Szoszkiewicz, K.; Jusik, S.; Pietruczuk, K.; Gebler, D. The Macrophyte Index for Rivers (MIR) as an Advantageous Approach to Running Water Assessment in Local Geographical Conditions. *Water* **2020**, *12*, 108. [[CrossRef](#)]
44. Madsen, J.D.; Wersal, R.M. A review of aquatic plant monitoring and assessment methods. *J. Aquat. Plant Manag.* **2017**, *55*, 1–12.
45. Shannon, C.E. *The Mathematical Theory of Communication*; University of Illinois Press: Urbana, IL, USA, 1949; pp. 1–117.
46. Yi, Y.; Cheng, X.; Wieprecht, S.; Tang, C. Comparison of habitat suitability models using different habitat suitability evaluation methods. *Ecol. Eng.* **2014**, *71*, 335–345. [[CrossRef](#)]
47. Teufl, B.; Weigelhofer, G.; Fuchsberger, J.; Hein, T. Effects of hydromorphology and riparian vegetation on the sediment quality of agricultural low-order streams: Consequences for stream restoration. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2012**, *20*, 1781–1793. [[CrossRef](#)]
48. Radecki-Pawlik, A.; Bucala, A.; Plesiński, K.; Oglecki, P. Ecohydrological conditions in two catchments in the Gorce Mountains: Jaszce and Jamne streams—Western Polish Carpathians. *Ecohydrol. Hydrobiol.* **2014**, *14*, 229–242. [[CrossRef](#)]
49. Comín, F.A.; Miranda, B.; Sorando, R.; Felipe-Lucia, M.R.; Jiménez, J.J.; Navarro, E. Prioritizing sites for ecological restoration based on ecosystem services. *J. Appl. Ecol.* **2018**, *55*, 1155–1163. [[CrossRef](#)]
50. Thompson, D.M. Long-Term Effect of Instream Habitat-Improvement Structures on Channel Morphology Along the Blackledge and Salmon Rivers, Connecticut, USA. *Environ. Manag.* **2002**, *29*, 250–265. [[CrossRef](#)]
51. McDonald, T.; Gann, G.D.; Jonson, K.; Dixon, K.W. *International standards for the practice of ecological restoration—Including principles and key concepts*; Society for Ecological Restoration: Washington, DC, USA, 2016.
52. Wortley, L.; Hero, J.-M.; Howes, M. Evaluating Ecological Restoration Success: A Review of the Literature. *Restor. Ecol.* **2013**, *21*, 537–543. [[CrossRef](#)]
53. Dufour, S.; Piégay, H. From the myth of a lost paradise to targeted river restoration: Forget natural references and focus on human benefits. *River Res. Appl.* **2009**, *25*, 568–581. [[CrossRef](#)]
54. Choi, Y. Theories for ecological restoration in changing environment: Toward futuristic restoration. *Ecol. Res.* **2004**, *19*, 75–81. [[CrossRef](#)]
55. Comín, F.A.; Menéndez, M.; Pedrocchi, C.; Moreno, S.; Sorando, R.; Cabezas, A.; García, M.G.; Rosas, V.; Moreno, D.; Gonzalez, E.; et al. Wetland Restoration: Integrating Scientific-Technical, Economic, and Social Perspectives. *Ecol. Restor.* **2005**, *23*, 182–186. [[CrossRef](#)]
56. Rodrigues, R.R.; Gandolfi, S.; Nave, A.G.; Aronson, J.; Barreto, T.E.; Vidal, C.Y.; Brancalion, P.H. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. *For. Ecol. Manag.* **2011**, *261*, 1605–1613. [[CrossRef](#)]
57. Szalkiewicz, E.; Jusik, S.; Grygoruk, M. Status of and Perspectives on River Restoration in Europe: 310,000 Euros per Hectare of Restored River. *Sustainability* **2018**, *10*, 129. [[CrossRef](#)]
58. Perring, M.P.; Standish, R.J.; Price, J.N.; Craig, M.D.; Erickson, T.E.; Ruthrof, K.X.; Whiteley, A.S.; Valentine, L.E.; Hobbs, R.J. Advances in restoration ecology: Rising to the challenges of the coming decades. *Ecosphere* **2015**, *6*, art131. [[CrossRef](#)]
59. Szoszkiewicz, K.; Ferreira, T.; Korte, T.; Baattrup-Pedersen, A.; Davy-Bowker, J.; O'Hare, M. European river plant communities: The importance of organic pollution and the usefulness of existing macrophyte metrics. *Hydrobiologia* **2006**, *566*, 211–234. [[CrossRef](#)]
60. Bączyk, A.; Wagner, M.; Okruszko, T.; Grygoruk, M. Influence of technical maintenance measures on ecological status of agricultural lowland rivers—Systematic review and implications for river management. *Sci. Total. Environ.* **2018**, *627*, 189–199. [[CrossRef](#)]
61. Hachoł, J.; Bondar-Nowakowska, E. An assessment of the ecological status of diverse watercourses of Lower Silesia, Poland. *Pol. J. Environ. Stud.* **2012**, *21*, 75–81.

62. Kałuża, T.; Sojka, M.; Wróżyński, R.; Jaskuła, J.; Zaborowski, S.; Hämmerling, M. Modeling of River Channel Shading as a Factor for Changes in Hydromorphological Conditions of Small Lowland Rivers. *Water* **2020**, *12*, 527. [[CrossRef](#)]
63. Jusik, S.; Staniszewski, R. Shading of River Channels as an Important Factor Reducing Macrophyte Biodiversity. *Pol. J. Environ. Stud.* **2019**, *28*, 1215–1222. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
64. Jahadi, M.; Afzalimehr, H.; Rowinski, P.M. Flow structure within a vegetation patch in a gravel-bed river. *J. Hydrol. Hydromech.* **2019**, *67*, 154–162. [[CrossRef](#)]
65. Guo, J.; Zhang, J. Velocity distributions in laminar and turbulent vegetated flows. *J. Hydraul. Res.* **2016**, *54*, 117–130. [[CrossRef](#)]
66. Gurnell, A. Plants as river system engineers. *Earth Surf. Process. Landf.* **2014**, *39*, 4–25. [[CrossRef](#)]
67. Belmar, O.; Velasco, J.; Martinez-Capel, F. Hydrological Classification of Natural Flow Regimes to Support Environmental Flow Assessments in Intensively Regulated Mediterranean Rivers, Segura River Basin (Spain). *Environ. Manag.* **2011**, *47*, 992–1004. [[CrossRef](#)]
68. Monk, W.A.; Wood, P.J.; Hannah, D.M.; Wilson, D.A. Selection of river flow indices for the assessment of hydroecological change. *River Res. Appl.* **2007**, *23*, 113–122. [[CrossRef](#)]
69. Wałęga, A.; Kędzior, R.; Książek, L.; Młyński, D.; Strużyński, A.; Grela, J.; Madej, P.; Skalski, T. Flow predictability indicates the ecological quality of the river: A case of invertebrates in Central Europe. *Ecol. Indic.* **2022**, *143*, 109308. [[CrossRef](#)]
70. Palmer, M.; Ruhi, A. Linkages between flow regime, biota, and ecosystem processes: Implications for river restoration. *Science* **2019**, *365*, eaaw2087. [[CrossRef](#)]
71. Gorczyca, E.; Wąs, J. Spontaneous restoration of mountain rivers and streams. In *Processes and the Maintenance of Rivers and Mountain Streams*; Gorczyca, E., Radecki-Pawlik, A., Krzemień, K., Eds.; Uniwersytet Jagielloński: Kraków, Poland, 2022; pp. 393–414. ISBN 978-83-64089-68-8. (In Polish)
72. Ptak, M.; Sojka, M.; Kałuża, T.; Choiński, A.; Nowak, B. Long-term water temperature trends of the Warta River in the years 1960–2009. *Ecohydrol. Hydrobiol.* **2019**, *19*, 441–451. [[CrossRef](#)]
73. IPCC. Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. In *Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*; Pörtner, H.-O., Roberts, D., Tignor, M., Poloczanska, E., Mintenbeck, K., Alegría, A., Craig, M., Langsdorf, S., Löschke, S., Möller, V., et al., Eds.; Cambridge University Press: Cambridge, UK; New York, NY, USA, 2022; p. 3056. [[CrossRef](#)]
74. Kejna, M.; Rudzki, M. Spatial diversity of air temperature changes in Poland in 1961–2018. *Theor. Appl. Clim.* **2021**, *143*, 1361–1379. [[CrossRef](#)]
75. Szwed, M. Variability of precipitation in Poland under climate change. *Theor. Appl. Clim.* **2019**, *135*, 1003–1015. [[CrossRef](#)]

Disclaimer/Publisher’s Note: The statements, opinions and data contained in all publications are solely those of the individual author(s) and contributor(s) and not of MDPI and/or the editor(s). MDPI and/or the editor(s) disclaim responsibility for any injury to people or property resulting from any ideas, methods, instructions or products referred to in the content.

Poznań, dnia 24.06.2024

Stanisław Zaborowski
Katedra Inżynierii Wodnej i Sanitarnej
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
ul. Piątkowska 94A,
60-649 Poznań
tel:061-848-77-29
stanislaw.zaborowski@up.poznan.pl

Oświadczenie o współautorstwie

Niniejszym oświadczam, że w pracy „*The impact of spontaneous and induced restoration on the hydromorphological conditions and macrophytes, example of Flinta River*” mój indywidualny wkład w jej powstaniu polegał na opracowaniu koncepcji artykułu, zebraniu literatury przedmiotowej, przeprowadzeniu badań i zebraniu wyników, analizie wyników, przygotowaniu rycin, napisaniu i redakcji manuskryptu, co stanowi 70% całej pracy.

Podpis

Poznań, dnia 24.06.2024

Tomasz Kałuża
Katedra Inżynierii Wodnej i Sanitarnej
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
ul. Piątkowska 94A,
60-649 Poznań
tel:061-848-77-27
tomasz.kaluza@up.poznan.pl

Oświadczenie o współautorstwie

Niniejszym oświadczam, że w pracy „*The impact of spontaneous and induced restoration on the hydromorphological conditions and macrophytes, example of Flinta River*” mój indywidualny wkład w jej powstaniu polegał na opracowaniu koncepcji, korygowaniu oraz akceptacji ostatecznej wersji artykułu, co stanowi 15% całej pracy.

Podpis

Poznań, dnia 24.06.2024

Szymon Jusik
Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
ul. Piątkowska 94A,
60-649 Poznań
tel:061-846-65-25
szymon.jusik@up.poznan.pl

Oświadczenie o współautorstwie

Niniejszym oświadczam, że w pracy „*The impact of spontaneous and induced restoration on the hydromorphological conditions and macrophytes, example of Flinta River*” mój indywidualny wkład w jej powstaniu polegał na opracowaniu koncepcji, korygowaniu oraz akceptacji ostatecznej wersji artykułu, co stanowi 15% całej pracy.

Podpis

ZAŁĄCZNIK IV

Zaborowski S., Kałuza T., Jusik S., Dysarz T., Hämmerling M. Environmental restoration and changes of sediment and hydrodynamic parameters in a section of a renaturalised lowland watercourse. *Sustainability*. 2024; 16(10):3948.

<https://doi.org/10.3390/su16103948>

Article

Environmental Restoration and Changes of Sediment and Hydrodynamic Parameters in a Section of a Renaturalised Lowland Watercourse

Stanisław Zaborowski ^{1,*}, Tomasz Kałuża ^{1,*}, Szymon Jusik ², Tomasz Dysarz ¹ and Mateusz Hämmerling ¹

¹ Department of Hydraulic and Sanitary Engineering, Poznań University of Life Sciences, Piątkowska 94, 60-649 Poznań, Poland; tomasz.dysarz@up.poznan.pl (T.D.); mateusz.hammerling@up.poznan.pl (M.H.)

² Department of Ecology and Environmental Protection, Poznań University of Life Sciences, Piątkowska 94, 60-649 Poznań, Poland; szymon.jusik@up.poznan.pl

* Correspondence: stanislaw.zaborowski@up.poznan.pl (S.Z.); tomasz.kaluza@up.poznan.pl (T.K.); Tel.: +48-61-846-6590 (S.Z.)

Abstract: In Europe, the routes of most watercourses were straightened and shortened, leading to the destruction and degradation of many natural environments. Currently, in places where it is possible, as part of the implementation of the Water Framework Directive, efforts are made to improve environmental sustainability, including improving the ecological condition of rivers. This paper presents the impact of three in-stream deflectors on changes in the section of a small lowland river—the Flinta (Poland)—where (from 2018 to 2023) detailed, systematic geodetic, and hydrometric research and an assessment of the ecological conditions were carried out. The presented results show the influence of deflectors on the initiation of fluvial processes in the transverse and longitudinal layouts of the channel. The river channel was narrowed from 6 to 5 m, and the current line shifted by almost 3 m. Changes were observed in the distribution of velocities and shear stresses, varying along the surveyed section of the river. In the first year after their application, an increase in velocity at the deflectors can be observed (from 0.2 m·s⁻¹ to 0.6 m·s⁻¹ in the deflector cross-section). In the following years, on the other hand, a clear decrease in velocity was observed in the sections between the deflectors (to 0.3 m·s⁻¹). The introduction of deflectors resulted in a significant increase in the values of shear stresses (from an average value of 0.0241 N·m⁻² in 2018 to 0.2761 N·m⁻² in 2023) and local roughness coefficients (from 0.045 s·m^{-1/3} before the introduction of the deflectors to 0.070 s·m^{-1/3} in 2023). Based on analyses of sediment samples, erosion and accumulation of bottom material were initially observed, followed by a subsequent stabilisation of particle size. Differences in grain size were observed, especially in the cross-section of the deflectors (increase in granularity d_{50%} downstream of the deflector from 0.31 mm to 3.9 mm already 2 years after the introduction of deflectors). This study confirmed the positive impact of using deflectors on hydromorphological processes as deflectors facilitate the achievement of a good ecological status, as required by the WFD. The innovation of this paper lies in demonstrating the possibility of using small, simple structures to initiate and intensify fluvial processes, which may contribute to improving the ecological conditions of watercourses.

Keywords: deflector; ecological restoration; sustainability; lowland river; hydromorphology; Flinta River

Citation: Zaborowski, S.; Kałuża, T.; Jusik, S.; Dysarz, T.; Hämmerling, M. Environmental Restoration and Changes of Sediment and Hydrodynamic Parameters in a Section of a Renaturalised Lowland Watercourse. *Sustainability* **2024**, *16*, 3948. <https://doi.org/10.3390/su16103948>

Academic Editor: Jan Hopmans

Received: 3 April 2024

Revised: 29 April 2024

Accepted: 6 May 2024

Published: 8 May 2024



Copyright: © 2024 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

1. Introduction

Sediment transport significantly influences the bed layout in rivers [1]. A fundamental parameter related to sediment movement description is the stress exerted on the bottom of the watercourse, which depends, for example, on the vegetation present on the riverbed [2]. An increase in stream energy often results in higher shear stress, leading to

bank erosion and meandering due to internal flow instability [3]. In the context of sediment transport, it is crucial to determine the dynamics of bar formation in rivers [4,5] and the influence of vegetation on flow conditions [6–10]. The sediment size on the bar surface becomes finer downstream, while coarser gravel appears at the bar head [11]. These conditions are further influenced by channel structures. The use of seminatural structures such as deflectors improves the hydromorphological conditions of altered watercourses [12], which result in increased habitat diversity in the riverbed [13,14], leading to a rise in hydrobiota biodiversity [15] and an improvement in environmental sustainability [16,17].

The hydromorphological processes depend, among other things, on the magnitude and dynamics of the flows, the susceptibility of the bottom material to erosion, the longitudinal gradient, and the amount of sediment delivered to the river channel [18,19]. Variation in bottom shape, flow velocity, sediment particle size, and water depth leads to an increase in the number of mesohabitats and thus improved living conditions for ichthyofauna and macroinvertebrates [20,21]. In order to maintain the biodiversity of freshwater fish, as outlined in the 2030 EU Biodiversity Strategy [22], detailed information on physical habitats is extremely necessary. The introduction of deflectors significantly alters sediment transport processes [12]. On the one hand, in the area of the deflector head and on the concave bank, one can observe intensive erosion processes and flushing of material up to the armouring of the bottom [16]. On the other hand, on the convex bank and beyond the deflectors, one can observe deposition of fluvial alluvium in the form of fine material [17].

Numerical models [17,23,24] and analytical methods [25–28], as well as laboratory models [29], can be used to predict hydromorphological processes and sediment transport. A numerical model can consist of four components: (1) a morphodynamic model relating the flow field to bank migration; (2) a hydrodynamic model relating the channel geometry to the flow field; (3) an evolution equation relating bank migration to planform geometry; and (4) a model accounting for cutoff events [30].

This research was carried out on a section of a small lowland river, the Flinta, located in central Poland. The analyses concerned hydromorphological processes initiated by the introduction of wicker deflectors. The Flinta River was selected as part of the national programme for the renaturalisation of surface waters in Poland [15], and a team of researchers from the Poznań University of Life Sciences had already conducted renaturalisation-related research projects on this section of the Flinta [31]. This research indicated that the watercourse possesses high ecological potential, prompting the team to explore opportunities to improve its ecological status by restoring meanders of the Flinta. The main objective of the presented study is to determine the dynamics of hydromorphological changes in the watercourse channel during the river renaturalisation process using deflectors. We formulated research hypotheses to demonstrate that the use of seminatural structures intensifies hydromorphological processes in lowland rivers and that seminatural structures such as deflectors improve the hydromorphological conditions of transformed watercourses. The results can be considered universal for typical, transformed, small lowland watercourses that have been straightened and regulated in the past. The novelty of this project is the indication of the impact of deflectors not only on hydromorphological changes in rivers but also on improving the ecological condition of watercourses. Despite previous experience with the use of deflectors, their use in river renaturalisation procedures is unfortunately still limited. Demonstrating the possibility of using small, low-cost structures to initiate renaturalisation processes is a fundamental innovation of the presented research, pointing to a potential direction for further development of these types of measures aimed at improving the ecological status of watercourses.

2. Study Area

The study area encompassed the estuarine section of the Flinta River. Between 2017 and 2023, research about restoration with deflectors was conducted on a study section approximately 150 m long, situated near the village of Rożnowice in the municipality of

Rogoźno (Wielkopolskie Voivodeship, Poland) (Figure 1). The surveyed river section features a longitudinal gradient of 1.3‰ and a narrow channel width ranging from approximately 1.5 to 2.0 m. The total length of the Flinta River is 27 km, and its catchment area spans 345.47 km² [32]. The Flinta River flows through the Noteć Forest, NATURA 2000 areas, and other environmentally valuable areas [12,32,33].

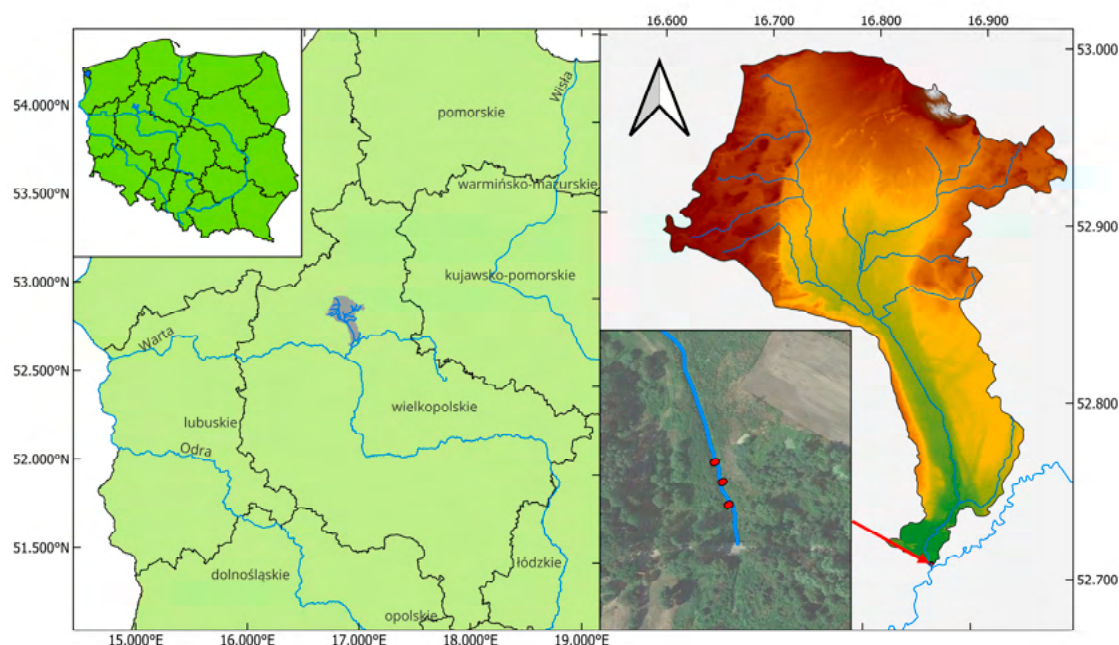


Figure 1. Location of the Flinta River and the study section. The red points indicate the locations of the deflectors.

According to the Water Framework Directive [34], the Flinta River is classified as a lowland sandy stream, representing the largest group of watercourses in Poland and in the Central European lowland belt. Hydrological observations are collected at a water gauge station located in Ryczywół (km 14 + 355—starting from the mouth). Additionally, there is a weather station within the catchment area. Both stations are part of the Measurement and Observation Network of the Institute of Meteorology and Water Management–National Research Institute (IMGW-PIB). The data presented in Table 1 include the characteristic discharges determined for the observation period from 1951 to 2014 made available by IMGW-PIB.

Table 1. Flows characteristic of the Ryczywół water gauge in the years 1951–2014. Characteristic discharges: NNQ—lowest of the annual low; SNQ—average of the annual low; WNQ—highest of the annual low; NSQ—lowest of the mean annual; SSQ—average of the mean annual; WSQ—highest of the mean annual; NWQ—lowest of the annual high; SWQ—average of the annual high; WWQ—highest annual high [12].

Characteristic Flows [m ³ ·s ⁻¹]								
NNQ	SNQ	WNQ	NSQ	SSQ	WSQ	NWQ	SWQ	WWQ
0.01	0.10	0.41	0.24	0.66	1.72	0.77	3.26	7.28

As part of extensive regulatory works conducted at the turn of the 20th century, the length of the watercourse was significantly reduced, and the channel layout was regulated [12]. The regulatory and exploitation works carried out resulted in ecological degradation and a change in the sinuosity of the river, leading to the straightening of the channel course in many sections. Regular maintenance works, including desilting and deepening

of the channel, as well as stabilisation of the banks with measures such as fascine fences, mowing of embankments, and removal of vegetation, prevented the automatic restoration of natural conditions or spontaneous renaturalisation of the river. Consequently, in some sections, the channel's natural characteristics have completely disappeared, and there is a lack of heterogeneity in river conditions.

3. Materials and Methods

3.1. Construction of Deflectors

Wicker deflectors were introduced in 2017 in the surveyed section of the Flinta River in order to study the changes in the hydromorphology of the channel, which were initiated by the introduction of seminatural structures. This study was conducted on a straight, highly hydromorphologically transformed section of the river. The 3 deflectors installed in the river channel had a simple, lightweight design, which was based on wicker fences (Figure 2a). The width of the structures was 1.20–1.50 m. The angle of deflector position relative to the bank line was $\alpha = 70\text{--}80^\circ$ (Figures 2b and 3b). Such an angle was chosen in order to properly direct the current to initiate meandering processes. According to the literature [35], deflectors should be spaced at a distance of approx. 5–7 channel widths. This improves their performance significantly [35].

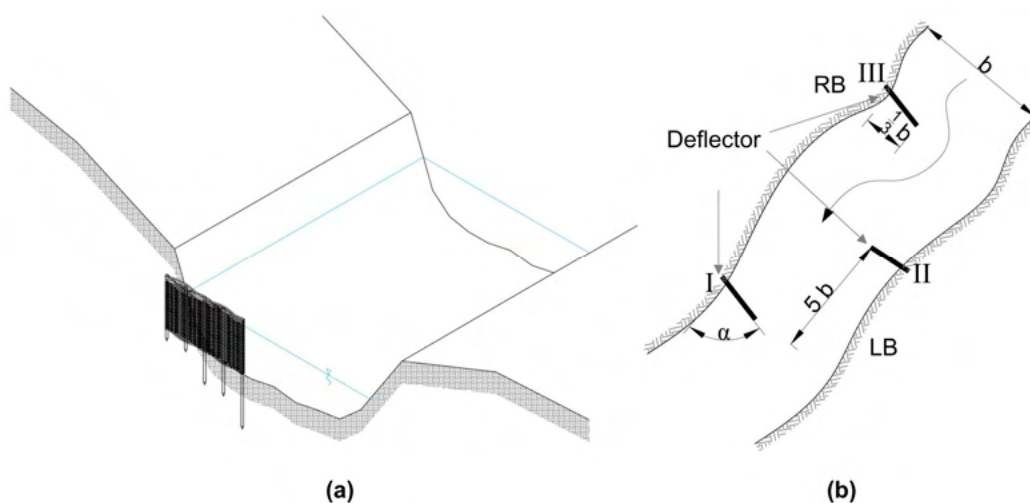


Figure 2. The deflector layout scheme and placement along the studied section of the Flinta River: (a) completed deflector in the river; (b) scheme of the layout of deflectors in the river, b —width of the river, which varied slightly and ranged from 3 to 4 m in the study section. RB—right bank; LB—left bank; α — $70\text{--}90^\circ$, I, II, III—numbers of deflectors [12].

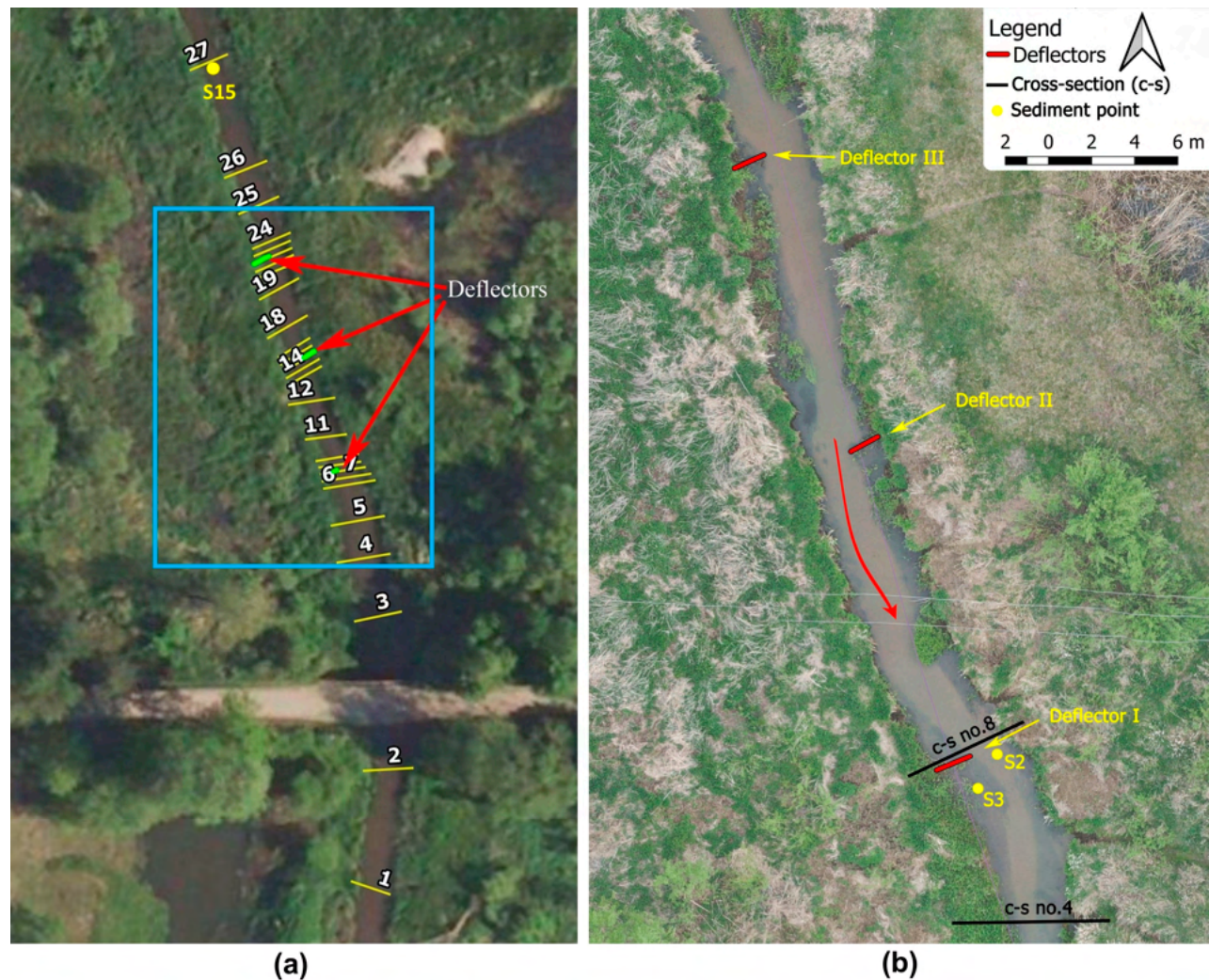


Figure 3. Orthophoto of the Flinta research study section with deflectors in 2021: (a) location of cross-sections; (b) enlargement location of deflectors and cross-sections used; S2, S3, S15—samples of the river sediment [12].

3.2. Geodetic Surveying

The basis for determining the changes, extent, and rate of hydromorphological transformation was, among other things, based on geodetic surveys of the channel layout and adjacent banks carried out at regular intervals. In order to ensure repeatability of measurements during subsequent measurement campaigns, a system based on levelled pairs of stakes, between which the measurement cross-sections were located, was developed and prepared. This allowed for fast, accurate, and repeatable measurements to be taken. The data obtained made it possible to compare and analyse them more reliably. Prior to the introduction of the structures into the watercourse, a thorough measurement of the original channel and bank layout was carried out. In the first year (2018), measurements were conducted at 15 cross-sections; however, starting from 2019, the number of cross-sections was increased to 28 (Figure 3a). Measurements were carried out using a Nikon AX-2s optical leveller, while a Topcon HiPer VR RTK GPS set was used to locate a fixed reference point and individual pairs of stakes. Measurements always started from the reference point, which allowed a measurement accuracy of ± 0.002 m. All measurements were further verified with reference to the stake pair elevation corresponding to the given cross-section. The distance was measured using a tape measure and the accuracy was ± 0.02 m.

In addition, photographic documentation was carried out during the survey to document the changes taking place in the field. The photographic documentation facilitates the verification of the results obtained and allows us to visually assess the changes taking place.

3.3. Hydrometric Measurements

By carrying out detailed measurements of the channel geometry and measuring velocity distributions, it was possible to obtain an accurate estimate of the discharge volumes. The measurements were performed at designated cross-sections. The measurements of velocity distributions were made in 15 measurement points and at different depths to show the near-bed velocities and determine the forces acting on the bed channel in 18 periods. The measurement points were selected near to deflectors in a way that allowed hydraulics to be reflected as precisely as possible with regard to the situation of the structures in each of their characteristic points and also in the area of the impact.

Measurements of the instantaneous velocity were made using the hydrometric current meter Valeport 801. This appliance can measure velocities of water in the range from 0,001 m s⁻¹ to up to 5 m s⁻¹. Measurements were made directly above the riverbed and in specific measurement verticals. By using this device, a few measurement divisions were determined in the field, which consisted of the following parameters:

- A set of several instantaneous velocities measured just above the bottom of the stream— V [m s⁻¹];
- Average velocity— V_{av} [m · s⁻¹], which was determined depending on the filling of the stream bed [36,37]:
 $h < 0.20$ m:

$$V_{av} = V_{0.4h} [m \cdot s^{-1}] \quad (1)$$

$0.20 \text{ m} \leq h \leq 0.60 \text{ m}$:

$$V_{av} = \frac{V_{0.2h} + 2V_{0.4h} + V_{0.8h}}{4} [m \cdot s^{-1}] \quad (2)$$

$h > 0.60 \text{ m}$:

$$V_{av} = \frac{V_d + 2V_{0.2h} + 3V_{0.4h} + 3V_{0.8h} + V_p}{10} [m \cdot s^{-1}] \quad (3)$$

where

h —water depth [m];

$V_{0.2, 0.4, 0.8}$ —velocity on 0.2, 0.4, and 0.8 of depth [m · s⁻¹].

Measurements were taken at hydrometric verticals located every 0.50 m in the cross-section. The first vertical was located 0.50 m from the bank and the last one was located 0.50 m from the opposite bank, counting from the place where the water surface meets the bank. From the start of the measurements, velocity distribution was measured at nine cross-sections (numbers: 6, 8, 10, 13, 15, 17, 20, 22, 24), three of which contained deflectors, while the others laid 2 m upstream and downstream from the deflectors. Water velocity measurements were taken at the following depths: 0.01, 0.02, 0.03, 0.05, 0.10, 0.15 m and further every 0.10 m. From 2019 onwards, following the addition of extra cross-sections, the number of hydrometric cross-sections was increased to twenty (numbers: 1, 2, 3, 4, 6, 8, 10, 11, 12, 13, 15, 17, 18, 19, 20, 22, 24, 26, 27, 28).

Control profiles were located outside the impact range of the deflectors. This made it possible to verify changes caused by the deflectors and the changes that occurred naturally.

3.4. Shear Stresses

The values of dynamic velocity and shear stress were calculated based on the knowledge of the velocity profile distribution in the river, which satisfies the equation of von Karman–Prandtl [38]:

$$V = \left(\frac{V_*}{\kappa}\right) \ln\left(\frac{z}{z_0}\right) [m \cdot s^{-1}] \quad (4)$$

The dynamic velocity is obtained by plotting the regression line between the values of instantaneous velocities and the logarithmic values of the distance between the measurement from the bed. If the line becomes straight, then we can calculate the dynamic velocity from the coefficient of its inclination to the abscissa axis [39] as follows:

$$V_* = \frac{a}{5.75} [m \cdot s^{-1}] \quad (5)$$

where

a represents the coefficient of inclination of a straight line $v = f(h)$ adopting the form of equation $y = ax + b$ (where x represents the height above the bottom on which the velocity was measured; b represents the intercept of the equation).

The calculated value of the dynamic velocity was used to determine the forces acting on the stream bed, i.e., shear stress, according to the following formula [39]:

$$\tau = \rho \cdot (V_*)^2 [N \cdot m^{-2}] \quad (6)$$

3.5. Changes in Sediment Size

Bottom sediment samples were systematically collected during survey trips. The sediment was sampled in order to determine the composition and changes that occur for the designed particle size under the influence of the structures installed. The survey included 15 fixed measurement points. The sediment sampling points were located in places characteristic for the surveyed section (in the current line above, below, and at the height of the deflector, and in the shadow of the deflector—in the place of the emerging bar and between deflectors) and at the control point, they were located about 15 m beyond the influence of the last deflector. These locations of the points ensured that all changes occurring in the surveyed section could be captured, including the renaturalisation processes caused by deflectors. The second part of this study included an assessment of the particle size distribution in accordance with the standard PN-EN ISO 17892-4:2017-01 [40]. The collected sediment was prepared for testing (shaking, separation, and drying), and then it was sifted on a set of standardised sieves at the Water Laboratory, Poznań University of Life Sciences. The results obtained were collated and tabulated for further analysis.

In addition, the transport of bed load was measured. For this purpose, the transported sediment was caught using a special device, which was installed for a period of 6 h in the channel. The sample collected was subjected to tests, as described above. The van Rijn equations, adapted to Polish conditions by Przedwojski [41], were used in the analyses of the bed load discharge:

$$s_b = U \cdot h \cdot C_{rb} \cdot \left(\frac{U - U_c}{\left(g \cdot D_{50} \cdot \frac{\rho_s - \rho_w}{\rho_w} \right)^{0.42}} \right)^{2.4} \cdot \left(\frac{D_{50}}{h} \right)^{1.4} \quad (7)$$

$$U_c = 0.19 \cdot D_{50}^{0.1} \cdot \log\left(12 \cdot \frac{R_h}{3 \cdot D_{90}} \right) \quad (8)$$

where

s_b —volumetric bed load discharge per unit time and channel width [$m^3 \cdot m^{-1} \cdot s^{-1}$];

U —mean velocity in the hydrometric vertical [$m \cdot s^{-1}$];

U_c —mean critical velocity in the hydrometric vertical from the Shields criterion [$m \cdot s^{-1}$];

h —watercourse depth [m];

C_{rb} —bed load discharge coefficient [–];
 g —gravitational acceleration [$\text{m} \cdot \text{s}^{-2}$];
 ρ_s —density of sediments [$\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$];
 ρ_w —density of water [$\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$];
 R_h —hydraulic radius [m];
 D_{50} —sediment size [m];
 D_{90} —sediment size [m].

The amount of sediment transport was verified using a particle size distribution curve based on averaged data from samples taken prior to the construction of the deflectors. It included values averaged from different measurement points of the study section.

3.6. Hydraulic Simulations in HEC-RAS

The simulation model was prepared based on the DTM linking the standard terrain data with interpolated bathymetries. HEC-RAS 6.3.x was applied for modelling the flows and sediment transport (www.hec.usace.army.mil/ (accessed on 07 May 2024)) [42–44]. During the recent few years, HEC-RAS has been developing from the model 1D [42–44] in the field of 2D modelling and GIS. The 2D hydrodynamic model is based on several versions of shallow water equations [45]. There are three options available, and two of them are based on the more or less a more strict implementation of full momentum equations. The third option, which is also the default choice, is diffusion wave approximation. The default choice seems to be reasonable in topographically complex cases, like the one studied here. The main feature of diffusion wave equations is a simplification of momentum by neglecting inertia. The computed water surface elevations and velocity components do not differ much from those simulated with the full momentum model. However, the computations are more stable and resist all disturbances caused by abrupt changes in the topography.

In HEC-RAS, all 2D computations are made in the unsteady mode. However, the steady flow may be calculated as a specific stage of the unsteady computations. The starting point of the simulation was a dry bed. There were two boundary conditions imposed: inlet and outlet. In the inlet, the constant values of simulated flow were set as hydrographs. In the outlet, normal depth conditions derived from Manning’s equation were implemented. The computations were stopped when the steady flow conditions were achieved, and this final stage was considered as a result. The required time horizon was not longer than 5 days.

4. Results

4.1. Geodetic Surveying

The results of the 2018–2023 geodetic survey made it possible to assess changes in the longitudinal and transverse layout of the channel (Figure 4). Cross-section 4 (Figure 4a), lying downstream of the deflectors’ influence, had functioning bank reinforcements in good condition. This is one of the reasons why it was characterised by a certain stability in terms of bottom erosion (although there was a tendency to form channel pools). In this case, intense bank erosion was also not observed. When analysing the data in cross-section 4, some narrowing of the channel width was also observed (Figure 4a). The reduction in water surface width by 0.5 m may indicate a reduced capacity for bank erosion at a greater distance from the deflectors due to bank reinforcements. The slow erosion of the bottom also caused the channel to narrow at the bottom.

Analysis of the changes occurring in the channel at the deflector cross-section (profile 8) (Figure 4b), revealing a continuous increase in the width of the channel both at the bottom and at the water table. The largest shift value was more than 1.00 m (Figure 4b), which is a spectacular result in view of the low discharges and previously reinforced banks of the Flinta River. Changes involving the horizontal layout of the bottom of the channel locally reached up to 0.40 m. A deviation from this rule can be observed for 2020, when a

temporary narrowing of the channel width (especially the bottom) occurred due to detachment of a washed-out bank. Changes in the bottom elevation in the vicinity of all deflectors varied between 0.20 and 0.30 m.

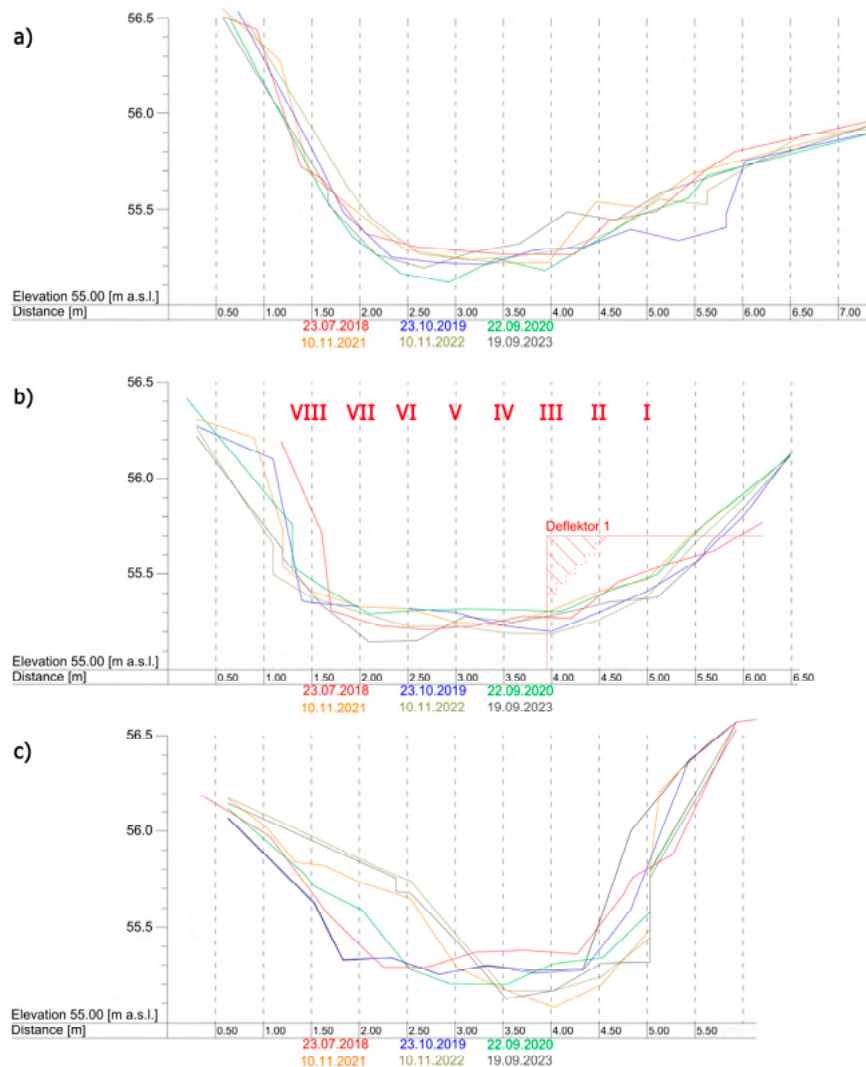


Figure 4. Changes in cross-sections between 2018 and 2023 for cross-sections (a) no. 4, (b) no. 8, and (c) no. 27. Red numbers I–VIII—hydrometric verticals [12] (with modifications).

In contrast, the greatest changes were observed in cross-sections 7 and 27. At the same time, the changes that occurred in cross-section 27 (Figure 4c) were natural. The influence of the bar upstream of deflector III (Figure 2) contributed to the development of vegetation on the left bank and the deformation of the current line. The gradual narrowing of the effective cross-section resulted in the formation of a local trough and undercutting of the right bank, which ultimately contributed to bottom erosion reaching approx. 0.50 m. Over the course of five years, the horizontal layout has also seen some very significant changes. The channel was narrowed from 6 to 5 m and narrowed at the bottom from 4 to 3 m, with the current line being shifted by almost 3 m.

Systematic photographic documentation was kept during the field trips. Figure 5 shows the progression of changes to the channel layout during the survey. The state of the channel 2 years after the maintenance work on the watercourse is visible in Figure 5a. Moreover, one year after the installation of the deflectors (August 2018), the first

transformations are already visible—Figure 5b. The following pictures show the changes every two years. They show the growing meander downstream of deflector I (Figure 5c,d) and the emergent and overgrown bars downstream of deflectors I, II, and III (Figure 5d).

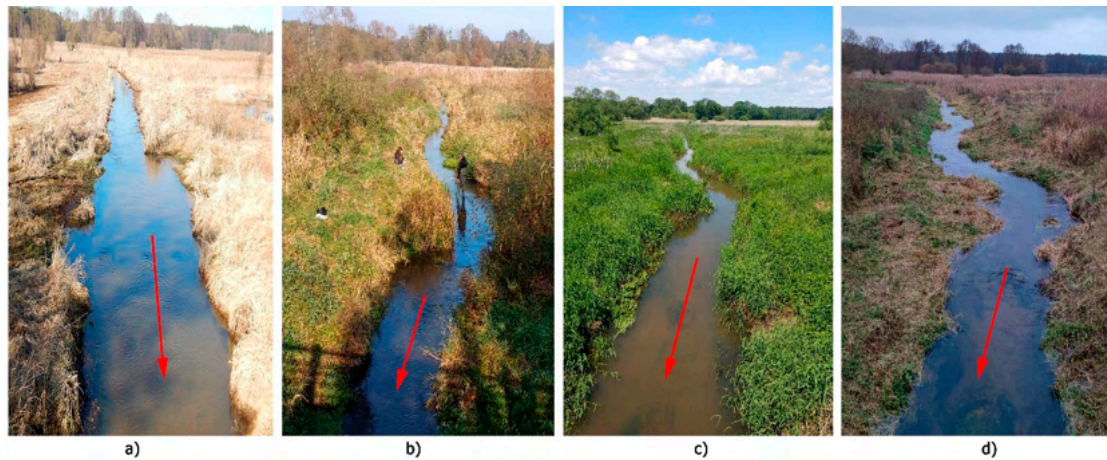


Figure 5. Changes to the Flinta River channel in the surveyed section between 2013 and 2023 for (a) March 2013, (b) October 2019, (c) June 2021, and (d) November 2023, red arrow – direction of water flow.

Modelling and analysis of the geodetic data allowed models of the channel's geometry to be generated. The elevations shown in Figure 6 are unified for all models and have a range of 55.0–56.5 m a.s.l. The width and number of profiles surveyed were increased in 2019 due to the dynamic nature of the changes taking place, as can be seen in comparison with Figure 6a. Since the measurements on 30 May 2019 (Figure 6b), large and progressive changes can be observed downstream of deflector I, in the lower reaches of the watercourse. Initially, an apparent uplift of the concave bank is visible (Figure 6c), which would seem to be the opposite effect to that expected and related to the processes initiated in the channel. However, this is due to the earlier washout and subsequent collapse of the bank into the channel, which caused unexpected changes in the channel's geometry. During the subsequent measurements (Figure 6d,e), bank scouring and pool formation were observed and measured in the area previously occupied by the collapsed bank. The visualisation of the changes in the channel's morphology in Figure 6 illustrates the slow formation of meanders, starting from Figure 6 b, through increasingly pronounced meanders in Figure 6d, to the easily discernible small meanders in Figure 6e. The aforementioned bank erosion can be seen on the bank opposite deflector II. In particular, changes are visible just above it and in the cross-section of the deflector itself. In Figure 6c, one can also notice the collapse of a section of the bank into the channel.

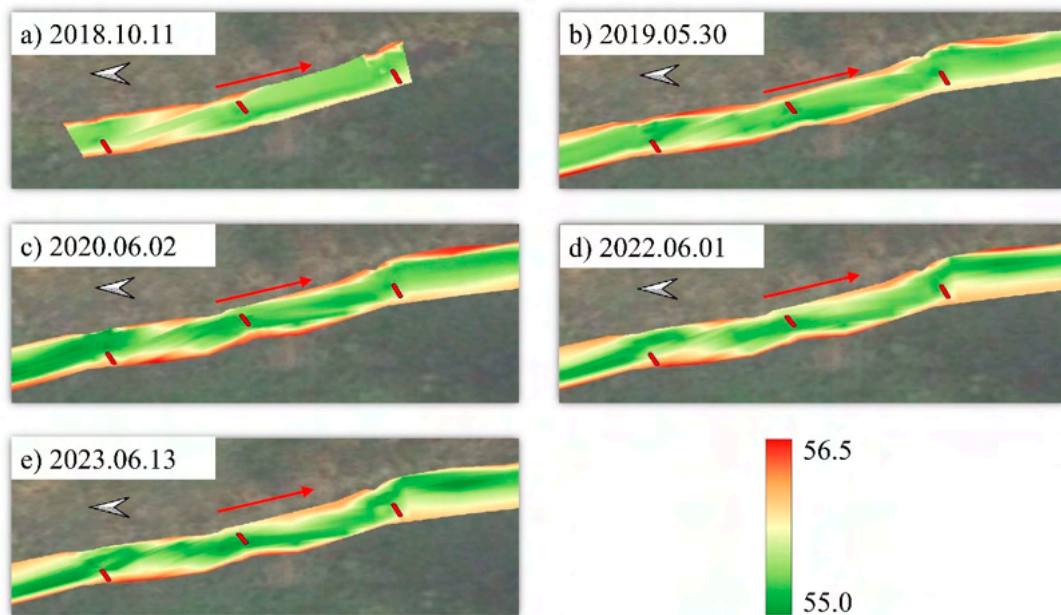


Figure 6. Changes in terrain and channel bottom elevations based on survey measurements from 2018 to 2023 (m a.s.l.), red line – deflectors, red arrow – direction of water flow.

4.2. Velocity Distributions

Analysis of the hydrometric measurements made it possible to generate distributions of velocities in the channel for different measurement campaigns. Measurements where the water table level and discharges were similar were selected for a comparison with the data. A discharge value of approx. $0.200 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1} \pm 10\%$ was chosen for all five measurements (Table 2). The adopted discharge value is at the NSQ level (Table 1) and corresponds to the value of average low discharges occurring in the summer. Importantly, at this discharge value, the crowns of the deflectors are not submerged, allowing them to operate normally. The dates of the measurements, together with the exact discharge values, are summarised in Table 2.

Table 2. Dates of measurements with values of discharge.

Date	2018.10.11	2019.05.30	2020.06.02	2022.06.01	2023.06.13
Discharge [$\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$]	0.198	0.207	0.180	0.223	0.203

Figure 7 shows the horizontal velocity distributions. As time passed, a change in the current line layout to a more meandering one was evident. The installed deflectors initially strongly reduced the effective cross-section of the channel, resulting in a significant increase in velocity near the cross-sections with deflectors (Figure 7a). One year after the installation of the deflectors and the changes in the cross-sectional layout of the channel, the velocity values decreased significantly as a result of the increase in the effective cross-sectional area (Figure 7b). The accumulation of material on the convex banks and the lateral erosion of the concave bank on the forming meanders seen in Figure 6c is reflected in the horizontal layout of the current line seen in Figure 7c–e. The progressive process of channel meandering seen in Figure 7 is reflected in the velocity distributions.

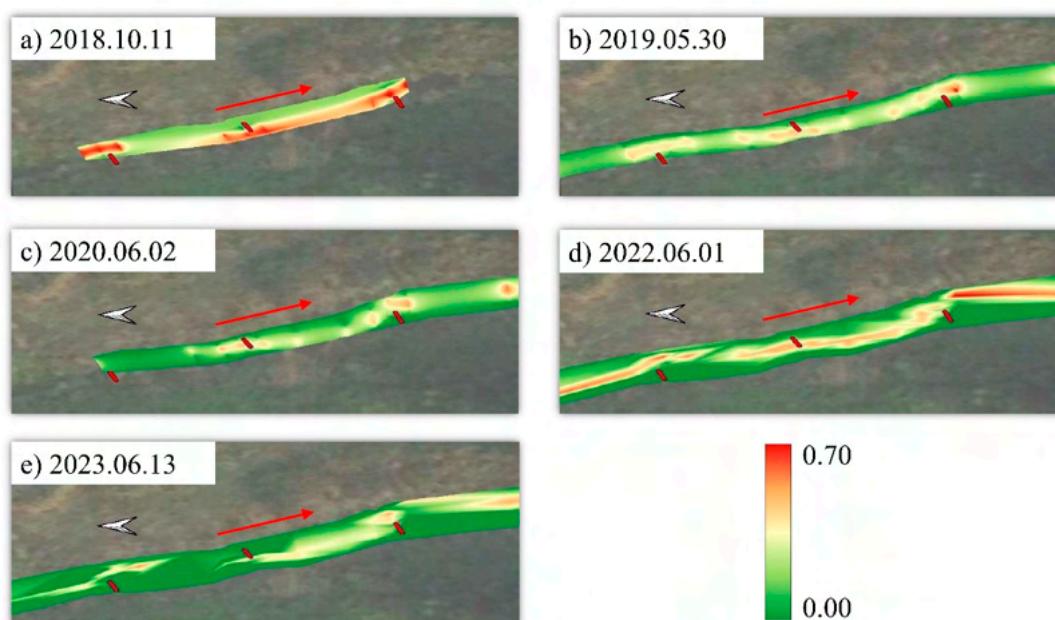


Figure 7. Velocity distributions in the channel based on hydrometric measurements from 2018 to 2023 (values in $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$), red arrow – direction of water flow.

4.3. Shear Stress

Measurement data were used to calculate shear stresses in the channel (Table 3). Assigning spatial data to the shear stress values in each vertical allowed us to generate figures with stress distributions (Figure 8). Analysis of the data showed a successive increase in shear stress values over time. The highest stress values occurred in the current line near the deflectors on concave banks. Downstream of the deflectors in their hydrodynamic shadow, the shear stresses that occurred were noticeably lower than in the current line.

Table 3 summarises the shear stress results for cross-section 8. This is the cross-section in which deflector I is located (Figure 2). The stress values are summarised for all the measurement verticals in this profile (the verticals' numbers are as shown in Figure 4b). The table shows an increasing trend for the shear stress values in the cross-section. By analysing Figure 8, it can also be seen that this trend is global for the entire section. There are also zones with lower shear stress values, characterised by lower flow velocities, but the introduction of deflectors has generally resulted in an increase in shear stress at the bottom of the watercourse.

Table 3. Shear stresses for cross-section 8 (cross-section of deflector I) at a flow rate of $0.200 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1} \pm 10\%$. Numbers I–VIII are the hydrometric verticals from Figure 4 (all results are included in the Supplementary Materials).

Date	Tangential Stresses [$\text{N}\cdot\text{m}^{-2}$]							
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
2018.10.11	0.0098	0.0011	0.0371	0.0385	0.0385	0.0302	0.0039	-
2019.05.30	0.2094	1.0396	0.0227	0.0013	0.0534	0.0648	0.0350	-
2020.06.02	0.4319	0.0220	0.1461	0.0410	0.0392	0.0000	0.0827	0.0337
2022.06.01	0.0137	0.1921	0.3128	0.0002	0.0753	0.1916	0.0167	-
2023.06.13	0.0629	0.7201	0.0308	0.5025	0.2428	0.3104	1.7772	-

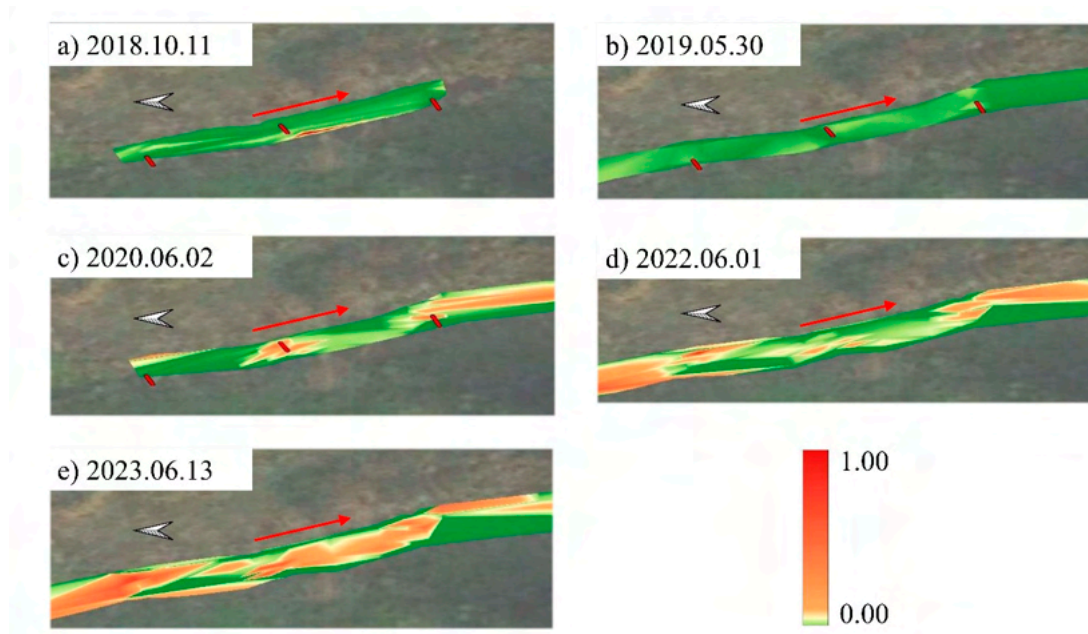


Figure 8. Changes in shear stress in the channel for flows of $0.200 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1} \pm 10\%$ in 2018–2023 (values in $\text{N}\cdot\text{m}^{-2}$), red arrow – direction of water flow.

4.4. Changes in Sediment Size

4.4.1. Changes Induced by Deflectors

Observations and studies of the particle size of the bottom sediment showed significant changes over the 2018–2022 period. As a result of the deflectors' influence, changes have occurred in the river channel's morphology. These changes were accompanied by a change in the particle size of the bottom sediment. The narrowing of the effective cross-section by the deflector has deformed the current line, altered the velocity distribution, and affected the local lateral and downcutting erosion of the channel, as described in Section 4.1. This is associated with changes in particle size in the profile of the deflector itself, as well as in the sections upstream and downstream of the deflector, which it affects.

Based on the surveys carried out, changes and a subsequent stabilisation of the particle size of the channel bottom were observed (Figure 9). Red colour is used to indicate the reference profile, which is located upstream of the deflector influence range. It shows the least changes over the years. As of October 2019, further changes in the particle size composition are practically imperceptible. The situation is different for the profile downstream of the deflector—in the current line (purple colour—a). The process of particle size changes is the slowest due to the increasing difficulty of transporting sediment with ever-larger particle diameters. In the case of the Flinta River, based on the observations and analyses of sediment composition and relatively low flows, it can be assumed that sediment with a particle diameter of $>10 \text{ mm}$ is unlikely to be transported further. Further washing out of the finer fractions is possible, but there is a clear slowdown in this process. The last set of data marked in green in Figure 9b was characterised by high dynamics and a successive increase in the proportion of fine particles in the profile downstream of the deflector and in the shadow of its influence (baffled section of the channel). The increase in the proportion of fine sediment particles is very important due to the formation of habitats for new groups of organisms. A reduction in the sandy fraction in favour of finer fractions (often with a high proportion of organic matter) is beneficial for the existence of macrozoobenthos and the development of vascular macrophytes.

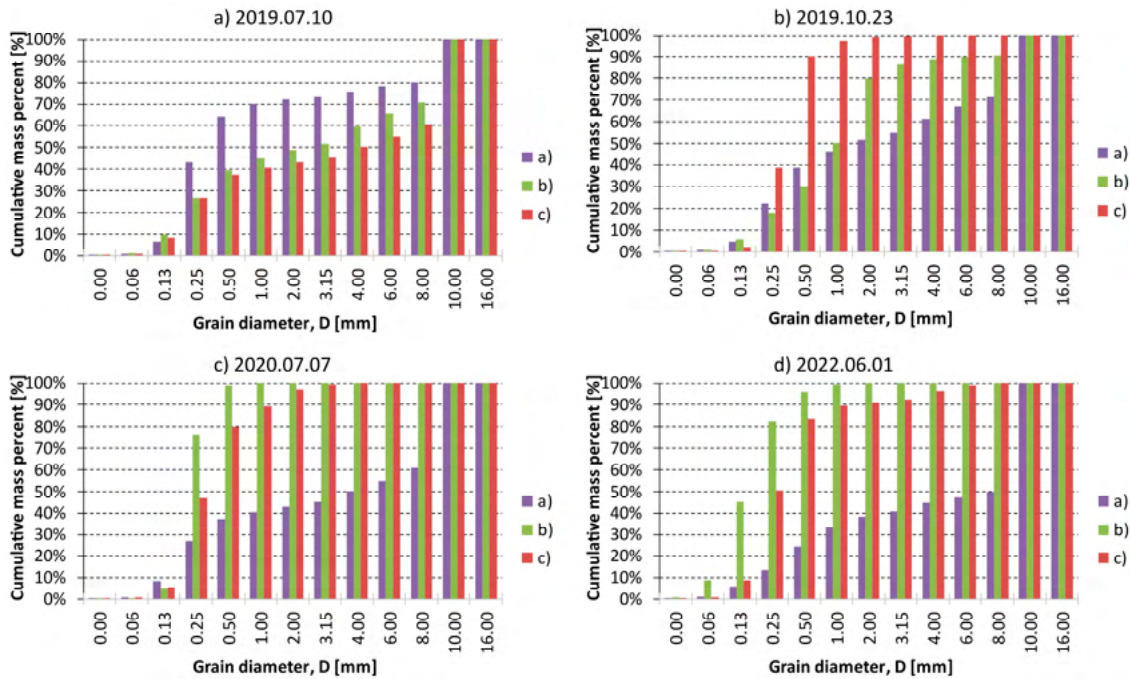


Figure 9. Changes in sediment size: (a) downstream of the deflector cross-section in shadow of deflector; (b) cross-section downstream of deflector in current line; (c) reference point.

4.4.2. Measurements with the Hydrological Catcher

In addition, based on the measurements on 6 July 2021, the sediment size and composition during measurements were determined by using a hydrological catcher over a 6 h period. The sample size after drying was 1.806 kg, and the percentage composition is presented in Figure 10. There was a very high proportion of fractions in the 0.15–0.50 mm range—at 67%—and the total proportion of the sandy fraction was over 80%. Trace amounts of fractions coarser than sand were observed. The measurement was performed in control profile no. 28, outside the deflector’s influence range.

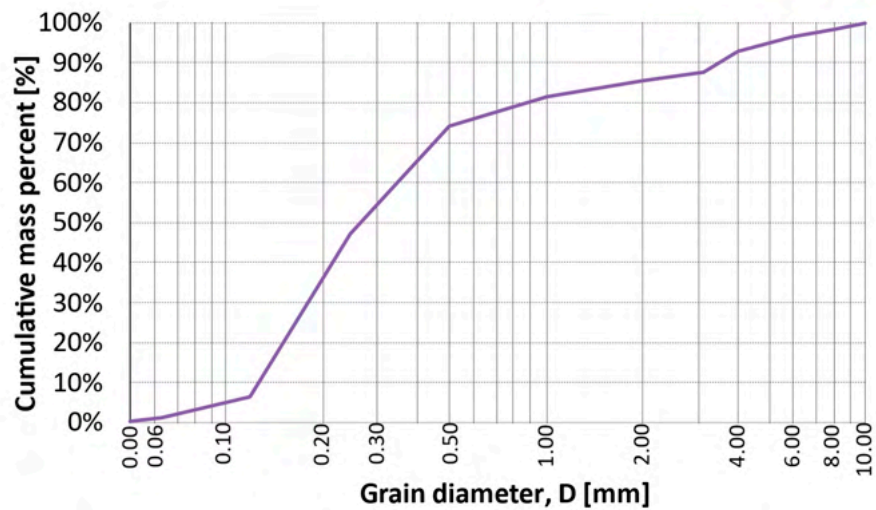


Figure 10. The granulometric composition of bed load on 6 July 2023.

For the data obtained from the measurements and sample granulometry (Figure 10), a calculation of the size of bed load was made using the modified van Rijn formula (Equation 7). The sediment density was $2600 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$, the hydraulic diameter d_{50} was 0.000265 m , and the diameter d_{90} was 0.0034 m . The results for the different flows are presented in Table 4. The value of bed load was $2.607\cdot 10^{-4} \text{ kg}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{s}^{-1}$, which—when converted to the width of the sediment catcher and the time over which the measurements were performed (6 h)—resulted in 1.868 kg , and the mass of the caught sediment was 1.805 kg . The movement rate of the sediment caught in the catcher was $2.883\cdot 10^{-4} \text{ kg}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{s}^{-1}$. The amount of bed load was relatively small and characteristic of a lowland river. The results referred to calculations using the van Rijn method are within the margin of error and demonstrate that this method can also be used for lowland rivers. During the year at mean flow, the amount of transported sediment exceeds 44 tonnes, which corresponds to almost 17 m^3 of bed load; however, for mean low flow, it is about 2.5 tonnes per year, which corresponds to approx. 1 m^3 .

Table 4. Calculation results for bed load. Meanings of symbols: Q—discharge of water, v—average velocity, h—watercourse depth, R_h —hydraulic radius, C_{rb} —bed load discharge coefficient, U_c —mean critical velocity in the hydrometric vertical from the Shields criterion, S_b —volumetric bed load discharge per unit time and channel width, q_r —discharge of debris, M—annual volume of debris.

No.	Q	v	h	R_h	C_{rb}	U_c	S_b	q_r	M
[-]	$[\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}]$	$[\text{m}\cdot\text{s}^{-1}]$	[m]	[m]	[-]	$[\text{m}\cdot\text{s}^{-1}]$	$[\text{m}^3\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{s}^{-1}]$	$[\text{kg}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{s}^{-1}]$	$[\text{Mg}\cdot\text{Year}^{-1}]$
1	0.109	0.137	0.245	0.231	0.0050	$1.226\cdot 10^{-5}$	$3.020\cdot 10^{-8}$	$8.003\cdot 10^{-5}$	2.524
2	0.164	0.200	0.328	0.287	0.0050	$1.273\cdot 10^{-5}$	$9.839\cdot 10^{-8}$	$2.607\cdot 10^{-4}$	8.222
3	0.203	0.170	0.451	0.354	0.0050	$1.319\cdot 10^{-5}$	$5.068\cdot 10^{-8}$	$1.343\cdot 10^{-4}$	4.235
4	0.309	0.222	0.410	0.342	0.0050	$1.312\cdot 10^{-5}$	$1.294\cdot 10^{-7}$	$3.430\cdot 10^{-4}$	10.817
5	0.625	0.341	0.471	0.419	0.0050	$1.356\cdot 10^{-5}$	$5.300\cdot 10^{-7}$	$1.404\cdot 10^{-3}$	44.291

4.5. Results of Hydraulic Simulations in HEC-RAS

The model was first calibrated based on the field measurements described above in the Materials section (3.2; 3.3; 3.5). The research used measured cross-sections that were implemented into the model. Deflectors were also included as cross-sections. The computations of flow were performed over two different DTMs: (1) without deflectors and (2) with deflectors. The six characteristic flows were selected for the analysis. These were $0.17 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$, $0.18 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$, $0.20 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$, SNQ, SSQ, and SWQ. It was assumed that the unique roughness coefficient was determined for the entire reach. The trial-and-error method with manual assignment of parameters was implemented. Although the final value of this coefficient was relatively high, namely $0.07 \text{ s}\cdot\text{m}^{-1/3}$, it seemed to be correct. This is a well-known issue in the 2D modelling field—that the roughness coefficients in plain simulations are greater than their equivalents in 1D models. The roughness coefficient value was influenced by the small flow value, resulting in small depths, which, in relation to the bottom forms, affect the roughness values obtained. In addition, the impact of channel overgrowth under flow conditions during the growing season was determined.

By comparing the simulation results to the calculation in the 1D modelling and measurement results described in [46] by Zaborowski et al., the roughness coefficients had small values. Depending on how the deflectors were represented in the numerical model, the values of the tared coefficients ranged from $0.060 \text{ s}\cdot\text{m}^{-1/3}$ to $0.075 \text{ s}\cdot\text{m}^{-1/3}$ in the vicinity of the deflectors themselves and $0.055 \text{ s}\cdot\text{m}^{-1/3}$ to $0.065 \text{ s}\cdot\text{m}^{-1/3}$ in areas beyond their influence. These values were also calculated for a flow of $0.200 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$. The increase in roughness coefficient values relating to the measurement results of 2023.06.13 may be due to an increase in the sinuosity coefficient of the channel, the occurrence of bottom formations, and the proportion of vegetation. The roughness coefficient values for the state before the introduction of the deflectors were characterised by a very wide range, varying from $0.045 \text{ s}\cdot\text{m}^{-1/3}$ to even $0.080 \text{ s}\cdot\text{m}^{-1/3}$. Differences in elevations obtained from the hydrodynamic

model compared to the measurements taken beyond the extreme profiles were also within the range of 0.01–0.04 m.

Figure 11 shows an exemplary comparison of water elevations measured on June 13, 2023 as well as the results from the HEC-RAS 2-D model for a measured flow of $0.200 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$. The final errors between the measured and calculated water surfaces varied between 0.02 and 0.04 m, and the mean square error was 0,008, which indicates good model fit.

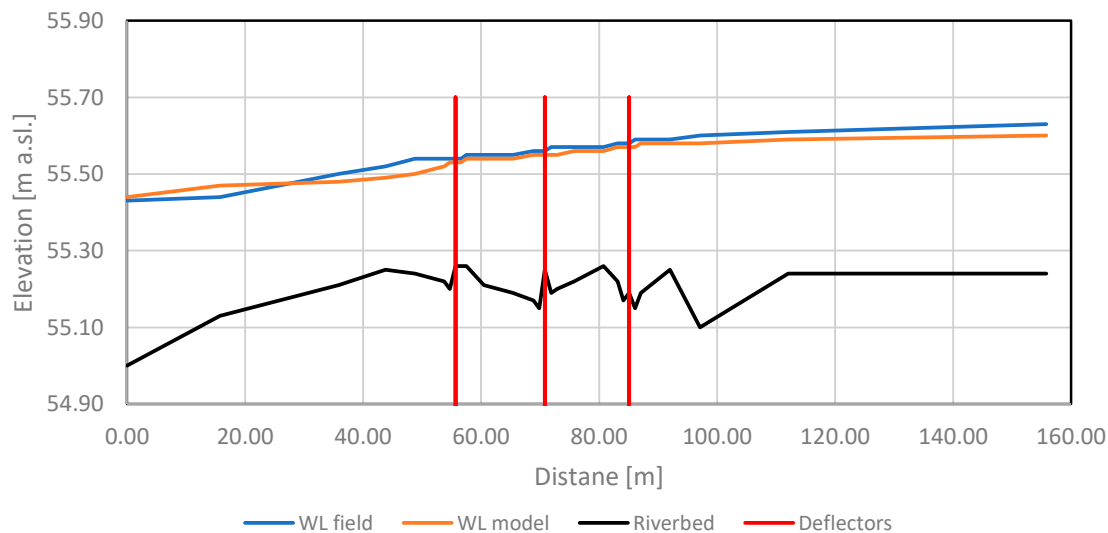


Figure 11. Comparison of water elevations measured on June 13 2023, and the results from the HEC-RAS 2-D model for a measured flow of $0.200 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$.

5. Discussion

5.1. Influence of Deflectors on the Hydromorphological Changes

In Poland, the use of deflectors has so far been associated with the renaturalisation and restoration of the biological continuity of rivers, taking into account the needs of ichthyofauna [47–50]. Determining the influence of deflectors on the hydromorphological transformation of the channel is an important issue in assessing the stability and vulnerability of river channels to transformations resulting from bank erosion, downcutting erosion, and sediment accumulation [51]. This study investigated the effects of a set of three deflectors on hydromorphological processes and sediment transport in the Flinta River. The literature indicates that deflectors cause local erosion and scour, thus accelerating hydromorphological processes [52–54]. This was analysed based on field measurements, simulations, and laboratory experiments [35,55,56], among other methods. However, in the case studied, local, long-term hydromorphological processes (including erosion) were observed to affect the Flinta River; moreover, they were also accompanied by the deposition of material within the so-called hydrodynamic shadow, which was caused by the deflectors. Locally, bottom armouring was also observed. This confirmed the results of the work of researchers, such as Kujanová and Matoušková [57] and Biron et al. [51], who observed similar phenomena in small rivers where renaturalisation processes were initiated by means of small channel structures. Similar local phenomena have already been observed on the Flinta, where plant baskets were introduced into the channel current as part of a pilot project [31,58]. In these papers, various advantages of plant basket hydraulic structures operating as sediment traps in river channels were presented. They were river restoration measures stimulating changes in riverbed morphology, diversifying water flow, and causing its divergence around the obstacles created by the PBHS. In this way,

PBHS had a positive impact on the hydromorphology of the river's reach and may have enhanced its settlement by enabling a greater variety of animals to live in the river. The adverse consequences of the introduction of PBHS for engineering constructions and river maintenance are very limited, and due to the low impact of the structures on high-flow levels, they do not increase the risk of inundation [46].

5.2. The Influence of Deflectors on Stream Parameters

The obtained results regarding the introduction of deflectors into the channel of a lowland watercourse underscore the need for a comprehensive analysis of the transformations caused by their introduction. Deflectors affect velocity distributions, bottom shear stress (and thus flow resistance), and processes related to sediment transport, which in turn translates into improved ecological conditions of the watercourse. The necessity for such comprehensive research was also highlighted by Biron et al. [59] and Rana et al. [53]. They confirmed that renaturalisation projects based on the initiation of natural channel-forming processes require specific study and pre-project works. For instance, the washing out or deposition of sediment particles in the channel can cause a deformation of the initially flat rectilinear channel bottom, leading to further flow alterations. Channel bottom deformations force a sinusoidal horizontal layout of the current line [41], resulting in bank erosion and downstream movement of bank material in the form of bed load, thus initiating channel meandering [60]. The highest values of shear stress occur near deflectors in the current line and gradually increase over time, leading to bottom erosion and the washing out of small-diameter particles. Similar relationships were observed in studies by [59] Biron et al. and [61] Yarahmadi et al. The bottom armouring process downstream of the deflector in the current axis, found in our study, is well known and has been analysed by many authors [6,62]. As the renaturalisation process intensifies, the stress values increase along the entire length of the section. Zones with significantly lower shear stress values can also be observed. These are areas with lower velocities, where the accumulation of fine sediment takes place, and areas shielded by deflectors. Similar observations were made by Wang et al. [63].

5.3. The Impact of Deflectors on the Ecological Conditions of Renaturalised Watercourses

The results obtained for the lower section of the Flinta River confirmed the theses presented in the work of [57] Kujanová and Matoušková, proving that the use of structures in small watercourses has a significant impact on improving hydromorphological conditions. The changes observed by the authors demonstrated an improvement in the conditions of watercourses, with renaturalised river sections obtaining a good ecological status. A similar improvement was observed in the surveyed section of the Flinta River with deflectors [12]. Between 2012 and 2022, the hydromorphological status improved from poor to very good (Figure 7 in [12]), and the ecological status assessed on the basis of macrophytes improved from moderate to good (Figure 9 in [12]). There was a significant increase in the number of macrophyte species and percentage of coverage, including species with a distinct phytosociological association *Ranunculion fluitantis*, e.g., submerged forms of *Berula erecta* and *Veronica anagallis-aquatica*. Rapant [64], in his work on deflector design, emphasized the positive hydromorphological and biological effects caused by the introduction of deflectors. Likewise, Radspinner et al. [55], appreciating their potential and applicability on a wider scale, pointed to the pro-ecological effects of deflectors and encouraged the development of standard recommendations and methodologies for their use in renaturalisation projects. The role of seminatural deflectors can also be played by large woody debris [65] and tree stumps with root systems [66]. They have a very high habitat-forming value due to their large and varied surface and excellent imitation of naturally occurring forms [67].

The variation of particle size in the watercourse is very important from the perspective of the macrobenthos and ichthyofauna. The observed change in bottom particle size distribution in the surveyed section of the Flinta River indicates that hydromorphological

processes, as a result of the introduction of deflectors, had an extremely positive effect. At the same time, it should be noted that the complex structure of the bottom substrate enables habitats suitable for a broader spectrum of macroinvertebrate species to be formed and thus favours an increase in biodiversity [13,68,69]. For fish, specific bottom particle sizes are associated with specific mesohabitats and rheophilic species (e.g., salmonids), which prefer coarse bottom material [70]. In turn, a greater diversity of mesohabitats promotes, as in the case of macroinvertebrates, a greater biodiversity of the ichthyofauna [20]. In rheophilic fish, bottom particle size is also crucial for their reproduction. For example, the content of sand or a finer fraction of >30% of the volume in the spawning nest of *Salmo trutta* results in a drastic decrease in egg survival to <5% [71]. Water flow and the directly related particle size of the bottom substrate also affect macrophytes [72]. In gravel-bed rivers, species characteristic of the phytosociological association *Ranunculion fluitantis* are more common [73], such as *Batrachium aquatilis*, *B. fluitans*, and *B. trichophyllum* [74,75]. In contrast, rivers with a significant proportion of stones in the bottom material ($\varphi > 64$ mm) have an increasing proportion of aquatic bryophytes, such as *Brachythecium rivulare*, *Fontinalis antipyretica*, and *Platyhypnidium riparioides* [14,76–79].

Based on the results obtained, as well as on the research published in earlier articles [12,46], this study succeeded in confirming the hypothesis put forward in this paper that the use of semi-natural structures, such as deflectors, improves the hydromorphological conditions of anthropogenically transformed watercourses. These structures show great potential to initiate and accelerate renaturalisation processes in small lowland watercourses. In the context of the implementation of the Water Framework Directive (WFD) 2000 [34] and the vast number of watercourses in need of improvement in their ecological status, they seem ideal for use due to their semi-natural character, low manufacturing costs, and the sourcing of fully biodegradable and environmentally friendly raw materials.

6. Summary

The described changes induced by deflectors lead to a local increase in shear stress, initiation of channel meandering, variation in bottom shape, velocity distributions and bottom sediment particle size, and an increase in channel morphology heterogeneity. The resulting riffles, pools, bars, bank erosion, and varying heights of the banks increased the biodiversity of species present both within the channel itself and in its immediate vicinity.

The introduction of deflectors into the Flinta River channel caused changes in both the horizontal and vertical layouts of the river. The changes observed in cross-section no. 8 indicated an increase in the cross-section width at the water table by 1.0 m and at the bottom by 0.5 m. A systematic shift of the river channel towards the bank opposite to the installed deflector and an accumulation of material in the cross-sections downstream of the deflector were observed. The total width of cross-section no. 4 decreased as a result of the deflector, indicating greater accumulation of sediment on the convex bank than erosion of the concave bank. Observations indicated that between cross-sections no. 4 and no. 8, a trough was formed with reduced bottom elevations compared to the original state. Material from the channel was being washed out and transported further, and the trough itself slowly shifted towards the mouth, providing a constant effective area of the cross-section. By analysing the width changes in cross-section no. 27, which was outside the influence of the deflectors, a slight difference was found between the original state and the one observed in 2023. The analysis of the vertical layout of the Flinta River channel indicates an increase in bottom elevations in places typical for sediment accumulation resulting from the start of the meandering process. The deflectors have also resulted in erosion of the channel bottom and the creation of a trough, which has formed over the years.

The deflectors also had a significant impact on velocity distributions. Already in the first year after their application, an increase in velocity at the deflectors can be observed. In the following years, on the other hand, a clear decrease in velocity was observed in the sections between the deflectors. Analysis of the 2022 results shows a clear influence of the

river channel meandering on velocity distributions through the formation of a trough related to material deposition on convex banks and erosion on concave banks.

Another parameter important in assessing hydromorphological processes is shear stress. It is evident that at the beginning of this study, the stresses were low for the artificially formed channel. They increased significantly during the transformation of the channel layout (increase in sinuosity, transformation of the bottom layout, and thus velocity distributions). Therefore, the renaturalisation process caused a significant increase in stress values.

The construction of deflectors significantly influenced the changes in sediment transport. The bottom material of the channel had different particle sizes. Based on the analyses of sediment samples taken from the channel's bottom, significant changes were initially observed due to erosion and accumulation of bottom material, followed by a subsequent stabilisation of particle size. Since October 2019, changes in granulometric composition were virtually imperceptible. Downstream of the deflector, the phenomenon of bottom armouring was observed, which is characteristic of areas with increased velocity where there is a process of washing out the finest fractions and leaving the unscoured fraction on the bottom. In the case of the Flinta River, based on observations and analyses of sediment compositions and relatively low flows, it was shown that sediment with a particle size larger than 10 mm is unlikely to be transported further.

Calculations of bed load transport were made using a modified van Rijn formula. During the year with mean flow, the amount of transported sediment exceeds 44 tonnes, which corresponds to almost 17 m³ of bed load. The results of the sediment transport calculations were compared with the results of the hydrological catcher measurements. Very high convergence was obtained, which confirms that the modified van Rijn formula can be used to analyse bed load transport in small lowland watercourses.

The results can be considered universal for typical, transformed, small lowland watercourses. This study confirmed the positive impact of using semi-natural constructions in the form of wicker deflectors on hydromorphological processes. The innovation of this paper lies in demonstrating the possibility of using small, simple structures to initiate and intensify fluvial processes. It also indicates the potential direction for further development of this type of measures to improve the ecological status of watercourses, where studies and pre-project works are particularly important due to the use of non-standard solutions.

Supplementary Materials: The following supporting information can be downloaded at: <https://www.mdpi.com/article/10.3390/su16103948/s1>.

Author Contributions: Conceptualisation, S.Z., T.K., M.H., S.J., and T.D.; methodology, S.Z., T.K., M.H., S.J., and T.D.; software, S.Z., T.K., M.H., S.J., and T.D.; validation, S.Z., T.K., M.H., S.J., and T.D.; formal analysis, S.Z., T.K., M.H., S.J., and T.D.; investigation, S.Z., T.K., M.H., S.J., and T.D.; writing—original draft preparation, S.Z., T.K., M.H., S.J., and T.D.; writing—review and editing, S.Z., T.K., M.H., S.J., and T.D.; visualisation, S.Z., T.K., M.H., and S.J.; All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This publication was co-financed within the framework of the Ministry of Science and Higher Education program “Regional Initiative Excellence” in the years 2019–2022, project no. 005/RID/2018/19.

Institutional Review Board Statement: Not applicable.

Informed Consent Statement: Not applicable.

Data Availability Statement: Data are contained within the article and supplementary materials.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

References

1. Hammerling, M.; Walczak, N.; Nowak, A.; Mazur, R.; Chmist, J. Modelling Velocity Distributions and River Bed Changes Using Computer Code SSIM Below Sills Stabilizing the Riverbed. *Pol. J. Environ. Stud.* **2019**, *28*, 1165–1179. <https://doi.org/10.15244/pjoes/85224>.
2. Wolski, K.; Tymiński, T.; Chrobak, G. Numerical Modeling of the Hydraulic Impact of Riparian Vegetation. *E3S Web Conf.* **2018**, *44*, 00194. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20184400194>.
3. Gilvear, D.J.; Casas-Mulet, R.; Spray, C.J. Trends and Issues in Delivery of Integrated Catchment Scale River Restoration: Lessons Learned from a National River Restoration Survey within Scotland. *River Res. Appl.* **2012**, *28*, 234–246. <https://doi.org/10.1002/rra.1437>.
4. Bywater-Reyes, S.; Diehl, R.M.; Wilcox, A.C. The Influence of a Vegetated Bar on Channel-Bend Flow Dynamics. *Earth Surf. Dynam.* **2018**, *6*, 487–503. <https://doi.org/10.5194/esurf-6-487-2018>.
5. Weckwerth, P. Fluvial Responses to the Weichselian Ice Sheet Advances and Retreats: Implications for Understanding River Paleohydrology and Pattern Changes in Central Poland. *Int. J. Earth Sci. (Geol. Rundsch.)* **2018**, *107*, 1407–1429. <https://doi.org/10.1007/s00531-017-1545-y>.
6. Wang, H.; Xu, Z.; Yu, H.; Wang, X. Flow Variability along a Vegetated Natural Stream under Various Sediment Transport Rates. *J. Mt. Sci.* **2018**, *15*, 2347–2364. <https://doi.org/10.1007/s11629-018-4835-3>.
7. Shan, Y.; Liu, X.; Yang, K.; Liu, C. Analytical Model for Stage-Discharge Estimation in Meandering Compound Channels with Submerged Flexible Vegetation. *Adv. Water Resour.* **2017**, *108*, 170–183. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2017.07.021>.
8. Wolski, K.; Tymiński, T. Studies on the Threshold Density of Phragmites Australis Plant Concentration as a Factor of Hydraulic Interactions in the Riverbed. *Ecol. Eng.* **2020**, *151*, 105822. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105822>.
9. Tymiński, T.; Wolski, K. Hydraulic Effect of Vegetation Zones in Open Channels: An Experimental Study of the Distribution of Turbulence. *Sustainability* **2024**, *16*, 337. <https://doi.org/10.3390/su16010337>.
10. Kubrak, E.; Kubrak, J.; Kiczko, A. Experimental Investigation of Kinetic Energy and Momentum Coefficients in Regular Channels with Stiff and Flexible Elements Simulating Submerged Vegetation. *Acta Geophys.* **2015**, *63*, 1405–1422. <https://doi.org/10.1515/acgeo-2015-0053>.
11. Li, Z.; Wang, Z.; Pan, B.; Zhu, H.; Li, W. The Development Mechanism of Gravel Bars in Rivers. *Quat. Int.* **2014**, *336*, 73–79. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2013.12.039>.
12. Zaborowski, S.; Kałuża, T.; Jusik, S. The Impact of Spontaneous and Induced Restoration on the Hydromorphological Conditions and Macrophytes, Example of Flinta River. *Sustainability* **2023**, *15*, 4302. <https://doi.org/10.3390/su15054302>.
13. Kemp, J.L.; Harper, D.M.; Crosa, G.A. Use of ‘Functional Habitats’ to Link Ecology with Morphology and Hydrology in River Rehabilitation. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* **1999**, *9*, 159–178. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-0755\(199901/02\)9:1<159::AID-AQC319>3.0.CO;2-M](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-0755(199901/02)9:1<159::AID-AQC319>3.0.CO;2-M).
14. Jusik, S.; Szoszkiewicz, K.; Kupiec, J.M.; Lewin, I.; Samecka-Cymerman, A. Development of Comprehensive River Typology Based on Macrophytes in the Mountain-Lowland Gradient of Different Central European Ecoregions. *Hydrobiologia* **2015**, *745*, 241–262. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2111-2>.
15. Available online: <https://www.wody.gov.pl/nasze-dzialania/krajowy-program-renaturyzacji-wod-powierzchniowych> (accessed on 27 February 2023).
16. Woś, A.; Książek, L. Hydrodynamics of the Instream Flow Environment of a Gravel-Bed River. *Sustainability* **2022**, *14*, 15330. <https://doi.org/10.3390/su142215330>.
17. Baar, A.W.; Boechat Albernaz, M.; van Dijk, W.M.; Kleinhans, M.G. Critical Dependence of Morphodynamic Models of Fluvial and Tidal Systems on Empirical Downslope Sediment Transport. *Nat. Commun.* **2019**, *10*, 4903. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-12753-x>.
18. Dade, W.B. Grain Size, Sediment Transport and Alluvial Channel Pattern. *Geomorphology* **2000**, *35*, 119–126. [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(00\)00030-1](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(00)00030-1).
19. Billi, P.; Demissie, B.; Nyssen, J.; Moges, G.; Fazzini, M. Meander Hydromorphology of Ephemeral Streams: Similarities and Differences with Perennial Rivers. *Geomorphology* **2018**, *319*, 35–46. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2018.07.003>.
20. Suska, K.; Parasiewicz, P. Application of the Mesohabitat Simulation System (MesoHABSIM) for Assessing Impact of River Maintenance and Restoration Measures. *Water* **2020**, *12*, 3356. <https://doi.org/10.3390/w12123356>.
21. Patil, A.J.; Wang, Z.; He, X.; Li, P.; Yan, T.; Li, H. Understanding the Effect of Environment on Macrobenthic Invertebrate in Naturally Occurring Repeated Mesohabitats from the Warm-Temperate Zone River. *Ecohydrol. Hydrobiol.* **2023**, *23*, 66–78. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2022.10.001>.
22. European Commission Questions and Answers: EU Biodiversity Strategy for 2030—Bringing Nature Back into Our Lives 2020 https://environment.ec.europa.eu/strategy/biodiversity-strategy-2030_en (accessed on 07 May 2024).
23. Baghalian, S.; Bonakdari, H.; Nazari, F.; Fazli, M. Closed-Form Solution for Flow Field in Curved Channels in Comparison with Experimental and Numerical Analyses and Artificial Neural Network. *Eng. Appl. Comput. Fluid Mech.* **2012**, *6*, 514–526. <https://doi.org/10.1080/19942060.2012.11015439>.
24. Zarrati, A.R.; Tamai, N.; Jin, Y.C. Mathematical Modeling of Meandering Channels with a Generalized Depth Averaged Model. *J. Hydraul. Eng.* **2005**, *131*, 467–475. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(2005\)131:6\(467\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2005)131:6(467)).
25. Pradhan, A.; Kumar Khatua, K. An Analytical Solution for Flow Estimation of a Meandering Compound Channel. *E3S Web Conf.* **2018**, *40*, 06043. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20184006043>.

26. Kleinhans, M.G.; van den Berg, J.H. River Channel and Bar Patterns Explained and Predicted by an Empirical and a Physics-Based Method. *Earth Surf. Process. Landforms* **2011**, *36*, 721–738. <https://doi.org/10.1002/esp.2090>.
27. Eaton, B.C.; Millar, R.G.; Davidson, S. Channel Patterns: Braided, Anabranching, and Single-Thread. *Geomorphology* **2010**, *120*, 353–364. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.04.010>.
28. Liu, X.; Zhou, Q.; Huang, S.; Guo, Y.; Liu, C. Estimation of Flow Direction in Meandering Compound Channels. *J. Hydrol.* **2018**, *556*, 143–153. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.10.071>.
29. Egozi, R.; Ashmore, P. Defining and Measuring Braiding Intensity. *Earth Surf. Process. Landforms* **2008**, *33*, 2121–2138. <https://doi.org/10.1002/esp.1658>.
30. Schwenk, J.; Lanzoni, S.; Fofoula-Georgiou, E. The Life of a Meander Bend: Connecting Shape and Dynamics via Analysis of a Numerical Model. *J. Geophys. Res. Earth Surf.* **2015**, *120*, 690–710. <https://doi.org/10.1002/2014JF003252>.
31. Li, J.; Hoerlinger, S.; Weissteiner, C.; Peng, L.; Rauch, H.P. River Restoration Challenges with a Specific View on Hydromorphology. *Front. Struct. Civ. Eng.* **2020**, *14*, 1033–1038.
32. Szałkiewicz, E.; Dysarz, T.; Kałuża, T.; Malinger, A.; Radecki-Pawlik, A. Analysis of in-Stream Restoration Structures Impact on Hydraulic Condition and Sedimentation in the Flinta River, Poland. *Carpath. J. Earth Environ. Sci.* **2019**, *14*, 275–286. <https://doi.org/10.26471/cjees/2019/014/079>.
33. Paluch, J. Impact of the Activity of Water Companies Existing in the 19th and Early 20th Centuries in the Area of the River Wełna Basin on the State of Its Hydrography and Water Relations [in Polish: Wpływ działalności spółek wodnych istniejących w XIX i na początku wieku XX na terenie zlewni rzeki Wełny na stan jej hydrografii i stosunków wodnych. Materiały konferencyjne „Problemy ekologiczne dorzecza rzeki Wełny – stan i kierunki działań” (conference material, not available online). Wągrowiec, 2009 s. 2–26.
34. Water Framework Directive (WFD 2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy. Available Online: <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:2000L0060:20011216:EN:PDF> (accessed on 27 February 2023).
35. Pagliara, S.; Kurdistani, S.M. Flume Experiments on Scour Downstream of Wood Stream Restoration Structures. *Geomorphology* **2017**, *279*, 141–149. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2016.10.013>.
36. Czetwertyński, E.; Szuster, A. *Hydrologia i Hydraulika*; Wydawnictwa Szkolne i Pedagogiczne: Warszawa, Poland, 1971.
37. Paślowski, Z. *Metody Hydrometrii Rzecznej*; Wydawnictwo Komunikacji i Łączności, Warszawa, Poland, 1973.
38. Bergeron, N.E.; Abrahams, A.D. Estimating Shear Velocity and Roughness Length from Velocity Profiles. *Water Resour. Res.* **1992**, *28*, 2155–2158. <https://doi.org/10.1029/92WR00897>.
39. *Stream Hydrology: An Introduction for Ecologists*; Gordon, N.D. (Ed.), 2nd ed.; Wiley: Chichester, UK; Hoboken, NJ, USA, 2004; ISBN 978-0-470-84357-4.
40. *Polish Committee for Standardization PN-EN ISO 17892-4:2017-01. Geotechnical Investigation and Testing—Laboratory Testing of Soils—Part 4: Testing of Soil Granulation*, Poland.
41. Przedwojski, B. *Morfologia Rzek i Prognozowanie Procesów Rzecznych*; Wydawnictwo Akademii Rolniczej im. Augusta Cieszkowskiego, Poznań, Poland 1998; ISBN 83-7160-101-8.
42. Brandimarte, L.; Di Baldassarre, G. Uncertainty in Design Flood Profiles Derived by Hydraulic Modelling. *Hydrol. Res.* **2012**, *43*, 753–761. <https://doi.org/10.2166/nh.2011.086>.
43. Gibson, S.; Comport, B.; Corum, Z. Calibrating a Sediment Transport Model through a Gravel-Sand Transition: Avoiding Equifinality Errors in HEC-RAS Models of the Puyallup and White Rivers. In Proceedings of the World Environmental and Water Resources Congress 2017, Sacramento, CA, USA, 21–25 May 2017; pp. 179–191.
44. USACE. *HEC-RAS River Analysis System User’s Manual Version 6.0*; Report No. CPD-68; US Army Corps of Engineers Hydrologic Engineering Center: Davis, CA, USA, 2020.
45. Peker, İ.B.; Gülbaz, S.; Demir, V.; Orhan, O.; Beden, N. Integration of HEC-RAS and HEC-HMS with GIS in Flood Modeling and Flood Hazard Mapping. *Sustainability* **2024**, *16*, 1226. <https://doi.org/10.3390/su16031226>.
46. Zaborowski, S.; Kałuża, T.; Rybacki, M.; Radecki-Pawlik, A. Influence of River Channel Deflector Hydraulic Structures on Lowland River Roughness Coefficient Values: The Flinta River, Wielkopolska Province, Poland. *Ecohydrol. Hydrobiol.* **2023**, *23*, 79–97. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2022.10.002>.
47. Radtke, G. Restoration of the Trzebiocha River as One of the Elements of Protection of Lake Trout from Lake Wdzydze. *Komunikaty Rybackie IRS* **1944**, *1*, 22–23.
48. Świergocka, M.; Połoński, P. “Demelioration” in the Catchment Area of the Rivers Wda and Trzebiocha (Wdzydze Landscape Park). *Przegląd Przyrodniczy* **1996**, *7*, 3–4.
49. Obolewski, K.; Osadowski, Z.; Miller, M. Sposoby Renaturyzacji Małych Cieków Na Przykładzie Rzeki Kwaczy (Dolina Stupi). *Nauka Przyroda Technologie* **2009**, *3*, #95.
50. Obolewski, K. *Krótkoterminowe Ekologiczne Efekty Renaturyzacji Niewielkich Rzek Nizinnych Na Przykładzie Rzeki Kwaczy*; Park Krajobrazowy “Dolina Stupi”, Akademia Pomorska w Słupsku: Słupsk 2009, Poland.
51. Biron, P.M.; Robson, C.; Lapointe, M.F.; Gaskin, S.J. Three-dimensional Flow Dynamics around Deflectors. *River Res. Appl.* **2005**, *21*, 961–975.
52. Elkins, E.M.; Pasternack, G.B.; Merz, J.E. Use of Slope Creation for Rehabilitating Incised, Regulated, Gravel Bed Rivers. *Water Resour. Res.* **2007**, *43*, 2006WR005159. <https://doi.org/10.1029/2006WR005159>.

53. Rana, S.M.M.; Scott, D.T.; Hester, E.T. Effects of In-Stream Structures and Channel Flow Rate Variation on Transient Storage. *J. Hydrol.* **2017**, *548*, 157–169. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.02.049>.
54. Yi, Y.; Cheng, X.; Wieprecht, S.; Tang, C. Comparison of Habitat Suitability Models Using Different Habitat Suitability Evaluation Methods. *Ecol. Eng.* **2014**, *71*, 335–345. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.07.034>.
55. Radsspinner, R.R.; Diplas, P.; Lightbody, A.F.; Sotiropoulos, F. River Training and Ecological Enhancement Potential Using In-Stream Structures. *J. Hydraul. Eng.* **2010**, *136*, 967–980. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HY.1943-7900.0000260](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0000260).
56. Zhou, T.; Endreny, T. Meander Hydrodynamics Initiated by River Restoration Deflectors. *Hydrol. Process.* **2012**, *26*, 3378–3392. <https://doi.org/10.1002/hyp.8352>.
57. Kujanova, K.; Matouskova, V. Improvement in Physical River Habitat Quality in Response to River Restoration Measures. *Geografie* **2016**, *121*, 54–78.
58. Kałuża, T.; Radecki-Pawlik, A.; Szoszkiewicz, K.; Plesiński, K.; Radecki-Pawlik, B.; Laks, I. Plant Basket Hydraulic Structures (PBHS) as a New River Restoration Measure. *Sci. Total Environ.* **2018**, *627*, 245–255. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.029>.
59. Biron, P.M.; Carver, R.B.; Carré, D.M. Sediment Transport and Flow Dynamics Around a Restored Pool in a Fish Habitat Rehabilitation Project: Field and 3d Numerical Modelling Experiments. *River Res. Appl.* **2012**, *28*, 926–939. <https://doi.org/10.1002/rra.1488>.
60. Brotherton, D.I. On the Origin and Characteristics of River Channel Patterns. *J. Hydrol.* **1979**, *44*, 211–230.
61. Bahrami Yarahmadi, M.; Shafai Bejestan, M.; Pagliara, S. An Experimental Study on the Secondary Flows and Bed Shear Stress at a 90-Degree Mild Bend with and without Triangular Vanes. *J. Hydro-Environ. Res.* **2020**, *33*, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.jher.2020.10.001>.
62. Kasperek, R.; Rosik-Dulewska, C.; Wiatkowski, M. Studies of bottom sediments in the border meanders of upper Odra river. *Environ. Protec. Yearbook* **2007**, *9*, 293–302. Available online: <https://yadda.icm.edu.pl/baztech/element/bwmeta1.element.baztech-article-BPW8-0009-0072> (accessed on 26 October 2022). (In Polish)
63. Wang, Y.; Wai, O.W.H.; Chen, Q. Laboratory Study on Fish Behavioral Response to Meandering Flow and Riffle-Pool Sequence Driven by Deflectors in Straight Concrete Flood Channels. *J. Hydrol.* **2021**, *598*, 125736. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125736>.
64. Rapant, D. Physical Modeling of Deflector Arms in a River Table, 2012.
65. Kail, J.; Hering, D.; Muhar, S.; Gerhard, M.; Preis, S. The Use of Large Wood in Stream Restoration: Experiences from 50 Projects in Germany and Austria. *J. Appl. Ecol.* **2007**, *44*, 1145–1155. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01401.x>.
66. Bednarczyk, S.; Duszyński, R. *Hydrauliczne i Hydrotechniczne Podstawy Regulacji i Rewitalizacji Rzek*; Wydawnictwo Politechniki Gdańskiej, Poland, 2008; ISBN 83-7348-212-1.
67. *Good River Maintenance Practices*, Prus, P., Popek, Z., Pawlaczyk, P., (Eds.) Wydanie II, poprawione i uzupełnione; WWF Polska: Warszawa, Poland, 2018; ISBN 978-83-62069-49-1.
68. Hill, G.; Maddock, I.; Bickerton, M. Testing the Relationship Between Surface Flow Types and Benthic Macroinvertebrates. In *Ecohydraulics*, Maddock, I., Harby, A., Kemp, P., Wood, P., Eds.; Wiley: Hoboken, NJ, USA, 2013; pp. 213–228 ISBN 978-0-470-97600-5.
69. Szałkiewicz, E.; Kałuża, T.; Grygoruk, M. Environmental Flows Assessment for Macroinvertebrates at the River Reach Scale in Different Degrees of Hydromorphological Alteration. *Front. Environ. Sci.* **2022**, *10*, 866526. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.866526>.
70. Heggenes, J.; Wollebæk, J. Habitat Use and Selection by Brown Trout in Streams. In *Ecohydraulics*, Maddock, I., Harby, A., Kemp, P., Wood, P., Eds.; Wiley: Hoboken, NJ, USA, 2013; pp. 157–176 ISBN 978-0-470-97600-5.
71. *Trout and Salmon: Ecology, Conservation and Rehabilitation*, Crisp, D.T., (Ed.), 1st ed.; Wiley: Hoboken, NJ, USA, 2000; ISBN 978-0-85238-256-1.
72. Janauer, G.A.; Schmidt-Mumm, U.; Reckendorfer, W. Ecohydraulics and Aquatic Macrophytes: Assessing the Relationship in River Floodplains. In *Ecohydraulics*, Maddock, I., Harby, A., Kemp, P., Wood, P., Eds.; Wiley: Hoboken, NJ, USA, 2013; pp. 245–259. ISBN 978-0-470-97600-5.
73. Neuhäusl, R. Die Pflanzengesellschaften Des Südöstlichen Teiles Des Wittingauer Beckens. *Preslia* **1959**, *31*, 115–147.
74. Gebler, D.; Zalewska-Gałosz, J.; Jopek, M.; Szoszkiewicz, K. Molecular Identification and Habitat Requirements of the Hybrid *Ranunculus Circinatus* × *R. Fluitans* and Its Parental Taxa *R. Circinatus* and *R. Fluitans* in Running Waters. *Hydrobiologia* **2022**, *849*, 2999–3014. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04909-6>.
75. Marciniak, M.; Gebler, D.; Grygoruk, M.; Zalewska-Gałosz, J.; Szoszkiewicz, K. Hyporheic Flow in Aquatic *Ranunculus* Habitats in Temperate Lowland Rivers in Central Europe. *Ecol. Indic.* **2023**, *153*, 110422. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110422>.
76. Liu, C.; Shan, Y.; Liu, X.; Yang, K. Method for Assessing Discharge in Meandering Compound Channels. *Proc. Inst. Civ. Eng. — Water Manag.* **2016**, *169*, 17–29. <https://doi.org/10.1680/wama.14.00131>.
77. Tambroni, N.; Luchi, R.; Seminara, G. Can Tide Dominance Be Inferred from the Point Bar Pattern of Tidal Meandering Channels? *J. Geophys. Res. Earth Surf.* **2017**, *122*, 492–512. <https://doi.org/10.1002/2016JF004139>.

-
78. Duan, J.G.; Julien, P.Y. Numerical Simulation of Meandering Evolution. *J. Hydrol.* **2010**, *391*, 34–46. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.07.005>.
 79. Czuba, J.A.; David, S.R.; Edmonds, D.A.; Ward, A.S. Dynamics of Surface-Water Connectivity in a Low-Gradient Meandering River Floodplain. *Water Resour. Res.* **2019**, *55*, 1849–1870. <https://doi.org/10.1029/2018WR023527>.

Disclaimer/Publisher’s Note: The statements, opinions and data contained in all publications are solely those of the individual author(s) and contributor(s) and not of MDPI and/or the editor(s). MDPI and/or the editor(s) disclaim responsibility for any injury to people or property resulting from any ideas, methods, instructions or products referred to in the content.

Poznań, dnia 24.06.2024

Stanisław Zaborowski
Katedra Inżynierii Wodnej i Sanitarnej
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
ul. Piątkowska 94A,
60-649 Poznań
tel:061-848-77-29
stanislaw.zaborowski@up.poznan.pl

Oświadczenie o współautorstwie

Niniejszym oświadczam, że w pracy „*Environmental restoration and changes of sediment and hydrodynamic parameters in a section of a renaturalised lowland watercourse*” mój indywidualny wkład w jej powstaniu polegał na opracowaniu koncepcji artykułu, zebraniu literatury przedmiotowej, przeprowadzeniu badań i zebraniu wyników, analizie wyników, przygotowaniu rycin, napisaniu i redakcji manuskryptu, co stanowi 60% całej pracy.

Podpis

Poznań, dnia 24.06.2024

Tomasz Kałuża
Katedra Inżynierii Wodnej i Sanitarnej
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
ul. Piątkowska 94A,
60-649 Poznań
tel:061-848-77-27
tomasz.kaluza@up.poznan.pl

Oświadczenie o współautorstwie

Niniejszym oświadczam, że w pracy „*Environmental restoration and changes of sediment and hydrodynamic parameters in a section of a renaturalised lowland watercourse*” mój indywidualny wkład w jej powstaniu polegał na opracowaniu koncepcji, korygowaniu oraz akceptacji ostatecznej wersji artykułu, co stanowi 10% całej pracy.

Podpis

Poznań, dnia 24.06.2024

Szymon Jusik
Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
ul. Piątkowska 94A,
60-649 Poznań
tel:061-846-65-25
szymon.jusik@up.poznan.pl

Oświadczenie o współautorstwie

Niniejszym oświadczam, że w pracy „*Environmental restoration and changes of sediment and hydrodynamic parameters in a section of a renaturalised lowland watercourse*” mój indywidualny wkład w jej powstaniu polegał na opracowaniu koncepcji, korygowaniu oraz akceptacji ostatecznej wersji artykułu, co stanowi 10% całej pracy.

Podpis

Poznań, dnia 24.06.2024

Tomasz Dysarz
Katedra Inżynierii Wodnej i Sanitarnej
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
ul. Piątkowska 94A,
60-649 Poznań
tel:061-846-65-86
tomasz.dysarz@up.poznan.pl

Oświadczenie o współautorstwie

Niniejszym oświadczam, że w pracy „*Environmental restoration and changes of sediment and hydrodynamic parameters in a section of a renaturalised lowland watercourse*” mój indywidualny wkład w jej powstaniu polegał na budowa modelu oraz przeprowadzenie symulacji, co stanowi 10% całej pracy.

Podpis

Poznań, dnia 24.06.2024

Mateusz Hämmerling
Katedra Inżynierii Wodnej i Sanitarnej
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
ul. Piątkowska 94A,
60-649 Poznań
tel:061-846-65-89
mateusz.hammerling@up.poznan.pl

Oświadczenie o współautorstwie

Niniejszym oświadczam, że w pracy „*Environmental restoration and changes of sediment and hydrodynamic parameters in a section of a renaturalised lowland watercourse*” mój indywidualny wkład w jej powstaniu polegał na opracowaniu koncepcji, korygowaniu oraz akceptacji ostatecznej wersji artykułu, co stanowi 10% całej pracy.

Podpis

Promotor

Prof. UPP dr hab. inż. Tomasz Kałuża

Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

Wydział Inżynierii Środowiska i Inżynierii Mechanicznej

Katedra Inżynierii Wodnej i Sanitarnej

Promotor pomocniczy

dr inż. Szymon Jusik

Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

Wydział Inżynierii Środowiska i Inżynierii Mechanicznej

Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska

Oświadczenie promotorów rozprawy doktorskiej

Oświadczam, że niniejsza rozprawa została przygotowana pod naszym kierunkiem i stwierdzamy, że spełnia ona warunki do przedstawienia jej w postępowaniu o nadanie stopnia naukowego.

Data:

.....

Podpis promotora rozprawy

.....

Podpis promotora pomocniczego rozprawy

.....

**Oświadczenie autora pracy doktorskiej o jej oryginalności, samodzielności,
jej przygotowania i o nienaruszaniu praw autorskich**

mgr inż. Stanisław Zaborowski
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
Wydział Inżynierii Środowiska i Inżynierii Mechanicznej
Katedra Inżynierii Wodnej i Sanitarnej

Niniejszym oświadczam, że przedłożoną pracę doktorską pt.:

**Wpływ deflektorów na warunki hydromorfologiczne panujące w małej rzece
nizinnej na przykładzie rzeki Flinty**

napisałem samodzielnie, tj.:

- nie zleciłem opracowania pracy lub jej części innym osobom;
- nie przepisałem pracy lub jej części z innych opracowań lub prac związanych tematycznie z moją pracą;
- korzystałem jedynie z niezbędnych konsultacji;
- wszystkie elementy pracy, które zostały wykorzystane do jej realizacji (cytaty, ryciny, tabele, programy itp.), a nie będące mojego autorstwa, zostały odpowiednio zaznaczone oraz zostało podane źródło ich pochodzenia;
- praca nie była wcześniej podstawą nadania stopnia doktora innej osobie.

Mam świadomość że złożenie nieprawdziwego oświadczenia skutkować będzie niedopuszczeniem do dalszych czynności przewodu doktorskiego lub cofnięciem decyzji o nadaniu mi stopnia doktora oraz wszczęciem postępowania dyscyplinarnego.

.....

data i podpis autora

**Oświadczenie autora o zgodności
elektronicznej wersji pracy z jej formą wydrukowaną**

mgr inż. Stanisław Zaborowski
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
Wydział Inżynierii Środowiska i Inżynierii Mechanicznej
Katedra Inżynierii Wodnej i Sanitarnej

Niniejszym oświadczam, że załączona, wydrukowana wersja mojej pracy doktorskiej pt.: **Wpływ deflektorów na warunki hydromorfologiczne panujące w małej rzece nizinnej na przykładzie rzeki Flinty** jest zgodna z plikiem w wersji elektronicznej, znajdującym się na załączonym nośniku, przeznaczonym do sprawdzenia w systemie antyplagiatowym.

.....
data i podpis autora