**REDAKCJA**
**Dariusz P. Fey**
**Mirosław Szczepkowski**

**Szczupak**
**Zatoki Puckiej**
**Studium wykonalności restytucji gatunku**

Na przestrzeni ostatnich kilkunastu lat na obszarze Zatoki Puckiej możemy zaobserwować szereg niekorzystnych zmian dotyczących stanu i struktury zasobów ryb. Jest to sytuacja niekorzystna zarówno dla rybaków, którzy prowadzoną działalność koncentrują na połowach w strefie przybrzeżnej, jak również dla osób prowadzących na tym obszarze działalność gospodarczą ukierunkowaną na turystykę. Pogarszający się stan zasobów ryb to oczywiście również strata z czysto przyrodniczego punktu widzenia. Konieczne jest więc podjęcie działań, które nie tylko zapobiegałyby dalszemu pogarszaniu sytuacji, ale spowodowałyby zmiany poprawiające obecny stan. W projekcie PIKE (PO Ryby 2014–2020), którego podsumowaniem jest niniejsza monografia, skupiono się na jednym z obszarów możliwych działań, a mianowicie próbie odbudowy w Zatoce Puckiej populacji szczupaka. Szczupak był niegdyś kluczowym drapieżnym przedstawicielem ichtiofauny zatoki. Niestety, działania przeprowadzone w latach 70. XX wieku, takie jak budowa przepompowni, melioracja łąk oraz regulacja rzek Płutnicy i Redy, spowodowały zanik naturalnych tarlisk, tym samym uniemożliwiając skuteczny rozród szczupaka. W monografii opisano wyniki badań przeprowadzonych w projekcie PIKE, jak również przedstawiono opis szczupaka jako gatunku, z uwzględnieniem reprezentowanych strategii rozrodczych, obejmujących m.in. rozród bezpośrednio w wodach słonawych.

RYBACTWO I MORZE
Unia Europejska
Europejski Fundusz Morski i Rybacki
PIKE

Szczupak Zatoki Puckiej
Studium wykonalności restytucji gatunku

REDAKCJA
Dariusz P. Fey
Mirosław Szczepkowski

MIR

# Szczupak
## Zatoki Puckiej
### Studium wykonalności restytucji gatunku

**REDAKCJA**
**Dariusz P. Fey**
**Mirosław Szczepkowski**

# Szczupak
## Zatoki Puckiej

**Studium wykonalności restytucji gatunku**

REDAKCJA
Dariusz P. Fey
Mirosław Szczepkowski

Gdynia 2023

## PODZIĘKOWANIA OD AUTORÓW

W imieniu Autorów monografii oraz pracowników realizujących projekt PIKE dziękuję wszystkim osobom i instytucjom, które wspierały badania, a tym samym przyczyniły się do powstania niniejszej monografii:

- Armatorom jednostek KUŹ-14, KUŹ-9, WŁA-8, SWA-18, SWA-19, REW-6, REW-17, PUC-5, MEC-8, MEC-12, załodze łodzi GIRM oraz członkom Klubu Wędkarstwa Morskiego Władek Team – za pomoc przy rozprowadzeniu materiału zarybieniowego w różne rejony Zatoki Puckiej.
- Inspektorom ds. Rybołówstwa Morskiego oraz Lekarzowi Weterynarii reprezentującemu Inspektorat Weterynarii, którzy nie tylko wykonywali swoje obowiązki podczas zarybień, ale również pomagali w ich przeprowadzeniu.
- Dyrekcji i Pracownikom Słowińskiego Parku Narodowego, rybakom ze Spółki Rybackiej Sandacz z Łeby (Zakład Izbica), Spółce Rybackiej Troć z Tczewa oraz Zarządowi Okręgu Polskiego Związku Wędkarskiego – za pomoc w pozyskaniu dzikich tarlaków szczupaka.
- Dyrekcji i Pracownikom Gospodarstwa Rybackiego w Mikołajkach oraz w Szwaderkach, Gospodarstwu Rolno-Rybackiemu „Złota Rybka" – za pomoc w pozyskaniu ikry do badań.
- Pracownikom Państwowego Gospodarstwa Wodnego Wody Polskie, reprezentującym Nadzór Wodny w Pucku oraz Nadzór Wodny w Redzie – za okazaną pomoc w wyjaśnieniu obecnego schematu hydrologicznego ujść Redy i Płutnicy.
- Rybakom, którzy uczestniczyli w pozyskaniu szczupaków ze środowiska naturalnego Zalewu Puckiego oraz wszystkim osobom, które uczestniczyły w zbiorze materiału do badań genetycznych.
- Morskiej TV, która wielokrotnie relacjonowała prace zarybieniowe czy podchów narybku w Ośrodku MIR.
- Starostwu Powiatu Puckiego, Stowarzyszeniu Północnokaszubska Lokalna Grupa Rybacka, instytucji „Nadmorski Park Krajobrazowy" oraz Departamentowi Rybołówstwa w Ministerstwie Rolnictwa i Rozwoju Wsi – za wsparcie realizacji projektu PIKE oraz planów restytucji szczupaka w Zatoce Puckiej.

*Dariusz P. Fey*

Recenzent: dr hab. Adam Tański, prof. ZUT

Redakcja naukowa:
dr hab. Dariusz P. Fey, prof. MIR-PIB
prof. dr hab. Mirosław Szczepkowski

Publikacja jest zamieszczona na stronie www.mir.gdynia.pl na licencji Creative Commons Uznanie autorstwa-Użycie niekomercyjne-Bez utworów zależnych 3.0 Polska. Pewne prawa zastrzeżone na rzecz autorów. Zezwala się na wykorzystanie publikacji zgodnie z licencją – pod warunkiem zachowania niniejszej informacji licencyjnej oraz wskazania autorów jako właścicieli praw do tekstu. Treść licencji jest dostępna na stronie http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/pl ©

Copyright by Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy,
Gdynia 2023

Publikacja współfinansowana ze środków Programu Operacyjnego
„Rybactwo i Morze" na lata 2014–2020
(Umowa nr 00002-6520.13-OR1100004/19)

Wydawca:
Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy
ul. Kołłątaja 1, 81-332 Gdynia
www.mir.gdynia.pl
email: sekretariat@mir.gdynia.pl

Projekt okładki:
Dariusz P. Fey

Skład, łamanie, druk:
ZAPOL Sp. k.
www.zapol.com.pl

ISBN 978-83-61650-32-4

SPIS TREŚCI

Wstęp . . . . . 7
*Dariusz P. Fey*

Rozdział 1. Szczupak (*Esox lucius*) – opis gatunku . . . . . 13
*Martyna Greszkiewicz, Dariusz P. Fey*

Rozdział 2. Wybrane aspekty genetyki populacyjnej szczupaka . . . . . 31
*Anna Wąs-Barcz, Rafał Bernaś, Martyna Greszkiewicz, Leszek Barcz, Adam M. Lejk, Dariusz P. Fey*

Rozdział 3. Połowy szczupaka w Zatoce Puckiej w latach 1964–2021 . . . . . 57
*Adam Grochowski, Adam M. Lejk, Dariusz P. Fey*

Rozdział 4. Obecny stan delt rzek Redy i Płutnicy w aspekcie istnienia tarlisk szczupaka oraz drożności potencjalnych dróg migracji . . . . . 67
*Adam Grochowski, Adam M. Lejk*

Rozdział 5. Stan Zatoki Puckiej w opinii rybaków przybrzeżnych . . . . . 89
*Iwona Psuty*

Rozdział 6. Występowanie szczupaka *Esox lucius* L. w rzekach Redzie i Płutnicy wiosną lat 2020–2022, w kontekście wiosennych migracji tarłowych . . . . 111
*Adam M. Lejk, Adam Grochowski, Michał Zimak, Łukasz Dziemian, Martyna Greszkiewicz, Dariusz P. Fey*

Rozdział 7. Podchów szczupaka w układach RAS oraz transport narybku . . . . . 141
*Mirosław Szczepkowski, Dariusz P. Fey, Bożena Szczepkowska, Michał Zimak, Adam M. Lejk, Martyna Greszkiewicz*

Rozdział 8. Zjawisko kanibalizmu u szczupaka (*Esox lucius*) . . . . . 173
*Martyna Greszkiewicz, Dariusz P. Fey*

Rozdział 9. Podchów narybku szczupaka z dostosowaniem do zarybień słonawych wód Bałtyku . . . . . 191
*Dariusz P. Fey, Martyna Greszkiewicz, Michał Zimak, Adam M. Lejk, Bożena Szczepkowska, Marcin Białowąs, Mirosław Szczepkowski*

Rozdział 10. Zarybienia Zatoki Puckiej narybkiem szczupaka *Esox lucius* . . . . . 225
*Adam M. Lejk, Michał Zimak, Łukasz Dziemian, Martyna Greszkiewicz, Marcin Sułkowski, Adam Grochowski, Mirosław Szczepkowski, Bożena Szczepkowska, Iwona Piotrowska, Michał Kozłowski, Dariusz P. Fey*

Rozdział 11. Pokarm szczupaka z Zatoki Puckiej . . . . . 265
*Dariusz P. Fey, Joanna Pawlak, Marzenna Pachur, Adam Grochowski, Michał Zimak, Adam M. Lejk, Martyna Greszkiewicz, Marcin Białowąs*

Rozdział 12. „Słony szczupak" – rozród w słonawych wodach Bałtyku jako strategia rozrodcza . . . . . 291
*Dariusz P. Fey, Martyna Greszkiewicz, Adam M. Lejk, Michał Zimak, Anna Wąs-Barcz, Mirosław Szczepkowski*

Rozdział 13. Badania parazytologiczne szczupaka (*Esox lucius*) z Zatoki Puckiej w ramach projektu PIKE . . . . . 313
*Katarzyna Nadolna-Ałtyn, Joanna Pawlak*

# Wstęp

# Wstęp

***Dariusz P. Fey***

*Zakład Oceanografii Rybackiej i Ekologii Morza*
*Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy*
*ul. Kołłątaja 1, 81–332 Gdynia*

*Monografia jest efektem realizacji projektu PIKE („Eksperymentalne zarybienia szczupakiem wyhodowanym w RAS jako metoda zarządzania kryzysem rybołówstwa przybrzeżnego"), przeprowadzonego przez Morski Instytut Rybacki – PIB w konsorcjum z Instytutem Rybactwa Śródlądowego – PIB w latach 2020–2023, w oparciu o środki z Programu Operacyjnego „Rybactwo i Morze" 2014–2020 (Priorytet 1.13 Innowacje).*

Na przestrzeni ostatnich kilkunastu lat na obszarze Zatoki Puckiej możemy, niestety, zaobserwować szereg niekorzystnych zmian dotyczących stanu i struktury zasobów występujących tu ryb. Systematycznemu zmniejszeniu ulega zarówno liczba gatunków, jak i liczebność tych, które wciąż w tym akwenie występują (Raport MIR-PIB Zatoka Pucka, 2022). Jest to sytuacja niekorzystna przede wszystkim dla rybaków, którzy prowadzoną działalność koncentrują na połowach w strefie przybrzeżnej. Ograniczona liczba ryb w tym obszarze, zwłaszcza gatunków cennych gospodarczo, w oczywisty sposób uszczupla ich dochody i w coraz większym stopniu poddaje w wątpliwość sens prowadzonej działalności, która przez dziesięciolecia stanowiła przecież podstawę ich egzystencji. Jest to również sytuacja trudna dla osób prowadzących na tym obszarze działalność gospodarczą ukierunkowaną na turystykę. Bogatsze zasoby ryb w lokalnych wodach to większa atrakcyjność tych obszarów dla wędkarzy, turystów odwiedzających miejscowe restauracje, a także dla każdego, kto chciałby w ramach porannego spaceru kupić świeżą rybę prosto z kutra, który właśnie przybił do brzegu. Pogarszający się stan zasobów ryb to oczywiście również strata z czysto przyrodniczego punktu widzenia. O ile sytuacja w zatoce jest dość dobra pod względem przyrodniczym (np. występowanie roślinności, bezkręgowców, brak skażenia osadów i wody), to pod względem liczebności ryb, zwłaszcza gatunków komercyjnych i cennych gospodarczo, obecnie możemy, niestety, mówić o sytuacji niezwykle trudnej.

Potencjalnych przyczyn takiego stanu rzeczy i obserwowanych niekorzystnych zmian jest wiele, jednak większość z nich ma charakter na tyle globalny, że lokalne działania nie mogą wpłynąć na poprawę ogólnej sytuacji. Klasycznym przykładem jest spadek liczebności populacji dorsza, wynikający między innymi ze zmian środowiskowych zachodzących w Bałtyku, będących z kolei skutkiem obserwowanych zmian klimatu (np. zmniejszająca się częstotliwość wlewów, zmiana warunków tlenowych i termicznych w morzu).

Konieczne jest więc podjęcie działań nawet w przestrzeni najbliższego środowiska, które nie tylko zapobiegałyby dalszemu pogarszaniu sytuacji, ale spowodowałyby zmiany poprawiające obecny stan. Tym samym zapewniłyby zwiększenie efektywności i opłacalności prowadzenia działalności rybackiej i turystycznej, a także wpływałyby korzystnie na stan przyrodniczy Zatoki Puckiej – akwenu, o którym zwykliśmy mówić, że jest obszarem polskiego wybrzeża wyjątkowo atrakcyjnym przyrodniczo, turystycznie i gospodarczo.

W projekcie PIKE, którego podsumowaniem jest monografia, skupiono się na jednym z obszarów możliwych działań, a mianowicie próbie odbudowy w Zatoce Puckiej populacji szczupaka – gatunku potencjalnie niezwykle atrakcyjnego przyrodniczo i cennego gospodarczo zarówno jako obiekt połowów komercyjnych, jak i wędkarskich. W Zatoce Puckiej szczupak był niegdyś kluczowym drapieżnym przedstawicielem ichtiofauny, czemu sprzyjała dostępność tarlisk na zalewanych łąkach, w pobliżu ujść rzek Redy i Płutnicy. Niestety, działania takie jak budowa przepompowni, melioracja łąk i regulacja wspomnianych rzek przeprowadzona w latach 70. XX wieku spowodowały zanik naturalnych tarlisk, tym samym uniemożliwiając skuteczny rozród szczupaka. Skutki możemy zaobserwować w statystykach połowów już od końca wspomnianych lat 70., kiedy to nastąpił ich wyraźny spadek z około 40 tys. ton rocznie do symbolicznych kilkudziesięciu, a w najlepszym razie kilkuset kilogramów rocznie w kolejnych latach.

Podjęte w ramach projektu PIKE działania dotyczyły, między innymi, następujących zagadnień: efektywny podchów narybku do celów zarybieniowych (np. metodyka podchowu w układach RAS, podchów z dostosowaniem do wód słonawych); ewaluacja skuteczności podchowu prowadzonego z dostosowaniem do wód słonawych (prace eksperymentalne i analiza ryb ze środowiska naturalnego); ocena możliwości wprowadzenia do Zatoki Puckiej populacji szczupaka rozradzającej się bezpośrednio w zasolonych wodach przybrzeżnych, w oparciu o ikrę z Danii lub Niemiec; analiza odżywiania oraz parazytologiczna szczupaka z Zatoki Puckiej; ocena tempa wzrostu narybku szczupaka pochodzącego z zarybień (w oparciu o odłowy ryb ze środowiska). Warto odnotować, że w ramach prowadzonych prac projektowych wypuszczono do wód zatoki ponad 300 tys. szt. dużego narybku letniego (8–12 cm) szczupaka.

W monografii omówiono wyniki powyższych badań, ale również przedstawiono opis szczupaka jako gatunku, z uwzględnieniem reprezentowanych strategii rozrodczych (populacje słodkowodne, anadromiczne oraz słonowodne), występowania zjawiska kanibalizmu (w warunkach naturalnych oraz hodowlanych) czy też zróżnicowania genetycznego poszczególnych populacji. Ponadto przedstawiono opis dorzecza rzek Redy i Płutnicy w kontekście weryfikacji ich obecnej roli jako potencjalnych obszarów rozrodczych dla szczupaka wraz

**Fot. 1.** Rewitalizacja obszaru tarłowego szczupaka poprzez odtworzenie rozlewiska (tzw. pike factory) na obszarze przylegającym do Zatoki Præstø w Danii, rok 2019

z wynikami trzech lat badań składu gatunkowego ichtiofauny w obu rzekach w okresie wiosennym. Uzupełnieniem powyższych zagadnień jest prezentacja wywiadów z rybakami Zatoki Puckiej, obejmujących zarówno wspomnienia z przeszłości, jak i opinie na temat obecnego stanu środowiska zatoki oraz zagadnień związanych z prowadzeniem działalności rybackiej na tym akwenie.

Przeprowadzone badania oraz analizy potwierdzają jednoznacznie zanik populacji szczupaka Zatoki Puckiej. Tak naprawdę nawet użycie w tym przypadku określenia „populacja" jest nadużyciem, gdyż szczupak w zatoce już praktycznie wyginął, a jego występowanie opiera się prawdopodobnie wyłącznie na zarybieniach. Tym bardziej nie możemy mówić o występowaniu w Zatoce Puckiej populacji anadromicznej – łowione ryby to osobniki o pochodzeniu w większości, jeśli nie całkowicie, słodkowodnym.

Na podstawie przeprowadzonych badań można założyć, że istnieje możliwość poprawy w funkcjonowaniu zmienionego ekosystemu Zatoki Puckiej poprzez wdrożenie stosownych rozwiązań będących wynikiem trzyletnich prac zespołu badawczego.

**Rekomenduje się podjęcie następujących działań:**

1) Przeprowadzenie restytucji obszaru tarłowego na lądzie w pobliżu ujścia rzeki Płutnicy poprzez odtworzenie rozlewiska, na obszarze którego mógłby rozmnażać się szczupak wymagający warunków słodkowodnych do rozwoju ikry (budowa tzw. pike factories). Takie działania prowadzone są z sukcesem na przykład w Szwecji, Danii czy Estonii (fot. 1).
2) Kontynuacja zarybień zarówno wód Zalewu Puckiego, jak również utworzonego tarliska w celu zapoczątkowania lokalnej populacji, która mogłaby się z czasem samodzielnie rozradzać. Same zarybienia, bez otworzenia tarlisk, mogłyby również spełnić swoją rolę, jednak wymagałoby to działań wykonywanych regularnie, co roku lub co dwa lata. Podobnie odtworzenie tarliska przy obecnym stanie liczebnym populacji szczupaka w zatoce nie powiedzie się bez wsparcia zarybieniami.
3) Przeprowadzanie w miarę możliwości technicznych aklimatyzacji materiału zarybieniowego – dostosowania do zarybiania wód słonawych poprzez stopniowe (ok. 0,5–0,6 PSU/dobę), rozpoczęte przynajmniej na tydzień przed zarybianiem, zwiększanie zasolenia wody w basenach do poziomu ok. 5–6 PSU. Jest to działanie, które wprawdzie okazało się przynosić korzyści, jednak nie jest kluczowe dla skutecznego zarybiania narybkiem letnim o wielkości powyżej 6 cm.
4) W przypadku niepowodzenia powyższych działań, można rozważyć strategię zarybień narybkiem pochodzącym z podchowu w oparciu o ikrę populacji „słonowodnej", rozradzającej się bezpośrednio w wodach bałtyckich. Prace przeprowadzone w projekcie PIKE potwierdzają, że mimo istotnych trudności jest to opcja możliwa do zrealizowania i mogłaby być brana pod uwagę równolegle do odtwarzania tarlisk oraz zarybień narybkiem słodkowodnym.
5) Zaleca się również kontynuację badań środowiskowych, w tym odłowów kontrolnych, w celu dostosowania działań ochronnych do postępujących zmian w środowisku. Badania te powinny obejmować w szczególności znakowanie ryb, między innymi znaczkami telemetrycznymi, w celu określenia migracji dorosłych osobników w obrębie Zalewu Puckiego, lokalnych rzek oraz pomiędzy zalewem a Zatoką Pucką zewnętrzną.

# 1

# Szczupak *(Esox lucius)* – opis gatunku

rozdział | 1

# Szczupak *(Esox lucius)* – opis gatunku

***Martyna Greszkiewicz, Dariusz P. Fey***

*Zakład Oceanografii Rybackiej i Ekologii Morza*
*Morski Instytut Rybacki – PIB*
*ul. Kołłątaja 1, 81–332 Gdynia*

**Systematyka**

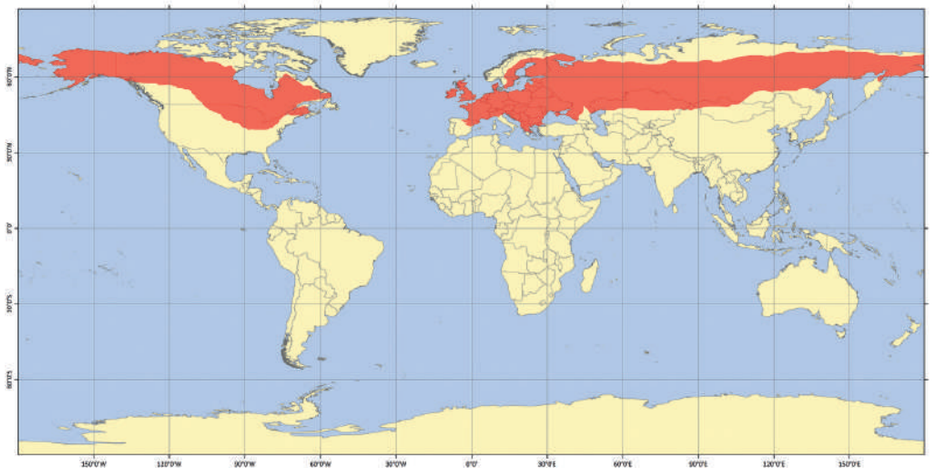
| | |
|---|---|
| Rząd | *Esociformes* (szczupakokształtne) |
| Rodzina | *Esocidae* (szczupakowate) |
| Rodzaj | *Esox* (szczupak) |
| Gatunek | *E. lucius* |

**Kod FAO:** FPI

**Popularne nazwy:**
szczupak, szczupak pospolity, szczubiel, szczubeł, szczuka (ang. Northern pike, pike, jackfish) (fr. grand brochet)

## 1. WYSTĘPOWANIE

Szczupak jest gatunkiem szeroko rozpowszechnionym na półkuli północnej, pomiędzy 35 a 75° szerokości geograficznej północnej (rys. 1). Zasięg występowania gatunku obejmuje: Amerykę Północną, Wielką Brytanię, Europę i Azję. Rodzina ryb szczupakowatych wyodrębniła się prawdopodobnie przed przerwaniem połączenia pomiędzy Eurazją a Ameryką Północną (Crossman, 1996). Szczupak występuje przede wszystkim w wodach jezior i rzek – w Europie zasiedla ponad 80% jezior. Gatunek ten jest jednak również obecny w strefie przybrzeżnej mórz, zarówno w ujściach rzek i strumieni, jak i bezpośrednio w wodach morskich. Przykładem takich obszarów są Morze Bałtyckie i Morze Kaspijskie. Typowym środowiskiem szczupaka są wody stojące bądź wolno płynące – bardzo bogate w roślinność, w których szczupak ukrywając się, spędza większość swojego życia (Craig, 2008; Crossman, 1996; Ojaveer, 1981). Chociaż najczęściej są to wody płytkie, okresowo szczupaki występują również na większych głębokościach. Na przykład, w czasie upałów większe osobniki schodzą do chłodniejszych wód sublitoralu. Podobne zachowanie wykazują zimą, tym razem w poszukiwaniu cieplejszych wód, gdzie również gromadzą się inne ryby stanowiące jego pokarm.



**Rys. 1.** Naturalny zasięg występowania szczupaka na świecie (mapa: L. Szymanek)

## 2. WYGLĄD ZEWNĘTRZNY

Ciało szczupaka jest silnie wydłużone oraz bocznie spłaszczone, pokryte drobnymi łuskami cykloidalnymi zachodzącymi na głowę, sięgającymi aż do krawędzi oka lub do wieczka skrzelowego. Głowa jest grzbietobrzusznie spłaszczona, uzbrojona w liczne ostre, stożkowate zęby które są zakrzywione do tyłu (Crossman, 1996; Gąsowska, 1962). Zęby umiejscowione są na sklepieniu i brzegach jamy gębowej oraz na języku i łukach skrzelowych, a ich liczba dochodzi nawet do 700 (Brylińska, 1986). Brak jest natomiast zębów na kościach szczękowych (Gąsowska, 1962). Szczęki szczupaka rozwierają się bardzo szeroko, a masywnie zbudowana szczęka dolna jest nieco wysunięta przed górną. Linia naboczna jest bardzo wyraźna i przebiega w linii prostej od pokryw skrzelowych do ogona. Trzon ogonowy jest wyraźnie zwężony u nasady lekko wciętej płetwy. Płetwy piersiowe są osadzone tuż za głową, natomiast brzuszne znajdują się w połowie długości ciała. Płetwa grzbietowa jest krótka i mocno przesunięta do tyłu. Tuż pod nią znajduje się płetwa odbytowa (Grodziński, 1971; Brylińska, 1986).

Ubarwienie ciała szczupaka uzależnione jest od natężenia światła w zasiedlanym zbiorniku, otoczenia i wieku ryby (Gąsowska, 1962; Grodziński, 1971; Brylińska, 1986; Rudnicki, 1989). Dominującymi kolorami są odcienie żółtego oraz zielonego (fot. 1). Grzbiet szczupaka jest ciemny, w zależności od środowiska przechodzi od koloru ciemnobrązowego do czerni. Płetwy są żółtoszare w odcieniach od brunatnoczerwonego do czarnego, z wyraźnie widocznymi ciemnymi cętkami. Brzuch jest jasny, przechodzący od koloru białego przez żółtawy do zielonooliwkowego, a następnie do szarozielonego na bokach ryby. U szczupaka charakterystyczne są żółte, oliwkowe oraz brunatne plamy widoczne na bokach ciała, które nieraz łączą się ze sobą tworząc poprzeczne smugi (fot. 1). Takie ubarwienie bardzo dobrze maskuje drapieżnika w jego naturalnym środowisku.

**Fot. 1.** Zdjęcia przedstawiające różne ubarwienie szczupaka (fot. A. M. Lejk)

## 3. WIELKOŚĆ CIAŁA

Długość ciała dorosłego szczupaka, czyli w momencie osiągnięcia dojrzałości płciowej, waha się od 40–50 cm dla ryb 2–3-letnich do prawie 140 cm w przypadku ryb wieloletnich (Gąsowska, 1962) (fotografie 2 i 3). Tempo wzrostu jest ściśle uzależnione od warunków środowiskowych, w których dany osobnik występuje, szczególnie od temperatury wody oraz dostępności i rodzaju pokarmu. Już na wczesnym etapie życia (pierwszy miesiąc) tempo wzrostu larw i narybku szczupaka jest wysokie, chociaż może się znacząco różnić w zależności od temperatury wody (Elliot, 1982). Wyniki badań doświadczalnych wskazują, że w pierwszym miesiącu życia tempo wzrostu wynosi średnio od 0,48 mm/d w 15°C do 0,83 mm/d w 22°C, przy czym u poszczególnych osobników może przekraczać w tym okresie nawet 1,0 mm/d (Fey i Greszkiewicz, 2020). Można przypuszczać, że w początkowym okresie życia wartości tempa wzrostu w środowisku naturalnym nie różnią się znacząco od podanych powyżej.

**Fot. 2.** Pomiary szczupaka podczas połowów kontrolnych (fot. M. Greszkiewicz)

W środowisku naturalnym w pierwszym roku życia szczupaki najczęściej osiągają długość przekraczającą 20 cm. Wzrost w kolejnych latach jest bardzo zróżnicowany i w dużym stopniu uzależniony od środowiska, w którym bytują. Jednak zazwyczaj w drugim roku życia osobniki tego gatunku osiągają wielkość powyżej 30 cm, natomiast w trzecim powyżej 40 cm (Gąsowska, 1962). Warto jednak zauważyć, że w sprzyjających warunkach tempo wzrostu może być znacznie wyższe. Wyniki uzyskane w projekcie PIKE wykazały, że wypuszczony latem do wód Zatoki Puckiej narybek o długości ok. 7–8 cm już jesienią osiągał długość ponad 30 cm (zob. rozdz. 10).

Różnice w tempie wzrostu bywają tak znaczne, że np. ośmioletni szczupak może mieć wielkość od 60 cm – w wodach słodkich do nawet 100 cm – w wodach słonawych (Griffiths i in., 2004; Petravic i in., 2021). Oficjalnie zatwierdzony rekordowy szczupak złowiony w Polsce (1970 r.) mierzył 130 cm i ważył 20,8 kg (https://wiadomosciwedkarskie.com.pl/artykul/oficjalne–rekordy–polski/653092). Natomiast największy szczupak złowiony na świecie (uważany za obecny rekord świata dla tego gatunku) ważył 25 kg przy długości ciała 138 cm. (International Game Fish Association, 2001. Database of IGFA angling records until 2001. IGFA, Fort Lauderdale, USA). Według badań modelowych szczupak może dożyć nawet 30 lat. Najstarszego udokumentowanego do tej pory szczupaka złowiono w 1974 r. Była to 29-letnia samica o długości 110 cm i wadze 14,2 kg (Craig, 1996). Przeciętny wiek, rozmiary ciała, które osiągają szczupaki w danym środowisku, będą w znacznym stopniu uzależnione od presji połowowej (Kouchesfahani i Vajargah, 2021).

**Fot. 3.** Samica szczupaka złowiona w jeziorze (fot. Ł. Dziemian)

**Fot. 4.** Szczupak przebywający w strefie przybrzeżnej (fot. A. M. Lejk)

## 4. ROZRÓD

Tarło szczupaka odbywa się wczesną wiosną – w okresie od marca do maja w wodach o temperaturze 5–12°C (Raat, 1988; Horbowa i Fey, 2013). Samce pojawiają się nieco wcześniej na tarliskach, tuż po zejściu pokrywy lodowej z powierzchni wody i pozostają na nich nieco dłużej od samic (Brylińska, 1986; Billard, 1996). Siedlisko tarłowe szczupaka obejmuje zazwyczaj płytkie obszary przybrzeżne, bogate w roślinność oraz inne złożone struktury na dnie (fot. 4). Najczęściej są to: zalane łąki, jeziorne zatoczki, rowy melioracyjne oraz inne obszary zabezpieczone przed falowaniem – ze stojącą bądź wolno płynącą wodą (Rudnicki, 1989).

Wprawdzie tarło szczupaka odbywa się zazwyczaj na obszarach o głębokości wody 0,2–0,5 m, jednak w większych zbiornikach wodnych możliwe jest składanie przez samicę ikry na głębokości 2–5 m na gęsto porośniętych roślinnością śródjeziornych płyciznach. Tarło szczupaków odbywa się wyłącznie od świtu do zmierzchu (Brylińska, 1986; Gąsowska, 1962). Zarówno samce, jak i samice nie żerują w okresie tarła (Abdoli i in., 2022). Pewne różnice w charakterystyce obszarów tarłowych, np. pod względem ich głębokości, rodzaju substratu, na którym składana jest ikra, czy temperatury wody, będą wynikać z różnic pomiędzy poszczególnymi populacjami rozrodczymi. Możemy wyróżnić trzy takie populacje: 1) słodkowodną rozradzającą się bezpośrednio w wodach słodkich, w których występuje; 2) anadromiczną, żyjącą w wodach słonawych, a na tarło wchodzącą do słodkowodnych rzek, strumieni oraz na rozlewiska; oraz 3) słonowodną, która zarówno żyje w wodach słonawych, jak i się w nich rozradza (zob. rozdz. 12).

Wiek oraz wielkość szczupaka w momencie osiągnięcia dojrzałości płciowej, czyli rozpoczęcia pierwszego cyklu płciowego, zależna jest od wielu czynników. Głównie są to: temperatura, dostępność pokarmu oraz tempo wzrostu w początkowym stadium ontogenezy. Przy sprzyjających ku temu warunkach, samce mogą osiągnąć dojrzałość płciową już w wieku jednego roku, natomiast samice w wieku dwóch lat (Craig, 1996). Zazwyczaj jednak samce gotowe są do rozrodu w wieku dwóch lat, natomiast samice w wieku trzech lat.

**Fot. 5.** Ikra szczupaka przyklejona do roślinności (fot. Alamy Inc)

Szczupak należy do ryb fitofilnych, czyli składających ikrę w obszarach gęsto porośniętych roślinnością (fot. 5). Samica wstrzymuje się ze składaniem ikry przepływając nad dnem pozbawionym substratu i wznawia je natychmiast po znalezieniu odpowiedniego miejsca (Rudnicki, 1989; Billard, 1996).

Złe warunki środowiskowe, takie jak zbyt niska temperatura wody lub brak odpowiedniego miejsca tarliskowego, mogą spowodować całkowite zaprzestanie tarła, a niezłożona ikra zostanie zresorbowana. W zależności od wielkości ciała samica składa od 8000 do 200 000 ziaren ikry (Billard, 1996). Proces ten trwa przez kilka godzin. Powszechnie podaje się, że na tarliskach samce są liczniejsze od samic – zazwyczaj przypadają 2–3 samce na jedną samicę (Brylińska, 1986). Podczas składania ikry przez samicę, samiec bądź grupa samców pływa bezpośrednio nad nią i zajmuje pozycję z otworem moczowo-płciowym mniej więcej na tej samej linii co u samicy. Zrzucenie gamet przez samicę i samca następuje równocześnie (Scott i Crossman, 1973; Billard, 1996). Mimo wydalania przez samca minimalnych porcji mlecza, zapłodnienie ikry w warunkach naturalnego tarła sięga nawet 90% (Billard, 1996). W momencie uwalniania mlecza samiec wygina ogonową część ciała na zewnątrz i silnym uderzeniem ogona rozprasza ikrę, która dzięki temu nigdy nie opada na dno w zgrupowaniach. Temu zjawisku towarzyszy dość charakterystyczny plusk wody. Ikra rozmieszczana jest rzadko, ale dość równomiernie w liczbie ok. 60 ziaren ikry na 1 $m^2$ powierzchni podłoża (Brylińska, 1986). Jaja posiadają kleistą otoczkę, dzięki której przyklejają się do roślin bądź innych elementów znajdujących się na dnie. Samice opuszczają tereny tarliskowe niedługo po złożeniu ikry (od kilku minut do kilku godzin), samce natomiast odpływają kilka dni później (Brylińska, 1986; Billard, 1996).

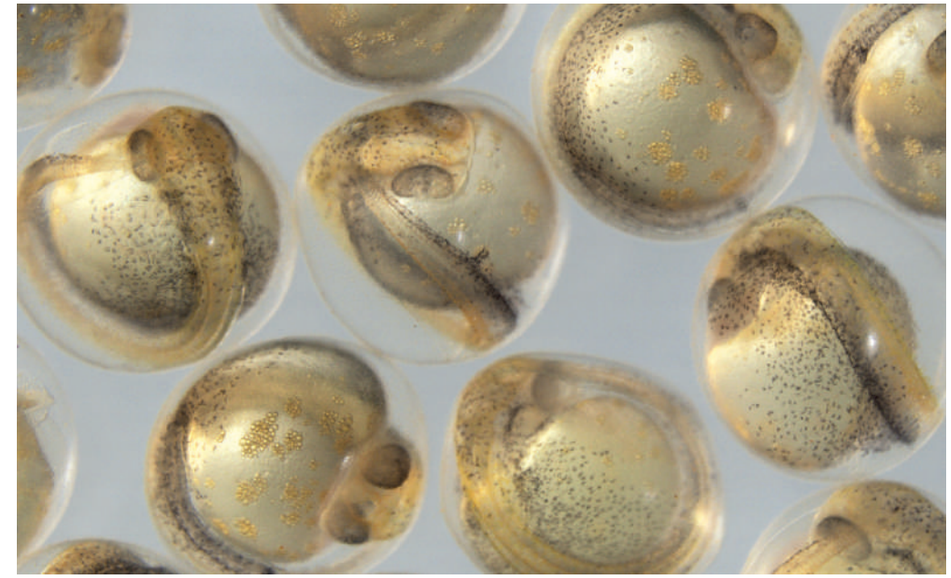


## 5. ROZWÓJ

Zapłodnione jaja szczupaka mają średnicę ok. 2,2–2,8 mm. Na ich wielkość może mieć wpływ zarówno wielkość samicy składającej ikrę (np.: samica 44 cm – ikra 2,23 mm; samica 57 cm – ikra 2,29 mm; 72 cm – ikra 2,36 mm; dane dla temp. 12°C; Murry i in., 2008), jak i warunki, w których ikra jest inkubowana, np. zasolenie wody (np.: woda rzeczna – 2,82 mm; woda wodociągowa – 2,88 mm; woda o zasoleniu 3 PSU – 3,07 mm; woda o zasoleniu 5 PSU – 3,38 mm; Bonisławska, 2014). Grubość osłonki jajowej w jajach szczupaka wynosi 7,0 µm (Bonisławska, 2014; Pospisilova i in., 2019).

Rozwój embrionalny szczupaka może trwać, w zależności od temperatury, od 8 do nawet 21 dni (Scov i Nilsson, 2018). Inkubacja w wyższych temperaturach przebiega szybciej w porównaniu do niższych temperatur. W temperaturze wody 15,5°C rozwój embrionalny trwa 6 dni, w 12°C ok. 8 dni, natomiast w 9°C wylęg następuje w 12. dniu od zapłodnienia ikry. Temperatura w zakresie 9–14°C nie ma wyraźnego wpływu na występowanie zaburzeń rozwojowych na etapie embriogenezy. Jednakże optymalny zakres temperatur dla rozwoju zarodka szczupaka wynosi ok. 6–10°C. Jest to wypadkowa wpływu temperatury na szybkość zapłodnienia, czas inkubacji jaj, sukces wylęgu, jakość larw – w tym ich wielkość, prawidłowość rozwoju i odporność na stres osmotyczny. Natomiast temperatura wynosząca 3,3°C uważana jest za temperaturę krytyczną i powodującą całkowite zatrzymanie rozwoju zarodka (Pospisilova i in., 2019; Bondarenko i in., 2015).

Pierwsze podziały komórkowe zachodzące w jaju widoczne są już w pierwszych godzinach od momentu zapłodnienia. Zarys zarodka uwidacznia się w okresie 36°D (stopniodni). Moment



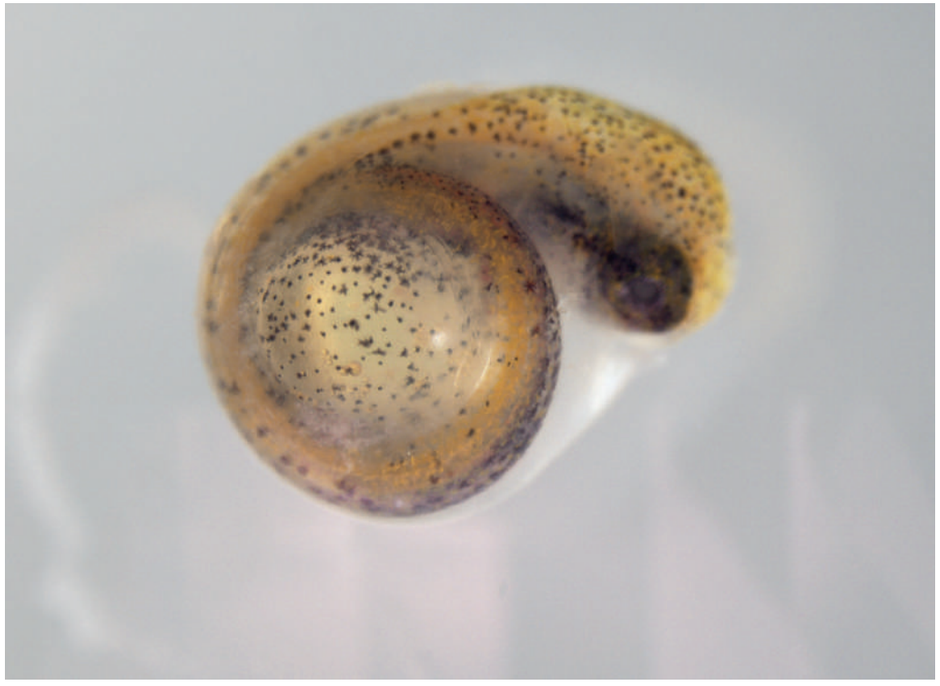
**Fot. 6.** Zaoczkowana ikra szczupaka – tuż przed wylęgiem (fot. M. Greszkiewicz)

zaoczkowania ikry, czyli pigmentacji oczu, następuje ok. 60–78°D. Czas trwania pełnej embriogenezy – od momentu zapłodnienia ikry do wylęgu larw, wynosi 104–140°D (Bonisławska, 2014; Pospisilova i in., 2019) – fotografia 6.

Proces uwalniania się zarodka z osłonki jajowej trwa od kilku sekund do ok. 8 minut. Zarodek szczupaka zawsze przebija osłonkę jajową głową (Opuszyński, 1979) – fotografia 7. Wielkość larw w momencie wyklucia (fot. 8a) jest uzależniona od warunków panujących podczas embriogenezy i wynosi ok. 7,2–8,6 mm. Wpływ na wielkość wylęgu może mieć między innymi temperatura w trakcie inkubacji (7,4 mm w 15°C; 8,3 mm w 12°C; 9,33 mm w 6°C) oraz zasolenie, np. w 13°C: 8,6 mm woda rzeczna, 8,85 woda wodociągowa, 7,64 mm woda o zasoleniu 3 PSU, 5,95 mm woda o zasoleniu 5 PSU (Bonisławska, 2014). Po wykluciu się z jaja, larwy szczupaka przytwierdzają się do roślin oraz innych elementów znajdujących się w pobliżu za pomocą gruczołu cementowego, który znajduje się na przodzie głowy przed oczami (Grodziński, 1971) – fotografia 9.

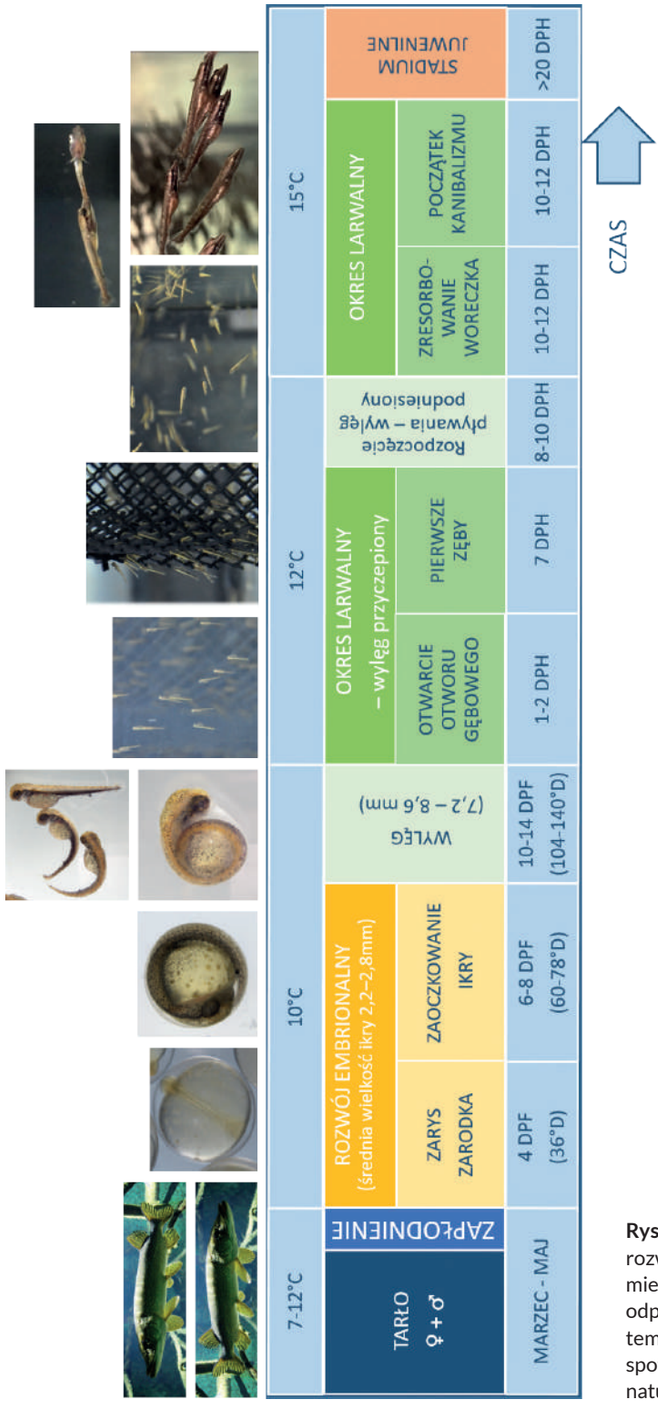
W temperaturze ok. 15°C larwy zaczynają aktywnie pływać już po ok. 5–6 dniach (fot. 8b). W niższych temperaturach, np. ok. 9°C, czas od wylęgu do rozpoczęcia aktywnego pływania może się wydłużyć nawet do 12 dni (Scov i Nilsson, 2018). Wielkość wyklutych larw w temperaturze 9°C wynosi ok. 12–13 mm (Murry i in., 2008). Po upływie dwóch miesięcy młode szczupaki osiągają długość ok. 7–9 cm (fot. 8 c).

Na rysunku 2 zobrazowano schemat rozwoju szczupaka w pierwszym miesiącu życia.



**Fot. 7.** Wylęg szczupaka – zarodek przebija głową osłonkę jajową (fot. M. Greszkiewicz)

**Fot. 8.** Stadia rozwojowe szczupaka: (a) larwa bezpośrednio po wykluciu, długość 7,8 mm; (b) osobnik aktywnie pływający po resorpcji woreczka żółtkowego, długość 2,2 cm; (c) osobnik juwenilny, długość 9 cm (fot. M. Greszkiewicz)




**Rys. 2.** Schemat obrazujący rozwój szczupaka w pierwszym miesiącu życia. Podane wartości odpowiadają warunkom temperaturowym najczęściej spotykanym w środowisku naturalnym



## 6. ODŻYWIANIE

**Fot. 9.** Larwa szczupaka przytwierdzona do roślinności za pomocą gruczołu cementowego znajdującego się na głowie (fot. Alamy Inc)

Bezpośrednio po wykluciu otwór gębowy larw szczupaka jest zamknięty, a ich odżywianie odbywa się wewnętrznie z wykorzystaniem materiału zapasowego zgromadzonego w woreczku żółtkowym. Otwarcie otworu gębowego następuje niedługo po wylęgu – w temperaturze 12°C było obserwowane 1–2 dni po wylęgu (dph). Pierwsze zęby natomiast pojawiają się kilka dni później (7 dph w temp. 12°C, wielkość larw 12 mm). Całkowita resorpcja woreczka żółtkowego następuje w zależności od temperatury w okresie 5–20 dni od momentu wylęgu (np.: temp. 22°C – 5 dph, SL 13 mm; temp. 15°C – 10 dph, SL 13,4 mm; temp. 12°C – 20 dph, SL 15 mm; Greszkiewicz i Fey, 2020; Pospisilova i in., 2019). Niedługo przed całkowitym wchłonięciem materiału zapasowego z woreczka żółtkowego larwy szczupaka rozpoczynają aktywne pobieranie pokarmu.

Zwyczaje żywieniowe szczupaków zmieniają się wraz z ich wiekiem i przyrostem wielkości. Początkowo, od momentu rozpoczęcia żerowania do osiągnięcia długości ok. 25 mm, odżywiają się głównie zooplanktonem oraz innymi bezkręgowcami. W kolejnym etapie, który występuje w okresie wzrostu 26–50 mm długości ciała, pokarmem są w większości niedojrzałe formy owadów (fot. 10). Mogą to być m.in. larwy i poczwarki muchówek, larwy chrząszczy, nimfy jętek oraz nimfy ważek. W trzecim etapie, po przekroczeniu długości ciała 40–50 mm, dieta składa się prawie wyłącznie z ryb. Jednakże zdarza się, że bezkręgowce stanowią istotny składnik albo wręcz dominują w diecie szczupaka, nawet u dużych osobników powyżej 40 cm (Chapman i in., 1989; Cathcart i in., 2019). Dorosłe osobniki poza rybami mogą zjadać również inne kręgowce, takie jak płazy czy nawet małe ptaki. Oczywiście poszczególne etapy odżywiania szczupaków nakładają się na siebie i różnią od siebie w zależności od rejonu geograficznego oraz typu zbiornika, w którym występują, ale ogólny zarys odżywiania się tego gatunku, w miarę wzrostu ryb przebiega według opisanego schematu – od skorupiaków niższych, przez owady, do ryb (Hunt i Carbine, 1951).

**Fot. 10.** Młody osobnik szczupaka odżywiający się larwą owada (fot. Alamy Inc)

Zjawiskiem powszechnie występującym u szczupaków jest kanibalizm, polegający na zjadaniu osobników danego gatunku (ofiara) przez inne osobniki tego samego gatunku (kanibal/drapieżca). Pojawia się on jako sposób odżywiania – już u larw i małego narybku tego gatunku. Dzięki dużemu rozwarciu szczęk oraz dobrze rozwiniętym zębom już w momencie osiągnięcia wielkości ok. 12–13 mm, a więc w krótkim czasie po wylęgu, są zdolne do zjadania własnego rodzeństwa (Giles i in., 1986; Pospisilova i in., 2019). W wysokiej temperaturze wody (>20°C) kanibalizm może mieć miejsce już kilka dni po wchłonięciu woreczka żółtkowego (Greszkiewicz i Fey, 2020). Tak więc w warunkach naturalnych kanibalizm pojawia się często zanim jeszcze nastąpi rozproszenie narybku do obszarów oddalonych od miejsca rozrodu. Więcej informacji na temat kanibalizmu u szczupaka przedstawiono w rozdziale 8.

Ataki szczupaków, do których dochodzi na etapie larwalnym oraz juwenilnym zarówno te kanibalistyczne, jak również te skierowane na inne gatunki ryb, mogą dotyczyć ogona, głowy czy boku ciała ofiary. Pierwsze ataki ukierunkowane są zazwyczaj od strony ogona (fot. 11), szczególnie gdy ofiara jest zbliżonej wielkości co drapieżca. W momencie większego zróżnicowania wielkościowego, gdy długość ofiary stanowi ok. 60% długości drapieżcy, dominują ataki

**Fot. 11.** Kanibalizm w okresie larwalnym – atak od ogona (fot. M. Greszkiewicz)

**Fot. 12.** Atak kanibalistyczny szczupaka obserwowany we wczesnym okresie życia (fot. Alamy Inc)

od strony głowy (Bry i in., 1992). W późniejszych etapach życia najczęstszą strategią szczupaków podczas polowania jest atakowanie ofiary od boku. Gdy ofiara jest zbyt duża by ją połknąć w całości, drapieżnik odwraca ją w pysku i wtedy sukcesywnie połyka. Możliwość atakowania ofiary od bocznej strony ciała związana jest z budową anatomiczną szczupaka, która umożliwia szerokie otwieranie paszczy (fot. 12). Dodatkowo ich wysoce ruchliwe oczy pozwalają zauważyć zdobycz w niemal każdym kierunku, a rowki na pysku pomagają skuteczniej oszacować głębokość, na której się znajdują oraz odległość do zdobyczy (Kouchesfahani i Vajargah, 2021). Podczas ataku szczupak wykonuje gwałtowny doskok w kierunku ofiary wybijając się z ogona. Atak następuje z ekstremalnym przyspieszeniem nawet do 130 m/s (Scov i Nilsson, 2018). Taka strategia działania jest możliwa dzięki usytuowaniu płetw: grzbietowej, ogonowej i odbytowej bardzo blisko siebie, dzięki czemu tworzą one dużą płaszczyznę oporu przy uderzeniu ogona w wodzie (Kouchesfahani i Vajargah, 2021). Jeżeli atak nie powiedzie się, szczupak nie goni swojej ofiary, tylko oczekuje w ukryciu na pojawienie się kolejnego celu. Więcej informacji na temat odżywiania szczupaka znajduje się w rozdziale 11.

## 7. ZAGROŻENIE i OCHRONA

Szczupak jest jednym z najcenniejszych w gospodarce rybacko-wędkarskiej gatunków ryb drapieżnych zarówno w jeziorach, zbiornikach zaporowych i rzekach, jak i w strefie przybrzeżnej Bałtyku. Niestety, mimo powszechnego występowania w akwenach/zbiornikach słodkowodnych populacja anadromiczna szczupaka występująca w przeszłości w polskich przybrzeżnych wodach Bałtyku już od lat 70. XX w. drastycznie się zmniejszyła. Obecnie połowy szczupaków w Zatoce Gdańskiej nie przekraczają kilkuset kilogramów rocznie (zob. rozdz. 3). Należy przy tym podkreślić, że populacja niegdyś anadromiczna, a więc odbywająca wędrówki do rzek i na rozlewiska, w polskich wodach już nie istnieje. Taka sytuacja w Zatoce Puckiej jest skutkiem działalności człowieka w latach 70., polegającej na budowie przepompowni na rzekach Redzie i Płutnicy, regulacji tych rzek i osuszania terenów zalewowych. Działania te doprowadziły do pozbawienia szczupaka obszarów, na których mógłby odbywać tarło – w warunkach gwarantujących prawidłowy rozwój ikry i sukces wylęgu. Niestety, słonawe wody Zatoki Puckiej takich warunków nie zapewniają. Praktycznie jedynym źródłem uzupełnienia zasobów szczupaka w takiej sytuacji są zarybienia. Do tej pory były one jednak prowadzone zbyt okazjonalnie (głównie przy realizacji projektów naukowych), aby przynieść zauważalny i wymierny środowiskowo skutek. Zarybienia mogłyby stanowić skuteczne narzędzie do odbudowy populacji szczupaka w Zatoce Puckiej, ale musiałyby być prowadzone systematycznie i konsekwentnie przez dłuższy czas. Oczywiście, pewną formą wspierania istniejących zasobów ryb są wymiary oraz okresy ochronne, specyficzne dla poszczególnych gatunków. Również dla szczupaka takie okresy oraz wymiary ochronne zostały wyznaczone (tab. 1) i potencjalnie są niezbędnym elementem ochrony jego zasobów. Jednakże, jak już wspomniano, zasoby populacji ryb tego gatunku osiągnęły obecnie jedynie już symboliczny poziom. W tych okolicznościach same okresy i wymiary ochronne niewiele zmienią bez działań takich jak: zarybienia, odbudowa tarlisk (ang. „pike factories") czy wprowadzenia do wód zatoki populacji słonowodnej rozradzającej się w morzu (zob. rozdz. 12).



**Tabela 1.** Zestawienie obowiązujących okresów oraz wymiarów ochronnych dla szczupaka

| Rodzaj połowu | | Obszar | Wymiar ochronny | Okres ochronny |
|---|---|---|---|---|
| Rybactwo śródlądowe[1] | komercyjny i amatorski połów ryb | powierzchniowe wody śródlądowe Rzeczypospolitej Polskiej | 45 cm | 1 stycznia – 30 kwietnia |
| Rybołówstwo morskie | rybołówstwo rekreacyjne | wody wewnętrzne Zatoki Gdańskiej | 50 cm | 1 stycznia – 15 maja |
| | | wody wewnętrzne na zachód od południka 15°23'14" E oraz na jeziorze Dąbie | 50 cm | 1 stycznia – 30 kwietnia |
| | rybołówstwo komercyjne | morskie wody wewnętrzne w rejonie Zatoki Gdańskiej (m.in. Zatoka Pucka) | 45 cm | 1 marca – 30 kwietnia |
| | | zachodnie oraz wschodnie wody wewnętrzne | 45 cm | 1 stycznia – 30 kwietnia |
| | | Zalew Wiślany | 45 cm | 1 marca – 30 kwietnia |

1) Wymiary i okresy ochronne reguluje Ustawa z dnia 18 kwietnia 1985 r. o rybactwie śródlądowym (Dz.U. 1985 Nr 21 poz. 91, z późn. zm.). Od 1 stycznia 2020 r. na wszystkich łowiskach i wodach, które są użytkowane przez Polski Związek Wędkarski (PZW) wymiar i okres ochronny dla poszczególnych gatunków ryb jest określony w Zezwoleniach na amatorski połów ryb wędką, wydawanych w poszczególnych okręgach PZW.

## 8. BIBLIOGRAFIA


Abdoli, A., Valikhani, H., Nejat, F., Khosravi, M., 2022. Non-native Freshwater Fishes of Iran (Identification, Impacts, Management) ماهیان غیربومی آبهای شیرین ایران (شناخت، اثرات، مدیریت). ISBN: 978-964-479-203-8

Billard, R., 1996. *Reproduction of pike: gametogenesis, gamete biology and early development. Pike: biology and exploitation*, 13–43.

Bondarenko, V., Drozd, B., Policar, T., 2015. Effect of water temperature on egg incubation time and quality of newly hatched larvae of northern pike (*Esox lucius* L., 1758). Journal of Applied Ichthyology, 31 (Suppl. 2):45–50.

Bonisławska, M., 2014. *Przebieg wczesnej ontogenezy wybranych gatunków ryb w wodach o zróżnicowanym zasoleniu* [The course of early ontogenesis of selected fish species in waters characterized by different salinities]. Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie: 84 pp.

Bry, C., Basset, E., Rognon X., Bonamy, F., 1992. *Analysis of sibling cannibalism among pike, Esox lucius, juveniles reared under semi-natural conditions.* Environmental Biology of Fishes, 35:75–84.

Brylińska, M., 1986. *Ryby słodkowodne Polski*, Państwowe Wydawnictwo Naukowe Warszawa.

Cathcart, C.N., Dunker, K.J., Quinn, T.P., Sepulveda, A.J., von Hippel, F.A., Wizik, A., Young, D.B., Westley, P.A., 2019. *Trophic plasticity and the invasion of a renowned piscivore: a diet synthesis of northern pike (Esox lucius) from the native and introduced ranges in Alaska*, USA. Biological Invasions, 21:1379–1392.

Chapman, L.J., Mackay, W.C., and Wilkinson, C.W., 1989. *Feeding flexibility in northern pike (Esox lucius): fish versus invertebrate prey*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 46(4):666–669.

Craig, J.F., 1996. Pike: *Biology and Exploitation*, Chapman and Hall, London.

Craig, J.F., 2008. *A short review of pike ecology*. Hydrobiologia, 601:5–16.

Crossman, E.J., 1996. *Taxonomy and distribution.* In Craig J.F. (ed.), Pike – Biology and exploitation. Chapman & Hall, London: 1–12.

Elliot, J.M., 1982. *The effects of temperature and ration size on the growth and energetics of salmonids in captivity*. Comp. Biochem. Physiol. 73B:81–91.

Fey, D.P., Greszkiewicz,M., 2020. *Effects of temperature on somatic growth, otolith growth, and uncoupling in the otolith to fish size relationship of larval northern pike, Esox lucius* L. Fisheries Research, 236:105843.

Gąsowska, M., 1962. *Krągłouste i ryby – Cyclostomi et Pisces.* W: Klucze do oznaczania kręgowców Polski, PWN Warszawa.

Giles, N., Wright, R.M., Nord, M.E., 1986. *Cannibalism in pike fry, Esox lucius* L.*: some experiments with fry densities*. Journal of Fish Biology, 29:107–113.

Greszkiewicz, M., Fey, D.P., 2020. *Positive temperature effects on the initiation and intensity of cannibalistic behavior of larval pike, Esox lucius* L. *Is cannibalism reflected in otolith fluctuating asymmetry?* Hydrobiologia, 847: 3139–3152.

Griffiths, R.W., Newlands, N.K., Noakes, D.L.G., Beamish, F.W.H., 2004. *Northern pike (Esox lucius) growth and mortality in a northern Ontario river compared with that in lakes: influence of flow.* Ecology of Freshwater Fish, 13:136–144.

Grodziński, Z., 1971. *Anatomia i embriologia ryb*. Państwowe Wydawnictwo rolnicze i leśne, Warszawa.

Horbowa, K., Fey, D.P., 2013. *Atlas of early developmental stages of fish – 34 species of the southern Baltic Sea*. Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy, Gdynia, 152 pp.

Hunt, B. P., Carbine, W.F., 1951. *Food of Young Pike, Esox lucius* L.*, and Associated Fishes in Peterson's Ditches, Houghton Lake, Michigan.* Transactions of the American Fisheries Society, 80: 67–83.

Kouchesfahani, N.E., Vajargah, M.F., 2021. *A short review on the biological characteristics of the species Esox lucius*, Linnaeus, *1758 in Caspian sea basin (Iran).* Transylvanian Review of Systematical and Ecological Research, 23(1):73–80.

Murry, B.A., Farrell, J.M., Schulz, K.L., Teece, M.A., 2008: *The effect of egg size and nutrient content on larval performance: implications to protracted spawning in northern pike (Esox lucius* Linnaeus*).* Hydrobiologia, 601:71–82.

Ojaveer, E., 1981. *Fish fauna of the Baltic Sea. In Voipio*, A. (ed.), The Baltic Sea. Oceanography Series, 30. Elsevier, Amsterdam.

Opuszyński, K., 1979. *Podstawy biologii ryb*. Państwowe Wydawnictwo rolnicze i leśne, Warszawa.

Petravic, J., Majnarić, D., Kuri, K., Kulas, M.M., Jaksić, G., Jajcević, H., Zrinscak, I., Petravic, M., 2021. *Distribution, age and growth of the translocated invasive Northern pike (Esox lucius,* L.*) in the upper course of the Vrljika River in the Adriatic Basin.* Ribarstvo, Iovstvo I pcelarstvo, 56. Hrvatski I 16. Medunarodni simpozij agronoma, Vodice, Hrvatska.

Pospisilova, A., Brejcha, J., Miller, V., Holcman, R.,. Šandra,R., Stundl, J., 2019. *Embryonic and larval development of the northern pike: an emerging fish model system for evodevo research*. Journal of Morphology, 280: 1118–1140.

Raat, A., 1988. *Synopsis of biological data on the northern pike: Esox lucius Linnaeus*, 1758. FAO Fisheries Synopsis, 145: 178 pp.

Rudnicki, A., 1989. *Ryby wód polskich — Atlas.* Wydawnictwo Szkolne i Pedagogiczne, Warszawa, 42–63.

Scott, W.B., and Crossman, E.J., 1973. *Freshwater Fishes of Canada.* Bull. Fish. Res. Board Can. 184. 966 pp.

Skov, C., Nilsson, P.A., 2018. *Biology and Ecology of Pike*, CRC Press, Milton.

# 2

# Wybrane aspekty genetyki populacyjnej szczupaka

# Wybrane aspekty genetyki populacyjnej szczupaka

rozdział 2

*Anna Wąs-Barcz[1], Rafał Bernaś[2], Martyna Greszkiewicz[3], Leszek Barcz[4], Adam M. Lejk[5], Dariusz P. Fey[3]*

[1] *Zakład Zasobów Rybackich, Morski Instytut Rybacki – PIB, ul. Kołłątaja 1, 81-332 Gdynia*
[2] *Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza – PIB, Zakład Ryb Wędrownych, Rutki 49, 83-330 Żukowo*
[3] *Zakład Oceanografii Rybackiej i Ekologii Morza, Morski Instytut Rybacki – PIB, ul. Kołłątaja 1, 81-332 Gdynia*
[4] *Zakład Chemii Żywności i Środowiska, Morski Instytut Rybacki – PIB, ul. Kołłątaja 1, 81-332 Gdynia*
[5] *Zakład Logistyki i Monitoringu, Morski Instytut Rybacki – PIB, ul. Kołłątaja 1, 81-332 Gdynia*

## 1. WSKAZANIA DO ZARZĄDZANIA ZASOBAMI ODNOSZĄCE SIĘ DO ZAŁOŻEŃ OCHRONY BIORÓŻNORODNOŚCI

W ostatnich dekadach XX w. na obszarze Morza Bałtyckiego zaobserwowano trend spadku liczebności przybrzeżnych populacji ryb drapieżnych. Zasoby szczupaka są tego przykładem. Spadek liczebności populacji w niektórych rejonach sięgnął poziomu nawet powyżej 90% (Andersson i in., 2000; Westin i Limburg, 2002; Larsen i in., 2005; Lehtonen i in., 2009; Rohtla i in., 2012). Obecnie sytuacja uległa pewnej poprawie, jednak w określonych strefach, w tym na polskim wybrzeżu, trend spadkowy liczebności tego gatunku wciąż się utrzymuje (Greszkiewicz i in., 2022), a sytuacja w Zatoce Puckiej jest tego niezaprzeczalnym dowodem (rozdz. 3). Powszechnie stosowaną praktyką w takich sytuacjach jest uruchamianie programów zarybieniowych mających na celu kompensację zasobów, ich ochronę lub odtworzenie. Mając jednak na względzie efektywność tego procesu i jego długofalowy wymiar, wiele elementów powinno być branych pod uwagę. Przede wszystkim analizie powinny być poddane przyczyny zaistniałej sytuacji celem ich eliminowania. Jednocześnie sam proces zarybiania powinien być zoptymalizowany pod różnymi względami, a szczególną uwagę powinno się zwracać na szereg aspektów związanych z ochroną zasobów genetycznych. Podejście to, sygnalizowane już w ostatnich dekadach ubiegłego wieku, jest konsekwentnie uwzględniane i podkreślane w różnych dokumentach, w tym w Konwencji o Różnorodności Biologicznej podpisanej w 1992 r. (https://www.cbd.int/convention/). Pierwszy z sześciu celów strategicznych dokumentu odnosi się do konieczności zajęcia się podstawowymi przyczynami utraty różnorodności biologicznej po-

przez włączenie różnorodności biologicznej do głównego nurtu działań rządu i społeczeństwa. W ramach wspomnianego celu strategicznego, cel 13. skupia się na konieczności zachowania różnorodność genetycznej roślin uprawnych oraz zwierząt hodowlanych i udomowionych, a także ich dzikich krewnych, w tym innych gatunków cennych ze względów społeczno-gospodarczych oraz konieczności opracowania i wdrożenia strategii minimalizujących erozję genetyczną i ochronę różnorodności genetycznej. Odnosi się to bezpośrednio do zarybień związanych z zasilaniem ubożejących zasobów w określonych środowiskach czy rejonach, jak również do działań mających na względzie ich ochronę czy odbudowę zasobów na terenach, gdzie zostały utracone. Szczupak jest gatunkiem o dużym znaczeniu zarówno ekologicznym, jak i społeczno-gospodarczym (Eriksson i in., 2009, 2011; Crane i in., 2015). Prezentuje się go również jako nowy gatunek modelowy w badaniach ekologicznych i ewolucyjnych (Forsman i in. 2015). W skali globalnej szczupak nie jest uznawany za gatunek zagrożony, ale sygnały dotyczące zmniejszania się populacji w określonych obszarach Morzu Bałtyckiego są podnoszone. Stąd badania mające na celu ocenę genetycznej różnorodności biologicznej są szczególnie wskazane i działania ochronne dla niektórych populacji uzasadnione.

Wytyczne dotyczące ochrony różnorodności genetycznej, zakorzenione w odkryciach Karola Darwina (dotyczących zjawiska doboru naturalnego) i Grzegorza Mendla (odnoszących się do prawa dziedziczenia cech), opierają się na wskazaniach twórców genetyki populacyjnej: S. Wright'a, R. Fishera i J.B.S. Haldane'a, objaśniających mechanizmy kształtowania i utrzymywania się zmienności genetycznej. W ujęciu genetyki populacyjnej, populacja definiowana jest jako odpowiednio liczebny zbiór osobników jednego gatunku swobodnie krzyżujący się w określonym czasie i przestrzeni, przekazujący geny kolejnym pokoleniom i jako całość stanowiący określoną pulę genową. Zasiedlając określony ekosystem populacja jest nieustannie poddawana wpływom warunków środowiska oraz interakcjom z organizmami przynależnymi do innych gatunków. Zgodnie z podstawowym mechanizmem ewolucji doborem naturalnym, inaczej określanym selekcją naturalną, jednostki najlepiej przystosowane do danego środowiska tworzą kolejne pokolenia w danych populacjach. W ten sposób przez setki czy tysiące lat populacja przystosowuje się do warunków, w jakich przychodzi jej egzystować (proces adaptacji). Genetyk przedstawiłby to jako przekazywanie do kolejnych pokoleń najlepszych zestawów genów (poziom osobniczy), a w przypadku populacji mówiłby o kształtowaniu najlepszej puli genowej. By jednak proces adaptacji mógł efektywnie zachodzić, konieczne jest by w populacji zachowywana była maksymalnie szeroka zmienność, czyli by utrzymywany był w populacji rezerwuar różnych wersji danych genów (alleli). Mowa jest wówczas o występowaniu polimorfizmu genetycznego/zmienności genetycznej na poziomie genu, następnie organizmu, a dalej wewnątrz populacji. Określone wersje całego zestawu genów (genomu) mogłyby się okazać tymi najlepiej funkcjonującymi w sytuacji zajścia określonych zmian warunków środowiska. W ten sposób warunkowana jest zdolność reagowania populacji na zachodzące zmiany, co jest określane mianem potencjału adaptacyjnego. Z punktu widzenia genetyki populacyjnej równie istotną kwestią i bezpośrednio powiązaną z ochroną polimorfizmu genetycznego w poszczególnych populacjach jest zachowywanie zróżnicowania genetycznego między populacjami, czyli naturalnie ukształtowanej w czasie i przestrzeni struktury genetycznej. Dbałość o zachowanie bioróżnorodności, innymi słowy



ochrona genetycznej integralności poszczególnych populacji, zakłada eliminację niewłaściwych działań antropogenicznych w obrębie populacji związanych np. z introdukcją obcego materiału genetycznego. Tego typu działania mogą uruchamiać mechanizmy konkurencji między populacjami, co może prowadzić ostatecznie do negatywnego bilansu w kwestii odbudowy zasobów, zarówno w ujęciu genetycznym, jak i ogólnym. Innym przykładem szkodliwego działania antropogenicznego jest też zasilanie populacji naturalnych materiałem hodowlanym wykazującym się niskim poziomem zmienności genetycznej. W gospodarce zarybieniowej wprowadzanie do wód ryb nierodzimych czy nierejestrowanych populacji źródłowych jest powszechną praktyką. Efekt takiej gospodarki został opisany przez Larsena i in. (2005), którzy wykazali brak zamierzonych długofalowych efektów programów zarybieniowych w związku ze stosowaniem niewłaściwego materiału zarybieniowego szczupaka. Istnieją też doniesienia sygnalizujące, że takie działania mogą mieć znacząco negatywny wpływ na naturalnie występujące populacje szczupaka (Laikre i in., 2010). Z kolei przykłady opisane przez Mc Bride i in. (2015) dla alozy (*Alosa pseudoharengus* Wilson 1811), czy dla ryb łososiowatych (Łuczyński i in., 2000; Wąs i Wenne, 2002; Vasemagi i in., 2005; Pearse i in., 2011; Ozerov i in., 2016), bezpośrednio wykazały, że zarybianie nierodzimymi osobnikami doprowadziło do homogenizacji genetycznej w populacjach, a w konsekwencji do negatywnego wpływu na lokalne adaptacje. Przytaczane przykłady oraz sygnalizowane zależności wykazują jasno, że aby zabezpieczyć się przed wyzwaniami i niepewnością związaną ze zmianami środowiskowymi, trzeba wdrożyć do praktyki adaptacyjne zarządzanie zasobami. Adaptacyjne, czyli mające na celu promowanie wysokiej różnorodności genetycznej wewnątrz populacji, bez narażania na szwank współistnienia różnych ekotypów i lokalnie przystosowanych populacji/subpopulacji.

## 2. BADANIA GENETYCZNE SZCZUPAKA W ODNIESIENIU DO ZARZĄDZANIA I OCHRONY GATUNKU

Z punktu widzenia zarządzania zasobami istotna jest możliwość właściwego wydzielenia jednostek lub systemów zarządzania, co w ujęciu genetyki przekłada się na możliwość identyfikacji populacji czy metapopulacji. Choć nie zawsze jednostki te w obu tych ujęciach ściśle się pokrywają, to wydzielane struktury genetyczne brane są pod uwagę i wykorzystywane zarówno przy zarządzaniu zasobami (szacowaniu zrównoważonych kwot połowowych), jak i odbudowie zasobów (zarybieniach wspomagających) czy zabiegach ochroniarskich (reintrodukcji populacji). W tym rozdziale dokonamy przeglądu głównych osiągnięć w dziedzinie genetyki populacyjnej szczupaka, wskazując jednocześnie jakie znaczenie mają te informacje dla zrównoważonego zarządzania.

Badania z zakresu genetyki populacyjnej ukierunkowane są na analizę składu genetycznego i rozmieszczenia zmienności genetycznej w czasie i przestrzeni. Dostarczają nam informacji zarówno o historii ewolucji, jak i współczesnych przemianach zachodzących w populacjach. W zależności od zakresu czasowego i geograficznego analizowanego obszaru możemy obserwować struktury i zmiany wielkoskalowe, kształtowane głównie przez ewolucyjną historię gatunku oraz historię demograficzną z ostatnich kilku tysięcy lat (Allendorf i in., 2013) lub zmia-

ny ograniczone do wybranych środowisk czy habitatów i okresów obserwacji obejmujących do kilku dekad czy stuleci. W pierwszym przypadku w genomach organizmów szukamy historycznych śladów, wąskiego gardła populacji, które kształtowało się na skutek powtarzających się w plejstocenie zlodowaceń, zmuszających populację do wycofywania się do refugiów przestrzennych (Hewitt, 1996). W drugim przypadku, analizując obecne wzorce genetyczne, śledzimy takie procesy jak adaptację do lokalnych środowisk w wyniku selekcji naturalnej, dryf genetyczny (będący procesem stochastycznym polegającym na zachodzeniu losowych zmian częstotliwości alleli) czy przepływ genów między populacjami (powodowany migracją osobników). Wyniki analiz zmienności i zróżnicowania genetycznego determinowane są przez typ używanych markerów. Analizowane fragmenty mitochondrialnego DNA (mt-DNA) przeznaczone są do badań ewolucyjnych i w taki sposób były wykorzystywane do badań szczupaka. Z kolei współczesne genetyczne struktury populacyjne, zarówno w dużej, jak i małej skali przestrzennej, analizowane są standardowo, a w przypadku szczupaka niemal wyłącznie, przy użyciu niekodujących (neutralnych) fragmentów DNA mikrosatelitarnego (ms-DNA). Dla porządku należy wspomnieć, iż historycznie pierwszymi opracowanymi i używanymi markerami do badań w zakresie genetyki populacyjnej były warianty białkowe – allozymy. Wykazywały one zazwyczaj niskie zróżnicowanie wśród badanych populacji różnych gatunków, ale w przypadku analiz szczupaka prowadzonych w latach 80. XX w. ich przydatność okazała się być znikoma ze względu na drastycznie niski poziom zmienności/polimorfizmu (Healy i Mulcahy, 1980; Seeb i in., 1987; Brzuzan i in., 1998). Natomiast ostatnio, w związku z rozwojem badań genomowych i popularyzacją metod opartych na sekwencjonowaniu nowej generacji (NGS), do badań nad różnorodnością genetyczną szczupaka włączono markery typu SNP (polimorfizm jednonukleotydowych podstawień). Zaowocowało to zwiększeniem precyzji i dokładności podczas śledzenia struktury populacji – dane były bezpośrednio porównane z wynikami uzyskanymi dla ms-DNA (Sunde i in., 2020, 2021). Należy się zatem spodziewać, że opracowany w 2014 r. pełen genom szczupaka, choć dotąd nie był przedmiotem bezpośrednich badań, a jedynie badań porównawczych w odniesieniu do ryb łososiowatych (Rondeau i in., 2014), może wkrótce się przyczynić do opracowania markerów funkcjonalnych, powiązanych z rejonami kodującymi genomu, co w konsekwencji umożliwiłoby analizę mechanizmów genetycznych leżących u podstaw lokalnych adaptacji. Otworzyłoby to między innymi możliwości identyfikacji oraz rozróżniania osobników anadromicznych i słonowodnych koegzystujących na jednym terenie podczas okresu żerowania.

Zanim omówione zostaną przemiany ewolucyjne i współcześnie obserwowane struktury zmienności genetycznej, przez chwilę warto skupić się na samym poziomie zmienności genetycznej obserwowanej u szczupaka. Podkreślić należy, iż bez względu na typ stosowanych markerów (allozymy, mt-DNA, ms-DNA) poziom ten był wyraźnie niższy w stosunku do innych gatunków, odnosząc się do porównywalnych środowisk wodnych czy strategii życiowych organizmów. W obszarze Morza Bałtyckiego odnotowano ponadto tendencje do spadku zmienności podążając ze wschodu na zachód czy z południa ku północy. Jak podają Bekkevold i in. (2018, za Senanan i Kapuscinski, 2000; Launey i in., 2006; DeWoody i Avis, 2000) parametr heterozygotyczności ($H_E$), który jest powszechną miarą wskazującą poziom zmienności na poziomie osobniczym, jest niższy u szczupaka zarówno w odniesieniu do gatunków słodkowodnych (0,3 vs. 0,48), jak i anadromicznych (0,18–0,45 vs. 0,68). Jedynie w przypadku słonawowodnego środowiska Morza Bałtyckiego różnice te nie są już tak wyraźne. W tym przypadku wartości $H_E$ sięgały 0,22–0,61 (Bekkevold i in., 2015) czy do 0,67–0,88 (Wąs-Barcz i in., 2023) – tabela 1. Niska zmienność u szczupaka jest tłumaczona różnymi czynnikami. Pierwszym z nich jest niska wartość efektywnej wielkości populacji, czyli nieliczna grupa osobników przekazująca pulę genów kolejnym pokoleniom, co jest typowe w przypadku dużych drapieżników zajmujących szczyt drabiny troficznej. Na poziom zmienności niewątpliwie mają też wpływ efekty wąskiego gardła pojawiające się podczas zdarzeń założycielskich, przez które populacje przechodziły w toku ewolucyjnej historii gatunku.



**Tabela 1.** Informacje genetyczne dotyczące bałtyckich populacji szczupaka analizowanych z wykorzystaniem mikrosatelitarnego DNA. Od lewej: rok poboru prób, akwen, pochodzenie ryb, ekotyp, kraj pochodzenia, liczba zbadanych osobników bałtyckich N, heterozygotyczność obserwowana $H_O$, heterozygotyczność oczekiwana $H_E$, zakres współczynnika zmienności $F_{ST}$, referencje

| Rok poboru | Akwen | Pochodzenie | Ekotyp | Kraj | Typ markera | N | $H_O$ | $H_E$ | $F_{ST}$ | Bibliografia |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| b.d. | J. Sothorup, Wyspy Alandzkie, J. Pieipsi, | dzikie | słodkowodne/ słonowodne | Dania, Szwecja Estonia | STR | 94 | 0,400 | 0,455 | 0,11–0,22 | Jacobsen i in. 2005 |
| 2000 | Zachodnie wybrzeże Szwecji, Blekinge, Wyspy Alandzkie, Gotlandia, Sundet, Stadsfjärden | dzikie | słonowodne/ słodkowodne | Szwecja, Finlandia | STR | 337 | b.d. | b.d. | 0,001–0,13 | Laikre i in. 2005 |
| 2001–2002 | Stege Nor, J. Tuel, J. Soro, J. Tisso | dzikie/ hodowlane | słonowodne/ słodkowodne | Dania | STR | 49 | 0,455 | 0,450 | b.d. | Larsen i in. 2005 |
| 1957–2007 | Stege Nor, J. Soro, J. Tisso, J. Haraldsted, Bornholm, Gotlandia, Cieśnina Kalmarska | dzikie | słonowodne/ słodkowodne | Dania, Szwecja | STR | 361 | 0,480 | 0,540 | 0,02–0,26 | Bekkevold i in. 2015 |
| 2010 | Wyspy Alandzkie, Zatoka Botnicka, Zatoka Fińska, Gotlandia, Blekinge | dzikie | słonowodne/ słodkowodne | Szwecja, Finlandia, Estonia | STR | 662 | 0,522 | 0,547 | 0,00–0,140 | Wennerström i in. 2017 |
| 2007–2014 | Cieśnina Kalmarska, wybrzeże Olandii | dzikie/ hodowlane | słonowodne/ słodkowodne | Szwecja | STR | 487 | 0,514 | 0,562 | 0,000–0,396 | Norhadl i in. 2018 |
| 2017 | J. Drewitzer, J. Malkwitzer, Schaalsee, Dranske, Gager, Ummanz, Ribnitz, Lassan, Peene, Ueckermünde | dzikie | słonowodne/ słodkowodne | Niemcy | STR | 407 | 0,581 | 0,584 | 0,002–0,103 | Möller i in. 2020 |
| 2018–2021 | J. Gardno, J. Łebsko, Reda, Płutnica, Martwa Wisła, Motława, J. Drużno, Mątawa, J. Dgał Wielki, Præstø Fjord | dzikie/ hodowlane | słonowodne/ słodkowodne | Polska, Dania | STR | 495 | 0,762 | 0,758 | 0,003–0,112 | Wąs-Barcz i in. 2023 |

## 2.1. Filogeografia szczupaka z rejonu Holarktyki

Filogeograficzne zależności między liniami genetycznymi organizmów w rejonie Holarktyki były kształtowane poprzez historię powtarzających się w plejstocenie zlodowaceń. W okresie tym lądolód, rozszerzając się w kierunku od północnego koła podbiegunowego na południe, wypierał populacje z pierwotnie zasiedlanych rejonów aż do terenów ostoi zwanych refugiami, po czym cofał się i ustępował miejsca populacjom, umożliwiając im rekolonizację. Zjawisko to miało charakter cykliczny (Bernatchez i Wilson, 1998). Badania DNA w szczególności prowadzone w oparciu o mt-DNA, śledząc zmienność genetyczną organizmów w szerokim zakresie przestrzennym, odkrywają geograficzną dystrybucję poszczególnych kladów (zgrupowań wywodzących się odrębnych polodowcowych wydarzeń założycielskich) i położenie geograficzne ich refugiów. Kierują się przy tym zasadą, że najwyższa zmienność odpowiada miejscom, gdzie populacja utrzymywała swe schronienie, a najniższa z dala od refugiów ze względu na efekt założyciela (migrację na dany teren bardzo ograniczonej liczebnie grupy dającej początek nowej populacji) podczas polodowcowych rekolonizacji. Filogeografia szczupaka wskazuje na jego szybką ekspansję w rejonie Holarktyki po ostatnim zlodowaceniu z tylko kilku refugiów lodowcowych i późniejszą izolację populacji. Za tą hipotezą przemawia fakt, że zaobserwowano tylko kilka przykładów zawierających niewielką liczbę haplotypów różniących się od siebie w niewielkim stopniu (Miler i Senanan, 2003; Nicod i in, 2004; Launey i in., 2006; Skog i in., 2014; Wooler i in., 2015). Większa zmienność w obrębie populacji europejskich w stosunku do Ameryki Północnej sugeruje, że te refugia leżały w rejonie euroazjatyckim. Z kolei znaczny dystans genetyczny między rejonem pochodzenia i Ameryką Północną tłumaczy tak niską zmienność stad szczupaka w tym rejonie.

## 2.2. Współczesne wzorce zmienności genetycznej obserwowane w małych i dużych zbiornikach

Szczupaki zasiedlają zarówno małe jeziora i stawy, jak i duże systemy połączonych jezior czy słonawe morza. Występują też u nich różne wzorce migracyjne (ekotypy). Stąd należy się spodziewać, że udział i siła mechanizmów kształtujących zmienność genetyczną wewnątrz i między populacjami będzie odmienna w zależności od środowiska i wielkości akwenu. Odmienny też będzie charakter zagrożeń, którym procesy zarządzania populacjami będą musiały sprostać.

Podstawową obserwacją wynikającą z badań populacyjnych w obrębie małych, izolowanych, słodkowodnych jezior i cieków wodnych, jest niska zmienność wewnątrz populacji. Niska zarówno w odniesieniu do dużych zbiorników zasiedlanych przez gatunek, jak i do innych gatunków. W przypadku szczupaka (na poziomie gatunku) było to uwarunkowane już na wstępie poprzez niski stopień polimorfizmu obecny w zgrupowaniach utworzonych w toku ewolucji. Analizując na poziomie populacji szczupaka, w przypadku małych izolowanych zbiorników wiąże się to też w bardzo dużym stopniu z niewielką „zasobnością" tych zbiorników (niskim potencjałem utrzymywania bardzo liczebnych populacji szczytowych drapieżników). Jest to zgodne z założeniami Wrighta (1931), według których małe populacje tracą zasadniczo zmienność genetyczną stosunkowo szybko z powodu losowego dryfu genetycznego. W badaniach szczupaka dla populacji słodkowodnych zdarzają się populacje, dla których odnotowuje się Ne (estymator efektywnej wielkości populacji – związany z dryfem genetycznym) poniżej wartości progowej równej 50. Taka wartość jest uznawana za sygnał, że populacja jest tak mała, że w wyniku czysto stochastycznych efektów będzie tracić zmienność genetyczną w tempie, które może doprowadzić do negatywnych skutków związanych z chowem wsobnym, takich jak obniżenie sprawności populacji (tzw. depresja wsobna), i że może nie poradzić sobie z neutralną selekcją, a w konsekwencji długoterminowa odporność populacji na zmiany środowiskowe może okazać się niewystarczająca. Przykładem są reintrodukowane populacje z jeziora Wisconsin Ne = 48 (Miller i Kapuściński, 1997) i z Kalifornii Ne = 12 (Aguilar, 2005), jak również populacje z polskich zbiorników, w obrębie których prowadzone są zarybienia – jezioro Gardno Ne = 46 i rzeka Reda Ne = 41 (Wąs-Barcz i in., 2023). Znamiennym jest, że Jacobsen i in. (2005) wykorzystując metodę opartą na koalescencji oszacowali, że współczesne Ne w populacjach szczupaków z całej Europy spadły do zaledwie kilku procent tego, co charakteryzowało wczesne polodowcowe populacje. Należy jednak zauważyć, że mimo odnotowywanych gdzieniegdzie małych wartości Ne w populacjach szczupaka, gatunek był w stanie przetrwać w wielu różnych środowiskach.



Przykładami dużych i otwartych systemów zasiedlonych przez szczupaka, w których analizowano występowanie genetycznych struktur populacyjnych, są Wielkie Jeziora Ameryki Północnej i Morze Bałtyckie. Oba akweny, ze względu na ich porównywalny rozmiar, mają duży potencjał migracyjny (co jest bezpośrednio powiązane z przepływem genów) oraz możliwość utrzymywania liczebnych populacji (co minimalizuje zjawisko dryfu genetycznego). Ma to odzwierciedlenie w wartościach parametrów $H_O$ (heterozygotyczności oczekiwana) i Ne (efektywnej wielkości populacji) przybrzeżnych populacji z tych akwenów, które na ogół są wyższe porównując z wartościami obserwowanymi dla niewielkich jezior i rzek. Wspomniane potencjały zbiorników i powiązane z nimi mechanizmy przekładają się bezpośrednio na poziom zróżnicowania przestrzennego w tych zbiornikach. I tak wartości ogólnego $F_{ST}$ w obrębie obu akwenów są porównywalne względem siebie, w granicach 0,02 i 0,03 dla jeziora Ontario i Morza Bałtyckiego. Konsekwentnie, zarówno dla jeziora Ontario (Bosworth i Farrell, 2006; Ouellet-Cachon i in., 2014), jak i dla Bałtyku (Laikre i in., 2005; Wennerström i in., 2013, 2017, Möller i in., 2020; Wąs-Barcz i in., 2023), poziomy zróżnicowania genetycznego między populacjami są relatywnie niskie. Jest to niewątpliwie wynikiem dyspersji genów między populacjami w związku z migracją ryb obserwowaną w obu akwenach, jednak sposób ich rozprzestrzeniania jest nieco inny.

W jeziorze Ontario różnice w rocznych poziomach wód sezonowo odcinają dostęp do niektórych terenów tarłowych, co wymusza migrację ryb w obrębie różnych tarlisk. Konsekwencją takiego zachowania jest mieszanie się genów między różnymi populacjami i spadek zróżnicowania między nimi. Zostało to potwierdzone przez Ouellet-Cauchon i in. (2014), którzy łącząc analizę rzeźby terenu z danymi genetycznymi wykazali ujemną korelację między fluktuacją dostępnych terenów tarłowych i zróżnicowaniem genetycznym między populacjami. Opierając się na uzyskanych danych zaproponowali, by w tym rejonie szczupak był zarządzany jako metapopulacja (tj. że zarządzanie powinno uwzględniać system jako całość).

W przypadku Morza Bałtyckiego niewysokie zróżnicowanie tłumaczone jest, tak jak w przypadku jeziora Ontario, stosunkowo wysokim przepływem genów i dużą liczebnością osobników. Przy czym w Morzu Bałtyckim obserwowana jest zależność wzrostu zróżnicowania genetycznego wraz ze wzrostem odległości między populacjami (Laikre i in., 2005; Möller i in., 2020; Wąs-Barcz i in., 2023). Obserwowana zmienność genetyczna w obrębie populacji (mierzona jako bogactwo alleliczne) wzrasta znacząco w obrębie akwenu, podążając w kierunku północnym i wschodnim (Wennerström i in., 2017; Wąs-Barcz i in., 2023). Sugeruje się, że powodem tego może być fakt, że mniej zasolone środowiska wspierają większe populacje, w których lepiej zachowywana jest różnorodność genetyczna. Zasadniczą jednak różnicą między oboma dużymi akwenami jest występowanie w Morzu Bałtyckim dwóch różnych ekotypów szczupaka: anadromicznego (żerującego w morzu, lecz na rozród wchodzącego do wód słodkich) i typowo słonowodnego (pozostającego w wodach słonawych przez cały okres życia). Nordahl i in. (2019) wykazali, że zróżnicowanie genetyczne między populacjami odbywającymi tarło w sąsiednich rzekach jest znacznie większe ($F_{ST}$ w granicach 0,10) niż wśród populacji na przybrzeżnych obszarach morskich ($F_{ST}$ około 0,03, za Laikre i in., 2005). Co istotne, autorzy wykazali też zróżnicowanie genetyczne między populacjami szczupaka anadromicznego i słonowodnego. W ten sposób potwierdzono mechanizm homingu (powrotu do natywnych tarlisk), co z kolei może być łączone z mechanizmem lokalnej adaptacji do siedlisk tarliskowych. Lokalna adaptacja wśród słodkowodnych populacji tarłowych była również wnioskowana w pracach Berggren i in. (2016) czy Tibblin i in. (2015, 2016). W związku z przytoczonymi zależnościami sugeruje się, by zarządzanie szczupakiem w obrębie Morza Bałtyckiego rozpatrywać raczej w ujęciu lokalnym.

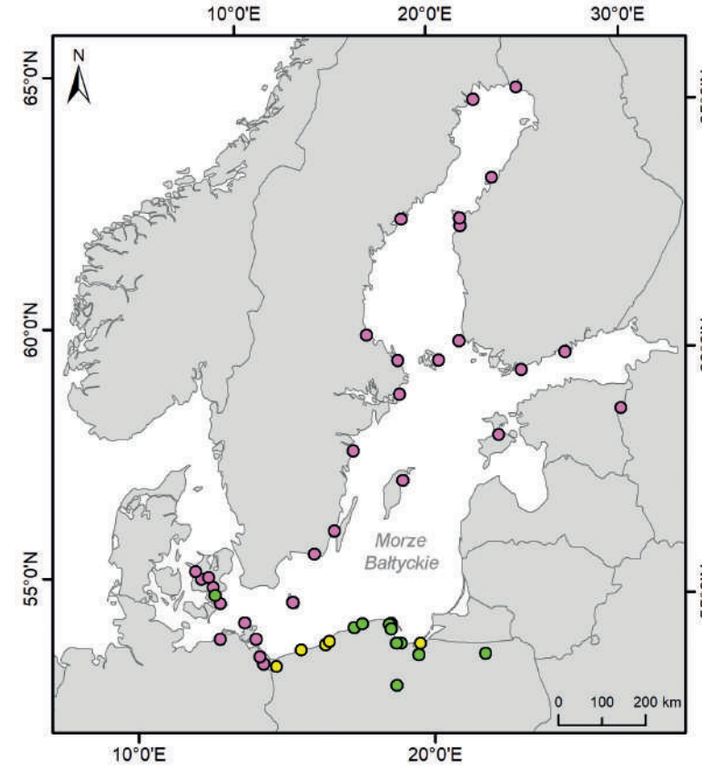
## 3. BADANIA GENETYCZNE SZCZUPAKA W POLSCE

Szczupak jest jednym z najlepiej przebadanych gatunków w obrębie Morza Bałtyckiego. Analizy genetyczne ukierunkowane na śledzenie struktury populacyjnej szczupaka wzdłuż wybrzeża Morza Bałtyckiego i zbiorników z nim powiązanych są sukcesywnie uzupełniane (rys. 1).

### 3.1. Badania genetyczne szczupaka w projekcie ZOSTERA

W Polsce pierwsze próby identyfikacji i rozróżniania populacji szczupaka z dwóch jezior usytuowanych w okolicach Olsztyna przeprowadzili Brzuzan i in. (1998), trawiąc enzymami restrykcyjnymi DNA mitochondrialny oraz jego niekodujący rejon kontrolny. Dobór narzędzi molekularnych okazał się jednak mało skuteczny. W latach 2010–2013 naukowcy z Uniwersytetu Warszawskiego i Instytutu Biochemii i Biofizyki PAN w ramach projektu ZOSTERA – Restytucja kluczowych elementów ekosystemu Zatoki Puckiej wewnętrznej podjęli się opracowania genetycznych podstaw restytucji populacji szczupaka w Zatoce Puckiej. Efektem tych działań była metodyczna publikacja prezentująca narzędzie molekularne do efektywnej analizy mikrosatelitanego DNA (Płecha i in., 2019). Przygotowany został także doktorat pt. „Genetyczne podstawy restytucji populacji szczupaka, sandacza i zostery morskiej w Zatoce Puckiej" Magdaleny (Gonciarz) Płecha, w którym szacowano polimorfizm genetyczny archiwalnej populacji szczupaka






**Rys. 1.** Rozmieszczenie badanych, z wykorzystaniem mikrosatelitarnego DNA, bałtyckich populacji szczupaka (różowe), w tym przez polskich autorów (żółte) oraz w ramach projektu PIKE (zielone)

z Zatoki Puckiej oraz 15 innych współczesnych populacji przy użyciu mitochondrialnego i mikrosatelitarnego DNA. Analizowane próby reprezentowały skupiska szczupaka z wód słodkich (jezior: Jaroszewskie, Osiek, Drawsko, Borowe i Zelwa; rzek: Odry, Łaby i Wisłoki) i słonawych (Zalew Szczeciński, ujście rzeki Regi i Redy, jeziora Jamno i Bukowo, Zatoka Pucka, ujście Motławy, Zalew Wiślany). Autorka stwierdziła, że większość populacji szczupaka charakteryzuje się umiarkowanym poziomem polimorfizmu – najwyższe parametry zmienności były przypisane wymarłej obecnie populacji z Zatoki Puckiej. Zaobserwowano jednocześnie, że spośród analizowanych lokalizacji, najbliższą genetycznie do populacji historycznie zasiedlającej Zatokę Pucką, jest populacja występująca w ujściu Motławy, choć dystans genetyczny był znaczny ($F_{ST}$ = 0,10 między parami). Zróżnicowanie genetyczne między współczesnymi populacjami szczupaka występującymi w wodach słodkich i słonawych Polski także uznano za umiarkowane.

### 3.2. Badania genetyczne szczupaka w projekcie PIKE

W 2018 r. podjęto badania genetyczne szczupaka w Morskim Instytucie Rybackim w Gdyni i kontynuowano je w ramach projektu PIKE. Z myślą o przyszłych zarybieniach szczupakiem Zatoki Puckiej, uwzględniających zasady zachowania bioróżnorodności genetycznej, opracowa-

no plan poboru prób celem szczegółowego zbadania zmienności genetycznej i struktury genetycznej populacji szczupaka zasiedlającego tereny polskiego wybrzeża Bałtyku, ze szczególnym uwzględnieniem rejonu Zatoki Gdańskiej i terenów przyległych. Plan ten był komplementarny względem wcześniej analizowanych lokalizacji w ramach projektu ZOSTERA. Skupiono się na populacjach z wód słonawych przybrzeżnych jezior, estuariów i słodkowodnych dopływów Zatoki Gdańskiej. By zapewnić przekrój środowisk, reżim próbkowania (tab. 2) obejmował także typowo słodkowodną populację z jeziora ulokowanego w Krainie Wielkich Jezior Mazurskich (Dgał Wielki) oraz typowo słonowodną populację z fiordu Præstø u wschodnich wybrzeży Danii. Biorąc pod uwagę, że wytypowane populacje były wcześniej lub regularnie są zarybiane, do badań włączono także niezarybianą populację z dorzecza dolnej Wisły, z rzeki Mątawy (dane IRŚ). Próbkowanie uwzględniało przeżyciowe pozyskiwanie fragmentów tkanki od ryb gotowych do rozrodu lub występujących w danym okresie na potencjalnym terenie tarłowym. Łącznie do analiz genetycznych pozyskano 495 ryb z 10 lokalizacji.

**Tabela 2.** Informacje dotyczące poboru prób (miejsca, habitatu, zlewni i liczebności ryb), charakterystyki zasolenia danych lokalizacji oraz wartości podstawowych parametrów zmienności genetycznej w analizowanych próbach (AR – bogactwo alleliczne, PAR– bogactwo alleliczne alleli prywatnych, Ne – efektywna wielkość populacji)

| Miejsce połowu | Typ habitatu | Data poboru | N | Zlewnia | Zasolenie | AR | PAR | Ne |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Præstø Fjord | estuarium | IV.2019 | 27 | Bałtyk południowo-zachodni | 10–12 | 7,96 | 0,36 | 92,30 |
| Jezioro Gardno | jezioro | IV–V.2018 | 85 | Bałtyk południowy | 2 | 8,33 | 0,38 | 27,40 |
| Jezioro Łebsko | jezioro | V.2018 | 58 | Bałtyk południowy | 2 | 9,25 | 0,29 | 5000,50 |
| Rzeka Płutnica | rzeka | III–V.2020 | 67 | Zatoka Pucka | woda słodka | 7,55 | 0,09 | 88,70 |
| Rzeka Reda | rzeka | IV–V.2020 | 28 | Zatoka Pucka | woda słodka | 5,75 | 0,11 | 33,90 |
| Rzeka Motława | rzeka/ estuarium | IV–V.2018 | 39 | Zatoka Gdańska | 0–3 | 9,05 | 0,35 | 11,90 |
| Rzeka Motława | rzeka/ estuarium | III–IV.2021 | 50 | Zatoka Gdańska | 0–3 | 10,10 | 0,23 | 105,90 |
| Martwa Wisła | estuarium | IV–V.2021 | 17 | Zatoka Gdańska | 5 | 10,00 | 0,15 | 23,40 |
| Jezioro Drużno | jezioro | IV.2018 | 50 | Zalew Wiślany | 0–1 | 10,30 | 0,56 | ∞ |
| Rzeka Mątawa | rzeka | IX.2020 | 26 | Zatoka Gdańska | woda słodka | 9,45 | 0,37 | 39,10 |
| Jezioro Dgał Wielki | jezioro | IX.2020 | 48 | Jeziora Mazurskie | woda słodka | 8,88 | 0,24 | 339,40 |



Aby mieć możliwość bezpośredniego odniesienia się do badań i wyników uzyskanych w ramach projektu ZOSTERA, analiza DNA mikrosatelitarnego w ramach projektu PIKE prowadzona była w oparciu o 14 loci, wśród których 11 było takich samych, jak we wcześniejszym projekcie (Płecha i in., 2019) – zestawienie w tabeli 3. Dla zminimalizowania kosztów i czasu prowadzonych analiz genetycznych, w procesie amplifikacji DNA zastosowaliśmy startery reakcji PCR znakowane fluorescencyjnie (tab. 3) i zoptymalizowaliśmy warunki reakcji Multipleks-PCR w ten sposób, że w każdej reakcji amplifikowanych było siedem określonych locji (Zestaw I: *Elu78*, *Elu87*, *B451*, *Elu37*, *B457*, *B16*, *B25*; *Zestaw II: B281*, *Elu19*, *B24*, *Elu76*, *B422*, *Elu7*, *B259*) – rysunek 2a, 2b; fotografie 1, 2, 3. Szczegóły metodyczne odnośnie analiz genetycznych zostały przedstawione w pracy Wąs-Barcz i in. (2023).

**Tabela 3.** Zestawienie loci mikrosatelirarnego DNA analizowanych w polskich projektach badawczych wraz z numerami identyfikacyjnymi w Banku Genów (GeneBank) i wskazaniem materiału źródłowego. Kolory w polach poszczególnych loci odnoszą się do typu znakowania fluorescencyjnego starterów reakcji PCR (6-FAM – niebieski, Hex – zielony, TAM – czarny, ROX – czerwony). Przerywana, zielona linia rozdziela dwa zestawy loci do Multiplex-PCR

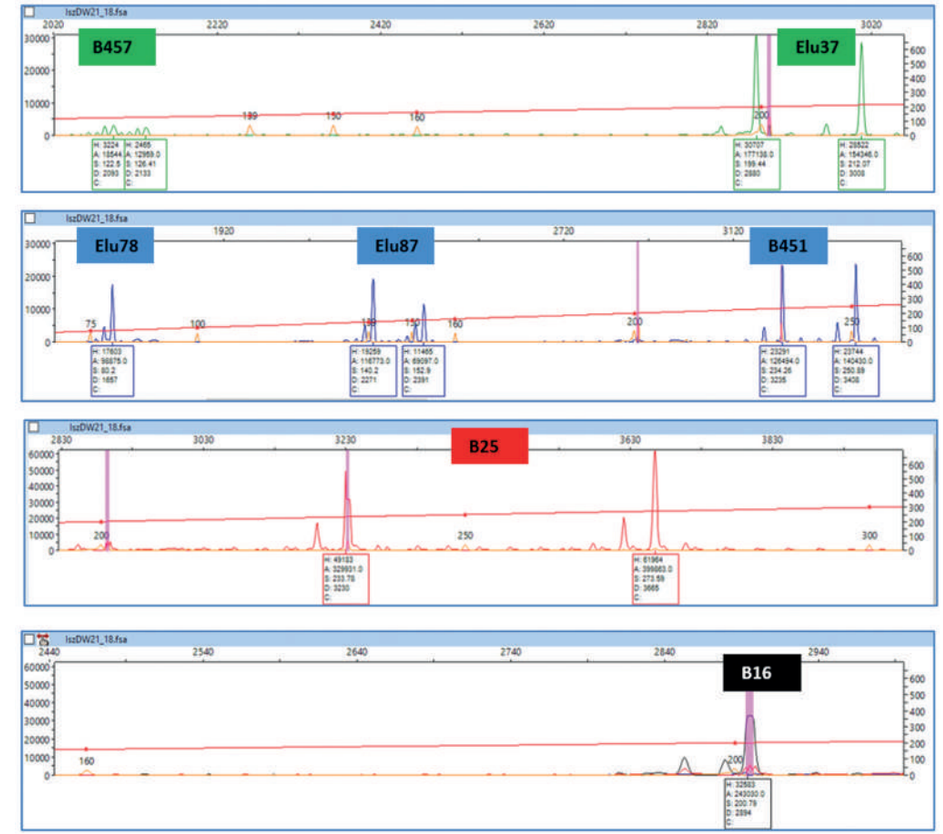
| Wąs-Barcz i in. 2023 (PIKE) | | | locus | Płecha i in. 2019 (ZOSTERA) | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | zakres dł. (bp) | Na | | Na | zakres dł. (bp) | | GeneBank nr akces. | Referencje |
| 495 ryb | 74–86 | 7 | *Elu78* | 8 | 68–88 | 629 ryb | BV012653 | Hansen et al., 1999 |
| | 132–158 | 11 | *Elu87* | 14 | 124–154 | | BV012654 | Miller i Kapuscinski 1997 |
| | 178–418 | 41 | *B451* | 44 | 170–394 | | AF520602 | Aquilar et al., 2005 |
| | 99–139 | 18 | *Elu37* | 21 | 97–145 | | GQ358217 | Miller & Kapuscinski 1997 |
| | 163–287 | 31 | *B457* | 35 | 161–357 | | AF520603 | Aquilar et al., 2005 |
| | 144–272 | 29 | *B16* | 31 | 146–274 | | AF520593 | Aquilar et al., 2005 |
| | 176–316 | 63 | *B25* | 50 | 176–372 | | AF520595 | Aquilar et al., 2005 |
| | 129–185 | 13 | *B281* | | | | AF520599 | Aquilar et al., 2005 |
| | 91–165 | 18 | *Elu19* | 20 | 90–148 | | BV012656 | Miller i Kapuscinski 1997 |
| | 143–219 | 19 | *B24* | | | | AF520594 | Aquilar et al., 2005 |
| | 139–199 | 25 | *Elu76* | 31 | 115–197 | | BV012657 | Miller i Kapuscinski 1997 |
| | 246–398 | 13 | *B422* | 21 | 206–354 | | AF520601 | Aquilar et al., 2005 |
| | 247–293 | 6 | *Elu7* | 8 | 227–275 | | AF113559 | Hansen et al., 1999 |
| | 278–326 | 13 | *B259* | | | | AF520598 | Aquilar et al., 2005 |

**Fot. 1**. Analizy laboratoryjne zróżnicowania genetycznego szczupaków z różnych populacji

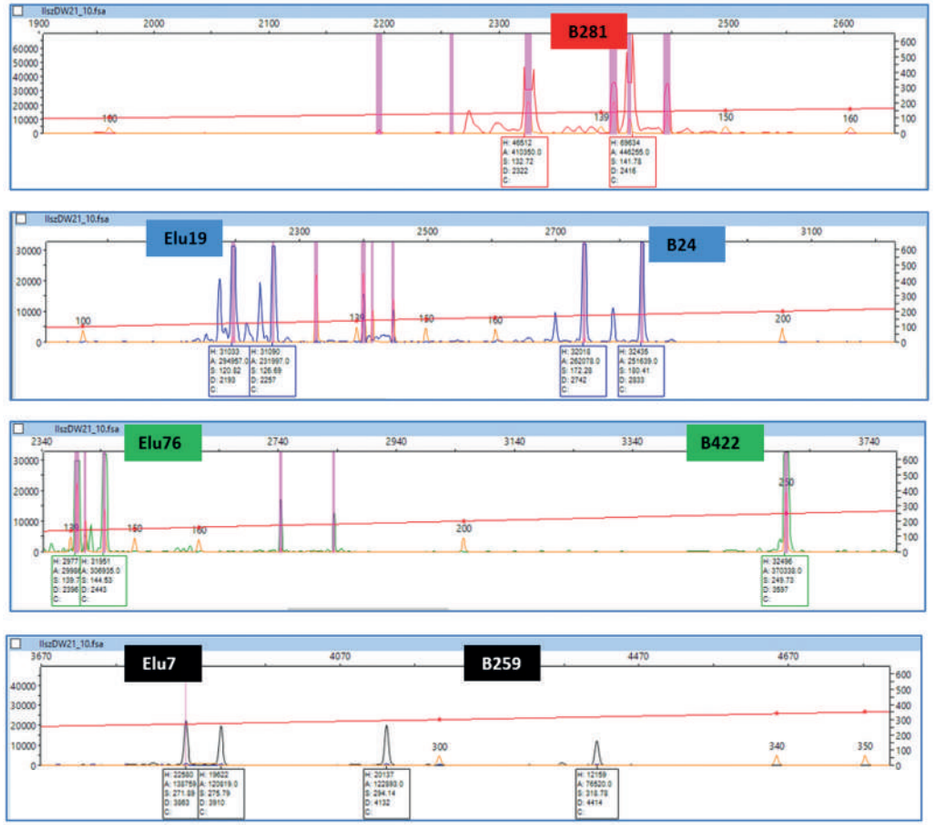


Polimorfizm genetyczny stwierdzony wewnątrz polskich populacji był raczej niski i jego obraz wpisywał się w ogólne trendy obserwowane w badaniach szczupaka, gdzie zmienność genetyczna w obrębie mniejszych izolowanych zbiorników słodkowodnych jest niższa w odniesieniu do większych zbiorników słonawowodnych, pozbawionych barier geograficznych, a przez to umożliwiających migrację ryb i przepływ genów. Uzyskane przez nas wartości współczynnika średniego bogactwa allelicznego (AR), będącego odzwierciedleniem zmienności genetycznej w obrębie poszczególnych populacji, były nieco niższe w populacjach słodkowodnych w porównaniu z populacjami zasiedlającymi wody słonawe skomunikowane z Morzem Bałtyckim (tab. 2). Najłatwiej można to uchwycić zestawiając wartości średniego AR dla rzek Redy i Płutnicy (odpowiednio 5,75 i 7,55) z wartościami uzyskanymi dla populacji z Motławy i Martwej Wisły (10,0 i 10,1). Podobnie wyglądało to dla współczynnika średniego bogactwa allelicznego alleli prywatnych (charakterystycznych/obserwowanych tylko w określonej populacji). Najwyższe wartości tych parametrów obserwowaliśmy dla populacji z jeziora Drużno (10,3 i 0,56), okresowo zasilanego przez wody słonawe z Zalewu Wiślanego i dysponującego

Zestaw I reakcji Multipleks_PCR



Zestaw II reakcji Multipleks_PCR




**Rys. 2 a, b.** Chromatogramy analizy polimorfizmu długości mikrosatelitarnego DNA szczupaka dla reakcji multipleks-PCR z użyciem starterów fluorescencyjnych. Każdy z dwóch zestawów analizował po siedem loci. Poszczególne piki (jeden – homozygota, dwa – heterozygota) wskazują produkt PCR danego locus, oznaczony odpowiednim kolorem w zależności od znakowania startera reakcji PCR: FAM (niebieski), HEX (zielony), TAMRA (czarny) lub ROX (czerwony)

bogatymi terenami tarliskowymi szczupaka. Oszacowane przez nas średnie bogactwo allelicz-ne (wyliczone ze wszystkich analizowanych populacji) było jednak znacznie większe (zakres od 5,7 do – 10,32), porównując z wartościami szacowanymi dla populacji szczupaka z innych regionów Europy (zakres od 2,08 do 4,78) wskazywanymi przez Bekkevold i in. (2015), Möl-lera i in. (2020), Sunde i in. (2020), Wennerström i in. (2017). Bezpośrednie porównywanie jest obarczone pewnym błędem ze względu na używanie różnych zestawów loci mikrosate-litarnego DNA przez różne zespoły badawcze. Jednak nawet ograniczając się tylko do tych samych markerów (*Elu19*, *Elu37*, *Elu76*, *Elu87*) stosowanych w innych opracowaniach (Möller i in., 2020) otrzymane podczas badań wartości nadal pozostają wyższe. Odnotowane zjawisko



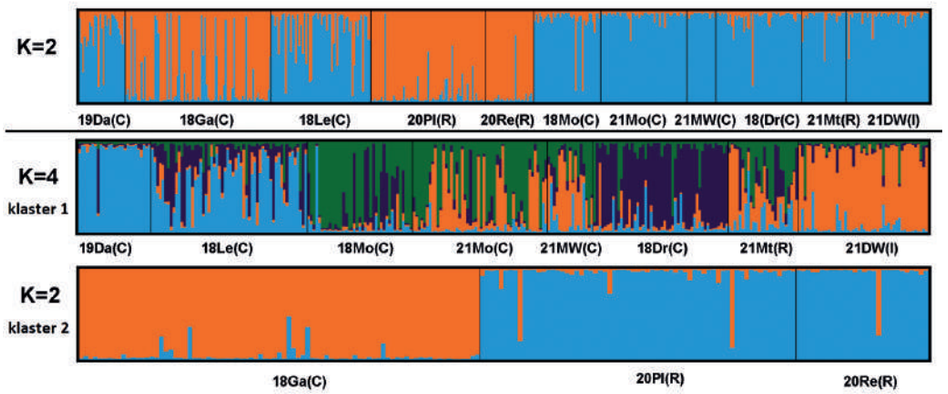
jest zgodne z obserwowanymi zależnościami wzrostu zróżnicowania genetycznego wewnątrz populacji wraz ze wzrostem odległości między populacjami przemieszczając się w kierunku z południa ku północy oraz od zachodu ku wschodowi Morza Bałtyckiego (Laikre i in., 2005; Möller i in., 2020; Wąs-Barcz i in., 2023).

Analizowane w projekcie współczynniki efektywnej wielkości populacji (estymatory wskazujące liczebności osobników biorących udział w rzeczywistym przekazywaniu ge-nów kolejnym pokoleniom) osiągały różne wartości, od niskich do bardzo wysokich (tab. 2). W zbiornikach słodkowodnych zazwyczaj obserwowano niewysokie wartości kilkudziesię-ciu osobników. I choć bywały one niższe niż progowe wartości (Ne = 50) szacowane przez Wrighta (1931), to nie odbiegały od wartości wykazywanych w szeregu doniesień odnoszą-cych się do wartości Ne dla populacji szczupaka zasiedlających nieduże słodkowodne zbior-niki europejskie. W zbiornikach słonowodnych wartości Ne na ogół były wyższe (w okoli-cach 100 i znacznie powyżej). Wyjątkowo korzystnie pod tym względem prezentował się wynik z jeziora Drużno, co potwierdza jego walory w zakresie doskonałej bazy tarliskowej. Obecność struktury genetycznej w analizowanym regionie potwierdzono stosując tradycyj-ną statystykę F oraz podejście bayesowskie (Wąs-Barcz i in., 2023). Całkowite zróżnicowa-nie oszacowane dla analizowanych populacji ($F_{ST}$ = 0,052) było nieco wyższej niż obserwo-wane w badaniach naszych zachodnich sąsiadów ($F_{ST}$ = 0,049; Möller i in., 2020). Wartości $F_{ST}$ odzwierciedlające poziom zróżnicowania genetycznego między porównywanymi para-mi populacji mieściły się w zakresie 0,003–0,112 (Wąs-Barcz i in., 2023) i choć większość wartości można określić mianem umiarkowanych lub niskich, były one istotne statystycznie poza jednym przypadkiem. Porównane parami próby Motława 2021 vs. Martwa Wisła 2021 uzyskały $F_{ST}$ = 0,003 i wynik ten był nieistotny statystycznie, co oznacza, że szczupaki odło-wione w tych lokalizacjach należą do jednej populacji. Z kolei słodkowodne populacje z Redy i Płutnicy wykazywały wyraźną odrębność względem innych populacji z analizowanego rejonu. Zróżnicowanie względem siebie między tymi rzekami także nie należało do niskich ($F_{ST}$ = 0,076). Zaobserwowano, że populacje związane z deltą Wisły i samą Wisłą tworzą sil-ne wspólne skupisko oraz że zróżnicowanie genetyczne obserwowane dla populacji duńskiej i pozostałych generalnie wzrastało wraz z odległością geograficzną. Zależność ta była zabu-rzona jedynie przez zdecydowanie wyższą wartość $F_{ST}$ = 0,106 dla populacji Præstø Fjord vs. Reda. Przytaczane obserwacje są zgodne z poglądem, że w obszarze Morza Bałtyckiego mechanizm izolacji przez dystans geograficzny bierze udział w kształtowaniu struktury ge-netycznej zbiornika, ale inne mechanizmy (często mowa o selekcji i adaptacji do środowiska) są kołem napędowym.

Bayesowskie oszacowanie struktury genetycznej i przynależności osobniczej wykazało , że analizowane podczas badań genetycznych osobniki segregowały do dwóch głównych kla-strów (rys. 3), wyróżniając odpowiednio cztery i dwie podgrupy w danym klastrze. W pierw-szym klastrze grupowały się populacje związane z Wisłą, populacja z jeziora Drużno, popu-lacja duńska oraz populacja z jeziora Łebsko (obie tworzące wspólną podgrupę) oraz typowo słodkowodna populacja z jeziora Dgał Wielki (wydzielona także jako podgrupa). Z kolei drugi klaster tworzyły słodkowodne populacje z Redy i Płutnicy oraz, co było sporym zaskoczeniem,

słonowodna populacja szczupaka z jeziora Gardno (wydzielona tu jako podgrupa). Należałoby się raczej spodziewać, że populacja z jeziora Gardno będzie grupowała się z populacjami słonowodnymi, w obrębie których dochodzi w niewielkim stopniu do przepływu genów, czyli w podgrupie z jeziorem Łebsko i populacją duńską. Najbardziej prawdopodobnym wytłumaczeniem uzyskanego obrazu jest wymieszanie populacji w jeziorze Gardno podczas zarybień obcym materiałem (pochodzącym najprawdopodobniej z południa Polski). Taki bieg wydarzeń, zakładający domieszanie materiału rozrodczego o bardzo wąskiej puli genów, tłumaczyłby także zaskakująco niską wartość efektywnej wielkości populacji obserwowaną dla jeziora Gardno. Rozstrzygającym w tej kwestii mogłyby być badania opracowanych ostatnio dla szczupaka markerów typu SNP, powiązanych z genami odpowiedzialnymi za adaptację do środowiska słonowodnego, które mogłyby identyfikować osobniki ze środowisk słodko-

i słonowodnych (Sundy i in. 2022). Nieco zaskakujące było również zaszeregowanie typowo słodkowodnej populacji z jeziora Dgał Wielki do klastra z populacjami słonowodnymi czy z estuariów. Było to powiązane ze stosunkowo niskimi wartościami $F_{ST}$ wykazywanymi dla porównań jezioro Dgał Wielki vs. pozostałe populacje. Należy zauważyć, że podobną zależność zaobserwowano w projekcie ZOSTERA, gdzie archiwalna populacja z Zatoki Puckiej wykazywała mniejszy dystans genetyczny względem populacji z jezior śródlądowych (Osiek, Jaroszewskie, Drawsko) niż z jezior przybrzeżnych (Jamno i Bukowe). Dysponując zgromadzonymi wynikami trudno jednak dociec przyczyny tego zjawiska.




**Rys. 3.** Struktura genetyczna wśród jedenastu populacji szczupaka dla najbardziej prawdopodobnej liczby klastrów genetycznych (K) sugerowanych przez STRUCTURE. Na szczycie prezentowane jest skupienie wszystkich badanych populacji szczupaka w obrębie dwóch głównych klastrów (K = 2 najbardziej prawdopodobne). Poniżej czarnej kreski widoczna jest dalsza hierarchiczna strukturyzacja w obrębie wykrytych dwóch głównych klastrów (K = 4 dla pierwszego głównego skupienia i K = 2 dla drugiego głównego skupienia). Poszczególne kolory odpowiadają klastrowi lub podgrupie. Każdy osobnik jest reprezentowany przez kolumnę podzieloną na K kolorów (odzwierciedlającą złożoność jego genotypu). Oznaczenia populacji uwzględniające rok poboru próby i typ zbiornika R – rzeka, I – jezioro śródlądowe, C – zbiorniki przybrzeżne odpowiadają kolejno: Præstø Fjord – 19Da(C), j. Gardno – 18Ga(C), j. Łebsko – 18Le(C), Płutnica – 20Pl(R), Reda – 20Re(R), Motława 2018 – 18Mo(C), Motława 2021 – 21Mo(C), Martwa Wisła – 21MW(C), j. Drużno – 18Dr(C), Mątawa – 21Mt(R), j. Dgał Wielki – 21DW(I)



## 4. ZRZĄDZANIE POPULACJAMI SZCZUPAKA W POLSCE

Szczupak jest gatunkiem, który podlega jednej z najsilniejszych presji związanej z działalnością człowieka. Dla większości użytkowników wędkarskich jest gatunkiem kluczowym, jako cel wędkarstwa i w mniejszym stopniu dla rybactwa. Tym samym połowy, w tym wędkarskie, są główną przyczyną śmiertelności tego gatunku (Arlinghaus i Cooke, 2009; Kapusta i in., 2014). W przypadku jeziorowych połowów rybackich udział szczupaka w połowach to nieco ponad 10%, a w przypadku połowów wędkarskich 20–30% (Wołos i in., 2015; Mickiewicz 2016). Odpowiedzią na tak silną presję połowową są zarybienia prowadzone przez użytkowników rybackich, które teoretycznie mają zrekompensować śmiertelność połowową i nadmierną eksploatację. W skali Polski zarybienia szczupakiem są masowe i sięgają rocznie nawet 200 mln sztuk wylęgu, 20 mln narybku letniego i ponad 100 ton narybku jesiennego (Mickiewicz i in., 2016). Jeśli chodzi o jeziorową gospodarkę zarybieniową w Polsce, to szczupak obecnie stanowi w niej podstawowy i najważniejszy gatunek, a zarybienia prowadzone są w 80–90% obwodów rybackich (Mickiewicz i Wołos, 2012, Mickiewicz, 2016). I w tym miejscu pojawia się kwestia pochodzenia i jakości materiału zarybieniowego. Wielu użytkowników rybackich opiera swoje zarybienia szczupakiem na rybach zakupionych na wolnym rynku, a sami w zdecydowanej większości nie poławiają i nie produkują szczupaka na cele zarybieniowe. Konsekwencją tego jest fakt, że źródłem materiału zarybieniowego są często producenci z odległych geograficznie regionów i zlewni, np. zarybienia akwenów pomorskich szczupakiem realizowane są w oparciu o materiał pochodzący z południa Polski. Jaki zatem ma to wpływ na bioróżnorodność szczupaka w polskich wodach? Przede wszystkim tego typu gospodarka może skutkować utratą oryginalnej zmienności genetycznej rodzimych populacji. Translokacje mogą skutkować mieszaniem puli genowych, a w odległych populacjach możliwą depresją outbredową, ujawniającą się w kolejnych pokoleniach. Zjawisko to może wynikać z kilku mechanizmów. Naturalnie procesy doboru i selekcji powodują, że populacje rozwijają różne adaptacje w odpowiedzi na różne lokalne wymogi środowiska. Krzyżowanie osobników z odległych populacji może dać potomstwo, które mniej pasuje do któregokolwiek z tych środowisk. Ten rodzaj depresji zwykle obserwuje się w pokoleniu F1. Dodatkowo mechanizmy genetyczne działają tak, aby w różnych populacjach ewoluowały całe kompleksy genów (koadaptacja), tak by powstały lepiej dopasowane fenotypy. Zatem krzyżowanie osobników z populacji z różnymi koadaptowanymi kompleksami genów może je zaburzyć lub zniszczyć (Ralls i in. 2013 ). Stąd tak poważnym zagrożeniem jest utrata ewolucyjnych lokalnych adaptacji genetycznych, często unikalnych związanych z konkretnymi akwenami, np. o zmiennym zasoleniu. W przypadku ryb pochodzących ze sztucznej reprodukcji często mamy do czynienia z obniżeniem ogólnej zmienności genetycznej, jako efektu małej liczby kombinacji rodzicielskich czy wielkości stada. Dodatkową kwestią jest kondycja szczupaków pochodzących ze sztucznej reprodukcji, w tym utrzymywanych w systemach RAS. Jak wynika z szeregu badań zazwyczaj ich przeżywalność jest niższa niż ich dzikich odpowiedników, a szczególnie w akwenach, gdzie występuje reprodukcja naturalna (np. Skov i in., 2012; Hühn i in., 2014; Zakęś i in., 2015; Monk i in., 2020). Jednocześnie nie powinniśmy wszystkich akwenów traktować tak samo. Inne modele gospodarki i w tym zary-

biania mogą dotyczyć wód otwartych i dużych akwenów, a odmienne w małych bezodpływowych zbiornikach. W dużych połączonych akwenach, jak zatoki przymorskie, estuaria czy duże kompleksy jezior, poziom zmienności populacji jest wyższy, tak jak jej efektywne wielkości. Daje to potencjalnie znacznie większą tolerancję na negatywne procesy zmieniające pulę genową. W małych izolowanych populacjach z małym potencjałem rozrodczym nawet niewielkie zmiany genowej puli populacyjnej mogą być widoczne, utrwalone i stać się nieodwracalne. Stąd dobrą praktyką byłoby w otwartych dużych akwenach stosowanie co najmniej podejścia na zasadach metapopulacji, gdzie jeśli już zarybiamy, to rybami z tego konkretnego obszaru, akwenu. Takie metapopulacyjne podejście było już sugerowane wcześniej w zlewni Morza Bałtyckiego (Laikre i in., 2005; Östman i in., 2016). Kwestia ta jest jednak bardziej złożona, ponieważ na stosunkowo niewielkim obszarze możemy mieć do czynienia z obszarami różnych zlewni i różną historią kolonizacji tych akwenów (Bekkevold i in., 2015). W Polsce takimi przykładami są np. sąsiadujące zlewnie Wisły/Pregoły na obszarze Pojezierza Mazurskiego czy Bałtyku/Odry/Wisły na obszarze Pojezierza Pomorskiego. Dlatego też rozważając źródło materiału zarybieniowego dobrze jest zachować logikę zlewni i historii glacjalnej.

Osobną kwestią jest podejście do populacji zamieszkujących wody słonawe lub okresowo słonawe. W Polsce dotyczy to populacji szczupaka z Zalewu Szczecińskiego i częściowo Międzyodrza, Zalewu Kamieńskiego, jezior przymorskich (Liwia Łuża, Resko Przymorskie, Jamno, Bukowo, Kopań, Wicko, Gardno, Łebsko, Sarbsko), Martwej Wisły i estuarium Motławy, jeziora Drużno i Zalewu Wiślanego. Szczególnie ważnym z punktu widzenia historycznego był akwen Zatoki Puckiej, a zwłaszcza jej wewnętrznej części. Dla wszystkich tych populacji szczupaka, które okresowo lub stale wykorzystują słonawe wody, a z których część może być anadromiczna, powinny być traktowane ze szczególną uwagą. Adaptacja tych populacji do takich warunków środowiskowych ma zapewne odzwierciedlenie w genomice tych populacji, tak jak to jest w przypadku innych populacji bałtyckich (Sunde i in., 2022) i warto byłoby zachować zasady takie, jak stosujemy w przypadku do anadromicznych populacji troci wędrownej, gdzie nie mieszamy między sobą populacji, nawet jeśli dystans genetyczny (mierzony na podstawie neutralnych loci) jest niewielki, a poziom homingu niski (Bernaś i in., 2019). Obecnie w praktyce, użytkownicy rybaccy zarybiający omawiane akweny szczupakiem w większości nie stosują takiego podejścia. Zarybienia prowadzone są przypadkowym materiałem genetycznym, takim jaki jest dostępny często z dużych ośrodków hodowlanych z południa Polski. Czy jest to widoczne w omawianych populacjach? W tym obszarze nie mamy pełnej wiedzy ani odnośnie genomów oryginalnych populacji sprzed okresu zarybiania dla wszystkich akwenów, ani odnośnie populacji najczęściej wykorzystywanych w zarybieniach. Z najnowszych analiz wynika, że taki wpływ istnieje i został udokumentowany np. w jeziorze Gardno (Wąs-Barcz i in., 2023).

Podsumowując to zagadnienie trzeba wspomnieć, że stare operaty rybackie zwykle nie definiowały pochodzenia materiały zarybieniowego. Obecnie często w aktualizacjach operatów taka informacja się pojawia – użytkownik musi podać pochodzenie materiału zarybieniowego. Kierunek zmian jest właściwy, niemniej jednak powinny być podjęte działania co do konieczności dostosowania materiału zarybieniowego pod względem odpowiedniej zlewni, ponieważ nawet minimalne wymagania co do pochodzenia, ograniczające się chociażby do



metapopulacji geograficznych, mogą spowolnić procesy spadku bioróżnorodności w polskich populacjach szczupaka czy innych gatunków.

## 5. PODSUMOWANIE

Szczupak jest jednym z najlepiej przebadanych gatunków w obrębie Morza Bałtyckiego. Wiąże się to bezpośrednio z ogromną presją antropogeniczną, której gatunek podlega. W obrębie polskiego wybrzeża najwyższy stopień redukcji liczebności populacji szczupaka w ostatnich dziesięcioleciach obserwuje się w obrębie Zatoki Puckiej, stąd mając na względzie odbudowę zasobów tego gatunku większość badań genetycznych szczupaka dotyczyła tego rejonu. Wyniki badań genetycznych uzyskane w ramach realizacji projektu PIKE potwierdziły umiarkowany poziom polimorfizmu genetycznego w populacjach szczupaka sygnalizowany w innych pracach, wykazując jednocześnie wyższe wartości parametrów zmienności genetycznej w naszych populacjach w odniesieniu do populacji ulokowanych na zachód względem polskiego wybrzeża. Dzięki analizom odkryto także dość wyraźną strukturę zróżnicowania przestrzennego w badanym rejonie. Słodkowodne populacje z rzeki Redy i Płutnicy wykazują wyraźną odrębność względem innych populacji z analizowanego rejonu i względem siebie. Z kolei populacje związane z deltą Wisły i samą Wisłą tworzą silne wspólne skupisko. Populacje z otwartych morskich wód (Præstø Fjord) i przybrzeżnego jeziora Łebsko grupowały się we wspólnym kladzie, wskazując przynależność do jednej metapopulacji. Natomiast ulokowanie populacji przybrzeżnego jeziora Gardno we wspólnym kladzie z populacjami z rzek Redy i Płutnicy sugerowało zanieczyszczenie puli genowej populacji jeziora obcym, ubogim genetycznie materiałem, najprawdopodobniej pochodzenia słodkowodnego.

Starając się wyciągnąć wnioski z przeprowadzonych analiz i uzyskanych wyników, które byłyby pomocne w opracowaniu planu zarybiania Zatoki Puckiej, zgodnego z zasadami zachowywania bioróżnorodności genetycznej, uważamy, że zasadnym byłoby zarybianie akwenu populacjami ulokowanymi geograficznie najbliżej Zatoki Puckiej, charakteryzującymi się wysoką wartością estymatora Ne (efektywna wielkość populacji), których osobniki mogłyby wykazywać duży potencjał adaptacyjny względem środowiska morskiego i anadromicznej strategii rozrodu. W obrębie przebadanych populacji warunki takie spełnia populacja z Motławy/Martwej Wisły, wskazywana także w projekcie ZOSTERA jako odpowiednie źródło restytucji w Zatoce Puckiej. Według naszych obserwacji, populacja z jeziora Drużno oraz Łebsko mogłaby być równie dobrym źródłem, co w pełni można by ocenić prowadząc analizę porównawczą po udostępnieniu danych z projektu ZOSTERA (genotypów populacji archiwalnej z Zatoki Puckiej). Oczywiście pozostaje kwestia wykonalności tych założeń, zwłaszcza w przypadku działań podejmowanych w celu pozyskania tarlaków z Motławy lub Martwej Wisły. W projekcie PIKE mimo dużego nakładu pracy, próby te nie zakończyły się sukcesem. Zasadnym byłoby również poddanie analizie zróżnicowania genetycznego wybranych populacji angażując do badań ostatnio opracowane markery typu SNP, powiązane z genami odpowiedzialnymi za procesy osmoregulacji. Mogłoby to umożliwić identyfikację populacji anadromicznych w analizowanym rejonie i potwierdzić nasze zalecenia odnośnie do źródeł materiału zarybieniowego.

## 6. BIBLIOGRAFIA


Aguilar, A., Banks, J., Levine, F., Wayne, R.K., 2005. Population genetics of northern pike (*Esox lucius*) introduced into Lake Davis, California. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, 62, 1589-1599. https://doi.org/10.1139/f05-068

Allendolf, F.W., Luikart, G., Aitken, S.N., 2013. Conservation and the Genetics of Populations. Second Edition. Wiley-Blackwell, Chichester.

Andersson, J., Dahl, J., Johansson., A., Karås, P., Nilsson, J., Sandström, O., Svensson, A., 2000. Eliminated fish recruitment and failing fish stocks in Kalmar County coastal waters. (Utslagen fiskrekrytering och sviktande fiskbestånd i Kalmar läns kustvatten – (po szwedzku/podsumowanie po angielsku). FISKERIVERKET RAPPORT (2000), ss. 1-42. https://havochvatten.diva-portal.org/smash/get/diva2:1455407/FULLTEXT01.pdf

Arlinghaus, R., Cooke, S.J., 2009. Recreational fisheries: socioeconomic importance, conservation issues and management challenges. W: Recreational hunting, conservation and rural livelihoods: science and practice (Red.) B. Dickson, J. Hutton, W.M. Adams – Blackwell Publishing Ltd., Oxford: 39-58. https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/9781444303179.fmatter

Bekkevold, D., Jacobsen, L., Hemmer-Hansen, J., Berg, S., Skov, C., 2015. From regionally predictable to locally complex population structure in a freshwater top predator: river systems are not always the unit of connectivity in Northern Pike *Esox lucius*. Ecology of Freshwater Fish, 24:305– 316. https://doi.org/10.1111/eff.12149

Berggren, H., Nordahl, O., Tibblin, P., Larson, P., Forsman, A., 2016. Testing for Local Adaptation to Spawning Habitat in Sympatric Subpopulations of Pike by Reciprocal Translocation of Embryos. Plos ONE, 11:5 https://doi.org/10.1371/journal.pone.0154488

Bernatchez, L., Wilson, C.C., 1998. Comparative phylogeography of Nearctic and Palearctic fishes. Molecular Ecology, 7:431-452. https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1046/j.1365-294x.1998.00319.x

Bernaś, R., Wąs-Barcz, A., Dębowski, P., Radtke, G., 2019. Zabudowa hydrotechniczna, przepływ genów i model gospodarowania – przypadek troci *Salmo trutta* L. w: Funkcjonowanie i ochrona wód płynących. (Red.) R. Czerniawski, P. Bilski. Wyd. volumina.pl. Szczecin. ss. 125-134. http://drawalifeplus.rdos.szczecin.pl/wp-content/uploads/2019/10/Funkcjonowanie-i-ochrona-w%C3%B3d-p%C5%82yn%C4%85cych-2019-monografia.pdf

Brzuzan, P., Luczynski, M., Kuzniar, P.A., 1998. Mitochondrial DNA variation in two samples of northern pike, *Esox lucius L.* Aquaculture Research, 29:521-526. https://doi.org/10.1046/j.1365-2109.1998.00242.x

Bosworth, A., Farrell, J.M., 2006. Genetic divergence among northern pike from spawning locations in the Upper St. Lawrence River. Fisheries Management, 26:676-684. https://doi.org/10.1577/M05-060.1

Crane, D.P, Miller, L.M., Diana, J.S., Casselman, J.M., Farrell, J.M., Kapuscinski, K.L., Nohner, J.K., 2015. Muskellunge and Northen pike ecology and management: important issues and research needs. Fisheries 40:258-367. https://doi.org/10.1080/03632415.2015.1038382

DeWoody, J.A., Avise, J.C., 2000. Microsatellite variation in marine, freshwater and anadromous fishes compared with other animals. Journal of Fish Biology, 56:461-473. https://doi.org/10.1006/jfbi.1999.1210

Eriksson, B.K., Ljunggren, L., Sandström, A., Johansson, G., Mattila, J., Rubach, A., Bäberg, S., Snickars, 2009. Declines in predatory fish promote bloom-forming macroalgae. Ecological Applications, 19:1975-1988. https://doi.org/10.1890/08-0964.1

Eriksson, B.K., Sieben, K., Eklöf, J., Ljunggren, L., Olsson, J., 2011. Effects of altered offshore food webs on costal ecosystems emphasize the need for cross-ecosystem management. Ambio 40:786-797. https://doi.org/10.1890/08-0964.1





Forsman, A., Tibblin, P., Berggren, H., Nordahl, O., Koch-Schmidt, P., Larsson, P., 2015. Pike *Esox lucius* as an emerging model organism for studies in ecology and evolutionary biology: a review. Fish Biology, 87:472-479. https://doi.org/10.1111/jfb.12712

Greszkiewicz, M., Fey, D.P., Lejk, A.M., Zimak, M. 2022. The effect of salinity on the development of freshwater pike (*Esox lucius* L.) eggs in the context of drastic pike population decline in Puck Bay, Baltic Sea. Hydrobiologia 849: 2781-2795. https://doi.org/10.1007/s10750-022-04893-x

Healy, J.A., Mulcahy, M.F., 1980. A biochemical genetic analysis of populations of the northern pike, *Esox lucius* L., from Europe and North America. Journal Fish Biology, 17:317-324. https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1980.tb02765.x

Hewitt, G.M., 1996. Some genetic consequences of ice ages, and their role in divergence and speciation. Biological Journal of the. Linnean Society, 58:247-276. https://doi.org/10.1006/bijl.1996.0035

Hühn, D., Lübke, K., Skov, Ch., Arlinghaus, R., 2014. Natural recruitment, density-dependent juvenile survival, and the potential for additive effects of stock enhancement: an experimental evaluation of stocking northern pike (*Esox lucius*) fry. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 71:1508-1519. https://doi.org/10.1139/cjfas-2013-0636

Jacobsen, B.H., Hansen, M.M., Loeschcke, V., 2005. Microsatellite DNA analysis of northern pike (*Esox lucius* L.) populations: insights into the genetic structure and demographic history of a genetically depauperate species. Biological Journal of the Linnean Society, 84:91-101. https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2005.00416.x

Kapusta, A., Szczepkowski, M., Zakęś, Z., 2014. Zastosowanie biotelemetrii do gospodarowania populacjami ryb drapieżnych w jeziorach. w: Wylęgarnictwo organizmów wodnych a bioróżnorodność (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś, A. Kowalska – Wyd. IRS, Olsztyn:137-147.

Laikre, L., Miller, L. M., Palme, A., Palm, S., Kapuscinski, A. R., Thoresson, G., Ryman, N., 2005. Spatial genetic structure of northern pike (*Esox lucius*) in the Baltic Sea. Molecular Ecology, 14:1955–1964. https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2005.02570.x

Laikre, L., Schwartz, M.K., Waples, R.S., Ryman, N., 2010. Compromising genetic diversity in the wild: unmonitored large-scale release of plants and animals. Trends in Ecology and Evolution, 25:520-529 https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.06.013

Larsen, P.F., Hansen, M.M., Nielsen, E.E., Jensen, L.F., Loeschcke, V., 2005. Stocking impact and temporal stability of genetic composition in a brackish northern pike population (*Esox lucius* L.), assessed using microsatellite DNA analysis of historical and contemporary samples. Heredity, 95:136-143. https://doi.org/10.1038/sj.hdy.6800671

Launey, S., Morin, J., Minery, S., Laroche, J., 2006. Microsatellite genetic variation reveals extensive introgression between wild and introduced stocks, and a new evolutionary unit in French pike *Esox lucius* L. Fish Biology, 68:193-216. https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2006.001059.x

Lehtonen, H., Leskinen, E., Selen, R., 2009. Potential reasons for the changes in the abundance of pike, *Esox lucius*, in the western Gulf of Finland 1939–2007. Fisheries Management and Ecology, 16:484-491. https://doi:10.1111/j.1365-2400.2009.00701.x

Łuczynski, M., Bartel, R., Vourinen, J.A., Domagała, J., Zolkiewicz, L., Brzuzan, P., 2000. Biochemical genetic characteristics of four Polish sea trout (*Salmo trutta trutta* L.) populations. Polskie Archiwum Hydrobiologii, 47:21-28.

McBride, M.C., Hasselman, D.J., Willis, T.V., 2015. Influence of stocking history on the population genetic structure of anadromous alewife (*Alosa pseudoharengus*) in Maine rivers. Conservation Genetics, 16:1209-1223. https://doi.org/10.1007/s10592-015-0733-1

Mickiewicz, M., Wołos, A., 2012. Economic ranking of the importance of fish species to lake fisheries stocking management in Poland. Archives of Polish Fisheries, 20: 11-18. https://doi.org/10.2478/v10086-012-0002-6

Mickiewicz, M., 2016. Ekologiczne, ekonomiczne i społeczne aspekty rybacko-wędkarskiego gospodarowania szczupakiem *Esox lucius L.* Komunikaty Rybackie. Nr 3 (152)/2016, 20-26. https://www.infish.com.pl/wydawnictwo/KR/KR_numer/KR2016/Praca_2016_03_04.pdf

Miller, L.M., Kapuscinski, A.R., 1997. Historical analysis of genetic variation reveals low effective population size in a Northern pike (*Esox lucius*) population. Genetic, 147:1249-1258. https://doi.org/10.1093/genetics/147.3.1249

Miller, L.M., Senanan, W., 2003. Review of northern pike population genetics research and its implications for management. North American Journal of Fisheries Management, 23:297-306 https://doi.org/10.1577/1548-8675(2003)023<0297:ARONPP>2.0.CO;2

Möller, S., Winkler, H.M., Richter, S., Bastrop, R., 2020. Genetic population structure of pike (*Esox lucius* Linnaeus,1758) in the brackish lagoons of the southern Baltic Sea. Ecology of Freshwater. Fish. 30, 140-149. https://doi.org/10.1111/eff.12571

Monk, C.T., Chéret, B., Czapla, P., Hühn, D., Klefoth, T., Eschbach, E., Hagemann, R., Arlinghaus, R., 2020. Behavioural and fitness effects of translocation to a novel environment: Whole-lake experiments in https://doi.org/10.1111/1365-2656.13298

Nicod, J.C., Wang, Y.Z., Excoffier, L., Largiadèr, C.R., 2004. Low levels of mitochondrial DNA variation among central and southern European *Esox lucius* populations. Journal of Fish Biology, 64:1442-1449 https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2004.00397.x

Nordahl, O., Koch-Schmidt, P., Sunde, J., Yildirim, Y., Tibblin, P., Forsman, A., Larsson P., 2019. Genetic differentiation between and within ecotypes of pike (*Esox lucius*) in the Baltic Sea. Aquatic Conservation 29:1923-1935. https://doi.org/10.1002/aqc.3196

Ouellet-Cachon,G., Mingelbier, M., Lecomte, F., Bernatchez, L., 2014. Landscape variability explains spatial pattern of population structure of northern pike (*Esox lucius*) in a large fluvial system. Ecology and Evolution, 4:3723-3735. https://doi.org/10.1002/ece3.1121

Ozerov, M.Y., Gross, R., Bruneaux, M., Vähä, J.-P., Burimski, O., Pukk, L., Vasemägi, A., 2016. Genomewide introgressive hybridization patterns in wild Atlantic salmon influenced by inadvertent gene flow from hatchery releases. Molecular Ecology, 25:1275-1293. https://doi.org/10.1111/mec.13570

Östman, Ø., Olson, J., Dannewitz, J., Palm, S., Florin, A.-B., 2016. Inferring spatial structure from population genetics and spatial synchrony in demography of Baltic Sea fishes: Implications for management. Fish and Fisheries, 18:324-339. https://doi.org/10.1111/faf.12182

Pearse, D.E., Martinez, E., Garza, J.C., 2011. Disruption of historical patterns of isolation by distance in coastal steelhead. Conservation Genetics, 12:691-700. https://doi.org/10.1007/s10592-010-0175-8

Płecha, M., Panagiotopoulou, H., Popović, D., Michalska-Parda, A., Gromadka, R., Węglański, P., Stanković, A., 2019. Microsatellite multiplexes for the genetic analyses of northern pike (*Esox lucius*) populations. Fisheries and Aquatic Life, 27:33-40 https://doi.org/10.2478/aopf-2019-0004

Ralls, K., Frankham, R., Ballou, J.D., 2013. Inbreeding and outbreeding. w: Levin SA, ed. Encyclopedia of Biodiversity. 2nd ed. Amsterdam: Elsevier, 2013:245 – 252. https://doi.org/10.1016/B0-12-226865-2/00155-3

Rohtla, M., Vetemaa, M., Urtson, K., Soesoo, A., 2012. Early life migration patterns of Baltic Sea pike (*Esox lucius*). Journal of Fish Biology, 80:886-893. https://doi:10.1111/j.1095-8649.2012.03226.x. PMID:22471807



Rondeau, E.B., Minkley, D.R., Leong, J.S., Messmer, A.M., Jantzen, J.R., Schalburg, K.R.,Lemon, C., Bird, N.H., Koop, B.F., 2014. The genome and linkage map of the northern pike (*Esox lucius*) : conserved synteny revealed between the salmonid sister group and the neoteleostei. Plos ONE, 9:7. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102089

Seeb, J.E., Seem, L.W., Oates, D.W., Utter, F.M., 1987. Genetic variation and postglacial dispersal of population of northern pike (*Esox lucius*) in North America. Canadian Journal Fisheries Aquatic Science, 44:556-561. https://doi.org/10.1139/f87-068

Senanan, W., Kapuściński, A.R., 2000. Genetic relationships among populations of northern pike (*Esox lucius*). Canadian Journal Fisheries Aquatic Science, 57, 391-404. https://doi.org/10.4236/abc.2013.35047

Skog, A., Vøllestad, L.A., Stenseth, N.C., Kasumyan, A., Jakobsen, K.S., 2014. Circumpolar phylogeography of the northern pike (*Esox lucius*) and its relationship to the Amur pike (*E. reichertii*). Frontiers in Zoology, 11:67 https://doi.org/10.1186/s12983-014-0067-8

Skov, C., Koed, A., Baastrup-Spohr, L., Arlinghaus, R., 2012. Dispersal, growth, and diet of stocked and wild northern pike fry in a shallow natural lake, with implications for the management of stocking programs. North American Journal of Fisheries Management, 31:1177-1186. https://doi.org/10.1080/02755947.2011.646452

Sunde, J., Yildirim, Y., Tibblin, P., Forsman, A., 2020. Comparing the Performance of Microsatellites and RADseq in Population Genetic Studies: Analysis of Data for Pike (*Esox lucius*) and a Synthesis of Previous Studies. Frontiers in Genetics, 11:218. https://doi:10.3389/fgene.2020.00218

Sunde, J., Yıldırım, Y., Tibblin, P., Bekkevold, D., Skov, C., Nordahl, O., Larsson, P., Forsman, A., 2022. Drivers of neutral and adaptive differentiation in pike (*Esox lucius*) populations from contrasting environments. Molecular Ecology, 31:1093-1110. https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdfdirect/10.1111/mec.16315

Tibblin, P., Forsman, A., Koch-Schmidt, P., Nordahl, O., Johannessen, P., Nilsson, J., Larsson, P., 2015. Evolutionary divergence of Adult Body Size and Juvenile Growth in Sympatric Subpopulations of a Top Predator in Aquatic Ecosystems. The American Naturalist, 186:98-110. https://doi.org/10.1086/681597

Tibblin, P., Berggren, H., Nordahl, O., Larsson, P., Forsman, A., 2016. Causes and consequences of intra-specific variation in vertebral number. Scientific Reports, 6:26372 https://doi.org/10.1038/srep26372

Was, A., Wenne, R., 2002. Genetic differentiation in hatchery and wild sea trout (*Salmo trutta*) in the Southern Baltic at miocrosatellite loci. Aquaculture, 203:493-506. https://doi.org/10.1016/S0044-8486(01)00835-3

Wąs-Barcz, A., Bernaś, R., Greszkiewicz, M., Lejk, A.M., Fey, D.P., 2023. Genetic structure of pike (*Esox lucius* Linnaeus, 1758) populations along the Polish coast of the southern Baltic Sea: Comparison to Danish brackish population. Fisheries Research, 264: 106709.

Wennerström, L., Laikre, L., Ryman, N., Utter, M.F., Ab Ghani,N.I., André, C., DeFaveri, J., Johansson, D., Kautsky, L., Merilä, J., Mikhailova, N., Pereyra, R., Sandström, A., Teacher, A.G.F., Wenne, R., Vasemägi, A., Zbawicka, M., Johannesson, K., Primmer, C.R., 2013. Genetic biodiversity in the Baltic Sea: species-specific patterns challenge management. Biodiversity and Conservation, 23: 3045–3065. https://doi.org/10.1007/s10531-013-0570-9

Wennerström, L., Olsson, J., Ryman, N., Laikre, L., 2017. Temporally stable, weak genetic structuring in brackish water northern pike (*Esox lucius*) in the Baltic Sea indicates a contrasting divergence pattern relative to freshwater populations. Canadian Journal of Fish and Aquaculture Science, 74:562-571. https://doi.org/10.1139/cjfas-2016-0039

Westin, L., Limburg, K.E., 2002. Newly discovered reproductive isolation reveals sympatric populations of *Esox lucius* in the Baltic. J. Fish Biol. 61, 1647–1652. Westin, L., Limburg, K.E., 2002. Newly discovered reproductive isolation reveals sympatric populations of *Esox lucius* in the Baltic. Journal of Fish Biology, 61:1647-1652. https://doi.org./10.1111/j.1095-8649.2002.tb02505.x

Wooller, M.J., Gaglioti, B., Fulton, T.L., Lopez, A., Shapiro, B., 2015. Post-glacial dispersal patterns of Northern pike inferred from an 8800 year old pike (*Esox* cf. *lucius*) skull from interior Alaska. Quaternary Science Reviews, 120:119-125. https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2015.04.027

Wołos, A., Draszkiewicz-Mioduszewska H., Trella, M., 2015. Charakterystyka presji i połowów wędkarskich w jeziorach użytkowanych przez gospodarstwa rybackie w 2013 roku. w: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2014 roku (Red.) M. Mickiewicz, A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 159-171. https://www.infish.com.pl/wydawnictwo/KR/KR_numer/KR2022/Stresz22_01_05.html

Wright, S., 1931. Evolution in Mendelian Populations. Genetics, 16:97-159. https://doi.org/10.1093/genetics/16.2.97

Vasemägi, A., Gross, R., Paaver, T., Koljonen, M-.L., Nilsson, J., 2005. Extensive immigration from compensatory hatchery releases into wild Atlantic salmon population in the Baltic sea: spatio-temporal analysis over 18 years. Heredity, 95:76-83. https://doi.org/10.1038/sj.hdy.6800693

Zakęś, Z., Szczepkowski, M., Kapusta, A., Rożyński, M., Stawecki, K., Pyka, J., Szczepkowska, B., Wunderlich, K., Kozłowski, M., Kowalska, A., Hopko, M., 2015. Z akwakultury do natury. Opracowanie alternatywnych metod zarządzania rybołówstwem drapieżnych ryb jeziorowych (Red.) Z. Zakęś, M. Szczepkowski. Wyd. IRS, Olsztyn: 224.

# 3

# Połowy szczupaka w Zatoce Puckiej w latach 1964–2021

rozdział 3

# Połowy szczupaka w Zatoce Puckiej w latach 1964–2021

*Adam Grochowski[1], Adam M. Lejk[1], Dariusz P. Fey[2]*

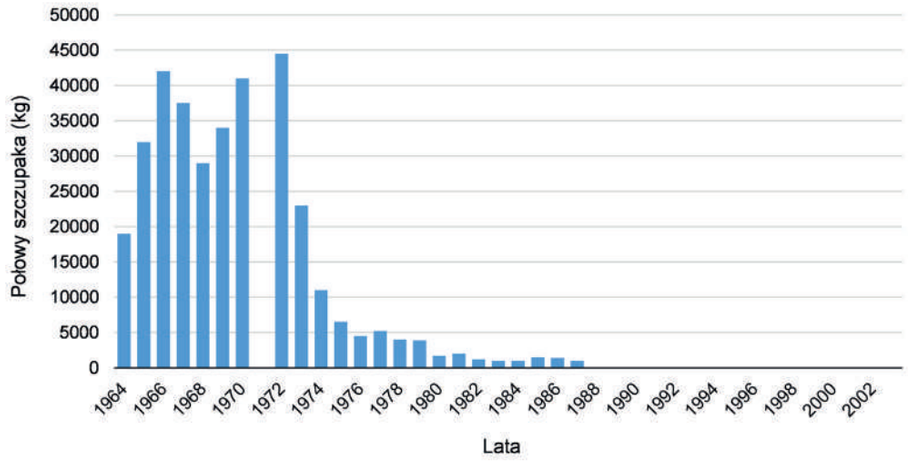
[1] *Zakład Logistyki i Monitoringu, Morski Instytut Rybacki – PIB, ul. Kołłątaja 1, 81-332 Gdynia*
[2] *Zakład Oceanografii Rybackiej i Ekologii Morza, Morski Instytut Rybacki – PIB, ul. Kołłątaja 1, 81-332 Gdynia*

## 1. WPROWADZENIE

Akwen Zalewu Puckiego, zwany również Zatoką Pucką wewnętrzną (w dalszej części tekstu obie nazwy traktowane będą jako synonimy), od dawna wykorzystywany był rybacko przez miejscową ludność zasiedlającą okoliczne miejscowości (Jackowski, 2002). Oprócz morskich gatunków ryb oraz typowo anadromicznych łososiowatych łowiono tutaj również gatunki słodkowodne, które składową troficzną swego cyklu życiowego realizowały w oparciu o środowisko morskie (okoń, płoć, w mniejszej liczbie i masie certa oraz leszcz). Nieco inaczej można zaklasyfikować szczupaka, którego populacje mogły w przeszłości trzeć się zarówno w brachicznych wodach Zalewu Puckiego, jak i w tworzących rozlewiska dolnych biegach wpadających doń rzek. Gatunek ten leżał również w spektrum zainteresowania miejscowych rybaków, jednak ze względu na swoją relatywnie wysoką pozycję w piramidzie troficznej akwenu nie był poławiany bardzo licznie w trakcie całego sezonu. Z drugiej strony należy mieć na uwadze fakt, że osiągane spore rozmiary osobnicze powodowały, iż łowione osobniki szczupaka stanowiły pożądane trofeum, szczególnie w odniesieniu do prowadzonych w tym akwenie połowów rekreacyjnych. Dane zbierane już w obecnym stuleciu pozwalają zgrubnie naszkicować zmiany wielkości połowów na przestrzeni lat. Analiza danych połowowych, zwłaszcza tych przedstawianych bez uwzględnienia nakładu połowowego, nie jest z pewnością idealnym sposobem na opisywanie liczebności poszczególnych gatunków czy populacji ryb. W dużym stopniu pozwalają one jednak na określenie zachodzących w środowisku zmian, zwłaszcza gdy mamy do czynienia z dużymi wahaniami liczebności danej populacji.

## 2. RYS HISTORYCZNY

W przypadku Zatoki Puckiej wewnętrznej wiarygodnymi danymi można operować jedynie od lat 60. ubiegłego wieku. We wcześniejszych źródłach wspomniano o obecności szczupaka w wyładunkach rybackich pochodzących z Zalewu Puckiego, jednak informacje te nie były wiarygodnie skwantyfikowane, dlatego zdecydowano o niebraniu ich pod uwagę przy kreśleniu dynamiki połowów. Za cezurę uznano rok 1964, z którego pochodzą pierwsze rzetelne dane (rys. 1, Jackowski, 2002). Wzięte pod uwagę przez tego autora połowy w znakomitej większości dotyczyły Zalewu Puckiego (ok. 95%), a tylko niewielka frakcja pochodziła z bezpośrednio sąsiadującej części akwenu Zatoki Puckiej zewnętrznej. Prawdopodobnie w trakcie obróbki archiwalnych danych wystąpiły trudności w precyzyjnym odrzuceniu danych dotyczących areału spoza Zalewu Puckiego, jednak spodziewany odsetek takich informacji połowowych pozostaje niewielki.



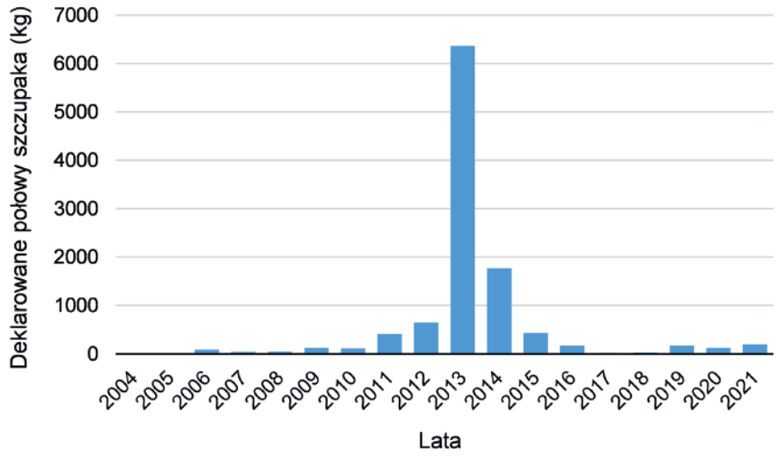

**Rys. 1.** Połowy szczupaka w Zatoce Puckiej w latach 1964–2002 (źródło: Jackowski, 2002)

W latach 60. i na początku lat 70. XX w. jednostki rybackie łowiły rocznie podobne ilości szczupaków – od kilkunastu do ponad 40 t szczupaka (Jackowski, 2002). Natomiast w pierwszej dekadzie lat 70. zanotowano drastyczny spadek liczebności i masy wyładunków szczupaka na obszarze Zatoki Puckiej. Dane te opierają się wprawdzie o połowy komercyjne, jednak w tamtym okresie zarówno otoczenie formalne (w zakresie ograniczeń i/lub zakazów połowowych), jak i ekonomika rybołówstwa w warunkach centralnie sterowanej gospodarki były stabilne, stąd czynniki inne niż realny spadek wielkości połowów nie mogły odpowiadać za obserwowaną zmianę w prezentowanych na wykresie wartościach. Wyjaśnień tak drastycznego spadku liczebności tego gatunku należy więc szukać w zmieniających się warunkach środowiskowych. Najbardziej prawdopodobne i korelujące czasowo wydaje się zastopowanie możliwości migracji rozrodczych poprzez zmiany charakteru cieków wpadających do Zatoki Puckiej, a w dalszym toku również prawie całkowite osuszenie i poprzez to degradację dotychczasowych areałów rozrodczych szczupaka. Prace hydrotechniczne rozpoczęto około roku 1972 i prowadzono przez parę następnych sezonów (Grochowski, inf. uzyskane w trakcie wywiadów przeprowadzanych z przedstawicielami Wód Polskich). Brak możliwości rozradzania się w bardziej osłoniętych wodach na styku zatoki i śródlądowych rozlewisk, spowodował w oczywisty sposób praktycznie całkowitą anihilację populacji tego wcześniej licznie występującego gatunku (Greszkiewicz i inn., 2022). W ciągu paru lat od skanalizowania ujść Redy i Płutnicy oraz odgrodzenia i osuszenia ich polderów zalewowych, połowy szczupaka w Zalewie Puckim spadły w latach 80. ubiegłego wieku kilkusetkrotnie. W latach 1988–2003 połowy tego gatunku nie były notowane. Trudno jednoznacznie stwierdzić czy była to kwestia całkowitej ekstynkcji szczupaka w rozważanym akwenie, czy brak danych był wynikiem złej kondycji finansowej Państwa Polskiego pod koniec lat 80. oraz w latach 90., skutkujących deficytami w zakresie finansowania sektorów, takich jak inspekcja rybacka czy nauki rolnicze. Prawdopodobnie obie przyczyny braków w wiedzy opisującej tamten okres należy uznać za realne i współwystępujące. Drastyczny spadek liczebności szczupaka w wodach Bałtyku jest niestety zjawiskiem obserwowanym również pośród wielu innych populacji tego gatunku, np. u wybrzeży Danii, Niemiec czy Szwecji (Bergström i in.; 2022, Olsson i in., 2023). W przypadku populacji anadromicznych, podobnie jak ma to miejsce w naszych wodach, za przyczynę tego zjawiska uważa się zanik tarlisk, wynikający z regulacji rzek oraz osuszania rozlewisk. Warto jednak zauważyć, że skala spadku liczebności populacji szczupaka bałtyckiego w innych rejonach geograficznych rzadko dorównuje tej obserwowanej w Zatoce Puckiej, gdzie mamy do czynienia praktycznie z wyginięciem tego gatunku.



## 3. STAN OBECNY

Powołanie do życia Centrum Monitorowania Rybołówstwa (CMR) w 2003 roku przyspieszyło zorganizowanie skutecznego zbioru danych rybackich już od początku 2004 r. Informacje te umożliwiły prześledzenie corocznych fluktuacji wielkości wyładunków szczupaka łowionego w Zatoce Puckiej (rys. 2). Co oczywiste, sieć jednorodnych, geometrycznych kwadratów rybackich wyznaczonych na potrzeby prowadzenia statystyk rybackich nie pokrywa się idealnie z jednostkami fizjograficznymi, w tym oczywiście również z Zalewem Puckim; stąd dane pochodzące z bieżącego stulecia, kwantyfikujące wielkości wyładunków w tym obszarze, jakkolwiek w większości precyzyjne, mogą zawierać niewielki odsetek wyładunków pochodzących z najbliższych Zalewowi Puckiemu wód Zatoki Puckiej zewnętrznej. Podobną nieścisłość zawierają również dane przytaczane przez Jackowskiego, dotyczące połowów prowadzonych w latach wcześniejszych, przed rokiem 2002. Ponieważ w chwili pisania niniejszego rozdziału dane pochodzące z roku 2022 nie były jeszcze dostępne w całości, zdecydowano o nieuwzględnianiu ich.



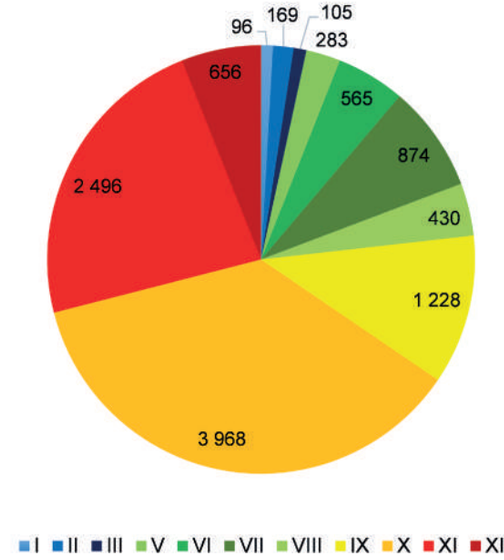

**Rys. 2.** Połowy szczupaka w Zatoce Puckiej w latach 2004–2021. Skok połowów w latach 2011–2015 jest skutkiem zarybień w projekcie ZOSTERA (źródło: Centrum Monitorowania Rybołówstwa)

W latach 2004–2010 średni roczny połów szczupaka wynosił 61,07 kg. Od roku 2011 zanotowano znaczny wzrost liczebności i masy wyładunków – w roku 2011 złowiono 415,7 kg, w 2012 – 644,5 kg, natomiast rekordowy dotychczas w bieżącym stuleciu rok 2013 zamknął się wynikiem 6364,7 kg. Wzrost ten spowodowany był prowadzonymi w latach 2011– 2013 zarybieniami narybkiem wiosennym i letnim szczupaka w ramach projektu ZOSTERA. Po ustaniu zarybień, połowy szczupaka zmniejszyły się stopniowo i w następnych latach osiągają znacznie niższe wartości. W trzech ostatnich całościowo ujętych przez CMR latach (2019–2021) nastąpił kolejny, tym razem mniej zaakcentowany wzrost wielkości połowów tego gatunku na Zalewie Puckim. Wzrost w roku 2019 spowodowany jest prawdopodobnie większymi liczebnościami śródlądowych zarybień szczupaka wykonywanymi w zlewni Zalewu Puckiego (przede wszystkim w rzece Płutnica). Za zwyżką wyładunków notowaną w trakcie lat 2020 i 2021 stoją prawdopodobnie realizowane w roku 2020 zarybienia narybkiem letnim szczupaka w ramach projektu PIKE. Intensywność tych zarybień w roku 2020 była niewielka (60 tys. szt.), toteż ich wpływ na połowy bezpośrednio w roku zarybień oraz w kolejnym był również niewielki. Zarybienia realizowane w projekcie PIKE w kolejnych latach, 2021–2022, opierały się już na zacznie większej liczbie wypuszczanych ryb (w sumie prawie 300 tys.), a tym samym powinny znaleźć dużo wyraźniejsze odbicie w statystykach połowów po roku 2021.

Struktura danych połowowych gromadzonych przez CMR umożliwiła również wskazanie sezonów obfitujących w największe połowy (rys. 3) oraz najbardziej skutecznych narzędzi, za pomocą których rybacy łowili najwięcej szczupaków (rys. 4).

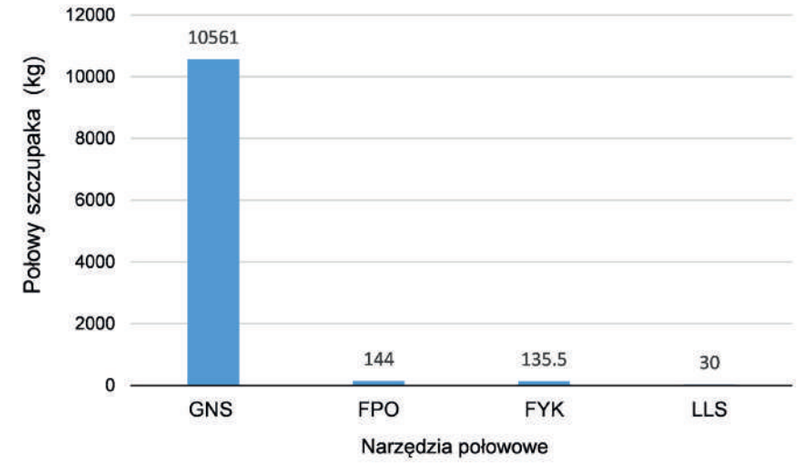
Ze względu na wprowadzone ochronne regulacje prawne, połowy w znakomitej większości rozpoczynały się już po okresie tarłowym, natomiast największe liczebności złowionych ryb notowano w okresie późnego lata i jesieni, w okresie wzmożonego żerowania, gdy łowione osobniki szczupaka charakteryzują się najwyższą wydajnością rzeźną (rys. 3). Podobny roz-






**Rys. 3.** Deklarowane połowy szczupaka w Zatoce Puckiej w latach 2004–2021, w podziale na miesiące – suma kg w całym analizowanym okresie (źródło: Centrum Monitorowania Rybołówstwa)

kład roczny charakteryzował praktycznie wszystkie lata opisane danymi pochodzącymi z CMR (2004–2021). Wyraźnie należy nadmienić, iż przedstawionych danych, dotyczących sezonowej dynamiki połowów, nie powinno się bezkrytycznie odnosić do dostępności szczupaka w wodach Zalewu Puckiego, gdyż przedmiotowe dane operują informacjami zbieranymi na podstawie połowów komercyjnych wykonanych przy użyciu selektywnych narzędzi połowowych. Nie należy również zapominać o odmiennych nawykach wynikających z miejscowych tradycji rybackich oraz o zmiennym w trakcie roku środowisku formalno-prawnym i stricte ekonomicznym.




**Rys. 4.** Połowy szczupaka w Zatoce Puckiej w latach 2004–2021, w rozbiciu na poszczególne narzędzia połowowe, gdzie: GNS – sieci skrzelowe, FPO – mieroże, FYK – żaki, LLS – sznury haczykowe (źródło: Centrum Monitorowania Rybołówstwa)

W latach 2004–2021 największą masę szczupaków złowiono w skrzelowe sieci stawne (GNS) – w sumie 10 561 kg, co stanowiło 97,15% ogółu notowanych wyładunków (rys. 4). Na dalszych pozycjach uplasowały się narzędzia pułapkowe: mieroże i żaki (FPO i FYK; odpowiednio: 144 i 135,5 kg). Najmniej, bo tylko 30 kg szczupaków, złowiono używając sznurów haczykowych (LLS). Przedstawiony odsetek różnych narzędzi służących do połowów szczupaka nie koreluje z ogólnym obrazem Zatoki Puckiej w zakresie frekwencji i liczebności stosowanych poszczególnych typów narzędzi. W przypadku szczupaka wyraźnie zaznacza się nadreprezentacja GNS w stosunku do stosunkowo licznie i często używanych narzędzi pułapkowych. Trudno jednoznacznie wskazać przyczyny tego stanu, można jednak się domyślać, że wraz z drastycznym spadkiem liczebności szczupaka w latach 70. ubiegłego stulecia zanikła tradycja jego połowu i konsumpcji, stąd ryba ta jest obecnie prawdopodobnie traktowana jedynie jako przyłów i w przypadku narzędzi pułapkowych, z których pochodzą najczęściej ryby żywe – wypuszczana z powrotem do wody. W przypadku złowienia w sieci stawne, gdzie ryby w dużym procencie sną niedługo po złowieniu, nie ma możliwości wypuszczenia ich w nienaruszonym stanie i rybacy ostatecznie, chcąc nie chcąc, decydują się na ich zatrzymanie.

## 4. PODSUMOWANIE

W latach 60. i na początku lat 70. XX w. jednostki rybackie łowiące w Zatoce Puckiej wewnętrznej notowały w połowach podobne ilości szczupaków – od kilkunastu do ponad 40 t szczupaka rocznie. Od końca pierwszej dekady lat 70. zanotowano drastyczny spadek liczebności i masy wyładunków szczupaka, do poziomu maksymalnie 1 t pod koniec lat 80. oraz zaledwie kilkudziesięciu kilogramów rocznie w kolejnych latach. W okresie ostatnich 30 lat odnotowano jedynie dwa okresy wzrostu połowów – w każdym przypadku pokrywały się one z prowadzonymi tym gatunkiem zarybieniami (w ramach programów: ZOSTERA i PIKE). Najbardziej prawdopodobną przyczyną spadku wielkości połowów pod koniec lat 70. był spadek liczebności tego gatunku w Zalewie Puckim, spowodowany zmianą warunków hydrologicznych w dolnych i ujściowych partiach wpadających do przedmiotowego akwenu ciekach: Redzie i Płutnicy. Polegała ona na zmianie dotychczasowego przebiegu rzek, regulacji koryt, otoczeniu ich wałami, wykopaniu rowów odwadniających tereny zalewowe oraz wybudowaniu przepompowni działających jedynie w reżimie zrzutu wody w stronę odcinków położonych niżej w systemie rzek. Powyższe działania całkowicie odcięły dostęp szczupakom z Zatoki Puckiej do ich wcześniejszych tarlisk. W obecnym stuleciu szczupaki poławiane są najczęściej we wrześniu, październiku i listopadzie przy użyciu stawnych sieci skrzelowych. Ze względu na ich obecną niewielką liczebność w połowach, traktowane są jako przyłów.



## 5. BIBLIOGRAFIA

Bergström, U., Larsson, S., Erlandsson, M., Ovegård, M., Stabo, H.R., Östman, Ö., Sundblad, G., 2022. Long-term decline in northern pike (*Esox lucius L.*) populations in the Baltic Sea revealed by recreational angling data. Fisheries Research, 251:106307.

Droll, J., Dziemian, Ł., Fey, D.P, van Gemert, R., Greszkiewicz, M., Grochowski, A., Jakubavičiūtė, E., Lozys, L, Lejk, A.M., Mustamäki, N., Naddafi, R., Olin, M., Saks, L., Skov, C., Smoliński, S., Svirgsden, R., Tiainen, J., and Östman, Ö., 2023. A pan-Baltic assessment of temporal trends in coastal pike populations in the Baltic Sea. Fisheries Research, 260, 106594.

Greszkiewicz, M., Fey, D.P., Lejk, A.M., Zimak, M., 2022. The effect of salinity on the development of freshwater pike (*Esox lucius*) eggs in the context of drastic pike population decline in Puck Bay, Baltic Sea. Hydrobiologia, 848: 2781–2795.

Jackowski, E., 2002. Ryby Zatoki Puckiej [Fish of Puck Bay]. Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy, Gdynia (in Polish).

Olsson, J., Andersson, M.L, Bergström, U., Arlinghaus, R., Audzijonyte, A., Berg, S., Briekmane, L., Dainys, J., Dalby Ravn, H.

# 4

# Obecny stan delt rzek Redy i Płutnicy w aspekcie istnienia tarlisk szczupaka oraz drożności potencjalnych dróg migracji

rozdział 4

# Obecny stan delt rzek Redy i Płutnicy w aspekcie istnienia tarlisk szczupaka oraz drożności potencjalnych dróg migracji

***Adam Grochowski, Adam M. Lejk***

*Zakład Logistyki i Monitoringu, Morski Instytut Rybacki – PIB, ul. Kołłątaja 1, 81-332 Gdynia*

## 1. WPROWADZENIE

Posadowiona w biegu rzek zabudowa hydrotechniczna zakłócająca swobodną migrację organizmów wpływa znacząco negatywnie na bytującą w nich ichtiofaunę. Szczególnie silnym piętnem odciska się ona na gatunkach bądź ich populacjach przemieszczających się w celu znalezienia optymalnych warunków służących efektywnej realizacji danej fazy życia. Poprzez utrudnienie lub nawet uniemożliwienie odbywania migracji tarłowych, przegradzanie cieków znacząco osłabia, a w skrajnych przypadkach całkowicie podkopuje istnienie pewnych grup organizmów, prowadząc ostatecznie do ich ekstynkcji.

W celu ewaluacji możliwości wypełnienia funkcji rozrodczej szczupaka we wpadających do Zatoki Puckiej ciekach Redzie i Płutnicy, wykonano w ramach projektu PIKE obserwacje terenowe obecnego przebiegu tych rzek. W trakcie prowadzonych prac lustrowano wszystkie odcinki ujściowe Redy i Płutnicy (oraz ich ramion ujściowych). W trakcie badań zanotowano istniejące w ich biegu przeszkody utrudniające lub uniemożliwiające swobodne przemieszczanie się ichtiofauny (jazy i przepompownie) oraz dokonano oceny możliwości naturalnego wiosennego rozlania się wód w obrębie obu systemów rzecznych. W dalszym toku prac przeprowadzono wywiady z osobami odpowiedzialnymi za nadzorowanie gospodarki wodnej w obu ciekach oraz wyciągnięto konkluzje pozwalające rzucić światło na możliwości rozrodu szczupaka pochodzącego z wód Zatoki Puckiej w rozlewiskach obu cieków.

Prace prowadzono dwuetapowo: 1) starano się porównać warunki panujące w każdym z obecnie istniejących odcinków cieku (na podstawie informacji uzyskanych od przedstawicieli

Państwowego Gospodarstwa Wodnego Wody Polskie) do co najmniej tolerowalnych w aspekcie migracji tarłowej, tarła i odchowania narybku, w odniesieniu do licznej, samoutrzymującej się populacji szczupaka zamieszkującej Zatokę Pucką (lub raczej potencjalnie zamieszkującej Zatokę Pucką po przeprowadzonych zabiegach restytucyjnych); 2) na podstawie wyników wizji lokalnych, wyciągnięto ogólne konkluzje w stosunku do obu systemów rzecznych w zakresie możliwości odbywania tam corocznego, efektywnego tarła szczupaka, skutkującego ciągłością pokoleń populacji tego gatunku historycznie zamieszkującego Zatokę Pucką.

W trakcie tworzenia opinii, autorzy posiłkowali się posiadaną wiedzą ekspercką dotyczącą wyłącznie rozrodu szczupaka w wodach śródlądowych, stąd wyciągane konkluzje nie mogą dotyczyć populacji tolerującej w trakcie rozrodu zasolenie charakterystyczne dla wód zatoki. Autorzy stoją na stanowisku, iż wgląd do literatury charakteryzującej tego typu populacje istniejące w obrębie Morza Bałtyckiego oraz Morze Bełtów niekoniecznie wniósłby istotny wkład do niniejszych rozważań dotyczących potencjału rozrodczego szczupaka w brachicznych wodach Zatoki Puckiej wewnętrznej, ze względu na odmienne warunki abiotyczne i biotyczne panujące w obu akwenach. Potencjalne doszukiwanie się analogii, z pewnością cenne, jednak wydaje się być uprawnione dopiero na dalszym etapie prac.

### 1.1. Reda

Wizje lokalne, mające za zadanie ocenić obecne możliwości, przeprowadzone zostały 5–6.05.2020 r. przez pracowników MIR-PIB. Oba dni obserwacji charakteryzowała dobra widzialność (znikome zachmurzenie) oraz korzystne do prowadzenia obserwacji warunki meteorologiczne. Stany wód rzeki Redy (wodowskaz w Wejherowie) wykazywały parametry właściwe dla stanów średnich. Również stany wód Zatoki Puckiej (wodowskaz w Pucku w porcie) układały się w pomiędzy granicą dolną i górną stanów średnich. Można zatem wysnuć wniosek, iż podczas przeprowadzonych obserwacji miano do czynienia z poziomem wód umożliwiającym prowadzenie niezakłóconych obserwacji, zarówno w przypadku cieku, jak i akwenu, do którego uchodzą wszystkie ramiona delty rzeki Redy.

W dniu 28.05.2020 r. pracownicy MIR-PIB spotkali się podczas ponownej wizji lokalnej z przedstawicielami Państwowego Gospodarstwa Wodnego Wody Polskie, Oddział w Redzie. W trakcie prowadzonych rozmów przedstawiciele Wód Polskich wyjaśnili rys działania sytemu nawadniającego poldery w delcie rzeki Redy oraz przedstawili pokrótce historię zmian w układzie ujściowym rzeki, które zaszły w ciągu ostatniego pięćdziesięciolecia. W trakcie spotkania pozyskano mapę obrazującą system ujściowy rzeki Redy, na którą naniesiono notatki i szkice pochodzące z przeprowadzonego wywiadu.

### 1.2. Płutnica

Wizja lokalna mająca rzucić światło na możliwości prowadzenia migracji tarłowych szczupaka przeprowadzona została 4.05. i 14.07.2020 r. przez pracowników MIR-PIB. Oba dni obserwacji charakteryzowała dobra widzialność (znikome zachmurzenie) oraz korzystne w zakresie



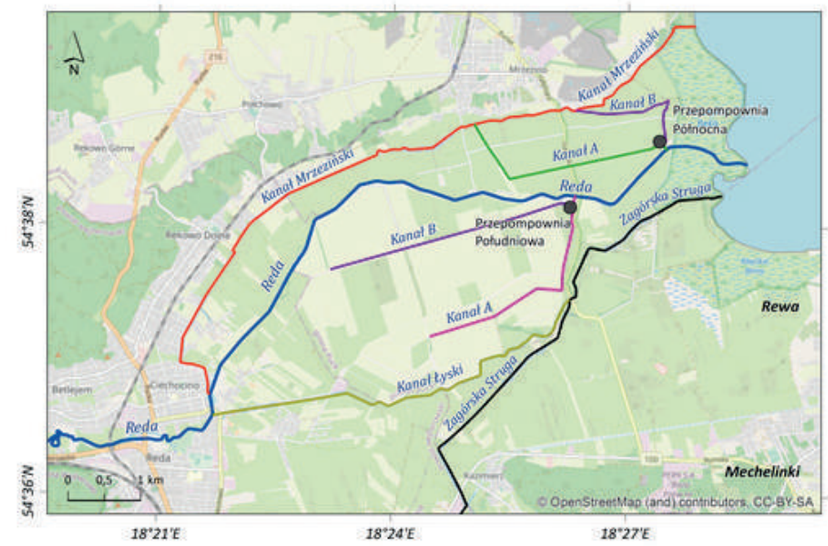
prowadzenia obserwacji warunki meteorologiczne. Stan wód rzeki Płutnicy w dniu obserwacji oceniono na stany niskie (brak referencyjnego wodowskazu), natomiast stany wód Zatoki Puckiej (wodowskaz w porcie w Pucku) układały się w pomiędzy granicą dolną i górną stanów średnich. Można zatem przyjąć, iż podczas przeprowadzonych obserwacji miano do czynienia ze standardowym poziomem wód, zarówno w przypadku cieku, jak i akwenu, do którego uchodzi rzeka.

Tuż przed terminem przeprowadzenia obserwacji terenowych pracownicy MIR-PIB spotkali się z przedstawicielami Państwowego Gospodarstwa Wodnego Wody Polskie Oddział w Pucku. W trakcie prowadzonych rozmów przedstawiciele Wód Polskich wyjaśnili rys działania sytemu nawadniającego poldery w odcinku ujściowym rzeki Płutnicy oraz przedstawili pokrótce historię zmian w układzie ujściowym rzeki, które zaszły w ciągu ostatniego pięćdziesięciolecia. W trakcie spotkania pozyskano mapę obrazującą system ujściowy rzeki Redy, na którą naniesiono notatki i szkice pochodzące z przeprowadzonego wywiadu.

## 2. WYNIKI OBSERWACJI

### 2.1. Reda

Można przyjąć, iż układ deltowy Redy rozpoczyna się w miejscowości Reda Ciechocino, gdzie zlokalizowany jest system jazów piętrzących wody rzeki, m.in. na potrzeby ulokowanych tu hodowli ryb łososiowatych (rys. 1; fot. 1a, 1b).




**Rys. 1.** Szkic systemu dolnej Redy wraz ze skrajnymi ciekami jej delty: Kanałem Mrzezińskim oraz Kanałem Łyskim (wraz z Zagórską Strugą). Zaznaczono również kanały biegnące na obu brzegach rzeki wraz z przepompowniami regulującymi panujące w nich stosunki wodne (mapa: Z. Celmer)

**Fot. 1.** Jaz główny na rzece Redzie w miejscowości Reda Ciechocino widziany od strony górnej (a) oraz dolnej (b) wody. Powyżej część spiętrzonych jazami wód Redy daje początek Kanałowi Mrzezińskiemu oraz Kanałowi Łyskiemu (fot. A. Grochowski, A.M. Lejk)

Z jazu woda uchodzi od cieku głównego dwoma odnogami: ramieniem północnym, znanym jako Kanał Mrzeziński, oraz odnogą południową, znaną jako Kanał Łyski. Kanał Mrzeziński zasila hodowlę ryb łososiowatych, następnie podczas dalszego przebiegu jego wody służą regulacji stosunków wodnych w obrębie użytkowanych rolniczo terenów położonych na lewym brzegu Redy (fot. 2).

**Fot. 2.** Kanał Mrzeziński w okolicy Mrzezina (fot. A. Grochowski)

W miejscowości Mrzezino odchodzi od niego w kierunku południowo-wschodnim Kanał A, który po około 1 km przebiegu skręca w kierunku wschodnim i płynąc całkowicie wyprostowanym biegiem uchodzi do rzeki Redy za pośrednictwem przepompowni (fot. 3) ulokowanej na jej lewym brzegu w okolicy granicy Rezerwatu Przyrody Beka.

**Fot. 3.** Kanał A oraz Kanał B kończące swój bieg w przepompowni zlokalizowanej na lewym (północnym) brzegu Redy (fot. A. Grochowski)

Od płynącego dalej Kanału Mrzezińskiego, tuż po przekroczeniu przez niego drogi powiatowej relacji Kosakowo–Puck (1514G), początek bierze Kanał B, płynący początkowo w kierunku wschodnim, następnie południowym i uchodzący do wcześniej wspomnianej przepompowni razem z Kanałem A (fot. 3). Oba kanały (A i B) mają całkowicie prosty przebieg, pozbawione są przeszkód w nurcie, w ich otoczeniu praktycznie brak jest nadbrzeżnych zadrzewień.

Od miejscowości Mrzezino Kanał Mrzeziński ulega wyraźnemu poszerzeniu, gdyż w przeszłości odcinek ten wykorzystywany był do spławu urobku z ulokowanej tu żwirowni w kierunku morza. Urobek służył m.in. do budowy portu w Gdyni. W przyujściowej sekcji stwierdzono niemal całkowite jego zarośnięcie i znaczne zwężenie, zapewne na skutek zdeponowania znacznych ilości piasku podczas sztormowych warunków panujących na morzu (fot. 4).

Drugie spośród ramion biorących początek w Ciechocinie – Kanał Łyski – płynie w kierunku południowym (służy do regulacji stosunków wodnych w obrębie użytkowanych rolniczo terenów) i po połączeniu z wodami Zagórskiej Strugi (fot. 5) uchodzi do Zatoki Puckiej. Oba ramiona – Kanał Mrzeziński i Kanał Łyski – wyznaczają odpowiednio północny i południowy zasięg dorzecza delty Redy (rys. 2).

Kanał na całym odcinku charakteryzuje prosty przebieg i częściowe obwałowanie. Płynie wśród stosunkowo stromych brzegów korytem pozbawionym naturalnych przeszkód. Po przyjęciu Zagórskiej Strugi, Kanał Łyski rozlewa się szerzej, na dnie pojawia się piasek, a jego bieg znacznie przyspiesza. Całkowicie przekształcone koryto (wyprostowane, pozbawione praktycznie jakichkolwiek naturalnych przeszkód) w połączeniu ze stosunkowo niewielkimi głębokościami w jego obrębie oraz znaczną prędkością płynącej wody, nie predestynuje tego cieku jako możliwego dla szczupaka do odbycia wiosennej migracji (fot. 5).

**Fot. 4.** Silnie zwężony i zarośnięty Kanał Mrzeziński w odległości około 20 m od ujścia do zatoki. Widok w górę cieku (fot. A. Grochowski)

**Fot. 5.** Kanał Łyski po przyjęciu wód Zagórskiej Strugi. Widok w dół cieku (fot. A. Grochowski)

Pomiędzy biegiem rzeki Redy a Kanałem Łyskim wyznaczono przebieg kanałów melioracyjnych uchodzących do cieku głównego za pośrednictwem przepompowni (fot. 6) ulokowanej w okolicy drogi powiatowej relacji Kosakowo–Puck (1514G). Ich głównym zadaniem jest regulacja stosunków wodnych w obrębie użytkowanych rolniczo terenów położonych na prawym brzegu Redy, czyli pomiędzy ciekiem głównym a Kanałem Łyskim. Podobnie jak w przypadku kanałów ulokowanych na północ od Redy, system składa się z dwóch łączących się odcinków noszących nazwy: Kanał A i Kanał B. Oba kanały cechuje podobnie całkowicie uregulowany przebieg.

**Fot. 6.** Kanał A (na pierwszym planie) oraz Kanał B (z lewej). W tle widoczna przepompownia zlokalizowana na prawym (południowym) brzegu Redy (fot. A. Grochowski)

Oprócz obu głównych ramion wyznaczających areał delty rzeki Redy, w przeszłości istniały mniej znaczące obecnie ramiona wchodzące w skład jej systemu ujściowego. Do najważniejszych wśród nich zaliczają się położone na północ od Redy:

- Solniska nadmorskie II (sądzimy, iż jest to jedynie nazwa robocza, niemająca odniesienia w ogólnie przyjętej toponimii) – położone wśród łąk i pastwisk w niewielkiej odległości na południe od Kanału Mrzezińskiego;
- Kanał Beka;
- Kanał Bezimienny.

W trakcie prowadzonej wizji dokonano inspekcji wymienionych kanałów. Postępując od strony północnej pierwszym wskazanym ciekiem są tzw. Solniska nadmorskie II (fot. 7).

Obszar ten, położony wśród łąk i pastwisk (na południe od Kanału Mrzezińskiego), nie posiada żadnego połączenia z wodami Zatoki Puckiej (fot. 7). Niestety, można spodziewać się, iż w okresach niżówek powierzchnia rozlewisk może ulegać redukcji, nawet do chwilowych zaników. Równocześnie jego stosunkowo niewielki zasięg przestrzenny (w kwestii dystansu od brzegu morskiego) powoduje, iż w przypadku sztormów i związanych z tym przyborów wód zatoki, w dużym stopniu może znajdować się on w zasięgu dynamicznego wlewu wód morskich, charakteryzujących się najczęściej odmiennymi parametrami fizykochemicznymi niż wody stagnującej na łąkach. W połączeniu z całkowitą losowością tego typu zjawisk (a więc również w kwestii uzyskania odpływu do morza), trudno uznać niniejszy areał za dogodny dla masowego rozrodu szczupaka.

Kanał Beka, podobnie jak położone na północ od niego Solniska, rozlewa się na swym lewym brzegu tworząc nadmorskie łąki (fot. 8), jednak ciągnie się on jedynie do zbudowanej z betonowych płyt drogi stanowiącej zachodnią granice rezerwatu Beka (pokonuje dystans około 800 m).

**Fot. 7.** Solniska nadmorskie II, widok w stronę wschodnią, tj. brzegu morskiego. Rozlewiska te nie posiadają stałego ujścia do morza (fot. A. Grochowski)

**Fot. 8.** Rozlewiska Kanału Beka (fot. A. Grochowski)

**Fot. 9.** Całkowicie zarośnięty Kanał Bezimienny. Widok w stronę wschodnią z drogi stanowiącej granicę rezerwatu przyrody Beka (fot. A. Grochowski)

Idąc dalej na zachód od wcześniej wymienionej drogi, kanał przestał istnieć. Na skutek braku zabiegów utrzymaniowych uległ on wypłyceniu i całkowitemu zarośnięciu. Zapisy umieszczone na tablicy informacyjnej umieszczonej w Rezerwacie Beka w tym aspekcie należy uznać za nieaktualne.

Skutkiem tego cały kanał, jak i tereny w jego sąsiedztwie, stanowią areał praktycznie przylegający do morskiego brzegu, co powoduje, że w całości znajdują się one pod znaczącym wpływem wlewów wód pochodzących z zatoki. Dodatkową istotną przeszkodą w potencjalnej migracji szczupaka jest bardzo silne zwężenie odpływu łączącego kanał z zatoką (poprzez całkowite zasypanie piaskiem) oraz jego częściowe zarośnięcie.

Kanał Bezimienny na zachód od drogi stanowiącej granicę rezerwatu Beka pokrywa się całkowicie z biegiem Kanału A ulokowanego na północnym brzegu Redy. Na wschód od wspomnianej drogi nie stwierdzono jego całkowitego zarośnięcia i wypłycenia (fot. 9).

## 2.2. Płutnica

Pierwotnie rzeka w całym przebiegu toczyła wody środkiem zatorfionej doliny znajdującej się pomiędzy Kępą Pucką i Kępą Swarzewską. Wiosenne przybory wraz z napływem sztormowych wód powodowały coroczne spiętrzenia wód rzeki nie tylko w jej ujściu, lecz również rozlewając się szeroko na okoliczne łąki i pastwiska. Stworzona w ten sposób nisza umożliwiała anadromicznej formie szczupaka wytrzeć się na zalanych terenach. Późniejszy naturalny spływ wód z pozbawionych obwałowań terenów pozwalał na zgodne z naturalnym rytmem przemieszczanie się narybku szczupaka z zalanych łąk do wód Płutnicy i dalej do Zatoki Puckiej. Na początku lat 70. ubiegłego stulecia nastąpiło całkowite przeorganizowanie sytemu rzecznego Płutnicy, polegające m.in. na całkowitym zabezpieczeniu znajdujących się w dolinie terenów przed zalewaniem. Wybudowanie w niewielkiej odległości od ujścia do Zalewu Puckiego przepompowni w biegu rzeki, systemu jazów i klap powodziowych oraz wykopanie dwóch głównych kanałów (nowe koryto Płutnicy, Kanał B), do których skierowano wodę spływającą doliną Płutnicy do morza, diametralnie ograniczyło napływ wód morskich do doliny Płutnicy oraz zminimalizowało możliwość przyborów rzeki skutkującą wcześniej jej rozlewaniem się na okoliczne łąki (rys. 2).

**Rys. 2.** Szkic dolnego systemu Płutnicy wraz z ważniejszymi dopływami oraz kanałami w jej dolinie: Kanałem B oraz kanałem pompowym. Na mapie zaznaczono również przepompownię regulującymi stosunki wodne w starym korycie Płutnicy (mapa: Z. Celmer)

**Fot. 10.** Widok w stronę dolnej wody z przepompowni pracującej w dawnym głównym korycie Płutnicy (fot. A. Grochowski)

**Fot. 11.** Fragment koryta rzeki Płutnicy utworzonego w latach 70. ubiegłego stulecia (fot. A.M. Lejk)

Przepompownia (fot. 10) zlokalizowana w dawnym korycie Płutnicy w jej dolnym biegu, pracuje wyłącznie jednokierunkowo, pozwalając na zrzut wody z obecnie jałowego dawnego koryta głównego (odciętego przez system jazów oraz zastąpionego przez nowe koryto) do położonego nisko w biegu koryta ujściowego, odprowadzającego wodę do znajdującej się w niewielkiej odległości Zatoki Puckiej. System klap zwrotnych automatycznie całkowicie zamyka

przepływ wody podczas przerw w pracy przepompowni, tym samym uniemożliwiając pokonanie tej przeszkody rybom i innym organizmom. Ponadto od strony dolnej wody dawne koryto otoczone zostało wysokimi wałami, skutecznie redukującymi prawdopodobieństwo zalania terenów rolniczych.

Nowo utworzone koryto rzeki Płutnicy odprowadzające wodę z północnego fragmentu doliny rozpoczyna się od połączenia górnego biegu cieku głównego z wykopanym w latach 70. XX w. Kanałem B, mającym spełniać rolę głównej odnogi służącej regulacji poziomu wody wykorzystywanej do uprawy użytków zielonych położonych w dolinie rzeki Płutnicy. Po połączeniu obu cieków Płutnica ma charakter płynącej wśród wałów, całkowicie uregulowanej rzeki o równej głębokości i szerokości (fot. 11). Dno pokrywa w większości piasek i muł.

Dawne główne koryto rzeki, poprzez odcięcie jazami od górnej strony dorzecza oraz przepompownią od dolnej strony systemu rzecznego, zatraciło swój pierwotny charakter i obecnie coraz bardziej zarasta w swej górnej części (fot. 12). Ponadto, łączący się ze starym korytem system rowów melioracyjnych skutecznie rozprowadza i tak niewielkie ilości wody płynące tą odnogą.

**Fot. 12.** Stare, obecnie zarastające koryto Płutnicy powyżej przepompowni (fot. A. Grochowski)

**Fot. 13.** Młyńska Struga (fot. A. Grochowski)

**Fot. 14.** Kanał B łączący w systemie rzeki Płutnicy cieki odwadniające północną oraz południową część jej doliny (fot. A. Grochowski)

**Fot. 15.** Kanał Młyński poniżej odejścia od niego Kanału B (fot. A. Grochowski)

Po przebudowie systemu rzecznego, woda z południowej części doliny rzecznej odprowadzana jest przez Młyńską Strugę. Po przyjęciu Strugi Darżlubskiej jej bieg jest już całkowicie uregulowany (fot. 13). Płynąc dnem doliny Płutnicy, Młyńska Struga połączona jest z gęstą siecią rowów melioracyjnych. W okolicy miejscowości Połczyno bieg rzeki został rozdzielony na dwie odnogi: Kanał B łączący się z głównym korytem Płutnicy (fot. 14) oraz płynący dalej we wschodnią stronę Kanał Młyński (fot. 15). Rozdział płynącej wody pomiędzy obie odnogi regulowany jest za pomocą urządzeń hydrotechnicznych.

Ostatecznie Kanał Młyński, już jako niewielki, silnie zarośnięty rów (fot. 15), po przepłynięciu ponownie poprzez sieć rowów melioracyjnych uchodzi do dolnego odcinka Płutnicy. Jego ostatni fragment wyposażony jest w samoczynnie przymykane klapy, zabezpieczające dolny fragment dorzecza przez zalewaniem w przypadku wystąpienia sztormowego przybrania w dolnym odcinku Płutnicy.

## 3. OMÓWIENIE WYNIKÓW OBSERWACJI

### 3.1. Reda

Przeprowadzone obserwacje pozwoliły zdefiniować zasięg potencjalnych tarlisk szczupaka w obrębie głównego koryta Redy. Poniżej miejscowości Reda częściowo uregulowana rzeka płynie wartko. W jej strefie przybrzeżnej brak roślinności, zarówno wynurzonej, jak i zanurzonej, która umożliwiłaby odbycie zakończonego sukcesem tarła szczupaka. Potwierdza to pośrednio skład stwierdzonej na tym odcinku Redy ichtiofauny, która reprezentowała w większości gatunki zaliczane do litofilnej grupy rozrodczej. Fakt ten obrazuje charakter panujących w tym odcinku warunków jako odbiegających od optymalnych dla rozrodu szczupaka. Równocześnie wysokie brzegi rzeki (będące prawdopodobnie wynikiem obniżenia rzędnej dna poprzez prowadzone w przeszłości prace melioracyjne), częściowe obwałowanie oraz wyprostowany bieg cieku skutecznie zabezpieczają go przed tworzeniem wiosennych, łąkowych rozlewisk, będących typowym środowiskiem tarła tego gatunku. Teoretyczne miejsce rozrodu szczupaka mogłoby się natomiast rozciągać w spowolnionym odcinku rzeki, rozciągającym poniżej mostu drogowego na drodze powiatowej relacji Kosakowo–Puck (nr 1514G). Jedynie tam zaobserwowano niewielkie fragmenty biotopu, mogącego potencjalnie służyć jako miejsce tarła oraz odchowu narybku szczupaka. Niestety, obserwowany odcinek rzeki położony jest na tyle blisko jej ujścia do Zatoki Puckiej (maksymalnie około 2,5 km od ujścia), że w przypadku silniejszych wiatrów wiejących z kierunków północnych oraz wschodnich, z dużym prawdopodobieństwem znajduje się w zasięgu oddziaływania słonawych wód zatoki. Dzięki posiadanej wiedzy można przypuszczać, że występujące stosunkowo często w ujściu Redy zjawisko podwyższenia poziomu wód, będącego następstwem spiętrzeń sztormowych, ma negatywny wpływ na przeżywalność ikry, wylęgu i narybku. Równocześnie istniejące obustronne obwałowanie skutecznie uniemożliwia rozlanie się na okoliczne łąki podwyższonym na wiosnę wodom rzeki, tym samym uniemożliwiając odbycie tarła w preferowanym środowisku.

Z powodu zasypania osadami naniesionymi przez wezbrania sztormowe i częściowego zarośnięcia, odcinek ujściowy Kanału Mrzezińskiego nie może obecnie stanowić korytarza migracyjnego dla ciągu tarłowego szczupaka. Nie wyklucza się możliwości odbywania migracji rozrodczej przez pojedyncze osobniki, jednak w obecnym kształcie kanał ten nie może być rozważany jako istotny komponent areału rozrodczego służącemu masowemu rozrodowi stabilnej, samoutrzymującej się populacji szczupaka bytującej w Zatoce Puckiej. Dostęp od strony dolnej wody (od strony Redy i od strony morza) do obu kanałów melioracyjnych płynących na północ od Redy (kanały: A i B), uchodzących do przepompowni ulokowanej na lewym brzegu rzeki Redy w okolicy granicy rezerwatu przyrody Beka, jest całkowicie niemożliwy ze względu na istnienie w ich biegu właśnie wspomnianej przepompowni. Pracuje ona wyłącznie w reżimie pozwalającym na zrzut wody z obu kanałów do rzeki Redy. W trakcie przerw w pracy rury doprowadzające zostają automatycznie całkowicie zamykane poprzez system klap zwrotnych, w celu uniemożliwienia powrotu wypompowanej wody. Reasumując, nie jest możliwe pokonanie przepompowni przez ryby płynące od strony rzeki Redy ku systemowi obu kanałów (A i B), stąd odcinki obu kanałów melioracyjnych nie mogą być rozważane jako tarlisko dla populacji szczupaka tolerującej brachiczne wody zatoki.



Otwartą kwestią pozostaje możliwość spływu z obu kanałów przez system pomp do rzeki Redy i dalszego przeżycia narybku szczupaka. Możliwość spłynięcia przez przepompownie ichtiofauny omówiono nieco bardziej szczegółowo w następnym podrozdziale dotyczącym Płutnicy. Pokonanie przepompowni w kierunku dolnej wody, jakkolwiek w naszej opinii i tak bardzo mało prawdopodobne, nie może być traktowane jako dowód na przetrwanie oryginalnej populacji szczupaka w kanałach położonych na lewym brzegu rzeki Redy, ponieważ, jak zaznaczono wcześniej, delta Redy ma za sobą okres intensywnych, trwających już wiele dziesięcioleci przeobrażeń w zakresie panujących tam warunków. Do czynników odciskających największe piętno w układzie hydrologicznym rzeki należy zaliczyć wybudowanie przepompowni, które uniemożliwiły ichtiofaunie wpłynięcie do kanałów, spłynięcie zaś z nich bardzo utrudniły bądź uczyniły niemożliwym. Nieliczne osobniki przebywające przez kilkadziesiąt lat w bardzo ograniczonym wielkościowo i niemożliwym do rekolonizacji środowisku lewobrzeżnych kanałów poddane zapewne byłyby negatywnemu oddziaływaniu wszelkich czynników antropogenicznych (zanieczyszczeniom, perturbacjom związanym z konserwacją kanałów, presji kłusowniczej i wędkarskiej oraz dzikim zarybieniom materiałem o nieznanym pochodzeniu) i naturalnych (inbred), także z wielką dozą prawdopodobieństwa można stwierdzić, że przetrwanie tam szczupaków reprezentujących oryginalną zatokową populację wydaje się być mało prawdopodobne.

W Kanale Łyskim nie stwierdzono korzystnych warunków dla ciągu tarłowego szczupaka. Panujące tam stosunkowo niewielkie głębokości w połączniu ze znacznymi prędkościami płynącej wody nie predestynuje tego cieku jako możliwego dla szczupaka do odbycia wiosennej migracji czy tarła. W sprzyjających okolicznościach nie wyklucza się możliwości odbywania migracji rozrodczej przez pojedyncze osobniki, jednak w obecnym kształcie ciek ten nie może być rozważany jako istotny komponent areału rozrodczego służącemu masowemu rozrodowi stabilnej populacji szczupaka bytującej w Zatoce Puckiej.

Kanały A i B ulokowane na południowym brzegu Redy uchodzą do niej za pośrednictwem przepompowni. W ich przypadku, podobnie jak w kanałach na północnym brzegu Redy, transfer ryb z koryta rzeki jest całkowicie niemożliwy, natomiast w odwrotnym kierunku – skrajnie utrudniony bądź również niemożliwy. Tym samym południowy system kanałów również nie może być brany pod uwagę jako areał rozrodczy dla anadromicznej populacji szczupaka Zatoki Puckiej. Z tych samych powodów, dla których bardzo wątpliwe wydaje się przetrwanie w lewobrzeżnych kanałach szczupaków reprezentujących oryginalną zatokową populację, oba prawobrzeżne kanały można również uznać za mało obiecujące w tym względzie.

### 3.2. Płutnica

W trakcie prowadzonych prac starano się wykonać ocenę Płutnicy pod kątem możliwości odbycia tarła szczupaka w poszczególnych fragmentach silnie obecnie przekształconego dorzecza rzeki. Jak wcześniej wspomniano, na początku lat 70. ubiegłego stulecia praktycznie całko-

wicie przeorganizowano jej układ rzeczny. Główne koryto cieku poprzez wybudowanie w jego biegu przepompowni (działającej wyłącznie w trybie zrzutu wód w stronę ujścia) zostało w ten sposób całkowicie odcięte od najniższego, przyujściowego odcinka rzeki. Dodatkowo, za pomocą systemu jazów ulokowanych w górnej części zlewni, wody płynące pierwotnie starym korytem zostały odcięte od wód swego głównego dopływu (Struga Młyńska) i skierowane do nowopowstałego koryta zlokalizowanego na północ od pierwotnego – biegnącego środkiem doliny rzecznej. W ten sposób w swym parokilometrowym przebiegu, dawne, naturalne koryto Płutnicy zatraciło charakter rzeki i stało się jedynie niewielkim kanałem o kierunku przepływu wody zdefiniowanym w oparciu o jednokierunkowy reżim pracy ulokowanej w jego biegu przepompowni, tym samym czyniąc niemożliwym pasaż ichtiofauny w górę dorzecza. Bardzo mało prawdopodobne wydaje się również przyżyciowe spłynięcie ryb z kanału pompowego przez przepompownię, ponieważ pracujące pompy mogą powodować uszkodzenia mechaniczne u ichtiofauny, szczególnie u stosunkowo większych osobników. Dane naukowe potwierdzają fakt występowania rozległych uszkodzeń ciała u ryb pokonujących tego typu urządzenia, zarówno na skutek kolizji z elementami pędnymi pompy, jak i jako wynik generowanych skoków ciśnienia (Algera i in., 2020; Maosen i in., 2020; Zhu i in., 2022). Skutki skrajnie niekorzystnego oddziaływania mechanicznego na ciała ryb pokonujących przepompownię zaobserwowano 16.03.2022 r. Poniżej wylotu przepompowni ulokowanej w dawnym korycie Płutnicy zanotowano tego dnia co najmniej kilkadziesiąt uszkodzonych osobników płoci. Podczas wywiadów prowadzonych z łowiącymi w tej okolicy wędkarzami, ustalono, iż tego typu sytuacje nie są odosobnione. Niewielki odsetek ryb udało się wydobyć z dna na brzeg, co pozwoliło na udokumentowanie strat w ichtiofaunie próbującej przemieścić się w kierunku dolnej wody przez pracującą przepompownię (fot. 16).

Główny nurt Płutnicy charakteryzuje natomiast wybitnie prosty, uregulowany przebieg, brak zróżnicowania głębokości w cieku oraz brak praktycznie jakichkolwiek ukryć mogących służyć jako schronienie ichtiofaunie (fot. 11). Warunki panujące w obecnym całkowicie nienaturalnym korycie Płutnicy nie predestynują go jako korzystnego środowiska dla ryb na praktycznie żadnym etapie życia i dla realizacji jakichkolwiek funkcji życiowych. Ponadto i tak już niekorzystne panujące w cieku warunki ulegają dalszemu pogorszeniu ze względu na cyklicznie prowadzone prace melioracyjne obejmujące swym zakresem m.in.: usuwanie przeszkód zakłócających swobodny spływ wody, ujednolicanie rzędnej dna, usuwanie roślinności zanurzonej i wynurzonej. Generowane podczas prac hałas i wibracje, wywoływana resuspensja osadów, usuwanie rozległych fragmentów dna z zamieszkującą je bentofauną, fizyczne niszczenie i tak już nielicznych siedlisk ryb – wszystkie te czynniki zdecydowanie negatywnie oddziałują w obrębie charakteryzującego się niewielkim przepływem cieku. Reasumując, obecnie główne koryto Płutnicy, głównie na skutek wytyczenia jego przebiegu mającego za cel jedynie ułatwienie spływu wezbranych wód oraz ze względu na cyklicznie powtarzane działania melioracyjne, nie stanowi korzystnego środowiska dla bytowania ichtiofauny. Tym bardziej nie wydaje się możliwy w tym całkowicie antropogenicznym środowisku wymagający stałych, ściśle określonych warunków środowiskowych proces tarła i w dalszej perspektywie odchowu narybku.

**Fot. 16.** Fragmenty płoci zaobserwowane 16.03.2022 r. poniżej wylotu przepompowni ulokowanej w biegu dawnego koryta głównego Płutnicy. Ryby zostały uszkodzone podczas próby spłynięcia w dół cieku przez system pomp pracującej przepompowni (fot. A. Grochowski)

Najniżej położony i w swym charakterze półnaturalny odcinek rzeki, ze względu na swe położenie w bezpośrednim sąsiedztwie morza (maksymalnie ok 500 m), pozostaje każdorazowo pod wpływem nierzadko gwałtownych wezbrań wody w niedalekiej zatoce, co nie wydaje się korzystne z punktu widzenia odbycia tarła i późniejszej przeżywalności ikry oraz stadiów narybkowych. Niestety jego otoczenie jest również silnie przekształcone – został on otoczony wałami, które uniemożliwiają wpłynięcie potencjalnym tarlakom szczupaka na wcześniej okresowo zalewane łąki w okolicy ujścia Płutnicy.

Istniejące na prawym (południowym) brzegu obejście przepompowni miało umożliwiać jej ominięcie i wędrówkę ryb oraz innych organizmów w górę starego dorzecza. Obecnie, poprzez

silne zarośnięcie i wypłycenie, jest ono praktycznie niedrożne. Sytuację pogarsza fakt częściowego, stałego przymknięcia ulokowanych na nim od strony dolnej wody wrót sztormowych. Ponadto trudno wyobrazić sobie, by w przypadku wiosennego wezbrania morza, wrota sztormowe kanału obiegowego pozostały w jakimkolwiek stopniu otwarte, gdyż głównym celem przeprowadzonej reorganizacji hydrologicznej zlewni Płutnicy było właśnie zabezpieczenie terenów rolniczych w jej dolinie przed okresowymi zalewami, zarówno na skutek spiętrzenia wód sztormowych, jak i podwyższenia poziomu wód w dorzeczu będącego wynikiem opadów czy spływu wód roztopowych. Takie właśnie warunki (podwyższone stany wód i ich rozlewanie się z akwenów na okoliczne łąki) panują zazwyczaj nawet po niezbyt śnieżnej zimie i wpisują się w naturalny cykl rozwojowy szczupaka. Jego zakłócenie skutkuje znacznym utrudnieniem możliwości rozrodu lub nawet całkowitym brakiem warunków do odbycia tarła.

Południowa część doliny Płutnicy jest obecnie odwadniana (po całkowitej reorganizacji jej hydrologii w latach 70. ubiegłego stulecia) za pośrednictwem wcześniej wspomnianej Strugi Młyńskiej, która po oddzieleniu od niej Kanału B przyjmuje nazwę Kanału Młyńskiego i uchodzi do najniższego odcinka Płutnicy tuż poniżej przepompowni ulokowanej na starym korycie rzeki. W przypadku Kanału Młyńskiego wyraźnie zaznacza się jego dedykowany charakter – początkowo bystro toczący swe wody niewielki strumień, po odgałęzieniu się od niego licznych rowów regulacyjnych, zmniejsza swój przepływ i ostatecznie tworzy jedynie silnie zarośnięty rów wypełniony niewielką ilością wody. Również w jego przypadku w ujściu do cieku głównego umieszczono klapę sztormową, samoczynnie zamykającą się w przypadku naporu wód sztormowych.

Przeprowadzone na początku lat 70. ubiegłego stulecia prace regulacyjne całkowicie zmodyfikowały układ rzeczny Płutnicy. Głównym celem ich prowadzenia była regulacja stosunków wodnych w dorzeczu, ukierunkowana na stworzenie sprzyjających warunków dla rolnictwa prowadzonego na żyznych gruntach doliny rzecznej. Rozległe zmiany charakteru cieków skutkują do dzisiaj znacznym pogorszeniem warunków życia ichtiofauny w dorzeczu. Modyfikacje przebiegu oraz wybudowana poprzeczna zabudowa techniczna koryt cieków (jazy, wrota i klapy sztormowe, przepompownia) wybitnie utrudnia bądź nawet uniemożliwia pasaż ichtiofauny w górę dorzecza.

## 4. PODSUMOWANIE

Przeprowadzone w ramach projektu PIKE obserwacje terenowe oraz wywiady z osobami odpowiedzialnymi za nadzorowanie gospodarki wodnej w obu ciekach skłaniają do wniosku, że tarło szczupaka w biegu rzek Redy i Płutnicy wydaje się bardzo mało prawdopodobne. Potencjalne warunki ku temu istnieją wyłącznie w stosunkowo krótkich, ulokowanych najniżej w biegu rzek odcinkach obu cieków. Fragmenty te pozostają jednak pod silnym wpływem wlewów brachicznych wód Zatoki Puckiej podczas jej wezbrań, co niekorzystnie wpływa na efektywność potencjalnego tarła.

W ujściach Redy i Płutnicy znajdują się obecnie przepompownie zrzucające wodę wyłącznie w kierunku uregulowanych i obwałowanych cieków głównych, wrota bądź kalpy sztormowe. Podczas przerw w pracy przepompowni ulokowanych pomiędzy wyprostowanymi



i pogłębionymi (w ten sposób pozbawionymi litoralu) korytami głównymi a ich odnogami i rozlewiskami, przepływ wody przez te urządzenia hydrotechniczne jest całkowicie zablokowany. Skutkiem powyższego systemy kanałów w dolnym biegu Redy i Płutnicy, które przed laty tworzyły pozwalający na utrzymanie zgodnego z naturalnym rytmem poziomu wód system deltowy obu cieków, obecnie są całkowicie niedostępne dla ryb wstępujących potencjalnie z zatoki.

Autorzy w oparciu o posiadaną wiedzę bezpośrednią opartą na statystykach rybackich połowów komercyjnych, wynikach połowów badawczych ichtiofauny oraz badaniach pośrednich (wywiady i ankiety przeprowadzone z przedstawicielami środowiska rybackiego), pragną wyrazić poważne wątpliwości dotyczące obecnego istnienia/przetrwania natywnej populacji szczupaka zatokowego. W opinii autorów, najsilniej niekorzystnie na potencjalne przetrwanie natywnej dla Zatoki Puckiej populacji szczupaka wpłynęły antropogeniczne zmiany w zakresie topografii doliny rzecznej i hydrologii dolnej Redy i Płutnicy. W latach 70. ubiegłego wieku dolne odcinki obu rzek poddano bardzo znaczącemu przemodelowaniu hydrologicznemu – powstały wówczas przepompownie regulujące wysokość lustra wody w kanałach otaczających rzekę, w rezultacie czego zostały one całkowicie odcięte od cieku głównego. Spowodowało to również fragmentację potencjalnego środowiska życia i rozrodu tego gatunku. To właśnie w latach 70. XX w. zanotowano silny spadek w połowach szczupaka w wodach Zatoki Puckiej. Potencjalne przetrwanie w kanałach melioracyjnych genotypu cennej natywnej populacji zatokowej wydaje się praktycznie niemożliwe, ponieważ jedynym zadaniem nowo powstałego systemu wodnego było i jest regulowanie stosunków wodnych na użytkowanych rolniczo terenach. Miały one wpływ na coroczne utrzymanie reżimu hydrologicznego charakteryzującego się całkowicie odmiennymi parametrami od panujących na naturalnych rozlewiskach stanowiących typowe miejsca tarła szczupaka. Cyklicznie prowadzone prace konserwacyjne mające na celu zachowanie w nich pożądanych cech przepływu (czyszczenie koryt, pogłębianie, okresowe obniżanie w nich poziomu wód) oddziałują skrajnie negatywnie na zamieszkujące je populacje ryb. Biorąc pod uwagę dodatkowy wpływ innych czynników antropogenicznych (kłusownictwo, wędkarstwo, dzikie zarybienia, okresowe zanieczyszczanie) oraz możliwość negatywnego oddziaływania następstw chowu wsobnego – oddziaływujących na przestrzeni kilkudziesięciu lat (!), śmiało można stwierdzić, że istniejące obecnie warunki nie stworzyły praktycznie żadnych szans na przetrwanie tej cennej populacji szczupaka.

## 5. BIBLIOGRAFIA

Algera, D.A., Rytwinski, T., Taylor, J.J., Bennett, J.R., Smokorowski, K.E., Harrison, P.M., Clarke, K.D., Enders, E.C., Power, M., Bevelhimer, M.S., Cooke, S.J., 2020. What are the relative risks of mortality and injury for fish during downstream passage at hydroelectric dams in temperate regions? A systematic review. Environmental Evidence, 9:3.

Xu, M., Long, X., Mou, J., Wu, D., Zhou, P., Gu, Y., 2020. Impact of pressure gradients on fish scales in a jet fish pump. Biosystems Engineering, 191:27–34.

Zhu, L., Zhang, F., Shi, X., Adu-Poku, K.A., Zhang, J., Yuan, S.A., 2022. Systematic investigation on the damage characteristics of fish in axial flow pumps. Processes, 10:2228.

# 5

# Stan Zatoki Puckiej w opinii rybaków przybrzeżnych

# Stan Zatoki Puckiej w opinii rybaków przybrzeżnych

rozdział | 5

*Iwona Psuty*

*Zakład Zasobów Rybackich, Morski Instytut Rybacki – PIB, ul. Kołłątaja 1, 81-332 Gdynia*

## 1. WSTĘP

Zatoka Pucka jest obszarem podlegającym różnorodnej i silnej antropopresji, w tym żegludze, turystyce wodnej, rybołówstwu, infrastrukturze technicznej oraz działalności obronnej państwa (Zaucha and Matczak, 2016). Środowisko morskie Zatoki Puckiej zostało silnie zdegradowane w XX wieku w wyniku zanieczyszczeń przemysłowych, wycieków ropy naftowej oraz zrzutu nieoczyszczonych ścieków z rozwijających się miast i popularnych ośrodków wypoczynkowych (Ciszewski i in., 1992; Glasby i Szefer, 1998). Po usprawnieniu gospodarki ściekowej w regionie w okresie od 1993 do 2009 r. oraz wielu innych działaniach przeciwko zanieczyszczeniu wód, wynikających z wdrożenia w 2001 r. Dyrektywy Ramowej Wodnej, ekosystem zaczął się odbudowywać, ale daleko mu jeszcze do stanu istniejącego przed intensywną degradacją (Szaniawska, 2018).

Wokół Zatoki Puckiej znajduje się 13 portów rybackich, w których zarejestrowanych jest 160 statków rybackich, w większości łodzi o długości do 12 m, operujących na swoich tradycyjnych łowiskach sieciami skrzelowymi. Rybołówstwo ma tu długą, kultywowaną tradycję, wynikającą częściowo z odrębności kulturowej kaszubskiej grupy etnicznej (Delaney, 2008).

Ignorowanym lub tylko częściowo wykorzystywanym rodzajem danych jest lokalna wiedza ekologiczna (LEK), której jednym z rodzajów jest wiedza rybaków. LEK jest często jedyną dostępną wiedzą w sytuacji małej dostępności lub małej wiarygodności innego rodzaju danych (Poizat i Baran, 1997; Braulik, Kasuga i Majubwa, 2020). Lokalna wiedza ekologiczna łączy dane środowiskowe i ekologiczne pochodzące od użytkowników dobrze znających zasoby naturalne i obecnych w obserwowanym środowisku prawie codziennie (Davis i Wagner, 2003; Anadon i in., 2009). W połączeniu z innymi dostępnymi źródłami danych, LEK stanowił podstawę m.in do określenia wieloletnich trendów przestrzennych w rybołówstwie rekreacyjnym (Santos i in., 2019), zmian w populacjach ryb (Rehage i in., 2019) oraz wyznaczenia istotnych siedlisk ryb (Bergmann i in., 2004) i morskich obszarów chronionych – MPAs (Aswani Canela, 2006). Wywiady pogłębione zogniskowane na poszczególnych elementach ekosystemu mogą

umożliwić odkrycie trendów i zależności, które z uwagi na brak ciągłych badań, niezależnych od rybołówstwa, pozostają w strefie hipotez naukowych. LEK bywa niedoceniany przez naukowców „naturalnych", którzy traktują rybaków jako „anegdotyczne", stąd często niewiarygodne i pozostające pod wpływem obiegowych przekonań, źródło informacji. W dużej mierze jest to efekt braku umiejętności dokumentowania i przetwarzania wiedzy zgodnie z metodologią badań socjologicznych.

## 2. METODYKA

Populacją badaną byli armatorzy jednostek rybackich należących do kategorii rybołówstwa przybrzeżnego, tj. o długości do 12 m poławiających sprzętem biernym z baz rybackich położonych przy Zatoce Puckiej (rys. 1). Zgodnie z The Community Fishing Fleet Register (https://data.europa.eu/euodp/pl/data/dataset/the-community-fishing-fleet-register), liczba zarejestrowanych i aktywnych jednostek rybackich o długości do 12 m w bazach rybackich nad Zatoką Pucką wynosiła 123. Najwięcej jednostek ma oznaki portu rybackiego w Kuźnicy i Jastarni (tab. 1).

**Rys. 1.** Bazy rybackie położone przy Zatoce Puckiej

**Tabela 1.** Liczba zarejestrowanych i aktywnych jednostek rybackich o długości do 12 m w bazach rybackich położonych na Zatoką Pucką

| Baza rybacka | Liczba jednostek rybackich |
|---|---|
| Hel | 11 |
| Jastarnia | 28 |
| Kuźnica | 39 |
| Mechelinki | 8 |
| Obłuże | 6 |
| Oksywie | 4 |
| Orłowo | 3 |
| Puck | 10 |
| Rewa | 4 |
| Sopot | 6 |
| Swarzewo | 12 |
| Władysławowo | 1 (18)* |
| Razem | 132 |

* łodzie rybackie z Władysławowa operują na otwartym morzu. Obecnie tylko jedna jednostka łowi w Zatoce Puckiej



W badaniach zastosowano dobór celowy próby biorąc pod uwagę: zróżnicowanie przestrzenne oraz zróżnicowanie liczby łodzi w poszczególnych bazach rybackich. Uczestników badania rekrutowano używając kontaktów własnych, a następnie metodą śnieżnej kuli. Jest to metoda nielosowego doboru próby, polegająca na rekrutowaniu uczestników przez innych uczestników badania.

Badania zrealizowano przy użyciu wywiadów pogłębionych IDI (*individual in-depth interview*). Wywiad pogłębiony to rozmowa z respondentem przeprowadzana na podstawie scenariusza wywiadu, co pozwala na rozwinięcie perspektywy respondenta zgodnie z jego potrzebami. IDI stanowi alternatywę w stosunku do wywiadów zogniskowanych (FGI) w sytuacjach, gdy analizowany problem wiąże się z sankcjami (prawnymi, skarbowymi, społecznymi). Obecność innych respondentów w takiej sytuacji może wpływać na wypowiedzi, zniekształcając indywidualne opinie. Zaletami wywiadów pogłębionych jest łatwość stworzenia przyjaznej atmosfery rozmowy, co wzmacnia poczucie bezpieczeństwa u respondentów, dzięki czemu można poruszyć więcej tematów i dotrzeć do nieświadomych lub zatajonych opinii. Wadami IDI jest większe ryzyko przeprowadzenia wywiadu niepoprawnego metodologicznie (zadawanie pytań sugerujących, które mogą zmanipulować wyniki badań) oraz czasochłonna – w porównaniu z wywiadami ankietowymi – analiza zebranych informacji.

### Scenariusz zastosowany w wywiadach pogłębionych z rybakami z Zatoki Puckiej:

1. Jak długo łowi Pan ryby w Zatoce Gdańskiej? W jakim mniej więcej rejonie, czy zawsze w tym samym?
2. Jakie zmiany zaobserwował Pan przez ten czas w środowisku morskim? Co zmieniło się na lepsze od czasu, kiedy zaczął Pan łowić? A co zmieniło się na gorsze? Jak to się zmieniało, kiedy i w jakich mniej więcej latach?
3. Czy zaobserwował Pan jakieś zmiany w jakości wody? Czy pojawiły się albo zaniknęły jakieś rośliny, bezkręgowce lub mniejsze ryby? Czy miało to jakiś wpływ na ryby, które Pan łowi? Jeżeli tak, to jaki?
4. Jakie są, Pana zdaniem, najważniejsze przyczyny tych zmian?
5. Które z tych zmian miały, Pana zdaniem, największy wpływ na rybołówstwo?

Pytania do rybaków z Zatoki Puckiej wewnętrznej (bazy do linii Kuźnica–Rewa włącznie)

- Co Pan może powiedzieć o występowaniu szczupaka w Zatoce Puckiej w przeszłości? Gdzie go łowiono, kiedy?
- Czy warto teraz zarybiać szczupakiem? Pod jakimi warunkami zarybienie takie może się udać?
- Kiedyś rybacy mieli udział w finansowaniu zarybień. Co Pan sądzi o takim rozwiązaniu obecnie?

Realizacja badań przebiega wg procedury, na którą składają się następujące fazy badania: 1) określenie tematu, 2) zaprojektowanie scenariusza, 3) przeprowadzenie wywiadów pilotażowych, 4) weryfikacja scenariusza, 5) przeprowadzenie wywiadów, 6) transkrypcja wywiadów, 7) analiza jakościowa, 8) weryfikacja wyników, 9) raportowanie.

Zasady przeprowadzania wywiadów zostały przyjęte zgodnie z Międzynarodowym Kodeksem Badań Rynku i Badań Społecznych ICC/ESOMAR. Procedura wymagała wyjaśnienia celów badania, wątpliwości i potencjalnych zagrożeń związanych z udziałem w badaniu oraz związanych z tym metod minimalizacji i ustnej, świadomej zgody respondenta. Wszystkie wywiady były anonimowe. Z uwagi na gromadzenie danych kontaktowych respondenci musieli jednak być informowani o przetwarzaniu danych osobowych do celu badań naukowych zgodnie z RODO. Jeżeli respondent wyraził zgodę na nagrywanie wywiadu, podlegał on potem pełnej transkrypcji. W przypadku braku takiej zgody, materiałem badawczym były szczegółowe notatki ankietera.

Zarówno gromadzenie danych, jak i ich analiza danych była realizowana wg założeń teorii ugruntowanej – ang. grounded theory (Corbin i Strauss, 1990). Odrzuca ona tradycyjne podejście do badań, w którym badacz analizuje społeczność przy użyciu opracowanego wcześniej modelu teoretycznego, uznając fakt, że to zaangażowane jednostki najlepiej rozumieją rzeczywistość. Zgodnie z założeniami teorii ugruntowanej, takie tradycyjne podejście powoduje jedynie jej samopotwierdzenie, czyli jest wysokie ryzyko, że badacz szuka i znajduje to, co chce w badaniu znaleźć.

Wypowiedzi rybaków zazwyczaj wykraczały poza zakres pytania, dlatego cały zebrany materiał poddano analizie treści (*ang. content analysis*) w celu zidentyfikowania powtarzających się fraz (kodów), które następnie pogrupowano w kategorie i tematy (Erlingsson i Brysiewicz, 2017) zaprezentowane w sekcji wyników. Ponieważ dana fraza mogła pojawić się kilkakrotnie w wypowiedzi jednej osoby, w ilościowej prezentacji wyników zawsze przedstawiono procent wywiadów, w których dana fraza została odnotowana przynajmniej raz. Ponieważ dany respondent mógł wyrazić kilka różnych opinii na dany temat, suma częstości występowania fraz może przekraczać liczbę wywiadów.

## 3. WYNIKI

### 3.1. Liczba i rodzaj zrealizowanych wywiadów

W trakcie pierwszego etapu projektu, zrealizowano 14 indywidualnych wywiadów pogłębionych z armatorami. W kilku przypadkach rybacy Ci dysponowali dwoma, a nawet czterema jednostkami rybackimi, stąd liczba statków reprezentowanych w wywiadach wzrosła do 20 (tab. 2).



**Tabela 2.** Liczba wywiadów w relacji do liczby jednostek rybackich posiadanych przez respondentów oraz całkowitej liczby zarejestrowanych jednostek rybackich

| Baza rybacka | Liczba zarejestrowanych jednostek rybackich | Liczba wywiadów | Liczba jednostek rybackich posiadanych przez respondentów* |
|---|---|---|---|
| Hel | 11 | – | 1 |
| Jastarnia | 28 | 2 | 2 |
| Kuźnica | 39 | 2 | 3 |
| Mechelinki | 8 | 2 | 3 |
| Obłuże | 6 | 1 | 1 |
| Oksywie | 4 | 1 | 2 |
| Orłowo | 3 | 1 | 1 |
| Puck | 10 | – | 1 |
| Rewa | 4 | 1 | 1 |
| Sopot | 6 | 1 | 2 |
| Swarzewo | 12 | 2 | 2 |
| Władysławowo | 1 | 1 | 1 |
| Razem | 132 | 14 | 20 |

* Respondent mógł mieć jednostki zarejestrowane w różnych portach

Większość respondentów pozyskano dzięki kontaktom roboczym pracowników MIR-PIB. Pozostałe kontakty zostały pozyskane dzięki innym respondentom. Przynajmniej pięciu potencjalnych rozmówców odmówiło udziału w wywiadzie, przy czym były to tzw. odmowy wymijające – np. odkładające wywiad na później z różnych powodów, po czym nie można było nawiązać ponownego kontaktu.

Prawie wszystkie wywiady zrealizowane zostały w domach lub w pobliżu domów rybaków, w trzech przypadkach z udziałem rodziny (np. ojciec i syn zajmujący się razem rybołówstwem). W jednym przypadku rozmowa odbyła się w porcie. Większość rybaków zgadzała się na nagrywanie wywiadów. W jednym przypadku odmowy i przy braku warunków do notowania, niezwłocznie po wywiadzie dokonano jego podsumowania.

Wyniki badań treści wywiadów są prezentowane w odniesieniu do każdej kategorii rozróżnionej w ramach analizy tekstu (tab. 3). Każda powtarzająca się fraza (kod) jest ilustrowany reprezentatywnymi wypowiedziami rybaków. Przedstawiony tekst wypowiedzi został pozbawiony wyrazów i określeń charakterystycznych dla niektórych rybaków oraz jedynie w razie takiej potrzeby – zmieniony pod względem stylistycznym w celu zachowania sensu wypowiedzi.

**Tabela 3.** Zestawienie tematów i kategorii określonych na podstawie analizy treści wywiadów z rybakami z Zatoki Puckiej

| Temat | Kategorie |
|---|---|
| **Stan i zmiany środowiska Zatoki Puckiej** | Woda |
| | Glony |
| | Makroglony i roślinność naczyniowa |
| | Bentos |
| **Stan zasobów i zarządzanie populacją szczupaka w Zatoce Puckiej** | Wspomnienia z przeszłości |
| | Stan obecny i perspektywy |

## 3.2 Temat: Stan i zmiany środowiska Zatoki Puckiej

### 3.2.1 Kategoria: Woda

Rybacy uważają, że woda jest wizualnie bardziej czysta niż w latach 80. lub 90. XX w., porównywalna do stanu z lat 70. Nie jest „gęsta" od ścieków, tylko przejrzysta, nie spotyka się już zanieczyszczeń substancjami ropopochodnymi. Jednak dominowała opinia, że nie wiadomo, czy w jej składzie nie ma jednak czegoś szkodliwego, czego nie widać gołym okiem, a co spłynęło z lądu lub spadło z deszczem. Kilku rybaków uważało jednak, że woda jest brudniejsza, przede wszystkim z uwagi na rozwój przemysłu.

| Kody | Częstość występowania (n = 14) |
|---|---|
| Woda jest czyściejsza niż kiedyś | 4 |
| Woda wydaje się czysta, ale nie wiadomo co w niej jest | 8 |
| Woda jest brudniejsza niż kiedyś | 2 |
| Brak wyrażonej opinii w tej kategorii | 0 |

- **Woda jest czyściejsza niż kiedyś:**
  - „Trudno to powiedzieć, bo dla mnie z tej racji, że woda się odświeża, to nie jest to, że tam ta sinica, ale w ogóle dla mnie jest czyściejsza woda".
  - „Na pewno czyściejsza woda. I to 100%, bo ja pamiętam jak wpływały tu ścieki i woda była aż gęsta nad morzem".
- **Woda wydaje się czysta, ale nie wiadomo co w niej jest:**
  - „No niby wizualnie można powiedzieć w tych latach jak 80. nie było oczyszczalni, woda była mętna, nie było dna widać, nic. Teraz jest przejrzystość wody bardzo dobra. Powiedzmy, teraz na 5 m można i dno zobaczyć. Tak że zwykłe, na oko patrząc, przejrzystość wody jest dobra, widać wszystko, no ale nie znamy składu chemicznego, no co tam w tej wodzie idzie, powiedzmy, z tymi rzekami co spływa. Tak samo duże deszcze. Więcej mamy pojazdów, komunikacji, więcej olejów, paliwa zostaje na drogach. Jeżeli deszcze padają, no to idzie do kanałów burzowych, to idzie też do wody, no a tam jest, co? Oleje, ropa, paliwa, no i inne rzeczy. Tak że na pewno skład chemiczny w tej wodzie jest, tylko mówię, ta zawiesina to albo są bakterie".
  - „Nie wiemy co z lądu z rzekami spływa, no to, tylko że to nie jest tak aż dużo, żeby to było widoczne. Kiedyś to się spotykało czasami wiatr wschodni, północno-wschodni, południowo-wschodni, jak na redzie Gdańska czy Gdyni stały statki, o, plama ropy, olej napędowy na morzu. Pływało, teraz nie. To można powiedzieć, że z tym jest dużo czyściej. Tylko mówię, to co z lądu schodzi, z powietrza, no to, no jest nieuniknione".
  - „Według mnie woda jest taka, jak wtedy, bo wtedy też się mówiło, że brudna woda. Oczyszczalni ścieków tu nie było. I kiedyś było – tam takie trzciny były, po prostu na lądzie. I one przez torf przechodziły – te wszystkie nieczystości przechodziły przez trzcinę, przez torf. I teraz widzę tę samą wodę, ale skład chemiczny to nie wiem, czy jest taki sam".
- **Woda jest brudniejsza niż kiedyś:**
  - „Na początku lat 70. tak nie było przemysłu, wszystkiego nie szło, tyle ścieków i przemysłowych, i komunalnych do wody. Woda była czysta. Chociaż teraz są oczyszczalnie, ścieki niby komunalne są oczyszczone, no ale to nam nawet i z deszczem spadnie, tak samo na pola, na trawę, wszędzie".
  - „Do 70. roku to my się tej wody napiliśmy z Zatoki normalnie, a teraz niech Pani napije się tej wody, to Pani wykituje. Skład wody inny. Do 1970 r. to się można było tej wody napić i nic nie było".
  - „Na pewno woda nie jest czyściejsza. Jest brudniejsza. Foka zanieczyszcza bardzo wodę. Przecież ona tyle co zeżre, to musi wydalić".

### 3.2.2. Kategoria: Glony

W tej kategorii omawiano przede wszystkim masowe zakwity sinic i brunatnic. Część rybaków rozróżnia rodzaj, jednak większość określa je mianem „błota" lub „gnoju". Dominowała opinia, że chociaż „glony" występowały zawsze, to zakwity są obecnie większe i trwają dłużej niż dekadę lub kilka dekad wcześniej. Zmianę tę podkreślali zarówno rybacy, którzy pamiętali warunki w Zatoce Puckiej w latach 70. XX w., jak i ci, którzy rozpoczęli połowy o wiele później. W zależności od liczby lat obecności na tym akwenie, silny rozwój glonów (pojawienie się tzw. mat sinicowych) datowany był na późne lata 70. lub 90. XX w. Wszyscy respondenci byli zgodni, że na początku lat 70. masowe zakwity glonów nie występowały. Wielu rybaków drobiazgowo opisywało zmiany w sezonowości zakwitów – zgodnie z tymi spostrzeżeniami w przeszłości występowały one tylko na wiosnę, a obecnie również latem i jesienią. Tylko jeden rybak stwierdził, na podstawie własnych obserwacji kamerą podwodną, że zakwity glonów tracą ostatnio na intensywności. Duże ilości „glonów" są odbierane jednoznacznie negatywnie przez rybaków – brudzą sieci i utrudniają operacje połowowe. Niektórzy sądzą, że przez masowe zakwity brak jest ryb.

Rybacy uważają, że za większą obecność glonów odpowiada zanieczyszczenie wody w efekcie nawożenia pól, zwiększenia liczby ludności i intensyfikacji przemysłu. Dwóch rybaków zastanawiało się, czy uregulowanie komunalnej gospodarki ściekowej nie spowodowało większej szkody niż pożytku, ponieważ więcej ścieków skierowanych w jedno miejsce mogło

mieć większy negatywny wpływ niż wiele źródeł rozproszonych. Tylko jeden z rybaków stwierdził, że obecna sytuacja z glonami wydaje mu się skutkiem zrzutu „solanki".

Dwóch rybaków jako niezidentyfikowane glony zaraportowało żółty pył osiadający w wodzie na wiosnę.

| Kody | Częstość występowania (n = 14) |
|---|---|
| Większe i dłuższe zakwity sinic i brunatnic | 13 |
| Widoczna jest lekka poprawa (powrót do stanu z przeszłości) | 1 |
| Powody zmian w obecności glonów | 8 |
| W wodzie pojawia się żółty pył | 2 |
| Brak wyrażonej opinii w tej kategorii | 0 |

◗ **Większe i dłuższe zakwity sinic i brunatnic:**

- „Te brunatnice tak zaczęły narastać, lekko już w tym 1972–1973 się pokazywały i później to obejmowało coraz większy obszar, najpierw na płytkich wodach, przy brzegu, a później coraz głębiej. No, teraz wiemy, że ma brunatnica opanowane nawet do 20 m głębokości. Te brunatnice to jest też niby naturalne, tylko że to jest taka roślinność paskudna. Jak ona obumiera, opada na dno, się rozkłada, robi się siarkowodór, różne trujące substancje, sieci brudzi. No nie sprzyja i łowieniu, i rozwojowi ryb, czyli to najgorsza zmiana".
- „Glony jak zaczynałem też były, nie w takich ilościach, ale były".
- „Kiedyś nie było tego gnoju, tylko na wiosnę, jak przyszło ciepło. Ale tak na jesień albo zaraz z samej wiosny była tylko trawa. A później, jak ta chemia, jak zaczęli robić tę oczyszczalnię, tak się zaczęło wtedy".
- „Glony były zawsze. Ale nie było tyle sinicy . Wystarczy parę słonecznych dni i ona już się pokazuje. Była, ale nie w takiej ilości jak teraz".
- „Masa tego błota, zgnilizny. I to cały czas wyrzuca. Kiedyś przychodził sztorm na wiosnę, w maju, czerwcu, taki porządny jakiś północny, północnowschodni, wyrzuciło to na plażę. Tylko że ich aż tyle nie było. A teraz glony są cały czas, nie tylko na wiosnę".
- „Strasznie długo się utrzymuje, kiedyś to zgniło i nie było, a teraz się cały czas utrzymuje".
- „Zawsze jak była woda ciepła, wtedy to urosło, wypławiło i tego nie było. A teraz ciągnęliśmy szukarek i było tego glonu do 11 m narośnięte w bród, jeszcze było świeże, zielone, narośnięte. Jak byśmy teraz postawili siatki, byśmy tego do góry nie dostali. Ale to jest lipiec, a one jeszcze nie są przegnite".

◗ **Widoczna jest lekka poprawa (powrót do stanu z przeszłości)**

- „Były te glony brązowe. Tylko teraz już tego nie ma, na sześciu metrach jest czyste dno. To było w czerwcu – i tak zawsze było. W czerwcu glony rosły, a potem przestały. I tak to właśnie teraz wygląda – ja w sierpniu też robiłem te moje badania kamerką, to już nie było tego, już było czyste dno. Tak zawsze było, tak naturalnie jest stworzone".

◗ **W wodzie pojawia się żółty pył**

- „Jak na zewnętrzną zatokę się wypływa, to woda normalnie żółta, coś kwitnie. Czasami widać, jak wiatr północno-wschodni czy wschodni, to płynie. Takie pasy idą, woda ciemna, woda czysta i woda żółta. Dużo jest, zwłaszcza na wiosnę – kwiecień do połowy lipca. Jak jest ryba, to tego nie ma, bo ryba rusza się w siatce, a jak nie ma, to tam się osiada. Z daleka to widać".

◗ **Powody zmian w obecności glonów**

- „Ma to związek z użyźnieniem wody, te wszystkie azotany, fosforany. Spływ z pól powoduje szybszy wzrost glonów".
- „Najpierw nie było oczyszczalni i było dobrze. A potem zbudowali, wszystko w jedno miejsce zaczęli zrzucać i od tego się zaczęło".
- „Tyle przemysłu, woda śmierdzi, sama chemia. Wszystko zdycha, tylko glony zostają".
- „Tego błota jest tyle w tym roku, bo cyrkulacje też się pozmieniały, północne wieją, w tym roku jest dużo północnych wiatrów i to wszystko pcha tu. No i woda cieplejsza".
- „Glony bardziej rosną i obumierają, bo zaczęło się solankę sypać"



### 3.2.3. Kategoria: Makroglony i roślinność naczyniowa

Roślinność zanurzona jest elementem ekosystemu, który jest przez rybaków dostrzegany i doceniany jako miejsce tarła i podchowu narybku. Zanik makroglonów i roślinności naczyniowej – morszczynu, widlika, sałaty i trawy morskiej – został zauważony przez wszystkich rybaków, którzy obserwowali środowisko morskie od dekad lub mieli ten przekaz od wcześniejszych pokoleń. Zanik łąk podwodnych najczęściej był wiązany z intensyfikacją rolnictwa i przemysłu, jednak starsi rybacy wskazywali, że do zaniku widlika i morszczynu przyczyniła się ich rabunkowa eksploatacja w latach 60. XX w. Część rybaków zauważyła w ostatniej dekadzie poprawę sytuacji i obecność trawy morskiej częściej wyrzucanej na brzeg. Rybacy poławiający w okolicach Pucka zaobserwowali ekspansję roślinności słodkowodnej.

| Kody | Częstość występowania (n = 14) |
|---|---|
| Zanik roślinności naczyniowej i makroglonów | 14 |
| Widoczna lekka poprawa (trawa morska) | 6 |
| Ekspansja roślinności słodkowodnej | 2 |
| Brak wyrażonej opinii w tej kategorii | 0 |

◗ **Zanik roślinności naczyniowej i makroglonów**

- „Na początku lat 70. nie było przemysłu, wszystkiego nie szło tyle. Woda była czysta, była morska trawa, był morszczyn, widłak".
- „Kiedyś tego [trawy morskiej] było pełno, teraz w ogóle tego nie widzę. Morszczynu nie pamiętam, mój ojciec pamiętał z lat 50. i 60., wiem, że łowił. Ale za moich czasów morszczynu żadnego tutaj nie było, przynajmniej na naszej części zatoki. Bywała taka sałata, jak mówili. Tego już nie widziałem z 15–20 lat. To było takie miękkie, kruche, miało taką konsystencję galarety i było jasnozielone. Potrafiło być w siatkach, tego teraz nie spotykam w ogóle".

◗ **Widoczna lekka poprawa**

- „Te trawy? To one są. Rozrastają się, ale nie ma jakiegoś szału. Znaczy, tu na płytkich wodach na pewno są".

**Ekspansja roślinności słodkowodnej**

- „Pokazały się inne rośliny, bardziej słodkowodne. Pokazały się, ich nie było. Może jest mniejsze zasolenie, że te roślinności jeziorne, słodkowodne opanowały te płytsze rejony zatoki".

### 3.2.4. Kategoria: Bentos

Duże bezkręgowce – podwój (Saduria entomon), garnela (*Crangon crangon*), krewetki (*Palaemon sp*), omułki (*Mytilus edulis*) – są przez rybaków uważnie obserwowane ze względu na rolę, jaką odgrywają w odżywianiu się ryb komercyjnych. Wszystkie ryby drapieżne, a często również płastugi są przed sprzedażą patroszone, dzięki czemu rybacy znają skład ich pożywienia. Wszyscy rybacy, którzy poławiali w zatoce przynajmniej od połowy lat 80. XX w. zauważyli zanik podwoja (inaczej: pancernik, mul-krab), który stanowił ważny pokarm dorsza.

Duże zaniepokojenie rybaków budziły dostrzeżone zmiany w zasobach omułka. Zdaniem wielu z nich omułków („muszli") jest zdecydowanie mniej, a w ławicach więcej jest osobników martwych. Jedynie kilku rybaków dostrzegło w ostatnim czasie zwiększenie liczby małych, młodych osobników. Zmniejszenie liczebności czy jakości zasobów omułka było wiązane z poprawą jakości wody. Dwóch respondentów dopatrywało się związku ze zrzutem solanki w Mechelinkach, jednak nawet oni mieli na ten temat wątpliwości.

Z drugiej strony rybacy dostrzegali w ostatnim czasie więcej małych krewetek (z rodzaju Palaemon sp), których liczebność w ich opinii znacznie fluktuuje co kilka lat. Zauważone również zostało pojawienie się dużej liczby krabików amerykańskich (*Rhithropanopeus harrisii*), które w przeciwieństwie do dużego kraba wełnistorękiego (*Eriocheir sinensis*) wydają się już być stałym elementem ekosystemu Zatoki Puckiej.

| Kody | Częstość występowania (n = 14) |
|---|---|
| Zanik podwoja | 12 |
| Więcej martwych muszli (omułków) lub mniej muszli | 10 |
| Więcej młodych, małych omułków | 3 |
| Więcej krewetek | 9 |
| Eksplozja krabików amerykańskich | 8 |
| Krab wełnistoręki | 2 |
| Brak wyrażonej opinii w tej kategorii | 0 |

**Zanik podwoja**

- „Były takie ilości tych mul krabów tutaj w zatoce, tak powyżej 20 m. One atakowały dorsze i były w sieci, to w latach 80. Potem zaczęły znikać, a dorsze przychodziły jeszcze ich szukać. Teraz nie ma ani jednego, czasami jeden".
- „Nie ma tych skorupiaków. Kiedyś było tak, że prognozy były co 12 godzin, a przyszedł sztorm szybciej, nie zdążyliśmy zestawu wyciągnąć. Po tym sztormie dorsze były oblepione. Do początku lat 90. jeszcze. Jeszcze wtedy były te podwoje, pancerniki. I one właśnie

Narodowe Archiwum Cyfrowe

sobie skubały te dorsze, a później było ich coraz mniej. Ostatnio, jak żeśmy jedną sztukę podwoja mieli, to była rewelacja".

- **Mniej omułków/więcej martwych omułków**
  - „Jest mniej omułka, kiedyś go było dużo więcej. Jak nie ma ścieków, to nie ma omułka. Jak była uruchomiona oczyszczalnia w 1995 roku, biologiczna, to od tej pory zaczęło się robić mniej omułka i mniej flądry".
  - „Omułka jest mniej. Zawsze było dużo omułka, przyszły sztormy, to omułek leżał tonami na brzegu, a teraz tego nie spotkasz".
  - „Muszli jest mniej. Kiedyś się postawiło siatki na 8–10 m, to pełno muszli było, a teraz nie ma już tego, mimo że w tym samym miejscu stawiam. Pustynia".
  - „Trzy, cztery lata temu muszla była w środku pusta, zgnita. 10 lat do tyłu, jak się łódkę sprzątało, to w każdej jednej muszli, jak ją się otworzyło, to robak był w środku, a potem wszystkie puste były".
  - „Przy tym zrzucie [solanki] nie było omułka, dwa lata było takie, coś się stało, że omułek zdechł, może nie było tlenu, nic się nie odnawiało".
- **Więcej młodych, małych omułków**
  - „Nie było omułka. Ale teraz trzeci rok leci, coraz więcej tego omułka, w tamtym roku już było naprawdę dość dużo, mieliśmy go w sieciach dużo. Pierwszy był fajny, ale malutki, człowiek się cieszył, no dobra, jest omułek, pokazała się flądra. Tak że jakby omułek odnowił się".
  - „Zeszłego roku stawialiśmy na od 10 do 16 m, to widać, że zaczęło narastać. I było tego dużo, tylko ta muszla jest wielkości paznokcia, do centymetra. Ale narośnięta była grubo, to był okres od września do października, listopada. Odżywa, z powrotem zaczęło narastać".
- **Więcej krewetek**
  - „Krewetka na pewno teraz w tej chwili jest, bo widać ją nawet gołym okiem przy brzegu, że pływa tego bardzo dużo, przy samym brzegu, tak po kolana w wodzie".
  - „Krewetek w zatoce nie było 5–7 lat. Na żywca [przynętę na haki] chodziło się na tubisa, a ja chodziłem na garnele. Ale jednego roku powiedzieli, że gdzieś koło portu północnego jest masa tych krewetek. I teraz znowu tak jest. Było 5 czy 7 lat przerwy, nie było nic krewetki, teraz się znowu pokazała".
  - „Krewetek nie było kilka lat. Jak ze śledziem, ojciec opowiadał, że kiedyś nie było śledzia, a kiedy na Helu po dwóch czy trzech latach złowili śledzia, to go posrebrzyli i do kościoła dali, i później się śledź znalazł. Krewetki też nie było, a teraz jest".
- **Eksplozja populacji krabików amerykańskich**
  - „W tym roku się więcej zrobiło małych krabów, to są te malutkie, takie paznokcie. Tego jest w diabła. Większe to już nie będzie, to taki gatunek. Tych małych to tego jest na byle czym".
  - „Teraz w zatoce to było tyle małych krabików amerykańskich. To to też jest jako pokarm. Flądra to już w brzuchu miała. Węgorze też mają to".
- **Krab wełnistoręki**
  - „Już sobie myślałem, że może klatki na te duże kraby zrobię – na Alasce łowią w klatki kraby. Ale one pojawiły i znikły, 5–6 lat temu to było. I od tego czasu nie było tych dużych krabów".



### 3.3. Temat: Stan zasobów i zarządzanie populacją szczupaka w Zatoce Puckiej

#### 3.3.1. Kategoria: Wspomnienia z przeszłości

Szczupak był najczęściej przywoływany w kontekście połowów oraz domniemanych tarlisk. Z rozmów wynikało, że jakkolwiek wydajne połowy szczupaka nie były przedmiotem szczególnego zainteresowania większości rybaków w latach 70. XX w. Była to zdobycz okazjonalna, połowy prowadzone były sezonowo i na własny użytek lub do sprzedaży bezpośredniej. Zainteresowani nią byli rybacy indywidualni, niezrzeszeni w spółdzielni rybackiej. Tylko nieliczni rybacy specjalizowali się w połowach tego gatunku. Wielu rybaków przywołuje wspomnienie rybaka z półwyspu helskiego, który według krążącej opowieści za szczupaka był w stanie sobie wybudować dom. Wszyscy respondenci byli zgodni, że obfite połowy skończyły się na przełomie lat 70. i 80. W pamięci pozostały nie tylko wysokie wydajności, ale rozmiary i waga złowionych osobników (10–18 kg).

Szczupaki łowione były w wewnętrznej Zatoce Puckiej, w szczególności w rejonie Pucka i ujścia Płutnicy, ale również na obszarach porośniętych wysoką trawą morską zarówno w zatoce wewnętrznej, jak i na płyciznach zatoki zewnętrznej. Jako przyczyna zaniku szczupaka najczęściej wymieniana była rabunkowa gospodarka rybacka, tj. przełowienie oraz pogorszenie jakości środowiska – zanieczyszczona woda i zanik łąk podwodnych, stanowiących miejsce ukrycia i substrat tarłowy. Tylko dwóch rybaków stwierdziło, że negatywną rolę mogło również odegrać zablokowanie ujścia kanałów i rowów w przyujściowych odcinkach Płutnicy i Redy.

Interesujące wyniki przyniosły rozmowy dotyczące tarlisk szczupaków. W opinii większości rybaków, którzy wypowiedzieli się na ten temat, szczupak w przeszłości wycierał się w morzu, w strefach porośniętych wysokimi łąkami podwodnymi. Wymieniano strefy przybrzeżne w rejonie ujścia rzek Płutnica (gdzie według rozmówców szczupaków było najwięcej) i Reda, ale również obszar w okolicy Jamy Kuźnickiej i mielizn przybrzeżnych od Kuźnicy po Hel (tzw. Piaski Dziewicze). W morzu obserwowano tarlaki i narybek szczupaka. Niektórym rybakom wydawało się mało prawdopodobne, aby tak duża liczba szczupaków, jaką łowiono na początku lat 70. pochodziła jedynie z tarlisk słodkowodnych. Jednak inni rybacy, szczególnie tacy, którzy jako dzieci bezpośrednio obserwowali sieci rowów i kanałów przy ujściu rzek, wydawała się przekonana o pierwszorzędnej roli tego środowiska dla rozrodu szczupaków w przeszłości.

Zanik szczupaka kojarzony był z pojawieniem się dużej ilości glonów, które spowodowały zanik roślinności podwodnej, która w opinii rybaków była siedliskiem zarówno dużych osobników, jak i substratem tarłowym. Pojawiły się jednak opinie, że do zaniku szczupaka przyczynili się sami rybacy. Wprowadzenie do szerokiego użytku sieci stylonowych zmniejszyło czasochłonność ich obsługi – skrócił się czas suszenia, zwiększyła się wytrzymałość. W efekcie zwiększył się rzeczywisty, sieciowy nakład połowowy pomimo utrzymywania liczby jednostek na tym samym poziomie.

Zrealizowane do tej pory zarybienia szczupakiem nie przyniosły w opinii rybaków zadowalających efektów. Pojawiły się małe szczupaki, które jednak „nie utrzymały się" w zatoce,

tj. odpłynęły poza zatokę lub zostały wyłowione przez kłusowników i nieodpowiedzialnych rybaków. Zaobserwowane zostały jedynie pojedyncze tarlaki. Brak sukcesu zarybień był dla rybaków zniechęcający, świadczył w ich opinii o tym, że „nic nie da się zrobić", żeby zwiększyć zasoby ryb w zatoce.

Wszyscy rybacy, którzy uczestniczyli przynajmniej raz w akcji zarybieniowej, chętnie dzielili się poradami, w jaki sposób można zwiększyć szanse na sukces przedsięwzięcia. Postulowano kilkuletni zakaz połowu lub przynajmniej połowu sieciami, szczególnie o mniejszych rozmiarach oczek (ukierunkowane połowy na okonia). Drugim warunkiem sukcesu byłoby w opinii części rybaków odtworzenie tarlisk – zarówno tych, które istniały w strefie przybrzeżnej, jak i w rowach oraz kanałach uchodzących do zatoki. Powiązana jest z tym również kwestia wyboru „odpowiedniego", czyli dostosowanego do warunków Zatoki Puckiej, materiału genetycznego. Po trzecie, zarybienia musiałyby być prowadzone masowo, ze względu na presję kormoranów. Dodatkowo, z powodu presji licznych ryb ciernikowatych, uzasadnione zdaniem niektórych rybaków jest zarybianie jedynie większym narybkiem.

| Kody | Częstość występowania (n = 14) |
|---|---|
| Obfite połowy do końca lat 70. | 10 |
| Tarliska szczupaka | 8 |
| Przyczyny zaniku | 5 |
| Brak wyrażonej opinii w tej kategorii | 4 |

◗ **Obfite połowy do końca lat 70. XX w.**

- „Kiedyś w latach 60. w zatoce było łowione około 10 ton rocznie. Mieliśmy błysk na sznurku, dwa kije wystawione, żeby nie było za blisko, jak szczupak szarpnął, jeszcze gumka była, to się naciągało i wyciągaliśmy".
- „Szczupaka była masa. W latach 70., jak się wypłynęło, to się wyrzucało z tyłu błyszczyk. Jak była potrzeba, to płynęliśmy po południu albo rano na przynętę i przy okazji rzucaliśmy błyska, ciągnęliśmy i już siedział. Jak ktoś się uparł, to przez dwie godziny potrafił skrzynkę szczupaka złapać".
- „Mój ojciec na wewnętrznej łowił szczupaki. Pamiętam, miałem wtedy 12 lat, jeden rybak złowił 18-kilogramowego szczupaka. To był ostatni, jak dużego widziałem, ale to był rok 1980, może 1982, nie później".
- „Szczupaka była masa. I to dużego. Zresztą szczupak w tamtych czasach był bardziej jak chwast, ale to były grzmoty po 5, po 7 kg".
- „Najbardziej szczupaka łapaliśmy przy Pucku, ale praktycznie na całej zatoce, z drugiej strony też było, ale nie tyle co na wewnętrznej. Tu ludzie domy budowali ze szczupaków, na cztery błyski potrafili dziennie tonę szczupaka złapać we dwóch. Rzucali błystki na żyłce, rzucali linkę i ciągnęli za sobą, nieraz cztery naraz ugryzły. Nie wiedzieli, którego brać. I to takie szczupaki po 8, 10, 12 kg. Młodszy rybak przynosił pół tony, starszy szedł po południu i miał następne pół tony. Oni super łowili, ale inni też łowili i w siatkach, i na haczykach węgorzowych szczupaki były, jeszcze ja się na to załapałem".

Narodowe Archiwum Cyfrowe

- „Przy Płutnicy najwięcej szczupaka było. To zależało gdzie, tak miejscami. Kiedyś to były trawy takie, wodorosty, ten szczupak w tym stał".
- „Jeden rybak na Syberii, była gadka, że postawił dom właśnie ze szczupaków. To mogły być wcześniejsze lata, 70., on tyle szczupaków łowił. Był specjalistą od tego".

◗ **Tarliska szczupaka**

- W tych trawach wysokich przy Płutnicy, tam szczupak ikrę składał. Płoć też miała w Kaczym Winklu tarlisko. Tam tonami to szło, woda normalnie pryskała w górę".
- „Na morzu szczupak wycierał się. Ikry nie widziałem, ale później te gonady jasne były. Były ikry złożone, a później te gonady to znikają. Składał, szczupaki rozwijały się, bo jak chodziliśmy po krewetkę na przynętę, to trzeba po pas w wodzie chodzić. Trzeba było chodzić i szukać miejsca dobrego, bo czasem można było złowić szybko, a czasem pół dnia. Wtedy dostawaliśmy właśnie takie szczupaczki małe. To się skończyło pod koniec 70.".
- „Płutnica to mały strumyczek, nie wielka rzeka. I tyle szczupaków miałoby być z tych zalewanych łąk? Przecież to tu tony były tego. To za mały teren, według mnie musiały też trzeć się w morzu".
- „Tu przy ujściu rzeki Redy, te wszystkie kanały. Właściwie to zostały tylko dwa, bo jeden zasypali, bo te łąki zasypywali popiołem. I przy Płutnicy. W tych kanałach szczupaki

wchodziły, w latach 60. bardzo duże. Tak że, moim zdaniem, tarł się w kanałach, w rzekach, w rowach. Szczupak w tych szuwarach buszował, a później malutkie szczupaki były. No i może tam, gdzie całkiem spokojnie jest, przy rzece te zatoczki, to jest prawie jak jezioro, może tam też się wycierał, bo raczej na morzu szczupak się nie wyciera".

◗ **Przyczyny zaniku**

- „Najpierw wyginął szczupak, płotka też, praktycznie w latach 80., pod koniec 80. Wszystko zasyfiło, błoto się pojawiło, zgnilizna, to jak miał nie zniknąć?".
- „Najpierw ten szczupak chyba zniknął, później płoć zaraz, czy najpierw płoć, no tak w jednym czasie to zanikało. Płoć, szczupak. Im więcej glonów, tym było ich mniej. Kiedyś na Jamie Kuźnickiej było tarlisko płoci i szczupaka było też. Całe stoki tam były w trawach. Przyszły sinice, brunatnice, to wszystko wydusiły".
- „Szczupak się nie trze w trzcinach, tylko głębiej, na trawie morskiej. Ta trawa, w tych płytszych miejscach jest prawie że pod wierzch, 1,5–2 m, tak jak kiedyś. Jak my tu latem pływamy, to widać, jak ona jest wysoka. Więc ryba ma gdzie się trzeć, ale chyba szczupaka jest za mało".
- „Myślę, że to wszystko naraz zadziałało, pogorszenie wody, te glony i jeszcze zablokowanie tych rowów, gdzie szczupak wchodził. Ale co bardziej i czy to się da naprawić, to nie wiem".
- „Szczupaki to myśmy załatwili, bo dostaliśmy od Gierka nety stylonowe i jak wszyscy kończyli łowić łososie, to puszczali te wszystkie sieci na szczupaki, bo nie gniły, mogły ciągle łowić. I to jest też jeden z powodów braku tych szczupaków".
-

### 3.3.2. Kategoria: Stan obecny i perspektywy

◗ **Efekty zarybień**

- „Ile szczupaka wypuściliśmy tego roku z osiem lat temu, jak było zarybianie, no i szczupaka praktycznie nie ma, nie pamiętam, kiedy ja szczupaka złowiłem, a powinno być tego od cholery. Bo tyle tysięcy sztuk było wypuszczonych, to gdzie to się podziało? Pierwszy rok coś tam było, ale zaczęli to łowić, takie jeszcze nierozwinięte i teraz już praktycznie zero. Nie wiem, jak to zrobić, żeby chociażby połowa została z tego, co było wypuszczone. Byłem sześć czy siedem razy na zarybieniach, gdzie się to podziało?".
- „Szczupak był przy ujściu Płutnicy, tam było go kiedyś najwięcej. Po zarybieniu też tam występował, tam sieci stawialiśmy i było parę sztuk. Ale jest wielki problem, bo są stosowane sieci okoniowe i to dużo. I wiadomo, że tam nawet były te małe sztuki, już nie można było ich odratować. Nawet zarybienie tutaj nie pomoże, musiałby być wstrzymany połów sieciami skrzelowymi w Zatoce Puckiej".
- „Było zarybiane jednego roku, ale co z tego, skoro tu więcej kłusowników, jak rybaków. Stawiali siatki, małe oczka, takie małe szczupaczki łowili, po 2–3 skrzynki czasem mieli. Moment i było wyłowione. Reszta urosła trochę, parę lat jeszcze coś było, wtedy ja jeszcze łapałem tak normalnie. Po kilo, półtora były. Ale nie przyjmowały się, te co były, to się wyłowiło i koniec. A kiedy rura [w oczyszczalni Swarzewo] pękła, to od razu wszystko zginęło".



- „Szczupaka było zarybiane parę lat temu i było go w bród. No ale rabunkowa gospodarka, słyszało się, że były wszystkie zostały wyłapane, no i nie ma ich, a naturalnie się nie rozmnożył".
- „Teraz, ile razy zarybione było, efektu nie było. Myśmy tu zarybiali szczupaka, to może 2–3 tygodnie, a później na Helu w żakach mieli. Stąd się wyprowadzał, trochę się pokręci i zmyka. Może woda mu nie odpowiada. W Pucku trochę nałapali, ale reszta nie".
- „Teraz była wiosna, szczupaki trzy były z ikrą pod brzegiem, ale ja je wypuściłem. I tyle widziałem szczupaka po zarybieniach".

◗ **Warunki sukcesu zarybień**

- „Gdyby, tak po zarybieniu pięć lat bez połowów, to może ten szczupak by złożył ikrę, może by się wytarł. Nie mam rozeznania, skąd ten szczupak był, czy z podobnego środowiska, jakie u nas jest. To ważne, bo jeżeli on będzie gdzieś z daleka sprowadzony, tak samo jak pstrąg, to się u nas nie rozmnoży, bo inne zasolenie, inna temperatura wody. Te warunki muszą być spełnione. Tak że on by musiał być, ten materiał zarybieniowy, brany ze środowiska podobnego do zatokowego. Czy to się uda, tego nie powiemy, dopóki się nie przeprowadzi doświadczeń".
- „Zarybienia mają sens, tylko że jak stawiają gęste oczka, to je wytłuką w moment. Tak zawsze było, oni tak zawsze robili. To nie ma na pewno sensu. Ludziom nie przemówisz do rozumu. Oni specjalnie gęste siatki stawiali i nic z zarybienia nie zostało. Tych dużych szczupaków w ogóle nie widzieliśmy – żeby półmetrowe chociaż, nic. Było tylko w tym miejscu, w tym miesiącu, jak były wypuszczone i koniec".
- „Takie ilości małe zarybień to nie wyjdzie, za dużo kormoranów. One to powyżerają. Tu by trzeba było wpuścić bardzo dużo, żeby z 10% przetrwało. Bo tu jest za duża presja tych ptaków".
- „Musi być dużo wpuszczanych, żeby to miało sens, ale tych większych. Bo chociaż ciernika jest trochę mniej, to on jest i ten mały narybek zaraz będzie zjedzony".
- „Szczupak by tu był, tyle że on się teraz w morzu już nie rozmnaża. Teraz już nie, bo w czym on się ma trzeć, w tym gnoju śmierdzącym? Tam on nie będzie ikry składał. Teraz tak jak tylko trochę woda się zagrzeje, to tam jest syrop".
- „Gdyby ktoś te rowy poprzekopywał, udrożnił, to może coś by było. Ale to nie pozwolą. Tu tylko raz do roku łąki koszą, a siano to tam nawet zostawiają, marnuje się. Przepompownia tylko prąd zużywa, a po co to komu, na pewno nie rolnikom, potrzebne. Tu miastowi, deweloperzy już grunty pokupowali, na pewno nie pozwolą na jakieś rozlewiska".

## 4. PODSUMOWANIE

Zawód rybaka w rejonie Zatoki Puckiej silnie związany jest z tradycją i przekazywany jest z pokolenia na pokolenie. Rybacka wiedza o ekosystemie pochodzi z bezpośrednich, codziennych obserwacji oraz z przekazu międzypokoleniowego. Lokalna wiedza ekologiczna rybaków jest uznawana jako istotna od dekad. Często stanowi jedyną dostępną wiedzę o zasobach ryb i współwystępowaniu zjawisk w sytuacji ograniczenia ciągłych danych naukowych

(Braulik i in., 2020; Poizat i Baran, 1997). Wiedza ta jest połączeniem obserwacji środowiska naturalnego i socjoekonomicznego, pochodzących od użytkowników dobrze znających lokalne zasoby naturalne i ich zmianę w czasie (Anadón i in., 2009; Davis i Wagner, 2003). W połączeniu z innymi dostępnymi źródłami danych lokalna wiedza ekologiczna przyczyniła się m.in. do oszacowania wieloletnich trendów w nierejestrowanych połowach rekreacyjnych (Santos i in., 2019), zmianach w niemonitorowanych zasobach ryb (Rehage i in., 2019) oraz wyznaczaniu kluczowych środowisk dla zachowania ichtiofauny (Bergmann i in., 2004) lub morskich obszarów chronionych (Aswani Canela, 2006). Pomimo tego analiza literatury naukowej przeprowadzona przez Soto (Soto, 2006) wykazała, że lokalna wiedza jest używana w bardzo ograniczonym zakresie w porównaniu do jej potencjalnych zastosowań. Jest oczywiste, że wiedza rybacka, tak jak wiedza naukowa, może być niepełna lub błędna. Gilchrist i in. (2005) potwierdzili, że lokalna wiedza rybacka powinna być traktowana ostrożnie w zależności od przedmiotu badań. Nie powinna być zatem pomijana, lecz traktowana tak samo sceptycznie jak wyniki innych badań naukowych i testowana zawsze, gdy jest to możliwe (Johannes i in., 2000).

Kluczowe wnioski, które mogą być przydatne w kontekście odtworzenia i zarządzania populacją szczupaka w Zatoce Puckiej, a jakie płyną z analizy rozmów z rybakami, to:

1. Zauważalna poprawa jakości wody i naturalne odtwarzanie łąk podwodnych, będących niegdyś kluczowym środowiskiem dla szczupaków.
2. Dużym i istniejącym nadal problemem jest długotrwałe utrzymywanie się zakwitów sinic i brunatnic, co zmniejsza optymalną przestrzeń dla rozrodu ryb, warunki pokarmowe i natlenienie wody.
3. Zaobserwowano zmiany w składzie i liczebności dużych bezkręgowców, tj. zanik podwoja wielkiego, zwiększenie zasobów krewetek z rodzaju Palaemon sp oraz krabika amerykańskiego.
4. Efekty zarybień w postaci częstej obecności szczupaków w narzędziach rybackich widoczne dla rybaków były jedynie w latach prowadzenia zarybień. W kolejnych latach obserwowano jedynie pojedyncze większe szczupaki.
5. Głównym zagrożeniem dla materiału zarybieniowego wpuszczanego do zatoki są kormorany i ryby ciernikowate.
6. Kluczowym warunkiem powodzenia akcji zarybieniowych jest ograniczenie lub nawet wyeliminowanie połowów, w szczególności sieciami łowiącymi małe szczupaki.

## 5. BIBLIOGRAFIA


Anadón, J.D., Giménez, A., Ballestar, R., Pérez, I., 2009. Evaluation of Local Ecological Knowledge as a Method for Collecting Extensive Data on Animal Abundance. Conservation Biology, 23(3):617-625.

Aswani Canela, S., 2006. Incorporating Fishermen's Local Knowledge and Behavior into Geographical Information Systems (GIS) for Designing Marine Protected Areas in Oceania. Human Organization, 65(1): 81-102.





Bergmann, M., Hinz, H., Blyth, R.E., Kaiser, M.J., Rogers, S.I., Armstrong, M. 2004. Using knowledge from fishers and fisheries scientists to identify possible groundfish 'Essential Fish Habitats'. Fisheries Research, 66:373-379.

Braulik, G., Kasuga, M., Majubwa, G. 2020. Local ecological knowledge demonstrates shifting baselines and the large-scale decline of sawfishes (Pristidae) in Tanzania. African Journal of Marine Science 42(1): 67-79.

Ciszewski, P., Ciszewska, I., Kruk-Dowgiałło, L., Osowiecki, A., Rybicka, D., Wiktor, J., Wolska-Pyś, M., Żmudziński, L., Trokowicz, D., 1992. Trends of long-term alterations of the Puck Bay ecosystem. Studia i Materiały Oceanologiczne, 60(8):33-84.

Corbin, J., Strauss, A., 1990. Grounded theory research: Procedures, canons, and evaluative criteria. Qualitative Sociology, 13:3-21.

Davis, A., Wagner, J.R., 2003. Who Knows? On the Importance of Identifying "Experts" When Researching Local Ecological Knowledge. Human Ecology. 31:463-489.

Delaney, A.E., 2008. Profiling of small-scale fishing communities in the Baltic Sea. Study requested by the European Commission: Aalborg University Research Centre, IFM – Innovative Fisheries Management. http://ec.europa.eu/fisheries/publications/studies/baltic_cod_2008_en.pdf

Erlingsson, C., Brysiewicz, P., 2017. A hands-on guide to doing content analysis. African Journal of Emergency Medicine, 7:93-99.

Gilchrist, G., Mallory, M., Merkel, F., 2005. Can Local Ecological Knowledge Contribute to Wildlife Management? Case Studies of Migratory Birds. Ecology and Society, 10 (1).

Glasby, G.P., Szefer, P., 1998. Marine pollution in Gdansk Bay, Puck Bay and the Vistula Lagoon, Poland: An overview. Science of The Total Environment, 212:49-57.

Johannes, R.E., Freeman, M.M.R., Hamilton, R.J., 2000. Ignore fishers' knowledge and miss the boat. Fish and Fisheries, 1(3):257-271.

Poizat, G., Baran, E., 1997. Fishermen's knowledge as background information in tropical fish ecology: A quantitative comparison with fish sampling results. Environmental Biology of Fishes, 50:435-449.

Rehage, J.S., Santos, R.O., Kroloff, E.K.N., Heinen, J.T., Lai, Q., Black, B.D., Boucek, R.E., Adams, A.J., 2019. How has the quality of bonefishing changed over the past 40 years? Using local ecological knowledge to quantitatively inform population declines in the South Florida flats fishery. Environmental Biology of Fishes, 102:285-298.

Santos, R.O., Rehage, J.S., Kroloff, E.K.N., Heinen, J.E., Adams, A.J., 2019. Combining data sources to elucidate spatial patterns in recreational catch and effort: fisheries-dependent data and local ecological knowledge applied to the South Florida bonefish fishery. Environmental Biology of Fishes, 102:299-317.

Soto, C., 2006. Socio-cultural barriers to applying fishers knowledge in fisheries management: an evaluation of literature cases. School of Resource and Environmental Management: Simon Fraser University. https://core.ac.uk/download/pdf/56366623.pdf

Szaniawska, A., 2018. The Gulf of Gdańsk and Vistula Lagoon [In] Baltic Crustaceans, Springer International Publishing,Cham, pp. 19-21.

Zaucha, J., Matczak, M., 2016. Study of Conditions of Spatial Development of Polish Sea Areas. Gdańsk: Instytut Morski w Gdańsku. https://www.msp-platform.eu/sites/default/files/study_of_conditions_of_spatial_development.pdf

# 6

# Występowanie szczupaka *Esox lucius* L. w rzekach Redzie i Płutnicy wiosną lat 2020–2022, w kontekście wiosennych migracji tarłowych

# Występowanie szczupaka *Esox lucius* L. w rzekach Redzie i Płutnicy wiosną lat 2020–2022, w kontekście wiosennych migracji tarłowych

***Adam M. Lejk*[1], *Adam Grochowski*[1], *Michał Zimak*[1], *Łukasz Dziemian*[1], *Martyna Greszkiewicz*[2], *Dariusz P. Fey*[2]**

[1] *Zakład Logistyki i Monitoringu, Morski Instytut Rybacki – PIB, ul. Kołłątaja 1, 81-332 Gdynia*

[2] *Zakład Oceanografii Rybackiej i Ekologii Morza, Morski Instytut Rybacki – PIB, ul. Kołłątaja 1, 81-332 Gdynia*

## 1. WSTĘP

Migracje ryb są stałym elementem ich cyklu życiowego, związanym z rozrodem, odżywianiem czy np. poszukiwaniem miejsc zimowania (Morais i Daverat, 2016). Wędrówki mogą odbywać się zarówno w obrębie danego akwenu, jak również między zbiornikiem wodnym i uchodzącymi do niego ciekami. Szczególnie istotne są cykliczne wędrówki tarłowe decydujące o dalszym istnieniu danego gatunku w ekosystemie. Migracje na tarło mogą odbywać się ze środowiska morskiego do słodkowodnego, jak to ma miejsce w przypadku gatunków anadromicznych oraz ze środowiska słodkowodnego do morskiego – w przypadku gatunków katadromicznych. Ponadto wyróżniamy gatunki potamodromiczne, które migrują m.in. na tarło wewnątrz systemu wód słodkich (Brönmark i in., 2014). W przypadku typowo słodkowodnych gatunków ryb żyjących w słonawych, przybrzeżnych wodach mórz i estuariach, możliwość realizacji migracji tarłowych do wód słodkich jest jedyną szansą na skuteczny rozród (Skov i in., 2018; Greszkiewicz i in., 2022). Poznanie okresów oraz tras migracji cennych przyrodniczo i gospodarczo gatunków ryb jest istotne do prawidłowego zarządzania ich zasobami i skutecznej ochrony. Brak możliwości odbywania wędrówek poprzez poprzeczną zabudowę hydrotechniczną cieków uchodzących do morza uniemożliwia skuteczny rozród (Lucas i Baras, 2001). Ponadto dewastacja środowiska wodnego poprzez regulacje rzek, np. usuwanie z koryta roślinności stanowiącej substrat do złożenia ikry, negatywnie wpływa na intensywność, a zatem skuteczność

**Fot. 1.** Górny odcinek rzeki Płutnicy (sektor I) po przeprowadzeniu zabiegu usuwania roślinności z koryta wiosną 2020 r. (fot. A.M. Lejk)

tarła lub całkowicie je uniemożliwia (Żelazo i Popek, 2002). Nie bez znaczenia jest negatywny wpływ nasilonego kłusownictwa w okresie okołotarłowym, czemu sprzyja nagromadzenie się wielu osobników na niewielkiej przestrzeni. Takie działania mogą zniweczyć prace realizowane w ramach programów restytucji gatunków, co sugeruje, iż bez współpracy wielu instytucji i organizacji odpowiedzialnych za zarządzanie gospodarką wodną i ochroną żywych zasobów, prowadzenie kosztownych zarybień może mijać się z celem.

Badania ichtiofauny rzeki Redy oraz Płutnicy przeprowadzono na początku XXI w. (Radtke i in., 2007). Łącznie w dwóch stanowiskach zlokalizowanych w dolnym biegu Płutnicy stwierdzono, w okresie od sierpnia do września, obecność siedmiu gatunków ryb, w tym szczupaka. W dolnym odcinku rzeki Redy, na wysokości Mrzezina, stwierdzono jedynie sześć gatunków ryb, w tym pojedyncze osobniki szczupaka. Wyniki przedstawione przez Radtke i in. (2007) wskazują na małą różnorodność gatunkową w dolnych odcinkach Płutnicy oraz Redy. Nie można jednak wykluczyć, że różnorodność gatunkowa w okresie wiosennym, a więc w czasie kiedy nie prowadzono badań, byłaby większa. O dynamice zmian zespołów ryb świadczą wyniki inwentaryzacji przyrodniczej zrealizowanej przez zespół pracowników Stacji Morskiej w Helu w ramach zadania „Naturalizacja korytarza migracji ryb słodkowodnych na rzece Płutnica" (FRUG, 2016). Autorzy w takcie 13 cykli połowowych przeprowadzonych w okresie od lutego 2015 r. do grudnia 2016 r. zanotowali 30 gatunków ryb oraz jeden gatunek minoga



(*Lampetra fluviatilis* L.). W trakcie jednorazowego elektropołowu przeprowadzonego wiosną 2015 r. w dolnym odcinku Płutnicy przez Schmidt i in. (2015) stwierdzono jedynie pięć gatunków ryb, z wyraźną dominacją płoci i okoni, a jedynie 2% z udziałem szczupaka. Wskazuje to na konieczność wielokrotnego próbkowania w dłuższym czasie, w celu uzyskania wiarygodnego obrazu stanu ichtiofauny w danym cieku czy akwenie.

Omawiane rzeki w swych dolnych odcinkach zostały silnie przekształcone przez człowieka i włączone w system melioracyjny służący odwadnianiu terenów bezpośrednio przylegających do nich. Przeprowadzone regulacje oraz umocnienie brzegów palikami z faszyną nie sprzyjają powstawaniu siedlisk odpowiednich dla ryb fitofilnych, w tym szczupaka (Bry, 1996). Wysokie obwałowanie koryt rzecznych uniemożliwia powstawanie naturalnych rozlewisk w okresie wiosennym, które mogłyby być wykorzystane przez ryby jako tarliska. Ponadto regularnie co dwa, trzy lata z koryta rzeki Płutnicy usuwana jest roślinność zanurzona oraz wynurzona celem umożliwienia szybkiego spływu wód z odwadnianego obszaru (fot. 1). Tak silna ingerencja w ekosystem wpływa negatywnie na stan ichtiofauny Redy i Płutnicy. Szczegółową charakterystykę delt obu rzek oraz możliwości migracji ryb w dolnych odcinkach rzek Redy oraz Płutnicy przedstawiono w rozdziale 4.

W zaistniałej sytuacji konieczne było sprawdzenie możliwości naturalnej migracji szczupaków w dolnym biegu rzek Redy i Płutnicy w okresie okołotarłowym w kontekście realizacji programów mających na celu przywrócenie populacji szczupaka w Zatoce Puckiej.

## 2. MATERIAŁ I METODY

Użytkownikiem rybackim rzek Redy i Płutnicy jest Zarząd Okręgu Polskiego Związku Wędkarskiego w Gdańsku. W ramach swoich zobowiązań zapisanych w operacie rybackim prowadzi racjonalną gospodarkę rybacką, realizując zarybienia. Każdego roku do Płutnicy wypuszczane jest 3,4 tys. szt. narybku letniego szczupaka. Zarybienia tej rzeki innymi gatunkami ryb nie są prowadzone. Na mocy uzgodnień między stronami, w trakcie realizacji projektu PIKE w latach 2020–2022, Z.O. PZW Gdańsk nie prowadził zarybień rzeki Płutnicy szczupakiem. Pozwoliło to na określenie pochodzenia złowionych w rzece osobników z kohort 2020–2022 i przypisanie ich do jednego z dwóch źródeł: tarła naturalnego (brak znaczków CWT) lub zarybień w ramach projektu PIKE (obecność znaczków CWT). Rzeka Reda nie jest bezpośrednio zarybiana szczupakiem, natomiast każdego roku narybek letni szczupaka w liczbie 10–50 tys. szt. wypuszczany jest do Jeziora Orle, znajdującego się w górnym biegu Redy. Starsze osobniki mogą pochodzić z intensywnych zarybień Zatoki Puckiej w latach 2010–2014 (Psuty in., 2023).

Połowy w dolnych odcinkach rzek Redy i Płutnicy prowadzono w latach 2020–2022 w okresie od marca do końca maja, z zachowaniem 7–14-dniowych interwałów. Z konieczności w niektórych przypadkach okres ten był skracany do czterech dni. Łącznie w całym okresie badań wykonano po 16 sesji połowowych w obu rzekach. Badane cieki podzielono na odrębne sektory, różniące się długością oraz charakterystyką hydromorfologiczną (tab. 1). Trzy sektory wyznaczono w obrębie rzeki Płutnicy (fot. 1; fot. 2a, 2b) oraz dwa w dorzeczu Redy (fot. 3a, 3b). Zakresy poszczególnych sektorów graficznie przedstawiono na odrębnych mapach (rys.

4–6; rys. 10–12). Każdorazowo przed rozpoczęciem połowu dokonywano pomiarów temperatury wody oraz przewodności elektrolitycznej, indywidualnie dla każdego sektora. Do dalszych analiz cząstkowe wartości temperatury wody z poszczególnych sektorów uśredniono dla danego dnia połowowego. Przewodność elektrolityczna wody w trakcie prowadzenia połowów mieściła się w zakresie od 160 µS $cm^{-1}$ do 210 µS $cm^{-1}$ dla Redy oraz od 138 µS $cm^{-1}$ do 250 µS $cm^{-1}$ dla Płutnicy.

**Tabela 1.** Charakterystyka badanych odcinków rzek Płutnicy i Redy

| Sektor | Długość (km) | Średnia szerokość (m) | Średnia głębokość (m) | Rodzaj substratu na dnie | Charakter cieku | Zacienienie (%) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Płutnica | | | | | | |
| I | 1,04 | 4 | 0,3 | piasek > muł | uregulowany | 0–25 |
| II | 1,58 | 5 | 0,5 | piasek > muł | uregulowany | 0–25 |
| III | 0,73 | 9 | 1,5 | piasek > muł | uregulowany | 0–25 |
| Reda | | | | | | |
| I | 3,25 | 8–12 | 0,7 | piasek > muł > żwir | uregulowany/ półnaturalny | 50–75 |
| II | 1,60 | 10–14 | 1,5 | piasek > muł | uregulowany | 0–25 |

**Fot. 2.** Elektropołowy prowadzone w dorzeczu Płutnicy w sektorze II (a) i sektorze III (b) – fot. A.M. Lejk

Ryby pozyskano wykorzystując najmniej inwazyjną metodę – elektropołowy z wykorzystaniem prądu stałego, generowanego przez atestowane akumulatorowe narzędzie przeznaczone do połowu ryb, zaopatrzone w przystawkę prostownikową. W kilku sytuacjach stosowano agregat spalinowy wyposażony w przystawkę prostownikową. Zastosowanie tego urządzenia do pobierania prób ryb jest zgodne z Polską Normą „Jakość wody – pobieranie próbek ryb z zastosowaniem elektryczności" (PN-EN 14011: 2006). Próbkowanie polegało na każdorazowym, jednokrotnym obłowieniu wytypowanych sektorów podczas tury. Wyjątek stanowi sektor I na Płutnicy, gdzie 2022 r. nie prowadzono połowów ze względu na bardzo niski poziom wody, który uniemożliwiał swobodny i bezpieczny spływ łodzią. Silne zamulenie tego odcinka rzeki wykluczyło możliwość przeprowadzenia połowów brodząc. Połowy w pozostałych odcinkach przeprowadzono płynąc łodzią w dół cieku. Odłowione ryby klasyfikowano do gatunku oraz dokonywano pomiaru długości całkowitej ciała (*longitudo totalis*, *l.t.*; cm). Zakres analiz dla szczupaków był szerszy i obejmował pomiar długości (*l.t.*, cm) oraz masy ciała (g), a także określenie, na podstawie zewnętrznych oględzin, płci i dojrzałości płciowej. Ponadto pobierano po 10–20 łusek z obszaru między płetwą grzbietową a linią naboczną w celu określenia wieku. Każdorazowo dokonywano dokładnych oględzin złowionych szczupaków celem zdiagnozowania potencjalnych ubytków w szacie łuskowej, wskazującej na ponowne złowienie w trakcie aktualnej sesji badawczej. Osobniki złowione ponownie uwzględniono wyłącznie w trakcie pierwszego rekordu.

W latach 2021–2022 wszystkie osobniki szczupaków powyżej 20 cm zostały indywidualnie oznakowane znaczkami zewnętrznymi typu T-bar (Hallprint, Australia) w celu śledzenia dynamiki ich migracji w kolejnych elektropołowach. Ze względu na każdorazowe znakowanie złowionych osobników szczupaka, osobniki złowione w trakcie wcześniejszych sesji połowowych udawało się odróżnić w oczywisty sposób. Ponadto wszystkie złowione szczupaki były

sprawdzane pod kątem posiadania znaczków CWT, których obecność wskazywałaby na pochodzenie z zarybień zrealizowanych w ramach projektu PIKE (zob. rozdz. 10). Miejsca złowienia zostały oznaczone za pomocą urządzenia GPS 62st (Garmin® Ltd., USA).

Na wszystkie procedury zastosowane w badaniach uzyskano zgodę Lokalnej Komisji Etycznej ds. Doświadczeń na Zwierzętach w Bydgoszczy w zakresie wniosku BYD10/2021BIS w latach 2021–2022 (Uchwała Nr 11/2021 z dnia 23.03.2021 r.).

**Fot. 3.** Elektropołowy prowadzone w dorzeczu Redy w sektorze I (a) i sektorze II (b) – fot. A.M. Lejk



## 3. WYNIKI I ICH OMÓWIENIE

Łącznie w obu rzekach w całym okresie badań (2020–2022) złowiono osobniki należące do 28 gatunków ryb oraz dwóch gatunków minogów (tab. 2). Mniejszą różnorodność gatunków zaobserwowano w Płutnicy, w której stwierdzono tylko 13 taksonów ryb i minoga rzecznego, co w porównaniu do 27 gatunków ryb i dwóch gatunków minoga zinwentaryzowanych w Redzie wskazuje na zróżnicowanie między obiema rzekami pod względem ichtiofauny. Może to wynikać z różnicy wielkości przepływu wody pomiędzy rzekami oraz większego znaczenia Redy, jako korytarza migracyjnego między Zatoką Pucką a rzeką. Łącznie złowiono 4744 ryb, z czego 3745 w Płutnicy oraz 999 w Redzie. Zastanawiającym zjawiskiem był, obserwowany z roku na rok, spadek liczby stwierdzonych taksonów oraz sumarycznie złowionych ryb zarówno w Redzie, jak i Płutnicy. Trend spadkowy dotyczył również liczby poławianych szczupaków w obu rzekach.

Na podstawie obecnych wyników badań nie stwierdzono m.in. różanki, gatunków ryb babkowatych i śledziowatych, notowanych wcześniej (FRUG, 2016). Autorzy opracowania wskazują na zaskakujący duży udział w całkowitej biomasie połowu nierodzimego gatunku babki – babki byczej *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814), zaobserwowany w miesiącach jesiennych, czyli okresie nieobjętym obecnymi badaniami. Obecność babki byczej notowana była zarówno w odcinku przyujściowym Płutnicy, jak również 3 km powyżej ujścia (FRUG, 2016). Jak zaznaczają autorzy opracowania, duży udział *N. melanostomus* może wynikać zarówno z incydentalnego wpłynięcia do rzeki Płutnicy spowodowanego specyficznymi warunkami hydrologicznymi, jak i nieznanego wcześniej lokalnie nowego kierunku jesiennych migracji tego gatunku. Zatem otwartym pozostaje pytanie na temat aktualnej sytuacji populacji babki byczej w rejonie Zatoce Puckiej, która w latach 90. rozpoczęła spektakularną inwazję południowego Bałtyku (Skóra i Stolarski, 1993; Kornis i in., 2012). Jak wykazały wyniki badań, babka bycza stanowi bardzo ważny komponent diety szczupaków występujących w zatoce (zob. rozdz. 11). Z kolei nieproporcjonalnie duży udział ciernika w połowach (tab. 2) może świadczyć o niepokojących zmianach w strukturze ichtiofauny Płutnicy, notowanych wcześniej w litoralu Zatoki Puckiej, gdzie biomasa ryb ciernikowatych okresami przekraczała 99% składu ichtiofauny (Skóra, 1993). Jednocześnie, mimo wciąż licznego występowania w Zatoce Puckiej (Wałowski, 2009; MIR, 2021), takson ten nie jest preferowany przez szczupaki jako składnik diety (zob. rozdz. 11).

**Tabela 2.** Zestawienie gatunków oraz charakterystyka ryb i minogów (wartość średnia oraz zakres długości, *l.t.*, cm) stwierdzonych podczas elektropołowów przeprowadzonych wiosną w rzekach Płutnicy i Redzie w latach 2020–2022

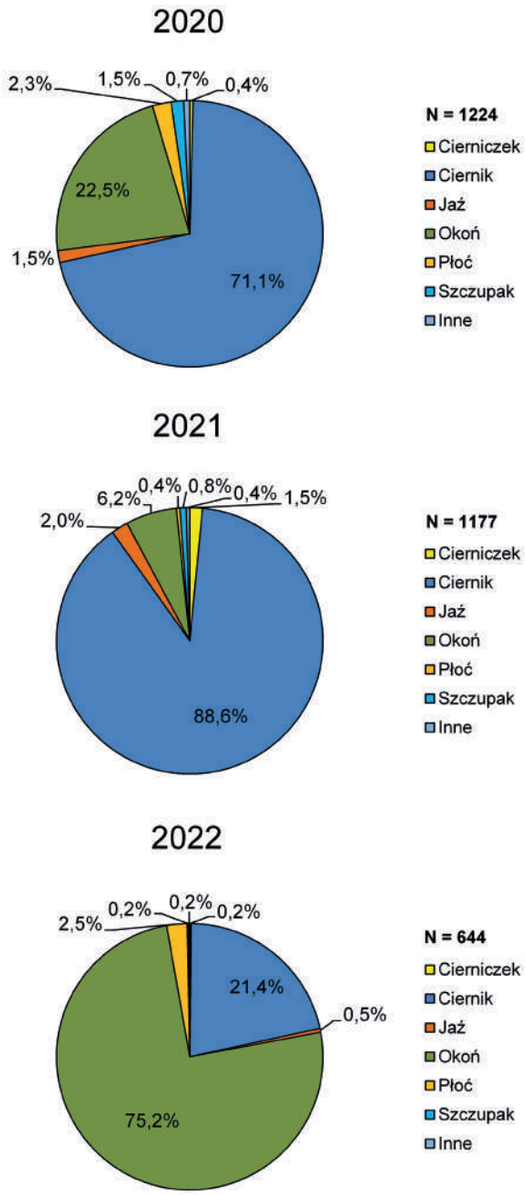
| Gatunek | Płutnica | | Reda | |
|---|---|---|---|---|
| | n | *l.t.* (cm) | n | *l.t.* (cm) |
| Cierniczek *Pungitius pungitius* L. | 27 | 3,5 (3–5) | – | – |
| Ciernik *Gasterosteus aculeatus* L. | 2549 | 4,5 (3–5) | 145 | 5,7 (3–8) |
| Jaź *Leuciscus idus* L. | 55 | 39,7 (15–50) | 14 | 43,3 (20–52) |
| Jelec *Leuciscus leuciscus* L. | – | – | 1 | 9 (9) |
| Karaś srebrzysty *Carassius gibelio* (Bloch, 1782) | 4 | 19,0 (12–22) | 26 | 27,1 (9–40) |
| Kiełb | – | – | 4 | 12,3 (11–13) |
| Kleń *Leuciscus cephalus* L. | – | – | 1 | 11 (11) |
| Krąp *Blicca bjoerkna* L. | 2 | 23,5 (23–24) | 1 | 12 (12) |
| Leszcz *Abramis brama* L. | 3 | 21,0 (20–22) | 10 | 44,5 (30–55) |
| Lin *Tinca tinca* L. | 6 | 23,8 (15–35) | 3 | 10,3 (7–16) |
| Lipień *Thymallus thymallus* L. | – | – | 25 | 25,2 (13–36) |
| Minóg rzeczny *Lampetra fluviatilis* L. | 1 | 30,0 (30) | 1 | 31 (31) |
| Minóg strumieniowy *Lampetra planeri* (Bloch, 1782) | – | – | 7 | 14,6 (13–20) |
| Okoń *Perca fluviatilis* L. | 990 | 11,5 (4–32) | 232 | 12,2 (5–26) |
| Piskorz *Misgurnus fossilis* L. | 2 | 22,5 (20–25) | 1 | 12 (12) |
| Płoć *Rutilus rutilus* L. | 65 | 14,5 (3–28) | 248 | 18,7 (4–30) |
| Pstrąg potokowy *Salmo trutta m. fario* L. | – | – | 68 | 25,9 (11–45) |
| Pstrąg tęczowy *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792) | – | – | 33 | 26,2 (20–53) |
| Pstrąg źródlany *Salvelinus fontinalis* (Mitchill, 1814) | – | – | 3 | 27,0 (26–28) |
| Różanka *Rhodeus sericeus* (Pallas, 1776) | – | – | 1 | 5 (5) |
| Sandacz *Sander lucioperca* L. | – | – | 3 | 50,0 (42–55) |
| Sieja *Coregonus lavaretus* L. | – | – | 1 | 20 (20) |
| Słonecznica *Leucaspius delineatus* (Heckel, 1843) | – | – | 1 | 5 (5) |
| Stornia *Platichthys flesus* L. | – | – | 13 | 8,5 (5–23) |
| Stynka *Osmerus eperlanus* L. | 1 | 12,0 (12) | 1 | 15 (15) |
| Śliz *Barbatula barbatula* L. | – | – | 2 | 11,5 (11–12) |
| Troć wędrowna *Salmo trutta m. trutta* L. | – | – | 112 | 33,5 (12–80) |
| Ukleja *Alburnus alburnus* L. | 1 | 13,0 (13) | 4 | 10,0 (7–12) |
| Węgorz *Anguilla anguilla* L. | – | – | 7 | 38,6 (25–55) |



## 3.1. Płutnica

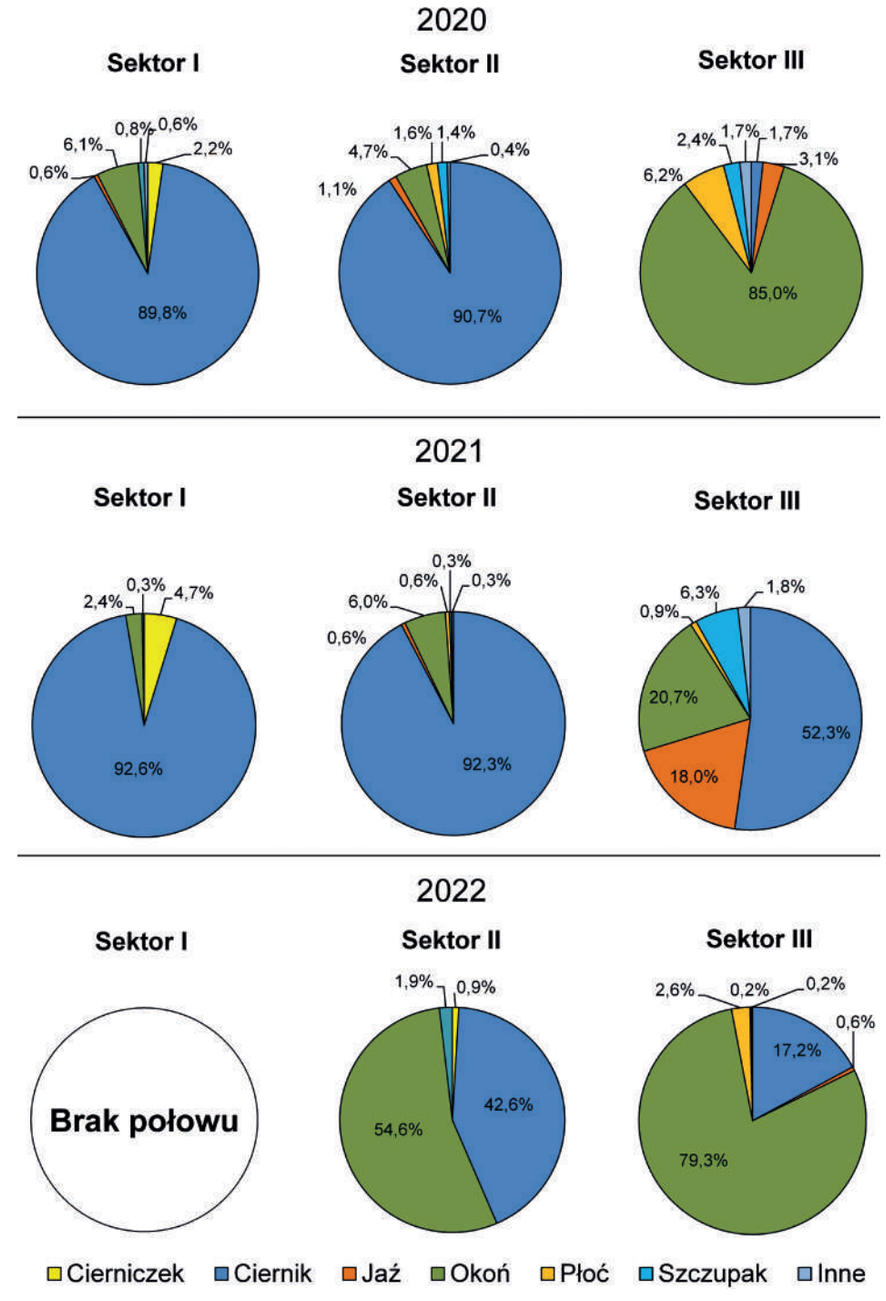
### 3.1.1. Skład gatunkowy

Na podstawie przeprowadzonych połowów badawczych wskazano na zauważalne zróżnicowanie w liczbie złowionych ryb pomiędzy latami: 1224 w roku 2020, 1177 w 2021 oraz tylko 644 w 2022. Również skład ichtiofauny Płutnicy, zarówno pomiędzy sektorami, jak również między latami badań, różnił się wyraźnie (rys. 1). Wyodrębniono sześć gatunków, które w większej liczebności występowały we wszystkich latach badań, tj. cierniczek, ciernik, okoń, jaź, płoć i szczupak. Pozostałe taksony występowały incydentalnie i nie miały istotnego wpływu na skład ichtiofauny – zostały sklasyfikowane do grupy „inne". Udział (%) płoci, jazia i cierniczka był relatywnie stały i wynosił, w zależności od gatunku, od 0,2% do 2,5% (rys. 1). Gatunkiem dominującym był natomiast ciernik w roku 2020 (71,1%) i 2021 (88,6%) oraz okoń w roku 2022 (75,2%). Przyczyną tej zamiany mogły być niesprzyjające warunki hydrologiczne oraz termiczne latem 2021 r., które negatywnie wpłynęły zarówno na przeżywalność ciernika, jak i na ogólną niską liczebność stwierdzonych ryb w 2022 r. Zwiększony udział okonia w odłowach w roku 2022 mógł być również wynikiem łagodniejszej zimy 2021/2022, skutkującej wcześniejszą jego migracją do rzeki na tarło. Należy jednocześnie zauważyć, że nawet w roku 2020 i 2021, gdy dominującym gatunkiem był ciernik, okoń był drugim co do istotności gatunkiem z udziałem odpowiednio 22,5% i 6,2%.




**Rys. 1.** Udział (%) poszczególnych gatunków ryb występujących w rzece Płutnicy w trakcie elektropołowów przeprowadzonych w latach 2020–2022





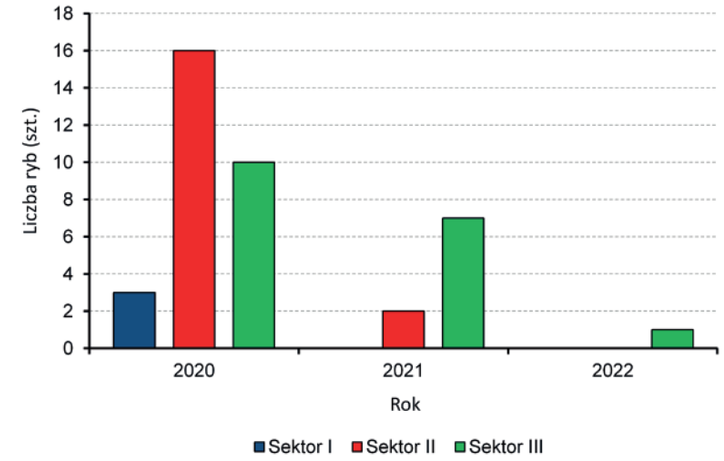

**Rys. 2.** Udział (%) poszczególnych gatunków ryb stwierdzonych w rzece Płutnicy w trakcie elektropołowów przeprowadzonych w trzech sektorach w latach 2020–2022

Wszystkie trzy sektory mają podobny charakter morfologii koryta. Rzeka na całym badanym odcinku jest uregulowana, o równomiernym przepływie, stwarzając warunki do bytowania gatunków ryb gorzej radzących sobie z silnym prądem rzeki. Najwyżej położony sektor I charakteryzował się najmniejszą liczbą zinwentaryzowanych taksonów. Dominował ciernik (średnio 91,2%) z niewielkim udziałem cierniczka (średnio 3,5%) i okonia (średnio 4,2%) – rysunek 2. W sektorze II, zlokalizowanym w środkowej części łowionego odcinka Płutnicy, wciąż procentowo dominował ciernik (średnio 91,5%), za wyjątkiem 2022 r., kiedy zanotowano ponad 54-procentowy udział okonia. Skład ichtiofauny w sektorze III, położonym najbliżej ujścia Płutnicy do Zatoki Puckiej, był najbardziej dynamiczny. W latach 2020 i 2022 dominował okoń, uzyskując wartości odpowiednio 85,0% oraz 79,3%. W 2021 r. udział okonia w stosunku do pozostałych gatunków zmalał do 20,7% (rys. 2). Również występowanie przedstawicieli pozostałych gatunków ryb podlegało zmianom. Szczególnie dotyczyło to dwóch najliczniej występujących gatunków ryb karpiowatych, płoci i jazia. Brak względnej stabilności w strukturze ichtiofauny dolnego odcinka Płutnicy związany jest z silnym wpływem osobników odbywających okresowe, krótkie wędrówki pokarmowe oraz tarłowe między morzem a rzeką. Na intensywność tego zjawiska niebagatelny wpływ miały z pewnością aktualnie panujące warunki hydrometeorologiczne oraz termiczne w rzece.

### 3.1.2. Szczupak

Łącznie w trakcie trzech lat badań odłowiono w Płutnicy 39 szczupaków, z czego 29 pozyskano w 2020 r., dziewięć w 2021 r., a tylko jednego w 2022 r. Są to różnice bardzo znaczące. Obecność szczupaków stwierdzono we wszystkich trzech sektorach, przy czym najmniej w położonym najwyżej sektorze I (rys. 3). Oczywiście na ten wynik w pewnym stopniu negatywnie wpłynął brak możliwości przeprowadzenia połowów w 2022 r. ze względu na niski poziom wody w tym sektorze. Należy jednak mieć na uwadze, iż w roku 2021 również nie odnotowano szczupaków w sektorze I. Najwięcej szczupaków w trakcie sezonu połowowego złowiono natomiast w sektorze II w 2020 roku (16 os.), przy czym w kolejnych latach trend ten nie został podtrzymany. Jedynie w trzecim sektorze stwierdzono szczupaki we wszystkich trzech latach badań. Niewielki udział szczupaków lub wręcz ich brak w górnych sektorach rzeki mógł wynikać z występującego tam niskiego stanu wód, nie sprzyjającemu podejmowaniu przez ryby dalekich wędrówek w wyżej położone partie cieków.





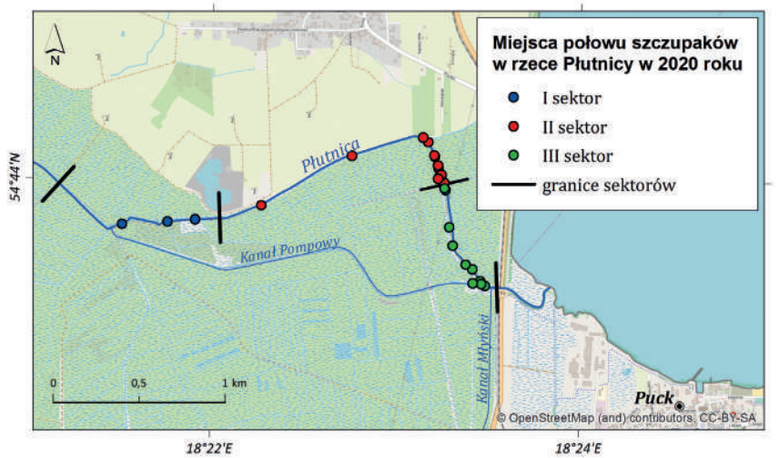

**Rys. 3.** Liczba szczupaków złowionych w poszczególnych sektorach rzeki Płutnicy podczas elektropołowów przeprowadzonych w latach 2020–2022. Ryby złowione ponownie nie były uwzględniane

Wiek złowionych szczupaków (n = 39) mieścił się w zakresie od 1 roku do 7 lat. Najczęściej łowiono osobniki dwu- oraz trzyletnie, stanowiące odpowiednio 28,2% oraz 33,3% badanej próby. Szczupaki w wieku 4+ stanowiły 15,4% złowionych ryb, natomiast osobniki w wieku 5+ 12,8%. Osobniki najmłodsze i najstarsze stanowiły zaledwie odpowiednio 7,7% i 2,6%. W zebranej próbie ryb w 2020 r. tylko jednego ze złowionych osobników zaklasyfikowano do grupy wiekowej 1+. W 2021 r. tylko dwa (22,2%) z dziewięciu złowionych osobników była w wieku 1+, natomiast w 2022 r. już nie złowiono tak młodego szczupaka. Dominacja w próbie starszych szczupaków (> 1+) wskazuje na brak skutecznego rozrodu w latach 2019–2021.

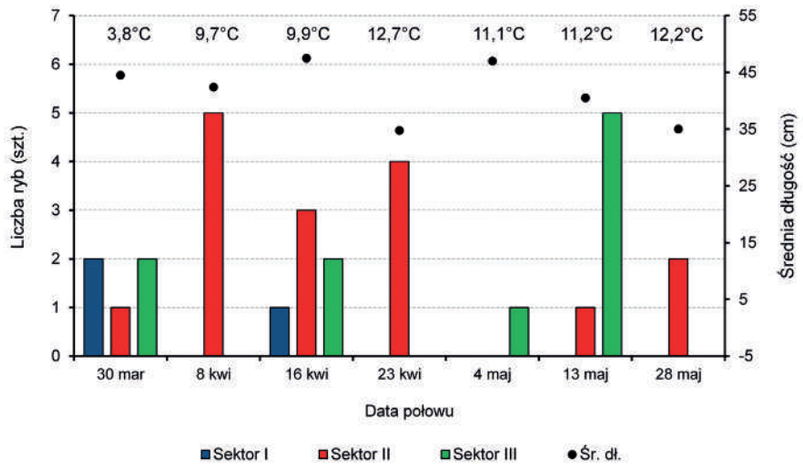
Długość złowionych szczupaków wyniosła średnio 42,0 cm, 50,4 cm oraz 41,0 cm, odpowiednio dla 2020, 2021 oraz 2022 r. We wszystkich latach zanotowano zróżnicowanie w średniej długości szczupaków pomiędzy połowami, lecz zbyt mała liczebność próby nie pozwoliła na statystyczne potwierdzenie tych obserwacji. Średnia długość szczupaków w poszczególnych grupach wieku wyniosła 21,2 cm, 41,0 cm, 43,4 cm, 53,7 cm, 62,8 cm oraz 75,0 cm, odpowiednio dla ryb w wieku 1+, 2+, 3+, 4+, 5+ oraz 7+. Mały udział najmłodszych oraz najstarszych osobników w próbie może skutkować pewnymi niedokładnościami w oszacowaniu średnich długościach ciała w klasach wieku.

Zakresy temperatury wody w trakcie sesji połowowych były charakterystyczne dla okresu wiosennego. Nie zaobserwowano wartości ekstremalnych. Spośród trzech lat badań najniższą średnią temperaturę wody dla całego wiosennego sezonu zanotowano w 2021 r. (7,8°C). Średnia sezonowa dla 2020 i 2022 r. wyniosła odpowiednio 10,1°C i 9,4°C.

a)



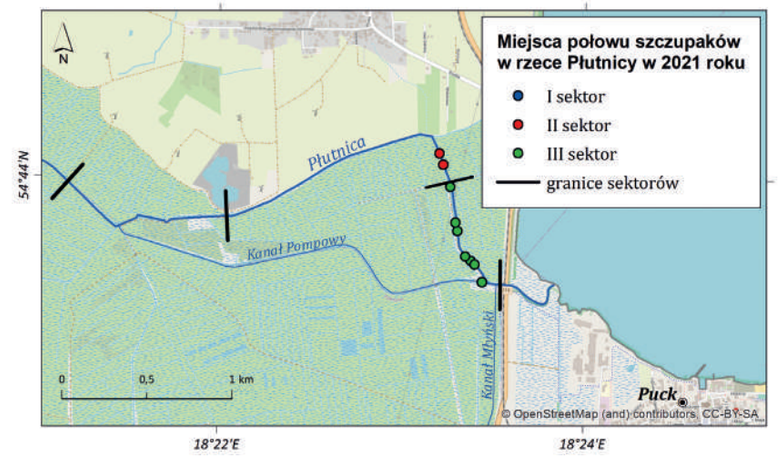

b)



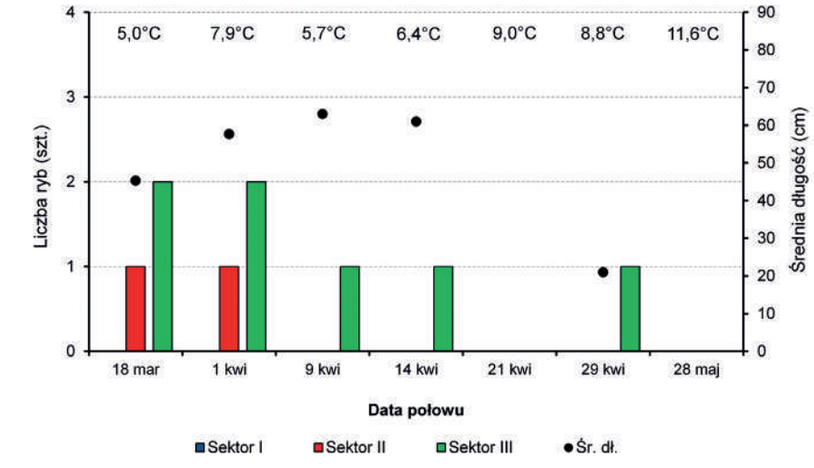

**Rys. 4.** Mapa przedstawiająca przestrzenne rozmieszczenie miejsc złowienia szczupaków w Płutnicy w 2020 r. (a) oraz wykres przedstawiający liczbę szczupaków w poszczególnych dniach połowowych z podziałem na sektory (b). Na wykresie zaznaczono średnią długość osobników (*l.t.*) oraz średnią temperaturę wody (°C) w dniu połowu; 8 kwietnia nie uwzględniono jednego osobnika złowionego ponownie w sektorze III, 28 maja nie uwzględniono jednego osobnika złowionego ponownie w sektorze II



a)

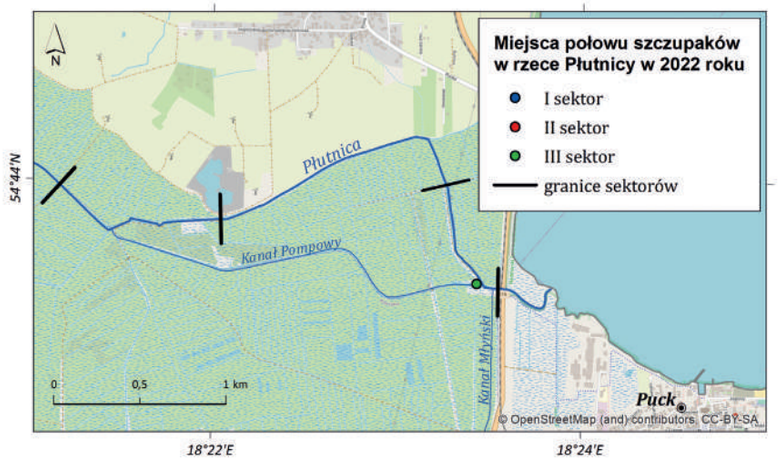



b)

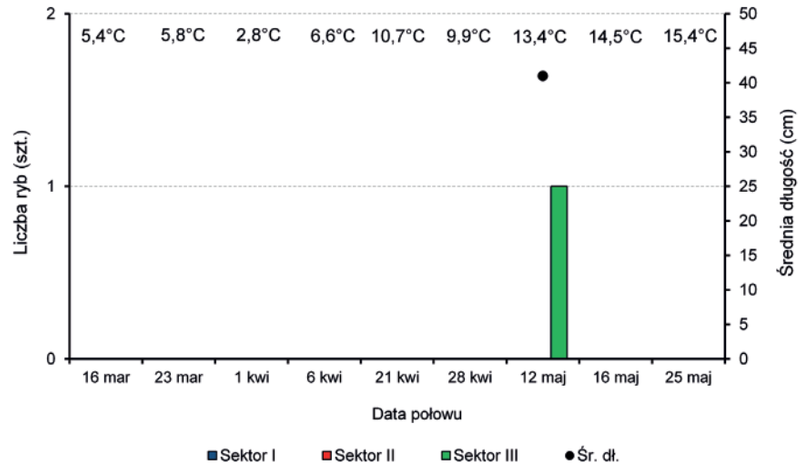



**Rys. 5.** Mapa przedstawiająca przestrzenne rozmieszczenie miejsc złowienia szczupaków w Płutnicy w 2021 r. (a) oraz wykres przedstawiający liczbę szczupaków w poszczególnych dniach połowowych z podziałem na sektory (b). Na wykresie zaznaczono średnią długość osobników (*l.t.*) oraz średnią temperaturę wody (°C) w dniu połowu; 9 kwietnia nie uwzględniono jednego osobnika złowionego ponownie w sektorze II

a)




b)




**Rys. 6.** Mapa przedstawiająca przestrzenne rozmieszczenie miejsc złowienia szczupaków w Płutnicy w 2022 r. (a) oraz wykres przedstawiający liczbę szczupaków w poszczególnych dniach połowowych z podziałem na sektory (b). Na wykresie zaznaczono średnią długość osobników (*l.t.*) oraz średnią temperaturę wody (°C) w dniu połowu

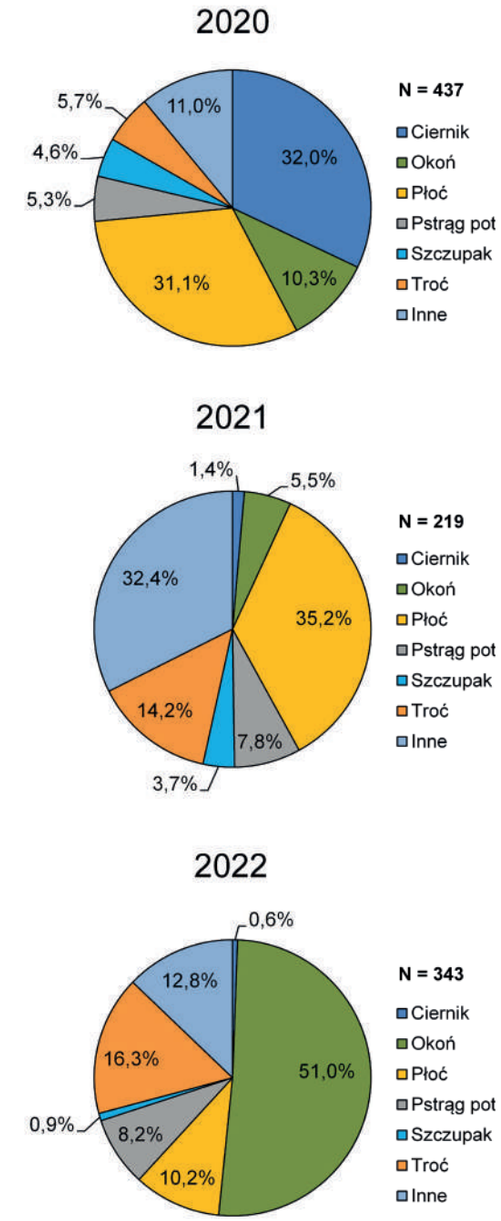


Szczupaki nie były równomiernie rozmieszczone w obrębie sektorów. Można zauważyć pewne tendencje do gromadzenia się ryb na krótkich odcinkach. Szczególnie dotyczy to dolnego fragmentu sektora II oraz dolnego fragmentu sektora III (rys. 4–6). Może to być związane z występowaniem tarlisk w tych miejscach. Aczkolwiek nie odnotowaliśmy wczesnych stadiów rozwojowych szczupaka, które mogłyby świadczyć o skutecznym tarle. Te rejony powinny być szczególnie chronione w okresie tarła przed kłusownictwem, ze względu na duże zagęszczenie ryb. Ponadto wszelkie prace utrzymaniowe w korycie Płutnicy, jeżeli to tylko konieczne, powinny być prowadzone z pominięciem tych odcinków. Usuwanie z dna rzeki roślinności, fragmentów drzew i krzewów powoduje zniszczenie i tak już ograniczonej powierzchni tarlisk, które są miejscem nadzwyczajnej aktywności szczupaków (FRUG, 2016).

## 3.2. Reda

### 3.2.1. Skład gatunkowy

Liczba złowionych w poszczególnych latach ryb (437 w 2020 r., 219 w 2021 oraz 343 w 2022), w przeciwieństwie do Płutnicy, nie różniła się znacząco. Odnośnie do zróżnicowania w składzie ichtiofauny dolnego odcinaka rzeki Redy między latami, w porównaniu do Płutnicy, nie zaznaczyła się dominacja ciernika w połowach. Największy sumaryczny udział tego gatunku zanotowano w 2020 r., osiągając 32% wszystkich złowionych ryb (rys. 7). W pozostałych latach udział ciernika w połowie mieścił się w zakresie

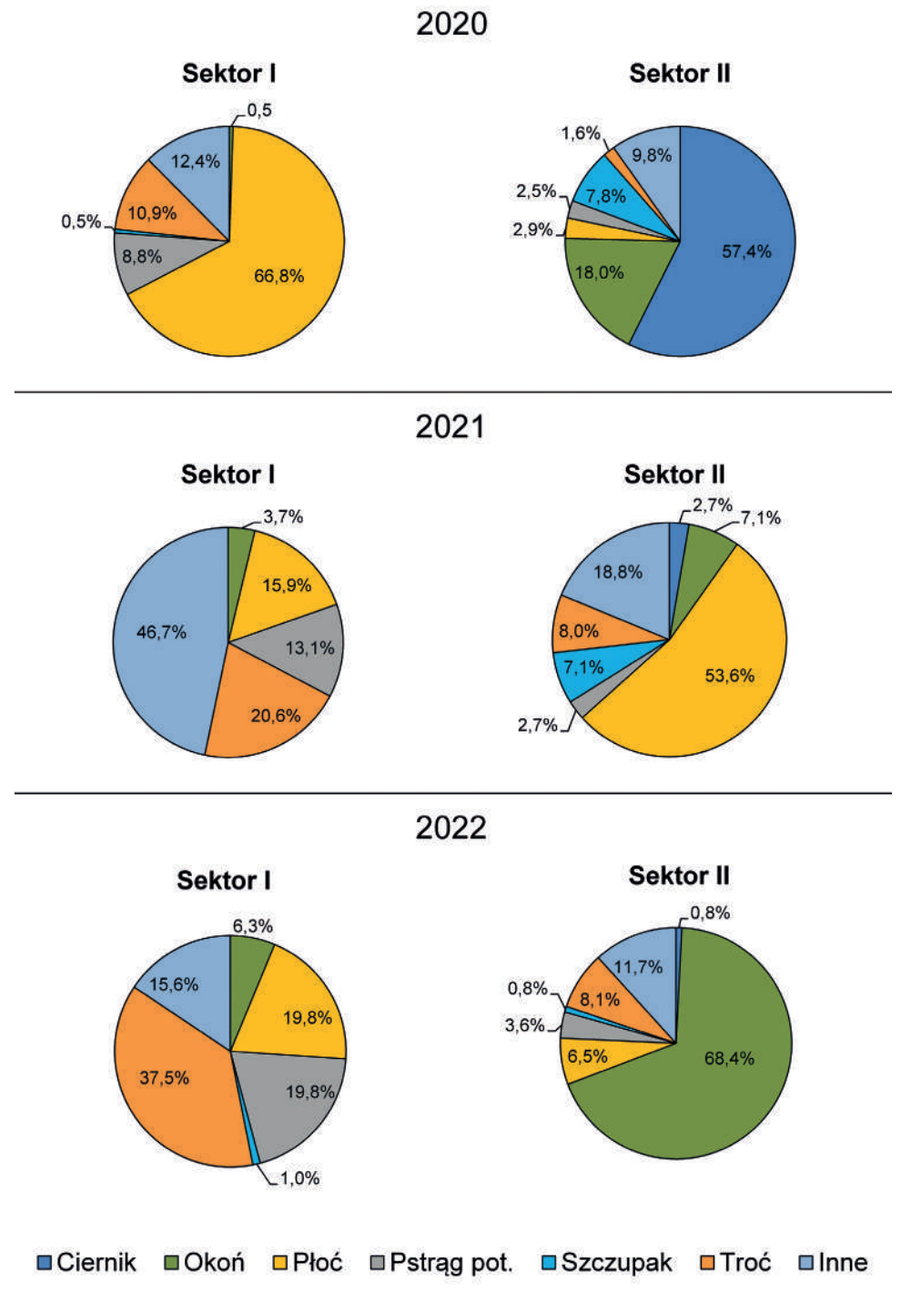



**Rys. 7.** Udział (%) poszczególnych gatunków ryb występujących w rzece Redzie w trakcie elektropołowów przeprowadzonych w latach 2020–2022

0,9–1,4%. Zdecydowanie przeważały natomiast płoć, okoń oraz formy: osiadła i anadromiczna *Salmo trutta* L. (pstrąg potokowy i troć wędrowna). Udziały dwóch dominujących taksonów, tj. płoci i okonia, mieściły się w zakresie odpowiednio 10,2–35,2% oraz 5,5–51% (rys. 7). Pozostałe gatunki występowały sporadycznie, natomiast na szczególną uwagę zasługuje ich duża różnorodność, czego nie zaobserwowano w Płutnicy (tab. 2). Wśród pozostałych gatunków stwierdzono trzy gatunki obce (karasia srebrzystego, pstrąga tęczowego, pstrąga źródlanego) oraz pojedyncze osobniki, m.in. storni, różanki, siei i dwa gatunki minogów (tab. 2). To zróżnicowanie z pewnością w pewnym stopniu wynika z lokalizacji Redy, której ujście znajduje się w bezpośrednim sąsiedztwie głębszych wód Zatoki Puckiej zewnętrznej.

Wyznaczone dwa sektory na rzece Redzie zdecydowanie różniły się od siebie pod względem składu ichtiofauny. Związane jest to m.in. z morfologią koryta, wynikającą m.in. z różnego stopnia jego przekształcenia. Sektor I w swoim początku ma charakter rzeki górskiej, z dużą ilością zwalisk, natomiast jego dolny odcinek jest uregulowany, z wyraźnie antropogenicznie ustabilizowanym przepływem. Sektor II na całej swojej długości charakteryzuje koryto uregulowane, a jego brzegi punktowo porasta trzcina. W efekcie w sektorze I częściej występowały ryby prądolubne, aniżeli w sektorze II, w którym dominowały gatunki ryb gorzej radzące sobie z prądem rzeki (rys. 8). Zróżnicowanie zaobserwowano również między poszczególnymi latami. Dominacja płoci w 2020 r. w sektorze I związana jest z dużym zagęszczeniem tego gatunku w uregulowanej części odcinka. Natomiast w 2021 i 2022 r. przeważały trocie, pstrągi potokowe oraz cała grupa pozostałych gatunków, wśród których można wyróżnić jazie, lipienie, pstrągi tęczowe i źródlane oraz leszcze (rys. 8; tab. 2). W sektorze II w każdym z trzech lat badań zaznacza się wyraźna dominacja innego gatunku. W 2020 r. zaobserwowano ponad 57-procentowy udział ciernika w sektorze, w 2021 r. dominowała płoć (53,6%), natomiast w 2022 r. prawie 70% złowionych ryb stanowił okoń (rys. 8). Zanotowana zmienność utrudnia zaobserwowanie pewnych prawidłowości i wyciągnięcie wniosków. Silna zmienność, podobnie jak to miało miejsce w przypadku sektora III na Płutnicy, może być związana z bliskością ujścia rzeki do Zatoki Puckiej. W takich warunkach struktura ichtiofauny jest kształtowana przez dynamikę migracji poszczególnych gatunków ryb, która w okresie wiosennym wydaje się być najmniej przewidywalna i uzależniona od wielu czynników, takich jak warunki hydro- i meteorologiczne, czy aktywność rybacka w morzu.





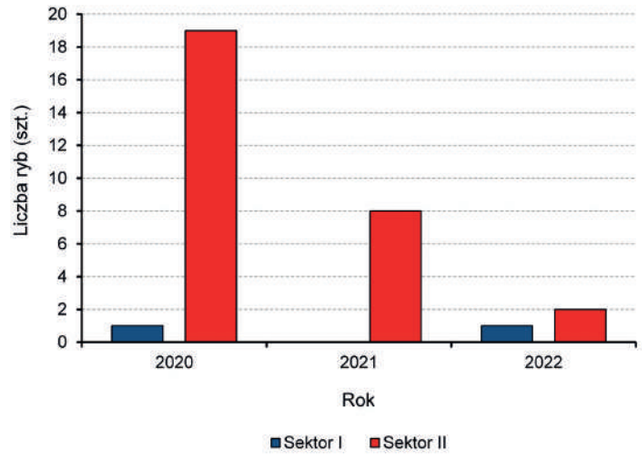

**Rys. 8.** Udział (%) poszczególnych gatunków ryb stwierdzonych w rzece Redzie w trakcie elektropołowów przeprowadzonych w dwóch sektorach w latach 2020–2022

### 3.2.2. Szczupak

Na przestrzeni trzech lat badań obecność szczupaków zanotowano we wszystkich wyznaczonych na Redzie sektorach. Łącznie złowiono 31 osobników. Podobnie jak w przypadku Płutnicy, najwięcej szczupaków pozyskano w 2020 r. (20 os.). W następnych latach obserwowano wyraźny trend spadkowy – złowiono osiem ryb w roku 2021 oraz trzy ryby w roku 2022. Jedynie w II sektorze stwierdzono szczupaki we wszystkich trzech latach badań (rys. 9).

Najwięcej szczupaków łowiono w sektorze II (29 os.). Natomiast w najniżej położonym odcinku sektora I złowiono tylko dwie ryby (rys. 10–12). Szczupaki z sektora I pozyskano wyłącznie w dolnych fragmencie sektora (rys. 10; rys. 12), który jest całkowicie uregulowany o ustabilizowanym spowolnionym przepływie wody. Fragmenty trzcinowisk oraz praktyczny brak roślinności zanurzonej oraz schronień nie stwarzają dogodnego siedliska dla przebywania szczupaków, jak również ich skutecznego rozrodu.

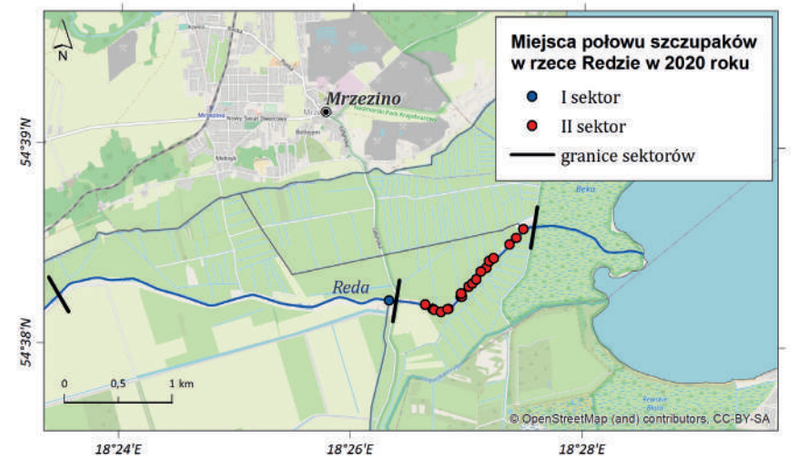
Wiek złowionych szczupaków (n = 31) mieścił się w zakresie 1–5 lat. Struktura wiekowa szczupaków złowionych w Redzie różniła się od struktury wiekowej szczupaków pozyskanych w Płutnicy. Najczęściej łowiono osobniki młode, jednoroczne oraz dwuletnie, stanowiące odpowiednio 41,9% oraz 25,8% badanej próby. Osobniki w wieku 3+ i 4+ stanowiły po 12,9% złowionych ryb, natomiast osobniki w wieku 5+ jedynie 6,5%. Zakładając, że osobniki jednoroczne nie podejmują jeszcze dalekich wędrówek, można przypuszczać, że pochodzą z tarła mającego miejsce w dolnym odcinku Redy. Połowa szczupaków złowionych w 2020 r. składała się z ryb w wieku 1+, sugerując udane tarło wiosną 2019 r. W 2021 r. udział najmłodszych osobników wyniósł 12,5%, natomiast w 2022 r. dwa z trzech szczupaków należało do grupy wiekowej 1+. Uzyskane wyniki mogą wskazywać na brak skutecznego rozrodu wiosną w latach 2020–2021.



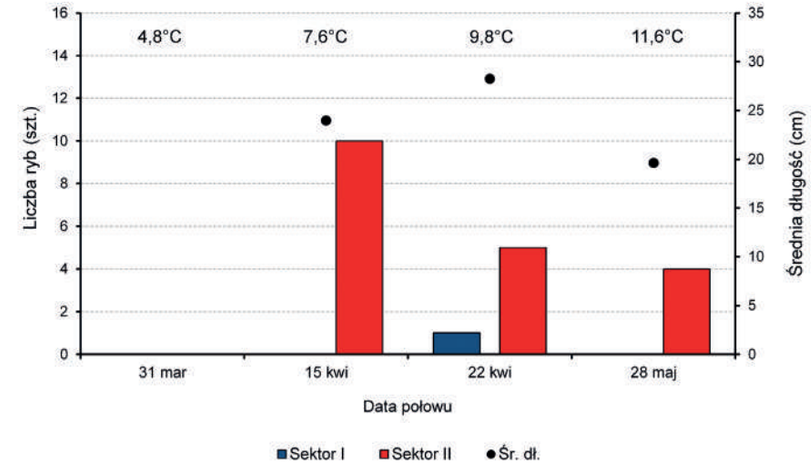

**Rys. 9.** Liczba szczupaków złowionych w poszczególnych sektorach rzeki Redy podczas elektropołowów przeprowadzonych w latach 2020–2022



a)

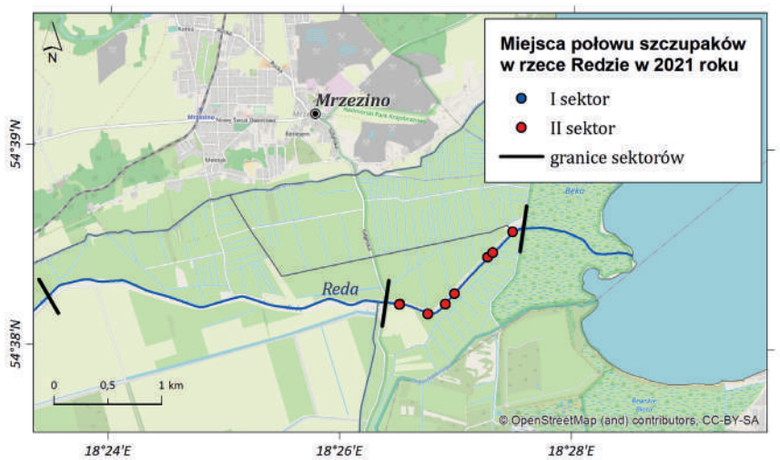



b)

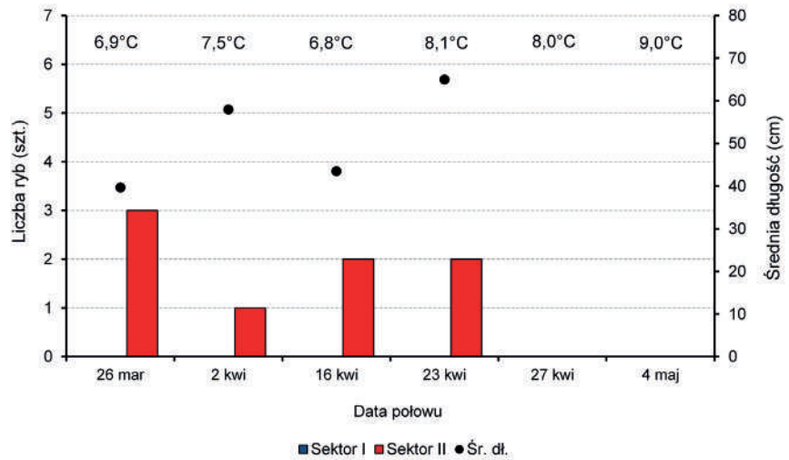



**Rys. 10.** Mapa przedstawiająca przestrzenne rozmieszczenie miejsc złowienia szczupaków w Redzie w 2020 r. (a) oraz wykres przedstawiający liczbę szczupaków w poszczególnych dniach połowowych z podziałem na sektory (b). Na wykresie zaznaczono średnią długość osobników (*l.t.*) oraz średnią temperaturę wody (°C) w dniu połowu; 22 kwietnia nie uwzględniono jednego osobnika złowionego ponownie w sektorze II, 28 maja nie uwzględniono jednego osobnika złowionego ponownie w sektorze II

a)



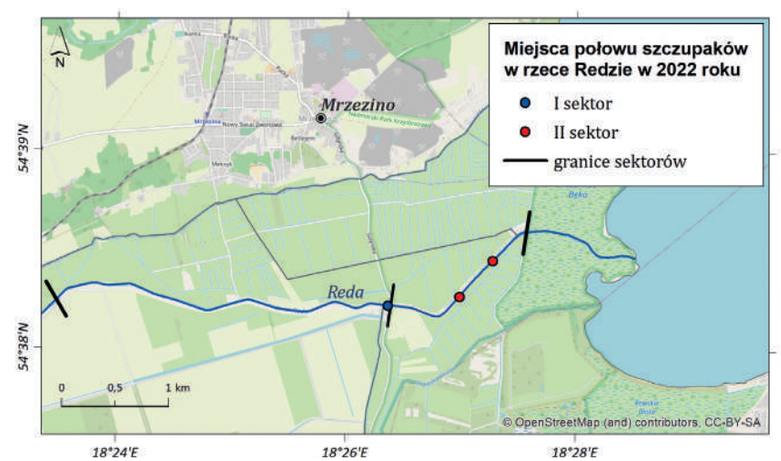

b)



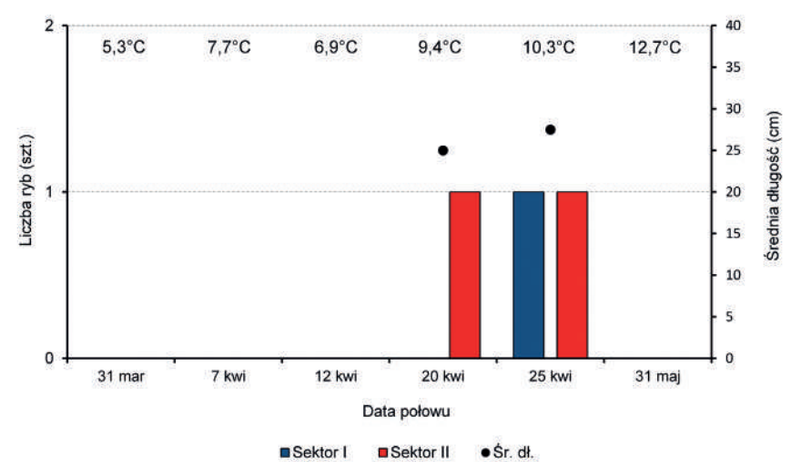

**Rys. 11**. Mapa przedstawiająca przestrzenne rozmieszczenie miejsc złowienia szczupaków w Redzie w 2021 r. (a) oraz wykres przedstawiający liczbę szczupaków w poszczególnych dniach połowowych z podziałem na sektory (b). Na wykresie zaznaczono średnią długość osobników (*l.t.*) oraz średnią temperaturę wody (°C) w dniu połowu; 16 kwietnia nie uwzględniono jednego osobnika złowionego ponownie w sektorze II



a)




b)




**Rys. 12.** Mapa przedstawiająca przestrzenne rozmieszczenie miejsc złowienia szczupaków w Redzie w 2021 r. (a) oraz wykres przedstawiający liczbę szczupaków w poszczególnych dniach połowowych z podziałem na sektory (b). Na wykresie zaznaczono średnią długość osobników (*l.t.*) oraz średnią temperaturę wody (°C) w dniu połowu

Długość złowionych szczupaków wyniosła średnio 24,4 cm, 49,3 cm oraz 26,7 cm, odpowiednio dla 2020, 2021 oraz 2022 r. Zbyt mała liczebność próby nie pozwala na statystyczne potwierdzenie tych obserwacji. Średnia długość szczupaków w poszczególnych grupach wieku wyniosła 16,2 cm, 28,4 cm, 40,5 cm, 56,8 cm oraz 65,0 cm, odpowiednio dla ryb w wieku 1+, 2+, 3+, 4+ oraz 5+.

Temperatura wody w trakcie sesji połowowych, podobnie jak w Płutnicy, nie odbiegała od wartości zwykle notowanych w tej rzece wiosną (obserwacje własne). Najniższą średnią temperaturę wody dla całego wiosennego sezonu zanotowano w 2021 r. (7,7°C), która była bardzo zbliżona do temperatury wody zanotowanej w Płutnicy. Średnia sezonowa dla 2020 oraz 2022 r. wyniosła odpowiednio 8,5°C oraz 8,7°C, wskazując na „górski" charakter rzeki pod względem termicznym.

### 3.3. Znakowanie szczupaków

Znakowanie znaczkami zewnętrznymi typu T-bar, przy założeniu licznych ponownych odłowów w kolejnych cyklach elektropołowów, miało pozwolić na naszkicowanie charakterystyki migracji tarłowej szczupaków w obrębie badanych cieków, z uwzględnieniem źródła pochodzenia poszczególnych osobników. Niestety mała liczba złowionych szczupaków spełniających założone kryteria niezbędne do znakowania (dł. *l.t.* > 20 cm) uniemożliwia wyciągnięcie konstruktywnych wniosków z przeprowadzonych obserwacji. Przedstawione dane mają więc wyłącznie charakter poglądowy i wymagają dalszych obserwacji na znacznie liczniejszej próbie ryb. W latach 2021–2022 poznakowano znaczkami T-bar łącznie 19 szczupaków, z czego 10 przypadło na Płutnicę (fot. 4), a dziewięć na Redę (fot. 5). Ponowne złowienie zanotowano jedynie w przypadku czterech szczupaków poznakowanych w Płutnicy oraz jednego szczupaka poznakowanego w Redzie. Średnia długość tych osobników wyniosła 47 cm. W Płutnicy jeden z czterech szczupaków podjął wędrówkę w górę rzeki, przemierzając 766 m w ciągu 8 dni. Jeden osobnik nie przemieścił się wcale i został ponownie złowiony praktycznie w miejscu wypuszczenia. Pozostałe dwa szczupaki przepłynęły w dół nurtu rzeki, 120 m w ciągu 19 dni oraz 184 m w ciągu 11 dni. Szczupak złowiony ponownie w Redzie w ciągu 14 dni przepłynął 818 m.

Mimo powszechnej opinii o stacjonarnym trybie życia szczupaków, wyniki najnowszych badań z wykorzystaniem biotelemetrii wskazują na coś zupełnie innego. Polowanie na potencjalne ofiary odbywa się z ukrycia, natomiast poza okresem żerowania szczupaki intensywnie się przemieszczają zarówno w obrębie jezior (Pierce i in., 2013; Zakęś i in., 2015), środowisk rzecznych (Koed i in., 2006), jak również między środowiskiem słodko- i słonowodnym (Nilsson i in., 2014). Znane są sezonowe wędrówki szczupaków między estuarium a otwartym morzem (Jacobsen i in., 2017; Flink i in., 2023). Zauważono, że osobniki mają odmienne skłonności do podejmowania dalekich wędrówek w zależności od ich wielkości oraz pory roku. Duże szczupaki, w okresie letnim, charakteryzowały się większą szybkością przemieszczania niż osobniki małe, natomiast sezonowo tempo przemieszczania się było najniższe wiosną, a najwyższe latem (Vehanen i in., 2006). Powyższe informacje



literaturowe (relatywnie mniejsze migracje ryb małych oraz w okresie wiosennym) mogą tłumaczyć obserwowane w naszych badaniach relatywnie niewielkie odległości przebyte przez ponownie złowione szczupaki w Płutnicy i Redzie. Szczególnie intensywnych migracji szczupaków można się spodziewać w okresie przedtarłowym, zwłaszcza, jeśli wymaga tego znalezienie odpowiedniego środowiska. Większa aktywność w tym okresie jest obserwowana u samic niż samców (Koed i in., 2006; Skov i in., 2018). Nasze wyniki wskazują, w kontekście wędrówek rozrodczych, na brak lub bardzo mało istotny ruch ryb pomiędzy wodami Zatoki Puckiej a badanymi rzekami. Potwierdzają to również wyniki pilotażowych badań biotelemetrycznych szczupaków przeprowadzonych w Płutnicy, w trakcie których jedynie dwa z trzynastu poznakowanych osobników powędrowało do Zatoki Puckiej. Pozostałe szczupaki przemieszczały się w obrębie rzeki (FRUG, 2016). Na wędrówki szczupaków w istotny sposób mogą wpływać lokalne warunki hydrologiczne panujące w akwenie, zarówno w okresie rozrodczym, jak i poza nim. W Redzie i Płutnicy warunki te wydają się być w okresie wiosennym na tyle stabilne w obszarze występowania szczupaków, że nie wymuszają znaczących wędrówek.

Średni czas od momentu poznakowania i wypuszczenia szczupaków do ich ponownego złowienia wyniósł 18 dni (mediana = 11 dni). Najdłuższy zanotowany okres między poznakowaniem i ponownym złowieniem osobnika wyniósł, w przypadku szczupaka z Płutnicy, aż 49 dni.

Zaprezentowane dane wskazują na czterokrotnie większe prawdopodobieństwo ponownego złowienia w przypadku szczupaków znakowanych w Płutnicy, aniżeli w Redzie. Być może związane jest to ze znacznie mniejszą szerokością koryta Płutnicy oraz wielkością jej przepływu, co znacząco ułatwia, w porównaniu do Redy, dokładne obłowienie rzeki na całej jej sze-

**Fot. 4.** Szczupak złowiony w Płutnicy poznakowany przed wypuszczeniem znaczkiem T-bar (fot. A.M. Lejk)

**Fot. 5.** Szczupak złowiony w Redzie poznakowany przed wypuszczeniem znaczkiem T-bar (fot. A.M. Lejk)

rokości, Być może jest to wskazówka, aby w przypadku podobnych badań monitoringiem objąć wyłącznie rzekę Płutnicę, a zaoszczędzony nakład czasu i pracy spożytkować wydłużając okres prowadzonych obserwacji poza sezon wiosenny, na okres letni i jesienny.

Niepokojący jest fakt niestwierdzenia w elektropołowach przeprowadzonych wiosną 2021 oraz 2022 r. szczupaków pochodzących z zarybień dokonanych w ramach projektu PIKE. Monitoring połowów rybackich wykazał dość liczne występowanie znakowanych szczupaków w wodach Zatoki Puckiej, charakteryzujących się w niektórych przypadkach zaawansowanym stadium rozwoju gonad (zob. rozdz. 11). Znajomość biologii przedmiotowego gatunku sugeruje możliwość wcześniejszego dojrzewania samców (Billard, 1996), które mogłyby podjąć wędrówkę tarłową do Redy czy Płutnicy już wiosną w 2021 czy 2022 r.

## 4. PODSUMOWANIE

Przeprowadzone w okresie od marca do maja w latach 2020–2022 badania ichtiofauny wykazały silne zróżnicowanie dolnych odcinków rzek Redy i Płutnicy pod względem liczebności występujących gatunków. Łącznie w obu rzekach złowiono osobniki należące do 28 gatunków ryb oraz dwóch gatunków minogów, z których 14 taksonów stwierdzono w Płutnicy, natomiast 29 gatunków zinwentaryzowano w Redzie. W przypadku Płutnicy wyodrębniono sześć gatunków, które w większej liczebności występowały we wszystkich latach badań. Należały do nich cierniczek, ciernik, okoń, jaź, płoć oraz szczupak. Łącznie w Płutnicy złowiono 3745 ryb. W trakcie połowów w Redzie złowiono 999 ryb, przy czym gatunkami dominującymi był ciernik, okoń, płoć, pstrąg potokowy, troć wędrowna oraz szczupak. Niezależnie od rzeki niepokojącym zjawiskiem był, obserwowany z roku na rok, spadek liczby stwierdzonych taksonów oraz sumarycznie złowionych ryb. Trend spadkowy dotyczył również liczby poławianych w obu rzekach szczupaków.



Wyniki przeprowadzonych połowów badawczych wskazały na niewielką liczebność szczupaków zasiedlających dolne odcinki rzek Redy i Płutnicy w analizowanym okresie. Łącznie w trakcie trzech sezonów w obu rzekach złowiono 70 osobników tego gatunku w zakresie długości ciała wynoszącym 10–75 cm. W tym kontekście realizacja programu zarybieniowego w oparciu o metody wypracowane w ramach projektu PIKE jest jak najbardziej zasadna. Wydaje się, że obecność szczupaków ma charakter periodyczny i nasila się w okresie okołotarłowym. Dodatkowych informacji dostarczyć mogą połowy kontrolne prowadzone przez cały rok, dzięki którym uzyskamy wiedzę na temat sezonowych zmian liczebności szczupaków. Być może w dłuższej perspektywie prowadzone zarybienia przyniosą wymierny efekt w postaci zwiększonej liczby szczupaków wstępujących do Płutnicy i Redy, nie tylko w okresie wiosennym. W takiej sytuacji, poprawa warunków siedliskowych w dolinach obu rzek będzie zagadnieniem priorytetowym.

Na przestrzeni trzech lat badań jedynie 13 osobników udało się złowić więcej niż jeden raz. Na tę wartość składa się pięć szczupaków poznakowanych znaczkami T-bar oraz osiem szczupaków, u których zaobserwowano ślady poboru łusek we wcześniejszym połowie. Może to świadczyć o wzmożonej aktywności w okresie wiosennym i emigrowaniem poza wyznaczone sektory w rzekach lub do wód Zatoki Puckiej. Niektóre ze złowionych szczupaków nosiły ślady odbytego tarła, co świadczy o ich aktywnym udziale w naturalnym rozrodzie. Obserwacje te dotyczyły nie tylko osobników złowionych ponownie, ale ogólnie szczupaków odłowionych w trakcie badań. Niemniej autorzy zdają sobie sprawę z małej próby jaką dysponowali, stąd podany wynik traktują jako wartość poznawczą i przyczynek do dalszych rozważań.

W kontekście prowadzonych zarybień rekomenduje się prowadzenie corocznych obserwacji wiosennych migracji szczupaków w obu rzekach wpadających do Zatoki Puckiej. Ponadto należy stworzyć i wdrożyć projekt renaturyzacji dorzecza Redy oraz Płutnicy w celu poprawy warunków do rozrodu oraz bytowania narybku szczupaka w tych ciekach.

## 5. BIBLIOGRAFIA

Billard, R., 1996. Reproduction of pike: gametogenesis, gamete biology and early development. In: Pike. Biology and exploitation, (Ed.) J.F. Craig, Fish and Fisheries Series, vol. 19. Springer, Dordrecht, 13–43.

Brönmark, C., Hulthén, K., Nilsson, P.A., Skov, C., Hansson, L.-A., Brodersen, J., Chapman, B.B., 2014. There and back again: migration in freshwater fishes. Canadian Journal of Zoology, 92: 467–479.

Bry, C., 1996. Role of vegetation in the life cycle of pike. In: Pike. Biology and exploitation, (Ed.) J.F. Craig, Fish and Fisheries Series, vol. 19. Springer, Dordrecht, 45–67.

Flink, H., Tibblin, P., Hall, M., Hellström, G., Nordah,l O., 2023. Variation among bays in spatiotemporal aggregation of Baltic Sea pike highlights management complexity. Fisheries Research, 259: 106579.

FRUG, 2016. Sprawozdanie z realizacji zadania pn. Naturalizacja korytarza migracji ryb słodkowodnych na rzece Płutnica, Fundacja Rozwoju Uniwersytetu Gdańskiego, Umowa dotacji nr WFOŚ/D/515/122/2015, ss. 10.

Greszkiewicz, M., Fey, D.P., Lejk, A.M., Zimak, M., 2022. The effect of salinity on the development of freshwater pike (*Esox lucius*) eggs in the context of drastic pike population decline in Puck Bay, Baltic Sea. Hydrobiologia, 848: 2781–2795.

Jacobsen, L., Bekkevold, D., Berg, S., Jepsen, N., Koed, A., Aarestrup, K., Baktoft, H., Skov, C., 2017. Pike (*Esox lucius* L.) on the edge: consistent individual movement patterns in transitional waters of the western Baltic. Hydrobiologia, 784, 143–154.

Koed, A., Balleby, K., Mejlhede, P., Aarestrup, K., 2006. Annual movement of adult pike (*Esox lucius* L.) in a lowland river. Ecology of Freshwater Fish, 15: 191–199.

Kornis, M.S., Mercado-Silva, N., Vander Zanden, M.J., 2012. Twenty years of invasion: a review of round goby *Neogobius melanostomus* biology, spread and ecological implications. Journal of Fish Biology, 80: 235–285.

Lucas, M.C., Baras, E., 2001. Migration of Freshwater Fishes. Blackwell Science Ltd., Oxford, 420 pp.

MIR, 2021. Raport końcowy z realizacji programu badań środowiska morskiego Zatoki Puckiej ze szczególnym uwzględnieniem czynników istotnych dla rybołówstwa. Umowa nr BBF.III.320.U.74.2019/511, ss. 303.

Morais, P., Daverat, F., (Eds.) 2016. Definitions and concepts related to fish migration. In: An introduction to fish migration (1st ed.), Taylor & Francis Group, CRC Press, 315 pp.

Nilsson, J., 2006. Predation of Northern Pike (*Esox lucius* L.) eggs: a possible cause of regionally poor recruitment in the Baltic Sea. Hydrobiologia, 553: 161–169.

Psuty, I., Zaporowski, R., Gaweł, W., 2023. Goodbye to northern pike (*Esox lucius*) in the Polish southern Baltic? Fisheries Research, 258:106549.

Pierce, R.B., Carlson, A.J., Carlson, B.M., Hudson, D., Staples, D.F., 2013. Depths and thermal habitat used by large versus small northern pike in three Minnesota lakes. Transactions of the American Fisheries Society, 142: 1629–1639.

PN-EN 14011:2006. Jakość wody – Pobieranie próbek ryb z zastosowaniem elektryczności. Polski Komitet Normalizacyjny, ss. 19.

Radtke, G., Grochowski, A., Dębowski, P., 2007. Ichtiofauna dorzecza Redy oraz pozostałych małych cieków wpadających do Zatoki Gdańskiej. Roczniki Naukowe PZW, 20: 83–112.

Skov, C., Lucas, M.C., Jacobsen, L., 2018. Spatial ecology. In: Biology and ecology of pike (1st ed.), (Eds.) C. Skov, P.A. Nilsson, Taylor & Francis Group, CRC Press, 83–120.

Schmidt, B., Adamski, P., Lejk, A.M., Szymanek, L., 2015. Akustyczne obserwacje migracji ryb w nurcie rzeki Płutnica (poster), Prezentowane na: Konferencja wieńcząca realizację projektu Restytucja kluczowych elementów ekosystemu Zatoki Puckiej Wewnętrznej, 16.12.2015, Gdynia, Polska.

Skóra, K.E., 1993. Ichtiofauna. W: Zatoka Pucka, (Red.) K. Korzeniewski, Wydawnictwo Instytutu Oceanografii Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk: 455–467.

Skóra, K.E., Stolarski, J., 1993. New fish species in the Gulf of Gdańsk, Neogobius sp. [cf. *Neogobius melanostomus* (Pallas 1811)]. Bulletin of the Sea Fisheries Institute, 128: 83.

Vehanen, T., Hyvärinen, P., Johansson, K., Laaksonen, T., 2006. Patterns of movement of adult northern pike (*Esox lucius* L.) in a regulated river. Ecology of Freshwater Fish, 15: 154–160.

Wałowski, J., 2009. Sezonowa zmienność występowania wybranych gatunków ryb Zatoki Puckiej Zewnętrznej. Komunikaty Rybackie, 108: 16–19.

Zakęś, Z., Szczepkowski, M., Kapusta, A., Rożyński, M., Stawecki, K., Pyka, J., Szczepkowska, B., Wunderlich, K., Kozłowski, M., Kowalska, A., Hopko, M., 2015. Z akwakultury do natury. Opracowanie alternatywnych metod zarządzania rybołówstwem drapieżnych ryb jeziorowych. Praca zbiorowa pod redakcją Z. Zakęsia, M. Szczepkowskiego, Wydawnictwo IRS, Olsztyn, ss. 224.

Żelazo, J., Popek, Z., 2002. Podstawy renaturyzacji rzek. Wydawnictwo SGGW, Warszawa, ss. 319.

# 7

# Podchów szczupaka w układach RAS oraz transport narybku

rozdział 7

# Podchów szczupaka w układach RAS oraz transport narybku

*Mirosław Szczepkowski[1], Dariusz P. Fey[2], Bożena Szczepkowska[1], Michał Zimak[3], Adam M. Lejk[3], Martyna Greszkiewicz[2]*

[1] *Zakład Hodowli Ryb Jesiotrowatych, Instytut Rybactwa Śródlądowego – PIB, 11-610 Pozezdrze, Pieczarki 50*

[2] *Zakład Oceanografii Rybackiej i Ekologii Morza, Morski Instytut Rybacki – PIB, ul. Kołłątaja 1, 81-332 Gdynia*

[3] *Zakład Logistyki i Monitoringu, Morski Instytut Rybacki – PIB, ul. Kołłątaja 1, 81-332 Gdynia*

## 1. WSTĘP

Podchów ryb drapieżnych, do których należy szczupak, jest zadaniem trudnym przede wszystkim ze względu na silny kanibalizm. Chociaż szczupak ma bardzo duże znaczenie w gospodarce rybacko-wędkarskiej i jest gatunkiem najczęściej wykorzystywanym do zarybień w Polsce (Mickiewicz, 2022), to obecnie zaledwie kilka ośrodków hodowlanych prowadzi podchów stadiów narybkowych w systemach recyrkulacyjnych ukierunkowany na cele zarybieniowe. Jest to związane z faktem, że istnieje stosunkowo niewiele informacji dotyczących technologicznych aspektów chowu materiału zarybieniowego w systemach recyrkulacyjnych. W szczególności dotyczy to podchowu najmłodszych stadiów rozwojowych, czyli larw, do momentu pojawienia się nasilonego kanibalizmu. W poniższym rozdziale przedstawiono podsumowanie istniejącego stanu wiedzy o podchowie szczupaka z uwzględnieniem najnowszych wyników uzyskanych w realizowanym projekcie PIKE.

## 2. PRZYGOTOWANIA DO PODCHOWU

Podchów w systemie recyrkulacyjnym odbywa się w warunkach znacznie różniących się od warunków stawowych. Wśród najważniejszych różnic należy wskazać dużo większe zagęszczenie ryb w basenach, sięgające początkowo nawet 100 tys. larw w 1 $m^3$ wody (Szczep-

kowski i Szczepkowska, 2016), oraz wyższe od zewnętrznych temperatury wody wymagane w początkowym okresie podchowu w systemie recyrkulacyjnym. Duże zagęszczenie ryb przy relatywnie wysokich temperaturach wody stwarza większe zagrożenie infekcji bakteryjnych oraz występowania innych chorób, np. różnego rodzaju pasożytów. Ryzyko jest zdecydowanie największe, gdy inkubacja ikry odbywa się z wykorzystaniem wód naturalnych (rzek, jezior lub stawów).

W celu zminimalizowania ryzyka infekcji, przed planowanym podchowem w RAS niezbędne było zaplanowanie czynności i opracowanie procedur zasadniczo odmiennych niż w przypadku larw przeznaczonych bezpośrednio do zarybień.

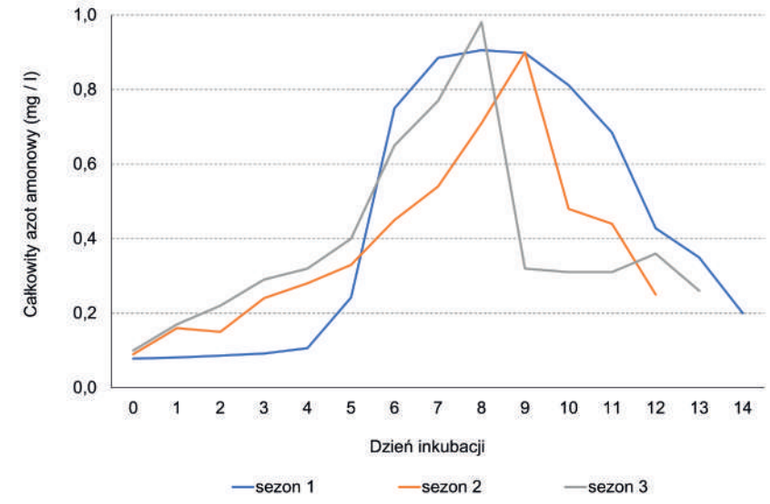
## 2.1. Inkubacja ikry

Materiałem wyjściowym do podchowu szczupaka są produkty płciowe pozyskiwane od tarlaków złowionych w naturalnych zbiornikach i przewożone do zapłodnienia w wylęgarni. Podstawowym elementem wyposażenia wylęgarni szczupaka są aparaty inkubacyjne o pionowym przepływie wody. Najczęściej są to aparaty Weissa lub McDonalda usytuowane w jednym lub wielu rzędach. Nie powinny być one narażone na bezpośrednie działanie promieni słonecznych. W aparatach Weissa niezbędnym elementem wyposażenia są różnego rodzaju zabezpieczenia w dolnej części aparatu, tzw. grzybki, których zadaniem jest ochrona ikry przed cofaniem się ze słojów do rurociągu w sytuacjach awaryjnych, np. podczas braku przepływu przy zaniku energii elektrycznej. Zapewniają one również równomierne rozprowadzenie strumienia wody. Stwierdzono bowiem, że w początkowym okresie inkubacji często dochodziło nawet do całkowitego obumierania ikry, będącego skutkiem wzajemnego obijania się ziaren w dolnej części aparatu.

Ikra do wylęgarni powinna być dostarczona najpóźniej w ciągu 4 godzin od pozyskania. Po tym czasie jej zdolność do zapłodnienia szybko spada. Bezpośrednio po zapłodnieniu i wstępnym rozklejeniu ikra jest obsadzana do aparatów inkubacyjnych. Biorąc pod uwagę pęcznienie jaj (około dwukrotne powiększenie objętości), bezpieczna porcja nie powinna przekraczać 2,5 kg świeżej ikry w aparacie Weissa i 1,7 kg w aparacie McDonalda. Ikra szczupaka jest stosunkowo mało kleista, a jej odklejanie najwygodniej przeprowadza się stosując zwiększony przepływ wody przez okres 40–60 minut po obsadzeniu, to jest przed pełnym napęcznieniem. Po tym czasie przepływ wody należy zmniejszyć, ponieważ ikra staje się wrażliwa (aż do zaoczkowania) na uszkodzenia mechaniczne.

W przypadku, gdy uzyskany wylęg jest przeznaczony do chowu w systemie recyrkulacyjnym, najlepszym rozwiązaniem jest prowadzenie inkubacji również w systemie zamkniętym. Należy przy tym mieć na uwadze, że źródło wody powinno zapewnić odpowiednie warunki do rozwoju ikry (np. woda z ujęcia podziemnego). Dodatkową zaletą tej metody jest możliwość sterowania temperaturą wody i utrzymywania jej na zbliżonym poziomie, jak w systemach do dalszego przetrzymywania i podchowu larw. Jednakże inkubacja ikry szczupaka w systemie recyrkulacyjnym nie jest sprawą prostą, ponieważ przy dużym obciążeniu wylęgarni istnieje możliwość występowania nadmiernych koncentracji toksycznych związków, głównie azotu






**Rys. 1.** Zmiany zawartości azotu amonowego podczas inkubacji ikry szczupaka w systemie recyrkulacyjnym

amonowego i azotynów. Ich źródłem są przede wszystkim procesy rozkładu materii związane z obumieraniem części ikry.

Podczas prowadzonej inkubacji ikry szczupaka obliczono, że ilość powstającego całkowitego azotu amonowego wynosi początkowo 0,02–0,04 mg $h^{-1}$ $kg^{-1}$ ikry, w okresie po zaoczkowaniu (to jest już po oddzieleniu martwej ikry) około 0,1 mg $h^{-1}$ $kg^{-1}$ ikry, natomiast w okresie obumierania ikry (do zaoczkowania) sięga nawet 3–4 mg $h^{-1}$ $kg^{-1}$ – kilkadziesiąt razy więcej niż w pozostałych okresach. Nawet przy wyposażeniu wylęgarni w biofiltry nie są one w stanie na bieżąco usunąć tych związków. Jest to związane z tym, że filtry stosowane w wylęgarniach mają relatywnie niewielkie rozmiary, a inkubacja ikry odbywa się w niskiej temperaturze wody, która ogranicza efektywność rozwoju bakterii nitryfikacyjnych odpowiedzialnych za przekształcenie form azotu w procesie nitryfikacji (Zhu i Chen, 2002).

Na rysunku 1 przedstawiono przebieg zmian koncentracji azotu amonowego podczas inkubacji ikry szczupaka w systemie recyrkulacyjnym. Widoczny jest gwałtowny wzrost zawartości całkowitego azotu amonowego w okresie pomiędzy 4 a 8 dniem inkubacji (około 30–35 a 65–70°D), to jest do zaoczkowania ikry.

Na podstawie dotychczasowych obserwacji można przyjąć, że bezpieczny poziom zawartości azotu amonowego nie powinien przekraczać wartości 0,3 mg $dm^{-3}$ w początkowej fazie inkubacji i 1 mg $dm^{-3}$ po zaoczkowaniu. Przekraczanie dopuszczalnych wartości tych parametrów może prowadzić do nieprawidłowości rozwoju zarodków, np. w postaci deformacji lub redukcji długości ciała zarodków. Pierwszym wizualnym objawem zatrucia jest zmiana inten-

sywności koloru ikry, która jest znacznie jaśniejsza od rozwijającej się normalnie. Szkodliwe efekty uwidaczniają się także w dalszym rozwoju, wyklute larwy są mniejsze, słabiej wybarwione, mniej ruchliwe. Mają trudności z przyklejeniem się do substratu i występują u nich znacznie większe straty w okresie resorpcji woreczka żółtkowego. Znacznie słabiej podejmują żerowanie, co w praktyce wyklucza ich wykorzystanie do podchowu.

Aby temu zapobiegać w okresie obumierania ikry konieczna jest intensywna wymiana wody, która może sięgać (w zależności od ilości i jakości ikry) nawet 100% objętości systemu na dobę. Należy podkreślić, że bardzo istotne znaczenie ma systematyczne i jak najszybsze usuwanie obumarłej ikry. Jaja żywe i martwe charakteryzują się podobną pływalnością i trudno jest je oddzielić. Przy zastosowaniu aparatów Weissa odbywa się to sukcesywnie, małymi porcjami ikry gromadzącej się w górnej części aparatu. Jednak zasadnicza część martwych ziaren jest usuwana z systemu w procesie tzw. odsalania, który może być przeprowadzony dopiero po zaoczkowaniu ikry. Polega on na umieszczeniu ikry w roztworze soli kuchennej o stężeniu powyżej 12% w specjalnie przystosowanych do tego celu zmodyfikowanych słojach. W trakcie trwającego kilka minut procesu martwe jaja opadają na dno aparatu, a żywe gromadzą się w górnej jego części (fot. 1).

**Fot. 1.** Ikra szczupaka w trakcie odsalania. W górnej części zgromadzona żywa ikra, w dolnej – martwa (fot. M. Szczepkowski)

W przypadku zastosowania do inkubacji aparatów McDonalda obumarła ikra znacznie łatwiej gromadzi się w górnej części aparatu, dzięki czemu najczęściej może być usunięta (zlewarowana) jeszcze przed zaoczkowaniem bez konieczności odsalania (fot. 2).

Do podchowu w systemie recyrkulacyjnym może być wykorzystana ikra pochodząca także z tradycyjnych wylęgarni pracujących w systemie otwartym (z wykorzystaniem naturalnych wód rzecznych lub jeziorowych). Większość okresu inkubacji przeprowadza się wówczas w systemie przepływowym, a ikra jest przenoszona do systemu zamkniętego wylęgarni dopiero po zaoczkowaniu lub też bezpośrednio przed wykluciem już do systemu do przetrzymywania larw. Niezbędne jest jednak wykonanie kąpieli profilaktycznej ikry. Jednym ze sprawdzonych praktycznie rozwiązań jest 10-minutowa kąpiel w Chloraminie T w stężeniu 20 mg $dm^{-3}$. Należy przy tym nadmienić, że przeprowadzenie kąpieli profilaktycznej jest znacznie łatwiejsze w przypadku ikry niż wylęgu. Zabieg należy przeprowadzać ostrożnie, z wykonaniem kąpieli próbnej (kontrolnej) na małej partii, ponieważ jeżeli jest wykonywany przed samym kluciem istnieje ryzyko masowego przyspieszenia przedwczesnego klucia larw.

**Fot. 2.** Inkubacja ikry szczupaka w zmodyfikowanych aparatach McDonalda, w górnej części widoczna gromadząca się obumarła ikra (fot. M. Szczepkowski)

Podczas przenoszenia ikry niezbędne jest obliczenie jej ilości. Jest to konieczne dla kontrolowania liczebności wylęgu podczas obsadzania basenów do podchowu i ustalania początkowych parametrów (np. dawek pokarmowych). Obliczanie ilości wylęgu może być przeprowadzone na podstawie objętości ikry lub wylęgu, przy czym szacowanie jest dużo łatwiejsze w przypadku ikry niż wylęgu.

Jeden litr zaoczkowanej ikry zawiera przeciętnie 50–80 tys. ziaren (Szczerbowski i in., 1993), natomiast w jednym litrze wylęgu po rozpoczęciu pływania znajduje się około 43 tys. szt. (Szczepkowski i in., 2006). Należy jednak zwrócić uwagę, że wartości te mogą być w niektórych przypadkach obarczone znacznym błędem. Dotyczy to np. sytuacji, gdy ikra pochodzi od bardzo dużych samic, których ikra charakteryzuje się większymi rozmiarami ziaren. W takich wypadkach wskazane jest każdorazowe wykonanie obliczeń na podstawie niewielkich prób.

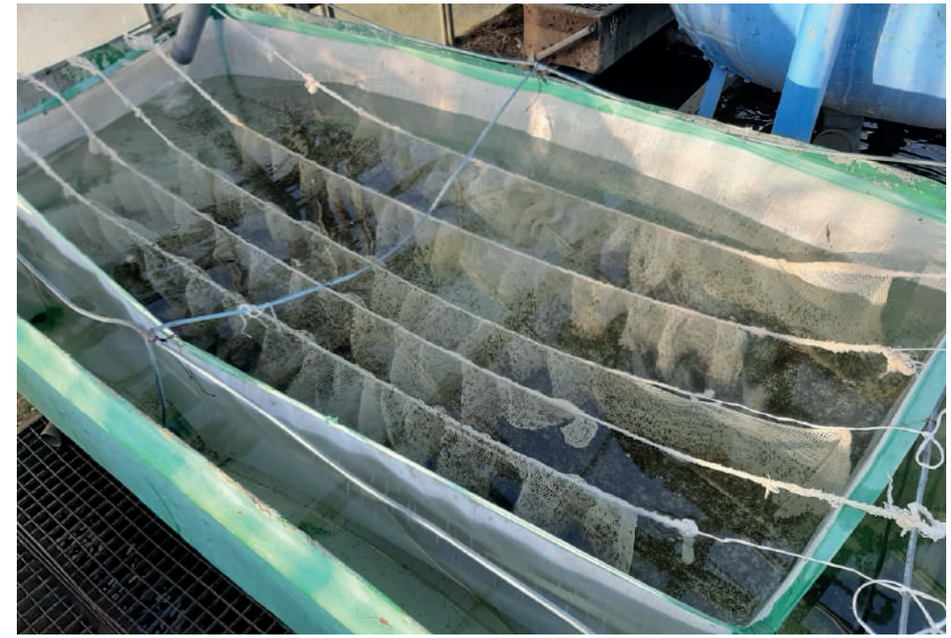
## 2.2. Przetrzymywanie wylęgu

Po wykluciu larwy początkowo leżą na dnie, podrywając się okresowo w górę. Po napotkaniu fizycznej przeszkody przyczepiają się do niej w pozycji pionowej (fot. 3). W naturze są to najczęściej fragmenty roślin, chociaż obserwowano również przytwierdzanie się do powierzchni wody (Philippart i Vranken, 1983). Do przyklejania się służą, charakterystyczne dla wielu gatunków ryb fitofilnych, tzw. gruczoły cementowe (Balon, 1984) znajdujące się z przodu głowy i po obu jej stronach nieco przed oczami. Larwy nie pozostają przymocowane stale w jednym miejscu, ale przemieszczają się, szczególnie gdy są zaniepokojone lub przy silnych zmianach oświetlenia. Pod koniec okresu embrionalnego gruczoły cementowe zmniejszają się, pęcherz pławny wypełnia się powietrzem i larwa rozpoczyna swobodne pływanie (Raat, 1988). W naturze przyczepianie się larw do substratu w czasie resorpcji zapasów żółtka z woreczka żółtkowego pozwala im unikać zanieczyszczenia skrzeli osadami dennymi oraz narażenia na strefy niedotlenione znajdujące się przy dnie (Bry, 1996).

Długość okresu spoczynkowego od wyklucia do rozpoczęcia samodzielnego pływania zależy głównie od temperatury wody. W średniej temperaturze wody 9,3°C wynosił on 16 dni (148,3°D ), a w temperaturze 19,5°C tylko 3,5 doby (68°D). Mniejszy wpływ na tzw. podnoszenie wylęgu miało zaciemnianie basenów, w których go przetrzymywano. W basenach zaciemnianych larwy podnosiły się o 6–12 godzin później niż w basenach odkrytych. Należy jednak zwrócić uwagę, że w okresie resorpcji woreczka żółtkowego larwy preferują miejsca zacienione i jeżeli miejsce ich przetrzymywania jest tylko częściowo osłonięte, przemieszczają się w te części, a fototaksję dodatnią wykazują już po rozpoczęciu pływania. Przykrywanie basenów jest konieczne w miejscach silnie nasłonecznionych, gdyż w przeciwnym przypadku może dochodzić do rozwoju glonów nitkowatych, w które larwy mogą się wplątywać.

**Fot. 3.** Larwy szczupaka przyklejone do ścian basenu i substratu wewnątrz niego w okresie resorpcji zapasów woreczka żółtkowego (fot. M. Szczepkowski)

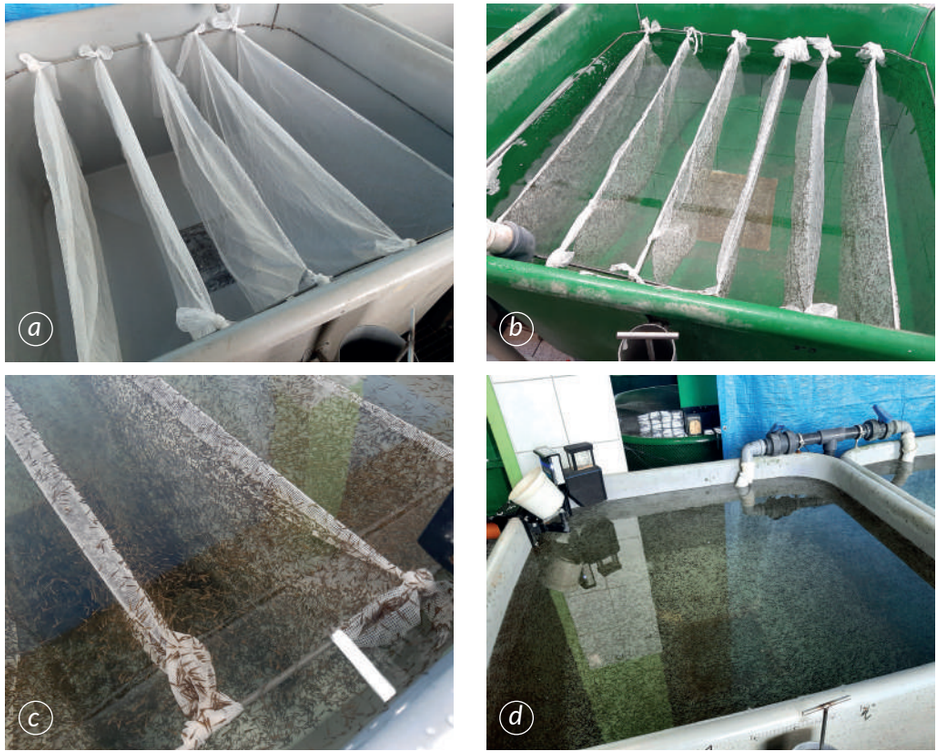




**Fot. 4.** Sadzyk do przetrzymywania wylęgu szczupaka w okresie resorpcji woreczka żółtkowego (fot. M. Szczepkowski)

Wylęg przeznaczony do podchowu może być przetrzymywany w okresie resorpcji zapasów woreczka żółtkowego bezpośrednio w systemach i basenach, w których będzie prowadzony dalszy podchów lub w basenach, z których po zakończeniu procesu resorpcji zostanie odłowiony i obsadzony do podchowalników. W obydwu przypadkach w basenach należy umieścić substrat, na którym przyklejone larwy zresorbują zapasy woreczków żółtkowych. Dotychczas jednym z najczęściej wykorzystywanych rozwiązań było zastosowanie sadzyków dostosowanych wielkością i kształtem do wymiarów basenów (fot. 4). Wewnątrz umieszczano różnego rodzaju tkaniny lub elementy z tworzywa sztucznego, do których larwy przyklejały się i pozostawały do momentu rozpoczęcia swobodnego pływania.

Wylęg pływający wymaga odłowienia, co w przypadku zastosowania sadzyków jest dość proste, gdyż umożliwiają one zagęszczanie ryb przed odłowem. Rozwiązanie takie jest korzystne w przypadku larw przeznaczonych do zarybienia. W przypadku larw przeznaczonych do podchowu korzystniejsze jest umieszczanie ich od razu po wykluciu bezpośrednio w basenach, w których będą później podchowywane. Dzięki temu unika się dodatkowych manipulacji i osłabiania larw, a żywienie można rozpocząć natychmiast, gdy tylko rozpoczną swo-




**Fot. 5.** Wstępny etap podchowu: (a) przygotowanie substratu; (b) larwy przyklejone do substratu; (c) rozpoczęcie samodzielnego pływania; (d) usunięcie substratu i rozpoczęcie żywienia (fot. M. Szczepkowski)

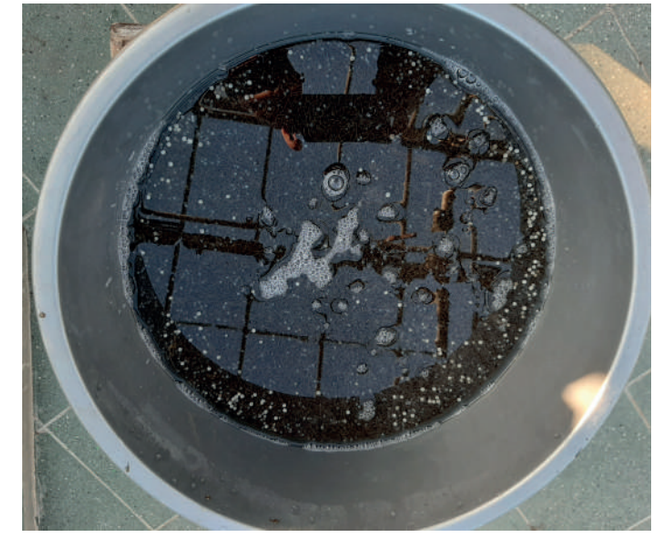
bodne pływanie. Szacowanie liczby ryb należy przeprowadzić już podczas obsadzania wylęgu, uwzględniając straty w okresie przebywania przyklejonych larw na substracie.

Poszczególne etapy postępowania podczas przygotowania basenów do przetrzymywania larw do zakończenia resorpcji zapasów woreczka żółtkowego przedstawiono na fotografiach 5a–d.

Podczas przetrzymywania larw należy zwrócić uwagę by nie dochodziło do nadmiernego ich gromadzenia, szczególnie zanim przykleją się do substratu. Sprzyja temu zbyt duży przepływ wody. Baseny powinny być zacienione, larwy unikają bowiem miejsc oświetlonych. Przy zmiennym oświetleniu aktywnie poszukują miejsc bardziej zacienionych. Przy wielu takich próbach są zbyt słabe, aby przyczepić się do substratu i opadają na dno, gdzie przy dużym nagromadzeniu mogą snąć w wyniku uduszenia.

Wyniki przetrzymywania larw przyklejonych do substratu w bardzo dużym stopniu zależą od warunków sanitarnych w basenach. W systemach recyrkulacyjnych, oprócz utrzymywania jakości wody o odpowiednich parametrach, największym zagrożeniem są choroby grzybowe, których potencjalnym źródłem mogą być rozkładające się osłonki jajowe pozostałe po wykluciu oraz martwe larwy. Takie podłoże sprawia, że w bardzo krótkim czasie tworzą się na dnie duże nitkowate płachty stopniowo porastające pleśnią. Stają się one pułapką dla zdrowych, przemieszczających się larw, w efekcie czego te sną. Jednocześnie są one bardzo trudne do usunięcia bez jednoczesnego zbierania larw. Z tego powodu należy dążyć do tego, aby do basenów obsadzać wyłącznie jednorodne, w pełni już wyklute larwy (fot. 6).





**Fot. 6.** Jednorodne larwy szczupaka uzyskane w wyniku wymuszonego klucia, bezpośrednio przed przeniesieniem do basenu (fot. M. Szczepkowski)

Praktycznym rozwiązaniem tego problemu jest wymuszanie klucia w aparatach inkubacyjnych. Proces wykluwania jest dość rozciągnięty w czasie i może trwać około dwóch dób, w tym czasie najwcześniej wyklute larwy mogą wydostawać się z prądem wody z aparatów inkubacyjnych (fot. 7).

Sposobem unifikacji terminu klucia jest tzw. przyduszanie wylę-

**Fot. 7.** Świeżo wyklute larwy szczupaka podczas prób wypłynięcia z aparatu inkubacyjnego (fot. M. Szczepkowski)

gu. Polega ono na zatrzymywaniu przepływu wody w aparatach inkubacyjnych na 6–8 minut. Zabieg ten powinien być wykonany, gdy wizualnie ocenimy, że co najmniej 10% larw w aparacie inkubacyjnym jest już wyklutych. Gwałtowne wykluwanie się całej partii ikry następuje po około 2–4 godzinach od ponownego uruchomienia przepływu. Należy wówczas odczekać, aż z aparatu inkubacyjnego najpierw wypłyną z prądem wody lekkie osłonki jajowe, a czyste larwy można wówczas przenieść do przygotowanego basenu.

W przypadku obsadzania niejednorodnego wylęgu z dużą domieszką jaj niewyklutych, trudnych do odsortowania, w basenie znajdują się również osłonki jajowe i martwe jaja. Po około dobie od obsadzenia konieczne jest oczyszczenie miejsc z zalegającymi osadami i pozostawienie w basenie tylko wylęgu przyklejonego do substratu. W przeciwnym razie szybko pogarszają się warunki środowiskowe dla żywego wylęgu (w szczególności tlenowe i sanitarne), co może prowadzić do stopniowego odklejania się i śnięć larw. Wylęg staje się wówczas jaśniejszy, przybierając barwę niebieskoszarą i obumiera.

### 2.3. Przygotowanie systemu recyrkulacyjnego

Przed obsadzeniem larw niezbędne jest wcześniejsze przygotowanie przeznaczonego dla nich systemu recyrkulacyjnego. Prace te obejmują: wykonanie odpowiednich zabezpieczeń odpływu wody z basenów, zalanie wodą systemu, uruchomienie i sprawdzenie działania urządzeń, uzupełnienie sprzętu podchowowego. W przypadku szczupaka można stosować różnego rodzaju zabezpieczenia stosowane powszechnie dla innych gatunków ryb, zarówno w postaci kratki na dnie, jak i rury umieszczonej centralnie lub odpływów górnych (fot. 8). W basenach z kratką znajdującą się na dnie bardzo ważne jest zapewnienie stałego oświetlenia po rozpoczęciu żywienia. W warunkach zaciemnienia lub bardzo słabego oświetlenia larwy osiadają na dno, co może skutkować zatykaniem kratek odpływowych i wylaniem się wody z basenów

**Fot. 8.** Baseny do podchowu szczupaka z odpływem w postaci rury centralnej (z lewej) i kratki w dnie (z prawej) – fot. M. Szczepkowski



wraz z larwami. Wielkość boku oczka siatki zabezpieczającej początkowo nie powinna przekraczać 1 mm. Należy przy tym zwrócić uwagę na uszczelnienie wszelkich szczelin, w tym również kratek przelewowych, przez które wylęg mógłby wypływać do obiegu. W miarę wzrostu wielkości larw i narybku w basenie, konieczna jest wymiana zabezpieczeń na takie, które posiadają większe oczka. Jest to istotne zwłaszcza w przypadku wklejonych w dno kratek. Większe oczka znacząco ułatwiają utrzymanie czystości w basenach. Można tego dokonać w trakcie sortowania narybku, wykorzystując wolny basen z uprzednio wklejoną kratką posiadającą większe oczka.

Wymagany czas wcześniejszego uruchomienia systemu zależy od zastosowanej procedury podchowu. W przypadku, gdy do basenów podchowowych obsadzane będą larwy bezpośrednio po wykluciu, dużo wcześniejsze uruchomienie systemu nie jest konieczne, wystarczą 1–2 dni przed planowaną obsadą (dłuższy czas jest wymagany jedynie w przypadku pracy nowych systemów, uruchamianych po raz pierwszy). Przy niewielkiej początkowej biomasie ryb nawet świeżo uruchomione biofiltry są w stanie zneutralizować niewielkie ilości szkodliwych związków azotowych – produktów metabolizmu ryb. Planując moment uruchomienia systemu należy również zwrócić uwagę na czas wymagany do uzyskania odpowiedniej temperatury wody, która powinna być nieco wyższa (2–4°C) niż w wylęgarni.

Jeżeli do systemu podchowowego obsadzane są larwy już po zakończeniu resorpcji zapasów żółtkowych (wylęg pływający), przetrzymywane wcześniej w innych systemach, wówczas wymagane jest znacznie wcześniejsze uruchomienie złoża biologicznego, niezbędne do wytworzenia odpowiedniej błony biologicznej. Jest to związane z faktem, że od samego początku podchowu (momentu obsadzenia ryb w basenach) konieczne jest intensywne żywienie paszą podawaną w nadmiarze. Początkowa dawka pokarmowa sięga, w zależności od temperatury wody, około 15–20% biomasy ryb i stanowi to już istotne obciążenie biofiltra. W związku z tym należy przyjąć, że okres wcześniejszego napełnienia wodą złoża i jego uruchomienia powinien wynosić minimum 2 tygodnie. Wskazane jest również zastosowanie tzw. szczepienia złoża bakteriami nitryfikacyjnymi z jednoczesnym dostarczeniem do RAS mineralnych związków azotu (Zakęś i in., 2015).

Jednym z warunków efektywnego przeprowadzenia podchowu jest szybka adaptacja larw po zakończeniu resorpcji zapasów woreczka żółtkowego do warunków panujących w basenach i podjęcie przez nie żerowania. Jest to kluczowy moment, bowiem larwy, które nie zaczną się odżywiać bardzo szybko słabną, wskutek czego nie są już w stanie pochwycić pokarmu. Należy zwrócić uwagę, że larwy szczupaka znaczną część okresu resorpcji zapasów żółtka spędzają przyklejone do substratu, a kiedy zaczynają już pływać, ich zapasy energetyczne są praktycznie wyczerpane. W praktyce muszą one podjąć żerowanie natychmiast, gdyż biorąc pod uwagę temperatury wody panujące w czasie podchowu osiągnięcie punktu PNR (ang. Point of No Return), czyli tzw. moment bez odwrotu, po którym mimo dostępności pokarmu larwy nie są w stanie żerować i umierają (Blaxter i Hempel, 1963), może nastąpić bardzo szybko i już po 3–4 dniach od rozpoczęcia swobodnego pływania mogą występować masowe śnięcia nieżerujących larw. Dlatego najlepsze warunki do rozpoczęcia podchowu stwarza przetrzymywanie larw w okresie resorpcji w basenach, w których będzie prowadzony dalszy ich pod-

chów. Wówczas wystarczy tylko usunąć substrat i rozpocząć żywienie ryb. W sytuacji, gdy wylęg jest przetrzymywany w innym miejscu niż będzie podchowywany, konieczne jest jego obsadzenie natychmiast po rozpoczęciu pływania, najpóźniej w ciągu 24 godzin. Dodatkowe trudności stwarza możliwa różnica temperatur wody pomiędzy systemami oraz konieczność obliczenia liczby larw do obsady basenów. W tym przypadku należy liczyć się z tym, że część larw może nie podjąć żerowania. Takie larwy przyjmują ciemniejszą barwę, chudną i gromadzą się w skupiskach w pobliżu odpływu z basenu. Są one nieprzydatne do podchowu i należy je jak najszybciej usunąć.

## 3. PODCHÓW W SYSTEMIE RECYRKULACYJNYM

### 3.1. Wstępny podchów larw

Wśród najważniejszych czynników warunkujących efektywne rozpoczęcie żerowania larw szczupaka należy wymienić: temperaturę wody, przepływ wody, głębokość i oświetlenie basenów podchowowych. Temperatura podchowu bezpośrednio w okresie po rozpoczęciu żerowania nie powinna spadać poniżej 14°C (optymalny zakres 16–18°C). Są to temperatury znacznie niższe niż optimum termiczne gatunku, które według różnych autorów wynosi 24–26°C (Hokanson i in., 1973; Górny, 1992; Wolnicki i Górny, 1997). Należy jednak mieć na uwadze, że powyższe badania przeprowadzano w warunkach znacznie bardziej ekstensywnych (mniejszych zagęszczeń obsad) i/lub z użyciem pokarmu naturalnego. W przypadku intensywnego podchowu i żywienia komercyjnymi paszami, ryby potrzebują więcej czasu do przyuczenia się, zaś zbyt wysokie temperatury powodują, że część osobników nie zdąży rozpocząć chwytania pokarmu przed osiągnięciem PNR. Z kolei zbyt niskie temperatury powodują, że znacznie więcej ryb nie akceptuje pobierania paszy, a sam podchów znacznie się wydłuża. Najniższa temperatura, w której przeprowadzono udany podchów wynosiła 11,7°C.

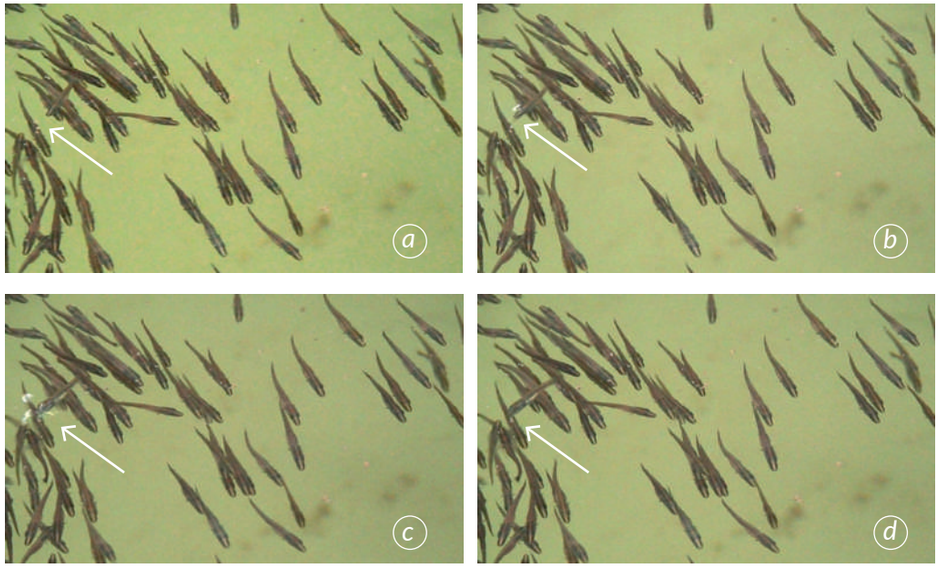
W przypadku szczupaka dobór optymalnej temperatury podchowu jest również bardzo ważny w kontekście celu, jakim jest finalnie zarybienie. Ma to szczególnie znaczenie przy krótkotrwałych podchowach np. do stadium narybku letniego. Różnica temperatur pomiędzy podchowalnią a zarybianym zbiornikiem nie powinna być zbyt duża, ponieważ miałoby to negatywny wpływ na adaptację ryb. Można tego uniknąć dostosowując warunki termiczne w obiegu na kilka dni przed zarybieniem do warunków panujących aktualnie w zbiorniku wodnym do którego będą wpuszczane ryby.

Kolejnym z istotnych parametrów w okresie przyuczania larw do pobierania paszy jest wielkość przepływu wody oraz sposób jej doprowadzenia do basenu. Bezpośrednio po rozpoczęciu swobodnego pływania większość larw powinna się gromadzić w górnej warstwie wody lub bezpośrednio przy jej powierzchni (fot. 9).

Wodę należy doprowadzić w taki sposób, aby napięcie błony powierzchniowej umożliwiało utrzymywanie się na niej podawanej paszy (rozmiar cząstek do 0,4 mm) przez okres co najmniej kilku minut (fot. 10). Młodociany szczupak chętnie pobiera pokarm z powierzchni wody i łatwo się do tego przyucza (fot. 11). Cząstki paszy niezjedzone z powierzchni powinny swo-

**Fot. 9.** Wylęg po rozpoczęciu pływania gromadzący się w górnej partii wody (fot. M. Szczepkowski)

**Fot. 10.** Drobiny paszy unoszące się na powierzchni wody (fot. M. Szczepkowski)




**Fot. 11a–d.** Pobieranie pokarmu przez szczupaka z powierzchni wody; kolejne fazy ataku – miejsce ataku oznaczone strzałką (fot. M. Szczepkowski)

bodnie opadać i być dostępne dla ryb znajdujących się głębiej w toni. Z tego punktu widzenia optymalnym rozwiązaniem jest doprowadzenie dopływu wody punktowo i umieszczenie go tuż pod powierzchnią wody (najczęściej na głębokości 1–3 mm). Istotna jest prędkość przemieszczania się paszy na powierzchni wody. Stwierdzono, że optymalna prędkość przepływu mierzona na powierzchni w odległości 20–30 cm od ścianki basenu powinna mieścić się w zakresie 1–1,5 cm $s^{-1}$. W każdym basenie dopływ wody należy regulować indywidualnie. Zbyt szybkie opadanie paszy lub jej długotrwałe zaleganie na powierzchni świadczy o niewłaściwym doprowadzeniu wody do basenu.

Czynnikiem warunkującym szybkie rozpoczęcia pobierania pasz jest również odpowiednie natężenie światła. Minimalny poziom oświetlenia mierzony na powierzchni wody powinien wynosić co najmniej 100 lx. Natężenie oświetlenia nie powinno być zbyt wysokie, czego objawem jest sposób rozmieszczenia larw w basenach. Przy zbyt silnym oświetleniu larwy skupiają się nie w warstwie powierzchniowej, a w przydennej, w wyniku czego ich dostęp do paszy jest bardzo ograniczony. Znaczenie właściwego poziomu oświetlenia wzrasta wraz z głębokością basenu podchowowego i kolorem ścian basenów.

### 3.2. Żywienie larw

Jest to jeden z najważniejszych czynników warunkujących efektywny podchów larw. Larwy szczupaka można uznać za mało wymagające pod względem właściwości fizykochemicznych podawanej paszy takich jak: skład, kolor, struktura (pelletki czy nieregularne drobiny). Dużo



większe znaczenie ma sposób prowadzenia żywienia: dawki pokarmowe, częstotliwość i długość okresu żywienia.

W pierwszym dniu podchowu (bezpośrednio po rozpoczęciu swobodnego pływania) dawka pokarmowa powinna być niższa i wynosić ok. 10% biomasy ryb, a następnego dnia należy ją zwiększyć do 20% (tab. 1). Jest to związane z tym, że nie wszystkie larwy podejmują żerowanie w tym samym czasie. Dawki pokarmowe powinny być dostosowywane codziennie, w miarę podejmowania przez wylęg żerowania i jego tempa wzrostu. Względną dobową dawkę pokarmową należy stopniowo zmniejszać, by w końcowym okresie wstępnego chowu (masa ciała 0,1–0,2 g) wynosiła ona 10–12% biomasy ryb. Przez cały okres podchowu pasza powinna być podawana z niewielkim nadmiarem, czego wskaźnikiem jest obecność drobin widocznych w osadach podczas codziennego czyszczenia basenów podchowowych.

**Tabela 1.** Zalecane dawki pokarmowe w podchowie larw i narybku szczupaka (w temperaturze wody 14–16°C)

| Masa ciała (g) | Dawka pokarmowa (% masy ciała/dobę) |
|---|---|
| 0,01 | 20,0 |
| 0,1 | 12,0 |
| 0,2 | 10,0 |
| 0,5 | 5,0 |
| 1,5 | 4,0 |
| 5,0 | 3,0 |
| 7,0 | 2,8 |
| 10,0 | 2,2 |
| 15,0 | 1,9 |

Przy podchowie larw szczupaka bardzo ważną rolę odgrywa sposób podawania paszy. Musi ona być dostępna w sposób ciągły, całodobowo. Konieczne jest zatem stosowanie karmników (patrz Zastosowanie różnych karmników w podchowie szczupaka). Przerwy w żywieniu w pierwszych dniach chowu skutkują gwałtownym wzrostem śnięć ryb głodujących, w dalszych okresach chowu zaś gwałtownym wzrostem kanibalizmu. Warto mieć przy tym na uwadze, że kanibalizm wśród larw szczupaka pojawia się, zwłaszcza w temperaturach powyżej 15°C, już w pierwszych dniach po resorpcji woreczka żółtkowego (Greszkiewicz i Fey, 2020).

Bardzo istotne jest również dostosowanie granulacji pasz do stadium rozwoju/wielkości larw (tab. 2). W momencie rozpoczynania żywienia wielkość granul powinna się zawierać w przedziale 0,2–0,3 mm. W przypadku szczupaka dodawanie pokarmu naturalnego np. w postaci żywych naupliusów solowca (Artemia sp.) jest całkowicie zbędne i ekonomicznie nieopłacalne, a nawet można stwierdzić, że ma negatywny wpływ na efekty podchowu, ponieważ utrudnia larwom nauczenie się pobierania paszy, co szybko skutkuje wzmożonym kanibalizmem.

**Tabela 2.** Zalecana granulacja pasz komponowanych w czasie podchowu szczupaka w RAS

| Masa ciała ryb (g) | Rozmiar granul (mm) |
|---|---|
| 0,010 | 0,2–0,3 |
| 0,040 | 0,3–0,5 |
| 0,1 | 0,5–1,0 |
| 0,5 | 0,8–1,4 |
| 1,0 | 0,9–1,6 |
| 1,5 | 1,3–2,0 |
| 2,5 | 1,7–2,2 |
| 3,0 | 2,0 |
| 5,5 | 2,2 |
| 10 | 2,5 |
| 15 | 3,0 |

### 3.3. Czynności obsługowe, profilaktyka chowu

Bezpośrednio po usunięciu substratu należy oczyścić dno basenów podchowowych. Na tym etapie wiele larw może gromadzić się przy dnie, a w szczególności przy kratce odpływowej. Dlatego oczyszczanie należy przeprowadzać bardzo uważnie, aby niepotrzebnie nie odławiać delikatnych larw. Najlepiej wykonywać to metodą lewarowania pod niewielkim ciśnieniem, stosując węże o średnicy około 10–14 mm i podesty pod naczynia zbiorcze do czyszczenia. Zastosowanie dodatkowego podestu ma na celu z jednej strony zmniejszenie ciśnienia wypływającej wraz z zanieczyszczeniami wody (jednocześnie zasysana jest mniejsza liczba larw), z drugiej strony eliminowanie ryzyka zawleczenia potencjalnie niebezpiecznych drobnoustrojów z posadzki do basenu (fot. 12).

Należy mieć na uwadze, że w podchowie szczupaka pasza początkowo jest zadawana ze znacznym nadmiarem i duża jej część opada na dno, w związku z czym dokładne oczyszczanie dna jest stałą, codzienną i bardzo ważną czynnością. Wylęg w momencie przyuczania do pobierania paszy zajmuje różne przestrzenie wewnątrz basenów. Część larw ustawia się przy powierzchni wody i tam atakuje cząstki pokarmu, duża liczba larw gromadzi się w środkowej partii słupa wody, a najsłabsze osobniki skupiają się w pobliżu dna. Dlatego przy oczyszczaniu basenów bardzo łatwo jest zaciągnąć wraz z osadami żywe ryby. Wylęg zassany wraz z wodą do naczynia zbiorczego po kilku minutach gromadzi się na jej powierzchni. Bezpieczne umieszczenie go z powrotem w basenie można przeprowadzić trzeba sposobami:

1) zlewanie larw do kasarka zanurzonego w misce z wodą (zaleta – nie wprowadza się zawiesiny z powrotem do basenu podchowowego i nie powoduje turbulencji w basenie zakłócającej ustawienie ryb do żerowania),
2) odławianie larw małym naczyniem i wlewanie z powrotem do basenu (bardzo pracochłonne i czasochłonne),

**Fot. 12.** Oczyszczanie dna basenów z osadów i nieczystości, pojemnik zbiorczy ustawiony na podeście (fot. M. Szczepkowski)

3) odławianie kasarkiem (czasochłonne, gdyż ruch kasarka powoduje podrywanie osadów i dodatkowo skrzela ryb są narażone na dłuższy kontakt z zawiesiną).

Podczas podchowu dużych partii wylęgu wskazane jest przygotowanie dodatkowego basenu, w którym umieszcza się odebrane w czasie czyszczenia (zazwyczaj słabsze) larwy. Jeżeli są one ponownie wprowadzane do basenu, z którego zostały odłowione i tak zajmują przestrzeń w pobliżu dna, gdzie są narażone na wielokrotne odławianie oraz często nie przystępują już do pobierania pokarmu. Po odebraniu do oddzielnego basenu, przy jednoczesnym rozrzedzeniu obsady, część z tych słabszych ryb podejmuje żerowanie.

Ważnym elementem profilaktyki chowu jest systematyczne oczyszczanie odpływów wody zarówno w formie kratek odpływowych w dnie, jak i rur centralnych (kominów). Zapobiega to nadmiernym wahaniom poziomu wody i zakłóceniom dostępności paszy. Po pierwszym tygodniu chowu zazwyczaj konieczne jest również oczyszczanie ścian basenów intensywnie porastających powstającą z resztek paszy błoną. Tworzy ona połacie zwartych kobierców, a odrywające się małe fragmenty mogą przyklejać się do skrzeli larw i przyczyniać się do powstawania infekcji bakteryjnych i grzybiczych.

Usuwanie takich zanieczyszczeń najlepiej przeprowadzać poprzez bardzo powolne lewarowanie pod bardzo niewielkim ciśnieniem. Środkiem zapobiegającym chorobom grzybiczym skrzeli jest stosowanie kąpieli profilaktycznych z zastosowaniem chloraminy T w stężeniu

10 g $m^{-3}$. Pierwszy zabieg należy przeprowadzić piątego dnia podchowu i następnie powtarzać co pięć dni do 25.–30. dnia podchowu, w zależności od tempa wzrostu ryb.

Kolejną stałą czynnością pielęgnacyjno-obsługową jest codzienne usuwanie osadów gromadzących się pod kratką odpływową basenu. Zapobiega to tworzeniu się stref beztlenowych i miejsc rozwoju bakterii chorobotwórczych. Rutynowe zabiegi związane z żywieniem i utrzymaniem czystości w basenach podchowowych podczas podchowu około 500 tys. sztuk narybku szczupaka powinny zajmować jednej osobie około 2 godzin dziennie (M. Szczepkowski, dane niepublik.).

## 3.4. Podchów narybku

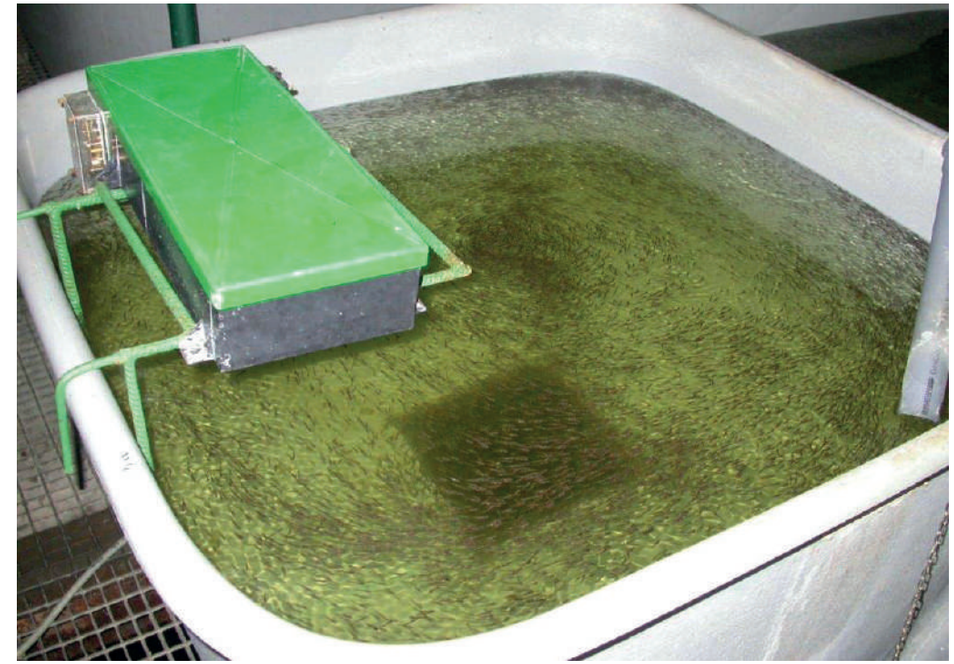
### 3.4.1. Zastosowanie różnych karmników w podchowie szczupaka

W podchowie szczupaka można stosować różne typy karmników, zarówno taśmowe, jak i inne dostosowane do podawania małych porcji paszy w systemie całodobowym (Szczepkowska i Szczepkowski, 2018), przy czym ich liczbę należy dostosować do wielkości basenu. W przypadku basenu o powierzchni dna około 1 $m^2$ do zadawania paszy wystarczy jeden karmnik, w przy większych zbiornikach, np. o rozmiarach 2 m × 2 m, wymagane są już dwa karmniki. Pasza początkowo powinna spadać na powierzchnię wody z niewielkiej wysokości, możliwie często w małych porcjach. W dalszych etapach podchowu (narybku), gdy ryby chwytają już paszę bardzo dokładnie, karmniki powinny być umocowane nieco wyżej ponad powierzchnię wody. Związane jest to z tym, że ryby podczas żerowania mogą intensywnie rozpryskiwać wodę, co powoduje zamoczenie karmników i przyklejanie paszy oraz konieczność częstego ich oczyszczania. Zanieczyszczone karmniki stwarzają również ryzyko chorobotwórcze.

W czasie badań porównaliśmy efekty zastosowania powszechnie od wielu lat wykorzystywanych karmników taśmowych oraz nowych konstrukcji karmników automatycznych (Szczepkowska i Szczepkowski, 2018) – fotografie 13, 14 w okresie trzech sezonów podchowowych. Każdorazowo podchowywano partie ryb liczące początkowo co najmniej 200 tys. sztuk wylęgu szczupaka. W obydwu typach karmników paszę zasypywano o tej samej porze.

Dla obydwu rodzajów karmników finalnie uzyskano ryby o masie ciała około 9 g (tab. 3). Przeżywalność końcowa w całym okresie podchowu była zbliżona i wyniosła około 30%. W przypadku karmnika sterowanego elektronicznie uzyskano znacznie lepsze wykorzystanie podawanej paszy, wartość współczynnika pokarmowego wyniosła 0,67. Przy zastosowaniu karmników taśmowych średnia wartość współczynnika pokarmowego wyniosła 0,80. Efektywność wykorzystania paszy ma istotny wymiar ekonomiczny, gdyż zastosowanie karmników sterowanych pozwala na zmniejszenie zużycia pasz o 13 kg na każde 100 kg przyrostu narybku. W przypadku podchowu w systemach recyrkulacyjnych dodatkową korzyścią jest zmniejszenie negatywnego wpływu na środowisko, bowiem zmniejszenie efektywności wykorzystania paszy wpływa na wzrost zawartości substancji biogennych w wodzie i pogorszenie warunków sanitarnych.





**Fot. 13.** Karmnik taśmowy (fot. M. Szczepkowski)

**Fot. 14.** Automatycznie sterowane karmniki do pylistych frakcji paszy (fot. M. Szczepkowski)

**Tabela 3.** Porównanie wyników podchowu szczupaka z zastosowaniem dwóch typów karmników

| Wskaźniki biotechniczne podchowu | Automatyczny sterowany (KDRH) | Taśmowy (FIAP) |
|---|---|---|
| Końcowa masa ciała (g) | 9,5 ± 0,3 | 8,9 ± 1,1 |
| Przeżywalność końcowa (%) | 30,8 ± 4,6 | 28,2 ± 5,6 |
| Współczynnik pokarmowy () | 0,67 ± 0,04 | 0,80 ± 0,06 |

Stwierdzono również istotny wpływ zastosowanych karmników na pracochłonność podchowu. W przypadku karmników taśmowych była ona znacznie większa i związana z koniecznością częstego oczyszczania taśm z resztek przyklejającej się paszy po obu stronach taśmy. Ponadto przy stosowaniu karmników taśmowych konieczne było sortowanie narybku. Przeprowadzono je trzykrotnie w czasie podchowu: przy wielkości narybku około 0,15–0,25 g, następnie po osiągnięciu masy ciała około 1 g i kolejnego przy masie ciała 4–5 g. Jak wykazano wcześniej (Szczepkowski, 2009) sortowanie było niezbędnym i jednym z najważniejszych czynników warunkujących możliwość efektywnego przeprowadzenia podchowu narybku szczupaka. Zastosowanie w czasie obecnych prac precyzyjnie dawkujących pokarm karmników sterowanych pozwoliło jednak na prowadzenie podchowu bez sortowania, a jedynie z rozrzedzaniem obsad, co wpłynęło zarówno na zmniejszenie pracochłonności, jak i poprawę ogólnego dobrostanu ryb w wyniku braku dodatkowych manipulacji.

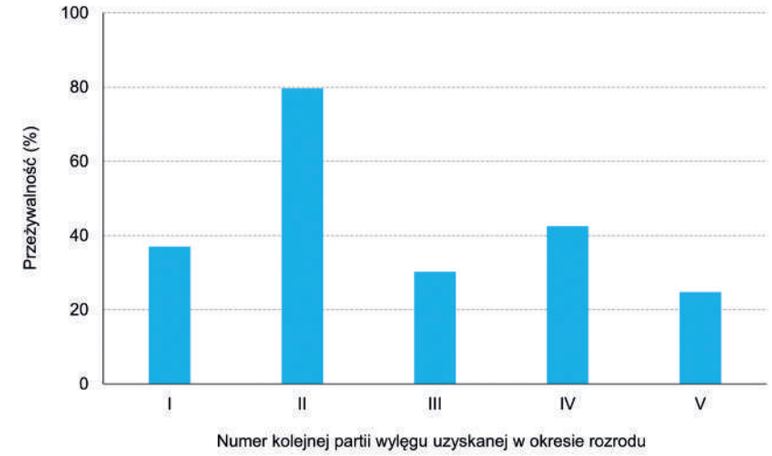
### 3.4.2. Wyniki podchowu larw pochodzących z różnych partii wylęgu

Jednym z aspektów szerokiego występowania szczupaka w naszych wodach jest bardzo rozciągnięty w czasie okres rozrodu. Wpływ na to ma m.in. charakterystyka morfometryczna danego zbiornika, warunki meteorologiczne (przede wszystkim temperatura wody i nasłonecznienie), a także wielkość tarlaków. Z hodowlanego punktu widzenia jest to bardzo korzystne, bowiem daje możliwość powtórzenia cyklu podchowu w przypadku niepowodzenia. Jednocześnie brak jest informacji na temat przydatności do podchowu larw uzyskiwanych w różnych terminach. W przeprowadzonym eksperymentalnym podchowie dokonano oceny wyników końcowej przeżywalności narybku pochodzącego z partii wylęgu pozyskanych w różnych okresach tego samego sezonu rozrodczego.

Larwy z pięciu kolejnych partii ikry pozyskanych w ciągu 25 dni sezonu rozrodczego podchowywano w jednakowy sposób, cały czas w oddzielnych basenach (bez mieszania obsad z różnych partii ryb) do osiągnięcia zakładanej końcowej masy ciała 8 g. W trakcie chowu zastosowano opisane powyżej procedury hodowlane z wykorzystaniem karmników automatycznie sterowanych.

Przeżywalność końcowa narybku była bardzo zróżnicowana i mieściła się w zakresie od 24,8% z ostatniej partii wylęgu do 79,8% z II partii. Nie stwierdzono korelacji pomiędzy liczebnością początkową danej partii, a końcową przeżywalnością narybku. W świetle przedstawionych różnic końcowych wyników wydaje się, że dywersyfikowanie procesu podchowu na różne partie larw zwiększa szansę sukcesu hodowlanego.






**Rys. 2.** Przeżywalność narybku uzyskanego z partii ikry z różnych okresów sezonu rozrodczego

### 3.4.3. Konsumpcja tlenu narybku

Konsumpcja tlenu i wydalanie amoniaku są jednymi z kluczowych parametrów z punktu widzenia intensywnego podchowu w systemach recyrkulacyjnych. U szczupaka informacje na ten temat są szczątkowe, dlatego jeden z eksperymentów dotyczył tych aspektów. Przeprowadzono całodobowy cykl pomiarów konsumpcji tlenu (co 2 godziny) u narybku szczupaka o masie ciała 26,5 g wg metodyki opisanej w pracy Zakęś i in. (2007). Badania przeprowadzono w trzech grupach ryb żywionych dawkami paszy 1; 2 i 3% biomasy ryb na dobę. Temperatura wody podczas badań wynosiła 22,0°C.

Wartości konsumpcji tlenu były zbliżone w grupach i wynosiły średnio około 400 mg $kg^{-1}$ $h^{-1}$. Bardzo zbliżone były również wartości maksymalne i minimalne (tab. 4). Brak wpływu dawek pokarmowych na wartość wskaźników konsumpcji tlenu mógł być wynikiem zbyt wysokich dawek pokarmowych w grupach (2% i 3%). Przy tej wielkości narybku bardzo silnie ujawnia się wrażliwość ryb na bodźce zewnętrzne, której skutkiem może być duża skłonność do wyskakiwania ryb z basenów. Efektem ubocznym natomiast jest słabsze pobieranie podawanego pokarmu. Mogą o tym świadczyć uzyskane w czasie podchowu tego narybku wartości współczynników pokarmowych. Końcowe wartości tego wskaźnika miały niską wartość (1,00 ± 0,08) i zbliżoną do wartości uzyskiwanych u mniejszego narybku jedynie w grupie żywionej dawką pokarmową 1%. W pozostałych grupach współczynniki pokarmowe były znacznie wyższe i wyniosły 1,43 ± 0,18 i 2,13 ± 0,40 odpowiednio przy żywieniu dawką 2% i 3%.

**Tabela 4.** Konsumpcja tlenu narybku szczupaka żywionego różnymi dawkami paszy w temperaturze wody 22°C

| Wskaźnik | J.m. | Grupy narybku żywionego różnymi dobowymi dawkami pokarmowymi | | |
|---|---|---|---|---|
| | | 1% | 2% | 3% |
| Średnia dobowa konsumpcja tlenu | (mg $kg^{-1}$ $h^{-1}$) | 398,4 ± 8,8 | 396,4 ± 16,9 | 392,3 ± 6,5 |
| Maksymalna konsumpcja tlenu | (mg $kg^{-1}$ $h^{-1}$) | 421,2 ± 15,0 | 421,6 ± 18,7 | 429,8 ± 22,1 |
| Minimalna konsumpcja tlenu | (mg $kg^{-1}$ $h^{-1}$) | 370,3 ± 11,7 | 362,8 ± 14,0 | 366,2 ± 13,8 |

W przypadku podchowu szczupaka korzystną cechą są stosunkowo nieduże wahania konsumpcji tlenu w ciągu doby. Różnica pomiędzy wartościami maksymalnymi a minimalnymi wynosiła w poszczególnych grupach od 14 do 17%. W przypadku innych gatunków stwierdzono, że różnice te mogą przekraczać nawet 100% w zależności od sposobu żywienia i cech behawioralnych (Szczepkowski i in., 2000).

Znajomość konsumpcji tlenu pozwala planować i regulować wielkość przepływu wody i/lub dostarczanego tlenu w danych warunkach podchowu lub transportu. Drugim istotnym czynnikiem związanym z zawartością tlenu jest minimalny próg tolerancji. Pod tym względem narybek szczupaka jest relatywnie odporny na niskie koncentracje tlenu w wodzie. W temperaturze wody 20°C pierwsze wyraźne objawy zaniepokojenia ryby wykazują przy spadku zawartości tlenu do 45% nasycenia, a ryby normalnie karmione są w stanie przeżyć nawet spadek do 18% nasycenia utrzymujący się ponad godzinę (straty poniżej 1% obsady, obserwacje własne).

## 4. TRANSPORT NARYBKU

W przypadku ryb przeznaczonych do zarybień, sposób transportu odgrywa równie ważną rolę jak proces wychowu. Często efekty długotrwałego podchowu mogą nie przynosić pożądanych rezultatów w wyniku błędów popełnionych w czasie przewozu ryb lub przygotowań do niego. Szczególnie dotyczy to ryb drapieżnych, takich jak szczupak z silną skłonnością do kanibalizmu. Jak dotąd nie opracowano żadnych wytycznych dotyczących przewozu szczupaka pochodzącego z intensywnego podchowu w systemach recyrkulacyjnych, a istniejące dane dotyczą wylęgu lub ryb wyhodowanych w warunkach stawowych (Galli, 1986; Węgliński, 1986). Narybek pochodzący ze stawów odżywia się wyłącznie pokarmem naturalnym, a dynamika procesów metabolizmu jest zupełnie inna niż w przypadku ryb intensywnie i stale żywionych paszą, jak to ma miejsce w czasie chowu basenowego w RAS. Dlatego dla ryb pochodzących z systemów recyrkulacyjnych konieczne jest opracowanie odrębnych wytycznych dotyczących transportu.

Przewóz narybku szczupaka do miejsc zarybień może być realizowany dwoma sposobami, podobnie jak u innych gatunków, to jest przy użyciu worków z tworzyw sztucznych lub basenów transportowych wyposażonych w instalację natleniającą (fot. 15). Przy transporcie

**Fot. 15.** Transport narybku szczupaka w workach z tworzyw sztucznych (z lewej) lub basenie transportowym (z prawej)

w workach z tworzywa sztucznego wypełnia się je wodą i tlenem w stosunku 1:1. Stosowane grubości rękawa folii polietylenowej, z której wytwarza się worki mieszczą się zazwyczaj w przedziale 0,45–0,55 mm, a jego szerokość 45–60 cm. Ze względu na ograniczoną ilość miejsca w pojeździe do transportu, metodę stosuje się przy przewozie małych partii ryb.

Wadą metody jest pracochłonność związana z załadunkiem, ponieważ każdy worek musi być oddzielnie zapakowany. Czynności te obejmują: przygotowanie odpowiedniej wielkości worka, napełnienie go wodą, odważenie lub odliczenie porcji ryb i umieszczenie ich w worku, napełnienie worka tlenem i szczelne zawiązanie (fot. 16a–c).

Kolejną wadą jest również ryzyko uszkodzenia worka w transporcie, co najczęściej jest równoważne ze stratą przewożonych ryb. Szczególnie dotyczy to transportu materiału zarybieniowego na większe odległości. Zaletą przewozu narybku w workach z tlenem jest natomiast brak konieczności przeładunku ryb w miejscu zarybienia, co skraca czas tego zabiegu. W tabeli 5 przedstawiono zastosowane parametry i warunki transportu narybku szczupaka pochodzącego z systemów recyrkulacyjnych.

**Tabela 5.** Warunki eksperymentalnego transportu narybku szczupaka pochodzącego z systemów recyrkulacyjnych w workach z tworzywa sztucznego napełnianych wodą i tlenem (20 litrów + 20 litrów)

| Lp. | Średnia masa ciała ryb (g) | Temperatura wody (°C) | Czas transportu (h) | Okres odpijania (h) | Masa ryb w worku (kg) |
|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 2,6 | 22,5 | 1 | 0 | 2,76 |
| 2 | 8,1 | 20,2 | 1 | 0 | 1,79 |
| 3 | 0,34 | 16,6 | 3 | 12 | 0,78 |
| 4 | 0,5 | 19,5 | 3,5 | 12 | 1,6 |
| 5 | 8,1 | 16,0 | 4,5 | 24 | 2,5 |
| 6 | 12,4 | 20,5 | 4,5 | 24 | 2,0 |

**Fot. 16**. Etapy załadunku narybku szczupaka do worków z tlenem: (a) przygotowanie worków, (b) ważenie porcji ryb, (c) napełnianie tlenem i wiązanie



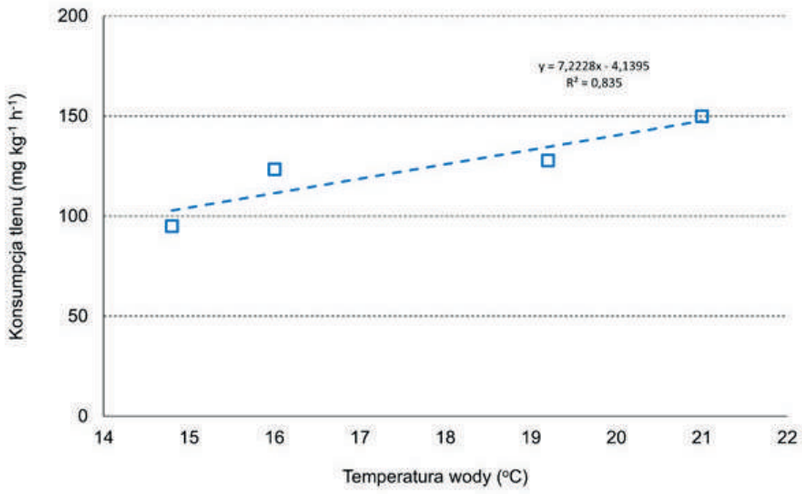
W transportach nr 1–4 oraz 6 nie stwierdzono żadnych problemów, stan ryb po transporcie nie budził zastrzeżeń. Po transporcie nr 5 woda w workach była silnie zmętniała, stwierdzono również śmiertelność ryb, która wyniosła około 5%. Należy nadmienić, że we wszystkich przypadkach zostały zachowane wskazania wcześniej obowiązujących norm branżowych (Galli, 1986), a mianowicie utrzymania ilości 5 litrów wody i 5 litrów tlenu na 1 kg przewożonego narybku. Wskazuje to, że przy transporcie narybku z systemów recyrkulacyjnych w workach z tlenem zalecenia dotyczące warunków transportu powinny być bardziej restrykcyjne. Jest to tym bardziej istotne, że obecnie przewóz często ma miejsce przy wyższych temperaturach wody (powyżej 15°C) niż dopuszczały to wcześniejsze badania.

Podsumowując należy wskazać, że ryby nie poddawane odpijaniu (mogą być przewożone w czasie nieprzekraczającym jednej godziny, przy biomasie nieprzekraczającej 2,7 kg/worek (20 litrów wody + 20 litrów tlenu). Przy czasie przewozu powyżej 3 godzin minimalny okres odpijania to 12 godzin, a maksymalna obsada jednego worka – 1,5 kg narybku. Przy czasie transportu powyżej 4 godzin okres odpijania należy wydłużyć do minimum 24 godzin. Jednocześnie dopuszczalna obsada worka transportowego nie powinna przekraczać 2,0 kg. Biorąc pod uwagę czas załadunku i miejsce wymagane do umieszczenia worków, w ten sposób można przewieźć niewielkie partie narybku, maksymalnie 30–40 kg. Załadunek takiej partii ryb trwa około 45 minut (3 osoby).

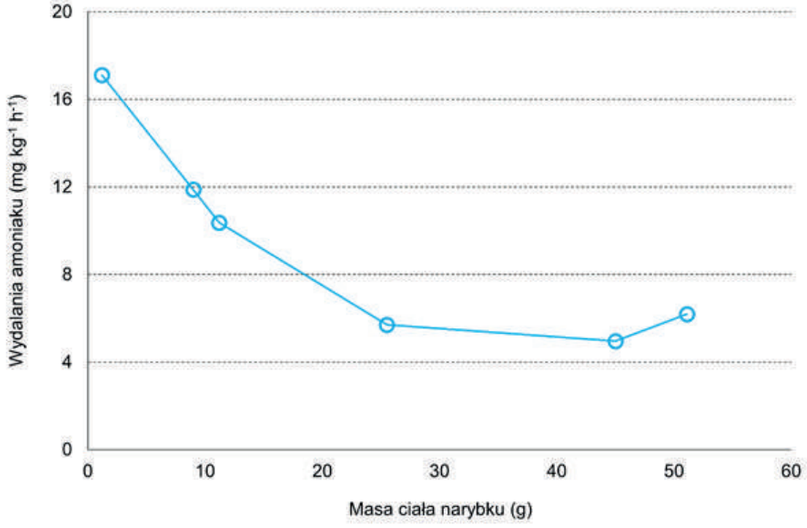
Transport większych ilości wymaga użycia basenów wyposażonych w instalację natleniającą. W tej metodzie partie ryb do transportu mogą być już wcześniej przygotowane (odważone), dzięki czemu sam załadunek ryb jest znacznie krótszy. Umieszczenie w basenie transportowym porcji 100 kg ryb zajmuje około 15–20 minut. Podczas transportu basenowego większą uwagę należy zwracać na kontrolę warunków tlenowych w wodzie basenu. Tlen jest dostarczany z butli z ciekłym tlenem i rozprowadzany w wodzie poprzez różnego rodzaju dyfuzory umieszczone na dnie. Wielkość przepływu tlenu do basenu reguluje się zazwyczaj za pomocą rotametru. Zużycie tlenu w transporcie zależy od wielu czynników, m.in.: biomasy ryb, ich wielkości, czasu odpijania, temperatury wody czy jakości dyfuzorów. Na rysunku 3 przedstawiono rzeczywiste zużycie tlenu podczas transportów narybku szczupaka prowadzonych w różnych temperaturach wody, obliczone na podstawie wielkości przepływu tlenu przez rotametr.

Oczywiście należy uwzględnić fakt, że w przypadku transportu zużycie tlenu nie jest równoznaczne z jego konsumpcją przez ryby, ponieważ dla bezpieczeństwa woda jest zazwyczaj nasycona powyżej 100% rozpuszczalności w danej temperaturze, w wyniku czego część podawanego tlenu ulatnia się w postaci widocznych na powierzchni pęcherzyków. Podczas omawianych transportów nasycenie wody tlenem w basenie transportowym utrzymywano na poziomie 110–140%. Należy również zauważyć, że baseny transportowe dają rybom dużo większy komfort tlenowy niż podczas transportu w workach, w których nasycenie tlenem zmienia się bardzo silnie (tym bardziej im dłuższy jest jego czas, a początkowo może sięgać nawet 300%). Ponadto w basenach transportowych z wody częściowo jest usuwany wytwarzający się podczas oddychania dwutlenek węgla, podczas gdy w workach następuje jego stała kumulacja.

Innym produktem przemiany materii mającym negatywny wpływ na kondycję narybku podczas transportu jest amoniak. Nieliczne dotychczasowe badania dotyczyły starszych stadiów narybkowych tego gatunku (Zakęś i in., 2007) w warunkach podchowowych. W trakcie transportów prowadzonych w basenach (zagęszczenie obsady w transporcie w zakresie 92,2–123,8 kg $m^{-3}$) z podchowalni w Pieczarkach do miejsc zarybień w Zatoce Puckiej stwierdzili-




**Rys. 3.** Zużycie tlenu w czasie transportu narybku szczupaka w różnych temperaturach wody




**Rys. 4.** Wydalanie amoniaku u narybku szczupaka o różnej masie ciała podczas transportu w basenach z natlenianiem



śmy, że wartości koncentracji całkowitego azotu amonowego stopniowo wzrastały z początkowego poziomu 0,40–0,45 mg $dm^{-3}$, osiągając na koniec nawet 6,60–7,80 mg $dm^{-3}$. Są to wartości znacznie wyższe niż tolerowane przez ten gatunek w podchowie, jednak w tym przypadku przy relatywnie krótkim czasie ekspozycji nie wywoływały widocznych, negatywnych skutków.

Wielkość wydalania amoniaku u narybku podczas transportu była związana przede wszystkim z masą ciała przewożonych ryb (rys. 4).

Równie ważny był okres niekarmienia ryb przed transportem (odpijanie). W przypadku tego czynnika stwierdzono, że wydłużenie okresu głodzenia z 1 do 3 dni zmniejszało średnie wydalanie amoniaku o około 50%, tj. z 11,9 mg $kg^{-1}$ $m^{-3}$ do 5,6 mg $kg^{-1}$ $m^{-3}$. Biorąc pod uwagę, że w przypadku narybku o masie ciała 3–10 g nie obserwuje się już zwiększonego kanibalizmu przy braku karmienia, dla bezpieczeństwa transportu wskazane jest, aby okres głodzenia przed transportem większych partii w basenach był wydłużony do 3 dni.

Na podstawie zebranych danych można stwierdzić, że transport narybku szczupaka w basenach z natlenianiem może być prowadzony w szerokim zakresie temperatur, nawet powyżej 20°C. Zagęszczenie obsady w transporcie może sięgać 100 kg $m^{-3}$, a zalecany okres odpijania narybku o masie ciała powyżej 3 g powinien wynosić 3 doby.

## 5. PODSUMOWANIE

W dotychczasowych podchowach szczupaka charakterystyczne było bardzo wyraźne rozgraniczenie między podchowem larw a narybku i wynikało ono z konieczności rozpoczęcia sortowania ryb (Wolnicki i Kamiński, 1998). Również podchów narybku podzielony był na kolejno prowadzone etapy, w miarę kolejnych sortowań. Wykazano, że tylko w jednym z etapów podchowu (narybku o masie ciała około 1 g) sortowanie zmniejszało straty nawet o 6–7% (Szczepkowski, 2009).

Pierwsze sortowanie ryb miało miejsce w momencie pojawienia się nasilonego kanibalizmu, zazwyczaj po około dwóch tygodniach od rozpoczęcia żywienia. Kolejne były prowadzone w miarę wzrostu i różnicowania się wielkości ryb. Można przyjąć, że do osiągnięcia wielkości 8–10 g konieczne były minimum trzy sortowania. Najczęściej przy pierwszym sortowaniu stosowano szczeliny w rozmiarze 2–2,5 mm, przy drugim 3,5 mm, a przy trzecim 5 mm.

Jak wykazano w czasie przeprowadzonych badań z wykorzystaniem sterowanych karmników automatycznych precyzyjnie dozujących pokarm, proces podchowu przebiega znacznie bardziej płynnie i sortowanie nie jest już koniecznym warunkiem udanego podchowu. Oznacza to znaczne zmniejszenie pracochłonności chowu, liczby manipulacji z rybami i tym samym zachowanie lepszego dobrostanu narybku.

Efektywność podchowu szczupaka mierzona wykorzystaniem paszy jest bardzo dobra zważywszy, że przez znaczną część podchowu pasza jest podawana z nadmiarem. Wartości współczynników pokarmowych pasz (FCR) powinny mieścić się w zakresie 0,7–0,8.

Uzyskane w ramach projektu PIKE rezultaty istotnie uzupełniły lub poszerzyły dotychczasowy stan wiedzy o podchowie szczupaka w następującym zakresie:

- przygotowanie larw do podchowu w systemie RAS,
- doprecyzowanie warunków wstępnego podchowu,
- opracowanie procedury żywienia wraz z zastosowaniem karmników automatycznych pozwalających na uniknięcie konieczności sortowania od wylęgu do zarybienia,
- opracowanie podstaw procedur transportu narybku pochodzącego z systemu RAS.

## 6. BIBLIOGRAFIA


Balon, E.K., 1984. Patterns in the evolution of reproductive styles in fishes. W: Pottas, G.W. Wootton, R.J, (Eds.), Fish Reproduction: Strategies and Tactics, Academic Press, London, 35-53.

Blaxter, J.H.S., Hempel, G., 1963. The influence of eggs size onherring larvae (*Clupea harengus* L.). J. Cons. Perm. Int. ExplorMer. 28: 211–240.

Bry, C., 1996. Role of vegetation in the life cycle of pike. In: Craig, J.F., (eds) Pike. Fish and Fisheries Series, vol 19. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-015-8775-4_3.

Galli, A., 1986. Norma branżowa. Ryby hodowlane. Przewóz materiału zarybieniowego sandacza i szczupaka. BN-86/9147-05.

Górny, W., 1992. The influence of water temperature on mortality, growth and cannibalism in juvenile pike (*Esox lucius* L.). Arch. Ryb. Pol., 1: 27-31.

Greszkiewicz, M., Fey, D.P., 2020. Positive temperature effects on the initiation and intensity of cannibalistic behavior of larval pike, *Esox lucius* L. Is cannibalism reflected in otolith fluctuating asymmetry? Hydrobiologia, 847: 3139–3152.

Hokanson, K.E.F., McCormick, J.H., Jones, B.R., 1973. Temperature requirements for embryos and larvae of the northern pike, *Esox lucius* (Linnaeus). Trans. Am. Fish. Soc., 102: 89-100.

Mickiewicz, M., 2022. Zarybienia jezior w 2021 roku i ich porównanie z rokiem 2020. W: Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2021 roku. Uwarunkowania gospodarcze, ekonomiczne, środowiskowe i klimatyczne (Red. A. Cejko i A. Wołos). Wyd. IRS Olsztyn: 63-72.

Philippart, J.C., Vranken, M., 1983. Aatlas des poissons de Wallonie, distribution, écologie, éthologie, pêche, conservation. Cah. Ethol. Appl., 3: 395 pp.

Raat, A., 1988. Synopsis of biological data on the northern pike *Esox lucius* Linnaeus 1758. FAO Fish. Synopsis No. 30 Rev. 2.

Szczepkowska, B., Szczepkowski, M., 2018. Wykorzystanie nowego typu karmnika w podchowalni ryb. W: Wylęgarnictwo i podchowy ryb oraz raków (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś. Wyd. IRS Olsztyn: 281-289.

Szczepkowski, M., 2009. Impact of selected abiotic and biotic factors on the results of rearing juvenile stages of northern pike (*Esox lucius* L.) in recirculating systems. Archives of Polish Fisheries, 17(3): 107-147.

Szczepkowski, M., Kolman, R., Szczepkowska, B., 2000. Changes in oxygen consumption and ammonia output in young Siberian sturgeon (*Acipenser baeri* Brandt). Czech Journal of Animal Science 45(9): 389-396.

Szczepkowski, M., Szczepkowska, B., Saczek, W., 2006. Wybrane wskaźniki sztucznego rozrodu szczupaka (*Esox lucius*) prowadzonego w wylęgarni Doświadczalnego Ośrodka Zarybieniowego „Dgał" w Pieczarkach. W: Rozród, podchów, profilaktyka ryb karpiowatych i innych gatunków, (Red.) Z. Zakęś i in. Wyd. IRS, Olsztyn: 293-299.

Szczepkowski, M., Szczepkowska, B., 2016. Podchów narybku letniego szczupaka w basenach jako metoda alternatywna wobec produkcji wylęgu żerującego. W: Rybactwo i wędkarstwo w 2015 roku (Red.) M. Mickiewicz i A. Wołos. Wyd. IRS Olsztyn: 141-149.





Szczerbowski, i in., 1993. Rybactwo śródlądowe. Wyd. IRS Olsztyn, 569.

Węgliński, L., 1986. Norma branżowa. Ryby hodowlane. Materiał zarybieniowy szczupaka. BN-86/9147-12.

Wolnicki, J., Górny, W., 1997. Effects of commercial dry diets and water temperature on growth and survival of northern pike, *Esox lucius* L., larvae. Pol. Arch. Hydrobiol. 44(3): 377-383.

Wolnicki, J., Kamiński, R., 1998. Masowy podchów wylęgu szczupaka z zastosowaniem starterów. W: Rybactwo jeziorowe, rozwój, zmiany, trudności (Red.) A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 83-90.

Zakęś, Z., Stawecki, K., Pyka, J., 2015. Wspomaganie dojrzewania biofiltrów w systemach recyrkulacyjnych. W: Podchowy organizmów wodnych – osiągnięcia, wyzwania, perspektywy (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś, A. Kowalska. Wyd. IRS, Olsztyn: 11-22.

Zakęś, Z., Szczepkowski, M., Demska-Zakęś, K., Jesiołowski, M., 2007. Oxygen consumption and ammonia exretion by juvenile pike, *Esox lucius* L. Archives of Polish Fisheries 15(2): 79-92.

Zhu, S., Chen, S., 2002. The impact of temperature on nitrification rate in fixed film biofilters. Aquacultural Engineering, 26(4): 221-237.

# 8

# Zjawisko kanibalizmu u szczupaka (*Esox lucius*)

rozdział 8

# Zjawisko kanibalizmu u szczupaka (*Esox lucius*)

***Martyna Greszkiewicz, Dariusz P. Fey***

*Zakład Oceanografii Rybackiej i Ekologii Morza, Morski Instytut Rybacki – PIB, ul. Kołłątaja 1, 81-332 Gdynia*

## 1. ZJAWISKO KANIBALIZMU U RYB

Oficjalnych definicji kanibalizmu można przytoczyć wiele, jednak zasadniczo sprowadzają się one do tej przedstawionej przez Smith i Reay (1991), którzy definiują kanibalizm jako akt zabicia i zjedzenia w całości lub w dużej części osobnika należącego do tego samego gatunku, niezależnie od etapu jego rozwoju. Podobnie Garcia i Zaniboni-Filho (2006) definiują kanibalizm jako szczególny rodzaj drapieżnictwa, który polega na zabijaniu osobników tego samego gatunku w celu częściowej lub całkowitej konsumpcji. Zjawisko kanibalizmu obserwowane jest u wielu grup zwierząt, m.in. pierwotniaków, wrotków, ślimaków, widłonogów, roztoczy, owadów, pająków, ryb, płazów, ptaków czy ssaków (Fox, 1975). Ten sam autor doszedł do wniosku, że kanibalizm jest naturalnym zachowaniem obserwowanym u 147 gatunków zwierząt, podczas gdy Polis (1981) przytacza doniesienia odnoszące się aż do 1300 gatunków. Kanibalizm jest więc z pewnością nie tylko zjawiskiem powszechnie występującym w przyrodzie, ale w równym stopniu ważnym dla funkcjonowania ekosystemów, w tym również dla ekologii wielu gatunków zwierząt. Zarówno samych kanibali, jak i ich ofiar.

Wśród ryb zjawisko kanibalizmu odnotowano dla 390 gatunków doskonałokostnych ze 104 rodzin, przy czym 150 opisów gatunków to wyłącznie ryby żyjące w niewoli. Liczba doniesień o kanibalizmie wzrosła, zwłaszcza od lat 90. XX w., wraz ze zwiększającą się liczbą badań związanych z akwakulturą. Można przypuszczać, że w rzeczywistości kanibalizm u ryb występuje dużo częściej niż może to sugerować przegląd literatury przedmiotu, ponieważ zjawisko to zostało opisane głównie dla gatunków ryb, które są interesujące dla człowieka jako zasoby lub wykorzystywane jako modele w badaniach behawioralnych czy są popularnymi gatunkami w akwarystyce (Smith i Reay, 1991; Pereira i in., 2017).

U wielu gatunków ryb zjawisko kanibalizmu ogranicza się do zjadania przedstawicieli swojego gatunku, znajdujących się we wczesnym etapie rozwoju, przez osobniki dorosłe. Gatunki z rodzin morskich: *Apogonidae*, *Gobiidae* i *Pomacentridae*, zwłaszcza te gniazdujące, są głównie

drapieżnikami kanibalistycznymi zjadającymi jaja. Podobnie ryby planktonożerne (np. sardele *Engraulidae*) czasami zjadają jaja osobników tego samego gatunku. Z kolei gatunki ryb z rodzin: *Bryconidae*, *Cyprinidae*, *Pimelodidae*, *Poeciliidae* (rodziny słodkowodne) i *Serranidae* (morskie) wykazują zachowania kanibalistyczne ukierunkowane prawie wyłącznie na stadia larwalne, a *Merlucciidae* (morskie) i łososiowate (słodkowodne i anadromiczne) – głównie na osobniki młodociane (Pereira i in., 2017). Mimo że lista gatunków ryb, u których zaobserwowano zjawisko kanibalizmu jest długa, doniesienia publikacyjne o kanibalizmie są zdominowane przez kilka rodzin słodkowodnych ryb: *Percidae* (140 przypadków, z najczęstszymi obserwowanymi u *Perca fluviatilis* i *P. flavescens*), *Salmonidae* (75 przypadków, z najczęstszym u *Salvelinus alpinus*) i *Esocidae* (54 wystąpienia, z najczęstszym w przypadku *Esox lucius*) i rodziny morskie *Gadidae* (106 wystąpień, z najczęstszym gatunkiem *Gadus morhua*), *Gobiidae* (54 wystąpienia z najczęściej występującymi u *Pomatoschistus microps*) i *Merluciidae* (29 przypadków, z najczęściej występującym rodzajem *Merluccius*) – Pereira i in., 2017.

Ataki kanibalistyczne u ryb, pod względem sposobu ataku, można podzielić na dwa główne typy (Baras i Jobling, 2002): typ I, gdy wielkość zdobyczy jest stosunkowo duża w stosunku do drapieżnika i atak następuje od strony ogona, głowy lub w połowie ciała, a ofiara zjadana jest stopniowo (przesuwana w kierunku głowy i dopiero połykana) oraz typ II, gdy ofiara połykana jest przez drapieżnika w całości i natychmiast w momencie ataku. Typ I charakteryzuje głównie ataki osobników w stadium larwalnym i juwenilnym, gdy różnice w wielkości pomiędzy poszczególnymi osobnikami są niewielkie. Natomiast typ II występuje zazwyczaj u ryb dorosłych i wynika z faktu, że zróżnicowanie wielkościowe jest większe, a połykanie ofiary w całości jest szybsze i nie osłabia zdolności lokomotorycznych drapieżnika (Baras i Jobling, 2002). U szczupaka w ramach typu I, początkowo, w okresie larwalnym, dominują ataki od strony ogona. Spowodowane jest to głównie małą różnicą w wielkości pomiędzy ofiarą a drapieżcą, która może wynosić zaledwie 0,2 mm dla ryb w zakresie wielkości 13–19 mm (Greszkiewicz i Fey, 2020). Natomiast ataki od strony głowy dominują w późniejszym okresie, gdy różnica wielkości ofiary i drapieżcy jest już większa. Podobny mechanizm można zaobserwować u innych gatunków ryb. Na przykład u sandacza (*Sander lucioperca*) w wieku od 14 do 48 dni 60% ataków kanibalistycznych typu I nastąpiło od strony ogona. Natomiast ataki od strony głowy dominowały u ryb tego gatunku dopiero w wieku powyżej 48 dni (Colchen i in., 2019). Bry i in. (1992) wskazali, że dla szczupaków w zakresie wielkości 60–200 mm dominującą strategią ataku (96,5% wszystkich zarejestrowanych ataków) był właśnie atak od strony głowy.

## 2. KANIBALIZM SZCZUPAKA WARUNKACH NATURALNYCH

### 2.1. Kanibalizm w okresie życia larwalnego i juwenilnego

Chociaż zjawisko kanibalizmu u ryb występuje zarówno u wczesnych stadiów rozwojowych, jak i osobników dorosłych, większość przypadków kanibalistycznych zachowań dotyczy zjedzenia larw lub osobników młodocianych, a nie osobników dorosłych (Pereira i in., 2017). Tak jest również w przypadku szczupaka, u którego kanibalizm jest szczególnie rozpowszechniony



w pierwszym roku życia (Craig, 1996). Zwyczaje żywieniowe młodych szczupaków zmieniają się wraz z ich wzrostem i można podzielić je na trzy zasadnicze etapy, odnoszące się do grup preferowanego pokarmu – są to: niższe skorupiaki, owady i ryby (Hunt i Carbine, 1951). Dietę tę uzupełniają, i to już na wczesnym, larwalnym etapie rozwoju, larwy ryb, w tym larwy własnego gatunku (Mamcarz i in., 1998; Greszkiewicz i Fey, 2020) – fotografie 1a, 1b. Tak wczesne pojawienie się kanibalizmu u szczupaków ma miejsce zarówno w warunkach naturalnych, jak i hodowlanych.

Z dostępnych danych literaturowych wynika, że pierwsze ataki kanibalistyczne, obserwowane w warunkach naturalnych, pojawiają się już w okresie larwalnym u tak małych osobników, jak 16 mm (Ziliukiene i Ziliukas, 2006), 21 mm (Hunt i Carbine, 1951), 25 mm (Morrow i in., 1997) oraz 38 mm (Fago, 1977). Na przykład Hunt i Carbine (1951) wykazali, że najczęściej posiadały w swoich żołądkach przedstawiciela tego samego gatunku szczupaki o rozmiarach z zakresu 21–80 mm. Kanibalizm zaobserwowano u 25% badanych ryb w przedziale wielkości 21–25 mm i 32% ryb w przedziale 26–30 mm. Jednak w żadnym z powyżej wspomnianych badań szczupak nie był pokarmem dominującym, o czym świadczy zawartość żołądków w analizowanej grupie osobników, co może wskazywać, że taka forma odżywiania się nie jest wybiórcza i dominująca u tego gatunku (zob. rozdz. 11).

Zdolność szczupaków do zjadania rodzeństwa już na wczesnym etapie rozwoju, często tuż po wykluciu, a więc przed rozproszeniem potomstwa z obszaru tarliska, ułatwia duży otwór gębowy z dobrze rozwiniętym uzębieniem (Giles i in., 1986). Wprawdzie bezpośrednio po wylęgu szczupak ma zamknięty otwór gębowy i odżywia się wyłącznie zawartością woreczka żółtkowego, jednak w ciągu kilku dni otwór gębowy się otwiera, a niedługo później pojawiają się zęby. Dzięki temu pierwsze ataki kanibalistyczne mogą mieć miejsce tuż po resorpcji woreczka żółtkowego (Greszkiewicz i Fey, 2020). Również w przypadku innych gatunków larwy kanibalistyczne mają zwykle stosunkowo duże uzębienie, duże rozwarcie szczęki i zwiększoną jej muskulaturę (Folkvord, 1997).

W środowisku naturalnym intensywność zjawiska kanibalizmu obserwowana u szczupaków może zależeć w dużym stopniu od zagęszczenia danej populacji i być wyższa w latach, w których miała miejsce duża produkcja larw. Przy dużych zagęszczeniach, szczególnie w przypadku, gdy brakuje alternatywnej ofiary, początkowa przewaga tempa wzrostu wśród kanibali oznacza, że w ciągu kilku dni może dojść do znacznej redukcji liczebności mniejszych osobników (Giles i in., 1986). Dlatego uważa się, że zjawisko kanibalizmu, zwłaszcza w okresie larwalnym i wczesnonarybkowym, jest jednym z kluczowych mechanizmów regulujących liczebność szczupaków, co ma z kolei istotne implikacje dla rekrutacji poszczególnych roczników (Craig i Kipling, 1983), a także dla charakterystyki biologicznej populacji (Skov i Nilsson, 2018).

Szczególne nasilenie kanibalizmu szczupaka w okresie wczesnego rozwoju znajduje potwierdzenie w klasyfikacji, której dokonali Smith i Reay (1991). Podzielili oni zjawisko kanibalizmu na siedem klas, w zależności od stadium rozwojowego ofiary, genetycznego związku między kanibalem a jego ofiarą oraz różnicy wieku między nimi. Zgodnie z tą klasyfikacją szczupak należy do klasy „kanibalizmu wewnątrzkohortowego rodzeństwa w stadiach powylęgowych" (ang. sibling intra-cohort cannibalism of post-hatching stages).

**Fot. 1.** Kanibalistyczne pary larw szczupaka (*Esox lucius*) reprezentujące kanibalizm typu I (bez natychmiastowego połknięcia): a) atak od strony ogona oraz b) atak od strony głowy. Wielkość ofiary jest zbliżona do wielkości kanibala (fot. M. Greszkiewicz)

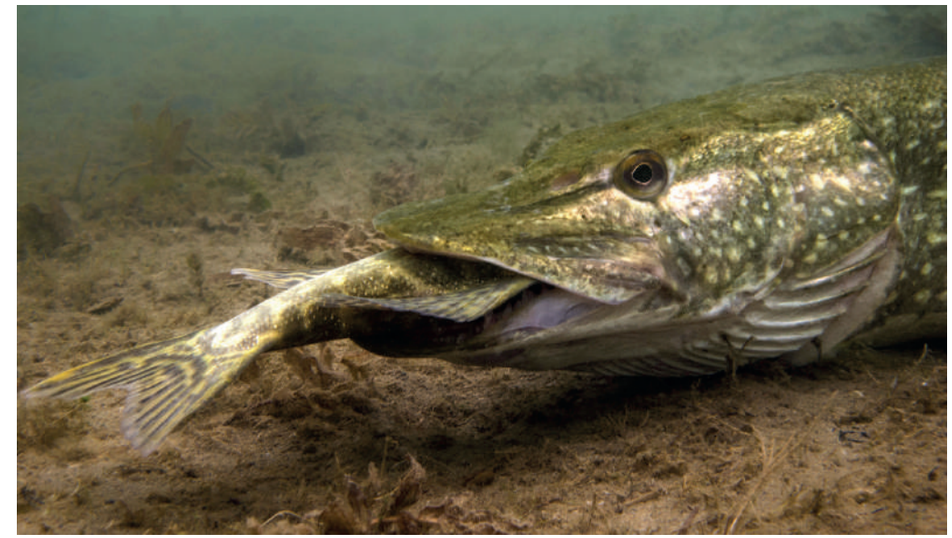
## 2.2. Kanibalizm w okresie życia dorosłego

Kanibalizm u szczupaka nie ogranicza się do wczesnych stadiów rozwojowych i występuje również wśród ryb dorosłych (fot. 2). Skutecznym atakom tych drapieżników, w tym również kanibalistycznym, sprzyja budowa anatomiczna, a przede wszystkim: wydłużone ciało, przegubowa szczęka oraz skierowane do tyłu zawiasowe zęby, zapobiegające ucieczce zdobyczy. To, w połączeniu z siłą napędową płetw: odbytowej, ogonowej i grzbietowej, pozwala na uzyskanie dużych przyspieszeń podczas ataku na zdobycz (Craig, 1996; Skov i Nilsson, 2018). Dodatkowo, podwieszone pary płetw piersiowych i brzusznych umożliwiają precyzyjne manewrowanie w celu stereoskopowego widzenia ofiary w dół parzystych rowków pyska (Craig, 1996; Kouchesfahani i Vajargah, 2021). O ile ataki kanibalistyczne osobników dorosłych na ofiary o stosunkowo małych rozmiarach (np. ryby w pierwszym roku życia) wydają się wysoce prawdopodobne, co zresztą zaobserwowano w trakcie prowadzonych eksperymentów w ramach projektu PIKE w Ośrodku Eksperymentalno-Hodowlanym MIR-PIB, to jednak wydaje się, że ataki na inne dorosłe osobniki o zbliżonych rozmiarach będą miały miejsce stosunkowo rzadko. Jest to wprawdzie możliwe, ale wiąże się z ryzykiem doznania urazów oraz zużytkowania dużej ilości energii na działanie mogące zakończyć się niepowodzeniem i osłabieniem danego osobnika, co nie jest zachowaniem strategicznym z punktu widzenia gatunku.



Z przeprowadzonych badań dotyczących analiz zawartości żołądków szczupaków pochodzących z różnych rejonów świata wynika, że zjawisko kanibalizmu w środowisku naturalnym jest powszechne u tego gatunku i było opisywane w odniesieniu do populacji z wielu rejonów geograficznych, takich jak np.: Anglia (Mann, 1982), Szkocja (Adams, 1991), Hiszpania (Elvira i in., 1996 oraz Dominguez i Pena, 2000), USA (Beaudoin i in., 1999 oraz Soupir i in., 2000), Finlandia (Kekäläinen i in., 2008) czy Turcja (Alp i in., 2008).

W warunkach naturalnych ryzyko wystąpienia kanibalizmu może być w dużym stopniu zniwelowane poprzez obecność innych gatunków zwierząt, a przede wszystkim innych gatunków ryb, mogących stanowić pożywienie dla szczupaka. Podobnie istotna będzie charakterystyka środowiska, a więc na przykład ilość dostępnej przestrzeni oraz występowanie kryjówek dla mniejszych osobników na danym obszarze. To może tłumaczyć część doniesień obecnych w literaturze, świadczących o braku przedstawicieli własnego gatunku w pokarmie szczupaków, co potwierdzają analizy zawartości ich żołądków (Lorenzoni i in., 2002; Alp



**Fot. 2.** Kanibalizm szczupaka (*Esox lucius*) obserwowany w okresie życia dorosłego (fot. Alamy Inc)

i in., 2008). Przykładem mogą być również wyniki naszych analiz (zob. rozdz. 11), podczas których określono zawartość składu pokarmu dla 350 osobników złowionych na obszarze Zatoki Puckiej w latach 2020–2022. Kanibalizmu podczas prowadzonych badań nie zaobserwowano.

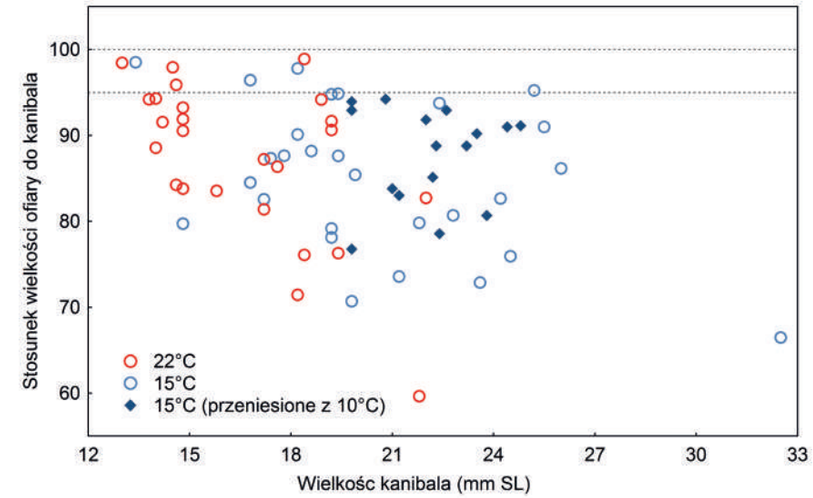
W trakcie badań prowadzonych na populacji szczupaków z obszaru jezior, przy zagęszczeniu populacji do 4,7 osobników/100 $m^2$, zjawiska kanibalizmu nie odnotowano (Sutela i in., 2004). Zauważono je natomiast przy zagęszczeniu 6,8–13,3 osobników /100 $m^2$ (Korhonen, 1995, za Sutela i in., 2004). W trakcie innych badań dotyczących wzrostu i przeżywalności osobników juwenilnych szczupaka występujących w stawach ziemnych przy zagęszczeniu 9,4 osobników /100 $m^2$ nie odnotowano zjawiska kanibalizmu (Szczepkowski i in., 2012).

### 2.3. Różnica wielkości pomiędzy ofiarą a drapieżcą

Charakterystyczną cechą ryb z gatunków drapieżnych, a przede wszystkim tych, u których występuje zjawisko kanibalizmu, jest stosunkowo duża wielkość otworu gębowego względem wielkości ich całego ciała. Nilsson i Brönmark (2000) przeprowadzili badania dotyczące zależności pomiędzy wielkością paszczy drapieżnika a wielkością ofiary, analizując behawior i morfologię szczupaka. W celu określenia, czy wielkość otworu gębowego jest dla szczupaka dobrym wskaźnikiem ograniczenia wielkości zdobyczy, oceniono maksymalną wielkość możliwej do spożycia ofiary. Eksperyment polegał na tym, że szczupak określonej wielkości otrzymywał, w warunkach kontrolowanych, coraz większe osobniki leszcza i płoci. Jeśli ofiara nie została zjedzona w ciągu dwóch tygodni, zdobycz uznawana była za zbyt dużą, aby mogła stanowić pokarm. Autorzy w swojej pracy stwierdzili, że możliwość skonsumowania ofiary przez drapieżcę ograniczona jest nie tylko przez długość ciała ofiary, ale przede wszystkim przez wysokość jej ciała.

Ziliukiene i Ziliukas (2006) przeprowadzili analizę odżywiania się wczesnych stadiów rozwojowych szczupaka w środowisku naturalnym. W dwunastym dniu eksperymentu zaobserwowano pierwsze ataki kanibalistyczne u ryb w zakresie wielkości 16–22,3 mm. Zarejestrowano szczupaka o długości 17,6 mm, który połknął osobnika o długości 16,0 mm, czyli ofiara stanowiła aż 90,9% długości drapieżnika. Z kolei Hunt i Carbine (1951) przeprowadzili analizę zawartości żołądków ponad 500 osobników szczupaka o wielkości 11–152 mm złowionych w środowisku naturalnym. Ich wyniki wykazały, że minimalna różnica długości ciała między drapieżnikiem (23 mm) a ofiarą (16 mm) wynosiła 7 mm, co oznacza, że ofiara była mniejsza od drapieżcy o 30%. Podobne analizy dla większych osobników utrzymywanych w półnaturalnych warunkach przedstawili Bry i in. (1992). Wykazali oni, że relatywna wielkość ofiary w stosunku do drapieżcy zmieniała się liniowo i wynosiła od około 75% dla 60 mm kanibali do około 60% dla kanibali o długości ciała 200 mm. Na przykład szczupaki o długości 70 mm wybierały ofiary o długości 51 mm, podczas gdy osobniki o długości 150 mm zjadały zdobycz o długości 94 mm. Średnia wielkość ofiary w stosunku do drapieżcy dla wszystkich analizowanych osobników wynosiła 66,2%. Natomiast średni stosunek wysokości głowy ofiary do szerokości pyska drapieżnika wyniósł 87,6%.






**Rys. 1.** Stosunek wielkości ofiary (%) w odniesieniu do wielkości kanibala w różnych temperaturach wody (źródło: Greszkiewicz i Fey, 2020; zmienione)

Badania dotyczące zjawiska kanibalizmu u stadiów młodocianych szczupaka przeprowadzano również w warunkach kontrolowanych (rys. 1). Wykazano, że stosunek wielkości ofiary do wielkości kanibala, w ramach tej samej kohorty, wahał się średnio od 95% dla ryb 13 mm do 80% dla ryb 27 mm, przy średniej dla wszystkich osobników wynoszącej 87%. Najmniejsze różnice wielkości między ofiarą a kanibalem wynosiły zaledwie 0,2 mm i wystąpiły w zakresie wielkości kanibali od 13,4 (różnica = 1,5%) do 18,4 mm (różnica = 1,1%), co oznacza, że w okresie larwalnym ofiara może być praktycznie takiej samej wielkości co kanibal (Greszkiewicz i Fey, 2020).

## 3. KANIBALIZM SZCZUPAKA W AKWAKULTURZE

Kanibalizm we wczesnym okresie życia szczupaka niesie ze sobą istotne konsekwencje nie tylko w warunkach naturalnych, ale również w akwakulturze (fot. 3). Straty, które może powodować to zjawisko mogą sięgać, a nawet przekroczyć, 90% całkowitej śmiertelności podczas podchowu larw i narybku (Szczepkowski, 2009). Całkowite wyeliminowanie kanibalizmu w akwakulturze jest niestety niemożliwe. Możliwe jest jednak złagodzenie tego zjawiska poprzez zastosowanie odpowiednich technologii podchowu, których wybór będzie zależał od ontogenezy i charakterystyki zachowań kanibalistycznych u poszczególnych gatunków. W warunkach hodowlanych czynnikami limitującymi zjawisko kanibalizmu mogą być m.in.: sortowanie ryb pod względem wielkości, utrzymywanie ryb w odpowiednim zagęszczeniu, utrzymywanie odpowiedniej temperatury wody oraz dostosowanie intensywności i sposobu karmienia (Baras i Jobling, 2002; Szczepkowski, 2009; Greszkiewicz i Fey, 2020). Powyższe zasady dotyczą również podchowu szczupaka w układach RAS.

**Fot. 3 .** Atak kanibalistyczny podczas podchowu w basenie mimo dużego zagęszczenia obsady (fot. D. Fey)

### 3.1. Różnice wielkościowe pomiędzy osobnikami – sortowanie

Na zróżnicowanie wielkościowe larw w warunkach hodowlanych może wpływać przede wszystkim wielkość samic użytych do rozrodu, co przekłada się na różnice wielkości jaj podczas inkubacji, a w konsekwencji indywidualne różnice wielkości wylęgu (Baras i Jobling, 2002). Nawet stosunkowo nieduże różnice w wielkości larw w pierwszych dniach od wyklucia mogą doprowadzić do wystąpienia kanibalizmu. Zjawisko to, będąc skutkiem zróżnicowania wielkościowego poszczególnych osobników, szybko staje się również jego przyczyną. Czym większa obserwowana intensywność zachodzącego kanibalizmu, tym większe będą różnice wielkości pomiędzy osobnikami pochodzącymi z tej samej partii wylęgu. Aby zapobiec nasilaniu się tego zjawiska, w wielu komercyjnych hodowlach w ramach dobrych praktyk hodowlanych, sortuje się ryby podczas podchowu (Szczepkowski, 2009) – zobacz rozdz. 7. Co do zasady jest to działanie ekonomicznie opłacalne, ponieważ nie tylko zmniejsza intensywność kanibalizmu w przypadku gatunków drapieżnych, ale pozwala również na dokładniejsze oszacowanie spożycia paszy i przyrostu ryb (Jobling i in., 1994). Badania wpływu sortowania wielkościowego na kanibalizm młodych szczupaków wykazały, że straty wskutek kanibalizmu są mniejsze dla ryb sortowanych niż dla niesortowanych (Szczepkowski, 2009; Kozłowski i Piotrowska, 2022). Jednak im niższy stosunek wielkości ofiar do drapieżników, tym sortowanie jest mniej wydajne i tym wyższa musi być jego częstotliwość (Baras i Jobling, 2002).

Z drugiej strony należy również wziąć pod uwagę negatywne konsekwencje sortowania, które może na przykład spowodować osłabienie ryb i przez to zwiększenie ich wrażliwości na choroby czy wystąpienie niekorzystnych parametrów środowiska. Przykładem może być sytuacja, z którą spotkaliśmy się podczas podchowu szczupaka w ramach projektu PIKE. Intensywne karmienie narybku szczupaka doprowadziło w pewnym momencie do znacznego wzrostu koncentracji azotynów w wodzie, czego skutkiem była masowa śmiertelność narybku obserwowana w kilku basenach. Wystąpiła ona jednak wyłącznie w basenach z rybami, które dwa dni wcześniej przesortowano. Natomiast negatywnych skutków nie zaobserwowano w basenach z rybami, które nie były poddane wcześniej sortowaniu, a tym samym ich kondycja nie została osłabiona.

### 3.2. Zagęszczenie obsady

Problematyka zależności pomiędzy zagęszczeniem larw i narybku a intensywnością kanibalizmu była podejmowana w licznych pracach eksperymentalnych. Giles i in. (1986) przedstawili analizę wskaźników śmiertelności i występowania kanibalizmu u młodych szczupaków hodowanych w różnych zagęszczeniach (277, 555, 833 i 1111 szt. narybku na $m^2$), które miały dostęp do obfitych racji pokarmu. Zaobserwowali oni, że pierwsze ataki kanibalistyczne miały miejsce w najniższym zagęszczeniu obsady, w czwartym tygodniu podchowu dla larw o średniej długości 30,3 mm. Natomiast najwyższą śmiertelność odnotowano wśród szczupaków przebywających w wyższych zagęszczeniach. Na podstawie uzyskanych wyników autorzy sugerują, że śmiertelność narybku szczupaka spowodowaną kanibalizmem można regulować w warunkach kontrolowanych poprzez zmianę zagęszczenia populacji. Jednocześnie potwierdzają pogląd Craiga i Kiplinga (1983), że drapieżność wewnątrzgatunkowa może mieć istotne znaczenie w regulowaniu liczby szczupaków w danym roczniku. Ziliukiene i Ziliukas (2006) podają, że zjawisko kanibalizmu u szczupaków o wymiarach ciała 16–22 mm występowało zarówno przy wysokim (30 larw/l), jak i niskim (2,3 larw/l) zagęszczeniu. Niestety, autorzy nie analizowali nasilenia tego zjawiska. Jednocześnie potwierdzają, że zwiększona intensywność kanibalizmu wystąpiła wraz ze wzrostem wielkości larw z 16,4 do 28,2 mm SL.

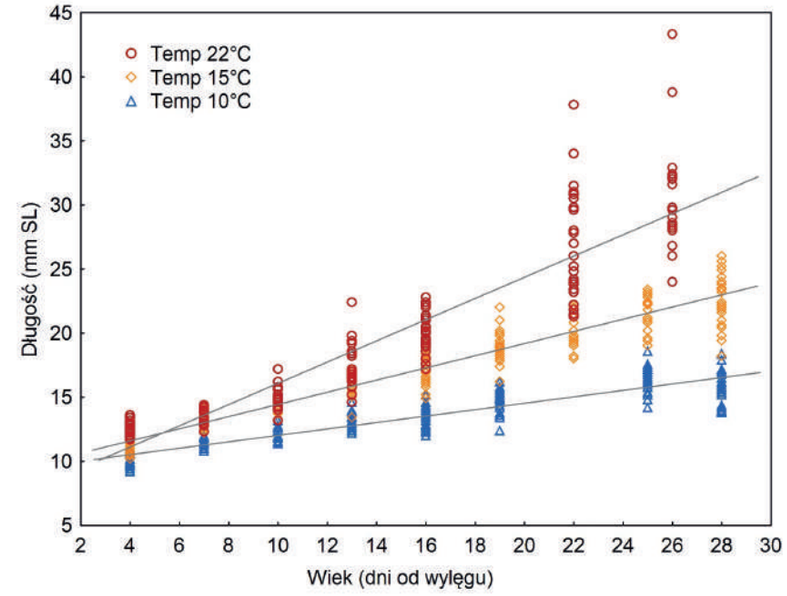
Analizę dotyczącą wpływu zagęszczenia larw szczupaka na zjawisko kanibalizmu przeprowadził również Kucharczyk i in. (1997). Larwy szczupaka, o początkowej długości ciała 18 mm, podchowywano w trzech zagęszczeniach obsady: 9, 44 i 88 larw/l. Stwierdzono, że średnia długość całkowita i masa ciała larw szczupaka znacząco różniły się już po 4 dniach od rozpoczęcia obserwacji. Najszybciej rosły ryby utrzymywane w najniższym zagęszczeniu, natomiast najwolniej w największym zagęszczeniu obsady. Pierwsze udane ataki kanibalistyczne zaobserwowano w akwariach o najniższym zagęszczeniu, gdzie ryby osiągnęły większe rozmiary ciała niż w pozostałych grupach doświadczalnych. Również w tej grupie obserwowano najwyższą śmiertelność spowodowaną atakami kanibalistycznymi. Chociaż zapewniono karmienie *ad libitum*, larwy szczupaka atakowały się nawzajem, zwykle uszkadzając obszar ogona, co skutkowało śmiercią kilka dni po zranieniu. Podobne wyniki uzyskali Mamcarz i in. (1998), którzy zaobserwowali, że larwy szczupaka utrzymywane w najniższym zagęszczeniu obsady miały również najwyższe tempo wzrostu. Przy wyższych zagęszczeniach wzrost larw był zahamowany i stwierdzono również ich niższą przeżywalność. Warto zauważyć, że obserwowany w obu doświadczeniach najszybszy wzrost ryb utrzymywanych w najniższym zagęszczeniu wynikał z pewnością w dużym stopniu właśnie z występowania zjawiska kanibalizmu, a więc szybkiego wzrostu kanibali i znikania z populacji osobników najmniejszych, które były zjadane.

Wyniki badań eksperymentalnych, prowadzonych na małą skalę, na przykład w akwariach, nie zawsze przekładają się na rzeczywistość hodowlaną, która zazwyczaj prowadzona jest na znacznie większą skalę. Można jednak podsumować za Baras i Jobling (2002), że w warunkach hodowlanych zwiększone zagęszczenie ryb może zmniejszyć kanibalizm, jeśli pokarm jest odpowiednio rozprowadzany, a jakość wody jest właściwa. Potwierdzają to również nasze doświadczenia z podchowu szczupaka w projekcie PIKE. Ryby zazwyczaj gromadzą się w pobliżu miejsca, w którym pojawia się pokarm, dlatego gęstość obsady powinna być na tyle duża, aby uniemożliwić osobnikom zajmowanie osobnych stanowisk i ograniczyć wzajemne polowanie na siebie, czyli ataki kanibalistyczne. Taka strategia wiąże się jednak z koniecznością wprowadzania do basenów dużych ilości paszy – proporcjonalnie do ilości obsady. Konsekwencją jest większa trudność zapewnienia odpowiednich parametrów wody, a więc zwiększone ryzyko wystąpienia masowej śmiertelności w przypadku nagłego wzrostu stężeń azotynów i amoniaku. Często przyjmuje się, że początkowa obsada powinna mieścić się w przedziale 5–20 kg/ $m^3$ w zależności od wielkości ryb (Szczepkowski i Szczepkowska, 2013). Podczas podchowu narybku szczupaka w projekcie PIKE stosowano zasadę utrzymania możliwie największych zagęszczeń, jednak z zachowaniem stosunkowo dużego marginesu bezpieczeństwa. Oznaczało to pewnego rodzaju kompromis pomiędzy dążeniem do redukcji kanibalizmu (duże zagęszczenia) a zmniejszeniem ryzyka niebezpiecznego pogorszenia parametrów jakości wody (niskie zagęszczenia). Niwelowaniu zjawiska zajmowania przez ryby lepszych lub gorszych stanowisk, a więc szybkiego zróżnicowania wielkości poszczególnych osobników, sprzyja również zastosowanie odpowiednich karmników, dozujących paszę w bardzo małych porcjach, z dużą częstotliwością (zob. rozdz. 7).

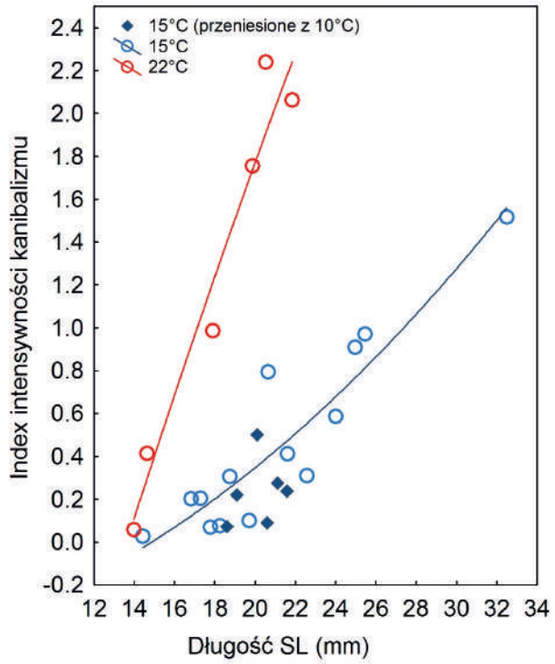


### 3.3. Temperatura wody

Chcąc osiągnąć w warunkach hodowlanych szybki wzrost narybku, możemy prowadzić podchów w odpowiednio wysokiej temperaturze, gdyż pozytywny wpływ temperatury na tempo wzrostu ryb, również szczupaka, w okresie larwalnym i juwenilnym jest zjawiskiem powszechnie znanym (Fey i Greszkiewicz, 2021) – rysunek 2. W przypadku szczupaka podchowywanego w układach RAS możliwe jest wprawdzie zastosowanie temperatur powyżej 28°C, rozsądnym rozwiązaniem jest jednak nieprzekraczanie 24°C. Wyższa temperatura, korzystna dla szybszego wzrostu, powoduje podniesienie metabolizmu, a tym samym sprzyja znacznemu zwiększeniu intensywności kanibalizmu. Przeprowadzone w ramach projektu PIKE doświadczenia wykazały (Greszkiewicz i Fey, 2020), że: 1) wyższa temperatura powoduje szybsze rozpoczęcie ataków kanibalistycznych (natychmiast po absorpcji woreczka żółtkowego w 22°C, w 10. dniu życia w 15°C oraz brak zachowań kanibalistycznych w 10°C); 2) w temperaturze 22°C intensywność ataków kanibalistycznych jest znacząco wyższa niż w 15°C (rys. 3). Dobierając temperaturę podchowu musimy więc ponownie dokonać wyboru pomiędzy chęcią uzyskania szybkiego wzrostu narybku (wyższa temperatura) a próbami ograniczenia kanibalizmu (niższa temperatura).




**Rys. 2.** Wzrost larw i wczesnego narybku szczupaka w warunkach kontrolowanych w różnych warunkach temperaturowych (źródło: Fey i Greszkiewicz, 2021; zmienione)




**Rys. 3.** Intensywność kanibalizmu w odniesieniu do długości larw w akwariach w różnych warunkach temperaturowych (źródło: Greszkiewicz i Fey, 2020; zmienione)

### 3.4. Intensywność karmienia

Co do zasady staramy się podczas podchowu uzyskać jak najszybszy przyrost masy ryb, co wiąże się z podawaniem odpowiednio dużych ilości paszy. Intensywne karmienie w oczywisty sposób nie tylko sprzyja szybkiemu wzrostowi ryb, ale również poprzez zmniejszenie głodu minimalizuje skłonność ryb do wzajemnych ataków. Niestety, podobnie jak w przypadku sortowania można spodziewać się również negatywnych konsekwencji takiej strategii. Po pierwsze, intensywne karmienie, sprzyjające szybkiemu tempu wzrostu, powoduje również pojawienie się znaczących różnic w wielkości larw lub narybku w danym basenie, co skutkuje zwiększeniem częstotliwości wystąpienia zachowań kanibalistycznych. Po drugie, intensywne karmienie zwiększa ryzyko nagłego pogorszenia parametrów wody, co może doprowadzić do masowej śmiertelności ryb. Odpowiedniemu doborowi ilości paszy sprzyjają wypracowane procedury, wskazujące, jaką ilość paszy o określonej gramaturze (np. g/kg obsady/dobę) powinno podawać się szczupakom na poszczególnych etapach ich podchowu. W praktyce należy jednak traktować takie procedury jako pewien punkt wyjścia i ogólne wskazanie, które należy każdego dnia odpowiednio modyfikować na podstawie obserwacji parametrów wody i zachowania ryb w basenie.



## 4. PODSUMOWANIE

Szczupak jest jednym z gatunków ryb, dla których kanibalizm jest zjawiskiem powszechnym. Wprawdzie z największą intensywnością i częstotliwością zjawisko to występuje we wczesnym okresie życia, czyli larwalnym i juwenilnym, jednak w okresie życia dorosłego jest również obserwowane. Pierwsze ataki mogą pojawić się już po resorpcji woreczka żółtkowego, przy długości ciała około 13–14 mm. Tak wczesnemu wystąpieniu kanibalizmu sprzyjają wyższe temperatury (powyżej 15–16°C), a zwłaszcza zbliżające się do 20°C. Również w okresie wczesnego wzrostu obserwuje się najmniejsze różnice w wielkości pomiędzy kanibalem a ofiarą – na poziomie zaledwie kilku czy kilkunastu procent. W przypadku ryb dorosłych ograniczeniem wielkości ofiary będzie nie tyle jej długość, co wysokość ciała w odniesieniu do szerokości otworu gębowego szczupaka. Podstawowym uwarunkowaniem szczupaka do zachowań kanibalistycznych są mocne szczęki oraz liczne, duże, zakrzywione do tyłu zęby, które pojawiają się już w okresie larwalnym. W środowisku naturalnym, kanibalizm szczupaka w okresie juwenilnym może mieć znaczący wpływ na rekrutację poszczególnych pokoleń. Zjawisko to może stanowić istotny problem również w warunkach hodowlanych, odpowiadając często w przeważającym stopniu za śmiertelność podczas podchowu narybku. W celu minimalizowania zachowań kanibalistycznych wśród szczupaków w warunkach hodowlanych stosuje się: 1) odpowiednio dobrane do wielkości osobników duże zagęszczenia obsady, 2) sortowanie narybku, 3) intensywne karmienie przez całą dobę oraz 4) odpowiednią temperaturę podchowu (zazwyczaj poniżej 24°C). Wszystkie wymienione strategie wiążą się ze znalezieniem pewnego kompromisu pomiędzy ich pozytywnymi (zmniejszenie kanibalizmu) a negatywnymi skutkami, np. osłabienie ryb podczas sortowania czy też pogorszenie parametrów wody przy dużej obsadzie i intensywnym karmieniu.

## 5. BIBLIOGRAFIA

Adams, C.E., 1991. Shift in pike, *Esox lucius* L., predation pressure following the introduction of ruffe, *Gymnocephalus cernuus* (L.) to Loch Lomond. Journal of Fish Biology, 38(5):663-667.

Alp, A., Yeğen, V., Yağci, M.A., Uysal, R., Biçen, E., Yağci, A., 2008. Diet composition and prey selection of the pike, *Esox lucius*, in Çivril Lake, Turkey. Journal of Applied Ichthyology, 24:670–677.

Baras, E., Jobling, M., 2002. Dynamics of intracohort cannibalism in cultured fish. Aquaculture research, 33(7):461–479.

Beaudoin, C.P., Tonn, W.M., Prepas, E.E., Wassenaar, L.I.,1999. Individual specialization and trophic adaptability of northern pike (*Esox lucius*): an isotope and dietary analysis. Oecologia, 120:386–396.

Bry, C., Basset, E., Rognon, X., Bonamy, F., 1992. Analysis of sibling cannibalism among pike, *Esox lucius*, juveniles reared under semi-natural conditions. Environmental Biology of Fishes, 35:75–84.

Colchen, T., Fontaine, P., Ledoré, Y., Teletchea, F., Pasquet, A., 2019. Intra-cohort cannibalism in early life stages of pikeperch. Aquaculture Research, 50:915-924.

Craig, J.F. (eds), 1996. Pike: biology and exploitation. Chapman and Hall, London.

Craig, J.P., Kipling. C., 1983. Reproductive effort versus the environment; case histories of Windermere perch, *Perca fluviatilis*, and pike, *Esox lucius*. Journal of Fish Biology, 22: 713–27 in J. F. Craig, editor. Pike: biology and exploitation. Chapman and Hall, London.

Dominguez, J., Pena, J.C., 2000. Spatio-temporal variation in the diet of northern pike (*Esox lucius*) in a colonised area (Esla Basin, NW Spain). Limnetica, 19, 1–20.

Elvira, B., Gnicola, G., Almodovar, A., 1996. Pike and red swamp crayfish: a new case on predator-prey relationship between aliens in central Spain. Journal of Fish Biology, 48(3):437–446.

Fago, D.M., 1977. Northern pike production in managed spawning and rearing marshes. Department of Natural Resources, 96:1–30.

Fey, D.P., Greszkiewicz, M., 2021. Effects of temperature on somatic growth, otolith growth, and uncoupling in the otolith to fish size relationship of larval northern pike, *Esox lucius* L. Fisheries Research, 236, 105843 .

Folkvord, A., 1997. Ontogeny of cannibalism in larval and juvenile fishes with special emphasis on Atlantic cod. Chapman and Hall Fish and Fisheries Series, 21:251–278.

Fox, L.R., 1975. Cannibalism in natural populations. Annual Review of Ecology and Systematics, 6:87-106.

Garcia, V. J. A., Zaniboni-Filho, E., 2006. El Canibalismo en la Larvicultura de Peces. Rev MVZ Cordoba, 11:9-19.

Giles, N., Wright, R. M., Nord, M. E., 1986. Cannibalism in pike fry, *Esox lucius* L.: some experiments with fry densities. Journal of Fish Biology, 29:107–113.

Greszkiewicz, M., Fey, D.P., 2020. Positive temperature effects on the initiation and intensity of cannibalistic behaviour of larval pike, *Esox lucius* L. Is cannibalism reflected in otolith fluctuating asymmetry? Hydrobiologia, 847(14):3139–3152.

Hunt, B.P., Carbine, W.F., 1951. Food of young pike, *Esox lucius* L., and associated fishes in Peterson's ditches, Houghton Lake, Michigan. Transactions of the American Fisheries Society, 80(1):67–83.

Jobling, M., Baardvik, B.M., 1994. The influence of environmental manipulations on inter–and intra–individual variation in food acquisition and growth performance of Arctic charr, *Salvelinus alpinus*. Journal of Fish Biology, 44(6), 1069–1087.

Kekäläinen, J., Niva, T., Huuskonen, H., 2008. Pike predation on hatchery-reared Atlantic salmon smolts in a northern Baltic river. Ecology of Freshwater Fish, 17(1):100–109.

Korhonen, P., 1995. Säännöstelykäytännön muutoksen vaikutukset Kymijoen Pyhäjärven haukikantoihin–Vesi-ja ympäristöhallituksen monistesarja, 640 (in Finnish).

Kouchesfahani, N.E., Vajargah, M.F., 2021. A short review on the biological characteristics of the species *Esox lucius*, Linnaeus, 1758 in Caspian sea basin (Iran). Transylvanian Review of Systematical and Ecological Research, 23(1):73–80.

Kozłowski, M., Piotrowska, I., 2022. Effect of size grading on growth, survival, and cannibalism in larval and juvenile pike, *Esox lucius* (L.), reared in recirculating systems. Aquaculture International, 30(5):2231–2244.

Kucharczyk, D., Mamcarz, A., Kujawa, R., Skrzypczak, A., 1997. Development of cannibalism in larval northern pike, *Esox lucius* (Esocidae). Italian Journal of Zoology, 65:261–263.

Lorenzoni, M., Corboli, M., Dörr, A. J. M., Giovinazzo, G., Selvi, S., & Mearelli, M., 2002. Diets of Micropterus salmoides Lac. and *Esox lucius* L. in Lake Trasimeno (Umbria, Italy) and their diet overlap. Bulletin Francais de la peche et de la pisciculture, (365-366), 537–547.

Mamcarz A., Kucharczyk, D., Kujawa, R., Skrzypczak, A., Furgala-Selezniow, G., 1998. Ontogeny of feeding habits in northern pike, *Esox lucius* (Esocidae), larvae reared in illuminated cages, Italian Journal of Zoology, 65:251-253.

Mann, R. H. K., 1982. The annual food consumption and prey preferences of pike (*Esox lucius*) in the River Frome, Dorset. The Journal of Animal Ecology, 81–95.

Morrow Jr, J.V., Miller, G.L., Killgore, K.J., 1997. Density, Size, and Foods of Larval Northern Pike in Natural and Artificial Wetlands. North American Journal of Fisheries Management, 17: 210–214.



Nilsson, P.A., Brönmark, C., 2000. Prey vulnerability to a gape-size limited predator: behavioural and morphological impacts on northern pike piscivory. Oikos, 88(3):539-546.

Pereira, L.S., Agostinho, A.A., Winemiller, K.O., 2017. Revisiting cannibalism in fishes. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 27: 499–513.

Polis, G.A., 1981. The evolution and dynamics of intraspecific predation. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 12:225–251.

Skov, C., Nilsson, P.A. (eds), 2018. Biology and ecology of pike. CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton.

Smith, C., Reay, P., 1991. Cannibalism in teleost fish. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 1:41-64.

Soupir, C.A., Brown, M.L., Kallemeyn, L.W., 2000. Trophic ecology of largemouth bass and northern pike in allopatric and sympatric assemblages in northern boreal lakes. Canadian Journal of Zoology, 78(10):1759–1766.

Sutela T., Korhonen P., Nyberg K., 2004. Stocking success of newly hatched pike evaluated by radioactive strontium (85Sr) marking. Journal of Fish Biology, 64:653–664.

Szczepkowski, M., 2009. Impact of selected abiotic and biotic factors on the results of rearing juvenile stages of northern pike *Esox lucius* L. in recirculating systems. Archives of Polish Fisheries, 17:107–147.

Szczepkowski, M., Szczepkowska, B., 2013. Podchów szczupaka w warunkach kontrolowanych – aktualne metody i nowe możliwości. Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2012 roku, 117–126.

Szczepkowski, M., Zakęś, Z., Kapusta, A., Szczepkowska, B., Hopko, M., Jarmołowicz, S., Kowalska, A., Kozłowski, M., Partyka, K., Piotrowska, I., Wunderlich, K., 2012. Growth and survival in earthen ponds of different sizes of juvenile pike reared in recirculating aquaculture systems. Fisheries & Aquatic Life, 20(4):267–274.

Žiliukienė, V., Žiliukas, V., 2006. Feeding of early larval pike *Esox lucius* L. reared in illuminated cages. Aquaculture, 258:378-387.

# 9

# Podchów narybku szczupaka z dostosowaniem do zarybień słonawych wód Bałtyku

rozdział 9

# Podchów narybku szczupaka z dostosowaniem do zarybień słonawych wód Bałtyku

***Dariusz P. Fey[1], Martyna Greszkiewicz[1], Michał Zimak[2], Adam M. Lejk[2], Bożena Szczepkowska[3], Marcin Białowąs[1], Mirosław Szczepkowski[3]***

*[1] Zakład Oceanografii Rybackiej i Ekologii Morza, Morski Instytut Rybacki – PIB, ul. Kołłątaja 1, 81-332 Gdynia*

*[2] Zakład Logistyki i Monitoringu, Morski Instytut Rybacki – PIB, ul. Kołłątaja 1, 81-332 Gdynia*

*[3] Zakład Hodowli Ryb Jesiotrowatych, Instytut Rybactwa Śródlądowego – PIB, 11-610 Pozezdrze, Pieczarki 50*

## 1. WSTĘP

### 1.1. Zatoka Pucka – problem

Stan zasobów ryb w Zatoce Puckiej pogarsza się niemal z każdym rokiem, co przekłada się na również pogarszającą się sytuację osób prowadzących tu działalność rybacką i turystyczną (Całkiewicz i in., 2021). Przyczyny tego stanu rzeczy mogą mieć odmienne źródła w zależności od gatunku, którego zasoby ulegają na przestrzeni lat uszczupleniu. Nie ma jednak wątpliwości co do tego, że niezbędne są działania wspierające, mogące mieć pozytywny wpływ na stan zasobów chociaż niektórych gatunków ryb. W projekcie PIKE nasze zainteresowania były ukierunkowane na konkretny gatunek – szczupaka. Jest to gatunek ryby o dużym potencjale zwiększenia atrakcyjności danego akwenu, zarówno jako cel połowów rybackich, jak i wędkarskich (Craig, 1996). Niestety od końca lat 70. XX w. stan populacji szczupaka w Zatoce Puckiej znajduje się na bardzo niskim poziomie liczebności, czego główną przyczyną jest brak tarlisk, które były w przeszłości zlokalizowanie na rozlewiskach w delcie rzek Płutnicy oraz Redy. Regulacja rzek oraz osuszanie terenów podmokłych spowodowały ich zanik uniemożliwiając szczupakom rozród. Z podobnym przebiegiem wydarzeń mamy także do czynienia w wielu innych rejonach Morza Bałtyckiego (Bergström i in., 2022; Olsson i in., 2023).

### 1.2. Skuteczność zarybień wód słonawych

Jednym ze sposobów wspierania występujących w danym środowisku różnych gatunków ryb jest prowadzenie zarybień (Zakęś i in., 2015) – zob. rozdz. 10. Działania te mogą skupiać się na wypuszczaniu do danego akwenu różnych stadiów rozwojowych ryb – od wylęgu, poprzez mały narybek letni, aż do dużych osobników. Co kryje się pod określeniem „dużych", będzie oczywiście zależeć od gatunku. W przypadku szczupaka Zatoki Puckiej regularne zarybienia odbywają się wyłącznie w pobliskiej rzece Płutnicy, gdzie wypuszczany jest przez Z.O. PZW Gdańsk wylęg żerujący szczupaka w ramach wypełniania zobowiązań zapisanych w operacie rybackim. Nie można wprawdzie wykluczyć, że pojedyncze osobniki pochodzące z tych zarybień pojawiają się w zatoce, ale biorąc pod uwagę liczbę wypuszczanego wylęgu do niewielkiego obwodu rybackiego, pozytywny skutek tych działań jest prawdopodobnie zauważalny jedynie lokalnie w zarybianej rzece (obwodzie rybackim). Dodatkowo zasoby szczupaka uzupełniane są w ramach okazjonalnie podejmowanych akcji zarybieniowych narybkiem letnim, w ramach projektów naukowych (np. ZOSTERA, PIKE). Te działania prowadzone są jednak sporadycznie, z wieloletnimi przerwami.

Intensywność zarybień to jedno, pozostaje jeszcze kwestia ich efektywności, czyli pozytywnego skutku w odniesieniu do intensywności. Są podstawy, aby przypuszczać, że efektywność zarybień prowadzonych w słonawych wodach Zatoki Puckiej jest niższa niż byśmy oczekiwali.

W Zatoce Puckiej zarybienia odbywają się poprzez podchów przez hodowcę materiału zarybieniowego w warunkach słodkowodnych. Taki „słodkowodny" wylęg żerujący lub narybek jest następnie wpuszczany bezpośrednio do zasolonych wód zatoki. Powstaje pytanie, czy na skutek szoku osmotycznego wypuszczane osobniki mogą podlegać większej śmiertelności niż miałoby to miejsce w przypadku wypuszczania ryb do wód słodkich oraz czy te osobniki, które przeżyją nie są osłabione przez nagłą zmianę zasolenia wody, a także czy nagła zmiana środowiska nie wpływa na ich tempo wzrostu? Nie można również wykluczyć, że bezpośrednio po zarybieniu narybek podchowany w wodzie słodkiej zachowuje się w sposób zwiększający jego podatność na śmiertelność w wyniku drapieżnictwa ze strony innych gatunków, co również może znacząco obniżać skuteczność zarybień.

### 1.3. Zmiana zasolenia – wpływ na larwy i narybek

Istota sprawy leży w tym, że każdy żywy organizm, a więc również ryba, posiada pewne wymagania środowiskowe, które muszą być spełnione dla prawidłowego funkcjonowania oraz rozwoju. Głównymi czynnikami abiotycznymi wpływającymi na ryby są: temperatura, pH wody oraz, najbardziej nas interesujące, zasolenie wody (Bonisławska, 2014; Greszkiewicz i in., 2022). Każdy gatunek, a czasami nawet populacja, posiada indywidualny zakres tolerancji na zmiany poszczególnych czynników środowiskowych. Jednocześnie każdy gatunek wykazuje również zdolność przystosowania się do takich zmian, co nazywamy tolerancją ekologiczną. Mimo tej zdolności, wykroczenie parametrów czynników środowiskowych poza zakres tolerancji danego gatunku (lub populacji) może doprowadzić do szeregu niekorzystnych konsekwencji, takich jak obniżenie kondycji, zahamowanie wzrostu, a nawet do podwyższonej śmiertelności.



Mówiąc o wpływie zasolenia na ryby należy wspomnieć o osmoregulacji, która jest procesem wymiany wody i substancji osmotycznie czynnych pomiędzy płynami ustrojowymi. U podstaw adaptacji osmoregulacyjnych występujących podczas zmian zasolenia w środowisku leży aktywność układu neuroendokrynnego (układ odpowiedzialny za działanie systemu nerwowego i hormonalnego). Niezależnie od zasolenia środowiska zewnętrznego, większość grup systematycznych ryb utrzymuje stężenie osmotyczne w osoczu na poziomie około jednej trzeciej wartości dla wody morskiej. W słodkiej wodzie wymaga to przeciwdziałania pasywnemu przyrostowi wody i utracie jonów poprzez wytwarzanie obfitego rozcieńczonego moczu i aktywnego przyjmowania jonów przez skrzela. W wodzie morskiej, dla odmiany, ryby muszą przeciwdziałać pasywnemu gromadzeniu jonów i utracie wody, co jest osiągane poprzez picie wody morskiej, wchłanianie wody i soli przez jelita oraz wydzielanie nadmiaru jednowartościowych jonów przez skrzela i jonów dwuwartościowych przez nerki (McCormick, 2001).

Zachodzące w optymalnych warunkach zasoleniowych procesy osmoregulacji są naturalnymi procesami, które nie powodują niekorzystnych dla organizmu konsekwencji. Jednak w przypadku przekroczenia wartości optymalnych zasolenia dla danego gatunku, zarówno przez jego wzrost powyżej, jak i spadek poniżej zakresu tolerancji, mamy do czynienia z wystąpieniem sytuacji stresującej, gdzie zasolenie jest czynnikiem stresującym, nazywanym stresorem. W takiej sytuacji następuje podwyższone wydzielanie kortyzolu (Kalamarz-Kubiak, 2018), hormonu, który przygotowuje organizm do efektywnej reakcji, poprzez podniesienie poziomu glukozy i wolnych aminokwasów we krwi oraz zwiększenie jej ciśnienia. Co istotne, istnieją podstawy, aby przypuszczać, że podwyższony poziom hormonów stresu (a więc przede wszystkim właśnie kortyzolu) może niekorzystnie wpływać nie tylko na kondycję i tempo wzrostu ryb, ale również na ich odporność na czynniki chorobotwórcze oraz zdolność organizmu do walki z patogenami, co w konsekwencji może determinować ich przeżywalność.

Badania nad regulacją jonowo-osmotyczną u ryb wykazały, że u wielu gatunków najniższe zdolności osmoregulacyjne mają wczesne stadia rozwojowe – larwy, osobniki juwenilne i młode ryby, co oznacza, że w momencie nagłej zmiany zasolenia w otaczającym je środowisku, są najbardziej narażone na negatywne skutki (Kłyszejko, 1973). Dodatkowo z badań tych wynika, że wzrost zasolenia wody powoduje u ryb słodkowodnych zmniejszenie zużycia tlenu oraz znaczną utratę masy ciała z powodu utraty wody z organizmu. Poziom stresu wywoływany nagłymi zmianami warunków otoczenia, również zasolenia, może być oceniany nie tylko poprzez wspomniane wcześniej badania hormonalne, ale również poprzez obserwacje behawioru. I tak symptomami stresu u ryb mogą być: brak apetytu, np. reakcja na wahania temperatury wody; nietypowe pływanie, np. zmiana pH wody; oddychanie pod powierzchnią wody, np. wysokie stężenie azotynów, mała ilość tlenu rozpuszczonego w wodzie; szybki oddech, np. złe parametry chemiczne wody (Kalamarz-Kubiak, 2018).

Biorąc pod uwagę powyższe informacje, należy wrócić do pytania o potencjalny wpływ prowadzenia zarybień wód słonawych narybkiem podchowanym w wodzie słodkiej, a następnie wpuszczanym bezpośrednio do wód słonawych.

Duński Instytut Badań nad Rybołówstwem zainicjował w 1993 r. program zarybiania populacji szczupaka w obrębie duńskich obszarów nadbałtyckich. Niestety, program ten, z nieznanych przyczyn, nigdy nie odniósł sukcesu. Przypuszcza się, że powodem tej sytuacji mogła być niska przeżywalność narybku, który pochodził, podobnie jak miało to miejsce w przypadku dotychczasowych zarybień Zatoki Puckiej, z podchowu w wodzie słodkiej.

W kontekście opisanych powyżej zagadnień jednym z zadań projektu PIKE było przeprowadzenie podchowu narybku zarówno w wodzie słodkiej, jak i z dostosowaniem do wody słonej – poprzez stopniowe zwiększanie zasolenia w czasie kilku lub kilkunastu dni poprzedzających wypuszczenie narybku do zatoki. A następnie porównanie przeżywalności i tempa wzrostu ryb pochodzących z różnych sposobów podchowu, na podstawie analizy ryb pochodzących z połowów w Zatoce Puckiej. Przeżywalność i tempo wzrostu powyższych grup zostały porównane również podczas symulacji zarybień w warunkach doświadczalnych w Ośrodku Eksperymentalno-Hodowlanym MIR-PIB.

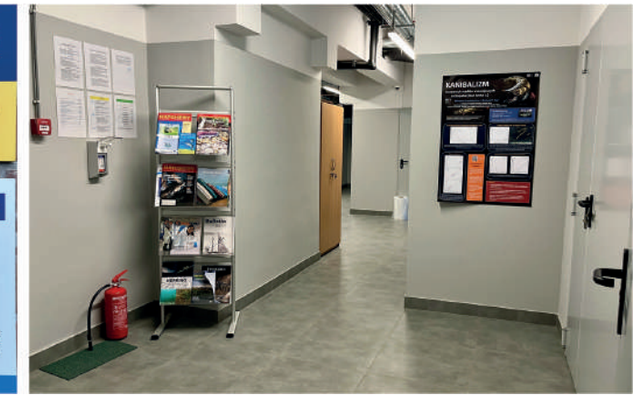
## 2. OŚRODEK EKSPERYMENTALNO-HODOWLANY MIR-PIB

Ośrodek Eksperymentalno-Hodowlany MIR-PIB (fot. 1) umożliwia prowadzenie prac doświadczalnych, eksperymentalnych i hodowlanych z zakresu biologii i ekologii ryb oraz innych organizmów zwierzęcych, występujących zarówno w wodach słodkich, jak i zasolonych. Ośrodek oficjalnie rozpoczął działalność wiosną 2020 r. – po modernizacji i rozbudowaniu wcześniejszych systemów do prac doświadczalnych. Modernizacja i rozbudowa zostały przeprowadzone w ramach projektu PIKE (finansowanie: program PO Ryby). Głównym wykonawcą prac była firma MaxBud, która jest również producentem znacznej części wyposażenia (np. zbiorniki, mikrosita, kolumny filtrów biologicznych).

Najważniejszą częścią wyposażenia ośrodka są układy obiegów zamkniętych RAS (*Recirculating Aquaculture System*) o łącznej objętości roboczej zbiorników ok. 40 m$^3$. Są to układy: 1) wylęgarniczy, 2) hodowlany oraz 3) eksperymentalny, na które składa się w sumie kilkanaście obiegów wody, o czym więcej w poniższych podrozdziałach. Każdy z tych trzech układów znajduje się w osobnym pomieszczeniu.

W ośrodku, oprócz wylęgarni, podchowalni i układów eksperymentalnych, znajdują się liczne pomieszczenia magazynowe do przechowywania sprzętu oraz paszy, pomieszczenie do pracy dla lekarza weterynarii oraz laboratorium wyposażone w optyczny sprzęt mikroskopowy z komputerowym systemem analizy obrazu (Nikon) oraz spektrofotometr (Hach) do analiz chemicznych wody. Pomieszczenia hodowlane wyposażone są w wentylację z funkcją schładzania powietrza, co znacząco ułatwia utrzymanie zadanej temperatury wody w basenach.

Działanie wszystkich urządzeń zabezpiecza niezależny agregat prądotwórczy, współpracujący z agregatem budynku MIR-PIB. Natężenie oświetlenia w pomieszczeniach jest regulowane, a w podchowalni możliwe jest również ustawienie wybranej barwy światła.




**Fot. 1.** Ośrodek Eksperymentalno-Hodowlany MIR-PIB (fot. D. Fey)

Obecnie prace Ośrodka Eksperymentalno-Hodowlanego MIR-PIB nadzorowane są przez kierownika Ośrodka, dr. hab. Dariusza Fey, prof. MIR-PIB oraz przez koordynatorów poszczególnych układów: dr. inż. Adama M. Lejka (wylęgarnia), mgr. inż. Michała Zimaka (podchowalnia) oraz dr Martynę Greszkiewicz (układy eksperymentalne). Nadzór techniczny sprawuje mgr inż. Maciej Sokołowski.

### 2.1. Wylęgarnia

Układ wylęgarniczy tworzą dwa niezależne obiegi słojów inkubacyjnych – jeden obieg to 10 słojów Weissa, a drugi to 10 słojów McDonalda (fot. 2). W pomieszczeniu znajduje się również podłączony do trzeciego, niezależnego obiegu wody aparat długostrumieniowy, wyposażony w cztery wymienne skrzynki do inkubacji ikry (fot. 3). Konstrukcja w każdym z tych trzech obiegów obejmuje: zbiornik retencyjny dolny, zbiornik retencyjny górny wraz z kolumną natleniającą, filtr biologiczno-mechaniczny (UltraBead, AquaForte), sterylizator UV (ULTRAAQUA) oraz dwie pompy obiegowe (EBARA) z regulacją obrotów, umożliwiające w przypadku awarii aktualnie działającej pompy szybkie przełączenie na drugą. W obiegach wylęgarniczych woda ze słojów jest odbierana do podłużnego basenu o obj. 0,6 m$^3$. Dolewanie wody do obiegu odbywa się za pomocą regulowanego zaworu automatycznego dolewania wody lub ręcznie za pomocą kranu wody wodociągowej.

### 2.2. Podchowalnia

W podchowalni znajdują się trzy niezależne obiegi (fot. 4 i 5):

- Obieg I – 10 basenów, każdy o obj. 0,8 m$^3$;
- Obieg II – 6 basenów, każdy o obj. 0,8 m$^3$;
- Obieg III – 3 baseny, każdy o obj. 0,8 m$^3$ oraz 2 baseny, każdy o obj. 3,5 m$^3$.

**Fot. 2.** Wylęgarnia: dwa niezależne obiegi do inkubacji ikry – jeden z 10 słojami Weissa (a), drugi z 10 słojami McDonalda (b) – fot. D. Fey

**Fot. 3.** Wylęgarnia: filtr biologiczny (UltraBead, AquaForte) (a) oraz aparat długostrumieniowy podłączony do niezależnego obiegu wody (b) – fot. D. Fey

**Fot. 4.** Podchowalnia: obieg wyposażony w trzy zbiorniki o obj. 0,8 $m^3$ każdy oraz dwa o obj. 3,5 $m^3$ każdy, zaprojektowany z myślą o prowadzeniu podchowu narybku lub pełnieniu funkcji kwarantanny, na przykład dla tarlaków (fot. D. Fey)

**Fot. 5.** Podchowalnia: obieg z 10 zbiornikami o obj. 0,8 $m^3$ każdy, obsługiwany przez dwie kolumny filtra biologicznego ze złożem ruchomym (a) oraz z sześcioma zbiornikami o obj. 0,8 $m^3$ każdy, z jedną kolumną filtra biologicznego (b) – fot. D. Fey



Wszystkie baseny mają kształt sześcianów, mniejsze są w kolorze jasnobeżowym, większe w kolorze zielonym. Duże baseny mogą pełnić zarówno funkcję zbiorników do przetrzymywania tarlaków czy zbiorników do kwarantanny, jak również zbiorników do podchowu narybku. Każdy z obiegów zaprojektowany jest w ten sam sposób i obejmuje: zbiornik retencyjny dolny, zbiornik retencyjny górny wraz z kolumną natleniającą, filtr biologiczny ze złożem ruchomym w formie plastikowych kształtek, sterylizator UV (ULTRAAQUA) oraz filtr mechaniczny cząstek stałych (tzw. mikrosito) o wielkości oczek wynoszącej 40 µm (fot. 6). Objętość robocza filtrów biologicznych została dostosowana do objętości wody w poszczególnych obiegach.

Przepływ wody wymusza pompa obiegowa (EBARA), która przerzuca wodę z dolnego zbiornika retencyjnego, poprzez sterylizator UV, do filtra biologicznego. Z filtra woda spływa grawitacyjnie na górę kolumny natleniającej, a następnie, już natleniona, jest odbierana w górnym zbiorniku retencyjnym. Taka oczyszczona woda grawitacyjnie spływa do basenów, z których, również grawitacyjnie, wraca do dolnego zbiornika retencyjnego, przepływając wcześniej przez mikrosito. Pompa obiegowa jest zdublowana, w celu zabezpieczenia obiegu wody w przypadku awarii pierwszej pompy. Dolewanie wody do obiegu odbywa się za pomocą regulowanego zaworu automatycznego dolewania wody lub ręcznie za pomocą kranu wody wodociągowej.

Do poszczególnych obiegów, oprócz wody wodociągowej, doprowadzona jest instalacja umożliwiająca zasilanie układów w wodę o różnych parametrach (np. zasolenia), przygotowy-

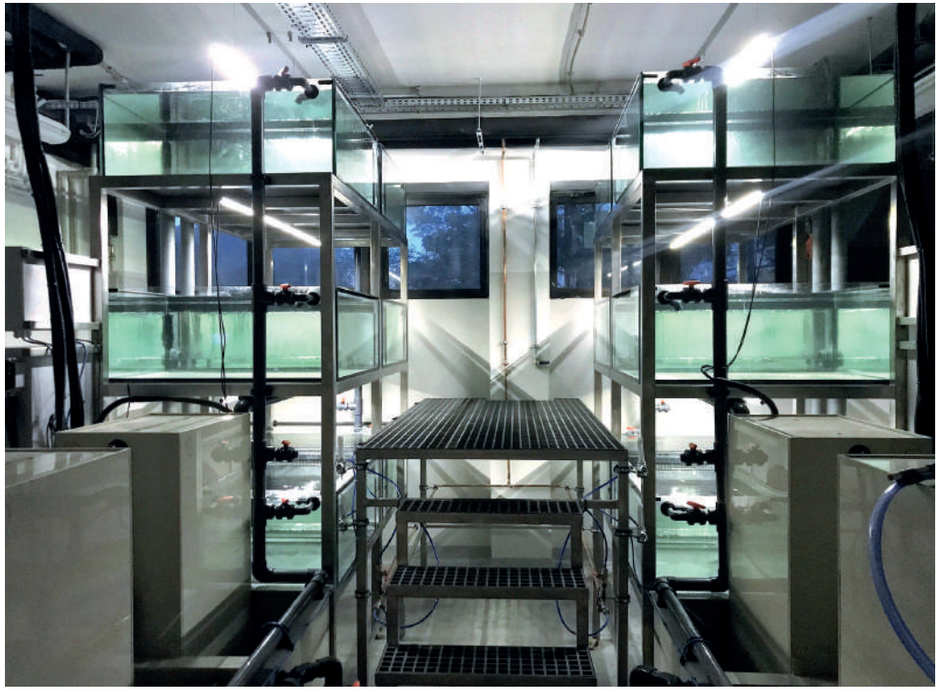
**Fot. 6.** Podchowalnia: filtr cząstek stałych, tzw. mikrosito (a) oraz trzy zbiorniki do przygotowania wody o określonych parametrach, np. różnych zasoleniach (b) – woda z tych zbiorników jest doprowadzona niezależnie do każdego z obiegów (fot. D. Fey)

waną w trzech odrębnych zbiornikach o obj. ok. 3,5 $m^3$ każdy (fot. 6). Woda z tych zbiorników doprowadzona jest do każdego z układów (kran przy dolnym zbiorniku retencyjnym), a więc nie tylko podchowowego, ale również wylęgarniczego i eksperymentalnego.

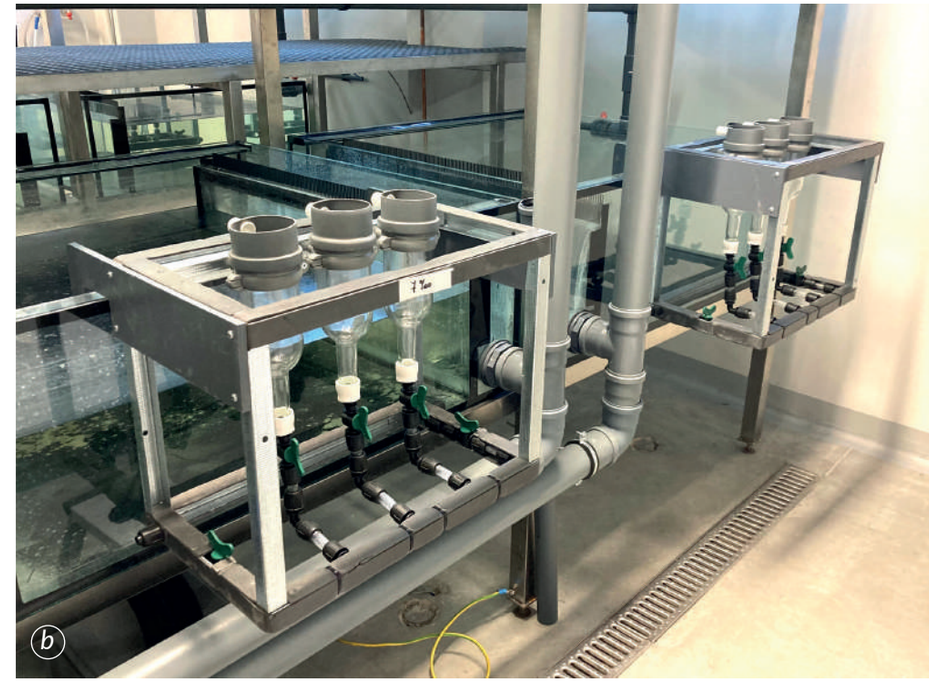
### 2.3. Układ eksperymentalny

Układ eksperymentalny składa się z czterech niezależnych obiegów (fot. 7). W każdy z nich wpięte są trzy akwaria o obj. 300 l. Woda do akwariów dostarczana jest pompą obiegową (KRIPSOL) ze zbiorników retencyjnych. Z akwariów woda przerzucana jest układem odpływowym na górę kolumny filtracyjnej, wyposażonej w stałe złoże biologiczne w formie plastikowych kształtek (tzw. złoże zraszane). Woda przepływając grawitacyjnie prze kolumnę oczyszcza się i natlenia, po czym wpada do zbiornika retencyjnego, skąd ponownie trafia do akwariów. Dolewanie wody do obiegu odbywa się ręcznie, za pomocą kranu wody wodociągowej lub regulowanego zaworu automatycznego dolewania wody.

W ramach poszczególnych obiegów, w zależności od potrzeb badawczych, istnieje możliwość wpięcia w obieg większej liczby małych zbiorników (fot. 8a), na przykład do badań stadiów larwalnych ryb. Podobnie możliwe jest wpięcie w każdy obieg kilku zestawów słojów inkubacyjnych do prac doświadczalnych na małej ilości ikry (fot. 8b).



**Fot. 7.** Układ eksperymentalny: cztery niezależne obiegi z trzema akwariami, po 300 l w każdym. Filtrację biologiczną zapewnia kolumna natleniająco-filtrująca ze złożem stałym, tzw. złoże zraszane (fot. D. Fey)




**Fot. 8.** Układ eksperymentalny: zamiast jednego dużego akwarium 300 l, istnieje możliwość wpięcia trzech małych o obj. 60 l (a); do każdego obiegu możliwe jest również podłączenie zestawów słojów inkubacyjnych mini-Weissa (b) – fot. D. Fey

## 2.4. System schładzania, ogrzewania oraz natleniania wody

Woda krążąca w poszczególnych obiegach może być, w zależności od potrzeb, schładzana lub podgrzewana. Podgrzewanie zapewniają grzałki umieszczone w górnych zbiornikach retencyjnych (fot. 9). Natomiast schładzanie wody zapewnia centralny agregat schładzania wody lodowej, który znajduje się na dachu budynku. Woda lodowa jest następnie rozprowadzana do wężownic znajdujących się w dolnych zbiornikach retencyjnych poszczególnych obiegów. Przepływ wody lodowej wymuszany jest przez dwie pompy (zdublowane w celu bezpieczeństwa), a następnie regulowany przez system czujek sterujących elektrozaworami przy wężownicach. System schładzania wody pozwala na utrzymanie określonych warunków temperaturowych w każdym obiegu osobno zarówno w wylęgarni, podchowalni, jak i w układach eksperymentalnych.

Niezbędnym wyposażeniem, zwłaszcza przy intensywnym podchowie, jest system wytwarzania i rozprowadzania tlenu (fot. 9). Najważniejszym elementem jest tu generator tlenu (SYSADVANCE) pracujący w oparciu o sprężone powietrze dostarczane ze sprężarki (Hertz). Wytworzony tlen jest magazynowany w zbiorniku ciśnieniowym (PNEUMA), a następnie dostarczany do każdego obiegu, najpierw do rotametrów (regulacja przepływu tlenu), a następnie do kolumn natleniających znajdujących się w górnych zbiornikach retencyjnych. W przypadku awarii wytwornicy tlenu następuje automatyczne przełączenie na butle ze sprężonym tlenem, które znajdują się na zewnątrz budynku. Dodatkowe zabezpieczenie na wypadek awarii głównego systemu oraz braku tlenu w butlach zewnętrznych stanowią małe medyczne wytwornice tlenu (Drive DeVilbiss). Są one w razie potrzeby podłączane bezpośrednio do kolumn natleniających.

Woda, oprócz natleniania, może być również napowietrzana, co umożliwia system wytwarzania (sprężarka, zbiornik ciśnieniowy) i rozprowadzania sprężonego powietrza – z lokalnym zaworem dostępnym w każdym pomieszczeniu.

## 2.5. Monitoring parametrów wody

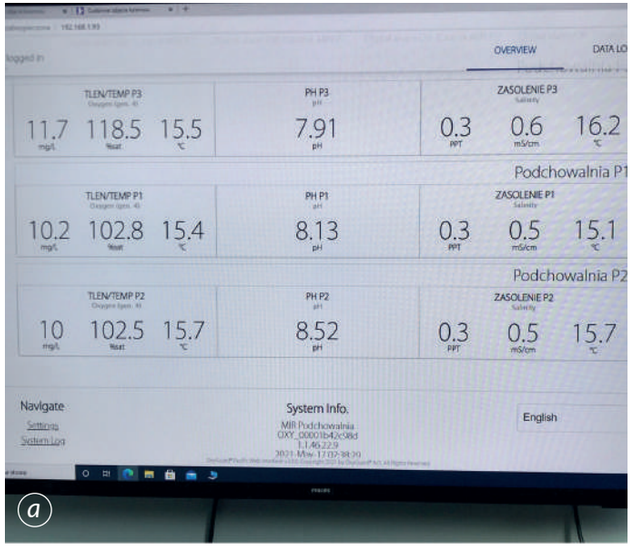
Najważniejsze parametry wody w poszczególnych obiegach (tlen, temperatura, zasolenie, pH) monitorowane są automatycznie przez system OxyGuard Pacific (dostarczony i zainstalowany przez firmę KolTech, Gdańsk). Pomiar wykonywany jest przez sondy umieszczone w dolnych zbiornikach retencyjnych poszczególnych układów. W ten sposób uzyskuje się wartości dla spływającej z basenów wody „brudnej", jeszcze przed jej przejściem przez sterylizator UV, filtr biologiczny i kolumnę natleniającą.

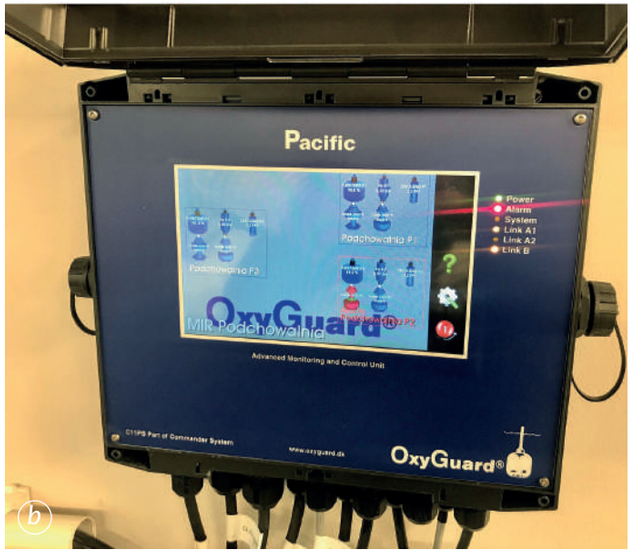
Wartości mierzonych parametrów z poszczególnych układów udostępniane są na jednostce centralnej w tzw. dyżurce (fot. 10a) oraz na jednostkach (wyświetlaczach) lokalnych, umieszczonych bezpośrednio w pomieszczeniach, w których te układy się znajdują (fot. 10b). Dostęp do pomiarów możliwy jest również poprzez internet na komputerach zewnętrznych oraz urządzeniach mobilnych. O przekroczeniu założonych progów poszczególnych parametrów wody informuje alarmowy system powiadamiania, wysyłając SMS do odpowiedzialnych za prowadzone badania pracowników. Dodatkowo do punktowych pomiarów temperatury,

**Fot. 9.** System wytwarzania i dostarczania tlenu: generator tlenu ze zbiornikiem ciśnieniowym magazynującym wytworzony tlen (a), sprężarka dostarczająca powietrze do generatora (b) oraz rotametr do regulacji ilości tlenu przesyłanego do kolumny natleniającej (c). W razie awarii systemu, następuje automatyczne przełączenie na zewnętrzne butle z tlenem (fot. D. Fey)

tlenu i zasolenia, oprócz centralnego systemu OxyGuard Pacific, wykorzystywane są mierniki ręczne, również firmy OxyGuard.

Oprócz parametrów fizycznych wody pracownicy regularnie wykonują w poszczególnych obiegach pomiary zawartości azotynów, azotanów oraz amoniaku. Do tego celu służy zapewniający dużą dokładność analiz spektrofotometr (DR3900, Hach) – fotografia 11. Monitorowanie chemicznych parametrów wody możliwe jest również za pomocą akwarystycznych testów kolorymetrycznych, jednak ich dokładność jest stosunkowo niska, zwłaszcza w przypadku wysokich stężeń analizowanych parametrów.



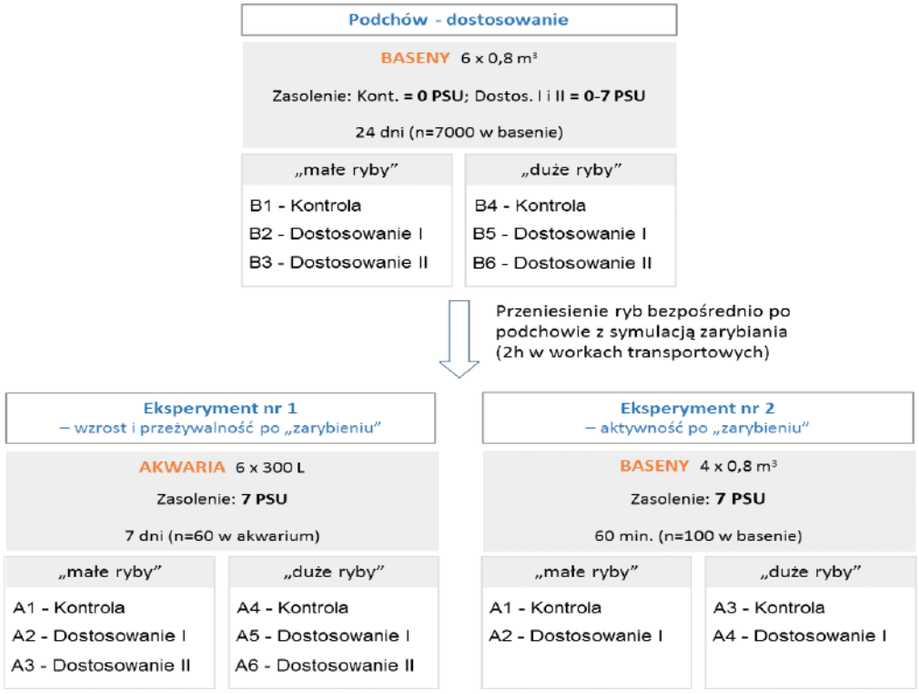




**Fot. 10.** Monitoring parametrów fizycznych wody: centralny monitor zapewniający podgląd aktualnych wartości (a) oraz lokalna stacja obsługująca znajdująca się w każdym z pomieszczeń, tj. w wylęgarni, podchowalni oraz w pomieszczeniu eksperymentalnym (b) (fot. D. Fey)

**Fot. 11.** Monitoring parametrów chemicznych wody (azotyny, azotany oraz amoniak) wykonywany za pomocą zapewniającego dużą dokładność pomiarów spektrofotometru (DR 3900, Hach) – fot. D. Fey

## 3. DOSTOSOWANIE

Badania dotyczące dostosowania narybku szczupaka do zarybień słonawych wód przybrzeżnych, na przykład Zatoki Puckiej, polegały na podchowie narybku w sposób tradycyjny w wodzie słodkiej lub z zastosowaniem dwóch wypracowanych metod ich przystosowania – Dostosowanie I i II (zob. podrozdział 3.1.). Bezpośrednio po zakończeniu etapu podchowu ryby były umieszczone w workach do transportu, a po dwóch godzinach przenoszone, w ramach dwóch eksperymentów symulujących zarybienie, do 1) akwariów z wodą 7 PSU – analiza przeżywalności oraz tempa wzrostu w okresie 7 dni (Eksperyment nr 1, zob. podrozdział 3.2.) oraz 2) do basenów z wodą 7 PSU – analiza aktywności bezpośrednio po zarybieniu (Eksperyment nr 2, zob. podrozdział 3.3.) – rysunek 1. Oprócz badań w warunkach doświadczalnych, analizom zostały poddane szczupaki złowione w wodach Zatoki Puckiej – porównanie osobników podchowanych tradycyjnie w wodzie słodkiej oraz z dostosowaniem, których rozróżnienie było możliwe dzięki znakowaniu znaczkami CWT (zob. podrozdział 3.4.).




**Rys. 1.** Schemat obrazujący metodykę badań przeprowadzonych w ramach podchowu narybku szczupaka w sposób tradycyjny w wodzie słodkiej oraz z dostosowaniem do zarybień wód słonawych, z uwzględnieniem eksperymentów (symulacja zarybienia) przeprowadzonych bezpośrednio po podchowie, po przeniesieniu podpróby ryb do akwariów (Eksperyment 1) oraz do basenów monitorowanych kamerami GoPro (Eksperyment 2) z wodą o zasoleniu 7 PSU

## 3.1. Dostosowanie – przeżywalność i tempo wzrostu podczas podchowu narybku

### 3.1.1. Metodyka

Podchów narybku szczupaka prowadzono w Ośrodku MIR-PIB zarówno w wodzie słodkiej, jak i z dostosowaniem do wyższego zasolenia wód Zatoki Puckiej. Układy hodowlane wykorzystane w tym celu nie różniły się pomiędzy sobą pod względem konstrukcyjnym (fot. 12), jedyną różnicą były warunki zasoleniowe wody – podchów każdej z opisanych poniżej grup odbywał się w jednym basenie 0,8 m$^3$ (w sumie sześć basenów), a obserwacja ryb była prowadzona przez 24 dni przed zarybieniem (lub przeniesieniem ryb w ramach eksperymentu 1 i 2 do innych basenów lub akwariów). Dwa baseny, z wodą słodką, znajdowały się w obiegu nr I (tradycyjny podchów bez modyfikacji), a cztery kolejne (podchów z Dostosowaniem I i II) w obiegach nr II i III. Dostosowanie prowadzono wg dwóch schematów: 1) stopniowa zmiana zasolenia rozpoczęta na 10 dni przed zarybieniem; 2) stopniowa zmiana zasolenia rozpoczęta na 24 dni przed zarybieniem (po 10 dniach zasolenie było przez kolejne 14 dni utrzymywane na poziomie 6 PSU). Tempo zmiany zasolenia było w obu grupach dostosowania takie samo, tj. około 0,6 PSU/dobę. W ten sposób po 10 dniach uzyskiwano docelowe zasolenie około 6 PSU. Nie podajemy dokładnych ilości dodawanej soli, gdyż były one na bieżąco ustalane w zależności od ilości podmienianej standardowo wody (część wody jest podmieniana podczas sprzątania, część podczas oczyszczania odpływów, a część na bieżąco wymienia pracujące mikrosito).



Oba warianty dostosowania zostały zrealizowane dla dwóch grup wielkościowych szczupaków: początkowa długość całkowita (*l.t.*) średnio 6,3 cm („małe ryby") oraz 7,7 cm („duże ryby"). W każdym z basenów znajdowało się ok. 7 tys. osobników. Były to standardowe zagęszczenia, stosowane w projekcie podczas podchowu narybku o takiej wielkości.

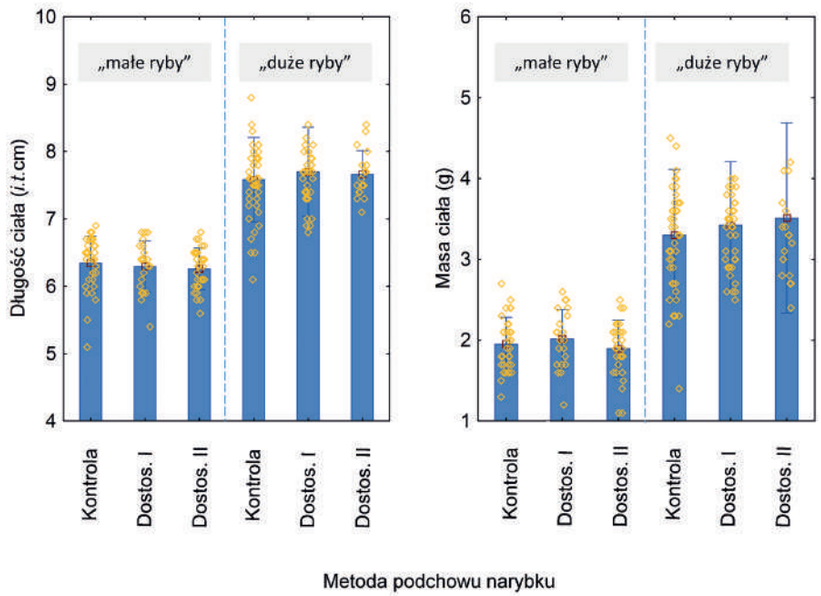
Szczupaki były karmione tą samą paszą (AllerAqua, Skretting), z tą samą intensywnością w każdym wariancie podchowu (dostosowaną do grupy wielkościowej ryb). Zastosowanie elektronicznych karmników pozwalało na precyzyjne dawkowanie porcji, które były podawane przez całą dobę w odstępach około kilku minut. Nie określano precyzyjnie dawek paszy w przeliczeniu na biomasę ryb. Jedynie wyjściowo stosowano ilości na określonym poziomie, zgodnie z informacjami literaturowymi oraz wypracowane na podstawie własnych doświadczeń (zob. rozdz. 10). W trakcie podchowu ilość pokarmu była natomiast modyfikowana na

**Fot. 12**. Jeden z układów, w których przeprowadzano podchów narybku szczupaka z dostosowaniem do wód słonawych. W każdym basenie znajduje się ok. 7 tys. szt. narybku (fot. D. Fey)

bieżąco, w zależności od granulacji stosowanej paszy oraz na podstawie obserwacji stopnia zabrudzenia wody w zbiornikach, ilości niewyjedzonej paszy opadającej na dno oraz zachowania ryb, m.in. ich reakcji na pojawianie się pokarmu. Jeśli zmieniano ustawienia karmników, to w każdym basenie w ten sam sposób.

W trakcie podchowu prowadzono pomiary parametrów wody. Wartości temperatury, zasolenia, rozpuszczonego tlenu oraz pH monitorowane były przez całą dobę przez system OxyGuard Pacific. Dodatkowo w trakcie dyżurów wykonywano indywidualne pomiary w odpływie każdego basenu za pomocą ręcznych mierników temperatury, zasolenia oraz tlenu (Oxyguard). Stężenie azotynów badane było codziennie, a azotanów i amoniaku w kilkudniowych odstępach czasu, za pomocą spektrofotometru (Hach Dr 3900). Podstawowym kontrolowanym parametrem, oprócz odpowiednio modyfikowanego zasolenia, była temperatura wody, którą utrzymywano w każdym z obiegów, a więc również basenów, na poziomie około 17 ± 0,6°C. Kontrola i precyzyjne utrzymanie temperatury wody na stałym poziomie było możliwie dzięki systemowi schładzania wody.

Prowadzone badania trwały 24 dni. W celu określenia tempa wzrostu szczupaków – w pierwszym oraz ostatnim dniu, wykonano indywidualny pomiar długości (*l.t.*, cm) oraz masy ciała (g) ryb z poszczególnych zbiorników (podpróba 50 osobników), z narybkiem o bardzo zbliżonej wielkości w momencie rozpoczęcia obserwacji (rys. 2). Pomiary wykonane na koniec




**Rys. 2.** Długość i masa narybku szczupaka w pierwszym dniu obserwacji trzech grup różniących się sposobem prowadzenia podchowu: w wodzie słodkiej (Kontrola) oraz z dostosowaniem do wód słonawych (Dostosowanie I i II). Obserwacja była prowadzona niezależnie w dwóch grupach wielkościowych ryb, tzw. małe ryby (średnia *l.t.* 6,3 cm) i duże ryby (średnia *l.t.* 7,7 cm)



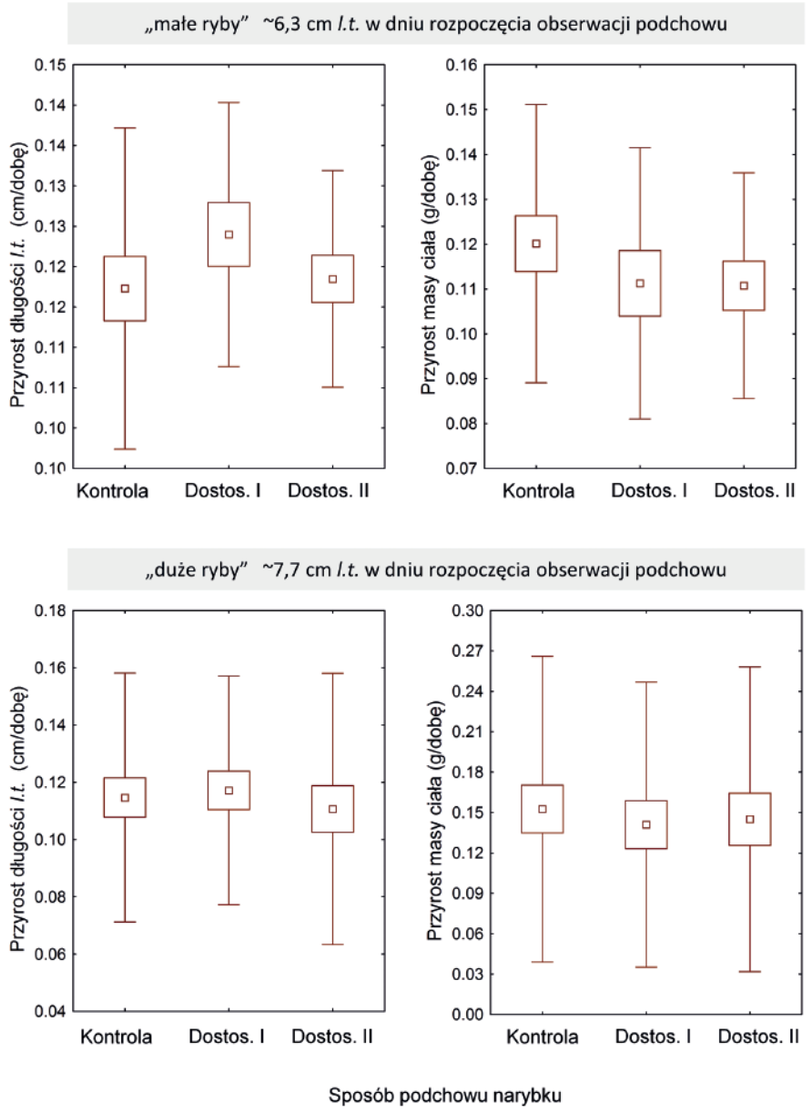
obserwacji zostały przeliczone dla każdego osobnika z podpróby na przyrost długości (cm/dobę) i masy ciała (g/dobę) w odniesieniu do średniej wartości z pierwszego pomiaru na początku podchowu. W celu określenia śmiertelności wyławiano podczas codziennych prac obsługowych martwe ryby i odnotowywano ich liczbę w każdym z basenów.

### 3.1.2. Wyniki

Podchów w okresie badań (24 dni) skutkował bardzo niską śmiertelnością na poziomie <5% (tab. 1). Była ona nieznacznie wyższa w przypadku ryb „małych" (2,72–4,34%) niż w przypadku ryb „dużych" (0,86–1,44%). Śmiertelność w grupach Dostosowanie I i II w odniesieniu do kontroli, w ramach tej samej grupy „małych ryb" lub „dużych ryb", była na poziomie zbliżonym lub nieznacznie niższym. Porównując dwie metody dostosowania można stwierdzić, że stosunkowo wyższa śmiertelność była obserwowana w Dostosowaniu II u „małych ryb", ale już w przypadku „dużych ryb" przeciwnie, większe wartości odnotowano dla Dostosowania I. Biorąc jednak pod uwagę bardzo niskie wartości śmiertelności, różnice te należy uznać za nieistotne.

Wartości tempa wzrostu na długość (cm/dobę) oraz przyrost masy ciała (g/dobę) pomiędzy poszczególnymi grupami (Kontrola, Dostosowanie I i II) – porównywane w ramach tej samej grupy „małych ryb" lub „dużych ryb", nie różniło się istotnie statystycznie (ANOVA, $P < 0,05$) (rys. 3).

Można jednoznacznie stwierdzić, że podchów z dostosowaniem do wód słonawych, bez względu na zastosowaną metodę, nie wiązał się ze zwiększoną śmiertelnością czy też obniżonym tempem wzrostu w okresie podchowu. Parametry te były praktycznie takie same w odniesieniu do Kontroli (podchów tradycyjny w wodzie słodkiej).




**Rys. 3.** Wartości tempa wzrostu (przyrost długości oraz masy ciała) narybku szczupaka podchowywanego w basenach 0,8 m$^3$, w wodzie słodkiej (Kontrola) oraz z dostosowaniem do wód słonawych (Dostosowanie I i II). Obserwacje prowadzono przez 24 dni, niezależnie w dwóch grupach wielkościowych ryb: „małe ryby" oraz „duże ryby"



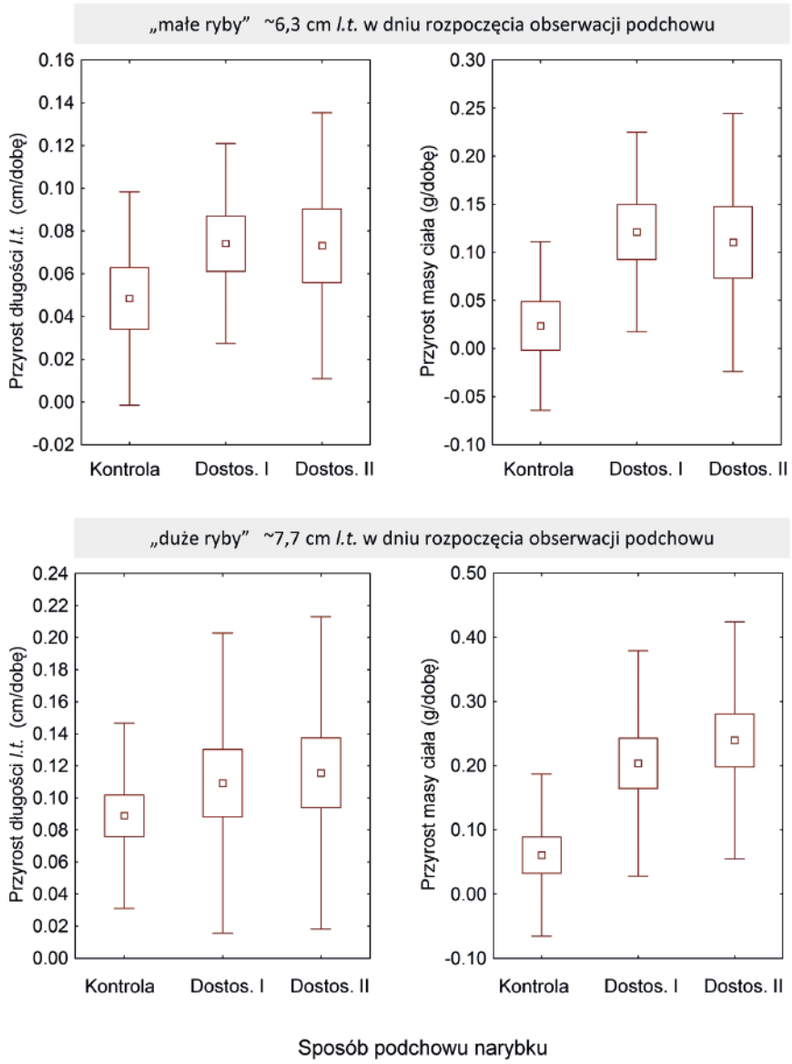
**Tabela. 1.** Zestawienie warunków podchowu narybku szczupaka w czasie 24 dni obserwacji w wodzie słodkiej (Kontrola) oraz z dostosowaniem do wód słonawych: Dostosowanie I – zmiana zasolenia rozpoczęta 10 dni przed zarybianiem, Dostosowanie II – zmiana zasolenia rozpoczęta na 24 dni przed zarybianiem. Zmiana zasolenia w ramach dostosowania odbywała się w obu grupach stopniowo w okresie 10 dni w tempie 0,6 PSU na dobę, do osiągnięcia 6 PSU. Podano również wyniki śmiertelności oraz pomiaru długość i masy ciała narybku na początku oraz na końcu obserwacji

| | „Małe ryby" | | | „Duże ryby" | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Kontrola | Dostosow. I | Dostosow. II | Kontrola | Dostosow. I | Dostosow. II |
| **Początek** (dzień 1) | | | | | | |
| N w zbiorniku | 7 tys. | 7 tys. | 7 tys. | 7 tys. | 7 tys. | 7 tys. |
| Długość *l.t.* (cm) (n = 50) | 6,34 ± 0,4 | 6,30 ± 0,3 | 6,26 ± 0,3 | 7,59 ± 0,6 | 7,70 ± 0,6 | 7,71 ± 0,5 |
| Masa ciała (g) (n = 50) | 1,95 ± 0,3 | 2,01 ± 0,4 | 1,90 ± 0,4 | 3,31 ± 0,8 | 3,40 ± 0,8 | 3,42 ± 0,9 |
| **Koniec** (dzień 24) | | | | | | |
| Śmiertelność (%) | 4,12 | 2,72 | 4,34 | 1,28 | 1,44 | 0,86 |
| Długość *l.t.* (cm) (n = 50) | 8,95 ± 0,5 | 9,03 ± 0,4 | 8,87 ± 0,3 | 10,15 ± 1,3 | 10,28 ± 0,9 | 10,16 ± 1,0 |
| Masa ciała (g) (n = 50) | 4,64 ± 0,7 | 4,45 ± 0,7 | 4,34 ± 0,6 | 7,05 ± 3,6 | 6,52 ± 2,3 | 6,62 ± 2,5 |
| **Parametry wody** | | | | | | |
| Temperatura (°C) | 17 ± 0,6 | 17 ± 0,6 | 17 ± 0,6 | 17 ± 0,6 | 17 ± 0,6 | 17 ± 0,6 |
| pH | ~7,8 | ~7,8 | ~7,8 | ~7,8 | ~7,8 | ~7,8 |
| Tlen (mg/l) | >7 | >7 | >7 | >7 | >7 | >7 |
| Amoniak $NH_3$ (mg/l) | <0,2 | <0,2 | <0,2 | <0,2 | <0,2 | <0,2 |
| Azotany $NO_3$ (mg/l) | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 |
| Azotyny $NO_2$ (mg/l) | <0,75 | <0,75 | <0,75 | <0,75 | <0,75 | <0,75 |

## 3.2. Dostosowanie – przeżywalność i tempo wzrostu podczas symulacji zarybień

### 3.2.1. Metodyka

W celu przeprowadzenia symulacji zarybień, ryby pochodzące z opisanego w poprzednim rozdziale podchowu zostały przeniesione do akwariów (300 l) – podpróba 60 osobników, z wodą o zasoleniu 7 PSU. Dla przypomnienia, było to sześć następujących grup: „małe ryby" x 3 (Kontrola, Dostosowanie I, Dostosowanie II) oraz „duże ryby" x 3 (Kontrola, Dostosowanie I, Dostosowanie II). Kontrolę stanowiły ryby podchowane tradycyjnie w wodzie słodkiej. Dostosowanie I polegało na stopniowej (0,6 PSU/dobę do osiągnięcia 6 PSU) zmianie zasolenia rozpoczętej na 10 dni przed zarybieniem. Z kolei Dostosowanie II polegało na stopniowej (w tym samym tempie) zmianie zasolenia rozpoczętej na 24 dni przed zarybieniem (po 10 dniach zasolenie było utrzymywane przez kolejne 14 dni, czyli do zakończenie obserwacji, na poziomie 6 PSU.




**Rys. 4.** Wartości tempa wzrostu (przyrost długości lub masy ciała) narybku szczupaka przeniesionego z basenów podchowowych do akwariów 300 l z wodą o zasoleniu 7 PSU (symulacja zarybienia) – ryby były wcześniej podchowywane w wodzie słodkiej (Kontrola) lub z dostosowaniem do wód słonawych (Dostosowanie I i II), w dwóch grupach wielkościowych: „małe ryby" oraz „duże ryby". Obserwacje w akwariach prowadzono przez osiem dni



Przeniesienie szczupaków odbyło się w ten sposób, że narybek został umieszczony w workach do transportu ryb w celu symulacji transportu z ośrodka do miejsca zarybienia. Worki ok. 50 l, tak samo jak ma to miejsce podczas transportu, były wypełnione w 1/2 wodą z basenu, z którego pochodziły ryby oraz dopełnione tlenem. Liczba ryb w każdym worku również odpowiadała liczbom stosowanym podczas regularnych zarybień dla ryb o tej klasie wielkości (ok. 400 osobników/worek). Worki umieszczono na wózkach transportowych i co około 10 minut poruszano nimi, symulując ruch podczas transportu. Po dwóch godzinach 60 losowo odłowionych osobników z poszczególnych grup/worków zostało wpuszczonych do akwariów z wodą o zasoleniu 7 PSU. Przez siedem dni narybek był utrzymywany w takich samych warunkach temperatury (17,5°C ± 0,4) i zasolenia wody (7,0 ± 0,3).

W trakcie podchowu prowadzono pomiary parametrów wody: temperatury, zasolenia, stężenia rozpuszczonego tlenu, pH, stężenie azotynów – za pomocą systemu OxyGuard Pacific, ręcznych mierników Oxyguard, oraz spektrofotometru Hach DR 3900.

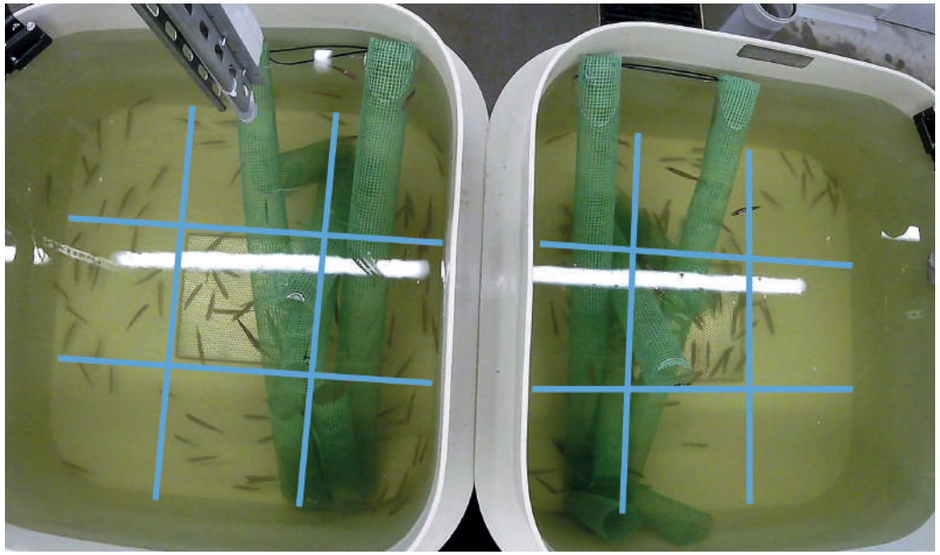
Po tym czasie określono długość (cm) i masę ciała (g) wszystkich ryb. Tempo wzrostu określono w odniesieniu do pomiaru początkowego, który został wykonany na koniec podchowu w basenach, a więc bezpośrednio przed umieszczeniem ryb w akwariach (zob. poprzedni rozdział). Martwe ryby, jeśli się w którejś grupie pojawiły, zostały w trakcie eksperymentu usunięte i policzone.

### 3.2.2. Wyniki

Temperatura wody w trakcie eksperymentu wynosiła 17,5°C ± 0,4, a zasolenie 7,0 ± 0,3 PSU. Parametry chemiczne wody utrzymywały się na bardzo dobrym poziomie (azotyny <0,3 mg/l, tlen >8 mg/l), czemu sprzyjała mała liczba ryb w poszczególnych akwariach.

Śmiertelność w analizowanym okresie siedmiu dni była praktycznie nieistotna – jedynie w trzech akwariach wyłowiono po jednej rybie, z 60 umieszczonych („małe ryby" Kontrola, „małe ryby" Dostosowanie II, „duże ryby" Dostosowanie I).

Tempo wzrostu było nieznacznie wyższe w grupie „dużych ryb" (ok. 0,09–0,11 mm/d; 0,05–0,22 g/d) niż w grupie „małych ryb" (ok. 0,05–0,07 mm/d; 0,03–0,21 g/d). Wewnątrz grup: „małych ryb" i „dużych ryb" – tempo wzrostu zarówno w odniesieniu do długości, jak i masy ciała, było wyższe dla ryb podchowanych z dostosowaniem niż w kontroli (rys. 4). Aczkolwiek różnice te były istotne statystycznie tylko w przypadku przyrostu masy ciała (ANOVA, „małe ryby" $P < 0,05$, „duże ryby" $P < 0,01$). W grupie „małych ryb" istotna różnica występowała pomiędzy kontrolą a grupą Dostosowanie I (post-hoc Tuckey HSD, $P < 0,05$), natomiast w grupie „dużych ryb" istotne różnice obserwowano pomiędzy kontrolą a Dostosowaniem I i Dostosowaniem II (post-hoc Tuckey HSD, $P < 0,01$). Dla przyrostu długości ciała obserwowane różnice były nieistotne statystycznie (ANOVA, „małe ryby" $P = 0,41$, „duże ryby" $P = 0,21$).



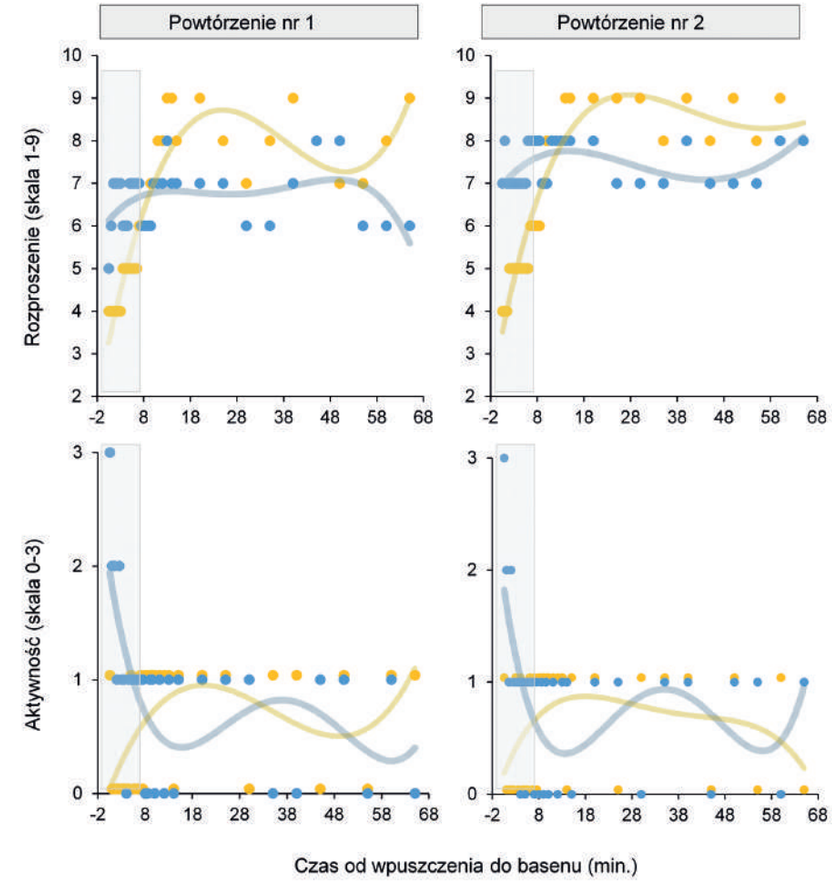
**Rys. 5.** Przykładowa stopklatka analizowanych filmów GoPro z zarejestrowanym zachowaniem szczupaków podczas symulacji zarybienia, polegającej na przerzuceniu do wody o zasoleniu 7 PSU ryb z dwóch grup: ryb podchowanych w wodzie słodkiej – grupa Niedostosowane (lewy basen) oraz podchowanych ze stopniowym wzrostem zasolenia do 6 PSU – grupa Dostosowane (prawy basen). Jedną z analiz było określenie rozproszenia, tj. określenia liczby sektorów (podział zaznaczony niebieskimi liniami), w których występowało co najmniej pięć ryb. W tym przypadku wartości rozproszenia wynosiły 8 w lewym basenie i 6 w prawym basenie. Jednocześnie oceniano rozprzestrzenienie ryb w stosunku do zapewniających schronienie konstrukcji. Lewy basen: rozprzestrzenienie równomierne, prawy basen: większość ryb w pobliżu schronienia

## 3.3. Dostosowanie – test aktywności po zarybianiu

### 3.3.1. Metodyka

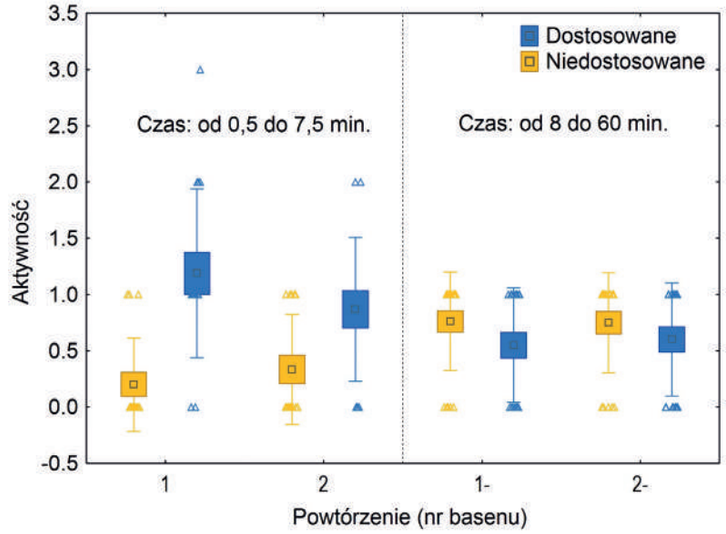
W ramach testu aktywności po zarybieniu narybek szczupaka pochodzący z dwóch grup: 1) podchowu tradycyjnego w wodzie słodkiej (średnia długość: 8,95 ± 0,5 cm; średnia masa: 4,64 ± 0,7 g) oraz 2) podchowu z dostosowaniem do wód słonawych (średnia długość: 9,03 ± 0,4 cm; średnia masa: 4,45 ± 0,7 g), został przeniesiony, bez aklimatyzacji, do czterech basenów (0,8 $m^3$) z wodą o zasoleniu 7,0 PSU (2 grupy sposobu podchowu x 2 podpróby). W każdym z basenów umieszczono 100 ryb. Bezpośrednio przed wpuszczeniem ryb do basenów, przeprowadzono symulację dwugodzinnego transportu w workach (zob. poprzedni podrozdział). Sposób dostosowania do wody zasolonej został opisany w sekcji 3.1. W basenach umieszczono konstrukcje z siatki PCV w kolorze zielonym w celu sprawdzenia, czy ryby będą chciały skorzystać z możliwości schronienia. Przez okres trwania eksperymentu (60 minut) ryby nie były karmione. Zachowanie ryb było monitorowane za pomocą kamer GoPro zawieszonych nad basenami.






**Rys. 6.** Rozprzestrzenienie (skala od 1 do 9) oraz aktywność (skala od 0 do 3) narybku szczupaka po przeniesieniu, w ramach symulacji zarybienia, do wody o zasoleniu 7 PSU. Porównanie dwóch grup: podchowanych w wodzie słodkiej (grupa Niedostosowane) oraz podchowanych ze stopniowym wzrostem zasolenia do 6 PSU (grupa Dostosowane). Zacienioną ramką zaznaczono pierwsze 8 minut w basenie, kiedy to obserwowano znaczące różnice w aktywności: stosunkowo duża dla grupy Dostosowane i bliska zeru dla grupy Niedostosowane

Analiza materiału filmowego polegała na zatrzymaniu filmu w następujących odstępach czasu: pierwsze 10 minut – co 0,5 minuty, następne 5 minut – co 1 minutę, kolejne 45 minut – co 5 minut. Po zatrzymaniu klatki określano trzy parametry: aktywność, rozproszenie w basenie oraz zachowanie ryb w odniesieniu do schronienia. Aktywność (intensywność pływania/ przemieszczania się): była określana w skali od 0 (brak aktywności) do 3 (szybkie pływanie) przez dwie osoby (zapisywano wspólnie ustaloną ocenę). Ocena dotyczyła ok. 10 s filmu przed zatrzymaniem w powyżej wskazanych odstępach czasu. Rozproszenie: określano, w ilu sektorach z 9 wyznaczonych (rys. 5) występowało pięć lub więcej ryb (skala od 1 do 9). Zachowanie




**Rys. 7.** Porównanie aktywności narybku szczupaka w trakcie pierwszych 7,5 minut oraz kolejnych 52 minut po przerzuceniu do wody o zasoleniu 7 PSU. Porównanie dwóch grup: podchowanych w wodzie słodkiej (grupa Niedostosowane) oraz podchowanych ze stopniowym wzrostem zasolenia do 6 PSU (grupa Dostosowane). Dla obu grup zastosowano dwa powtórzenia (basen 1 i 2). Przedstawiono wartości średnie ± błąd standardowy (SE) oraz odchylenie standardowe (SD)

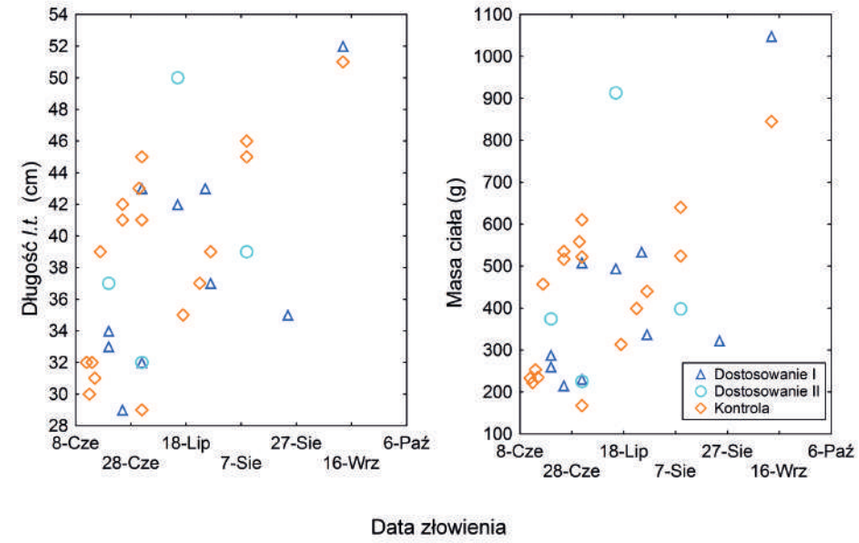
ryb w odniesieniu do schronienia: określono w sposób opisowy – krótkie podsumowanie, dla całości materiału filmowego.

Opisana powyżej metodyka nie jest oczywiście doskonała, gdyż opiera się w pewnym stopniu na subiektywnych ocenach, np. podczas oceny ruchliwości ryb. Co jednak istotne, ocena ta była dokonywana przez dwie osoby i odbywała się w tym samym czasie oraz w ten sam sposób dla obu porównywanych grup.

### 3.3.2. Wyniki

Aktywność szczupaków po wpuszczeniu do basenów z wodą o zasoleniu 7 PSU w pierwszych 7 minutach była istotnie większa w przypadku ryb dostosowanych niż niedostosowanych (t-test, P < 0,001) – rysunki 6 i 7. Natomiast w czasie kolejnych 53 minut nie zaobserwowano istotnych różnic w aktywności pomiędzy tymi dwiema grupami (t-test, *P* > 0,05). Zaobserwowane różnice w aktywności przekładały się na różnice w rozproszeniu (rys. 6). Ryby dostosowane od razu objęły swoim występowaniem większość powierzchni dna zbiorników (rozproszenie: 6–8). Natomiast ryby niedostosowane po wpuszczeniu do basenu w dużym stopniu zastygły w bezruchu w miejscach, w których opadły w pobliże dna, wykazując niski stopień rozproszenia (4–5). Dopiero od 8. minuty ryby niedostosowane znacząco zwiększyły ruchliwość i zwiększyły rozproszenie, które od 10. minuty osiągnęło nawet wyższe wartości (ok. 8) niż te obserwowane dla ryb dostosowanych (ok. 7).






**Rys. 8.** Długość i masa szczupaków 1+ pochodzących z połowów w roku 2022, których pochodzenie zostało przypisane, na podstawie znaczków CWT, do trzech grup wypuszczonych do zatoki w lipcu roku 2021: narybku podchowanego w wodzie słodkiej (grupa Kontrola) oraz podchowanych ze stopniowym wzrostem zasolenia do 6 PSU (grupa Dostosowane I i II)

Analizując sposób rozmieszczenia ryb w basenach, w odniesieniu do konstrukcji zapewniającej schronienie, można stwierdzić, że szczupaki niedostosowane, po zwiększonej aktywności od 8 minuty, wykazywały rozmieszczenie stosunkowo równomierne w basenie, natomiast ryby dostosowane – od pierwszych minut w basenie znajdowały się w znacznym stopniu w pobliżu schronienia.

## 3.4. Dostosowanie – przeżywalność i tempo wzrostu w środowisku naturalnym

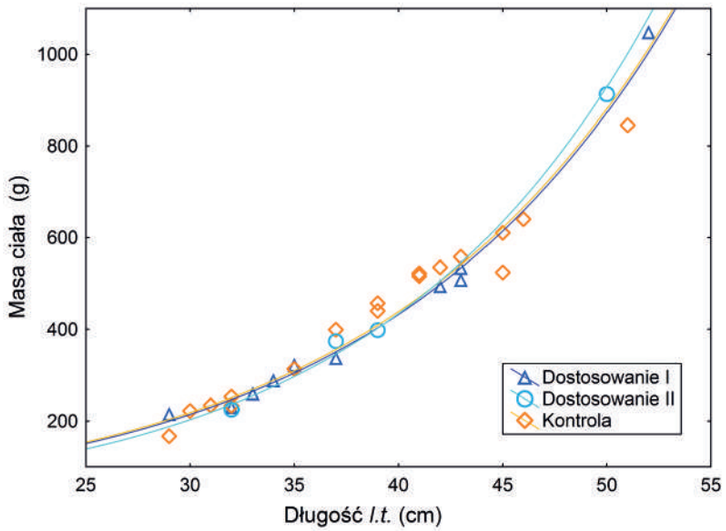
### 3.4.1. Metodyka

Podchów narybku szczupaka był prowadzony w roku 2021 w sposób tradycyjny, w wodzie słodkiej (Kontrola) oraz z dostosowaniem do zarybień wód słonawych: Dostosowanie I polegało na stopniowej (0,6 PSU/dobę do osiągnięcia 6 PSU) zmianie zasolenia rozpoczętej na 10 dni przed zarybieniem, z kolei Dostosowanie II polegało na stopniowej (0,6 PSU/dobę do osiągnięcia 6 PSU) zmianie zasolenia rozpoczętej na trzy tygodnie przed zarybieniem (więcej na temat sposobu podchowu zob. punkt 3.1. niniejszego rozdziału).

Próbę porównawczą do poniższych analiz stanowiły ryby podchowane w Ośrodku MIR-PIB, z tej samej klasy wielkości w momencie zarybienia (ok. 9 cm *l.t.*) oraz wypuszczane do zatoki w tym samym okresie, czyli w lipcu 2021 r.: Kontrola (n = 16 643 os.), Dostosowanie I (n = 8700 os.) oraz Dostosowanie II (n = 7750 os.). Wszystkie ryby zostały poznakowane znaczkami CWT z indywidualnym kodem dla każdej z trzech wymienionych grup (zob. rozdz. 10), co umożliwiło późniejszą identyfikację szczupaków złowionych w naturalnych warunkach oraz określenie, z zastosowaniem której metodyki zostały podchowane.

Pozyskanie szczupaków ze środowiska naturalnego odbywało się w ramach współpracy z rybakami prowadzącymi działalność na obszarze Zalewu Puckiego. Odbierane przez pracowników MIR-PIB ryby stanowiły więc połów lub przyłów w trakcie prowadzonej regularnej działalności rybackiej. Ryby poddano standardowej analizie biologicznej, m.in. określając: długość i masę ciała, wiek, płeć, stan gonad oraz stopień wypełnienia żołądka. Ponadto pobrano tkankę do badań genetycznych, otolity do badań zawartości Sr/Ca oraz tkanki i narządy do badań na występowanie pasożytów.

Celem tej części badań było porównanie przeżywalności, tempa wzrostu oraz kondycji w warunkach naturalnych, szczupaków pochodzących z różnych metod podchowu, złowionych w kolejnym roku po zarybieniach (wiek 1+).




**Rys. 9.** Zależność długość-masa ciała szczupaków 1+ pochodzących z połowów w roku 2022, których pochodzenie zostało przypisane, na podstawie znaczków CWT, do trzech grup podchowowych wypuszczonych do wód zatoki w lipcu 2021 r.: narybku podchowanego w wodzie słodkiej (grupa Kontrola) oraz podchowanych ze stopniowym wzrostem zasolenia do 6 PSU (grupa Dostosowane I i II). Do danych dopasowano poglądowo krzywe opisujące przebieg przedstawionej zależności (funkcja wykładnicza)



### 3.4.2. Wyniki

Realizacja planowanych badań została znacząco utrudniona w związku z problemem z pozyskaniem szczupaków do analiz – pomimo podjęcia szeregu działań w tym celu, na przykład podpisania umów o współpracy z sześcioma osobami prowadzącymi działalność rybacką. Niestety nie mieliśmy wpływu na to, na ile poszczególni rybacy wykazują chęć zgłaszania obecności szczupaków w połowach i ich zabezpieczenia do czasu odbioru oraz jaka część połowu została przekazana do badań. Jednocześnie należą się podziękowania wszystkim tym, którzy jednak ten trud podejmowali, bo bez ich wkładu realizacja wielu zadań opisywanych w tej monografii nie byłaby możliwa.

Do czasu przygotowania monografii, z puli zarybieniowej stanowiącej materiał do badań opisywanych w tym rozdziale (zarybianie: lipiec 2021 r. / grupy: Kontrola, Dostosowanie I oraz Dostosowanie II), udało się odzyskać w roku 2022 ze środowiska naturalnego i przeanalizować 31 osobników. Liczba ta może się zwiększyć, gdyż jesteśmy w posiadaniu kilkuset ryb, których analiza zostanie przeprowadzona w nadchodzących miesiącach, a część z nich z pewnością pochodzi z interesującej nas puli zarybieniowej. Niestety termin wydania monografii jest zdeterminowany zobowiązaniami projektowymi.

W grupie ryb odzyskanych ze środowiska w roku 2022 znalazły się osobniki reprezentujące wszystkie realizowane w roku 2021 sposoby podchowu, a ich długość *l.t.* była zbliżona: Kontrola: 17 osob. (38,7 ± 6,4 cm), Dostosowanie I: 4 osob. (39,5 ± 7,6 cm), Dostosowanie II: 10 osob. (38,0 ± 6,9 cm) – rysunek 8. Przy tak małej liczebnie próbie wyciąganie daleko idących wniosków nie jest niestety możliwe. Można co najwyżej stwierdzić, że nie ma wskazań do wnioskowania o znacznych różnicach w przeżywalności czy tempie wzrostu narybku z poszczególnych sposobów podchowu (zarówno na korzyść, jak i niekorzyść ryb dostosowanych). Takim wskazaniem byłaby z pewnością przynależność wszystkich osobników do jednej grupy, tj. kontroli lub ryb podchowanych z dostosowaniem. Podobnie nie zaobserwowano istotnych różnic w kondycji szczupaków z poszczególnych grup (rys. 9).

## 4. PODSUMOWANIE

Podchów narybku szczupaka w roku 2021 był prowadzony w Ośrodku MIR-PIB (baseny 0,8 $m^3$) w sposób tradycyjny (w wodzie słodkiej) oraz z dostosowaniem do wód słonawych. Dostosowanie prowadzono wg dwóch schematów: 1) stopniowa zmiana zasolenia rozpoczęta na 10 dni przed zarybieniem; 2) stopniowa zmiana zasolenia rozpoczęta na 24 dni przed zarybieniem (po 10 dniach zasolenie było przez kolejne 14 dni utrzymywane na poziomie 6 PSU). Wzrost zasolenia prowadzono w tempie 0,6 PSU na dobę do osiągnięcia 6 PSU. Obserwacje ryb prowadzono w okresie 24 dni poprzedzających zarybianie, niezależnie dla ryb o wielkości (śr. *l.t.*) 6,3 i 7,7 cm w momencie rozpoczęcia obserwacji. Liczebność ryb w momencie rozpoczęcia obserwacji wynosiła ok. 7 tys. osobn. w każdym basenie. Śmiertelność w okresie podchowu była w poszczególnych grupach na zbliżonym poziomie (<5%) w całym okresie obserwacji. Tempo wzrostu (przyrost długości oraz masy ciała) również nie różniło się pomiędzy poszczególnymi grupami podchowu.

W ramach symulacji zarybienia, ryby z poszczególnych sposobów podchowu oraz grup wielkościowych zostały przeniesione do akwariów z wodą o zasoleniu 7 PSU (300 l, 60 osobn./akwarium). W okresie 8 dni śmiertelność w poszczególnych grupach była praktycznie zerowa. Zaobserwowano natomiast istotne statystycznie różnice w tempie wzrostu masy ciała – szybszy wzrost ryb podchowanych z dostosowaniem. Równolegle prowadzono obserwacje (kamery GoPro) zachowania ryb z poszczególnych linii podchowu po przeniesieniu do basenów z wodą 7 PSU (podobnie jak w przypadku przeniesienia do akwariów, symulacja zarybienia). Narybek pochodzący z podchowu z dostosowaniem był w pierwszych 7 minutach bardziej aktywny i wykazywał większe rozproszenie w basenie. Osobniki z grupy podchowu w wodzie słodkiej były w pierwszych 7 minutach bardzo mało aktywne i przebywały w miejscach, w których znalazły się bezpośrednio po wpuszczeniu do basenów. Ponadto ryby z grupy Dostosowane trzymały się bliżej siatek zapewniających schronienie. W obu powyższych eksperymentach przeniesienie ryb z basenów podchowowych do akwariów i basenów z kamerami odbywało się z wcześniejszą symulacją dwugodzinnego transportu w workach.

Ostatnim zadaniem było porównanie przeżywalności, tempa wzrostu oraz kondycji w warunkach naturalnych szczupaków pochodzących z różnych metod podchowu (zarybienia: lipiec 2021), złowionych w kolejnym roku po zarybianiu (grupa 1+ w czerwcu–sierpniu roku 2022). Niestety liczba pozyskanych z połowów ryb (regularna działalność rybacka), pochodzących z analizowanych linii pochodowych, wynosiła zaledwie 31 os. (Kontrola: 17 os., Dostosowanie I: 4 os., Dostosowanie II: 10 os.; średnia dług. 38,6 ± 6,5 cm). Przy tak małej liczebnie próbie wyciąganie daleko idących wniosków nie jest możliwe. Uzyskane wyniki pozwoliły jednak na stwierdzenie, że nie ma wskazań do wnioskowania o znacznych różnicach w przeżywalności czy też tempie wzrostu narybku z poszczególnych sposobów podchowu. Podobnie nie zaobserwowano istotnych różnic w kondycji szczupaków z poszczególnych grup.

Konkludując, podchów z dostosowaniem nie niesie ze sobą negatywnych skutków na etapie wzrostu ryb w basenach. Pozytywnym efektem takich działań była natomiast większa aktywność ryb bezpośrednio po zarybieniu (potencjalnie lepsze unikanie drapieżników lub innych zagrożeń) oraz szybszy przyrost masy ciała w pierwszym tygodniu po zarybieniu. Kwestia długoterminowej przeżywalności wymaga analizy większej liczby ryb pochodzących ze środowiska naturalnego.



## 5. BIBLIOGRAFIA


Bergström, U., Larsson, S., Erlandsson, M., Ovegård, M., Stabo, H.R., Östman, Ö., Sundblad, G., 2022. Long-term decline in northern pike (*Esox lucius* L.*)* populations in the Baltic Sea revealed by recreational angling data. Fisheries Research, 251:106307.

Bonisławska, M., 2014. Przebieg wczesnej ontogenezy wybranych gatunków ryb w wodach o zróżnicowanym zasoleniu [The course of early ontogenesis of selected fish species in waters characterized by different salinities]. Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie: 84 pp.

Całkiewicz, J., i in., 2021. Raport końcowy z realizacji programu badań środowiska morskiego Zatoki Puckiej ze szczególnym uwzględnieniem czynników istotnych dla rybołówstwa. Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy [dostęp ograniczony].

Craig, J.F., 1996. Pike: biology and exploitation. Chapman and Hall, London. DOI: 10.1007/978-94-015-8775-4

Greszkiewicz, M., Fey, D.P., Lejk, A.M., Zimak, M., 2022. The effect of salinity on the development of freshwater pike (*Esox lucius*) eggs in the context of drastic pike population decline in Puck Lagoon, Baltic Sea. Hydrobiologia, 849:2781-2795.

Kalamarz-Kubiak, H., 2018. Cortisol in correlation to other indicators of fish welfare. Corticosteroids, 155–185.

Kłyszejko, B., 1973. Osmotic changes in the blood serum of the pike *Esox lucius* L. during the process of adaptation to the increased salinity of waters. Acta Ichthyologica et Piscatoria, 125–137.

McCormick, S.D., 2001. Endocrine control of osmoregulation in teleost fish. American Zoologist 41:781–794.

Olsson, J., Andersson, M.L, Bergström, U., Arlinghaus, R., Audzijonyte, A., Berg, S., Briekmane, L., Dainys, J., Dalby Ravn, H., Droll, J., Dziemian, Ł., Fey, D.P, van Gemert, R., Greszkiewicz, M., Grochowski, A., Jakubavičiūtė, E., Lozys, L, Lejk, A.M., Mustamäki, N., Naddafi, R., Olin, M., Saks, L., Skov, C., Smoliński, S., Svirgsden, R., Tiainen, J., and Östman, Ö., 2023. A pan-Baltic assessment of temporal trends in coastal pike populations in the Baltic Sea. Fisheries Research, 260, 106594.

Zakęś, Z., Szczepkowski, M., Kapusta, A., Rożyński, M., Stawecki, K., Pyka, J., Szczepkowska, B., Wunderlich, K., Kozłowski, M., Kowalska, A., Hopko, M., 2015. Z akwakultury do natury. Opracowanie alternatywnych metod zarządzania rybołówstwem drapieżnych ryb jeziorowych. Praca zbiorowa pod redakcją Z. Zakęsia, M. Szczepkowskiego, Wydawnictwo IRS, Olsztyn, ss. 224.

# 10

# Zarybienia Zatoki Puckiej narybkiem szczupaka *Esox lucius*

rozdział | 10

# Zarybienia Zatoki Puckiej narybkiem szczupaka *Esox lucius*

***Adam M. Lejk[1], Michał Zimak[1], Łukasz Dziemian[1], Martyna Greszkiewicz[2], Marcin Sułkowski[1], Adam Grochowski[1], Mirosław Szczepkowski[3], Bożena Szczepkowska[3], Iwona Piotrowska[3], Michał Kozłowski[3], Dariusz P. Fey[2]***

[1] *Zakład Logistyki i Monitoringu, Morski Instytut Rybacki – PIB, ul. Kołłątaja 1, 81-332 Gdynia*

[2] *Zakład Oceanografii Rybackiej i Ekologii Morza, Morski Instytut Rybacki – PIB, ul. Kołłątaja 1, 81-332 Gdynia*

[3] *Zakład Hodowli Ryb Jesiotrowatych, Instytut Rybactwa Śródlądowego – PIB, Pieczarki 50, 11-610 Pozezdrze*

## 1. WSTĘP

Degradacja środowiska oraz nadmierne połowy są głównymi czynnikami limitującymi liczebność populacji ryb, stanowiąc poważne zagrożenie dla zachowania bioróżnorodności środowiska wodnego (Reynolds i in., 2002). Ekosystemy wodne, ze względu na swój złożony charakter, są szczególnie narażone na zmiany wywołane negatywną działalnością człowieka. Złe warunki środowiskowe ograniczają sukces naturalnego tarła, a w konsekwencji przyczyniają się do osłabiania poziomu rekrutacji nowych pokoleń. Proces ten ma swoje odzwierciedlenie na wszystkich etapach piramidy troficznej, na końcu której są drapieżniki (Polunin i Pinnegar, 2002). Zachwianie równowagi w przyrodzie, przy długotrwałym działaniu czynników degradujących, może prowadzić do nieodwracalnych zmian, skutkiem czego może być spadek znaczenia danego akwenu pod względem gospodarczym i ekologicznym (Czarkowski, 2008). Szczupak *Esox lucius* L. w wielu akwenach jest drapieżnikiem umiejscowionym na szczycie piramidy troficznej, stąd jego znaczenie ekologiczne w ekosystemach wodnych jest bezdyskusyjne (Craig, 2008). Na obszarach naturalnego występowania szczupak jest gatunkiem cenionym przez konsumentów, przez co stanowi ważny komponent połowów komercyjnych, prowadzonych zarówno w wodach śródlądowych, jak i w morzu, sięgających na początku XXI w. łącznie prawie 30 tys. ton rocznie (Kuparinen i Lehtonen, 2018). Ponadto gatunek ten stanowi poszukiwane trofeum wędkarskie przyciągające rzeszę miłośników

wędkowania, napędzając tym samym lokalny biznes. Doskonałym przykładem są okolice niemieckiej wyspy Rugia, zlokalizowanej na Morzu Bałtyckim, ściągające każdego roku wędkarzy wyspecjalizowanych wyłącznie w połowie szczupaków (Koemle i in., 2022). Niestety w ostatnich latach notowany jest ogólny regres liczebności bałtyckich populacji szczupaków (Bergtröm i in., 2022; Olsson i in., 2023), wskazując na konieczność aktywnej ochrony, wydawać by się mogło tak pospolitego gatunku ryby.

W latach 60. i pierwszej połowie lat 70. XX w. połowy szczupaka w Zatoce Puckiej sięgały nawet 40–50 ton rocznie, po czym zaczęły gwałtownie spadać do wartości 50–100 kg rocznie i na początku XXI w. połowy praktycznie zanikły (Jackowski, 2002). Dopiero w latach 2012–2016 zaobserwowano niewielki wzrost wielkości połowów szczupaka, co związane było z realizacją projektu „ZOSTERA – Restytucja kluczowych elementów ekosystemu Zatoki Puckiej wewnętrznej", w ramach którego w latach 2010–2014 wprowadzono do ekosystemu Zatoki Puckiej wewnętrznej dużą liczbę narybku szczupaka (Greszkiewicz i in., 2022; Psuty i in., 2023). Brak kontynuacji zarybień w kolejnych latach spowodował ponownie praktycznie zanik połowów (Greszkiewicz i in., 2022). Uważa się, że zanik populacji szczupaka w Zatoce Puckiej został spowodowany przez degradację lub brak dostępu do dawniejszych tarlisk w tym akwenie. Zakładając, że tarło szczupaka mogło się w przeszłości dobywać bezpośrednio w wodach zatoki, zanik podwodnych łąk opanowanych m.in. przez trawę morską (*Zostera marina* L.) spowodował drastyczną redukcję powierzchni tarliskowej. Szkodliwym zjawiskiem była również postępująca zabudowa strefy przybrzeżnej Zatoki Puckiej, w wyniku której zniszczeniu ulegały pasy trzcinowisk stanowiących strefę buforową przed dopływem zanieczyszczeń do wody. Brzegi gęsto porośnięte m.in. trzciną pospolitą (*Phragmites australis* {Cav.} Trin. ex Steud.) mogły w przeszłości stanowić potencjalne miejsca tarła oraz obszary odrostowe dla form młodocianych szczupaka (Niemi i in., 2023). Załamanie się stanu populacji szczupaka w Zatoce Puckiej nie było spowodowane wyłącznie negatywnymi czynnikami oddziaływującymi bezpośrednio w samej zatoce. Najważniejszą przyczynę spadku liczebności populacji szczupaka w Zatoce Puckiej było wybudowanie po 1972 r. systemu przepompowni w dolnych odcinkach rzek Redy i Płutnicy, które wraz z licznymi kanałami miały za zadanie utrzymywanie właściwych stosunków wodnych (głównie odwadnianie) w deltach obu rzek. Przepompownie funkcjonują po dziś w praktycznie niezmienionej formie (zob. rozdz. 4). Wzrost zanieczyszczeń, masowy rozwój brunatnic (*Pilayella littoralis* Kjellman, 1872) oraz nadmierna presja połowowa w drugiej połowie XX w. były dodatkowymi czynnikami negatywnie wpływającymi na stan populacji szczupaka w Zatoce Puckiej (Skóra, 1993). Pojedyncze osobniki tego gatunku, dotychczas spotykane w połowach, mogły pochodzić z szczątkowej naturalnej ich populacji w Zatoce Puckiej, zarybień dorzecza Płutnicy i Redy realizowanych przez Polski Związek Wędkarski w Gdańsku lub przywędrować z innych rejonów.

Jedną z metod aktywnej ochrony ryb są zarybienia, czyli wypuszczanie ryb wyhodowanych w warunkach akwakultury do wód otwartych (Cowx, 1994). W wyjątkowych sytuacjach praktykowane jest przenoszenie ryb z jednych zbiorników do drugich, przy czym taka praktyka obarczona jest ryzykiem transferu chorób lub pasożytów do miejsc, w których dotychczas nie występowały, tak samo jak ma to miejsce w przypadku przenoszenia



ryb pomiędzy ośrodkami hodowlanymi a naturalnym środowiskiem (Bouwmeester i in., 2021). Generalnie, zarybianie, przenoszenie osobników czy wprowadzanie nowych gatunków ryb do środowiska są powszechnie przyjętymi praktykami, stosowanymi jako rekompensata strat zasobów wynikających z nadmiernych połowów, sposób na zwiększania wydajności połowów rekreacyjnych lub komercyjnych, jak również sposób na tworzenie nowych łowisk (Cowx, 1999).

Dotychczasowe doświadczenia jednoznacznie wykazały, że zarybienia w istotny sposób powodują zwiększenie liczebności szczupaka w Zatoce Puckiej (Psuty i in., 2023). Jednocześnie efekty tych zabiegów są niestety krótkotrwałe i w dłuższej perspektywie powinny być wspomagane działaniami mającymi na celu odbudowę lub przywrócenie dawnych siedlisk. Należy wyraźnie zaznaczyć, iż zarybienia powinny być działaniem wspomagającym naturalną rekrutację, lecz nie mogą jej zastępować (Cowx, 1994). Równolegle do prowadzonych zarybień powinny być wykonywane prace związane z czynną ochroną ryb, tj. z przywracaniem siedlisk ryb (udostępnianie żerowisk, terenów odrostowych dla narybku) oraz wspomaganiem ich naturalnego tarła, np. poprzez budowę tarlisk (Bry, 1996; Engestedt i in., 2018). Najnowsze badania w sposób dobitny wskazują, że same zarybienia bez poprawy jakości ekosystemów jest działaniem nieefektywnym (Radinger i in., 2023). Tylko takie kompleksowe podejście daje szansę na odtworzenie się silnych populacji, charakteryzujących się prawidłową strukturą wiekową oraz tempem wzrostu (Casselman, 1996). Poprawa stanu ekologicznego Zatoki Puckiej na początku XXI w. spowodowała stopniowy powrót łąk trawy morskiej, których powierzchnia szacowana jest na 48 km$^2$ (Boström i in., 2014), dając również przyczynek do realizacji projektu PIKE.

Powodzenie zarybień, jako formy czynnej ochrony gatunku, zależy między innymi od zdolności reprodukcji gatunku w danym środowisku, stąd zasadnicze jest określenie, czy populacje występujące obecnie w Zatoce Puckiej składają się z osobników pochodzących wyłącznie z zarybiania, czy również z osobników pochodzących z tarła naturalnego i wówczas jaki jest udział tych osobników w całości populacji. Odpowiedzi na te pytania można uzyskać stosując metodę „znakowanie-zwroty", uważaną powszechnie za jedno z najskuteczniejszych narzędzi badawczych w ichtiologii (Hilborn i in., 1990). Na podstawie uzyskanych rezultatów możliwa jest weryfikacja słuszności podjętych działań. Równocześnie wyniki z monitoringu umożliwiają ewentualne skorygowanie liczby oraz sortymentu wypuszczanych ryb, co pozwala na optymalizację wcześniej wypracowanych procedur. Zastosowana metoda znakowania musi być odpowiednia do stadium rozwojowego ryb i nie wpływać negatywnie na ich dobrostan i zachowanie (Pine i in., 2003). Najczęściej stosowane są znaczki fizyczne umieszczane na ciele (znaczki wiszące typu Carlin, T-bar) lub w ciele ryb (CWT, PIT, znaczki biotelemetryczne), jak również występujące w postaci nacięć np. resekcja fragmentów płetw (Nielsen, 1992). Znaczki zewnętrzne umożliwiają identyfikację ryb bez konieczności posiadania specjalistycznego sprzętu, dzięki czemu więcej informacji powraca do naukowców. Ponadto stosowany jest szereg substancji chemicznych (np. alizaryna red S, oksytetracyklina) tworzących trwałe kompleksy z jonami wapnia, mających właściwości fluorescencyjne (Brooks i in., 1994; Baer i Rösch, 2008). Substancje takie mogą być podane

poprzez immersję (Hettler, 1984), iniekcję (Babaluk i Craig, 1990) lub w pokarmie (Stańczak i in., 2017). Znaczki chemiczne najczęściej stosowane są do znakowania młodocianych stadiów ryb, w przypadku których zastosowanie tradycyjnych znaczków, z przyczyn anatomicznych jest niestety często niemożliwe.

Z uwagi na stan populacji szczupaka w Zatoce Puckiej, a właściwie obecnie już jej brak, podjęto w ramach projektu PIKE działania mające na celu przywrócenie tego gatunku w wodach zatoki. Jednym z elementów zaplanowanych prac było przeprowadzenie zarybień dużym narybkiem letnim podchowanym w układach RAS, w sposób tradycyjny w wodzie słodkiej oraz z dostosowaniem do wód słonawych. Ważnym elementem prowadzonych działań było sprawdzenie wpływu podchowu z dostosowaniem na efekty przeprowadzonych zarybień. Tematyka podchowu z dostosowaniem i efektów tych działań została opisana w rozdziale 9. Natomiast w obecnym rozdziale przeprowadzono porównanie biologicznej charakterystyki ryb, pochodzących z zarybień oraz z naturalnego tarła w oparciu o ryby pochodzące z połowów. Scharakteryzowanie osobników co do ich źródła pochodzenia (zarybienia lub tarło naturalne) czy miejsca i daty wypuszczenia w zatoce było możliwe dzięki temu, że wszystkie osobniki zostały przed zarybieniem poznakowane znaczkami CWT. Metodyka znakowania znaczkami CWT została w niniejszym rozdziale również szczegółowo opisana.

## 2. MATERIAŁY I METODY

### 2.1. Materiał zarybieniowy

Wyniki badań przeprowadzonych w latach 2010–2014 w ramach projektu ZOSTERA wykazały, że duży narybek letni szczupaka najlepiej przyjmuje się w Zatoce Puckiej, co miało bezpośrednie przełożenie na wyniki późniejszych połowów (Psuty i in., 2023). W związku z tym zdecydowano, iż kryterium wielkościowe będzie kluczowym przy produkcji materiału zarybieniowego na cele projektu PIKE.

Wychów materiału zarybieniowego prowadzono w Ośrodku Eksperymentalno-Hodowlanym Morskiego Instytutu Rybackiego – PIB (MIR-PIB) w Gdyni w latach 2021–2022 oraz w Zakładzie Hodowli Ryb Jesiotrowatych IRS w Pieczarkach (ZHRJ IRS) w latach 2020–2023. W obu ośrodkach inkubacja ikry, podchów wylęgu i narybku prowadzono w systemach z zamkniętym obiegiem wody (RAS), stosując powszechnie przyjęte procedury hodowlane (zob. rozdz.7).

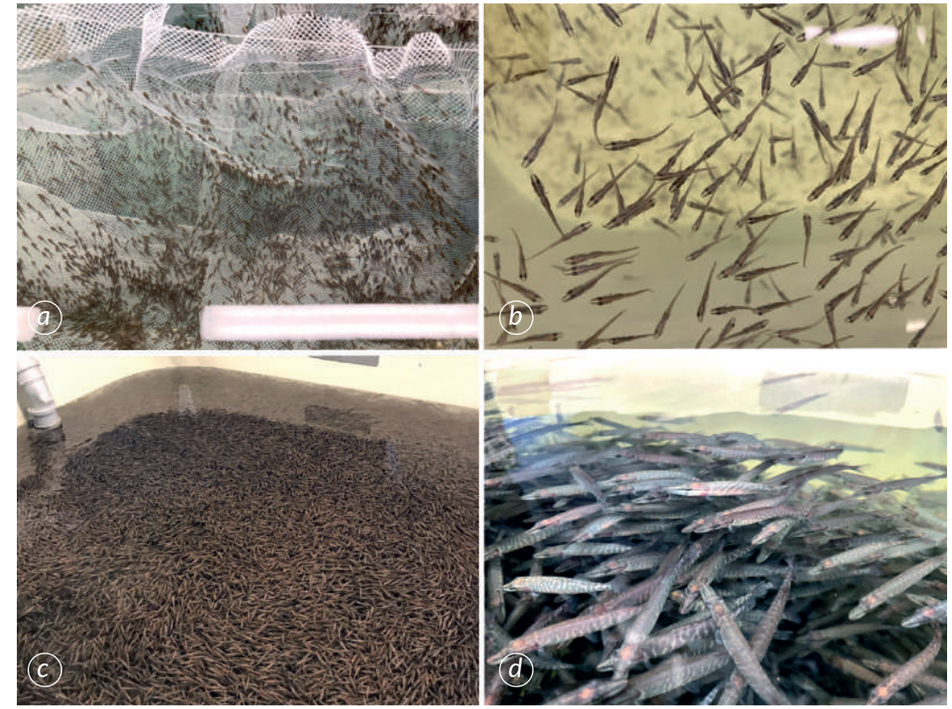
Ikrę do wychowu narybku w ZHRJ IRS każdego roku pozyskiwano z jeziora Dgał Wielki (woj. warmińsko-mazurskie). Dla kontrastu w oparciu o wyniki badań genetycznych (zob. rozdz. 2) zdecydowano, że w Ośrodku Eksperymentalno-Hodowlanym MIR-PIB w 2021 r. będzie inkubowana ikra pozyskana od tarlaków szczupaka odłowionych z rzeki Motławy oraz Martwej Wisły (woj. pomorskie), natomiast w 2022 r. ikra pozyskana z Jeziora Łebsko (woj. pomorskie). Szczupaki z rzeki Motławy oraz Martwej Wisły pozyskano za pomocą sieci skrzelowych, natomiast ryby z Jeziora Łebsko odłowiono za pomocą żaków. We wszystkich przypadkach złowione szczupaki przetrzymywano w sadzach lub basenach do momentu tarła. Dodatkowo ze względu na niedostateczną ilość pozyskanej ikry, w obu latach wspomagano się zaoczkowaną ikrą pozyskaną od tarlaków z jezior: Łańskie, Tałty, Ryńskie, Szymon (woj. warmińsko-mazurskie) oraz Ostrzyckie i Gowidlińskie (woj. pomorskie), zachowując separację materiału pochodzącego z różnych źródeł do zakończenia procesu podchowu.



Pozyskaną w terenie ikrę (fot. 1a) po zaplemnieniu transportowano do Ośrodka MIR-PIB, gdzie dokonywano zapłodnienia z wykorzystaniem wody wylęgarniczej. W celu zwiększenia odsetka zapłodnionej ikry, każdorazowo do zapłodnienia wykorzystano płyn Billarda (Billard i in., 1976) sporządzonym na bazie 2,42 g $dm^3$ Tris, 3,75 g $dm^3$ glicyny oraz 5,52 g $dm^3$ NaCl, rozpuszczonych w wodzie destylowanej. Zapłodnioną ikrę kilkukrotnie płukano wodą w celu pozbycia się kleistości. Tak przygotowaną ikrę inkubowano w zmodyfikowanych aparatach McDonalda oraz słojach Weissa, w stałej temperaturze wody wynoszącej 10,0 ± 0,5°C, niezależnie od rodzaju aparatu inkubacyjnego (fot. 1b, 1c). Przez pierwsze 1,5 h przepływ wody w aparatach inkubacyjnych wynosił 3 $dm^3$ $min^{-1}$, po czym regulowano przepływ do wartości 1,5 $dm^3$ $min^{-1}$, który utrzymywano do rozpoczęcia klucia się ryb. Okres inkubacji wynosił około 120°D. W celu synchronizacji klucia larw każdorazowo stosowano „przyduszenie" ikry. Wylęg szczupaka pozbawiony osłonek oraz martwej ikry i larw przenoszono do basenów podchowalniczych, w których umieszczono wcześniej przygotowane fragmenty tkaniny, tzw. firanki lub sadzyki (fot. 2a). Do podchowu stosowano baseny z tworzywa sztucznego o objętości 0,8 $m^3$ każdy, w początkowym zagęszczeniu około 80 tys. larw na basen. Po około 10 dniach rozpoczęto karmienie ryb (fot. 2b, 2c). W trakcie całego podchowu karmienie wykonywano przez 24 h za pomocą automatycznych karmników (KDRH-P oraz KDRH 211). Początkowe dobowe dawki paszy dla wylęgu wyliczano jako 20% masy obsady, natomiast w przypadku narybku pow. 5 g dobowa dawka paszy została ustalona na poziomie do 3% masy obsady basenu. Podane dawki traktowane były, jako poziom wyjściowy, jednak na bieżąco były one modyfikowane, np. w zależności od parametrów wody i zachowania narybku. Sortowanie ograniczano do jednego przeprowadzonego w początkowym okresie podchowu, przy długości narybku ok. 3 cm. W dalszym etapie podchowu nie stosowano sortowania ryb, a jedynie rozrzedzano obsady w basenach do końcowego zagęszczenia 6–8 tys. ryb na basen (~50 kg) – fotografia 2d. W trakcie tych zabiegów ważono obsady ryb w poszczególnych basenach, co posłużyło do wyliczenia dobowych dawek paszowych. Od początku karmienia rybom zadawano komercyjną paszę komponowaną, bez rozkarmiania pokarmem naturalnym (np. naupliusami solowca). Do karmienie wylęgu pływającego zastosowano startery o granulacji 0,2–0,4 mm (np. Skretting Perla Larva 5.0 oraz Aller Aqua INFA EX). Większe ryby karmiono paszami dedykowanymi dla narybku (np. Aller Aqua Futura EX oraz Skretting Nutra HP), sukcesywnie zwiększając średnicę pelletek, rozpoczynając od 0,5 mm, a kończąc na 2,0 mm w ostatnim etapie podchowu. Należy zaznaczyć, że każda zmiana średnicy paszy była poprzedzona 2–3-dniowym okresem przejściowym, w trakcie którego mieszano pelletki w proporcji 50:50. Temperatura wody w obiegach w trakcie okresu podchowu zmieniała się z początkowej 10–12°C (wylęg podwieszony) do 17–18°C w ostatnim etapie.

**Fot. 1.** Ikrę pozyskaną od dzikich tarlaków szczupaka transportowano do Ośrodka Eksperymentalno-Hodowlanego MIR-PIB w Gdyni (a), a następnie inkubowano w aparatach McDonalda (b) oraz w słojach Weissa (c) – fot. M. Greszkiewicz, A.M. Lejk





**Fot. 2.** Wyklute larwy szczupaka umieszczano w basenach z firankami służącymi jako substrat (a), następnie po upływie 10 dni rozpoczęto karmienie wylęgu pływającego (b). Początkowe zagęszczenie wynosiło około 80 tys. larw na basen (c), by w końcowym etapie osiągnąć zagęszczenie na poziomie 6–8 tys. ryb na basen (d) – fot. D. Fey, A.M. Lejk

Cały proces podchowu trwał około 3–4 miesięcy. Na 2–3 dni przez planowanym zarybieniem, w obiegu, w którym przetrzymywana była dana partia ryb przeznaczonych do zarybienia, dostosowywano temperaturę wody do warunków termicznych aktualnie panujących w Zatoce Puckiej. Część wyhodowanego narybku została poddana procedurze dostosowania do słonawych warunków Zatoki Puckiej (zob. rozdz. 9).

Niezależnie od ośrodka hodowlanego, przed każdym zarybieniem dokonywano pomiarów długości i masy ciała na losowo pobranej próbie 50–80 ryb. Materiał zarybieniowy stanowił narybek letni szczupaka o średniej długości co najmniej 8 cm (fot. 3) – wielkość wyhodowanych ryb mieściła się w zakresie średniej długości 9,2–11,6 cm oraz średniej masy 5,5–9,4 g (tab. 1).

**Fot. 3.** Narybek letni szczupaka gotowy do zarybienia (fot. A.M. Lejk)

**Tabela 1.** Charakterystyka materiału zarybieniowego wypuszczonego do Zatoki Puckiej w latach 2020–2022, pochodzącego z ZHRJ IRS w Pieczarkach oraz Ośrodka MIR-PIB w Gdyni; wartość średnia ±SD (min.–maks.)

| Rok | ZHRJ IRS | | MIR-PIB | |
|---|---|---|---|---|
| | Długość (cm) | Masa (g) | Długość (cm) | Masa (g) |
| 2020 | 11,6 ± 0,91 (9,4–14,1) | 9,4 ± 2,15 (5,3–15,9) | – | – |
| 2021 | 10,0 ± 1,27 (7,5–12,8) | 6,3 ± 2,44 (2,7–13,1) | 9,6 ± 1,72 (6,5–16,5) | 6,2 ± 3,17 (1,8–27,3) |
| 2022 | 11,4 ± 1,23 (8,5–15,1) | 9,0 ± 2,98 (3,5–24,3) | 9,2 ± 1,05 (6,5–14,7) | 5,5 ± 2,20 (2,0–23,4) |

## 2.2. Metoda znakowanie ryb

Metoda znakowania ryb za pomocą znaczków magnetycznych CWT (ang. *Coded Wire Tags*) została opracowana w latach 60. XX w. (Jefferts i in., 1963). Metoda jest powszechnie stosowana na świece. Dla przykładu, w Stanach Zjednoczonych Ameryki na masową skalę prowadzone są programy znakowania milionów sztuk narybku różnych gatunków łososi pacyficznych, w które włączonych jest nawet kilkadziesiąt hodowli (Weitkamp i Neely, 2002). Z powodzeniem znakowano węgorza europejskiego *Anguilla anguilla* L. (Thomassen i in., 2000; Simon i Dörner, 2005), jesiotra krótkonosego *Acipenser brevirostrum* Lesueur, 1818 (Isely i Fontenot, 2000), narybek siei *Coregonus lavaretus* L. (Kozłowski i in., 2019), czy miętusa *Lota lota* L. (Ashton i in., 2014). Ponadto znaczkami CWT znakowano kilka gatunków ryb z rodzaju *Oncorhynchus* sp., z uwzględnieniem form anadromicznych (Blankenship i Tipping, 1993; Weitkamp i Neely, 2002; Munro i in., 2003; Vander Haegen i in., 2005), jak również morskie gatunki ryb, np. lucjany *Lutjanus campechanus*

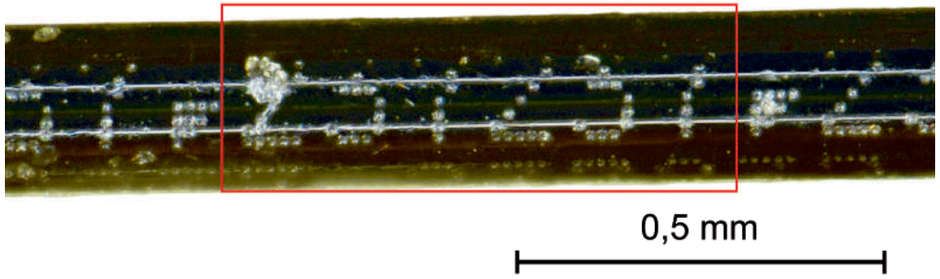


(Poey, 1860; Brennan i in., 2007) czy ryb z rodziny ostrobokowatych, np. *Trachinotus carolinus* Lacepède, 1801 (Ross i Lancaster, 2002). Znaczki konfekcjonowane są w postaci stalowego drutu o właściwościach magnesu nawiniętego na szpulkę. Każda seria znaczków zawiera specjalny numeryczny kod, charakterystyczny dla danej partii. Samo znakowanie polega na wprowadzeniu znaczka do ciała ryby za pomocą specjalnego aplikatora. Miejsce aplikacji znaczka może się różnić w zależności od gatunku i wielkości ryby. Najczęściej znaczki umieszczane są w okolicach pyska, tj. części nosowej, okolicy oczu, mięśnie grzbietu, podstaw płetwy grzbietowej, ogonowej czy odbytowej (Oven i Blankenship, 1993; Munro i in., 2003; Kolari i Hirvonen, 2006). Z miejscem aplikacji znaczka jest ściśle powiązana ich retencja w ciele ryb. Aplikując znaczki w wyżej wymienione miejsca uzyskiwano retencję na poziomie 95–100% (Oven i Blankenship, 1993; Munro i in., 2003). Obserwacje porównawcze przeprowadzone na kilku gatunkach ryb wskazały, że w przypadku ryb łososiowatych zadowalające efekty uzyskiwano aplikując znaczki w części nosowej stosując specjalne nakładki na aplikator, których stosowanie znacznie przyspiesza proces znakowania (Kolari i Hirvonen, 2006), jak również w mięśnie pokryw skrzelowych i podstaw płetw (Hale i Gray, 1998; Rash i in., 2018). U jesiotrów, aplikując znaczki w okolice podstawy płetwy grzbietowej, uzyskiwano retencję na poziomie 98% (Isely i Fontenot, 2000). W przypadku szczupaka z powodzeniem testowano aplikację znaczków CWT w górną część głowy czy też jak w przypadku sandacza w mięśnie pokryw skrzelowych (Zakęś i in., 2015). Retencję na poziomie 96,9% uzyskał Kozłowski ze współpracownikami (2022), aplikując znaczki narybkowi szczupaka w mięśnie pod płetwą grzbietową, natomiast w przypadku znakowania w mięśnie grzbietu tuż za głową, znaczki utrzymały się u 91,6% ryb.

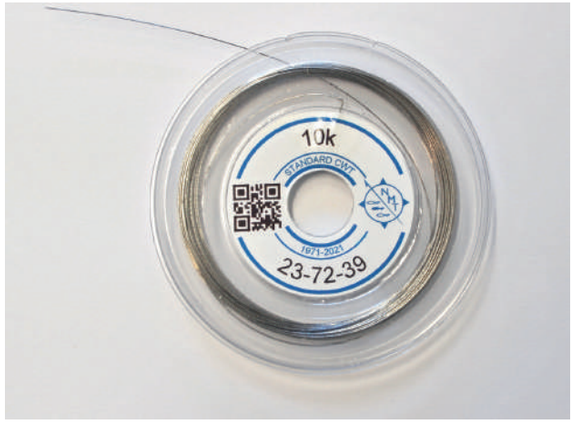
Ze względu na wysokie koszty urządzenia do znakowania oraz sprzętu pomocniczego, w Polsce metoda ta wciąż jest mało rozpowszechniona. Znakowanie CWT pozwala na szybkie poznakowanie dużej liczby ryb, co w przypadku masowych zarybień ma kluczowe znaczenie. Ze względu na minimalną wielkość znaczka, tą metodą mogą być znakowane ryby już od 22 mm długości (Champigneulle i in., 1987). Jednostkowa cena za znaczek jest bardzo konkurencyjna w porównaniu do alternatywnych metod znakowania, takich jak znaczki PIT czy implanty elastomerowe (Hammer i Blankenship, 2001). Ponadto metoda ta nie wpływa negatywnie na przeżywalność, zachowanie oraz wzrost ryb (np. Vander Haegen i in., 2005; Kozłowski i in., 2019). Niewątpliwym minusem tej metody jest konieczność uprzedniego uśmiercenia ryby w celu odczytania numeru znaczka, co w przypadku ryb niewymiarowych sprowadza się jedynie do stwierdzenia obecności lub braku znaczka w ciele ryby, bez identyfikacji konkretnej partii ryb. Ponadto ryby znakowane tą metodą nie mogą być zidentyfikowane bez posiadania specjalnych detektorów, co znacznie ogranicza procent zwrotów pochodzących od wędkarzy czy rybaków.

## 2.3. Procedura znakowania znaczkami CWT

W badaniach zastosowano kodowane magnetyczne znaczki (CWT) o standardowym rozmiarze 1,1 x 0,25 mm (Northwest Marine Technology, Inc., USA). Każdy znaczek zawiera sześciocyfrowy kod wygrawerowany na jego powierzchni (fot. 4), który przypisywany jest do całej serii zawierającej 10 tys. znaczków. Znaczki przechowywane są w postaci stalowego drutu




**Fot. 4.** Mikroskopowy obraz znaczka CWT z wygrawerowanym sześciocyfrowym kodem 23-72-37 (fot. A.M. Lejk)




**Fot. 5.** Szpulka ze znaczkami CWT (fot. A.M. Lejk)

nawiniętego na szpulę (fot. 5), którą umieszcza się w aplikatorze. Do znakowania zastosowano półautomatyczne urządzenie MARK IV (Northwest Marine Technology, Inc., USA), zaopatrzone w automatyczny detektor kontroli jakości znakowania QCD (Northwest Marine Technology, Inc., USA). Przed aplikacją znaczka ryby były wprowadzane w stan anestezji w roztworze 2-fenoksyetanolu o stężeniu 0,3 ml/dm$^3$. Narybek znakowano poprzez wkłucie igły iniektora z lewej strony grzbietu, tuż za głową (fot. 6). Standaryzacja miejsca znakowania ułatwia w późniejszym okresie lokalizację znaczka i jego wydobycie w celu identyfikacji numeru. Prawidłowa organizacja stanowiska do znakowania (fot. 7) oraz wdrożone procedury postępowania z rybami umożliwiają sprawne poznakowanie około 400–600 ryb h$^{-1}$ przez jedną osobę (Champigneulle i in., 1987; Kowalska i in., 2014). W przypadku każdego osobnika skuteczność przeprowadzonego znakowania została zweryfikowana poprzez przepuszczenie przez detektor QCD, który sortował narybek na znakowany i niepoznakowany. Narybek bez wykrytego znaczka był ponownie poddany znakowaniu i weryfikacji. W trakcie znakowania należy pamiętać o ograniczaniu kontaktu z rybami do niezbędnego minimum poprzez stosowanie rękawiczek ochronnych. Poznakowana partia ryb przeznaczonych na zarybienie była przetrzymywana w obiegach RAS przez okres 2–4 dni. Tuż przed załadunkiem losowo sprawdzano



skuteczność znakowania na próbie kilkudziesięciu osobników za pomocą ręcznego detektora T-Wand (Northwest Marine Technology, Inc., USA).

Każda partia ryb przeznaczona do zarybienia została poznakowana indywidualnym kodem, co w późniejszym etapie pozwoliło przypisać złowione osobniki do konkretnej akcji zarybieniowej, uwzględniając datę i miejsce zarybienia.

**Fot. 6.** Domięśniowa aplikacja znaczka CWT w okolice grzbietu szczupaka (fot. D.Fey)

**Fot. 7.** Organizacja stanowiska do znakowania narybku szczupaka znaczkami typu CWT przeprowadzonego w Ośrodku Eksperymentalno-Hodowlanym MIR-PIB (fot. D. Fey)

## 2.4. Zarybienia

Zarybienia Zatoki Puckiej w ramach projektu PIKE przeprowadzono po uprzednio uzyskanej pozytywnej decyzji Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej (decyzja nr DR.RM.623.1.2020.MW z dn. 15 maja 2020 r.). W ramach zadania w latach 2020–2022 do wód Zatoki Puckiej wypuszczono łącznie 323,5 tys. sztuk narybku letniego szczupaka pochodzącego z dwóch ośrodków hodowlanych, tj. Zakładu Hodowli Ryb Jesiotrowatych IRS w Pieczarkach oraz Ośrodka Eksperymentalno-Hodowlanego MIR-PIB.

**Tabela 2.** Ilość materiału zarybieniowego narybku szczupaka wypuszczonego do Zatoki Puckiej w latach 2020–2022

| Rok | ZHRJ IRS | MIR-PIB |
|---|---|---|
| 2020 | 30 000 | – |
| 2021 | 80 000 | 60 000 |
| 2022 | 62 000 | 91 500 |
| Razem | 172 000 | 151 500 |
| | 323 500 | |

O każdym planowanym zarybieniu został poinformowany Główny Inspektor Rybołówstwa Morskiego w Słupsku oraz Powiatowy Lekarz Weterynarii z Pucka. Każdorazowo zapewniono nadzór wykwalifikowanych ichtiologów, pracowników MIR-PIB oraz przedstawicieli Zamiejscowego Ośrodka Głównego Inspektoratu Rybołówstwa Morskiego w Gdyni. Dwukrotnie zarybienie nadzorowali przedstawiciele Departamentu Rybołówstwa przy Ministerstwie Rolnictwa i Rozwoju Wsi RP. Po każdym zarybieniu sporządzono protokoły, do których załączono świadectwa zdrowia ryb, protokoły wydania i odbioru ryb z poszczególnych ośrodków hodowlanych oraz protokoły pomiaru próby ryb. Skany dokumentów zostały każdorazowo dołączone do sprawozdań rocznych z realizacji zadania.

Akcje zarybieniowe przeprowadzono w okresie od połowy czerwca do początku sierpnia. W 2020 r. przeprowadzono trzy tury zarybień, w 2021 r. osiem, natomiast w 2022 r. ryby wypuszczono w trakcie 14 akcji zarybieniowych. Szczegółowe lokalizacje miejsc wypuszczenia ryb w każdym roku wskazano na mapach (rys. 1–3). Materiał zarybieniowy transportowano zarówno za pomocą samochodu wyposażonego w specjalistyczne baseny do przewozu ryb (fot. 8), jak i za pomocą specjalnych worków (rękawów) wypełnionych wodą oraz tlenem (fot. 9). Akcje zarybieniowe przeprowadzono z jednostek pływających (fot. 10), a także brodząc w wodzie (fot. 11). W przypadku zarybień w łodzi, narybek wypuszczano bezpośrednio z pojemników płynąc z niewielką prędkością (fot. 12). W miarę możliwości starano się wypuszczać ryby w miejscach bogatych w roślinność zanurzoną oraz wynurzoną (fot. 13). Wypuszczony narybek został w całości poznakowany znaczkami magnetycznymi CWT, co zostało losowo zweryfikowane w trakcie rozładunku ryb z basenów i worków transportowych. Materiał zarybieniowy został rozdystrybuowany na jednostki pływające z portów w Pucku, Mechelinkach, Kuźnicy, Swarzewie oraz Rewie, po czym punktowo rozprowadzony przez pracowników



MIR-PIB. W miejscach charakteryzujących się małą głębokością, uniemożliwiającą wpłynięcie łodzią, zarybień dokonano brodząc w wodzie, transportując ryby w pojemnikach lub workach.

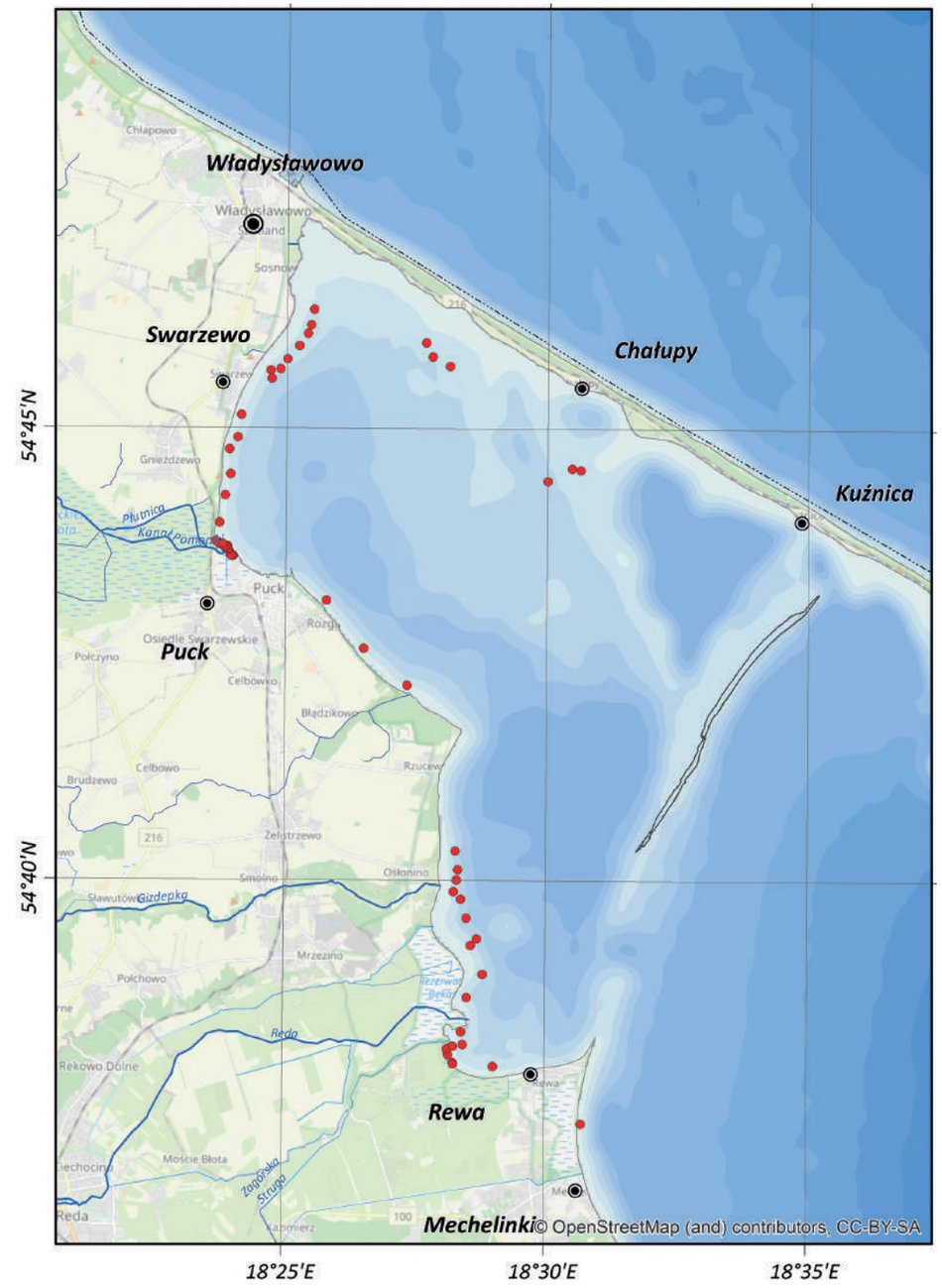
**Fot. 8.** Transport materiału zarybieniowego za pomocą samochodu z basenem wyposażonym w aparaturę natleniającą (fot. A.M. Lejk)

**Fot. 9.** Transport materiału zarybieniowego za pomocą worków wypełnionych wodą z tlenem (fot. A.M. Lejk)

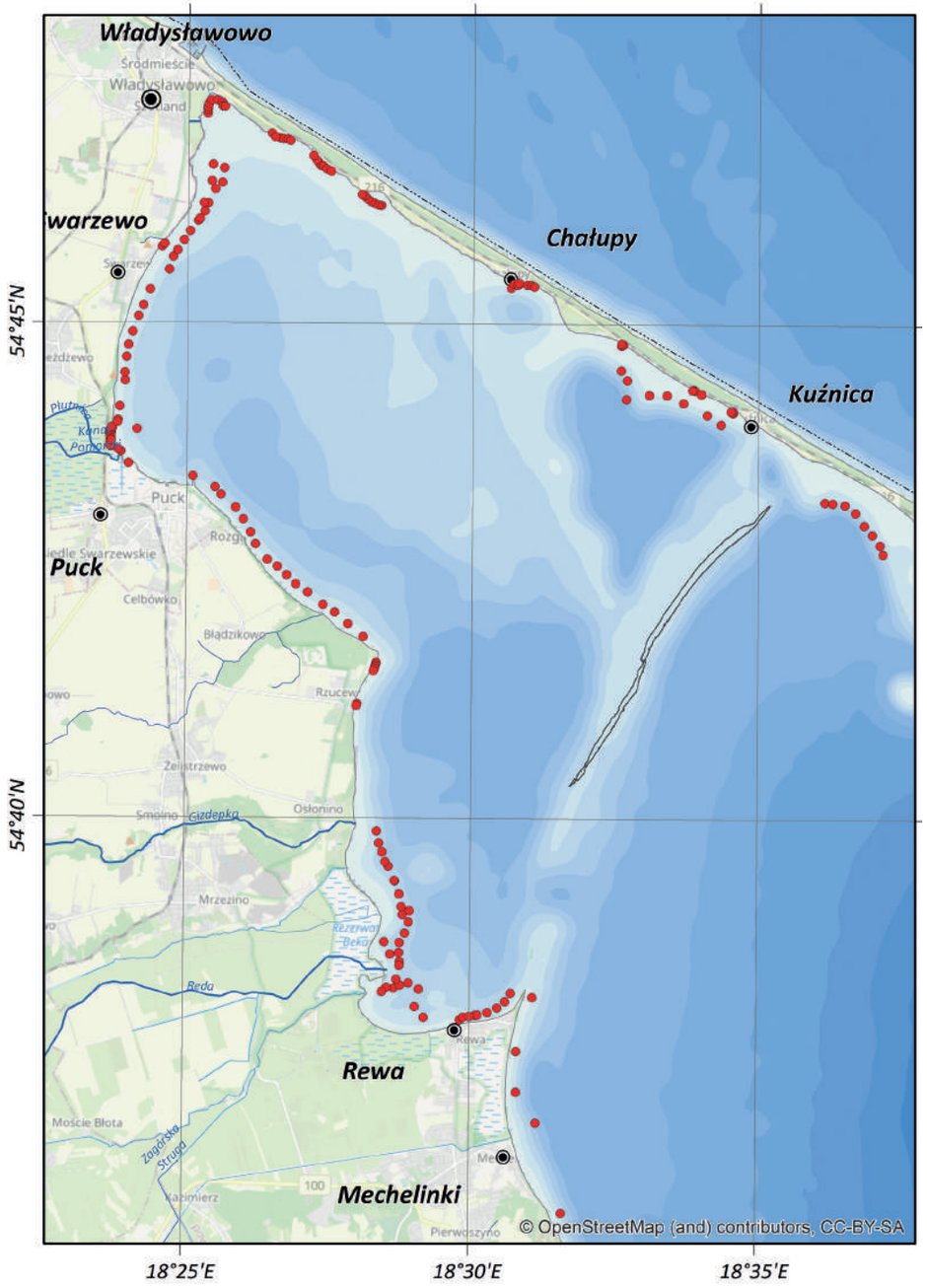
**Fot. 10**. Zarybienie realizowane z łodzi rybackich (fot. A.M. Lejk)

**Fot. 11.** W płytkich zatokach istniała możliwość wykonywania zarybienia brodząc w wodzie (fot. K. Koszarowski)



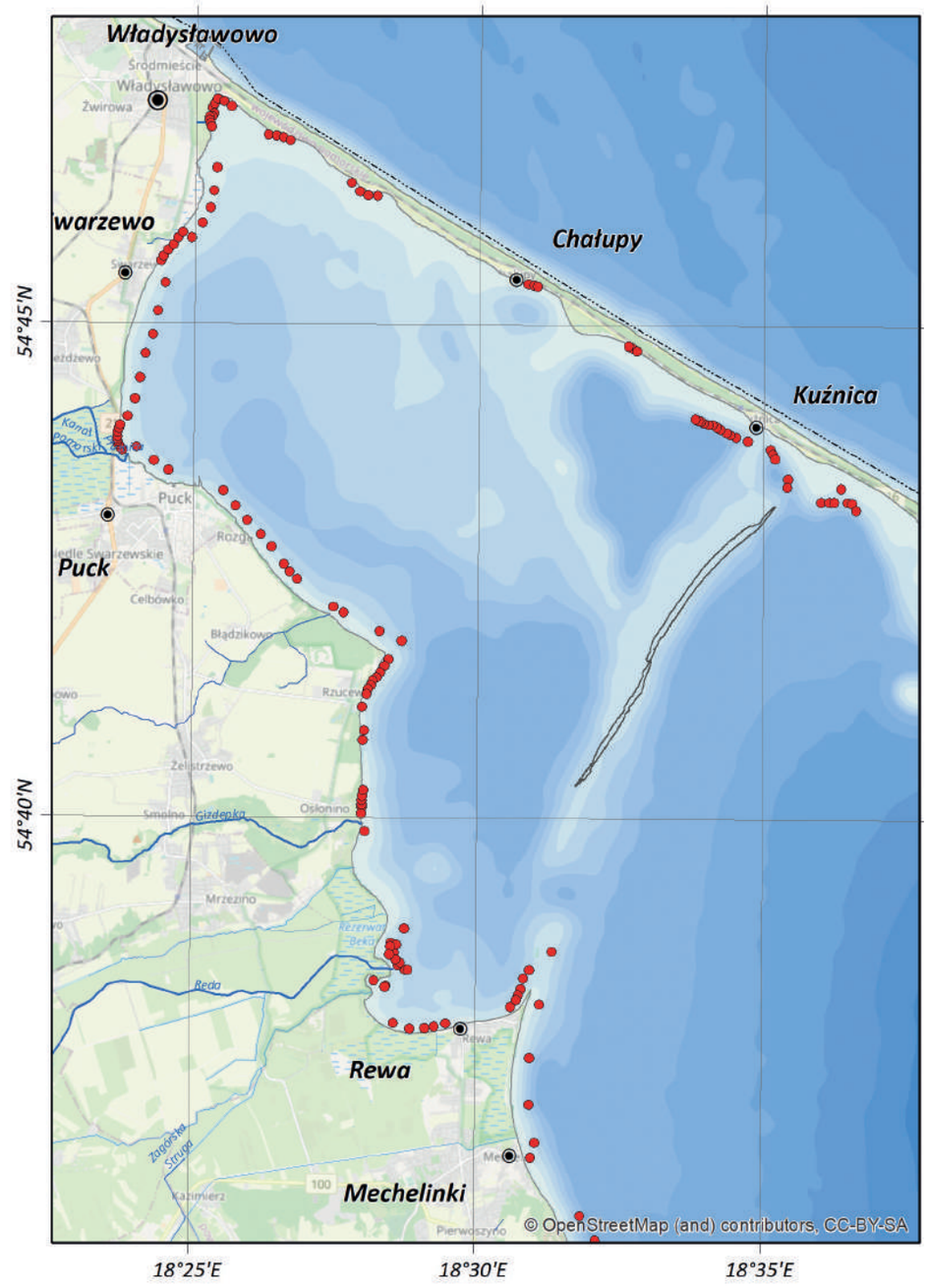



**Rys. 1.** Lokalizacja miejsc wypuszczenia narybku letniego szczupaka (czerwone punkty) w rejonie Zatoki Puckiej w 2020 r. (mapa: L. Szymanek)




**Rys. 2.** Lokalizacja miejsc wypuszczenia narybku letniego szczupaka (czerwone punkty) w rejonie Zatoki Puckiej w 2021 r. (mapa: L. Szymanek)






**Rys. 3.** Lokalizacja miejsc wypuszczenia narybku letniego szczupaka (czerwone punkty) w rejonie Zatoki Puckiej w 2022 r. (mapa: L. Szymanek)

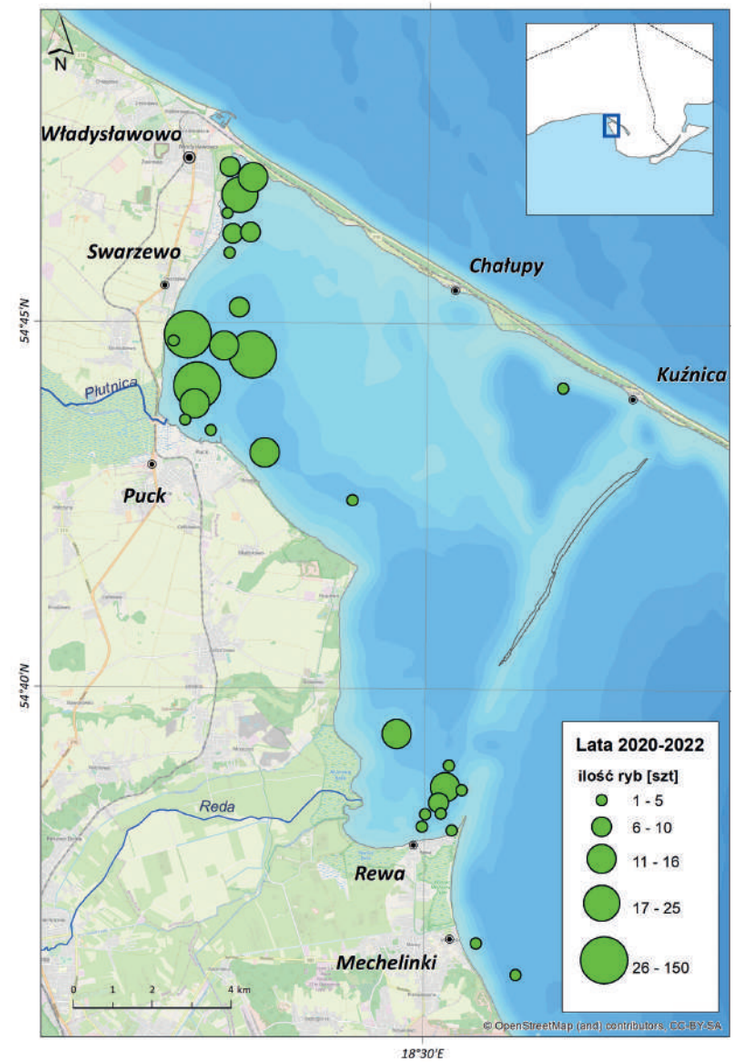
**Fot. 12.** Narybek wypuszczano bezpośrednio z pojemników, płynąc z niewielką prędkością (fot. A.M. Lejk)

**Fot. 13.** Stanowiska bogate w roślinność zanurzoną i wynurzoną były wybierane do zarybienia w pierwszej kolejności (fot. A.M. Lejk)

## 2.5. Pozyskanie ryb do analiz

Szczupaki do badań zostały złowione przez rybaków operujących na wodach Zatoki Puckiej. W ramach projektu podjęto współpracę z sześcioma zawodowymi rybakami, którzy przekazywali złowione szczupaki do MIR-PIB wraz z informacjami o dniu i miejscu złowienia. Ryby zostały złowione przy użyciu sieci stawnych oraz narzędzi pułapkowych, takich jak mieroże i żaki. Miejsca złowienia ryb były ściśle powiązane z rejonem prowadzenie regularnej aktywności połowowej rybaków, które rozciągały się od miejscowości Mechelinki na południu Zatoki Puckiej Wewnętrznej po Chałupy i Kuźnicę na północy (rys. 4). Ryby były łowione praktycznie od czerwca do listopada w latach 2020–2022. Na współpracujące jednostki otrzymano pozwolenie nr 6/2022 wydane dnia 7 marca 2022 r. przez Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi na połowy organizmów morskich w polskich obszarach morskich oraz na odstępstwo od ograniczeń odnoszących się do wymiarów ochronnych i okresów ochronnych (RYB.rm.9241.4.2022). Łącznie pozyskano 391 szczupaków, które w dalszym etapie zostały poddane analizie szczegółowej.






**Rys. 4.** Lokalizacja miejsc pozyskania szczupaków do analiz laboratoryjnych w latach 2020–2022 (mapa: Z. Celmer)

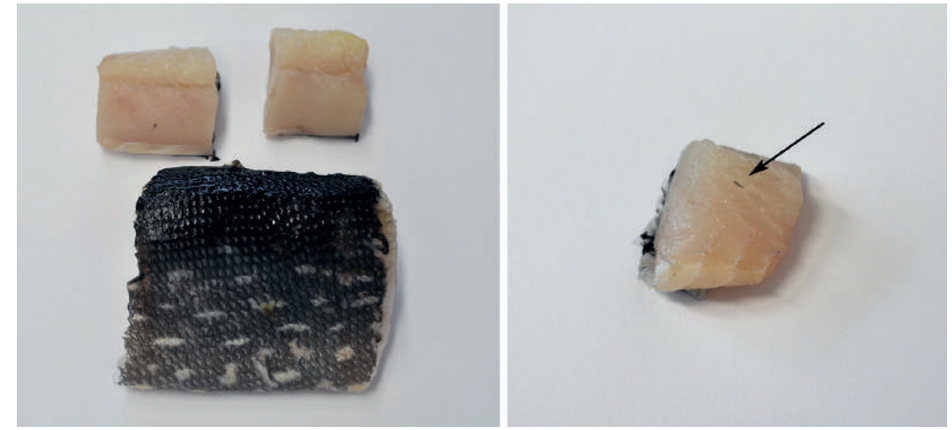
### 2.6. Analizy laboratoryjne

Pozyskane szczupaki zostały poddane standardowej analizie ichtiologicznej, polegającej na określeniu długości ich ciała (*longitudo totalis*, *l.t.*; cm), masy ciała (g), płci, stadium dojrzałości gonad stosując ośmiostopniową skalę Maiera (Maier, 1908). Same żołądki wraz z całymi przewodami pokarmowymi zostały zabezpieczone do szczegółowej analizy składu pokarmu badanych osobników (zob. rozdz. 11). Dodatkowo pobrano próbki tkanek do analizy genetycznej (kawałek płetwy ogonowej) oraz analiz chemicznych. Ponadto zabezpieczono wątroby do analiz parazytologicznych (zob. rozdz. 13). Od każdego osobnika pozyskano od 10 do 20 łusek z obszaru ciała pomiędzy płetwą grzbietową a linią naboczną, w celu późniejszej analizy wieku. Ostatecznie, do czasu przygotowania tego rozdziału, udało się pozyskać, a następnie poddać analizie 391 szczupaków.

**Fot. 14.** Identyfikacja znaczków CWT w analizowanych szczupakach za pomocą ręcznego detektora T-Wand (fot. A.M. Lejk)

Każdy osobnik był sprawdzany pod kątem obecności znaczka CWT, a jego obecność świadczyła o pochodzeniu danego osobnika z zarybień dokonanych w ramach projektu PIKE (fot. 14). Do tego celu używano ręcznego detektora T-Wand (Northwest Marine Technology, Inc., USA). Ze względu na niewielkie rozmiary znaczków CWT, procedura ich poszukiwania polegała na dzieleniu ciała ryb na mniejsze fragmenty (fot. 15). Takie działanie w znacznym stopniu usprawniało sam proces. Odzyskane znaczki CWT po oczyszczeniu z tkanek umieszczano w osobnych eppendorfach zalanych 96% alkoholem etylowym. W dalszej kolejności znaczki przeglądano pod mikroskopem stereoskopowym Nikon SMZ1270*i* (Nikon Corporation, Japonia) w celu odczytu numerów znaczka, stosując 40x powiększenie.





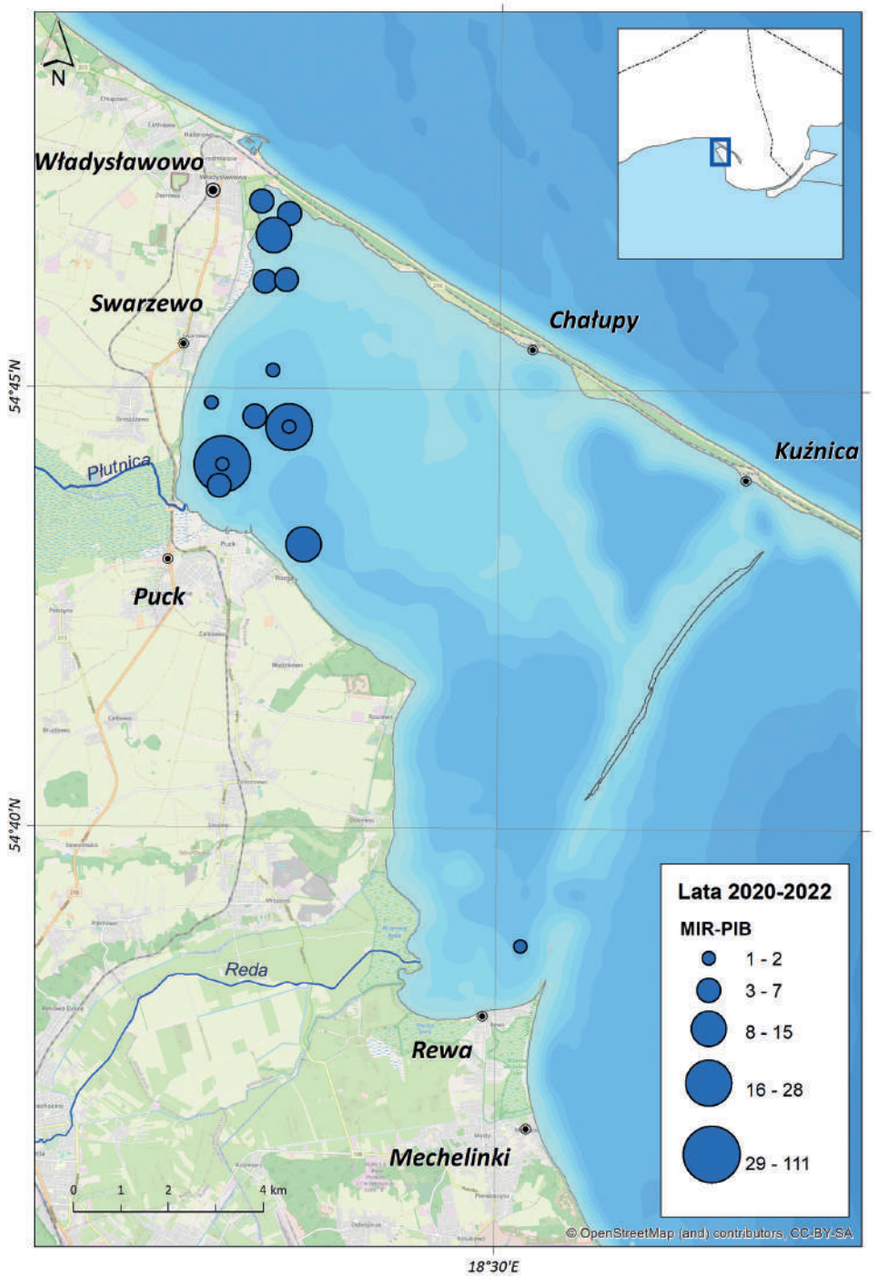
**Fot. 15.** Fragmentacja ciała szczupaka w celu identyfikacji znaczka CWT – strzałka (fot. A.M. Lejk)

## 3. WYNIKI I ICH OMÓWIENIE

### 3.1. Szczupaki z zarybień

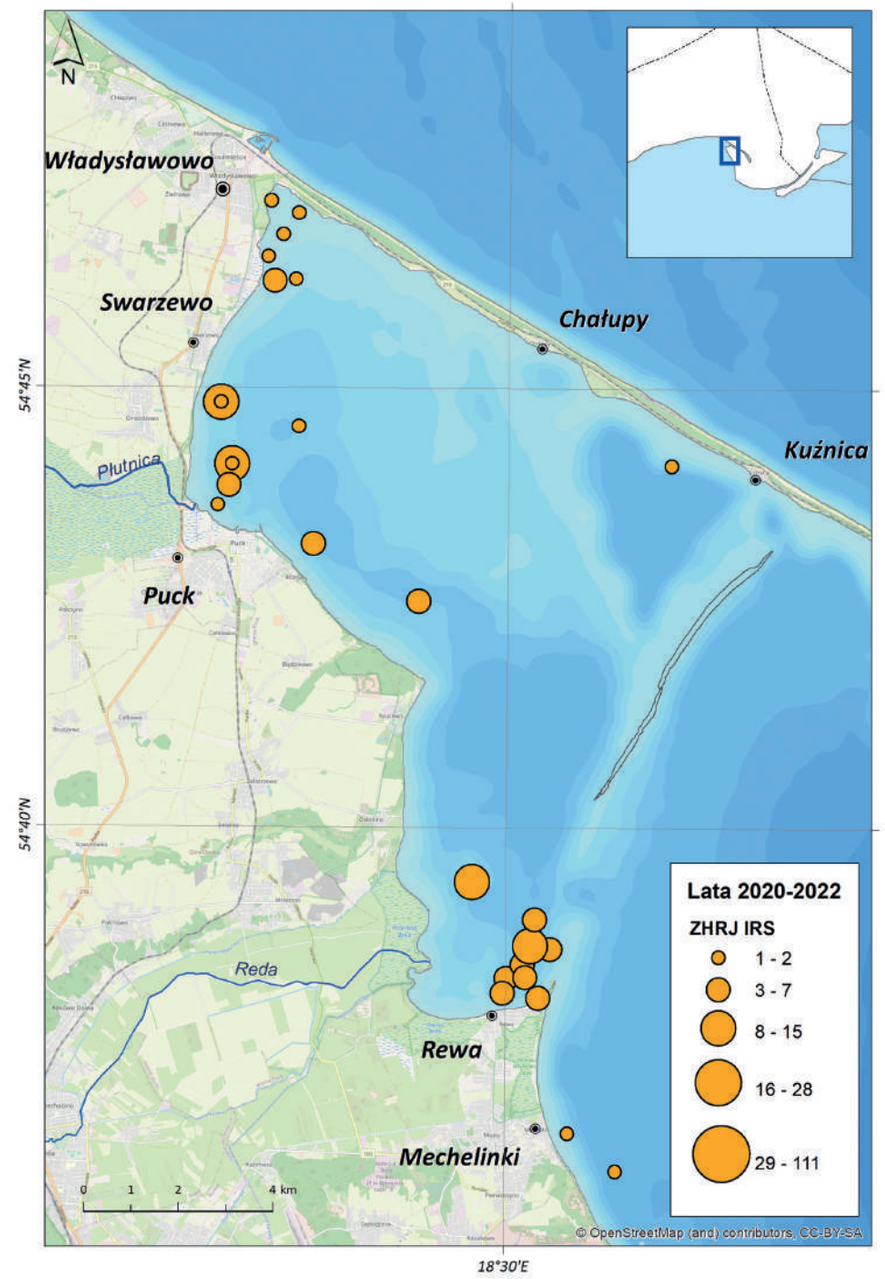
Osobniki pochodzące z zarybień pojawiały się w narzędziach rybackich w postaci tzw. przyłowu już dwa, trzy miesiące po wypuszczeniu, po osiągnięciu długości ciała około 30–35 cm. Łącznie przebadano 391 szczupaków, spośród których 60,1% (n = 235) pochodziło z zarybień narybkiem szczupaka wyhodowanego w Ośrodku MIR-PIB (rys. 5), 35,3% (n = 138) zostało wypuszczonych przez ZHRJ IRS (rys. 6) oraz 4,6% (n = 18) pochodziło z naturalnego tarła bądź zarybień zrealizowanych we wcześniejszych latach.

W analizowanej próbie dominowały osobniki pochodzące z zarybień przeprowadzonych w 2022 r. (n = 198), natomiast najmniej licznie w zebranej próbie reprezentowane były ryby z zarybienia zrealizowanego w 2020 r. Wśród ryb pochodzących z Ośrodka MIR-PIB, 85,1% stanowiły osobniki wypuszczone w 2022 r., a jedynie 14,9% szczupaki wypuszczone w 2021 r. (rys. 7), przy czym należy zaznaczyć, że w 2022 r. wypuszczono ponad połowę więcej ryb w stosunku do roku poprzedniego. Dysproporcje w pochodzeniu ryb pomiędzy latami mogą w pewnym stopniu świadczyć o odmiennym oddziaływaniu czynników limitujących przeżywalność po zarybieniu w tych latach, jednak istotnym, a może nawet ważniejszym czynnikiem jest przypadkowość co do liczby pozyskiwanych ze środowiska ryb, wynikająca z tego, w jakim stopniu współpracujący rybacy byli skłonni do przekazania znajdujących się w danym czasie w sieciach ryb oraz jaką ich część przekazywali. Szczupaki pochodzące z Ośrodka IRS najczęściej najczęściej należały do kohorty 2021 i stanowiły 52,2% wszystkich ryb pochodzących z tego źródła (rys. 7). Rocznik 2022 stanowił 39,9%, natomiast ryby wypuszczone w 2020 r. stanowiły jedynie 8,0% (rys. 7), jednakże zarybienia w tym roku były najmniejsze, co pośrednio mogło się przełożyć na ogólną frekwencję rocznika.

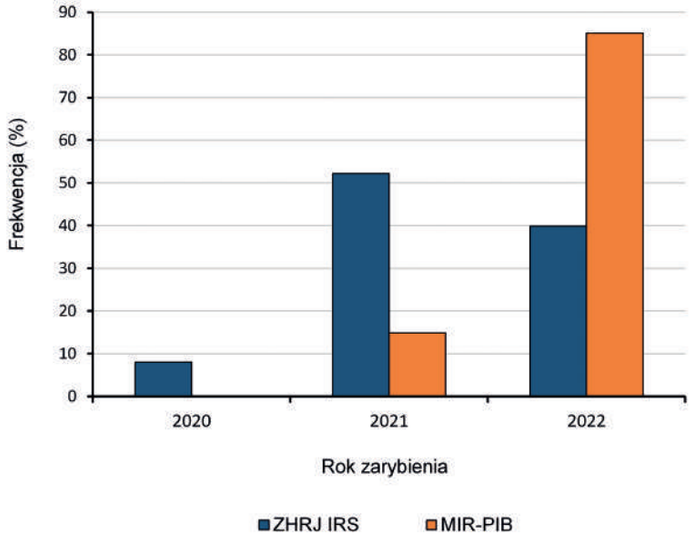



**Rys. 5.** Lokalizacja miejsc pozyskania szczupaków do analiz laboratoryjnych w latach 2020–2022 pochodzących z zarybień zrealizowanych przez ośrodek MIR-PIB (mapa: Z. Celmer)






**Rys. 6.** Lokalizacja miejsc pozyskania szczupaków do analiz laboratoryjnych w latach 2020–2022 pochodzących z zarybień zrealizowanych przez ZHRJ IRS (mapa: Z. Celmer)




**Rys. 7.** Udział (%) osobników pochodzących poszczególnych zarybień z uwzględnieniem źródła w badanej próbie ryb (n = 373)

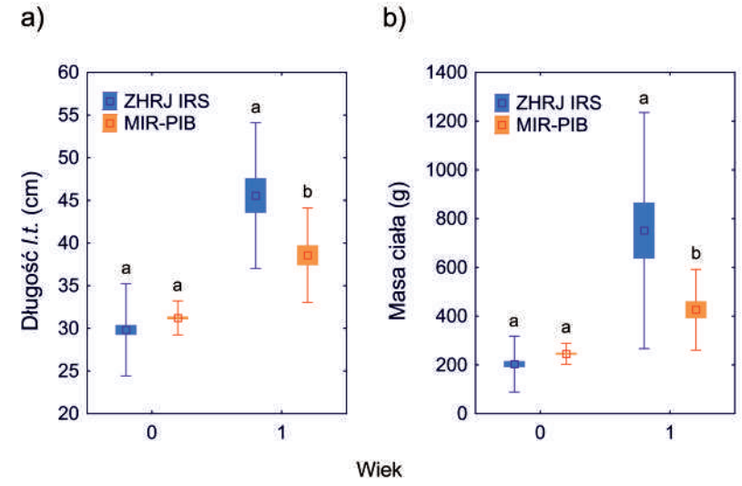
### 3.2. Wiek

Pierwsze szczupaki łowiono w okresie od 2 do 5 miesięcy po wypuszczeniu, więc stosunkowo młode ryby. Analiza obrazu łusek, potwierdzona odczytami numerów znaczków CWT pozwoliła na zidentyfikowanie w badanej próbie ryb szczupaki pochodzące z zarybień w wieku 0+ oraz 1+. Zdecydowanie dominowały w próbie ryb pochodzących z zarybień szczupaki najmłodsze (87,4%), natomiast roczne stanowiły tylko 12,6% próby. Te proporcje były również zachowane niezależnie od źródła pochodzenia (tab. 3). Nie stwierdzono ryb w wieku 2+, które mogłyby pochodzić z zarybień zrealizowanych w 2020 r. Zatem otwarte pozostaje pytanie, czy w sytuacji kontynuacji monitoringu połowów rybackich osobniki z tego zarybienia będą się pojawiać, czy może zadziałały czynniki powodujące śmierć starszych ryb bądź ich emigrację z Zatoki Puckiej? Odpowiedzi na to pytanie mogłyby po części dostarczyć badania z wykorzystaniem biotelemetrii. Wyniki najnowszych badań wykazały intensywną migrację szczupaków w obrębie rzeki czy akwenu, jak również między śródlądowymi akwenami sięgającą kilkunastu kilometrów (Ovidio i Philippart, 2005; Zakęś i in., 2015). Doświadczenia przeprowadzone w rejonie niemieckiej wyspy Rugia wskazują na intensywne przemieszczanie się szczupaków w obrębie estuarium oraz między estuarium a ujściami rzek (Lukyanova, 2022).

### 3.3. Charakterystyka wzrostu

Szczupaki pochodzące z zarybień charakteryzowały się dużym przyrostem w pierwszych 2–5 miesiącach po zarybieniu, osiągając średnią długość ciała 30,7 cm oraz masę 230 g. Jesienią kolejnego roku osobniki w drugim roku życia (1+) osiągnęły długość ciała wynoszącą średnio





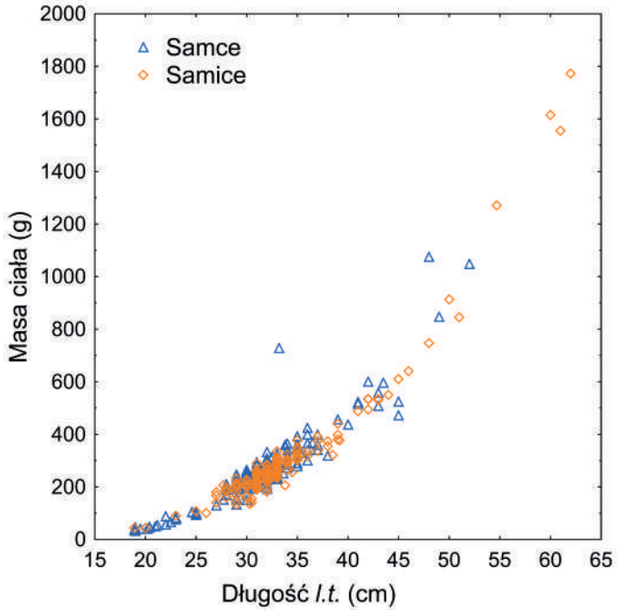

**Rys. 8.** Porównanie długości (a) oraz masy ciała (b) analizowanych szczupaków w wieku 0 oraz 1, pochodzących w zarybień zrealizowanych w ramach projektu PIKE; (□) oznacza wartość średnią, ramki oznaczają błąd standardowy (SE), wąsy oznaczają odchylenie standardowe (SD). Wartości oznaczone różnymi indeksami literowymi różniły się istotnie statystycznie od siebie (test post hoc HSD Tukey'a, $P$ <0,05)

41,6 cm oraz masę ciała 569 g. Analiza porównawcza tempa wzrostu ryb z uwzględnieniem źródła materiału zarybieniowego nie wykazała istotnych różnic w przypadku średniej długości i masy ciała ryb w wieku 0+ (test post hoc HSD Tukey'a, $P$ > 0,05; n = 326; rys. 8a). Istotne zróżnicowanie zarówno średniej długości, jak i masy ciała szczupaków zaobserwowano w przypadku ryb w wieku 1+ (test post hoc HSD Tukey'a, $P$ < 0,001; n = 47; rys. 8b), wskazując na lepszy wzrost szczupaków pochodzących z ośrodka IRS. Należy jednak podchodzić z ostrożnością do uzyskanego wyniku, ze względu na małą liczbę rocznych szczupaków w analizie, uwzględniając ich pochodzenie (MIR-PIB: 27 osob.; ZHRJ IRS: 20 osob.). W efekcie może to powodować wyciągnięcie błędnych wniosków.

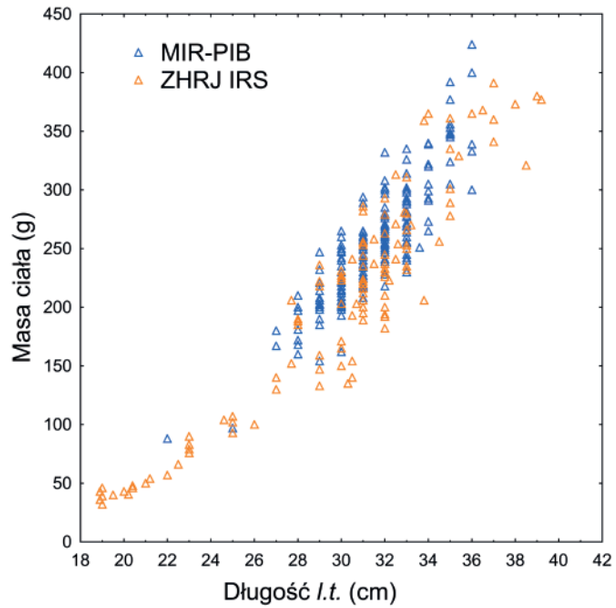
### 3.4. Charakter zależności długość-masa

Analiza zależności długość-masa ciała szczupaków samic i samców w grupie wieku 0+ i 1+ wykazała istotne statystycznie korelacje między tymi dwoma parametrami (równanie regresji; samice: Log M = -2,1396 + 3,0029*Log *l.t.*, $R^2$ = 0,9769, df = 1,160, $P$ < 0,001; samce: Log M = -2,2230 + 3,0578*Log *l.t.*, $R^2$ = 0,9331, df = 1,209, $P$ < 0,001; rys. 9). Ponadto porównanie obu równań regresji liniowych wykazało brak różnic w tempie przyrostu masy ciała wraz ze zwiększaniem się długości między samicami a samcami (ANCOVA; porównanie współczynników kierunkowych *b*: F(1,369) = 0,670, $P$ = 0,4135; porównanie wyrazów wolnych a: F(1,370) = 0,019, $P$ = 0,8914). W tym samym zakresie długości osobniki charakteryzowały się taką samą masą ciała.

Uzyskana wartość współczynnika allometrii *b* obliczone dla równań zależności pomiędzy długością a masą ciała samic (n = 162) i samców (n = 211) szczupaków w grupie wieku 0+ i 1+ nie różniły się istotnie statystycznie od *b* = 3 (test t, *P* > 0,05). Świadczy to o proporcjonalnym przyroście masy ciała w miarę zwiększania się długości ryb.




**Rys. 9.** Zależność pomiędzy długością (*l.t.*, cm) a masą ciała (g) szczupaków (n = 373)




**Rys. 10.** Zależność pomiędzy długością (*l.t.*, cm) a masą ciała (g) szczupaków w wieku 0+, pochodzących z ZHRJ IRS oraz ośrodka MIR-PIB (n = 326)



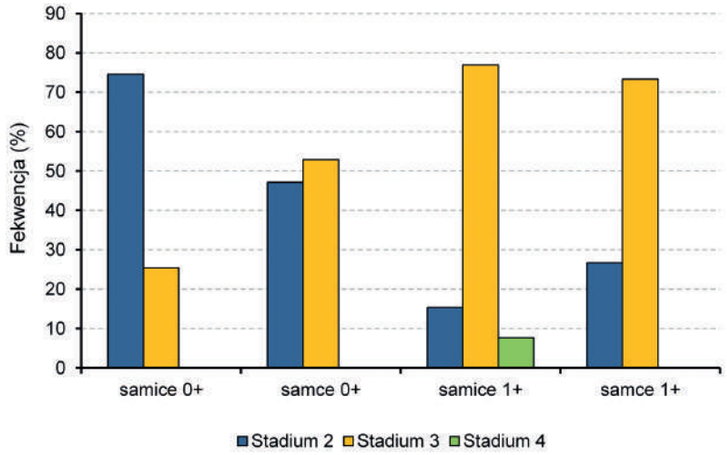
Analiza porównawcza związku między długością a masą ciała szczupaków w grupie wieku 0+, pochodzących z różnych ośrodków hodowlanych, wykazała różnicę w kondycji pomiędzy osobnikami z różnych źródeł (rys. 10). Szczupaki z ośrodka MIR-PIB charakteryzowały się większą masą przy tej samej długości ciała oraz wyższym tempem wzrostu (ANCOVA; porównanie współczynników kierunkowych *b*: F(1,322) = 23,124, *P* < 0,001). Wynik ten może mieć charakter losowy i w żadnym stopniu nie może przesądzać o „wyższości" jednych ryb nad drugimi. Ta obserwacja może mieć swoje wytłumaczenie w działaniu innych czynników, aniżeli pochodzenie. Być może wpływ na zaistniałą sytuację miał czas i miejsce wypuszczenia ryb. Zagadnienie to powinno być wyjaśnione i uwzględnione w planowaniu przyszłych zarybień.

Stwierdzono istotną statystycznie różnicę pomiędzy samcami a samicami w wieku 0+, zarówno w długości (t-test, *P* < 0,001), jak i masie (test *t*, *P* < 0,01) – skumulowane dane dla MIR-PIB i ZHRJ IRS. Samce w pierwszych miesiącach po zarybieniu rosły wolniej od samic, osiągając średnią długość 29,9 cm oraz masę 217,4 g. Samice szczupaków w tym samym okresie osiągnęły średnią długość ciała 31,7 cm oraz masę 241,8 g. W odniesieniu do ryb rocznych nie stwierdzono różnic istotnych statystycznie w długości i masie ciała pomiędzy samicami a samcami szczupaków (test *t*, *P* > 0,05). Szczegółową charakterystykę samic i samców szczupaków odłowionych z Zatoki Puckiej w latach 2020–2022, z uwzględnieniem płci, wieku oraz pochodzenia osobników przedstawiono w tabeli 3.

**Tabela 3.** Charakterystyka samic i samców szczupaków odłowionych z Zatoki Puckiej w latach 2020–2022, z uwzględnieniem płci, wieku i pochodzenia; wartość średnia ±SD (min.-maks.)

| | ZHRJ IRS | | | MIR-PIB | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | n | Długość (cm) | Masa (g) | n | Długość (cm) | Masa (g) |
| ♀ 0+ | 46 | 31,4 ± 4,50 (19–39) | 217,5 ± 88,81 (43–391) | 88 | 31,8 ± 1,89 (27–36) | 253,0 ± 41,48 (160–349) |
| ♂ 0+ | 72 | 28,8 ± 5,65 (19–37) | 183,4 ± 127,42 (32–368) | 120 | 30,7 ± 1,93 (22–36) | 238,8 ± 42,59 (88–339) |
| ♀ 1+ | 11 | 48,2 ± 9,16 (36–62) | 884,9 ± 527,57 (317–1773) | 17 | 37,4 ± 5,34 (29–46) | 386,7 ± 145,71 (167–640) |
| ♂ 1+ | 9 | 41,5 ± 4,30 (34–48) | 541,0 ± 245,10 (288–1075) | 10 | 40,8 ± 4,84 (33–49) | 500,8 ± 164,40 (260–847) |

Będąc konsekwentnym do tego, co zostało napisane powyżej, również w tym przypadku należy być ostrożnym przy wyciąganiu końcowych wniosków. O ile porównania długości i masy w odniesieniu do ryb 0+ można uznać za statystycznie wiarygodne, to w przypadku osobników w grupie wieku 1+ na uzyskany wynik ma zbyt duży wpływ czynnik losowy. Uzupełnienie bazy danych o ryby roczne umożliwi przeprowadzenie bardziej wiarygodnych analiz statystycznych. Póki co, prezentowane wyniki mają charakter poglądowy.




**Rys. 11.** Udział (%) poszczególnych stadiów dojrzałości gonad (Maier, 1908) samic i samców szczupaków w wieku 0+ i 1+ wśród osobników pochodzących z zarybień (n = 373)

### 3.5. Stadium rozwoju gonad

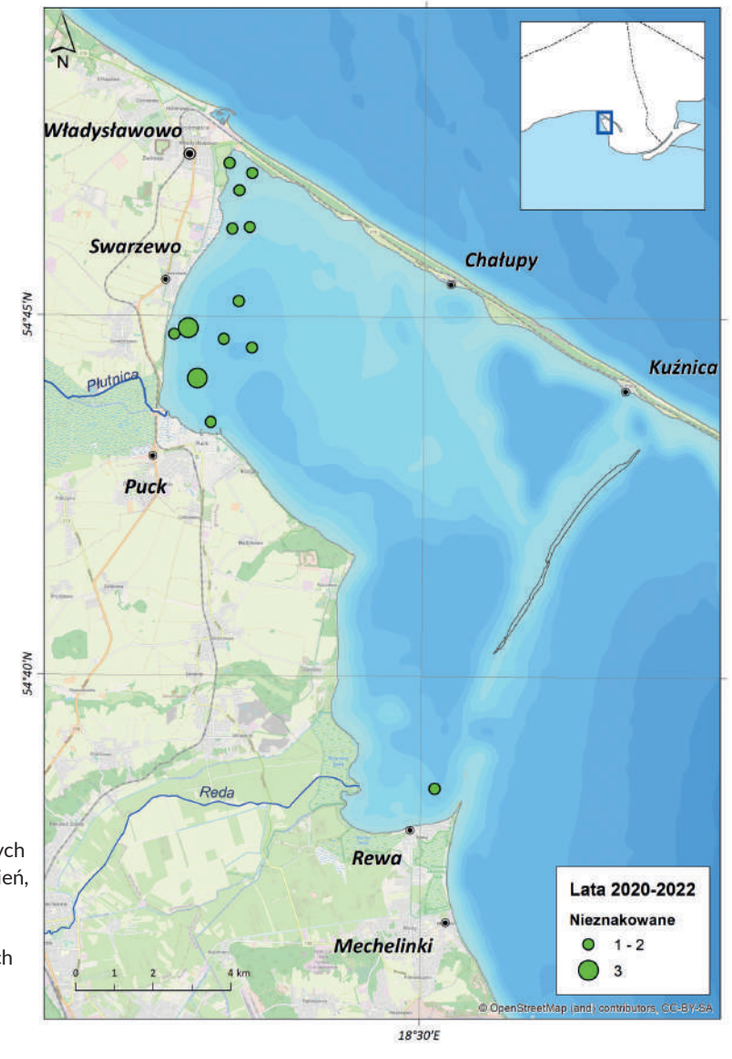
U wszystkich badanych osobników stan rozwoju gonad umożliwiał ich identyfikację pod względem płci. Wśród samic 0+ przeważały osobniki (74,6%) z gonadami w 2. stadium wg Maiera, natomiast zaledwie ¼ w 3. stadium (rys. 11). Gonady samców szczupaków w wieku 0+ wykazywały bardziej zaawansowane stadium rozwoju gonad, w porównaniu do samic w tym samym wieku. Ponad połowa samców (52,9%) charakteryzowała się gonadami w 3. stadium dojrzałości wg skali Maiera. Stan rozwoju gonad wszystkich badanych osobników w grupie 1+ nie wskazywał udział w tarle, mimo iż ich wielkość, szczególnie samców, mogłaby sugerować osiągnięcie bardzo wcześnie dojrzałości płciowej. Wśród samic dominowały ryby w 3. stadium rozwoju gonad (76,9%), jak również pojawiła się niewielka grupa ryb z gonadami w 4. stadium (7,7%). Wśród samców zwiększył się udział osobników z gonadami w 3. stadium (rys. 11). U żadnego samca nie zanotowano gonad w bardziej zaawansowanym stadium rozwoju.

### 3.6. Nieznakowane szczupaki

Szczupaki, w ciele których nie zidentyfikowano znaczków CWT, zostały zaklasyfikowane jako „dzikie" lub „nieznakowane", niezależnie czy pochodziły z naturalnego tarła lub zarybień prowadzonych przed 2020 r. (np. przez PZW w rzece Płutnicy). W dalszej części opracowania określenia te będą używanie zamiennie. Ich udział w badanej próbie stanowił zaledwie 4,6% (n = 18). Łowione były głównie w okolicach Pucka, Swarzewa i Władysławowa (rys. 12).

Średnia długość dzikich osobników w wieku 0+ (n = 5) wyniosła 30,6 cm przy średniej masie ciała wynoszącej 236 g. Średnia długość ciała jednorocznych ryb (n = 8) wyniosła 42,5 cm

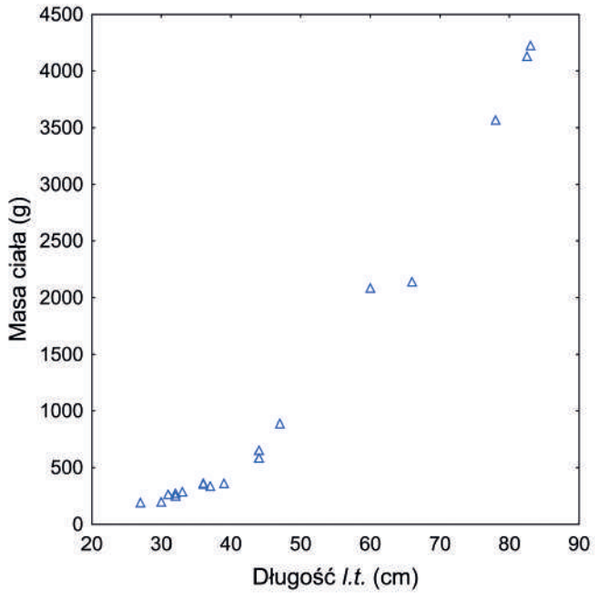





**Rys. 12.** Lokalizacja miejsc pozyskania nieznakowanych szczupaków – 18 os. (dzikich lub pochodzących z wcześniejszych zarybień, np. przez PZW w rzece Płutnicy) do analiz laboratoryjnych w latach 2020–2022 (mapa: Z. Celmer)

przy masie ciała wynoszącej średnio 832,4 g. Autorzy zdają sobie sprawę, że mała liczebność zebranej próby ryb w wieku 0+ oraz 1+ wyklucza szczegółowe analizy porównawcze pomiędzy płciami, stąd przytoczone dane mają charakter wyłącznie informacyjny i wyciąganie na ich podstawie wniosków byłoby sporym nadużyciem. Niewielki udział (%) pozostałych grup wiekowych w zebranej próbie uniemożliwił przeprowadzenie dokładniejszych analiz.

Analiza zależności pomiędzy długością a masą ciała nieznakowanych szczupaków wykazała istotne statystycznie korelacje między tymi dwoma parametrami (równanie regresji: Log M = -2,0372 + 2,9541*Log *l.t.*, $R^2$ = 0,9885, df = 1,16, $P$ < 0,001; rys. 13). Uzyskana wartość współczynnika allometrii *b* obliczona dla równania zależności pomiędzy długością a masą ciała



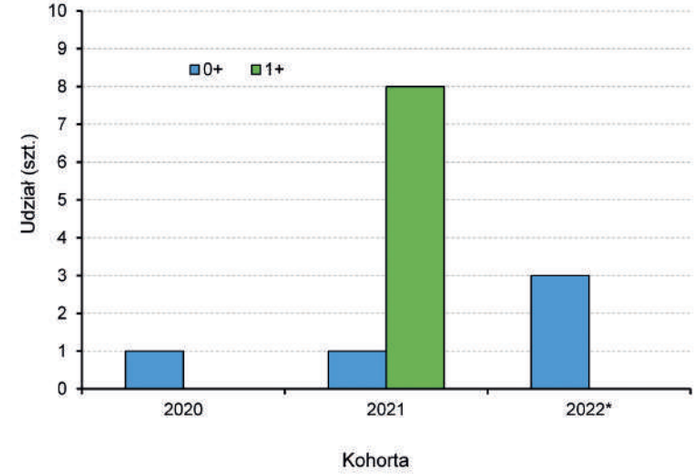

**Rys. 13.** Zależność pomiędzy długością (*l.t.*, cm) a masą ciała (g) nieznakowanych szczupaków (n = 18)

nieznakowanych szczupaków nie różniła się istotnie statystycznie od $b = 3$ (test t, $P > 0,05$). Świadczy to o proporcjonalnym przyroście masy ciała w miarę zwiększania się długości ryb, niezależnie od płci.

Wśród dzikich szczupaków 27,8% i 44,4% stanowiły odpowiednio ryby w wieku 0+ oraz 1+. Na pozostałe 27,8% próby składały się 2 osobniki w wieku 3+, 2 osobniki w wieku 5+ oraz 1 szczupak w wieku 7+. Dominacja szczupaków w grupie wieku 0+ oraz 1+ może być zjawiskiem niepokojącym. Czy również w tym wypadku mamy do czynienia z emigracją starszych osobników poza obszar Zatoki Puckiej, czy może brak starszych-większych szczupaków jest spowodowany wpływem innych czynników takich jak nadmierne połowy czy presją kormoranów mających kolonię w okolicach Swarzewa? Również rosnąca populacja fok w rejonie południowego Bałtyku (Svels i in., 2023) może wywierać presję na starsze szczupaki. Jak wskazują wyniki niniejszych badań, to zagadnienie wydaje się być kluczowe do rozwiązania w najbliższej perspektywie.

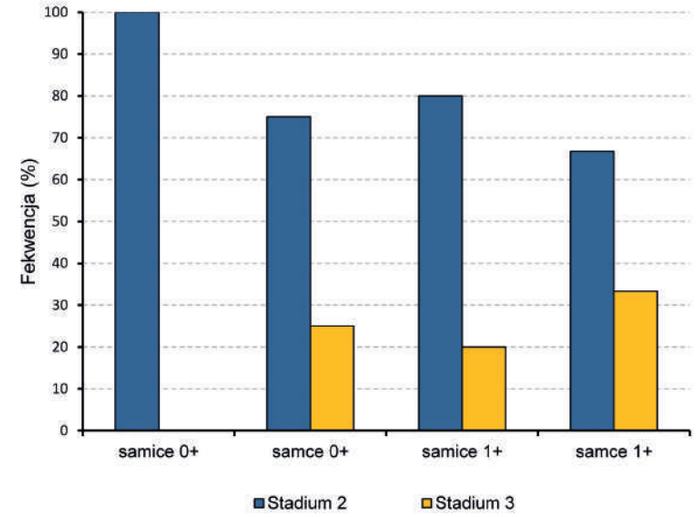
Analizując wyłącznie szczupaki pochodzące z kohort 2020–2022, kiedy to dokonywano zarybień w ramach projektu PIKE, daje się zauważyć zdecydowaną dominację rocznika 2021 (rys. 14), co może sugerować wyjątkowo udane tarło w tym roku, choć również i w tym wypadku możemy mówić o pewnej losowości ze względu na niewielką liczebność próby (w sumie 13 osobników). Brak osobników starszych z rocznika 2020 jest zastanawiający. Może być to związane jest to z selekcją naturalną czy antropopresją. Odrębną kwestią jest występowanie tzw. wąskiego gardła, mogącego redukować liczebność szczupaków na pewnym etapie rozwoju związanym np. z obecnością siedlisk czy pokarmu. Dotyczy to nie tylko ryb pochodzących z naturalnej rekrutacji, ale również osobników z zarybień. Kontynuacja obserwacji pozwoli zbadać,






*dotyczy tylko grupy wieku 0+

**Rys. 14.** Udział (szt.) dzikich szczupaków w badanej próbie ryb w grupie wieku 0+ oraz 1+ pochodzących z kohort 2020–2022




**Rys. 15.** Udział (%) poszczególnych stadiów dojrzałości gonad (Maier, 1908) samic i samców szczupaków w wieku 0+ i 1+ wśród osobników, u których nie stwierdzono znaczków CWT (n = 18)

czy nieznany obecnie czynnik limitujący występuje już na etapie pierwszego zimowania szczupaków, co mogłoby mieć swoje odbicie w przewidywanym wyraźnym spadku liczebności ryb w wieku 1+ pochodzących z rocznika 2022.

Nieznakowane szczupaki w grupie wieku 0+ oraz 1+, w przeciwieństwie do ryb pochodzących z zarybień w ramach projektu PIKE, w większości przypadków posiadały gonady w 2. stadium rozwoju (76,9%), wg skali Maiera. Sto procent dzikich samic 0+ stanowiły osobniki z gonadami w 2. stadium. Wśród samców szczupaków w wieku 0+ przeważały osobniki z się gonadami w 2. stadium dojrzałości (75,0%), natomiast 25,0% ryb charakteryzowało się gonadami w 3. stadium dojrzałości (rys. 15). Proporcje te są odmienne w porównaniu do samców w tym samym wieku pochodzących z zarybień (rys. 11). Stan rozwoju gonad osobników w grupie 1+ był mniej zaawansowany w porównaniu do ryb z zarybienia. Zarówno u samic, jak i samców dominowały osobniki z gonadami w 2. stadium dojrzałości, odpowiednio 66,7% i 80,0%. W przeciwieństwie do osobników pochodzących z zarybień, u nieznakowanych szczupaków nie stwierdzono obecności ryb z gonadami w 4. stadium (rys. 15).

### 3.7. Czy warto zarybiać szczupakiem?

Szczupak, jako gatunek, ma bardzo duże znaczenie gospodarcze. Jest istotnym komponentem odłowów rybackich na śródlądziu (Trella i Wołos, 2021), a w przeszłości w wodach Zatoki Puckiej (Greszkiewicz i in., 2022). W gospodarstwach śródlądowych średnie roczne odłowy na przestrzeni ostatnich 15 lat wyniosły prawie 390 ton. Jednocześnie, średnio 76,4% użytkowników rybackich jezior i rzek deklarowało zarybienia szczupakiem (Trella i Wołos, 2021). Obecnie najbardziej popularną formą materiału zarybieniowego szczupaka jest wciąż wylęg, którego w 2019 r. wypuszczono ponad 291 mln szt. Drugi w kolejności sortyment to narybek letni, którego średnio rocznie wypuszcza się około 20–25 mln szt. (Trella i Wołos, 2021). W okresie powojennym połowy szczupaka w Zatoce Puckiej sięgały kilkudziesięciu ton rocznie (zob. rozdz. 3) i w wybranych okresach roku stanowił istotną część połowu. Przytoczone dane pokazują skalę zainteresowania tym gatunkiem. Z obecności szczupaków w wodzie korzystają nie tylko rybacy czy konsumenci, ale również wędkarze, dla których możliwość złowienia szczupaka jest celem samym w sobie. Pojawienie się silnej populacji szczupaka w Zatoce Puckiej może być kołem zamachowym rozwoju turystyki wędkarskiej w regionie i swoistą alternatywą dla sposobu spędzania wolnego czasu, jak również turystycznego ożywienia regionu w trakcie tzw. martwego sezonu. Wzrost zainteresowania „wędkarstwem szczupakowym" może być również szansą na dywersyfikację dochodów lokalnych rybaków ich rodzin poprzez świadczenie usług przewodników czy wynajmu łodzi wędkarskich. Jak pokazały przykłady w krajach sąsiadujących z Polską, popularność szczupaka jako atrakcyjnego trofeum wędkarskiego nie słabnie (Arlinghaus i in., 2018; Koemle i in., 2022).

W celu poprawienia kondycji ekosystemów wodnych prowadzone są liczne działania w obrębie zlewni i bezpośrednio w samym akwenie, związane z modelowaniem struktury i składu ichtiofauny. Jednym z „narzędzi" służących do tego celu jest biomanipulacja zmieniająca stosunki ilościowe w ekosystemie poprzez wprowadzenia dodatkowej obsady ryb drapieżnych. W przypadku przedstawicieli polskiej ichtiofauny grupa ta reprezentowana jest głównie przez szczupaka oraz sandacza (Zakęś i in., 2015). W odniesieniu do Zatoki Puckiej, takie działania



prowadzono w przeszłości i były spowodowane gwałtownym wzrostem liczebności populacji ciernika notowanym już na początku lat 90. XX w. (Skóra, 1993). W celu ograniczenia biomasy ryb ciernikowatych, na początku XXI w. dokonano zarybień pstrągiem tęczowym (www.hel.univ.gda.pl). Kilka lat później do wód Zatoki Puckiej wewnętrznej wypuszczono ponad milion sztuk narybku szczupaka celem redukcji liczebności babki byczej (Psuty i in., 2023). Wypuszczenie w ramach projektu PIKE ponad 300 tys. sztuk narybku szczupaka można również traktować jako biomanipulację, przy czym nie był to bezpośredni cel projektu, a raczej efekt „uboczny", który może zadziałać pozytywnie na strukturę ichtiofauny.

Wyniki projektu PIKE powinny wskazać kierunki zmian w podejściu do ochrony i znaczenia ryb drapieżnych w ekosystemie. Ponadto zmiany powinny dotyczyć również sposobów zarządzania rybołówstwem przybrzeżnym. Bez współpracy podmiotów odpowiedzialnych za rybołówstwo, ochronę oraz nadzoru naukowego, realizacja programów zarybieniowych w dłuższej perspektywie mija się z celem. Równolegle do prowadzonych zarybień powinny następować zmiany legislacyjne obejmujące ochroną wprowadzane ryby. Nie chodzi tu wyłącznie o ustanowienie odpowiedniego wymiaru ochronnego, ale również okresowe wyłączenie pewnych obszarów z prowadzenia rybołówstwa komercyjnego oraz rekreacyjnego. Zmiany powinny również dotyczyć stosowanych narzędzi połowowych, których stosowanie w niektórych okresach bądź obszarach Zatoki Puckiej powinno być ograniczone. Tylko holistyczne podejście gwarantuje końcowy sukces.

## 4. PODSUMOWANIE

Zarybienia, czyli wypuszczanie ryb wyhodowanych w warunkach akwakultury do wód otwartych, są jedną z najczęściej stosowanych form aktywnej ochrony ryb. Szczególnie ważne są zarybienia gatunkami ryb drapieżnych, które pełnią istotną rolę w ekosystemie, jak również są cenionym obiektem połowów gospodarczych i rekreacyjnych. Silny wpływ antropopresji na ekosystem Zatoki Puckiej i terenów przyległych spowodował praktyczny zanik szczupaka w zatoce w drugiej połowie XX w. Ponowne wsiedlanie tego gatunku jest jednym z wielu kroków, jakie należy podjąć w celu odtworzenia jego populacji. Zarybienia zrealizowane w ramach projektu PIKE udowodniły, że narybek wyhodowany w systemach RAS doskonale przyjmuje się w warunkach Zatoki Puckiej. Tempo wzrostu ryb szczupaków w pierwszym i drugim roku życia było bardzo wysokie, niezależnie od płci i niespotykane w zbiorowiskach śródlądowych (grupa 0+ złowiona jesienią: ok. 30 cm i 300 g; ryby roczne: ok. 43 cm i 600 g).

W analizowanej grupie ryb dominowały osobniki w wieku 0+ oraz 1+, przy czym liczebność tych drugich jest wyraźnie mniejsza. Niepokojący jest brak w analizowanych próbach osobników starszych (dwuletnich), pochodzących z zarybienia w 2020 r. Zatem otwarte pozostaje pytanie, czy w sytuacji kontynuacji monitoringu połowów rybackich osobniki z tego zarybienia będą się w nich pojawiać, czy może zadziałały czynniki powodujące śmierć starszych ryb (naturalne lub związane z antropopresją) lub nastąpiła ich emigracja z Zalewu Puckiego? Faktem jest jednak również to, że w roku 2020 wypuszczono stosunkowo małą liczbę narybku (30 tys. szt.), co znacząco ogranicza prawdopodobieństwo odzyskania przez

pracowników MIR-PIB dwuletniej ryby z tej grupy. Kontynuacja obserwacji pozwoliłaby zbadać, czy czynniki limitujące występują już na etapie pierwszego zimowania, czy dotyczy to wyłącznie starszych ryb.

Wstępne wyniki badań wskazują na szczątkowe występowanie szczupaków w zatoce. Obecność nieznakowanych osobników głównie w okolicach Pucka, Swarzewa i Władysławowa może sugerować ich pochodzenie z Płutnicy. Odpowiedzi na pytanie, czy mogły pochodzić również z naturalnego rozrodu w samej Zatoce Puckiej, co wydaje się mało prawdopodobne, może dostarczyć planowana w przyszłości analiza mikrochemiczna otolitów, badając stosunek zawartości strontu do wapnia.

Zastosowania w badaniach metoda znakowania ryb za pomocą znaczków CWT okazała się wysoce wydajna, zarówno na etapie znakowania narybku, jak i późniejszego odzyskiwania od złowionych ryb. Możliwość stosowania wielu kombinacji numerycznych umożliwia dokładną identyfikację ryb co do pochodzenia, daty i miejsca zarybienia. To sprawia, że uzyskane wyniki są w stu procentach pewne i wiarygodne.

## 5. BIBLIOGRAFIA


Arlinghaus, R., Alós, J., Beardmore, B., Díaz, A.M., Hühn, D., Johnston, F., Klefoth, T., Kuparinen, A., Matsumura, S., Pagel, T., Pietrek, T., Riepe, C., 2018. Recreational piking – sustainbly managing pike in recreational fisheries. In: Biology and ecology of pike (1st ed.), (Eds.) C. Skov, P.A. Nilsson, Taylor & Francis Group, CRC Press, 288–336.

Ashton, N.K., Anders, P.J., Young, S.P., Cain, K.D., 2014. Coded wire tag and passive integrated transponder tag implantations in juvenile burbot. North American Journal of Fisheries Management, 34: 391–400.

Babaluk, J.A., Craig, J.F., 1990. Tetracycline marking studies with pike, Esox lucius L. Aquaculture and Fisheries Management, 21: 307–315.

Baer, J., Rösch, R., 2008. Mass-marking of brown trout (*Salmo trutta* L.) larvae by alizarin: method and evaluation of stocking. Journal of Applied Ichthyology, 24: 44–49.

Bergström, U., Larsson, S., Erlandsson, M., Ovegård, M., Ragnarsson-Stabo, H., Östman, Ö., Sundblad, G., 2022. Long-term decline in northern pike (*Esox lucius* L.) populations in the Baltic Sea revealed by recreational angling data. Fisheries Research, 251: 106307.

Billard, R., Debruille, M., Gerard, J.-P., de Montalembert, G., 1976. L'insemination artificielle du brochet. Bulletin Francais de Pisciculture, 262: 30–34.

Blankenship, H.L., Tipping, J.M., 1993. Evaluation of visible implant and sequentially coded wire tags in sea-run Cutthroat trout. North American Journal of Fisheries Management, 13: 391–394.

Boström, C., Baden, S., Bockelmann, A.-C., Dromph K., Fredriksen, S., Gustafsson C., Krause-Jensen, D., Möller, T., Nielsen, S.L., Olesen, B., Olsen, J., Pihl, L., Rinde, E., 2014. Distribution, structure and function of Nordic eelgrass (*Zostera marina*) ecosystems: implications for coastal management and conservation. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 24: 10–434.

Bouwmeester, M.M., Goedknegt, M.A., Poulin, R., 2021. Collateral diseases: Aquaculture impacts on wildlife infections. Journal of Applied Ecology, 58: 453–464.

Brennan, N.P., Leber, K.M., Blackburn, B.R., 2007. Use of coded-wire and visible implant elastomer tags for marine stock enhancement with juvenile red snapper Lutjanus campechanus. Fisheries Research, 83: 90–97.





Brooks, R.C., Heidinger, R.C., Kohler, C.C., 1994. Mass-marking otoliths of larval and juvenile walleyes by immersion in oxytetracycline, calcein or calcein blue. North American Journal of Fisheries Management, 14: 143–150.

Bry, C., 1996. Role of vegetation in the life cycle of pike. In: Pike. Biology and exploitation, (Ed.) J.F. Craig, Fish and Fisheries Series, vol. 19. Springer, Dordrecht, 45–67.

Casselman, J. M. 1996. Age, growth and environmental requirements of pike. In: Pike: Biology and exploitation. Bry, C., 1996. Role of vegetation in the life cycle of pike. In: Pike. Biology and exploitation, (Ed.) J.F. Craig, Fish and Fisheries Series, vol. 19. Springer, Dordrecht, 68–101.

Champignulle, A., Escomel, J., Laurent, P., 1987. Marking small Arctic chars (*Salvelinus alpinus*) by injection of magnetized microtags. Bulletin Francais de Pisciculture, 304: 22–31.

Cowx, I.G., 1994. Stocking strategies. Fisheries Management and Ecology, 1, 15–30.

Cowx, I.G., 1999. An appraisal of stocking strategies in the light of developing country constraints. Fisheries Management and Ecology, 6, 21–34.

Craig, J.F., 2008. A short review of pike ecology. Hydrobiologia, 601: 5–16.

Czarkowski, T.K., 2008. Zarybienia jako rekompensata strat w środowisku. W: Innowacyjne metody w rozrodzie i wylęgarnictwie ryb – materiały szkoleniowe, (Red.) A. Szczerbowski, M.J. Łuczyński, M. Szkudlarek. Wydawnictwo IRS, Olsztyn, 41–56.

Engestedt, O., Nilsson, J., Larsson, P., 2018. Habitat restoration – A sustainable key to management. In: Biology and ecology of pike (1st ed.), (Eds.) C. Skov, P.A. Nilsson, Taylor & Francis Group, CRC Press, 248–268.

Greszkiewicz, M., Fey, D.P., Lejk, A.M., Zimak, M., 2022. The effect of salinity on the development of freshwater pike (*Esox lucius*) eggs in the context of drastic pike population decline in Puck Bay, Baltic Sea. Hydrobiologia, 848: 2781–2795.

Hale, R.S., Gray, J.H., 1998. Retention and detection of coded wire tags and elastomer tags in trout. North American Journal of Fisheries Management, 18: 197–201.

Hammer, S.A., Blankenship, L.E., 2001. Cost comparison of marks, tags, and mark-with-tag combinations used in Salmonid research. North American Journal of Aquaculture, 63: 171–178.

Hettler, W.F., 1984. Marking otoliths by immersion of marine fish larvae in tetracycline. Transactions of the American Fisheries Society, 113: 370–373.

Hilborn, R., Walters, C.J., Jester, D.B., 1990. Value of fish marking in fisheries management. American Fishisheries Society Symposium, 7: 5–8.

Isely, J.J., Fontenot, Q.C., 2000. Retention of coded wire tags in juvenile shortnose sturgeon. North American Journal of Fisheries Management, 20: 1040–1043.

Jackowski, E., 2002. Ryby Zatoki Puckiej. Wydawnictwo Morskiego Instytutu Rybackiego w Gdyni, 108 ss.

Jefferts, K.B., Bergman, P.K., Fiscus, H., 1963. A coded wire identification system for macro-organism. Nature, 198: 460–462.

Koemle, D., Meyerhoff, J., Arlinghaus, R., 2022. How catch uncertainty and harvest regulations drive anglers' choice for pike (*Esox lucius*) fishing in the Baltic Sea. Fisheries Research, 256: 106480.

Kolari, I., Hirvonen, E., 2006. Long-term retention of coded wire tags in juvenile Arctic charr Salvelinus alpinus. Fisheries Management and Ecology, 13: 143–148.

Kowalska, A., Kapusta A., Szczepkowski M., Zakęś Z., 2014. Przegląd metod znakowania stosowanych w badaniach ichtiologicznych. W: Wylęgarnictwo organizmów wodnych a bioróżnorodność, (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś, A. Kowalska. Wydawnictwo IRS, Olsztyn: 113–136.

Kozłowski, M., Szczepkowski, M., Piotrowska, I., Szczepkowska, B., 2019. Effect of visible implant elastomers (VIE) and coded wire tags (CWT) on the growth, survival, and tag retention of juvenile European whitefish (*Coregonus lavaretus*). Fisheries & Aquatic Life, 27: 64–71.

Kozłowski, M., Piotrowska, I., Szczepkowski, M., Szczepkowska, B., 2022. Znakowanie znaczkami magnetycznymi (CWT) narybku szczupaka (*Esox lucius*) w systemie recyrkulacyjnym – uwagi i spostrzeżenia. W: Dobrostan ryb w wylęgarnictwie i akwakulturze, (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś. Wydawnictwo IRS, Olsztyn: 173–187.

Kuparinen, A., Lehtonen, H., 2008. Northern Pike commercial fisheries, stock assessment and aquaculture. In: Biology and ecology of pike (1st ed.), (Eds.) C. Skov, P.A. Nilsson, Taylor & Francis Group, CRC Press, 337–355.

Lukyanova, O., 2022. Biotelemetry-based study of northern pike (*Esox lucius*) movement in the southern Baltic Sea: space use, connectivity, and implications for conservation and management. Master-Thesis, Humboldt-Universität zu Berlin, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) Berlin, 86 pp.

Maier, H.N., 1908. Beiträge zur Altersbestimmung der Fische. I. Allgemeines. Die Altersbestimmung nach Otolithen bei Scholle und Kabeljau. Arbeiten der Deutschen wissenschaftlichen Kommission für die internationale Meeresforschung, 5: 57–115.

Munro, A.R., McMahon, T.E., Leathe, S.A., Liknes, G., 2003. Evaluation of batch marking small rainbow trout with coded wire tags. North American Journal of Fisheries Management, 23: 600–604.

Nielsen, L.A., 1992. Methods of marking fish and shellfish. American Fisheries Society Special Publication, 23, Bethesda, Maryland, ss. 208.

Niemi, N., Hansen, J.P., Eklöf, J.S., Eiksson, B.K., Andersson, H.C., Bergström, U., Östman, Ö., 2023. Influence of reed beds (*Phragmites australis*) and submerged vegetation on pike (*Esox lucius*). Fisheries Research, 261: 106621.

Olsson, J., Andersson, M.L., Bergström, U., Arlinghaus, R., Audzijonyte, A., Berg, S., Briekmane, L., Dainys, J., Ravn, H.D., Droll, J., Dziemian, Ł., Fey, D.P., van Gemert, R., Greszkiewicz, M., Grochowski, A., Jakubavičiūtė, E., Lozys, L., Lejk, A.M., Mustamäki, N, Naddafi, R., Olin, M., Saks, L., Skov, C., Smoliński, S., Svirgsden, R., Tiainen, J., Östman, Ö. 2023. A pan-Baltic assessment of temporal trends in coastal pike populations. Fisheries Research, 260: 106594.

Oven, J.H., Blankenship, H.L., 1993. Benign recovery of coded wire tags from rainbow trout. North American Journal of Fisheries Management, 13: 852–855.

Ovidio, M., Philippart, J.C., 2005. Long range seasonal movements of northern pike (*Esox lucius* L.) in the barbel zone of the River Ourthe (River Meuse basin, Belgium). In: Aquatic telemetry: advances and applications. Proceedings of the Fifth Conference on Fish Telemetry held in Europe. Ustica, Italy, 9–13 June 2003, (Eds.) M.T. Spedicato, G. Lembo, G. Marmulla, Rome, FAO/COISPA, 295 pp.

Pine, W.E., Pollock, K.H.,. Hightower, J.E, Kwak, T.J., Rice, J.A., 2003. A review of tagging methods for estimating fish population size and components of mortality. Fisheries, 28: 10–23.

Polunin, N.V.C., Pinnegar, J.K., 2002. Trophic ecology and the structure of marine food webs. In: Handbook of Fish Biology and Fisheries: Volume 1, Fisheries, (Eds.) P.J.B. Hart, J.D. Reynolds, Blackwell Publishing, Oxford, 301–320.

Psuty, I., Zaporowski, R., Gaweł, W., 2023. Goodbye to northern pike (*Esox lucius*) in the Polish southern Baltic? Fisheries Research, 258: 106549.

Radinger, J., Matern, S., Klefoth, T., Wolter, C., Feldhege, F., Monk, C.T., Arlinghaus, R., 2023. Ecosystem-based management outperforms species-focused stocking for enhancing fish populations. Science, 379: 946–951.

Rash, J.M., Goodfred, D.W., Jones, E.M., Jr., 2018. Evaluation of coded wire tag retention in brown trout (*Salmo trutta*) fingerlings tagged at three anatomical locations, Journal of Freshwater Ecology, 33: 503–509.

Reynolds, J.D., Dulvy, N.K., Roberts, C.R., 2002. Exploitation and other threats to fish conservation. In: Handbook of Fish Biology and Fisheries: Volume 2, Fisheries, (Red.) P.J.B. Hart, J.D. Reynolds, Blackwell Publishing, Oxford, 319–341.



Ross, S.W., Lancaster, J.E., 2002. Movements and site fidelity of two juvenile fish species using surf zone nursery habitats along the southeastern North Carolina coast. Environmental Biology of Fishes, 63: 161–172.

Simon, J., Dörner, H., 2005. Marking the European eel with oxytetracycline, alizarin red and coded wire tags: an evaluation of methods. Journal of Fish Biology, 67: 1486–1491.

Skóra, K.E., 1993. Ichtiofauna. W: Zatoka Pucka, (Red.) K. Korzeniewski, Wydawnictwo Instytutu Oceanografii Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk: 455–467.

Stańczak, K., Król, J., Żarski, D., Hliwa, P. 2017. Marking of burbot (*Lota lota* L.) with fluorescent dyes using the per Os method. Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 17: 121–127.

Svels, K., Salmi, P., Suuronen, P., Coelho, N.F., Waldo, Å., Königson, S., Lunneryd, S.-G., Eriksson, V., Vetemaa, M., Lehtonen, E., Graugaard, N.D., Johansson, M., 2023. Mitigating a social conflict between seal, conservation and fisheries in the Baltic Sea: multilevel and synergistic approaches. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, 64 pp.

Thomassen, S., Pedersen, M.I., Holdensgaard, G., 2000. Tagging the European eel *Anguilla anguilla* (L.) with coded wire tags. Aquaculture, 185: 57–61.

Trella, M., Wołos, A., 2021. Wielkość i wartość odłowów gospodarczych oraz zarybień szczupakiem (*Esox lucius*) wód obwodów rybackich w latach 2005-2019. W: Akwakultura jako narzędzie ochrony ichtiofauny, (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś. Wydawnictwo IRS, Olsztyn: 175–189.

Vander Haegen, G.E., Blankenship, H.L., Hoffmann, A., Thompson, D.A., 2005. The effect of adipose fin clipping and coded wire taging on the survival and growth of spring *Chinook salmon*. North American Journal of Fisheries Management, 25: 1161–1170.

Weitkamp, L., Neely, K., 2002. Coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) ocean migration patterns: insight from marine coded-wire tag recoveries. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 59: 1100–1115.

Zakęś, Z., Szczepkowski, M., Kapusta, A., Rożyński, M., Stawecki, K., Pyka, J., Szczepkowska, B., Wunderlich, K., Kozłowski, M., Kowalska, A., Hopko, M., 2015. Z akwakultury do natury. Opracowanie alternatywnych metod zarządzania rybołówstwem drapieżnych ryb jeziorowych. Praca zbiorowa pod redakcją Z. Zakęsia, M. Szczepkowskiego, Wydawnictwo IRS, Olsztyn, ss. 224.

# 11

## Pokarm szczupaka z Zatoki Puckiej

rozdział | 11

# Pokarm szczupaka z Zatoki Puckiej

***Dariusz P. Fey[1], Joanna Pawlak[3], Marzenna Pachur[2], Adam Grochowski[2], Michał Zimak[2], Adam M. Lejk[2], Martyna Greszkiewicz[1], Marcin Białowąs[1]***

[1] *Zakład Oceanografii Rybackiej i Ekologii Morza, Morski Instytut Rybacki – PIB, ul. Kołłątaja 1, 81-332 Gdynia*

[2] *Zakład Logistyki i Monitoringu, Morski Instytut Rybacki – PIB, ul. Kołłątaja 1, 81-332 Gdynia*

[3] *Zakład Zasobów Rybackich, Morski Instytut Rybacki – PIB, ul. Kołłątaja 1, 81-332 Gdynia*

## 1. WSTĘP

Szczupak jest gatunkiem ważnym nie tylko ze względu na atrakcyjność komercyjną dla rybaków i wędkarzy, ale również ze względu na rolę ekologiczną, jaką odgrywa w środowisku, będąc drapieżnikiem na szczycie piramidy troficznej. Reguluje on liczebność innych gatunków ryb, zarówno wód śródlądowych, jak i morskich (Craig, 1996, 2008). Zanim jednak szczupaki osiągną rozmiary ciała pozwalające na odżywianie się prawie wyłącznie rybami, a tym samym pełnienie wcześniej wspomnianej roli w środowisku, ich pokarm stanowi szeroka gama organizmów reprezentujących niższe poziomy łańcucha pokarmowego (Hunt i Carbine, 1951). Początkowo, krótko po wylęgu, a dokładnie po resorpcji woreczka żółtkowego, pokarmem szczupaków są organizmy zooplanktonowe, niewielkich rozmiarów bezkręgowce oraz larwy ryb, w tym również larwy własnego gatunku. Jak wykazali Greszkiewicz i Fey (2020) w warunkach eksperymentalnych ataki kanibalistyczne u szczupaka pojawiają się, w zależności od obserwowanej temperatury, już 5–10 dni od wylęgu, co odpowiada długości całkowitej około 13 mm i resorpcją woreczka żółtkowego. Co ciekawe, wielkość larw i małego narybku szczupaka padającego ofiarą ataków kanibalistycznych, niewiele różni się od wielkości atakujących drapieżców. W okresie pierwszych tygodni życia pokarm tego gatunku uzupełniają również larwy owadów, poczwarki muchówek oraz larwy chrząszczy (Skov i Nilsson, 2018). Szczupak należy do gatunków szybko rosnących, dzięki czemu w krótkim czasie – dosłownie kilku miesięcy – osiąga rozmiary pozwalające na atakowanie nie tylko wczesnych stadiów rozwojowych ryb, ale również dorosłych osobników wielu innych gatunków ichtiofauny. Oprócz szybkiego wzrostu, takiej strategii odżywiania, tj. drapieżnictwu i kanibalizmowi, sprzyja jego budowa, a w szczególności duży otwór gębowy wyposażony w setki małych ząbków, które pojawiają się u larw już kilka dni po wylęgu.

Podobnie jak w okresie larwalnym, dorosłe szczupaki są w stanie odżywiać się rybami, których wielkość może być zbliżona do wielkości atakującego szczupaka. Oczywiście są to sytuacje wyjątkowe, gdyż szczupak, mimo sporych potencjalnych możliwości zdobywania pokarmu, ma swoje preferencje w aspekcie wielkości atakowanych i konsumowanych ryb – wybiera osobniki, które stanowią około 25–30% długości jego ciała (Nursal, 1973). Właśnie dla takiego zakresu wielkościowego ofiar można się również spodziewać największego sukcesu ataków. W przypadku organizmów znacznie większych, sukces ataku będzie malał (Hart i Connellan, 1984). Czym większa ofiara w stosunku do wielkości drapieżcy, tym dłuższy czas tzw. *handlingu*, czyli czas upływający od złapania ofiary do jej połknięcia. Dłuższy czas *handlingu* zwiększa z kolei ryzyko doznania zranień podczas ataku, utraty zdobyczy czy ataku na drapieżcę, w tym samym czasie, innego, większego drapieżnika.

Skład pokarmu szczupaka będzie oczywiście zależał w takim samym stopniu od jego upodobań gatunkowych, jak również, a nawet częściej, od dostępności pokarmu w danym środowisku. Będzie ona różna w środowisku morskim i śródlądowym, a także lokalnie w poszczególnych jeziorach, zatokach czy różnych odcinkach wybrzeża. Może też wykazywać zmienność czasową, zarówno sezonową, jak i na przestrzeni lat czy dekad. Obserwowanym w Zatoce Puckiej zjawiskiem są przykładowo duże wahania liczebności okonia pomiędzy poszczególnymi latami (Raport Zatoka Pucka, 2022). Jest to gatunek, który potencjalnie stanowi ważny komponent diety szczupaka. Dostępność poszczególnych grup organizmów jest wprawdzie istotna dla składu diety szczupaka, jednak nie oznacza to, że skład diety będzie precyzyjnie odzwierciedlał dostępność pokarmu. Jak wykazały wyniki Nilsson i in. (2023) dla szczupaka w jednym ze szwedzkich jezior w pierwszym roku życia wybiórczość pokarmowa nie tylko miała miejsce, ale również jej charakter był uzależniony od zajmowanych przez szczupaka stanowisk: habitatu roślinności wynurzonej lub roślinności zanurzonej. Te różnice z kolei zdeterminowały odmienność w tempie wzrostu i kondycji, które okazały się większe dla ryb zasiedlających habitat roślinności wynurzonej. Generalnie szczupak pomimo swoich preferencji odżywczych jest w stanie bardzo łatwo dostosować się do panujących warunków pokarmowych. Przykładem takiej sytuacji było opisane przez Kekalainen i in. (2008) pojawienie się w przymorskiej rzece w Finlandii dużej liczby pochodzących z zarybień smoltów łososia *Salmo salar*. W błyskawicznym czasie stały się one prawie jedynym, chwilowym pokarmem występujących tam szczupaków, które w ciągu tygodnia zjadły 29% wypuszczonych smoltów.

Dostępność pokarmu determinująca sukces odżywiania nie tylko pozwala zwierzętom przeżyć, ale również wpływa na tempo wzrostu, zwłaszcza w pierwszym roku życia, które z kolei może mieć istotny wpływ na przeżywalność i wynikający z tego sukces rekrutacji (Chambers i Trippel, 1997; Oele i in., 2018). Najczęściej, chociaż nie zawsze jest to regułą, osobniki szybciej rosnące lepiej przeżywają (Anderson, 1988). Z pewnością szybszy wzrost w pierwszym sezonie od narodzin pozwala zredukować ryzyko „bycia zjedzonym" przez większe ryby, zwiększyć szansę przezimowania oraz zyskać przewagę w konkurencji pokarmowej na początku kolejnego okresu wiosenno-letniego.

W przypadku Zatoki Puckiej nasze zainteresowanie tematem odżywiania szczupaka wynika przede wszystkim z kontekstu pozostałych prac realizowanych w ramach projektu PIKE. Obecnie liczebność populacji szczupaka w zatoce jest dramatycznie niska, na co w sposób jednoznaczny wskazują dane połowowe dla tego gatunku (zob. rozdz. 3). Po okresie połowów na poziomie 40 ton rocznie (jeszcze w latach 70. ubiegłego stulecia) nastąpiło załamanie i spadek połowów w kolejnych latach, które do dzisiaj utrzymują się na poziomie zaledwie kilkudziesięciu lub kilkuset kilogramów rocznie. Podejmowane obecnie próby odbudowy tego gatunku na obszarze Zatoki Puckiej obejmują zarybienia narybkiem letnim. Otwarte pozostają zatem pytania: czy wypuszczany do wód zatoki narybek skutecznie odżywia się i jaki jest skład jego pokarmu oraz jakie jest jego tempo wzrostu, w szczególności w pierwszym sezonie intensywnego żerowania od momentu wypuszczenia do jesieni?



Nasze zainteresowania nie ograniczają się tylko do ryb młodych czy też pochodzących z zarybień prowadzonych w ramach projektu PIKE. Przedstawione w niniejszym rozdziale wyniki dotyczą wszystkich szczupaków (są wśród nich również osobniki kilkuletnie), które udało się nam pozyskać w ramach współpracy z lokalnymi rybakami i których analizę zakończyliśmy do czasu powstawania tej monografii.

## 2. METODYKA

### 2.2. Obszar badań

Szczupaki poddane przez nas badaniom zawartości żołądków pochodzą z połowów komercyjnych prowadzonych na obszarze Zalewu Puckiego. Miejsca, w których zostały złowione zaznaczono na rysunku 1. Zalew Pucki, nazywany często Zatoką Pucką wewnętrzną, jest obszarem o powierzchni 103 km$^2$. Niewielka głębokość zalewu (średnia: 3,13 m, maks. 9,4 m) przekłada się na również niewielką objętość wód, wynoszącą zaledwie 0,32 km$^3$. Dla porównania, powierzchnia i objętość wody dla części zewnętrznej Zatoki Puckiej wynosi odpowiednio 257 km$^2$ i 5,50 km$^3$. (Cieśliński i in., 2022; Michałek i Kruk-Dowgiałło, 2015). Wymiana wód między częścią wewnętrzną i zewnętrzną Zatoki Puckiej jest w dużym stopniu utrudniona ze względu na obecność Rybitwiej Mielizny, oddzielającej obie części od siebie. Dwa najważniejsze cieki wpadające do Zalewu Puckiego to Reda i Płutnica (Cieśliński i in., 2022) – zobacz rozdz. 4. Zasolenie w Zatoce Puckiej, również jej wewnętrznej części, wynosi ok. 7 PSU. Oczywiście zasolenie będzie niższe w okolicach ujścia rzek (ok. 5–6 PSU), a lokalnie, w przypadku napływu bardziej zasolonych wód dennych z zewnętrznej części zatoki, wyższe, chociaż nie powinno znacząco przekroczyć ok. 8 PSU. Dno Zalewu Puckiego stanowią w dominującej części utwory piaskowe, z osadami mulistymi zalegającymi w zagłębieniach (Jama Kuźnicka, Chałupska i Rzucewska). Dawne podwodne łąki pokrywające prawie całe dno Zalewu Puckiego uległy degradacji w latach 70. i 80. ubiegłego stulecia. Obecnie można jednak zaobserwować stopniowe odradzanie się podwodnych łąk, zarówno trawy morskiej *Zostera marina*, jak i niektórych gatunków glonów, na przykład widlika *Furcelaria fastigata* (Zgrundo i Złoch, 2022; Zgrudno i in., 2022). Oprócz roślinności przydennej w pasie brzegowym występują również trzcinowiska, które mogą stanowić dogodny habitat dla szczupaka.

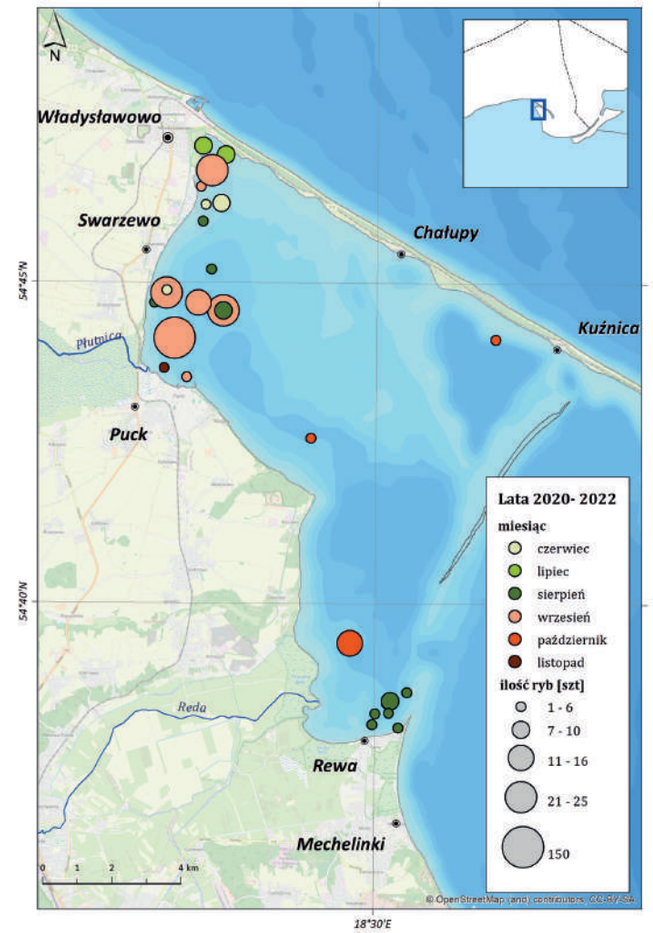
## 2.3. Ryby do analiz

Szczupaki (średnia długość: 34,5 cm, zakres długości: 20–85 cm) zostały złowione w latach: 2020 (wrzesień–październik), 2021 (lipiec–listopad) oraz 2022 (czerwiec–wrzesień) – tabela 1. Pochodzenie przebadanych ryb z różnych rejonów zatoki związane było zarówno z tym, czy w danym rejonie one występują, jak również z faktem, czy i w jakim stopniu prowadzący w danym rejonie akwenu rybacy zainteresowani byli współpracą. Ryby zostały złowione głównie przy użyciu różnych narzędzi pułapkowych (mieroże i żaki) oraz sieci stawnych. Podobnie jak w przypadku obszaru połowu, również rodzaj użytego narzędzia połowowego wynikał z komercyjnych rybackich przesłanek i nie był zaplanowany przez autorów. Ostatecznie, do czasu przygotowania tego rozdziału, udało się pozyskać, a następnie poddać analizie składu pokarmu 350 osobników szczupaka (fot. 1). Przed wycięciem do analiz żołądków, ryby były poddane standardowej analizie biologicznej (fot. 2–4), pozwalającej na określenie następujących parametrów: długość ciała, masa ciała, płeć, stadium dojrzałości gonad w skali Meiera, stopień wypełnienia żołądków (skala: 0–4) oraz wiek (analiza łusek). Dodatkowo pobrano otolity (do badań zawartości Sr/Ca) oraz próbki tkanek (do analizy genetycznej i analiz chemicznych). Ponadto zabezpieczono wątroby do analiz parazytologicznych. Wszystkie analizy zostały wykonane w Ośrodku Eksperymentalno-Hodowlanym MIR-PIB, w ramach realizacji w latach 2020–2023 projektu PIKE (program PO Ryby 2014–2020).

**Tabela 1.** Podstawowe informacje o materiale poddanym analizie zawartości żołądków (n = 350). Stopień wypełnienia żołądków określano w skali od 0 do 4

| Rok | Miesiąc połowu | Liczba ryb (szt.) | Średnia długość *l.t.* (cm) | Min. długość *l.t.* (cm) | Mak. długość *l.t.* (cm) | Średnia wartość wypełnienia żołądków |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 2020 | wrzesień | 2 | 32 | 31 | 33 | 0 |
| | październik | 5 | 31 | 29 | 33 | 0,6 |
| 2021 | lipiec | 4 | 51 | 33 | 82 | 0 |
| | sierpień | 29 | 28 | 18 | 78 | 1,6 |
| | wrzesień | 26 | 33 | 29 | 48 | 1,8 |
| | październik | 16 | 33 | 29 | 39 | 0,1 |
| | listopad | 2 | 58 | 54 | 62 | 1,5 |
| 2022 | czerwiec | 20 | 35 | 27 | 44 | 0,4 |
| | lipiec | 20 | 39 | 29 | 50 | 0,2 |
| | sierpień | 19 | 34 | 25 | 66 | 1,2 |
| | wrzesień | 207 | 32 | 21 | 83 | 1,3 |






**Rys. 1.** Obszar badań (Zalew Pucki) z zaznaczonymi punktami połowu ryb (lata 2020–2022) wykorzystanych do analiz zawartości żołądków. Wielkość punktów odzwierciedla liczbę złowionych ryb, a kolory poszczególne miesiące połowu (mapa: Z. Celmer)

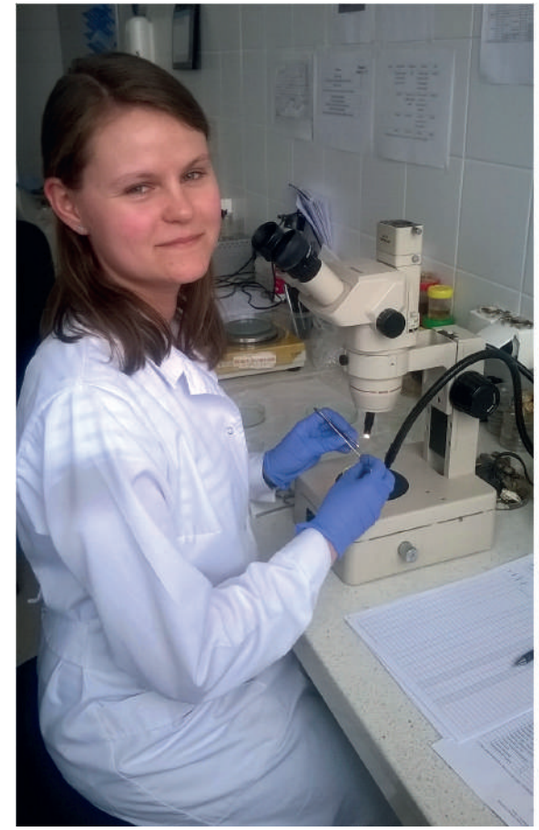
**Fot. 1.** Młodociane szczupaki, stanowiące przyłów w październiku, zostały poddane analizie biologicznej obejmującej m.in. analizę zawartości żołądków. Na podstawie obecności znaczków CWT wykazano, że są to ryby pochodzące z zarybień przeprowadzonych latem w ramach projektu PIKE. W ciągu kilku miesięcy pochodzące z zarybień szczupaki osiągały długość ok. 30 cm

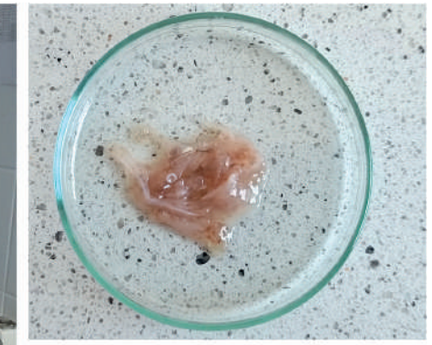
**Fot. 2**. Analiza pochodzących z połowów szczupaków przeprowadzana w laboratorium MIR-PIB (fot. D. Fey, K. Nadolna-Ałtyn)

**Fot. 3.** Analiza biologiczna pochodzących z połowów szczupaków przeprowadzana w laboratorium MIR-PIB – pomiar długości ciała oraz analiza płci, stanu gonad, stopnia wypełnienia żołądka (fot. D. Fey)

**Fot. 4.** Analiza biologiczna pochodzących z połowów szczupaków przeprowadzana w laboratorium MIR-PIB – ekstrakcja otolitów do badań Sr/Ca oraz pobieranie próbki płetwy do analizy genetycznej (fot. D. Fey)







**Fot. 5.** Analiza zawartości żołądków szczupaków – organizmy były identyfikowane do możliwie najniższej jednostki taksonomicznej. W wielu przypadkach określenie gatunku nie było możliwe

## 2.4. Analiza żołądków

Po wykonaniu szczegółowej analizy ichtiologicznej ryb, przewody pokarmowe szczupaków zostały wycięte, opisane i zabezpieczone do dalszych badań w zamrażarce (-20°C).

Analizę składu pokarmu ryb przeprowadzono w oparciu o standardową metodykę, z niewielkimi modyfikacjami, rekomendowaną przez Międzynarodową Radę Badań Morza (ICES, 2010). W laboratorium, po rozmrożeniu przewodów pokarmowych, z każdego żołądka analizowanej ryby wyjęto znajdujący się w nim pokarm. Składniki pokarmowe sortowano i określano przynależność poszczególnych znajdujących się w nim organizmów do jak najniższej jednostki taksonomicznej. Ze względu na często obserwowane znaczne częściowe strawienie zawartości żołądków, nie zawsze możliwa była identyfikacja składników diety szczupaka do poziomu gatunku. Obecne w ich żołądkach ryby oraz większe bezkręgowce mierzono

i ważono indywidualnie tylko w przypadku, gdy osobniki nie były w znacznym stopniu strawione. Pozostałe znajdujące się w żołądkach organizmy liczono i ważono zbiorczo w poszczególnych grupach taksonomicznych. Jeśli w danym żołądku nie zaobserwowano pokarmu, zapisywano próbę jako pustą, co oznacza, że ryba nie żerowała. Łącznie przeanalizowano zawartość przewodów pokarmowych 350 szczupaków.

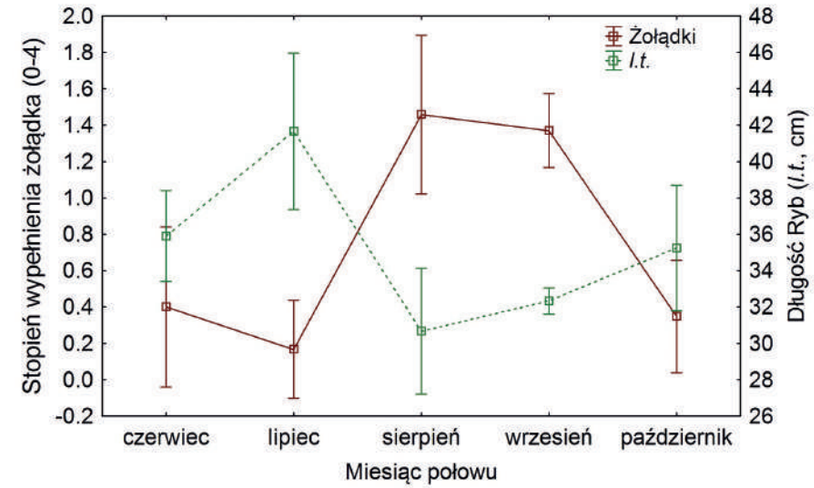
## WYNIKI

### 2.5. Stopień wypełnienia żołądków

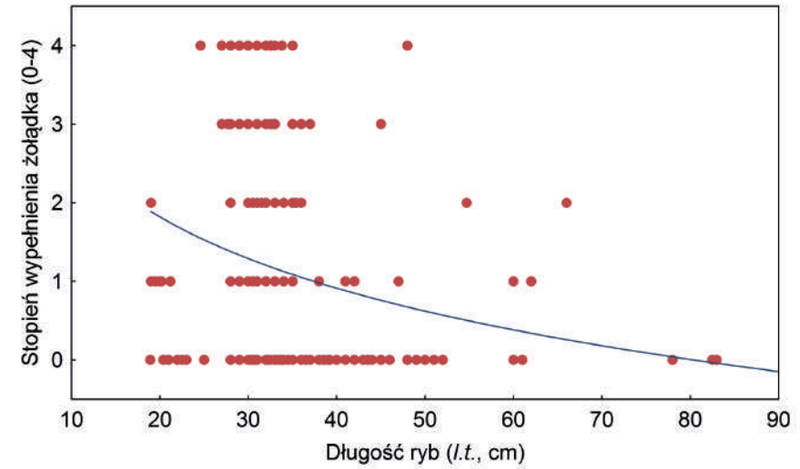
Większość z przeanalizowanych żołądków szczupaków (214 z 350, czyli 61%) zawierała pokarm. Osobniki, których żołądki okazały się podczas analiz puste, stanowiły 39%. Można przypuszczać, że są to wartości w pewnym stopniu zaniżone, gdyż analizowane szczupaki pochodziły z połowów narzędziami stawnym, czyli nie tylko nie żerowały przez czas przebywania w siatkach, ale również pokarm już znajdujący się w ich żołądkach ulegał trawieniu. Czas przebywania w narzędziu połowowym wynosił, w zależności od momentu złowienia, od kilku do kilkunastu godzin, a więc był wystarczający do prawie całkowitego lub całkowitego strawienia małych organizmów, w tym również niewielkich ryb.

Porównując stopień wypełnienia żołądków (średnia wartość ± odchyl. stand., skala od 0 do 4) analizowanych szczupaków w poszczególnych latach realizacji projektu można stwierdzić, że były to wartości nieróżniące się istotnie statystycznie (t-test, $P > 0,05$) i wynosiły odpowiednio 1,3 ± 1,6 w 2021 i 1,2 ± 1,5 w 2022 r. Rok 2020 nie był porównywany, gdyż analiza składu pokarmowego dotyczyła jedynie pięciu ryb. Stopień wypełnienia żołądków analizowanych szczupaków został porównany również pomiędzy poszczególnymi miesiącami (wspólnie dla wszystkich lat) – rysunek 2. I tak najwyższe wartości obserwowano w sierpniu i wrześniu, a najniższe w czerwcu i lipcu oraz październiku. Odniesienie tych danych do długości szczupaków poddanych analizie (rys. 2) wskazuje na istnienie pewnej prawidłowości, a mianowicie niższe wartości wypełnienia żołądków były obserwowane dla ryb stosunkowo dużych. Również obecność żołądków pustych była notowana najczęściej dla ryb o dużych rozmiarach, powyżej 45 cm (rys. 3). Stąd nie można jednoznacznie określić, czy niższy stopień wypełnienia żołądków w czerwcu i październiku jest związany z okresem roku, czy raczej wynika ze struktury wielkościowej analizowanych ryb. Równie prawdopodobne jest trzecie rozwiązanie, czyli wypadkowa obu tych czynników – np. w lipcu niska średnia zawartość żołądków mogła wynikać z dużego udziału największych osobników, natomiast w październiku mógł to już być efekt pory roku.

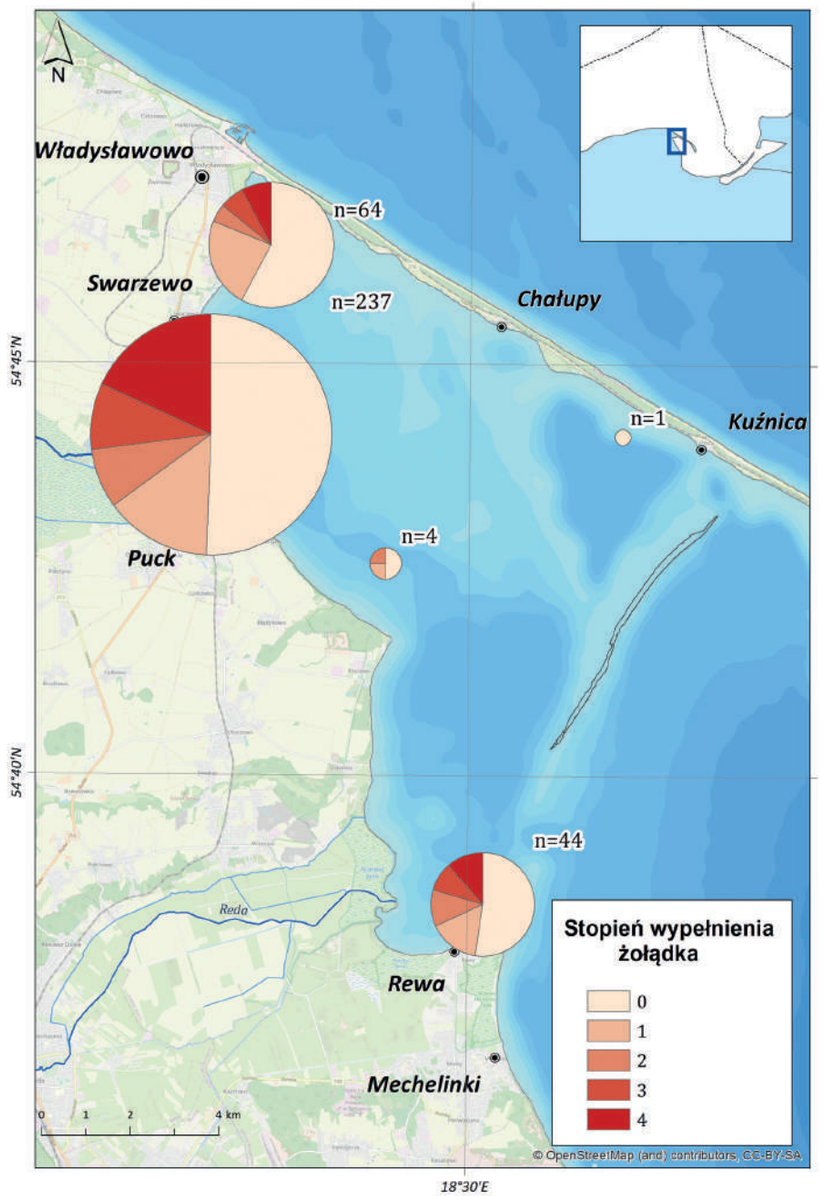





**Rys. 2.** Średnia (± odch. st.) wartość stopnia wypełnienia żołądków (skala od 0 – puste do 4 – w pełni wypełnione) oraz średnia długość analizowanych szczupaków w poszczególnych miesiącach połowu




**Rys. 3.** Stopnień wypełnienia żołądków (skala od 0 – puste do 4 – w pełni wypełnione) w odniesieniu do średniej długość analizowanych szczupaków. Do danych dopasowano funkcję logarytmiczną w celu lepszego zobrazowania występującego trendu: niższych wartości wypełnienia żołądków w przypadku większych osobników




**Rys. 4.** Stopnień wypełnienia żołądków (skala od 0 – puste do 4 – w pełni wypełnione) szczupaków pochodzących z połowów komercyjnych (2020–2022) prowadzonych w różnych częściach Zalewu Puckiego. Wielkość kół odzwierciedla liczbę złowionych ryb (mapa: Z. Celmer)



## 2.6. Najważniejsze składniki pokarmu

W tabeli 2 przedstawiono listę organizmów, które zanotowano w żołądkach szczupaków z Zalewu Puckiego w całym okresie badań, czyli w latach 2020–2022. Dla każdego gatunku lub grupy organizmów, w zależności od zidentyfikowanej jednostki taksonomicznej, podano również jego częstość występowania we wszystkich żołądkach zawierających pokarm (n = 214) – czyli liczbę żołądków, w których dany składnik pokarmu się pojawił bez względu na jego ilość. Liczba ta została przeliczona na udział procentowy. Najwyższą częstość występowania wykazywała babka bycza (70,6%), ryby babkowate (16,0%), małż sercówka pospolita (11,2%) oraz inne ryby (6,1%).

W diecie szczupaków z Zalewu Puckiego, analizowanej również pod względem całkowitej liczebności (liczba osobników danej grupy organizmów we wszystkich żołądkach) i biomasy (masa mokrej masy ciała we wszystkich żołądkach wyrażona w gramach), dominowały ryby (rys. 5). Udział ryb w liczbie cząstek pokarmowych stanowił 75%, natomiast w biomasie pokarmu aż 99%.

Gatunkiem zdecydowanie przeważającym w pokarmie była babka bycza – *Neogobius melanostomus* (206 os., 1589 g). W dalszej kolejności należy wymienić śledzia – *Clupea harengus* (12 os., 342 g), okonia – *Perca fluviatilis* (9 os., 122 g) oraz ryby babkowate – *Gobiidae* (59 os., 65 g). Mniejsze znaczenie odgrywał sandacz – *Sander lucioperca* (4 os., 21 g), jaź – *Leuciscus idus* (2 os., 23 g), ciernik – *Gasterosteus aculeatus* (4 os., 3 g) oraz cierniczek – *Pungitius pungitius* (2 os., 1 g). Inne, niezidentyfikowane gatunki ryb, zostały oznaczone jako *Pisces* (13 os., 15 g). Oczywiście podane wartości masy ryb, to masa osobników znajdujących się w żołądku, a więc najczęściej już w dużym stopniu strawionych, zwłaszcza w przypadku osobników zakwalifikowanych do *Pisces*, które były strawione w takim stopniu, że nie była możliwa ich dalsza identyfikacja.

Podczas analizy żołądków odnotowano również obecność innych niż ryby grup organizmów (rys. 5). Były to: małże (1 os. *Mytilus edulis* oraz 73 os. *Cerastoderma glaucum*), skorupiaki (od 1 do 5 os. *Palaemon adspersus*, *Rhithropanopeus harrisii*, *Idotea balthica*, *Gammarus spp.*, *Saduria entomon*, *Praunus flexuosus*), mięczaki (2 os. *Hydrobia sp.*) oraz przedstawiciel wieloszczetów (1 os. *Bylgides sarsi)*. Udział wymienionych wyżej grup taksonomicznych w składzie pokarmowym szczupaka jest z pewnością w naszych wynikach znacznie zaniżony ze względu na to, że są to organizmy o niewielkich rozmiarach, a więc szybko ulegające strawieniu.

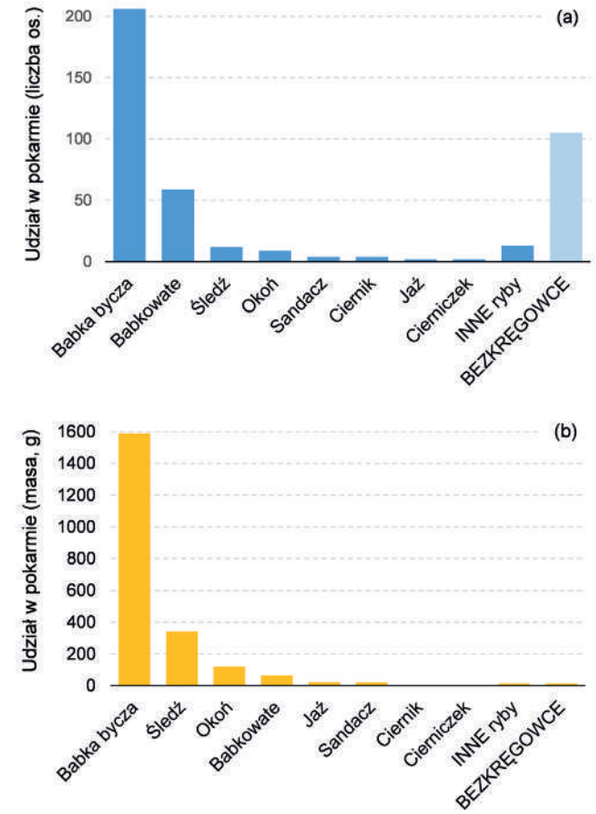
**Tabela 2.** Częstość występowania (frekwencja) poszczególnych gatunków lub grup taksonomicznych w żołądkach szczupaka z Zalewu Puckiego – liczba żołądków i ich udział procentowy we wszystkich żołądkach zawierających pokarm (n = 214)

| Składnik pokarmu | | Frekwencja | |
|---|---|---|---|
| Nazwa polska | Nazwa łacińska | n | % |
| **RYBY** | | | |
| Babka bycza | *Neogobius melanostomus* | 151 | 70,6 |
| Babkowate | *Gobiidae* | 34 | 16,0 |
| Ryby (inne) | *Pisces* | 13 | 6,1 |
| Śledź | *Clupea harengus* | 10 | 4,7 |
| Okoń | *Perca fluviatilis* | 9 | 4,2 |
| Sandacz | *Sander lucioperca* | 4 | 1,9 |
| Jaź | *Leuciscus idus* | 2 | 1 |
| Ciernik | *Gasterosteus aculeatus* | 2 | 1 |
| Cierniczek | *Pungitius pungitius* | 2 | 1 |
| **BEZKRĘGOWCE** | | | |
| Sercówka pospolita | *Cerastoderma glaucum* | 24 | 11,2 |
| Krewetki | *Palaemon spp.* | 5 | 2,3 |
| Krabik amerykański | *Rhithropanopeus harrisii* | 4 | 2 |
| Podwoik bałtycki | *Idotea balthica* | 3 | 1,4 |
| Kiełż | *Gammarus spp.* | 3 | 1,4 |
| Krewetka bałtycka | *Palaemon adspersus* | 1 | 0,5 |
| Omułek jadalny | *Mytilus edulis* | 1 | 0,5 |
| Podwój wielki | *Saduria entomon* | 1 | 0,5 |
| Wieloszczet | *Bylgides sarsi* | 1 | 0,5 |
| Ochotkowate | *Chironomidae* | 1 | 0,5 |
| Ślimak hydrobia | *Hydrobia spp.* | 1 | 0,5 |
| Lasonóg brzegowy | *Praunus flexuosus* | 1 | 0,5 |

## 2.7. Zawartość żołądków w klasach długości szczupaka

Zawartość żołądków w odniesieniu do długości analizowanych szczupaków przedstawiono na rysunku 6. Najmniejsze osobniki (15–20 cm) odżywiały się małymi rybami – ciernikiem oraz rybami babkowatymi (prawdopodobnie z przewagą babki małej, o długości całkowitej ok. 2–3 cm). W diecie szczupaków o długości 20–35 cm dominowała babka bycza. U większych osobników babka bycza wciąż stanowiła istotny składnik pokarmu, jednak coraz częściej pojawiały się też inne gatunki ryb, takie jak: okoń, śledź, ciernik, sandacz oraz jaź. Bezkręgowce odnotowano w żołądkach ryb z prawie wszystkich klas długości, z wyjątkiem największych szczupaków o długości 60–70 cm. Udział tych organizmów, zarówno pod względem liczebności, jak i przede wszystkim masy, był jednak niewielki.



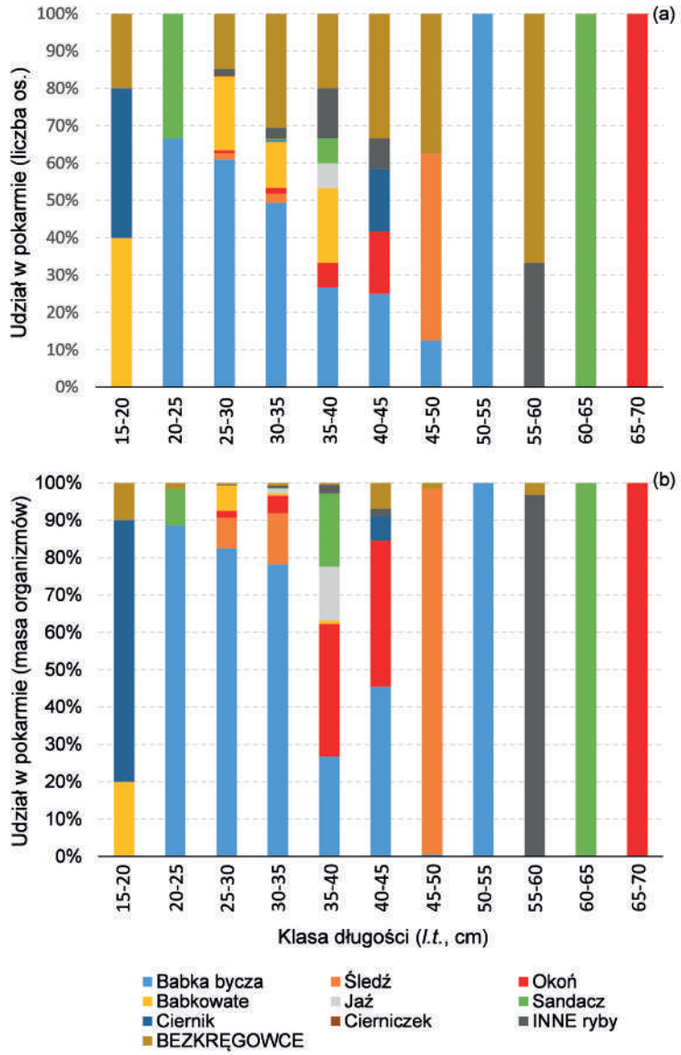



**Rys. 5.** Wyniki analizy zawartości żołądków szczupaka, wyrażone liczbą (a) oraz masą (b) znalezionych w żołądkach organizmów (suma dla wszystkich żołądków). Kategorię „INNE ryby" stanowiły niezidentyfikowane do gatunku osobniki ichtiofauny (ze względu na zaawansowany stopień strawienia). Bezkręgowce to przede wszystkim małże i skorupiaki. Ryby pochodziły z połowów komercyjnych (2020–2022) narzędziami stawnymi na obszarze Zalewu Puckiego

## 2.8. Zawartość żołądków w poszczególnych miesiącach

Odnosząc dane zawartości żołądków do miesiąca połowu szczupaków (rys. 7) należy oczywiście spodziewać się pewnej losowości, wynikającej zarówno z różnic w wielkości ryb poławianych w poszczególnych miesiącach, jak również z różnic w obszarze geograficznym, z którego ryby te pochodziły. Obie zmienne – wielkość ryb oraz obszar występowania będą oddziaływać na obraz

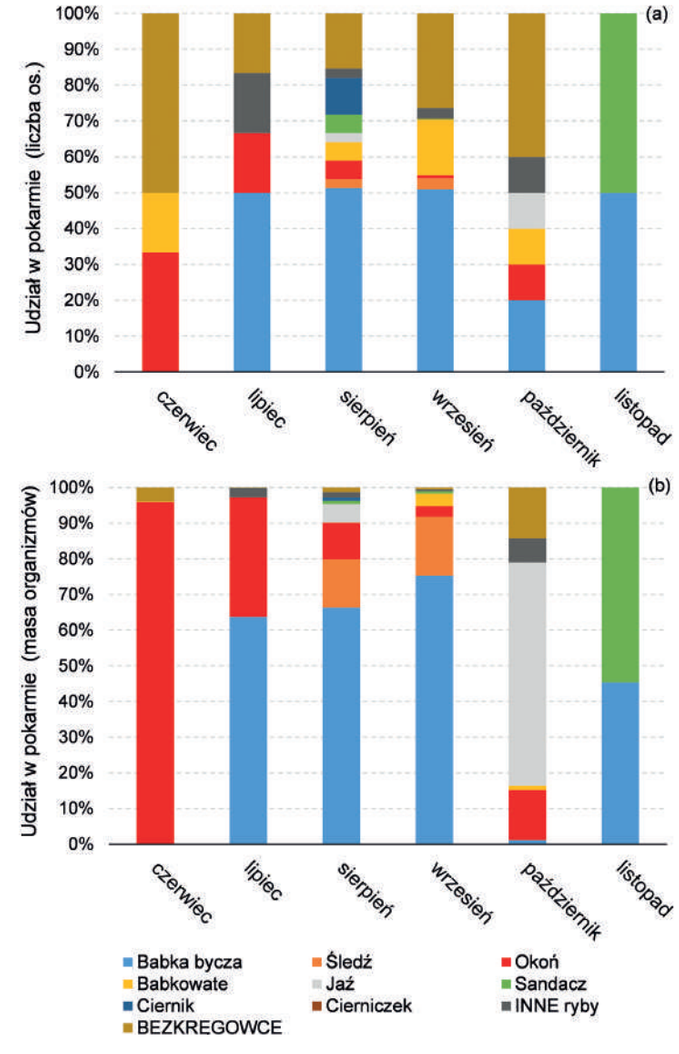
uzyskany dla danego miesiąca. Można jednak uogólnić uzyskane wyniki i stwierdzić, że główny składnik pokarmu szczupaka, którym jest babka bycza, występował licznie w żołądkach praktycznie w każdym z wymienionych miesięcy, z wyjątkiem czerwca. Podobnie, w żołądkach szczupaków przez większość z badanych miesięcy występowały okonie oraz ryby babkowate. Śledzie




**Rys. 6.** Udział procentowy składników pokarmu szczupaka w poszczególnych klasach długości, w oparciu o liczbę (a) oraz masę (b) znalezionych w żołądkach organizmów (suma dla wszystkich żołądków). Kategorię „INNE ryby" stanowiły niezidentyfikowane do gatunku osobniki ichtiofauny (ze względu na zaawansowany stopień strawienia). Bezkręgowce to przede wszystkim małże i skorupiaki. Ryby pochodziły z połowów komercyjnych (2020–2022) narzędziami stawnymi na obszarze Zalewu Puckiego



obserwowano w sierpniu i wrześniu, sandacze w sierpniu i listopadzie, cierniki w sierpniu, a jazie w październiku. Bezkręgowce występowały w pokarmie przez cały okres, z wyjątkiem listopada. Ich udział w liczebności cząstek pokarmowych był zauważalny, jednak ze względu na niewielkie rozmiary, liczebności te nie przekładały się na znaczący udział w masie pokarmu.




**Rys. 7.** Udział procentowy składników pokarmu szczupaka w poszczególnych miesiącach w oparciu o liczbę (a) oraz masę (b) znalezionych w żołądkach organizmów (suma dla wszystkich żołądków). Kategorię „INNE ryby" stanowiły niezidentyfikowane do gatunku osobniki ichtiofauny (ze względu na zaawansowany stopień strawienia). Bezkręgowce to przede wszystkim małże i skorupiaki. Ryby pochodziły z połowów komercyjnych (2020–2022) narzędziami stawnymi na obszarze Zalewu Puckiego

**Fot. 6.** Zawartość analizowanych żołądków szczupaków stanowiły prawie wyłącznie ryby, głównie babka bycza (fot. J. Pawlak)

**Fot. 7.** Zawartość analizowanych żołądków szczupaka w różnym stopniu strawienia składników pokarmowych (fot. J. Pawlak)

## 3. DYSKUSJA

Informacje literaturowe na temat zawartości żołądków szczupaków wód bałtyckich, a w szczególności Zatoki Puckiej, są niestety znikome. Jacobson i in. (2019) przedstawili wyniki analiz zawartości 113 żołądków szczupaków pochodzących z 32 zatok zlokalizowanych wzdłuż wybrzeża Szwecji na odcinku 360 km. Dietę osobników o długości 40–80 cm złowionych w okresie od maja do czerwca stanowiły przede wszystkim ryby z gatunków: ciernik, płoć, śledziowate, węgorzyca i ukleja. Udział organizmów innych niż ryby był śladowy. Szczupaki złowione w okresie od sierpnia do września były znacznie mniejsze (10–25 cm), a ich dietę stanowiły przede wszystkim ryby babkowate, ale również ryby śledziowate i ciernik. W tej grupie wielkościowej udział bezkręgowców (np. równonogów, krewetek) był zauważalnie większy, ale ryby wciąż stanowiły znacznie ponad 90% pokarmu. Są to wyniki pokrywające się z wynikami naszych badań zarówno odnośnie dużego udziału niewielkich ryb babkowatych w diecie szczupaków o wielkości do 30 cm, jak i zwiększającego się udziału większych ryb w diecie szczupaków powyżej ok. 30 cm oraz niewielkiego udziału bezkręgowców w ich pokarmie.

Warto jednak zauważyć, że mimo preferencji szczupaków do odżywiania się rybami, obecność bezkręgowców w ich diecie może być znacząca (Adams, 1991; Beaudoin i in., 1999; Lorenzoni i in., 2002; Soupir i in., 2000; Alp i in., 2008; Cathcart i in., 2019). Co ciekawe, nawet jeśli bezkręgowce są konsumowane przede wszystkim przez mniejsze osobniki (<30 cm), ich udział w diecie dużych szczupaków również może być pokaźny. Taki obraz wyłania się z danych przedstawionych przez Cathcart i in. (2019) dla szczupaka z Alaski (n = 2914). Podobnie, Chapman i in. (1989) wykazali dla szczupaków pochodzących z dziewięciu kanadyjskich jezior (n = 899), że średnia długość ryb tego gatunku, z wyłącznym udziałem bezkręgowców w żołądkach, wynosiła ok. 40 cm. Tak znacząca różnorodność pobieranego pokarmu wynika z dużej zdolności szczupaka do adaptowania się do warunków troficznych panujących w danym środowisku. Tak więc również w Zatoce Puckiej licznie występujące bezkręgowce, zwłaszcza krewetki (Raport z projektu Zatoka Pucka, 2022), należy traktować jako istotne, potencjalne źródło pokarmu dla szczupaka, w przypadku małej dostępności preferowanego pokarmu, którym są oczywiście ryby.

Liczba stwierdzonych podczas naszych analiz pustych żołądków szczupaka stanowiła 39% przeanalizowanych ryb, z tendencją do większej liczby pustych żołądków wśród dużych osobników. Wyniki badań Jacobson i in. (2019) wykazały podobną tendencję – liczba pustych żołądków szczupaka u wybrzeży Szwecji wynosiła 24% w grupie ryb dużych (40–80 cm) i 19% w grupie ryb małych (10–25 cm). Należy podkreślić, że występowanie pustych żołądków na poziomie 30–60%, zwłaszcza u dużych osobników, jest dla szczupaka zjawiskiem często obserwowanym (Nursall, 1973, Diana, 1979, Soupir i in., 2000; Alp i in., 2008), gdyż jest to gatunek, u którego przerwy między posiłkami zazwyczaj przekraczają czas trawienia (Diana, 1979). Jednocześnie mniejszy pokarm, charakterystyczny dla stosunkowo mniejszych osobników, powoduje, że zwiększa się częstotliwość odżywiania, a przez to zmniejsza okres głodowania (Hart i Connellan, 1984). Obserwowana w niniejszych badaniach częstość występowania



pustych żołądków na poziomie 39% jest więc typowa dla szczupaka i nie świadczy o złych warunkach pokarmowych panujących na Zalewie Puckim.

Istotnym komponentem diety szczupaków w obserwacjach Jacobson i in. (2019) był ciernik. Nilsson i in. (2018) na podstawie analizy wielkości otworu gębowego szczupaka oraz wielkości ciernika, określili, że szczupak może zacząć odżywiać się mniejszymi ciernikami po osiągnięciu wielkości ok. 7,8 cm, natomiast przy wielkości 17,5 cm w jego zasięgu znajdują się już wszystkie klasy wielkościowe ciernika. Takie obserwacje nie zaskakują, gdyż wielkość zjadanych ryb jest, co do zasady, skorelowana z wielkością drapieżnika (Nilsson i in., 2018). Zgodnie z wynikami Jacobson i in. (2019) największe ryby zjadane przez szczupaka o długości 20 cm miały długość 5 cm, natomiast szczupaki o długości ok. 60 cm zjadały ryby o długości do 20 cm. Te wyniki odzwierciedlają analizy przedstawione wcześniej przez Nilsson i Bronmark (2000) odnośnie maksymalnej wysokości ciała ofiar szczupaka w zależności od jego wielkości. Nawiasem mówiąc, to właśnie nie długość, a wysokość ciała ofiary jest limitującym czynnikiem, gdyż większość ataków szczupaka ma miejsce w połowie ciała, po czym ofiara jest obracana i dopiero połykana. Dlatego szczupak preferuje ofiary, przy tej samej ich długości, o stosunkowo niskiej wysokości ciała (Nilsson i in., 1995).

Wyniki badań własnych nie wykazały istotnego udziału ciernika w składzie pokarmu szczupaka, mimo że wielkościowo może stanowić potencjalny pokarm analizowanych przez nas szczupaków. Również liczebność ciernika w wodach zatoki jest na tyle znacząca, że wydaje się być on łatwo dostępnym pokarmem (Sapota i in. 2022; Raport z projektu Zatoka Pucka, 2022). Można przypuszczać, że niewielki udział ciernika w składzie diety szczupaków związany był, w pewnym stopniu, z okresem połowu ryb, przypadającym na lato oraz jesień. Prawdopodobnie wiosną i na początku lata, a więc w okresie swojego rozrodu w płytkich wodach, ciernik pojawiałby się częściej w pokarmie szczupaka (Sapota i in., 2022). Inną kwestią jest wybiórczość pokarmowa szczupaka, polegająca na unikaniu ofiar z kolcami lub twardymi promieniami płetw (Eklöv i Hamrin, 1989). Mogłoby to świadczyć o dużej dostępności innych składników pokarmu (w przypadku Zatoki Puckiej przede wszystkim babki byczej), także odżywianie się kolczastym ciernikiem może nie być koniecznością.

Dostępne bezpośrednio dla Zatoki Puckiej dane literaturowe dotyczące odżywiania się szczupaka są nieliczne. Analizy żołądków szczupaka zostały przeprowadzone w ramach projektu Zostera, realizowanego w latach 2010–2014, między innymi przez MIR-PIB. W pokarmie dominowały wówczas babka bycza oraz ciernik i cierniczek. Odnotowano również obecność innych gatunków ryb (głównie okonia, płoci i szprota) oraz krewetek (Psuty i in., 2023).

Rezultaty badań podsumowane w pracy Psuty i in. (2023) wykazały, że w diecie szczupaka z Zatoki Puckiej pojawiały się również małe szczupaki. Wyniki naszych badań, podobnie jak tych realizowanych w bałtyckich wodach Szwecji przez Jacobson i in. (2019), nie wykazały występowania kanibalizmu, mimo że jest to zjawisko w przypadku tego gatunku powszechne, zarówno w okresie larwalnym i wczesnego narybku (Greszkiewicz i in., 2022), jak i w okresie życia dorosłego (Craig, 1996).

## 4. PODSUMOWANIE

Szczupaki do analiz (średnia długość 34,5 cm; zakres długości 20–80 cm) pochodziły z połowów komercyjnych narzędziami stawnymi prowadzonych na obszarze Zalewu Puckiego w latach 2020–2022.

Większość z 350 przeanalizowanych żołądków ryb tego gatunku zawierała pokarm (61%, n = 214). Liczba pustych żołądków na poziomie 39% to wprawdzie wartość typowa dla szczupaka, można jednak przypuszczać, że w rzeczywistości pustych żołądków było mniej, gdyż ryby pochodziły głównie z narzędzi pułapkowych, w których przez kilka, kilkanaście godzin zachodził już proces trawienia pokarmu. Zbliżony był, porównywany pomiędzy latami oraz pomiędzy poszczególnymi rejonami Zalewu Puckiego, stopień wypełnienia żołądków. Najwyższe wartości wypełnienia żołądków obserwowano w sierpniu i wrześniu, a najniższe w czerwcu-lipcu oraz październiku. Wydaje się jednak, że obraz ten mógł być wypadkową różnic w strukturze wielkościowej analizowanych ryb pomiędzy miesiącami oraz rzeczywistych różnic w skuteczności żerowania.

W diecie szczupaka zarówno pod względem liczebności, jak i biomasy, dominowały ryby. Gatunkiem zdecydowanie przeważającym w pokarmie była babka bycza. W dalszej kolejności należy wymienić: okonia, śledzia i ryby babkowate (prawdopodobnie babka mała). W żołądkach znaleziono również inne gatunki ryb: sandacza, jazia, ciernika i cierniczka. Podczas analizy żołądków odnotowano także obecność innych niż ryby grup organizmów, były to przede wszystkim małże (*Cerastoderma glaucum*, *Mytilus edulis*) oraz skorupiaki (*Palaemon adspersus*, *Rhithropanopeus harrisii*, *Idotea balthica*, *Gammarus spp.*, *Saduria entomon*, *Praunus flexuosus*). Ich udział w składzie pokarmu był zauważalny pod względem liczebności cząstek pokarmowych (25%), jednak już w masie pokarmu znaczenie tego komponentu było niewielkie (1%). Nie zaobserwowano symptomów kanibalizmu u przebadanych ryb.

Biorąc pod uwagę wielkość szczupaków, najmniejsze osobniki (15–20 cm) odżywiały się gatunkami ryb o niewielkich rozmiarach osobniczych (ciernik oraz ryby babkowate). W diecie większych (20–35 cm) dominowała okazalsza babka bycza. Dla osobników powyżej 35 cm istotny składnik pokarmu wciąż stanowiła babka bycza, jednak coraz częściej pojawiały się również pozostałe, wymienione już wcześniej, gatunki ryb. Najważniejsze składniki pokarmu szczupaków, babka bycza i okoń, występowały w żołądkach praktycznie przez cały okres badań – od lipca do października. Podobnie, prawie w każdym miesiącu, znajdowane były w żołądkach ryby babkowate oraz bezkręgowce.

Uzyskane w projekcie PIKE i opisane powyżej wyniki stanowią istotne uzupełnienie wiedzy o diecie szczupaka występującego w wodach Bałtyku, a w szczególności Zatoki Puckiej. Wskazują jednocześnie na występowanie w wodach zatoki stosunkowo dobrych warunków pokarmowych, przynajmniej w analizowanym okresie. Pochodzące z letnich zarybień szczupaki osiągały jesienią długość ponad 30 cm.



## 5. BIBLIOGRAFIA


Adams, C.E.,1991. Shift in pike, *Esox lucius* L., predation pressure following the introduction of ruffe, *Gymnocephalus cernuus* (L.) to Loch Lomond. Journal of Fish Biology, 38(5): 663-667.

Alp, A., Yeğen, V., Yağci, M.A., Uysal, R., Biçen, E., Yağci, A., 2008. Diet composition and prey selection of the pike, *Esox lucius*, in Çivril Lake, Turkey. Journal of Applied Ichthyology, 24:670-677.

Anderson, J.T., 1988. A review of size dependent survival during pre-recruit stages of fishes in relation to recruitment. Journal of Northwest Atlantic Fishery Science, 8:55–66.

Beaudoin, C.P., Tonn, W.M., Prepas, E.E., & Wassenaar, L.I.,1999. Individual specialization and trophic adaptability of northern pike (*Esox lucius*): an isotope and dietary analysis. Oecologia, 120:386-396.

Cathcart, C.N., Dunker, K.J., Quinn, T.P., Sepulveda, A.J., von Hippel, F.A., Wizik, A., Young, D.B., Westley, P.A.,2019. Trophic plasticity and the invasion of a renowned piscivore: a diet synthesis of northern pike (*Esox lucius*) from the native and introduced ranges in Alaska, USA. Biological Invasions, 21:1379-1392.

Chambers, R.C., Trippel, E.A., 1997. Early life history and recruitment in fish populations. Chapman & Hall, London.

Chapman, L.J., Mackay, W.C., and Wilkinson, C.W., 1989. Feeding flexibility in northern pike (*Esox lucius*): fish versus invertebrate prey. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 46(4):666-669.

Cieśliński R., Krajewska Z., Chlost I., Jędrasik J., 2022. Hydrologia zlewiska Zatoki Puckiej. W: Bolałek J, Burska D, Zatoka Pucka, t. 1, Aspekty geologiczne i fizyczne, Uniwersytet Gdański, p. 78–93.

Craig, J. F. (eds), 1996. Pike: biology and exploitation. Chapman and Hall, London.

Craig, J.F., 2008. A short review of pike ecology. Hydrobiologia, 601: 5–16.

Diana, J. S.,1979. The feeding pattern and daily ration of a top carnivore, the northern pike (*Esox lucius*). Canadian Journal of Zoology, 57(11): 2121-2127. Eklöv, P., Hamrin, S. F., 1989. Predatory efficiency and prey selection: interactions between pike *Esox lucius*, perch *Perca fluviatilis* and rudd *Scardinus erythrophthalmus*. Oikos, 149-156.

Greszkiewicz, M., Fey, D.P., 2020. Positive temperature effects on the initiation and intensity of cannibalistic behaviour of larval pike, *Esox lucius* L. Is cannibalism reflected in otolith fluctuating asymmetry? Hydrobiologia, 847: 3139–3152.

Greszkiewicz, M., Fey, D.P., Lejk, A.M., Zimak, M., 2022. The effect of salinity on the development of freshwater pike (*Esox lucius*) eggs in the context of drastic pike population decline in Puck Lagoon, Baltic Sea. Hydrobiologia, 849:2781-2795.

Hart, P.J.B., Connellan, B.,1984. Cost of prey capture, growth rate and ration size in pike, *Esox lucius* L., as functions of prey weight. Journal of Fish Biology, 25(3):279-292.

Hunt, B.P., Carbine, W.F., 1951. Food of Young Pike, *Esox lucius* L., and Associated Fishes in Peterson's Ditches, Houghton Lake, Michigan. Transactions of the American Fisheries Society, 80: 67–83.

Jacobson, P., Bergström, U., Eklöf, J.S., 2019. Size-dependent diet composition and feeding of Eurasian perch (*Perca fluviatilis*) and northern pike (*Esox lucius*) in the Baltic Sea. Boreal Environment Research, 24:137–153.

Kekäläinen, J., Niva, T., Huuskonen, H., 2008. Pike predation on hatchery – reared Atlantic salmon smolts in a northern Baltic river. Ecology of Freshwater Fish, 17(1):100-109.

Lorenzoni, M., Corboli, M., Dörr, A. J. M., Giovinazzo, G., Selvi, S., Mearelli, M., 2002. Diets of *Micropterus salmoides* Lac. and *Esox lucius* L. in Lake Trasimeno (Umbria, Italy) and their diet overlap. Bulletin Francais de la peche et de la pisciculture, 365-366:537-547.

Nursall, J.R., 1973. Some behavioural interactions of spottail shiners (*Notropis hudsonius*), yellow perch (*Perca flavescens*), and northern pike (*Esox lucius*). Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 30:1161-1178.

Nilsson, P.A., Brönmark, C., Pettersson, L.B., 1995. Benefits of a predtor-induced morphology in crucian carp. Oecologia, 104:291-296.

Nilsson, P.A., Brönmark, C., 2000. Prey vulnerability to a gape-size limited predator: behavioural and morphological impacts on northern pike piscivory. Oikos, 88(3):539-546.

Nilsson, J., Flink, H., Tibblin, P., 2019. Predator–prey role reversal may impair the recovery of declining pike populations. Journal of Animal Ecology, 88 (6):927-939.

Nilsson, P.A., Ranaker, L., Hulthen, K., Nilsson-Ortman, V., Bronmark, C., Brodersen, J., 2023. First-season growth and food of YOY pike (*Esox lucius*) are habitat specific within a lake. Fisheries research, 259:106563.

Oele, D.L., Gaeta, J.W., Rypel, A.L., McIntyre, P.B., 2019. Growth and recruitment dynamics of young − of − year northern pike: Implications for habitat conservation and management. Ecology of Freshwater Fish, 28(2):285-301.

Psuty, I., Zaporowski, R., Gaweł, W., 2023. Goodbye to northern pike (*Esox lucius*) in the Polish southern Baltic? Fisheries Research, 258(8):106549.

Sapota M.R., Lizińska A.J., Skóra M.E., Górski W., 2022. Ichtiofauna Zatoki Puckiej. W: Bolałek J, Burska D, Zatoka Pucka, t. 3, Aspekty świata ożywionego, Uniwersytet Gdański, p. 240–260.

Skov, C., Nilsson, P.A. (eds), 2018. Biology and ecology of pike. CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton.

Soupir, C.A., Brown, M.L., Kallemeyn, L. W., 2000. Trophic ecology of largemouth bass and northern pike in allopatric and sympatric assemblages in northern boreal lakes. Canadian Journal of Zoology, 78(10):1759-1766.

Zgrundo, A., Złoch, I., 2022. Gone and back – the anthropogenic history of *Coccotylus brodiei* (Turner) Kützing and *Furcellaria lumbricalis* (Hudson) J.V.Lamouroux in the Gulf of Gdańsk (Southern Baltic Sea), Water, MDPI AG, 14(14): 1-12.

Zgrundo A., Złoch I., Kobos J., 2022. Makroflora Zatoki Puckiej. W: Bolałek J, Burska D, Zatoka Pucka, t. 3, Aspekty świata ożywionego, Uniwersytet Gdański, p. 107–125.

# 12

# „Słony szczupak” – rozród w słonawych wodach Bałtyku jako strategia rozrodcza

rozdział | 12

# „Słony szczupak” – rozród w słonawych wodach Bałtyku jako strategia rozrodcza

*Dariusz P. Fey[1], Martyna Greszkiewicz[1], Adam M. Lejk[2], Michał Zimak[2], Anna Wąs-Barcz[3], Mirosław Szczepkowski[4]*

[1] *Zakład Oceanografii Rybackiej i Ekologii Morza, Morski Instytut Rybacki – PIB, ul. Kołłątaja 1, 81-332 Gdynia*

[2] *Zakład Logistyki i Monitoringu, Morski Instytut Rybacki – PIB, ul. Kołłątaja 1, 81-332 Gdynia*

[3] *Zakład Zasobów Rybackich, Morski Instytut Rybacki – PIB, ul. Kołłątaja 1, 81-332 Gdynia.*

[4] *Zakład Hodowli Ryb Jesiotrowatych, Instytut Rybactwa Śródlądowego – PIB, 11-610 Pozezdrze, Pieczarki 50*

## 1. SZCZUPAK ZATOKI PUCKIEJ

### 1.1. Szczupak anadromiczny

Szczupak (*Esox lucius*) uważany jest powszechnie za gatunek typowo słodkowodny. W rzeczywistości jest jednak gatunkiem o bardzo szerokim zasięgu występowania (Crossman, 1996; Craig, 1996) i chociaż rzeczywiście występuje przede wszystkim w wodach słodkich, zarówno w jeziorach, jak i rzekach (Craig, 2008), jest również stałym mieszkańcem akwenów słonawowodnych, takich jak na przykład Morze Bałtyckie i Morze Kaspijskie (Crossman, 1996; Skov i Nilsson, 2018). W Morzu Bałtyckim zasiedla wybrzeża wszystkich państw bałtyckich. Niestety, liczebność populacji szczupaka w Morzu Bałtyckim przez ostatnie cztery dziesięciolecia drastycznie spadła (Olsson, 2019; Olsson i in., 2023). I tak, na przykład, połowy komercyjne na obszarze Zachodniego Estońskiego Archipelagu spadły z około 70 ton na rok w latach 70. i 80. XX w. do około 10 ton na rok w latach 2000 (Rohtla i in., 2012). Wprawdzie są rejony, w których ten spadek nie jest tak duży, ale są też takie, gdzie stan obecny to wręcz kilka procent poziomu z lat 70. (Andersson i in., 2000; Almesjö i Hansson, 2001; Westin i Limburg, 2002). Co gorsza, można również wskazać obszary, w których nastąpił wręcz zanik występujących w przeszłości populacji. Takim obszarem jest Zatoka Pucka, gdzie połowy spadły z około 40–50 ton rocznie w latach 60. – do poziomu kilkudziesięciu lub kilkuset kilogramów rocznie w okresie od końca lat 70. do chwili obecnej (zob. rozdz. 3). Szczegółowa analiza wahań liczebności poszczególnych populacji bałtyckich na przestrzeni ostatnich 20 lat została przedstawiona przez Olsson i in. (2023).

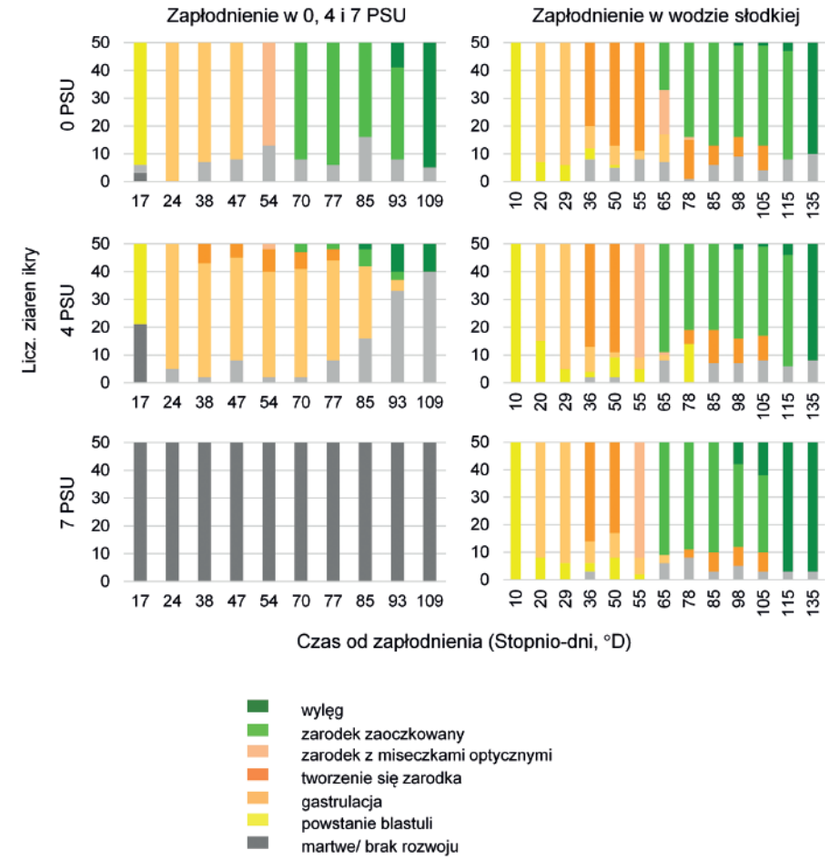
Jedną z najważniejszych przyczyn tak drastycznych zmian w liczebności populacji bałtyckich szczupaka jest utrata dostępu do słodkowodnych tarlisk przez ten gatunek. Regulacje rzek, budowa wszelkiego rodzaju zastawek, przepompowni i osuszanie terenów zalewowych doprowadziły do zaniku pojawiających się w przeszłości w okresie wiosennym rozlewisk (Hoffman i in., 2000). Dla przykładu, w rejonach Szwecji (Skane i Malardalen) zanikło ok. 90% powierzchni obszarów słodkowodnych (Hagerberg i in., 2004). To właśnie takie zmiany były główną przyczyną utraty tarlisk populacji anadromicznej w Zatoce Puckiej (Greszkiewicz i in., 2022). Budowa przepompowni na rzece Płutnicy nie tylko przyczyniła się do osuszenia pobliskich rozlewisk, ale również odcięła dostęp do wciąż istniejących kanałów łączących się z rzeką. Oczywiście presja rybacka i przełowienie, zarówno w wyniku działalności komercyjnej, jak i wędkarskiej, nie są bez znaczenia, ale najczęściej nie są też czynnikiami najważniejszymi. Z innych przyczyn mających wpływ na zmniejszanie liczebności populacji szczupaka w Bałtyku, warto również wymienić zmiany w strukturze przybrzeżnych populacji ryb, polegające na zmniejszaniu się liczebności ryb drapieżnych przy jednoczesnym zwiększaniu się liczebności mniejszych gatunków ryb planktonożernych, przede wszystkim ciernika (*Gasterosteus aculeatus*). Ciernik w okresie wiosennym, kiedy odbywa tarło, zbliża się do płytszych wód przybrzeżnych, gdzie może odżywiać się nie tylko zooplanktonem, ale również jajami i larwami innych ryb, w tym szczupaka. Biorąc pod uwagę bardzo znaczny wzrost liczebności ciernika w wielu obszarach bałtyckich, wspomniana presja może odgrywać istotne znaczenie (Nilsson, 2006; Nilsson i in.; 2019; Donadi i in., 2020). Podobne znaczenie ma również znaczny wzrost presji drapieżniczej, wynikającej ze wzrostu liczebności ptaków i ssaków, czyli przede wszystkim kormoranów i fok (Olsson, 2019; Bergström i in., 2022). Niewątpliwie w poszczególnych rejonach geograficznych nieco odmienne czynniki środowiskowe mogą odgrywać główną rolę w obserwowanym tak drastycznym spadku liczebności populacji szczupaka, ale najczęściej będzie to ich kumulacja, na przykład mniejsza dostępność tarlisk połączona z presją drapieżniczą ze strony ciernika i ptaków oraz presją rybacką.

### 1.2. Szczupak słodkowodny

Obecnie w Zatoce Puckiej dawna populacja anadromiczna szczupaka została zastąpiona przez nielicznych reprezentantów populacji słodkowodnej. Wynika to z faktu, że uzupełnienie tego gatunku nie pochodzi z naturalnego rozrodu, ale jest wynikiem okazjonalnych zarybień przeprowadzanych przez instytucje naukowe w ramach podejmowanych projektów badawczych. Przykładem takich działań są realizowane przez MIR-PIB we współpracy z innymi instytucjami projekty – ZOSTERA (2010–2013) i PIKE (2020–2023). Pewne wsparcie mogą również stanowić, chociaż raczej symboliczne, przeprowadzane przez Polski Związek Wędkarski zarybienia rzeki Płutnicy. Niestety, nie ma możliwości wykorzystania do zarybień tarlaków anadromicznych, gdyż one już w Zatoce Puckiej nie występują. Siłą rzeczy materiał zarybieniowy stanowi wylęg lub narybek pochodzący z ikry pozyskanej od tarlaków słodkowodnych. W projekcie PIKE zarybienia były realizowane częściowo w oparciu o ikrę od tarlaków z jeziora Łebsko, w którego wodach występuje nieco podwyższone zasolenie (ok. 2–3 PSU). Wciąż jednak nie były to oczywiście ryby anadromiczne.

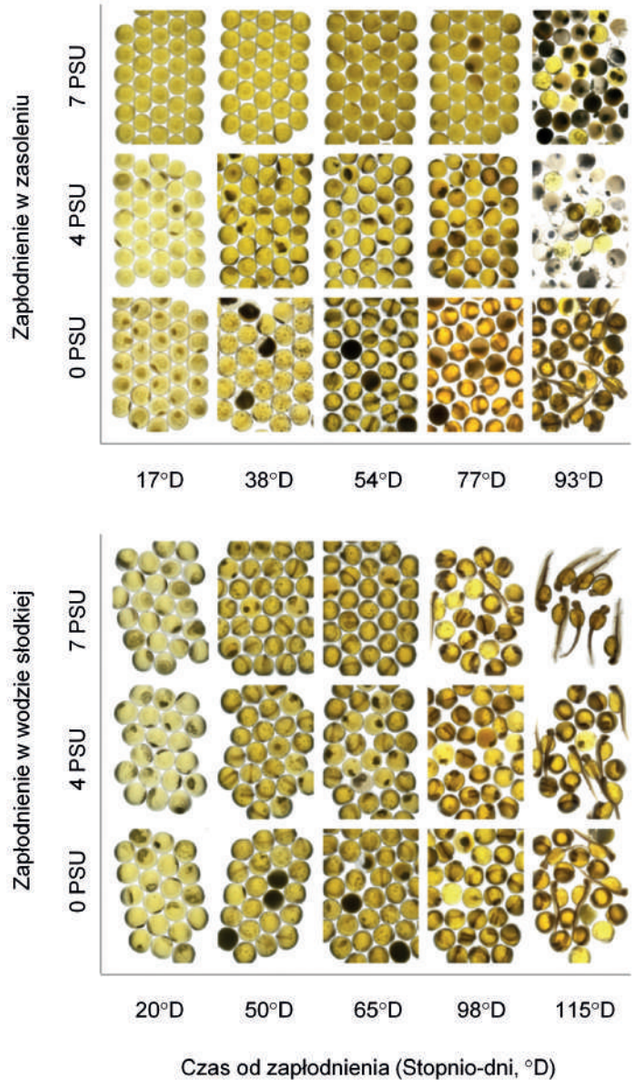


W sytuacji, gdy brak jest dostępu do słodkowodnych tarlisk, powstaje pytanie, na ile możliwy jest skuteczny rozwój ikry i wylęg larw w słonawej wodzie Zatoki Puckiej. Odpowiedzi dostarczają wyniki uzyskane w trakcie eksperymentu przeprowadzonego w ramach projektu PIKE w Ośrodku Eksperymentalno-Hodowlanym MIR-PIB (Greszkiewicz i in., 2022). Eksperyment polegał na inkubacji ikry pochodzącej od tarlaków słodkowodnych (tylko takie ryby występują obecnie w Zatoce Puckiej) w zasoleniu 0, 4 i 7 PSU, w dwóch wariantach: zapłodnienia ikry w tej samej wodzie, w której była inkubowana oraz zapłodnienia w wodzie słodkiej, z której po godzinie została przeniesiona do właściwego zasolenia (rys. 1, fot. 1). Wyniki przeprowadzonego eksperymentu wskazują, że jeżeli tylko ikra




**Rys. 1**. Rozwój ikry szczupaka w wodzie o zasoleniu 0, 4 i 7 PSU, w dwóch wariantach: zapłodnienie w wodzie o danym zasoleniu (lewy panel) oraz zapłodnienie w wodzie słodkiej i przeniesienie ikry do analizowanego zasolenia po 1 godzinie (prawy panel). Skala rozwoju: zmodyfikowana z Raat (1988). Stopniodni (°D) to liczba dni trwania embriogenezy x średnia temperatura dobowa wody (źródło: Greszkiewicz i in., 2022; zmienione)

została zapłodniona w wodzie słodkiej, wyższe zasolenie w późniejszym okresie rozwoju nie powodowało negatywnych skutków dla jego dalszego przebiegu, a sukces wylęgu był na bardzo wysokim poziomie, ponad 80–90%. Gdy jednak cały proces, już od zapłodnienia, przebiegał w poszczególnych wariantach zasolenia, sukces wylęgu wynosił 89% w wodzie




**Fot. 1**. Rozwój ikry szczupaka w wodzie o zasoleniu 0, 4 i 7 PSU w dwóch wariantach: zapłodnienie w wodzie o danym zasoleniu (górny wykres) oraz zapłodnienie w wodzie słodkiej i przeniesienie ikry do analizowanego zasolenia po 1 godzinie (dolny wykres). Stopniodni (°D) to liczba dni trwania embriogenezy x średnia temperatura dobowa wody (źródło: Greszkiewicz i in., 2022; zmienione)



słodkiej, 16,7% w 4 PSU i 0% w 7 PSU. Można więc stwierdzić, odnosząc uzyskane wyniki do warunków obserwowanych w środowisku naturalnym, że wody Zatoki Puckiej (zasolenie ok. 7 PSU) nie stanowią odpowiedniego dla szczupaka środowiska do rozrodu. Wyniki te potwierdzają dostępne dane literaturowe (Westin i Limburg, 2002; Bonisławska, 2014; Sunde i in., 2018), wskazujące na negatywny wpływ zasolenia wód bałtyckich na rozwój ikry szczupaka populacji anadromicznej lub słodkowodnej.

## 2. POPULACJA SŁONOWODNA

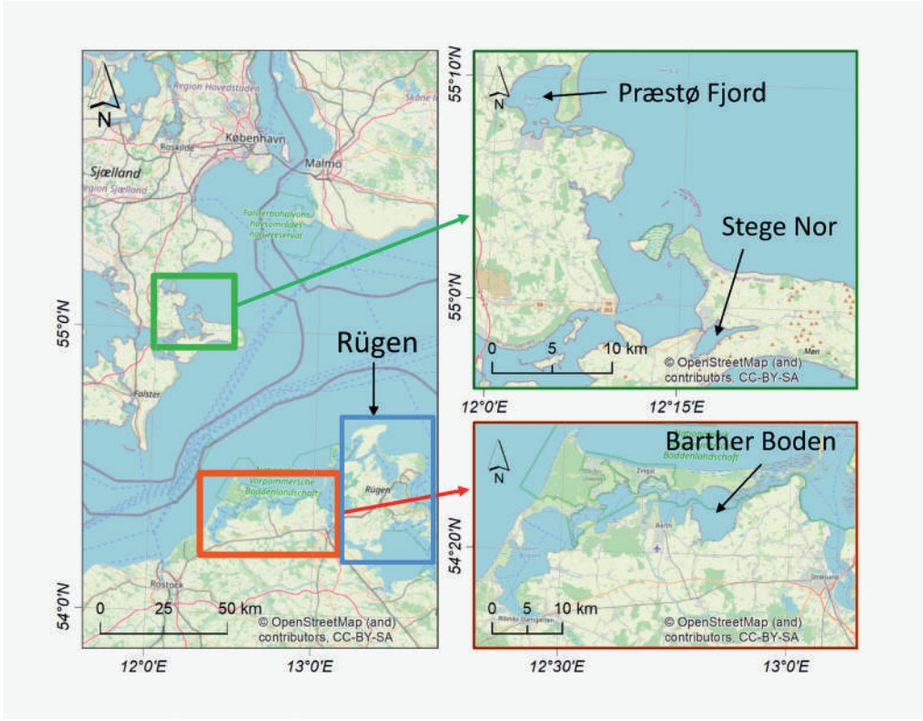
### 2.1. Charakterystyka populacji

W Bałtyku, obok populacji anadromicznych żyjących w morzu, ale rozradzających się w wodzie słodkiej, występują również populacje, które nie wymagają do rozrodu słodkowodnych tarlisk na rozlewiskach. Szczupaki należące do tej grupy nie tylko żerują w morzu, ale również się w nim skutecznie rozradzają (Andersson i in., 2000; Westin i Limburg, 2002; Lappalainen i in., 2008; Lehtonen i in., 2009; Engstedt i in., 2010; Jørgensen i in., 2010; Rothla i in., 2012; Jacobsen i in., 2017; Möller i in., 2019, 2020). W języku angielskim populacje te określane są jako „resident brackish population". W dalszej części tego rozdziału będziemy się do tej populacji odnosić, używając określenia „populacja słonowodna" lub „szczupak słonowodny" w tym znaczeniu, że populacja ta w słonej wodzie również się rozmnaża, a nie tylko w niej występuje, tak jak ma to miejsce w przypadku populacji anadromicznej.

W okresie wiosennym przedstawiciele populacji anadromicznej szczupaków rozpoczynają poszukiwania odpowiednich tarlisk do rozrodu w rzekach i na słodkowodnych rozlewiskach, a szczupaki słonowodne rozpoczynają tarło w osłoniętych zatokach wód przybrzeżnych. Według Lehtonena i Toivonena (1981) zamieszkujące Morze Bałtyckie słonowodne populacje szczupaków mogą rozmnażać się w całym Morzu Bałtyckim, tj. w płytkich wodach na roślinności wodnej, ale na nieco większych głębokościach niż w wodach śródlądowych. Są również przystosowane do morskich podłoży tarłowych i zwykle wybierają morszczyn (*Fucus*) na głębokości około 0,5–2 m. Można jednak założyć, że pomimo pewnych preferencji, prawie każde podłoże, nie tylko roślinne, zapewniające możliwość przyczepienia się ikry, a następnie larw w okresie resorpcji woreczka żółtkowego, będzie stanowić odpowiedni substrat (Nilsson, 2006; Kallasvuo i in., 2011). Będą to więc zarówno zalane trawy, makrofity, większa roślinność naczyniowa, jak i duże kamienie oraz korzenie. Taka strategia zapewnia schronienie przed drapieżnikami i znacząco obniża śmiertelność w okresie wczesnolarwalnym, w porównaniu z gatunkami, których larwy w tym czasie przebywają w toni wodnej. Rozród w wodach przybrzeżnych, w porównaniu z wędrówkami anadromicznymi, ma tę zaletę, oprócz lepszego dostępu do tarlisk, że larwy i narybek nie są narażone na śmiertelność wynikającą ze zbyt późnego opuszczania tarliska, kiedy to w szybkim tempie spada poziom wody, co powoduje osuszanie rozlewisk. Jest to zagrożenie nie tylko dla larw i narybku, ale również dla ikry. Po rozrodzie, przedstawiciele obu populacji – anadromicznej i słonowodnej ponownie mieszają się w wodach przybrzeżnych, gdzie intensywnie żerują (Engstedt i in.,

2014). Przykładem obszarów, na których nie tylko występuje, ale wręcz dominuje populacja słonowodna, są przymorskie zatoki na wybrzeżu Danii (np. Zatoka Stege i Zatoka Præstø) oraz Niemiec, np. wokół wyspy Rugii (rys. 2, fot. 2 i 3). Zasolenie w tych zatokach wynosi ok. 8–10 PSU.

Strategia wędrówek anadromicznych oraz rozrodu w rzekach i na rozlewiskach ma oczywiście swoje zalety. Pozwala uniknąć znaczącej presji ze strony występujących licznie w przybrzeżnych wodach Bałtyku cierników, sprzyja szybszemu rozwojowi ikry i szybszemu tempu wzrostu larw w szybko nagrzewających się płytkich (często 10–40 cm) wodach rozlewisk. Tempo wzrostu larw i wczesnego narybku szczupaka w pierwszym miesiącu życia, przy sprzyjających temperaturach, może przekraczać 1 mm/d. Szybszy rozwój ikry, jak również wzrost larw, skraca z kolei czas, w którym te stadia narażone są na presję drapieżniczą. Jeśli jednak brak jest dostępu do takich tarlisk, adaptacja do rozrodu w wodach morskich jest niezwykle cenna. Niestety liczebność populacji słonowodnej jest często zbyt niska, aby zrekompensować w skali całego Bałtyku straty spowodowane utratą tarlisk słodkowodnych. Z drugiej strony, nawet jeśli występowanie populacji słonowodnej nie pozwala na odtworzenie stanu liczebności sprzed lat, lokalnie ich obecność w sposób istotny może wspierać potrzeby rybołówstwa przybrzeżnego lub wędkarstwa.




**Rys. 2.** Przykład obszarów z dominacją występowania populacji „słonowodnej" szczupaka, rozradzającej się bezpośrednio w wodach bałtyckich (mapa: Z. Celmer)

**Fot. 2.** Widok na Zatokę Præstø w Danii. Są to wody o zasoleniu ok. 8–10 PSU, w których dominuje populacja słonowodna szczupaka – rozradzająca się bezpośrednio w słonawych wodach zatoki (fot. D. Fey)

**Fot. 3.** Tarlak szczupaka populacji słonowodnej, rozradzającej się bezpośrednio w wodach morskich. Zdjęcie zrobione w hodowli w miejscowości Ringsted w Danii. Jest to jedyny w Danii ośrodek podchowu narybku szczupaka. Tarlaki słonowodne zostały złowione w celu przeprowadzenia kontrolowanego rozrodu i uzyskania ikry oraz wylęgu populacji słonowodnej w celach zarybieniowych (fot. D. Fey)

## 2.2. Rozród – badania doświadczalne

Potwierdzenie dostosowania fizjologicznego do rozrodu w odmiennych warunkach zasoleniowych dla populacji słonowodnej uzyskano w badaniach eksperymentalnych. Westin i Limburg (2002) obserwowali prawidłowy rozwój ikry szczupaka populacji słonowodnej w 6,6 i 6,9 PSU. Podobnie wyniki badań przeprowadzonych dla populacji szczupaka słonowodnego z Zatoki Stege Nor w Danii wskazują, że ikra rozwijała się pomyślnie w zasoleniu 6 i 8,5 PSU, podczas gdy w zasoleniach 0 i 3 PSU nieprawidłowy rozwój embrionalny skutkował brakiem wylęgu (Jørgensen i in., 2010). Larwy po wylęgu w ciągu 10 dni tolerowały, po krótkim okresie adaptacji, zasolenie równoważne zasoleniu środowiska naturalnego na tarliskach, to jest ok. 8–12 PSU. Autorzy zaobserwowali, że o ile krótkotrwały wzrost zasolenia do 13–14 PSU nie musi oznaczać całkowitej śmiertelności larw i narybku, przekroczenie takiej wartości powoduje masową śmiertelność. Taki nagły wpływ silnie zasolonej wody z Morza Północnego zdarza się w zachodniej części Bałtyku i w krótkim okresie może doprowadzić do wzrostu zasolenia nawet do 18–20 PSU (Schinke i Matthäus, 1998). Tak wysokie skoki zasolenia, powyżej 14 PSU, stanowią zagrożenie nie tylko we wczesnym, embrionalnym i larwalnym okresie rozwoju, ale również dla ryb dorosłych. Były obserwowane lata, w których w wodach duńskich (np. w roku 1930 i 1951) dochodziło na skutek takich wlewów do wyginięcia prawie całej populacji szczupaka (Larsen i in., 2005).

Stosunkowo wysoka tolerancja ikry i larw szczupaka na zasolenie obserwowana dla populacji słonowodnej, nie jest cechą ikry i larw populacji anadromicznej. Dla tej ostatniej, zasolenie już na poziomie 3–4 PSU drastycznie ogranicza sukces rozwoju ikry i wylęgu larw (Bonisławska, 2014; Sunde i in., 2018; Greszkiewicz i in., 2022). Nieco wyższe zasolenia, 5–6 PSU, mogą ponadto wpływać negatywnie na tempo wzrostu larw szczupaka, jeśli nie pochodzą one z populacji słonowodnej (Engstrom-Ost i in., 2005; Kuznietsov i in., 2016).

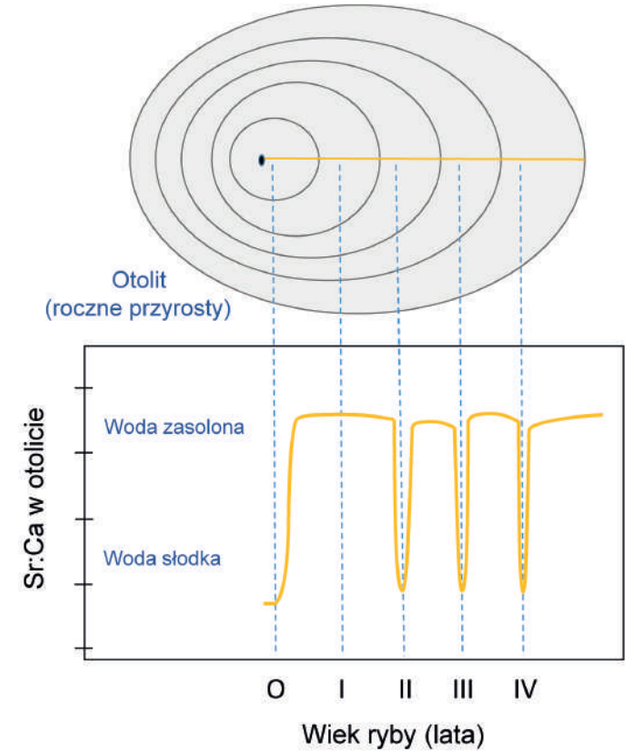
## 2.3. Występowanie

Ponieważ szczupaki reprezentujące dwie opisane powyżej strategie rozrodcze występują przez większą część roku razem w wodach przybrzeżnych, niezwykle trudne jest precyzyjne określenie, jaki jest udział populacji słonowodnej i anadromicznej w Bałtyku. Dostępna na ten temat wiedza jest szczątkowa i sprowadza się do lokalnych doniesień.

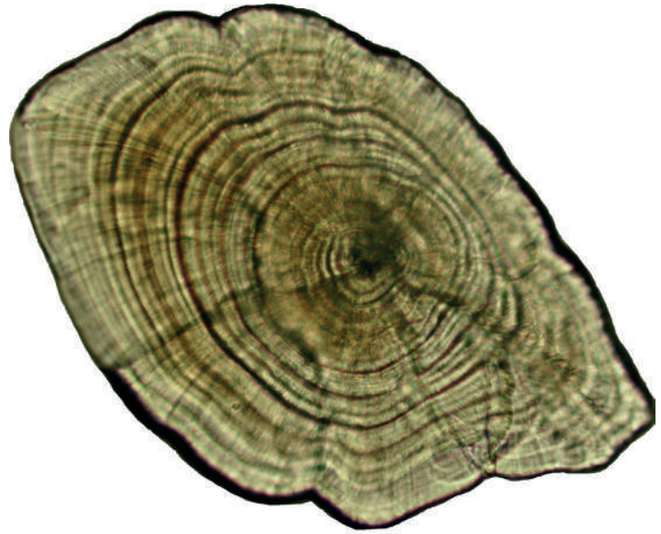
Jedną z metod dającą taką możliwość jest analiza mikrochemii otolitów, a konkretnie stosunku zawartości strontu do wapnia – Sr:Ca (Radtke i in., 1996; Westin i Limburg, 2002). Dużo wyższa zawartość Sr w wodach słonych w porównaniu do wód słodkich znajduje odzwierciedlenie w składzie chemicznym otolitu. Nawet jeśli zawartość Sr w strukturze otolitu jest w pewnym stopniu modyfikowana przez spożywany pokarm (Engstedt i in., 2012), dominujący sygnał pochodzi z zawartości Sr w wodzie (Walther i Thorrold, 2006). Tak więc, wykonując pomiary od centrum otolitu do krawędzi, odtwarzamy historię zasoleniową poszczególnych osobników, a następnie grup i populacji – od dnia wylęgu (centrum otolitu) do śmierci w momencie złowienia (krawędź otolitu) – rysunek 3. Już samo określenie wartości Sr:Ca w centrum otolitu pozwala na określenie pochodzenia danego osobnika – słodkowodne przy niskim



stężeniu analizowanego pierwiastka lub słonowodne, przy wysokim. Jeszcze bardziej precyzyjne informacje możemy uzyskać, jeżeli taki przebieg zmian w doświadczanym zasoleniu nałożymy na wiek, który również możemy odczytać z otolitów na tym samym promieniu od centrum do krawędzi (Radtke i in., 1996). Może to być wiek w latach, w przypadku ryb dorosłych (przyrosty roczne) lub w dniach, w przypadku larw i osobników młodocianych (przyrosty dobowe) – fotografia 4. Dobowy charakter mikroprzyrostów odkładanych na otolitach szczupaka w pierwszym miesiącu życia został niedawno potwierdzony przez Fey i in. (2019).




**Rys. 3**. Schemat obrazuje zasadę wykorzystania w badaniach wędrówek ryb dwuśrodowiskowych zjawiska występowania większych stężeń Sr w wodzie morskiej niż w wodzie słodkiej – poprzez określenie ilości Sr w odniesieniu do ilości Ca (Sr:Ca) w otolitach. Wykonując pomiary Sr:Ca od centrum otolitu do krawędzi odtwarzamy historię zasoleniową poszczególnych osobników, a następnie grup i populacji, od dnia wylęgu (centrum otolitu) do śmierci w momencie złowienia (krawędź otolitu). Na tej zasadzie wartość Sr:Ca w samym centrum otolitu informuje o pochodzeniu (miejscu wylęgu) danego osobnika. Na schemacie przedstawiono sytuację, w której szczupak populacji anadromicznej wykluł się na słodkowodnym rozlewisku, a następnie żył w morskiej wodzie słonawej i począwszy od drugiego roku życia wchodził do wód słodkich na tarło



**Fot. 4.** Otolit juwenilnego szczupaka w wieku 28 dni, uwidaczniający mikrostrukturę dobowych przyrostów – prążków formowanych z częstotliwością jeden na dobę, których liczba odzwierciedla wiek danego osobnika. Dodatkowych informacji, oprócz wieku, dostarcza szerokość przyrostów, która to jest skorelowana z tempem wzrostu ryby – szersze prążki powstają u osobników szybciej rosnących (fot. D. Fey)

Stosując powyższą metodę, Engstedt i in. (2010) wykazali dla szczupaków z wybrzeży Szwecji 55% udział szczupaka słonowodnej i 45% udział anadromicznej populacji. Z kolei Rohtla i in. (2012) stwierdzili w Zatoce Matsalu (Estonia) udział populacji anadromicznej na znacznie wyższym poziomie, bo aż 82%. Dominację osobników z populacji słonowodnej (94%) wykazali natomiast Möller i in. (2020) dla wód wokół wyspy Rugii. Powyższe dane należy traktować jako tzw. *case studies*, których wyniki są w dużym stopniu konsekwencją specyficznych warunków panujących w badanym obszarze o niewielkiej powierzchni. Będzie to na przykład liczba rzek i strumieni czy dostępność odpowiedniego dla złożenia ikry podłoża w sąsiedztwie miejsc połowu ryb. Oznacza to, że prezentowane proporcje w udziale poszczególnych strategii rozrodczych nie muszą być tożsame dla całego wybrzeża poszczególnych państw – Szwecji, Niemiec i Estonii. Możemy założyć, że udział szczupaków rozradzających się w wodach bałtyckich będzie największy w Bałtyku zachodnim i zachodniej części Bałtyku południowego. Zasadniczo, czym dalej na wschód i na północ, tym mniejsze będzie znaczenie tej strategii rozrodczej, ze względu na lepszy dostęp do słodkowodnych rozlewisk. Z pewnością prezentowane wyniki świadczą, pomijając duże zróżnicowanie pomiędzy poszczególnymi rejonami geograficznymi, o znacznym udziale populacji słonowodnej, rozradzającej się w bałtyckich wodach przybrzeżnych. Występowanie tej populacji nie jest więc tylko ciekawostką o niewielkim znaczeniu. Wręcz przeciwnie, nie można wykluczyć, że reprezentuje ona istotną część populacji szczupaka w wodach bałtyckich.



Teoretycznie innym sposobem na identyfikację i odróżnienie lokalnych populacji anadromicznych rozradzających się w wodzie słodkiej od tych, które wymagają do rozrodu warunków słonowodnych, mogłaby być genetyka. Zróżnicowanie genetyczne populacji szczupaka w Bałtyku jest znaczące już pomiędzy zgrupowaniami znajdującymi się w stosunkowo niewielkiej odległości, często zaledwie kilkudziesięciu kilometrów (Wennerstrom i in., 2017; Möller i in., 2021). Czynniki inne niż odległość geograficzna, takie jak: stan środowiska, działalność zarybieniowa, czy też interesująca nas przynależność do określonej populacji reprezentującej odmienne strategie rozrodcze, oczywiście również znajdują odzwierciedlenie w obserwowanej zmienności genetycznej (Nordahl i in., 2019; Sunde i in., 2020, 2022; Wąs-Barcz i in. 2023). Wskazywały na to pośrednio także wyniki badań przeprowadzone w ramach projektu PIKE (zob. rozdz. 2) dla osobników pochodzących z polskich jezior śródlądowych, jezior przymorskich (Łebsko, Drużno, Gardno) – fotografia 5, słonawych wód wewnętrznych (Motława, Martwa Wisła), przymorskich rzek (Reda, Płutnica) oraz osobników z populacji rozradzającej się w wodach słonych Zatoki Præstø w Danii. Choć wspomniana przynależność do jednej z dwóch typów omawianych populacji skutkuje dodatkową zmiennością, jej wielkość na ogół stanowi mniejszą część ogólnego zróżnicowania (Sunde i in., 2022). Dokonanie jednoznacznego podziału populacji w okresie żerowania na dwie omawiane grupy o różnej strategii rozrod-

**Fot. 5.** Baza rybacka nad jeziorem Łebsko. Jest to jezioro przymorskie znajdujące się pod wpływem zasolonych wód bałtyckich. Zasolenie może się znacząco różnić w poszczególnych rejonach i zmieniać w zależności od kierunku wiatru oraz napływu wód zewnętrznych, ale wartości ok. 2–3 PSU są naturalnym stanem tego akwenu (fot. D. Fey)

czej nie jest więc zadaniem łatwym. Można wprawdzie na podstawie opracowanych ostatnio markerów SNP oraz analizy ekspresji genów związanych z behawiorem powrotu na tarlisko, podjąć próbę takiego selekcjonowania osobników, jest to jednak metoda bardzo pracochłonna i kosztowna. Istnieje ryzyko, że nawet gdyby takie badania zakończyły się sukcesem, skala uzyskanych informacji mogłaby okazać się niewspółmierna w stosunku do poniesionych kosztów.

### 2.4. Populacja słonowodna w polskich wodach

Powstaje pytanie, czy szczupak słonowodny występuje lub występował w polskich wodach przybrzeżnych? Istnieje hipoteza, zgodnie z którą szczupak występujący jeszcze w latach 70. XX w. w wodach Zatoki Puckiej mógł w jakiejś części przynależeć do opisanej powyżej populacji słonowodnej. Świadczy o tym pośrednio mapa tarlisk Zatoki Puckiej wykonana przez inspektorów rybackich w latach 70. Na obszarze zatoki mogły więc istnieć dwie populacje szczupaków – zarówno ta trąca się na okresowo zalewanych łąkach przy ujściu rzeki Płutnicy i mniej liczna, która była w stanie z sukcesem rozradzać się w wodach zasolonych. Tak jak ma to miejsce u wybrzeży Danii, Szwecji czy Niemiec. Nawet jeśli hipoteza o występowaniu niegdyś w wodach Zatoki Puckiej populacji słonawowodnej jest trudna do zweryfikowania, samą perspektywę wprowadzenia do wód zatoki populacji szczupaka rozradzającego się w sposób naturalny w wodach zasolonych należy uznać za wartą uwagi, gdyż dającą szansę na odtworzenie zasobów szczupaka w tych wodach.

Podstawą do takich rozważań jest występowanie na danym obszarze warunków środowiskowych sprzyjających skutecznemu rozrodowi, przede wszystkim warunków temperaturowych i zasoleniowych wody. Obserwowany w Zatoce Puckiej zakres temperatur w okresie wczesnowiosennym wynosi od 5 do 12°C i jest zbliżony do temperatur w innych obszarach Bałtyku, w których szczupak słonawowodny występuje, a co ważniejsze wymagania temperaturowe tej populacji są takie same jak populacji anadromicznej. Różnice w wymaganiach pojawiają się oczywiście w przypadku zasolenia. O ile populacja anadromiczna potrzebuje do skutecznego rozwoju ikry wody słodkiej, ewentualnie o niewielkim zasoleniu na poziomie do 2 PSU (Bonisławska, 2014; Kuznetsov i in., 2016; Greszkiewicz i in., 2022), populacja rozmnażająca się w wodach Bałtyku wymaga zasolenia o wartości od 6 do 8 PSU (Westin i Limburg, 2002; Jørgensen i in., 2010). Takie warunki w Zatoce Puckiej występują. Pozostaje kwestia dostępności podłoża, do którego mogłaby przyczepić się ikra, a następnie wylęg z woreczkiem żółtkowym. Mogą to być rośliny wynurzone oraz podłoże przydenne, na przykład trawa morska. Zatoka Pucka może nie jest pod tym względem środowiskiem doskonałym, ale dostępność takiego podłoża jest obecnie znacznie większa niż w latach 70. i 80. (Zgrundo i Złoch, 2022; Zgrudno i inn., 2022).

Ponieważ populacja słonowodna szczupaka w wodach polskich nie występuje, jej wprowadzenie oznacza pojawienie się nowego komponentu w środowisku. Należy jednak podkreślić, że w tym przypadku nie możemy mówić o wprowadzeniu nowego gatunku, gdyż obie omawiane populacje szczupaka należą do tego samego gatunku *Esox lucius*. W obecnej sytuacji braku występowania populacji anadromicznej w Zatoce Puckiej, trudno też mówić o ryzyku związanym z wpływem na pulę genową lokalnej populacji. Czy w takim razie wprowadzenie populacji rozradzającej się w wodzie słonej niosłoby za sobą negatywne skutki? W praktyce może to być pytanie o to, czy lepiej wprowadzić w Zatoce Puckiej populację szczupaka o nieco innej charakterystyce genetycznej od populacji, która występowała tu w odległej przeszłości, czy też powinniśmy pogodzić się z utratą tego gatunku w tym, jakże ważnym obszarze polskiego wybrzeża.



## 3. MOŻLIWOŚĆ WPROWADZENIA POPULACJI SŁONOWODNEJ

Rozważając możliwość wprowadzenia populacji słonowodnej do polskich wód przybrzeżnych, na przykład Zatoki Puckiej, należy wziąć pod uwagę kilka aspektów:

### 3.1. Potencjalna możliwość funkcjonowania populacji słonowodnej w naszych wodach, z uwzględnieniem możliwości odbycia tarła

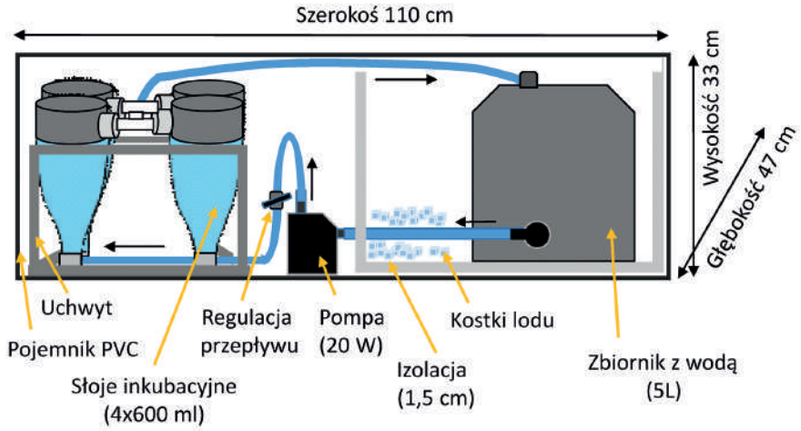
Jak zostało to wcześniej scharakteryzowane, warunki w Zatoce Puckiej nie różnią się znacząco od tych, które panują w innych obszarach Bałtyku, gdzie szczupak słonowodny występuje. Dotyczy to zarówno warunków hydrologicznych (zasolenie wody, temperatura wody w okresie wiosennym, brak zanieczyszczeń przemysłowych), charakterystyki akwenu (głębokość wody, rodzaj dna, występowanie różnych form roślinności, osłonięte wody zatokowe), wymagań pokarmowych (są takie same dla obu populacji), warunków pokarmowych w środowisku (zbliżone do wielu innych obszarów przybrzeżnych Bałtyku, zob. rozdz. 11), czy też występowania presji drapieżniczej ze strony innych gatunków ryb lub innych zwierząt na osobniki dorosłe (brak takiej presji).

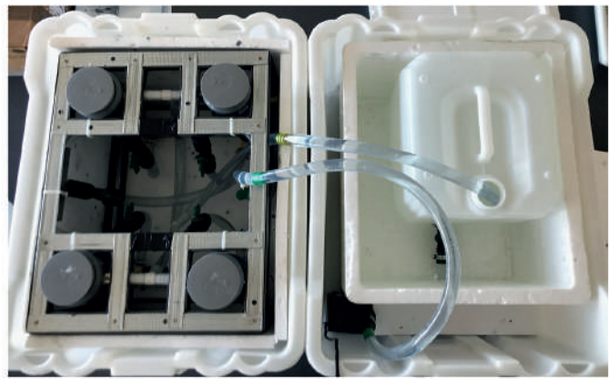
### 3.2. Możliwość wyprodukowania materiału zarybieniowego

Od strony technicznej takie możliwości zapewnia powstały w 2021 r. Ośrodek Eksperymentalno-Hodowlany MIR-PIB, którego wyposażenie daje możliwość przeprowadzenia inkubacji ikry oraz podchowu narybku zarówno wylęgu żerującego, małego narybku letniego o wymiarach ok. 3 cm (do ok. 300 tys. szt. w sezonie), jak i dużego narybku o wymiarach ponad 10 cm (do ok. 100 tys. szt. w sezonie).

### 3.3. Możliwość transportu ikry na dużą odległość w czasie przekraczającym 10 godzin

Wyniki przeprowadzonego eksperymentu wskazują na możliwość skutecznego transportu ikry szczupaka, zakończonego dużym sukcesem wylęgu, nawet gdy czas transportu trwa ponad 12 godzin. Takie możliwości daje zarówno transport tradycyjną metodą w workach z wodą i tlenem, jak również skonstruowany w MIR-PIB w ramach projektu PIKE mobilny system transportu ikry – rysunki 4 i 5 (Fey i Greszkiewicz 2023). Ten przetestowany miał małe wymiary dostosowane do potrzeb transportu ikry samochodem osobowym, na potrzeby prac doświadczalnych. Jednak skonstruowanie takiego samego systemu o większych rozmiarach nie stanowi problemu.



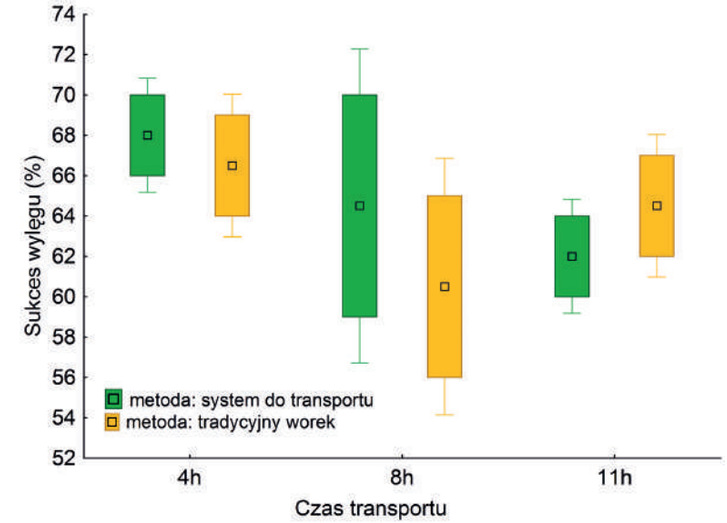



**Rys. 4.** Schemat systemu do transportu ikry. Umożliwia on skuteczny (zakończony dużym sukcesem wylęgu) transport ikry zapłodnionej w ilości ok. 1 litra w czasie przekraczającym 12 godzin od zapłodnienia (1 godzina rozklejania ikry oraz 11 godzin transportu). Małe rozmiary pozwalają na transport ikry w bagażniku samochodu osobowego. System może być wykonany w wersji z większymi słojami, umożliwiającymi transport odpowiednio większej ilości ikry (źródło: Fey i Greszkiewicz, 2023; zmienione)

### 3.4. Możliwość pozyskania ikry od tarlaków populacji słonowodnej

Zdobycie ikry od tarlaków słonowodnych okazało się trudniejsze niż przypuszczaliśmy. Źródłem ikry mogą być populacje występujące w wodach duńskich oraz niemieckich. Wiążą się jednak z tym zadaniem dwa problemy. Po pierwsze – konieczność uzyskania zgody od władz duńskich lub niemieckich na odłów tarlaków w okresie ochronnym. W roku 2023 udało się nam w ramach współpracy z prof. Robertem Arlinghausem (Leibniz Institute of Freshwater



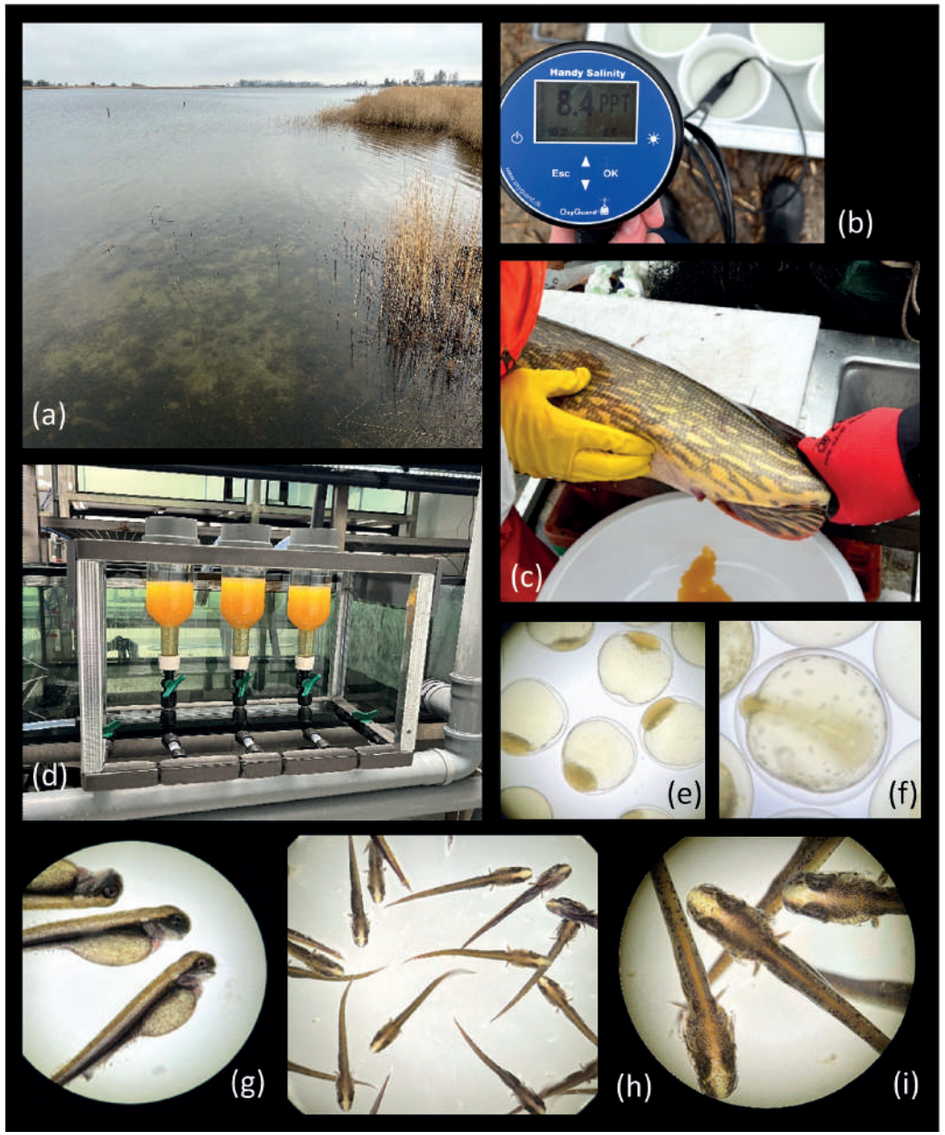



**Rys. 5.** Sukces wylęgu larw szczupaka po transporcie zapłodnionej ikry trwającym 4, 8 i 11 godzin, co odpowiadało 5, 9 i 12 godzinom od zapłodnienia – jedną godzinę przed transportem poświęcono na rozklejanie ikry (źródło: Fey i Greszkiewicz, 2023; zmienione)

Ecology oraz Inland Fisheries & Humboldt-Universität zu Berlin) takie pozwolenie uzyskać. Druga sprawa to samo złowienie tarlaków. Populacje słonowodne są liczebne i występują na stosunkowo małym obszarze, co powinno sprawić, że złowienie tarlaków nie jest zadaniem „niewykonalnym". Zwłaszcza, że liczba ryb niezbędna do pozyskania odpowiedniej liczby ikry w jednym sezonie to ok. 20–30 szt. Nasze doświadczenia ze współpracy z ośrodkami w Danii i Niemczech wskazują, że wprawdzie rzeczywiście nie jest to zadanie niewykonalne, ale też nie jest łatwe. Ikra była dostępna niestety w czasie, kiedy granice były zamknięte z powodu pandemii COVID-19. Kiedy sytuacja pandemiczna poprawiła się i dojazd nie stanowił już problemu, rybakom duńskim nie udało się pozyskać dojrzałych tarlaków. Ostatecznie, w ramach realizacji projektu PIKE, ikrę udało się pozyskać, a następnie przetransportować do Ośrodka w MIR, od tarlaków szczupaka z wód przybrzeżnych wyspy Rugii (fot. 6). Z punktu widzenia potencjalnych możliwości realizacji podchowu w oparciu o tarlaki słonowodne, można więc podsumować, że taka możliwość istnieje.

### 3.5. Możliwość przeprowadzenia zarybień – względy techniczne

Od strony technicznej realizacja zarybień narybkiem słonowodnym nie różni się od tych wykonywanych dla narybku słodkowodnego (MIR-PIB we współpracy z IRS wypuścił w latach 2020–2022 ponad 300 tys. szt. narybku letniego o rozmiarach 8–12 cm). Jest to więc zadanie wykonalne.




**Fot. 6.** Widok na obszar połowu tarlaków z populacji „słonowodnej", rozradzającej się bezpośrednio w wodach morskich - zachodnie wybrzeże wyspy Rugii, Niemcy (a), z wodami o zasoleniu 8,4 PSU (b); pobór ikry od tarlaka populacji „słonowodnej" (c); inkubacja ikry po przetransportowaniu do Ośrodka Eksperymentalno-Hodowlanego MIR-PIB (d); rozwój embrionalny (e-f); larwy z woreczkiem żółtkowym tuż po wylęgu (g); oraz larwy po resorpcji woreczka żółtkowego (h-i). Największy sukces wylęgu zaobserwowano w zasoleniu 7 oraz 9 PSU, natomiast tylko nieliczne larwy pojawiły się w zasoleniu 5 PSU. W zasoleniu 0 PSU ikra nie rozwijała się (fot. D. Fey oraz M. Greszkiewicz)



### 3.6. Możliwość przeprowadzenia zarybień – względy formalne

Uzyskanie zgody Komisji Zarybieniowej na zarybienia narybkiem pochodzącym od tarlaków słonowodnych z Danii czy Niemiec może stanowić problem. Można przypuszczać, że wśród członków Komisji pojawią się głosy sprzeciwu ze względu na kwestie związane z wpuszczaniem do danego akwenu obcego materiału genetycznego. Nasze stanowisko w tej kwestii jest takie, że przede wszystkim mówimy o wpuszczeniu narybku tego samego gatunku, a więc nie można mówić o introdukcji obcego gatunku. Co więcej, jest to gatunek, dla którego jest zjawiskiem naturalnym, że osobniki należące do obu omawianych populacji występują razem na tym samym obszarze. Co ważniejsze, nie stwierdzono, aby to zjawisko wspólnego występowania wywoływało w innych obszarach wód bałtyckich jakiekolwiek negatywne skutki. Można ewentualnie mówić o konkurencji o pokarm i przestrzeń, ale w przypadku Zatoki Puckiej, gdzie szczupak anadromiczny już nie występuje, jest to problem abstrakcyjny. Wciąż jednak, również w przypadku szczupaka słonowodnego, wskazane jest wykorzystanie materiału zarybieniowego o możliwie największej różnorodności genetycznej (zob. rozdz. 2).

Ostatecznie wracamy do pytania, jakie realne negatywne skutki mogłoby przynieść wprowadzenie populacji słonowodnej do Zatoki Puckiej w obliczu obecnej sytuacji, praktycznie całkowitego zaniku szczupaka w polskich wodach przybrzeżnych?

## 4. PODSUMOWANIE

Występujący w wodach Bałtyku szczupak *Esox lucius* reprezentuje dwie strategie rozrodcze: 1) odbywa tarło na słodkowodnych rozlewiskach i w rzekach, co wiąże się z wędrówkami anadromicznymi w okresie rozrodczym z morza do wód słodkich, 2) trze się bezpośrednio w przybrzeżnych wodach morskich. Dostosowanie fizjologiczne do wód morskich umożliwia ikrze szczupaka tej populacji prawidłowy rozwój w zasoleniu 6–8,5 PSU, przy jednoczesnym braku prawidłowego rozwoju w wodzie słodkiej (0–3 PSU). Po rozrodzie przedstawiciele obu populacji mieszają się w wodach przybrzeżnych i razem żerują. Informacje na temat liczebności szczupaków rozradzających się w wodzie słonej w porównaniu do osobników anadromicznych są niestety znikome. Proporcje te są bardzo różne w zależności od obszaru geograficznego i jego charakterystyki (np. dostępność tarlisk słodkowodnych, zasolenie wody). Należy jednak podkreślić, że liczebność populacji szczupaka słonowodnego jest w Bałtyku znacząca, zwłaszcza w Bałtyku zachodnim, a reprezentowana przez nią strategia rozrodcza nie jest zjawiskiem w żaden sposób wyjątkowym. W polskich wodach morskich nie stwierdzono występowania populacji słonowodnej szczupaka. Wprawdzie nie można wykluczyć, że w przeszłości tarło szczupaka odbywało się bezpośrednio w Zatoce Puckiej, jest to jednak jedynie trudna do zweryfikowania hipoteza. Obecnie, w obliczu praktycznie wyginięcia w tym akwenie populacji szczupaka, można zadać pytanie: czy wprowadzenie populacji rozradzającej się w wodzie słonej (zarybienia w oparciu o materiał z np. Danii lub Niemiec) nie byłoby skutecznym sposobem na zapewnienie powrotu szczupaka do naszych wód przybrzeżnych? W praktyce może to być pytanie o to, czy lepiej wprowadzić do Zatoki Puckiej populację szczupaka o nieco innej charakterystyce genetycznej od populacji, która wystę-

powała tu w odległej przeszłości, czy też powinniśmy pogodzić się z utratą tego gatunku w tym akwenie. Doświadczenie zdobyte w ramach projektu PIKE wskazuje, że wprowadzenie populacji słonowodnej do wód Zatoki Puckiej jest wykonalne i warte w przyszłości rozważenia.

## 5. BIBLIOGRAFIA


Almesjö, L., Hansson, S., 2001. Minskande bestånd och rekryteringsstörningar hos kustbestånd av abborre (*Perca fluviatilis*) och gädda (*Esox lucius*), Sweden.

Andersson, J., Dahl, J., Johansson, A., Karas, P., Nilsson, J., Sandstrom, O., Svensson, A., 2000. Utslagen fiskrekrytering och sviktande fiskbestånd i Kalmar läns kustvatten. Fiskeriverket rapport 1998-2000: 3–42.

Bergström, U., Larsson, S., Erlandsson, M., Ovegård, M., Stabo, H.R., Östman, Ö., Sundblad, G., 2022. Long-term decline in northern pike (*Esox lucius* L.) populations in the Baltic Sea revealed by recreational angling data. Fisheries Research, 251:106307.

Bonisławska, M., 2014. Przebieg wczesnej ontogenezy wybranych gatunków ryb w wodach o zróżnicowanym zasoleniu [The course of early ontogenesis of selected fish species in waters characterized by different salinities]. Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie. 84 pp.

Craig, J.F., 1996. Pike: biology and exploitation. Chapman and Hall, London. DOI: 10.1007/978-94-015-8775-4.

Craig, J.F., 2008. A short review of pike ecology. Hydrobiologia, 601: 5–16. DOI: 10.1007/s10750-007-9262-3.

Crossman, E.J., 1996. Taxonomy and distribution. In: Craig, J.F. (Ed.). Pike. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 1–11.

Donadi, S., Bergström, L., Berglund, J.M.B., Anette, B., Mikkola, R., Saarinen, A., Bergström, U., 2020. Perch and pike recruitment in coastal bays limited by stickleback predation and environmental forcing. Estuarine, Coastal and Shelf Science,246: 107052. DOI:10.1016/j.ecss.2020.107052.

Engstedt, O., Koch-Schmidt, P., Larsson, P., 2012. Strontium (Sr) uptake from water and food in otoliths of juvenile pike (*Esox lucius* L.). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 418:69-74.

Engstedt, O., Stenroth, P., Larsson, P., Ljunggren, L., Elfman, M., 2010. Assessment of natal origin of pike (*Esox lucius*) in the Baltic Sea using Sr:Ca in otoliths. Environmental Biology of Fishes, 89: 547-555. DOI:10.1007/s10641-010-9686-x.

Engstedt, O., Engkvist, R., Larsson, P., 2014. Elemental fingerprinting in otoliths reveals natal homing of anadromous Baltic Sea pike (*Esox lucius* L.). Ecology of Freshwater Fish, 23:313-321. DOI:10.1111/eff.12082.

Engström-Öst, J., Lehtiniemi, M., Jónasdóttir, S.H., Viitasalo, M., 2005. Growth of pike larvae (*Esox lucius*) under different conditions of food quality and salinity. Ecology of Freshwater Fish, 14:385–393.

Fey, D.P., Greszkiewicz, M., 2021. Effects of temperature on somatic growth, otolith growth, and uncoupling in the otolith to fish size relationship of larval northern pike, *Esox lucius* L. Fisheries Research, 236:105843. DOI:10.1016/j.fishres.2020.105843

Fey, D. P., Greszkiewicz, M., 2023. Transportation of fertilized northern pike eggs in a small mobile egg transportation system: Effect of time and comparison to a traditional method. Fisheries Research, 260:106592.

Fey, D.P., Lejk, A.M., Greszkiewicz, M., 2018. Daily deposition of growth increments in sagittae and lapilli of laboratory-reared larval northern pike (*Esox lucius*). Fishery Bulletin NOAA, 116:302-309. DOI:10.7755/FB.116.3-4.8.





Fey, D. P., Greszkiewicz, M., Otremba, Z., Andrulewicz, E., 2019. Effect of static magnetic field on the hatching success, growth, mortality, and yolk-sac absorption of larval Northern pike *Esox lucius*. Science of the Total Environment, 647:1239–1244. DOI:10.1016/j.scitotenv.2018.07.427.

Greszkiewicz, M., Fey, D.P., Lejk, A.M., Zimak, M., 2022. The effect of salinity on the development of freshwater pike (*Esox lucius*) eggs in the context of drastic pike population decline in Puck Lagoon, Baltic Sea. Hydrobiologia, 849:2781-2795.

Hagerberg, A., Krook, J., Reuterskiöld, D., 2004. Åmansboken: vård, skötsel och restaurering av åar i jordbruksbygd. Landskrona: SaxånBraåns vattenvårdskommitté. ISBN: 91-631-4875-7.

Hoffmann, M., Johnsson, H., Gustafson, A., Grimvall, A., 2000. Leaching of nitrogen in Swedish agriculture – A historical perspective. Agriculture Ecosystems & Environment, 80: 277-290. DOI: 10.1016/S0167-8809(00)00154-7.

Jacobsen, L., Bekkevold, D., Berg, S., Jepsen, N., Koed, A., Aarestrup, K., Baktoft, H., Skov, C., 2017. Pike (*Esox lucius* L.) on the edge: consistent individual movement patterns in transitional waters of the western Baltic. Hydrobiologia, 784:143–154. DOI:10.1007/s10750-016-2863-y.

Jørgensen, A.T., Hansen, B.W., Vismann, B., Jacobsen, L., Skov, C., Berg, S., Bekkevold, D., 2010. High salinity tolerance in eggs and fry of a brackish *Esox lucius* population. Fisheries Management and Ecology, 17: 554–560. DOI:10.1111/j.1365-2400.2010.00755.x.

Kallasvuo, M., Lappalainen, A., Urho, L., 2011. Coastal reed belts as fish reproduction habitats.

Kuznetsov, V.A., Lukiyanov, S.V., Lobachyov, Y.A., Loginova, A.N., 2016. Influence of salinity fluctuations on the embryonic and larval development of pike *Esox lucius* (Esocidae). Journal of Ichthyology, 56:281–288. DOI: 10.1134/S0032945216020090.

Lappalainen, A., Härmä, M., Kuningas, S., Urho, L., 2008. Reproduction of pike (*Esox lucius*) in reed belt shores of the SW coast of Finland, Baltic Sea: A new survey approach. Boreal Environment Research, 13:370–380.

Lehtonen, H., Leskinen, E., Selen, R., Reinikainen, M., 2009. Potential reasons for the changes in the abundance of pike, *Esox lucius*, in the western Gulf of Finland, 1939–2007. Fisheries Management and Ecology, 16:484–491. DOI:10.1111/j.1365-2400.2009.00701.x.

Larsen, P.F., Hansen, M. M., Nielsen, E.E., Jensen, L.F., Loeschcke, V., 2005. Stocking impact and temporal stability of genetic composition in a brackish northern pike population (*Esox lucius* L.), assessed using microsatellite DNA analysis of historical and contemporary samples. Heredity, 95:136–143. DOI:10.1038/sj.hdy.6800671.

Lehtonen, H., Toivonen, J., 1981. Fresh-water fishes. In: A.Voipio (ed.). The Baltic Sea. Oceanography Series 30, Amsterdam: Elsevier.

Lehtonen, H., Leskinen, E., Selen, R., Reinikainen, M., 2009. Potential reasons for the changes in the abundance of pike, *Esox lucius*, in the western Gulf of Finland, 1939–2007. Fisheries Management and Ecology, 16:484–491. DOI:10.1111/j.1365-2400.2009.00701.x.

Möller, S., Winkler, H. M., Klügel, A., Richter, S., 2019. Using otolith microchemical analysis to investigate the importance of brackish bays for pike (*Esox lucius* Linnaeus, 1758) reproduction in the southern Baltic Sea. Ecology of Freshwater Fish, 28:602–610. DOI:10.1111/eff.12478.

Möller, S., Winkler, H.M., Richter, S., Bastrop, R., 2020. Genetic population structure of pike (*Esox lucius* Linnaeus, 1758) in the brackish lagoons of the southern Baltic Sea. Ecology of Freshwater Fish, 30:1–10. DOI:10.1111/eff.12571.

Möller, S., Winkler, H. M., Richter, S., Bastrop, R., 2021. Genetic population structure of pike (*Esox lucius* Linnaeus, 1758) in the brackish lagoons of the southern Baltic Sea. Ecology of Freshwater Fish, 30(1):140-149.

Nilsson, J., 2006. Predation of Northern Pike (*Esox lucius* L.) Eggs: A possible cause of regionally poor recruitment in the Baltic Sea. Hydrobiologia, 553:161–169. DOI:10.1007/s10750-005-1949-8.

Nilsson, J., Flink, H., Tibblin, P., 2019. Predator–prey role reversal may impair the recovery of declining pike populations. Journal of Animal Ecology. 88:927–939. DOI:10.1111/1365-2656.12981.

Nordahl, O., Koch-Schmidt, P., Sunde, J., Yıldırım, Y., Tibblin, P., Forsman, A., Larsson, P., 2019. Genetic differentiation between and within ecotypes of pike (*Esox lucius*) in the Baltic Sea. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 29(11):1923-1935.

Olsson, J., 2019. Past and current trends of coastal predatory fish in the Baltic Sea with a focus on perch, pike, and pikeperch. Fishes, 4: 7. DOI:10.3390/fishes4010007.

Olsson, J., Andersson, M.L, Bergström, U., Arlinghaus, R., Audzijonyte, A., Berg, S., Briekmane, L., Dainys, J., Dalby Ravn, H., Droll, J., Dziemian, Ł., Fey, D.P, van Gemert, R., Greszkiewicz, M., Grochowski, A., Jakubavičiūtė, E., Lozys, L, Lejk, A.M., Mustamäki, N., Naddafi, R., Olin, M., Saks, L., Skov, C., Smoliński, S., Svirgsden, R., Tiainen, J., and Östman, Ö., 2023. A pan-Baltic assessment of temporal trends in coastal pike populations in the Baltic Sea. Fisheries Research, 260, 106594.

Raat, A., 1988. Synopsis of biological data on the northern pike: *Esox lucius* Linnaeus, 1758.

FAO Fisheries Synopsis, 145:178 pp.

Radtke, R., Svenning, M., Malone, D., Klementsen, A., Ruzicka, J., Fey, D.P., 1996. Migrations in an extreme northern population of Arctic charr Salvelinus alpinus: insights from otolith microchemistry. Marine Ecology Progress Series 136: 13-23.

Rohtla, M., Vetemaa, M., Urtson, K., Soesoo, A., 2012. Early life migration patterns of Baltic Sea pike *Esox lucius*. Journal of Fish Biology, 80:886–893. DOI:10.1111/j.1095-8649.2012.03226.x.

Schinke, H., Matthäus, W., 1998. On the causes of major Baltic inflows —an analysis of long time series. Continental Shelf Research, 18:67–97.

Skov, C., Nilsson, P.A., 2018. Biology and Ecology of Pike. CRC Press, Milton.

Sunde, J., Yıldırım, Y., Tibblin, P., Forsman, A., 2020. Comparing the performance of microsatellites and RADseq in population genetic studies: Analysis of data for pike (*Esox lucius*) and a synthesis of previous studies. Frontiers in genetics, 11:218.

Sunde, J., Yıldırım, Y., Tibblin, P., Bekkevold, D., Skov, C., Nordahl, O., Larsson, P., Forsman, A., 2022. Drivers of neutral and adaptive differentiation in pike (*Esox lucius*) populations from contrasting environments. Molecular Ecology, 31(4):1093-1110.

Sunde, J., Tamario, C., Tibblin, P., Larsson, P., Forsman, A., 2018. Variation in salinity tolerance between and within anadromous subpopulations of pike (*Esox 1ucius*). Scientific reports, 8:22. DOI:10.1038/s41598-017-18413-8.

Walther, B.D., Thorrold, S.R., 2006. Water, not food, contributes the majority of strontium and barium deposited in the otoliths of a marine fish. Marine Ecology Progress Series, 311:125-130.

Wąs-Barcz, A., Bernaś, R., Greszkiewicz, M., Lejk, A.M., Fey, D.P., 2023. Genetic structure of pike (*Esox lucius* Linnaeus, 1758) populations along the Polish coast of the southern Baltic Sea: comparison to Danish brackish population. Fisheries Research, 0:00.

Wennerström, L., Olsson, J., Ryman, N., Laikre, L., 2017. Temporally stable, weak genetic structuring in brackish water northern pike (*Esox lucius*) in the Baltic Sea indicates a contrasting divergence pattern relative to freshwater populations. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 74(4):562-571.

Westin, L., Limburg, K.E., 2002. Newly discovered reproductive isolation reveals sympatric populations of *Esox lucius* in the Baltic. Journal of Fish Biology, 61: 1647–1652. DOI: 10.1111/j.1095-8649.2002.tb02505.x.

Zgrundo, A., Złoch, I., 2022. Gone and back – the anthropogenic history of *Coccotylus brodiei* (Turner) Kützing and *Furcellaria lumbricalis* (Hudson) J.V.Lamouroux in the Gulf of Gdańsk (Southern Baltic Sea), Water, MDPI AG, 14(14): 1-12.

Zgrundo A., Złoch I., Kobos J., 2022. Makroflora Zatoki Puckiej. W: Bolałek J, Burska D, Zatoka Pucka, t. 3, Aspekty świata ożywionego, Uniwersytet Gdański, p. 107–125.

# 13

# Badania parazytologiczne szczupaka (*Esox lucius*) z Zatoki Puckiej w ramach projektu PIKE

rozdział | 13

# Badania parazytologiczne szczupaka (*Esox lucius*) z Zatoki Puckiej w ramach projektu PIKE

***Katarzyna Nadolna-Ałtyn, Joanna Pawlak***

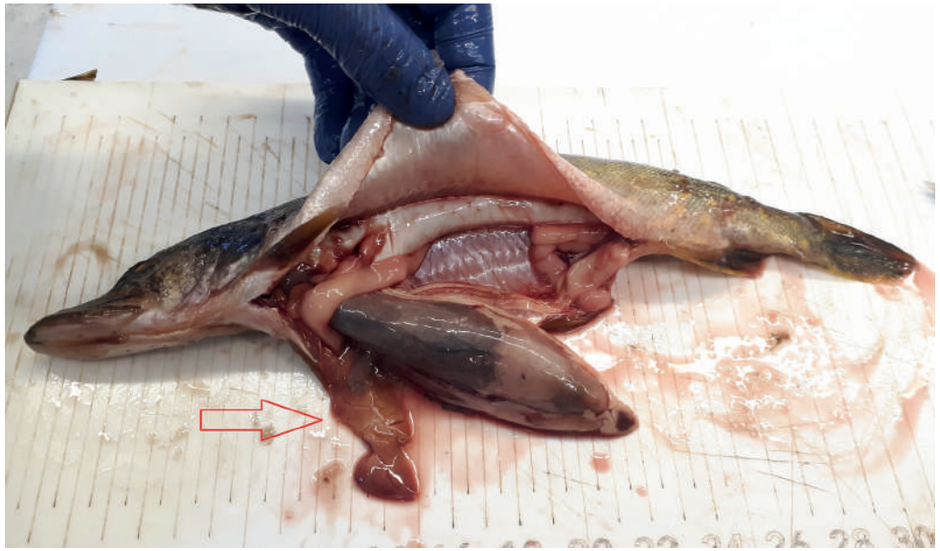
*Zakład Zasobów Rybackich, Morski Instytut Rybacki – PIB, ul. Kołłątaja 1, 81-332 Gdynia*

## 1. WSTĘP

Szczupak (*Esox lucius*) jest rybą cenną zarówno pod względem ekonomicznym (Pierce i in., 1995), jak i ekologicznym (Craig, 1996, 2008; Eriksson i in., 2011; Crane i in., 2015; Person i in., 2018). Jest to ryba drapieżna, stojąca na szczycie piramidy troficznej, co wiąże się z narażeniem na kumulowanie pasożytów wewnątrz ciała. Obecność pasożytów u ryb dziko żyjących jest regułą, a nie wyjątkiem. Obecność i skład parazytofauny zależy od wielu czynników, m.in. od ilości i jakości zjedzonego pokarmu czy długości i wieku ryby. Obecność zarażonego pokarmu w rejonie żerowania wiąże się z ryzykiem pozyskania pasożytów. Z kolei im dłużej ryba żyje i im więcej pokarmu pobiera, tym prawdopodobieństwo zarażenia jest większe.

Szczupak jest ważnym gatunkiem konsumpcyjnym. Szczególnie niebezpieczne jest zatem występowanie zoonotycznych pasożytów w jego tkance mięśniowej. Przykładem takich pasożytów, notowanych już u ryb z południowego Bałtyku, są nicienie Anisakidae. Spożycie produktów rybnych zawierających larwy, zarówno żywe, jak i martwe, może prowadzić do wielu negatywnych skutków. Żywe larwy tych pasożytów mogą powodować anisakidozę, której objawy są nieswoiste (bóle brzucha, wymioty, biegunka), z kolei martwe zawierają alergeny, które mogą wywołać wstrząs anafilaktyczny.

Niewiele wiadomo na temat parazytofauny szczupaka z polskich wód, a szczególnie z Zatoki Puckiej. Celem naszych badań było określenie, w ramach realizacji projektu PIKE, poziomu zarażenia szczupaków z Zatoki Puckiej przedstawicielami helmintofauny i zoonotycznymi nicieniami *Anisakidae*.



**Fot. 1.** Jama ciała szczupaka podczas oględzin parazytologicznych, strzałką wskazano wątrobę (fot. K. Nadolna-Ałtyn)

## 2. MATERIAŁ I METODY

Szczupaki przeznaczone do badań parazytologicznych zostały odłowione we wrześniu 2022 r. na obszarze Zalewu Puckiego (tzw. Zatoka Pucka wewnętrzna). Każda z ryb poddana została szczegółowej analizie ichtiologicznej: określano podstawowe parametry biologiczne (długość ciała, masa ciała, płeć, stadium rozwoju gonad, stopień wypełnienia żołądka), a ponadto pobrano otolity i łuski w celu określenia wieku ryb. Sprawdzano również, czy ryba była znakowana, tzn. czy pochodziła z zarybień realizowanych w ramach projektu PIKE.

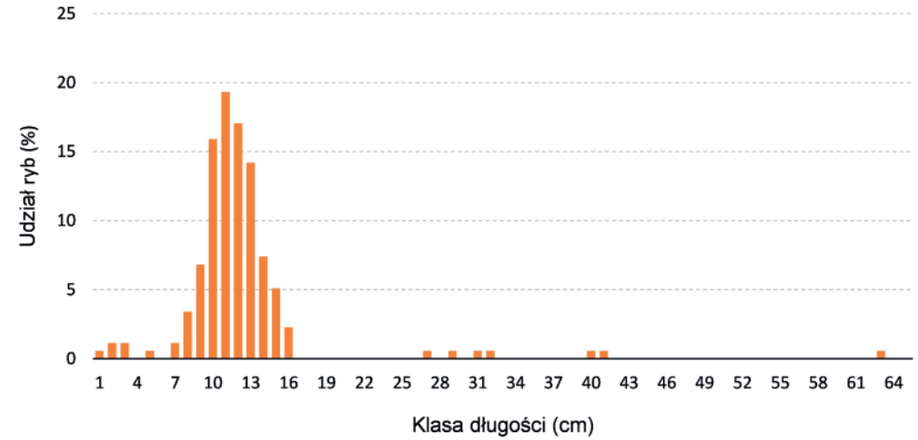
Podczas analiz ichtiologicznych podpróbę ryb liczącą 176 osobników poddano oględzinom parazytologicznym jamy ciała (fot. 1). Ponadto od tych samych osobników pobrano wątroby, które poddano trawieniu w sztucznym soku żołądkowym (wodny roztwór pepsyny i kwasu solnego) w celu detekcji nicieni *Anisakidae*.

Z tych samych ryb wypreparowano również żołądki. Podczas badania składu pokarmu, treść żołądków była analizowana także pod kątem obecności pasożytów.

## 3. WYNIKI

Długość ciała analizowanych ryb zawierała się w przedziale pomiędzy 21 a 83 cm *l.t.* Dominowały jednak ryby o długości z zakresu 28–34 cm (ponad 90%), z niewielką tylko domieszką osobników o długości 20–28 cm oraz powyżej 40 cm (rys. 1). Ponad 95% analizowanych ryb były to szczupaki w wieku poniżej 1 roku. Wśród analizowanych ryb dominowały samice (ponad 60%).






**Rys. 1.** Rozkład długości szczupaków poddanych analizom parazytologicznym

Podczas oględzin parazytologicznych jam ciała nie ujawniono obecności pasożytów. Również w trawionych w sztucznym soku żołądkowym wątrobach nie zaobserwowano pasożytów. Podobnie podczas analiz składu pokarmu nie zaobserwowano obecności pasożytów w żołądkach badanych szczupaków.

## 4. DYSKUSJA

Pomimo że obecność pasożytów może w istotny sposób wpływać na organizm ryb oraz może negatywnie wpływać na zdrowie konsumentów, niewiele wiadomo na temat aktualnego składu parazytofauny szczupaków z polskich wód. Przeprowadzone badania pilotażowe stanowią próbę podjęcia tego tematu na przykładzie szczupaka z Zatoki Puckiej.

Publikacje poświęcone parazytofaunie szczupaka z polskich wód, które pojawiły się w ciągu minionych dwóch dekad, odnoszą się do badań ryb jeziornych lub skupiają się jedynie na wąskim aspekcie badań: określona grupa pasożytów lub konkretny organ. Własow i in. (2003) badali obecność bakterii i pasożytów w skrzelach szczupaka z jeziora Oświn w 1999 r. Następne badania prowadzone w latach 2000–2003 dotyczyły obecności przedstawicieli Metazoa u ryb (w tym szczupaków) z jeziora Łebsko (Morozińska-Gogol, 2007). W latach 2006–2007 przygotowywano opracowanie helmintofauny ryb (m.in. szczupaka) z jeziora Kuc (Jeżewski i in., 2007). Kompendium wiedzy na temat parazytofauny szczupaka zarówno z jezior, jak i z wód Zatoki Gdańskiej stanowi praca Morozińskiej-Gogol (2019). Na podstawie dostępnej literatury autorka wykazała, że u szczupaka notowano występowanie przedstawicieli Protista, Myxosporea, Digenea, Monogenea, Cestoda, Nematoda, Acanthocephala, Hirudinida, Mollusca i Crustacea. Wśród pasożytów szczupaka z Zatoki Gdańskiej wymienia *Bucephalus polymorphus* i *Rhipidocotyle campanula* reprezentujących Digenea, *Triaenophorus nodulosus* –

Cestoda *i Camallanus truncatus* – Nematoda. Obecność zoonotycznych nicieni z rodzaju Anisakis notowano u szczupaków złowionych w Wiśle w okolicy Warszawy (Grabda, 1971).

Jedyne badania parazytofauny szczupaków z rejonu Zatoki Gdańskiej prowadzone były w latach 70. XX w. (Rokicki, 1975). W niniejszej pracy u badanych szczupaków odłowionych w Zatoce Puckiej w 2022 r. w ramach realizacji projektu PIKE nie stwierdzono obecności pasożytów. Może wiązać się to z faktem, że większość analizowanych ryb była stosunkowo małej długości i pochodziła z zarybień, zatem czas jaki te szczupaki spędziły na żerowaniu w wodach zatoki był stosunkowo krótki i ryby nie zdążyły zarazić się pasożytami. W celu uzyskania pełniejszego obrazu parazytofauny szczupaka z Zatoki Puckiej, należałoby się skupić na osobnikach reprezentujących większe klasy długości, które żerując dłużej i pozyskując w efekcie więcej pokarmu w ciągu życia, były bardziej narażone na zarażenie pasożytami. Kontynuacja badań jest istotna z uwagi na negatywny wpływ, jaki pasożyty mogą mieć zarówno na zarażone ryby – np. szczupaka, jak i na ich konsumentów – ludzi. Z uwagi na fakt, że głównym składnikiem diety szczupaków okazała się babka bycza, celowym byłoby wykonanie analiz parazytofauny ryb tego gatunku, gdyż mogą one potencjalnie stanowić główne źródło zarażenia pasożytami dla szczupaków z Zatoki Puckiej.

## 5. BIBLIOGRAFIA


Craig, J.F., 1996. Pike: Biology and Exploitation, Chapman and Hall, London.

Craig, J.F., 2008. A short review of pike ecology. Hydrobiologia, 601: 5–16.

Crane, D.P., Miller, L.M., Diana, J.S., Casselman, J.M., Farrell, J.M., Kapuscinski, K.L. Nohner, J.K., 2015. Muskellunge and Northern Pike ecology and management: important issues and research needs. Fisheries, 40: 258–267.

Eriksson, B.K., Sieben, K., Eklöf, J., Ljunggren, L., Olsson, J., Casini, M., Bergström, U., 2011. Effects of altered offshore food webs on coastal ecosystems emphasize the need for cross-ecosystem management. AMBIO 40: 786.

Grabda J. 1971. Pasożyty krągłoustych i ryb. Katalog fauny pasożytniczej Polski. Część II. PWN, Warszawa.

Jeżewski, W., Laskowski, Z., Zdzitowiecki, K., 2007. Helminth fauna of fish from Kuc Lake. Wiadomości Parazytologiczne 2007, 53 (suplement): 214.

Morozińska-Gogol, J., 2007. Metazoan parasite of fish from the Łebsko Lagoon (central coast, Poland). Baltic Coastal Zone. Journal of Ecology and Protection of the Coastline, (11): 51-58.

Morozińska-Gogol, J., 2019. The state of knowledge of the parasitic fauna of the pike *Esox lucius* Linnaeus, 1758 in Poland in the 50th anniversary of the publication of the Catalogue of Parasitic Fauna of Poland. Part II. Parasites of Cyclostomes and Fish by Jadwiga Grabda. Annals of Parasitology, 65(3): 205-215.

Persson, A., Nilsson, P.A., Brönmark, C., 2018. Trophic interactions. In Skov, C. & A. Nilsson (eds.), Biology and Ecology of Pike CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Ratón, FL: 185–211.

Pierce, R.B., Tomcko, C.M., Scchupp, D.H., 1995. Exploitation of nrthern pike in seven small north-central Minnesta lakes. North American Journal of Fisheries Management 15: 601–609.

Własow, T., Zmysłowska, I., Lewandowska, D., Mierzejewska, K., Idzikowski, R., Ziomek, E., 2003. Bacteria and parasites on the gills of pike *Esox lucius* L. and tench *Tinca tinca* (L.) as indices of the trophic level of Oświn lake (northeastern Poland). Archives of Polish Fisheries 11: 225-235.