

Raport z realizacji  
**programu badań zasobów ryb i ich bazy  
pokarmowej na obszarze Zatoki Puckiej  
oraz ocena sposobu przydziału uprawnień  
do połowów podmiotom uprawnionym  
do wykonywania rybołówstwa  
komercyjnego na obszarze Zatoki Puckiej  
w 2023 r. przygotowany w związku  
z umową nr BA.zp.23.1.19.2023,  
podpisaną w dniu 25.05.2023 r.**

**Zespół autorów:**

Joanna Całkiewicz

Małgorzata Dembek

Dariusz P. Fey

Władysław Gawęł

Martyna Greszkiewicz

Sławomira Gromisz

Katarzyna Horbowa

Jan Horbowy

Janina Kownacka

Lidia Nawrocka

Agata Nowak

Marzenna Pachur

Marianna Pastuszek

Joanna Pawlak

Katarzyna Piwosz

Lucyna Polak-Juszczak

Iwona Psuty

Joanna Szlinder-Richert

Lena Szymanek

Kordian Trella

Ilona Waszak

Tycjan Wodzinowski

Adam Woźniczka

Hanna Wróblewska

Mariusz Zalewski

Radosław Zaporowski

## Spis treści

<b>1</b>	<b>Wstęp</b>	<b>15</b>
<b>2</b>	<b>Charakterystyka fizyczno-chemiczna Zatoki Puckiej</b>	<b>16</b>
2.1	Metodyka badań i wybór stacji pomiarowych	22
2.2	Wyniki pomiarów	26
2.2.1	Pomiary hydrologiczne	26
2.2.2	Stężenia substancji biogenicznych	33
2.2.3	Chlorofil <i>a</i> w wodzie	49
2.3	Warunki środowiskowe toni wodnej – odniesienie do danych archiwalnych	54
<b>3</b>	<b>Fitoplankton</b>	<b>60</b>
3.1	Metodyka badań	60
3.2	Wyniki badań fitoplanktonu z uwzględnieniem obecności <i>Prymnesium parvum</i>	63
3.3	Podsumowanie i odniesienie do danych archiwalnych	79
<b>4</b>	<b>Zooplankton</b>	<b>88</b>
4.1	Metodyka badań	88
4.2	Wyniki badań	89
4.3	Podsumowanie i odniesienie do danych archiwalnych	96
<b>5</b>	<b>Badania bentosu</b>	<b>100</b>
5.1	Metodyka, obszar i wybór stacji pomiarowych	100
5.2	Wyniki badań	106
5.3	Podsumowanie i odniesienie do danych archiwalnych	108
<b>6</b>	<b>Badania ichtiologiczno-rybackie</b>	<b>116</b>
6.1	Badania wczesnych stadiów rozwojowych ryb	116
6.1.1	Metodyka badań i wybór stacji pomiarowych	116
6.1.2	Wyniki badań	122
6.1.2.1	Warunki hydrologiczne w czasie prowadzenia badań	122
6.1.2.2	Udział gatunkowy ichtioplanktonu – Zalew Pucki	123
6.1.2.3	Udział gatunkowy ichtioplanktonu – Zatoka Pucka zewnętrzna	124
6.1.2.4	Zmienność składu gatunkowego ichtioplanktonu pomiędzy miesiącami – Zalew Pucki	126
6.1.2.5	Zmienność składu gatunkowego ichtioplanktonu pomiędzy miesiącami – – Zatoka Pucka zewnętrzna	130
6.1.2.6	Rozmieszczenie przestrzenne ichtioplanktonu	134
6.1.3	Podsumowanie i odniesienie do danych archiwalnych	142

6.1.4	Wnioski .....	144
<b>6.2</b>	<b>Badania ichtiologiczno-rybackie .....</b>	<b>145</b>
6.2.1	Monitoring stanu zespołu ichtiofauny ze szczególnym uwzględnieniem ryb ciernikowatych na Zatoce Puckiej .....	146
6.2.1.1	Metodyka badań .....	146
6.2.1.2	Wyniki badań .....	154
6.2.1.3	Wnioski .....	159
6.2.2	Połowy badawcze sieciami wielopanelowymi .....	159
6.2.3	Obserwacje połowów rybackich .....	164
<b>6.3</b>	<b>Ocena stanu zasobów Zatoki Puckiej .....</b>	<b>172</b>
6.3.1	Metody analiz i obliczeń .....	173
6.3.2	Ocena stanu zasobów – wyniki .....	177
6.3.3	Wnioski .....	192
<b>6.4</b>	<b>Ocena sposobu przydziału uprawnień do połowów podmiotom uprawnionym do wykonywania rybołówstwa komercyjnego na obszarze Zatoki Puckiej .....</b>	<b>192</b>
<b>6.5</b>	<b>Badania pokarmu ryb – analiza przewodów pokarmowych .....</b>	<b>202</b>
6.5.1	Metodyka .....	202
6.5.2	Pobór prób .....	202
6.5.3	Wyniki .....	203
6.5.3.1	Aktywność żerowania .....	203
6.5.3.2	Pokarm storni .....	203
6.5.3.3	Pokarm okoni .....	207
6.5.4	Wnioski .....	210
<b>7</b>	<b>Badania chemiczne .....</b>	<b>212</b>
<b>7.1</b>	<b>Badania ryb .....</b>	<b>212</b>
7.1.1	Zawartość tłuszczu w wątrobach .....	216
7.1.2	Zanieczyszczenia w mięśniach ryb .....	219
7.1.2.1	Zawartość metali .....	219
7.1.2.2	Zawartość dioksyn .....	224
<b>7.2</b>	<b>Badania omułków .....</b>	<b>229</b>
7.2.1	Przygotowanie prób do badań .....	229
7.2.2	Zawartość metali toksycznych w tkance omułków .....	230
7.2.3	Ocena stanu środowiska Zatoki Puckiej na podstawie zawartości metali toksycznych w omułkach .....	233



8 Podsumowanie i wnioski końcowe .....	235
9 Literatura .....	237

## Spis rysunków

Rys. 2.1 Rejon badań - Zatoka Pucka .....	16
Rys. 2.2 Rejon badań - Zatoka Pucka; lokalizacja stacji pomiarowych, na których pobierano próby do oznaczeń parametrów abiotycznych i biotycznych .....	23
Rys. 2.3. Rozkład temperatury wody na profilach pionowych badanych stacji w Zatoce Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewie Puckim (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 (a) oraz czerwiec-październik 2023 (b).....	27
Rys. 2.4. Średnie miesięczne temperatury wody w Zatoce Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewie Puckim (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 oraz czerwiec-październik 2023.....	27
Rys. 2.5. Rozkład zasolenia na profilach pionowych badanych stacji w Zatoce Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewie Puckim (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 (a) oraz czerwiec-październik 2023(b).....	29
Rys. 2.6. Średnie miesięczne zasolenie wody w Zatoce Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewie Puckim (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 oraz czerwiec-październik 2023.....	29
Rys. 2.7. Średnie miesięczne przepływy wody Wisłą w roku 2020 oraz w styczniu-wrzeźniu 2023 zmierzone na najniższej położonej stacji monitoringowej w Tczewie [źródło danych: BIULETYN PAŃSTWOWEJ SŁUŻBY HYDROLOGICZNO-METEOROLOGICZNEJ Nr 1 do 12 (216 do 227) 2020; Nr 1 do 9 (255 do 263) 2023 INSTYTUT METEOROLOGII I GOSPODARKI WODNEJ- PAŃSTWOWY INSTYTUT BADAWCZY] .....	30
Rys. 2.8. Rozkład zawartości tlenu rozpuszczonego w wodzie na profilach pionowych badanych stacji w Zatoce Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewie Puckim (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 oraz czerwiec-październik 2023 .....	31
Rys. 2.9. Średnie miesięczne zawartości tlenu rozpuszczonego w wodzie w Zatoce Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewie Puckim (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 oraz czerwiec-październik 2023.....	32
Rys. 2.10. Średnie miesięczne wartości widzialności krążka Secchi'ego (m) w wodach Zatoki Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewu Puckiego (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 oraz czerwiec-październik 2023 .....	33
Rys. 2.11. Rozkład stężeń azotanów (N-NO <sub>3</sub> ) (μmol dm <sup>-3</sup> ) na profilach pionowych badanych stacji w Zatoce Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewie Puckim (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 oraz czerwiec – październik 2023.....	34
Rys. 2.12. Średnie miesięczne stężenia azotanów w wodach Zatoki Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewu Puckiego (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 oraz czerwiec-październik 2023.....	35
Rys. 2.13. Rozkład stężeń azotynów (N-NO <sub>2</sub> ) (μmol dm <sup>-3</sup> ) na profilach pionowych badanych stacji w Zatoce Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewie Puckim (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 oraz czerwiec –październik 2023.....	36
Rys. 2.14. Średnie miesięczne stężenia azotynów w wodach Zatoki Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewu Puckiego (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 oraz czerwiec-październik 2023.....	37
Rys. 2.15. Rozkład stężeń amoniaku (N-NH <sub>4</sub> ) (μmol dm <sup>-3</sup> ) na profilach pionowych badanych stacji w Zatoce Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewie Puckim (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 oraz czerwiec-październik 2023 .....	39

<b>Rys. 2.16. Średnie miesięczne stężenia amoniaku w wodach Zatoki Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewu Puckiego (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 oraz czerwiec-październik 2023.....</b>	<b>40</b>
<b>Rys. 2.17. Rozkład stężeń azotu całkowitego (N-tot) (<math>\mu\text{mol dm}^{-3}</math>) na profilach pionowych badanych stacji w Zatoce Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewie Puckim (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 oraz czerwiec-październik 2023.....</b>	<b>41</b>
<b>Rys. 2.18. Średnie miesięczne stężenia azotu całkowitego w wodach Zatoki Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewu Puckiego (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 oraz czerwiec-październik 2023 .....</b>	<b>42</b>
<b>Rys. 2.19. Rozkład stężeń fosforanów (P-<math>\text{PO}_4</math>) (<math>\mu\text{mol dm}^{-3}</math>) na profilach pionowych badanych stacji w Zatoce Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewie Puckim (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 oraz czerwiec-październik 2023 .....</b>	<b>43</b>
<b>Rys. 2.20. Średnie miesięczne stężeń fosforanów w wodach Zatoki Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewu Puckiego (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 oraz czerwiec-październik 2023 .....</b>	<b>44</b>
<b>Rys. 2.21. Rozkład fosforu całkowitego (P-tot) (<math>\mu\text{mol dm}^{-3}</math>) na profilach pionowych badanych stacji w Zatoce Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewie Puckim (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 oraz czerwiec-październik 2023 .....</b>	<b>45</b>
<b>Rys. 2.22. Średnie miesięczne stężenia fosforu całkowitego w wodach Zatoki Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewu Puckiego (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 oraz czerwiec-październik 2023 .....</b>	<b>46</b>
<b>Rys. 2.23. Rozkład stężeń krzemianów (Si-<math>\text{SiO}_4</math>) (<math>\mu\text{mol dm}^{-3}</math>) na profilach pionowych badanych stacji w Zatoce Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewie Puckim (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 oraz czerwiec-październik 2023 .....</b>	<b>47</b>
<b>Rys. 2.24. Średnie miesięczne stężenia krzemianów w wodach Zatoki Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewu Puckiego (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 oraz czerwiec-październik 2023 .....</b>	<b>48</b>
<b>Rys. 2.25. Miesięczne stężenia chlorofilu a [<math>\mu\text{g dm}^{-3}</math>] oznaczone w warstwie powierzchniowej wody (0-10m) na stacjach pomiarowych zlokalizowanych w Zatoce Puckiej zewnętrznej w 2023 roku; dane zaprezentowano na tle stężeń oznaczonych w 2020 roku na tych samych stacjach pomiarowych; linią ciągłą zaznaczono średnią ruchomą o okresie 2 .....</b>	<b>50</b>
<b>Rys. 2.26. Miesięczne stężenia chlorofilu a [<math>\mu\text{g dm}^{-3}</math>] oznaczone w warstwie powierzchniowej wody (0-10m) na stacjach pomiarowych zlokalizowanych w Zalewie Puckim w 2023 roku; dane zaprezentowano na tle stężeń oznaczonych w 2020 roku na tych samych stacjach pomiarowych; linią ciągłą zaznaczono średnią ruchomą o okresie 2 .....</b>	<b>51</b>
<b>Rys. 2.27. Minimalne, maksymalne oraz średnie stężenia chlorofilu a [<math>\mu\text{g dm}^{-3}</math>] odnotowane na stacjach pomiarowych Zatoki Puckiej w okresie od czerwca do października, w 2020 oraz 2023 roku, w warstwie powierzchniowej wody (0-10m lub 0-dno; w zależności od panujących warunków hydrologicznych na stacjach pomiarowych) .....</b>	<b>52</b>
<b>Rys. 2.28. Średnie miesięczne stężenia chlorofilu a [<math>\mu\text{g dm}^{-3}</math>] w wodach Zatoki Puckiej zewnętrznej (średnie obejmują pomiary dla stacji: S3, 82 i KOL12) i Zalewu Puckiego (średnie obejmują pomiary dla stacji JR i UG17) w 2020 oraz 2023 roku .....</b>	<b>53</b>
<b>Rys. 2.29. Rozkład stężeń chlorofilu a [<math>\mu\text{g dm}^{-3}</math>] na profilach pionowych stacji pomiarowych Zatoki Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewu Puckiego (JG, UG17) od czerwca do października w 2023 roku .....</b>	<b>54</b>
<b>Rys. 3.1. Rejon badań - Zatoka Pucka; lokalizacja stacji pomiarowych, na których pobierano próby do oznaczeń parametrów abiotycznych i biotycznych .....</b>	<b>61</b>
<b>Rys. 3.2. Liczba taksonów oznaczonych na stacjach w rejonie Zatoki Puckiej w miesiącach czerwiec-październik 2023 roku.....</b>	<b>65</b>

Rys. 3.3. Biomasa fitoplanktonu [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ] na stacjach Zalewu Puckiego (UG17, JR) oraz Zatoki Puckiej zewnętrznej (82, S3 i KOL12) w miesiącach czerwiec-październik 2023 roku .....	67
Rys. 3.4. Procentowy udział wyodrębnionych gromad w całkowitej biomacie fitoplanktonu na stacjach Zatoki Puckiej w poszczególnych miesiącach 2023 roku.....	69
Rys. 3.5. Liczebność fitoplanktonu [mln jedn./l] w obrębie wyszczególnionych gromad na każdej stacji objętej badaniami w Zatoce Puckiej w miesiącach czerwiec-październik 2023 roku.....	71
Rys. 3.6. Procentowy udział wyodrębnionych gromad w całkowitej liczebności fitoplanktonu na stacjach Zalewu Puckiego w miesiącach czerwiec-październik 2023 roku .....	72
Rys. 3.7. Procentowy udział wyodrębnionych gromad w całkowitej liczebności fitoplanktonu na stacjach Zatoki Puckiej zewnętrznej w miesiącach czerwiec-październik 2023 roku .....	72
Rys. 3.8. A: Zdjęcie mikroskopowe pojedynczej komórki <i>Prymnesium parvum</i> , gatunku potencjalnie toksycznego; B: Rozdział elektroforetyczny produktów amplifikacji DNA metodą PCR z zastosowaniem starterów ITS1 przy użyciu DNA wyizolowanego z poszczególnych próbek. Próbki są ułożone datami i stacjami, w przypadku pobrania dwóch próbek z kolumny wody zaznaczono głębokość: <10 – warstwa 0-10 m, > 10: warstwa 10-20 m. M1: marker długości cząsteczek DNA (wyrażone w parach zasad dla 3 wybranych prążków; Perfect Plus 50-500 bp DNA Ladder (Eurx, numer katalogowy E3145), N: kontrola negatywna, P: kontrola pozytywna; M2: marker długości cząsteczek DNA (wyrażone w parach zasad dla 3 wybranych prążków; DNA Marker 2+ (A&A Biotechnology, numer katalogowy: 3036-500). Prążki wskazujące na obecność <i>P. parvum</i> zaznaczono czerwonymi strzałkami; C: Rozdział elektroforetyczny produktów amplifikacji DNA metodą PCR z zastosowaniem starterów PKS przy użyciu DNA wyizolowanego z próbek w których stwierdzono obecność <i>P. parvum</i> (Rys.3.8b). M1: marker długości cząsteczek DNA (wyrażone w parach zasad dla 3 wybranych prążków; Perfect Plus 50-500 bp DNA Ladder (Eurx, numer katalogowy E3145), N: kontrola negatywna, P: kontrola pozytywna. Prążki wskazujące na obecność genów PKS zaznaczono czerwonymi strzałkami. ....	74
Rys. 3.9. Skalowanie wielowymiarowe (MDS) dla biomasy i składu taksonomicznego fitoplanktonu na badanych stacjach w poszczególnych terminach poboru prób w Zatoce Puckiej w 2023 roku, z zaznaczeniem grupowania się próbek z tych samych rejonów (lewy panel, zp=Zatoka Pucka zewnętrzna, zp=Zalew Pucki) oraz z tych samych sezonów i miesięcy (prawy panel). ....	75
Rys. 3.10. Średnia biomasa (mokra masa, $\mu\text{g}/\text{L}$ ) trzech rodzajów sinic formujących zakwity na obszarze Basenu Gdańskiego w okresie ich kwitnienia czerwiec-sierpień. Mean to średnia wieloletnia dla Basenu Gdańskiego. [Źródło: Kownacka i in., 2022] .....	78
Rys. 3.11. Porównanie liczby taksonów zidentyfikowanych na wszystkich stacjach w Zatoce Puckiej w miesiącach czerwiec-październik 2020 i 2023 roku w poszczególnych gromadach fitoplanktonu .....	80
Rys. 3.12. Porównanie liczby taksonów zidentyfikowanych na poszczególnych stacjach w poszczególnych miesiącach 2020 i 2023 roku w Zatoce Puckiej .....	80
Rys. 3.13. Porównanie średniej biomasy fitoplanktonu i jego struktury taksonomicznej w obu rejonach Zatoki Puckiej w miesiącach czerwiec-październik 2020 i 2023 roku .....	82
Rys. 3.14. Biomasa fitoplanktonu na stacjach Zalewu Puckiego w miesiącach czerwiec- październik 2023 roku w porównaniu ze średnią miesięczną (panel A) obliczoną dla każdego miesiąca na podstawie danych z lat 2002-2019 uzyskanych w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska dla stacji ZP6 i badań prowadzonych na Zalewie Puckim w 2020 roku. Biomasa fitoplanktonu na stacjach Zalewu Puckiego w miesiącach czerwiec-październik 2023 roku w porównaniu ze średnimi wieloletnimi (panel B) obliczonymi jako średnie ze średnich miesięcznych w latach 2002-2009, 2010-2019, a także ze średnimi rocznymi dla lat 2020 i 2023 .....	83
Rys. 3.15. Zmiany struktury taksonomicznej fitoplanktonu letnio-jesiennego w Zalewie Puckim w okresie ostatnich 20 lat w porównaniu z niniejszymi badaniami .....	84

<b>Rys. 3.16. Biomasa fitoplanktonu na stacjach Zatoki Puckiej zewnętrznej w miesiącach czerwiec- październik 2023 roku w porównaniu ze średnią miesięczną (panel A) obliczoną dla każdego miesiąca na podstawie dostępnych danych z lat 1987-2015 i badań prowadzonych w Zatoce Puckiej zewnętrznej w 2020 roku. Biomasa fitoplanktonu na stacjach Zatoki Puckiej zewnętrznej w miesiącach czerwiec-październik 2023 roku w porównaniu ze średnimi wieloletnimi (panel B) obliczonymi jako średnie ze średnich miesięcznych w kilku okresach czasowych poprzedzających niniejsze badania, a także ze średnimi rocznymi dla lat 2020 i 2023. Analiza dotyczy warstwy 0-10 m. ....</b>	<b>85</b>
<b>Rys. 3.17. Zmiany struktury taksonomicznej fitoplanktonu letnio-jesiennego w Zatoce Puckiej zewnętrznej w okresie ostatnich 20 lat w porównaniu z niniejszymi badaniami (analiza dotyczy warstwy 0-10m) .....</b>	<b>86</b>
<b>Rys. 4.1. Biomasa zooplanktonu [mg/m<sup>3</sup>] w Zatoce Puckiej odnotowana w poszczególnych miesiącach, w 2023 roku .....</b>	<b>91</b>
<b>Rys. 4.2. Udział procentowy oraz liczebność [n/m<sup>3</sup>] składników zooplanktonu w Zatoce Puckiej w poszczególnych miesiącach, w roku 2023 .....</b>	<b>92</b>
<b>Rys. 4.3. Udział procentowy oraz liczebność [n/m<sup>3</sup>] gatunków Copepoda w Zatoce Puckiej w poszczególnych miesiącach, w roku 2023 .....</b>	<b>93</b>
<b>Rys. 4.4. Udział procentowy oraz liczebność [n/m<sup>3</sup>] gatunków Cladocera w Zatoce Puckiej w poszczególnych miesiącach, w roku 2023 .....</b>	<b>94</b>
<b>Rys. 4.5. Udział procentowy oraz liczebność [n/m<sup>3</sup>] Rotatoria w Zatoce Puckiej w poszczególnych miesiącach, w roku 2023 .....</b>	<b>95</b>
<b>Rys. 4.6. Udział procentowy oraz liczebność [n/m<sup>3</sup>] meroplanktonu w Zatoce Puckiej w poszczególnych miesiącach, w roku 2023 .....</b>	<b>96</b>
<b>Rys. 5.1. Lokalizacja stacji badawczych – makrozoobentos .....</b>	<b>101</b>
<b>Rys. 5.2. Lokalizacja stacji badawczych – szacowanie zasobów omułka, draga .....</b>	<b>102</b>
<b>Rys. 5.3. Interpolacja przestrzenna natlenienia wód przydennych we wrześniu 2019 (okres pobierania prób bentosowych). Obszar zakreskowany to głębokie jamy (największa – Kuźnicka) w których nie prowadzono pomiarów, a gdzie możliwe jest występowanie obszarów beztlenowych, stąd zostały wyłączone z interpolacji. ....</b>	<b>107</b>
<b>Rys. 5.4. Liczebność makrozoobentosu w roku 2023 .....</b>	<b>108</b>
<b>Rys. 5.5. Biomasa makrozoobentosu w roku 2023 .....</b>	<b>109</b>
<b>Rys. 5.6. Liczebność makrozoobentosu w roku 2019 .....</b>	<b>110</b>
<b>Rys. 5.7. Liczebność makrozoobentosu w roku 2020 .....</b>	<b>111</b>
<b>Rys. 5.8. Biomasa makrozoobentosu w roku 2019 .....</b>	<b>111</b>
<b>Rys. 5.9. Biomasa makrozoobentosu w roku 2020 .....</b>	<b>112</b>
<b>Rys. 5.10. Wykres analizy MDS, rok 2023 .....</b>	<b>114</b>
<b>Rys. 6.1. Rozmieszczenie stacji poboru próbek ichtioplanktonu na obszarze Zatoki Puckiej w roku 2023. Numery stacji zgodne z numeracją przyjętą w badaniach Zatoki Puckiej w roku 2020. [Mapa: L. Szymanek] .....</b>	<b>117</b>
<b>Rys. 6.2. Temperatura wody (średnia ± odch. st.) w dniu poboru próbek na Zatoce Puckiej w roku 2023 ....</b>	<b>122</b>
<b>Rys. 6.3. Zasolenie wody (średnia ± odch. st.) w dniu poboru próbek na Zatoce Puckiej w roku 2023 .....</b>	<b>122</b>
<b>Rys. 6.4. Liczebność larw [os.·1000 m<sup>-3</sup>] poszczególnych gatunków ryb w całym okresie badań w roku 2023 (obszar Zalew Pucki) - średnia wartość dla wszystkich stacji, na których osobniki danego gatunku występowały w całym okresie badań .....</b>	<b>123</b>

<b>Rys. 6.5. Liczebność larw [os.·1000 m<sup>-3</sup>] poszczególnych gatunków ryb w całym okresie badań w roku 2023 (obszar Zalew Pucki) z pominięciem babkowatych (w celu lepszej wizualizacji pozostałych gatunków) - średnia wartość dla wszystkich stacji, na których osobniki danego gatunku występowały w całym okresie badań.....</b>	<b>124</b>
<b>Rys. 6.6. Liczebność larw [os.·1000 m<sup>-3</sup>] poszczególnych gatunków ryb w całym okresie badań w roku 2023 (obszar Zatoka Pucka zewnętrzna) - średnia wartość dla wszystkich stacji, na których osobniki danego gatunku występowały w całym okresie badań .....</b>	<b>125</b>
<b>Rys. 6.7. Liczebność larw [os.·1000 m<sup>-3</sup>] poszczególnych gatunków ryb w całym okresie badań w roku 2023 (obszar Zatoka Pucka zewnętrzna) z pominięciem babkowatych (w celu lepszej wizualizacji pozostałych gatunków) - średnia wartość dla wszystkich stacji, na których osobniki danego gatunku występowały w całym okresie badań .....</b>	<b>125</b>
<b>Rys. 6.8. Liczebność larw [os.·1000 m<sup>-3</sup>] poszczególnych gatunków ryb w roku 2023 (obszar Zalew Pucki) w poszczególnych dniach połowowych - średnia wartość dla wszystkich stacji, na których osobniki danego gatunku występowały w całym okresie badań .....</b>	<b>126</b>
<b>Rys. 6.9. Liczebność larw [os.·1000 m<sup>-3</sup>] poszczególnych gatunków ryb w roku 2023 (obszar Zalew Pucki) w poszczególnych dniach połowowych z pominięciem babkowatych (w celu lepszej wizualizacji pozostałych gatunków) - średnia wartość dla wszystkich stacji, na których osobniki danego gatunku występowały w całym okresie badań .....</b>	<b>127</b>
<b>Rys. 6.10. Długość standardowa [średnia ± odch. st., mm] larw poszczególnych gatunków ryb w roku 2023 (obszar Zalew Pucki) w poszczególnych dniach połowowych – wartość średnia dla wszystkich stacji, na których osobniki danego gatunku występowały.....</b>	<b>128</b>
<b>Rys. 6.11. Liczebność larw [os.·1000 m<sup>-3</sup>] poszczególnych gatunków ryb w roku 2023 (obszar Zatoka Pucka zewnętrzna) w poszczególnych dniach połowowych - średnia wartość dla wszystkich stacji, na których osobniki danego gatunku występowały w całym okresie badań .....</b>	<b>130</b>
<b>Rys. 6.12. Liczebność larw [os.·1000 m<sup>-3</sup>] poszczególnych gatunków ryb w roku 2023 (obszar Zatoka Pucka zewnętrzna) w poszczególnych dniach połowowych z pominięciem babkowatych (w celu lepszej wizualizacji pozostałych gatunków) - średnia wartość dla wszystkich stacji, na których osobniki danego gatunku występowały w całym okresie badań .....</b>	<b>131</b>
<b>Rys. 6.13. Długość standardowa [średnia ± odch. stand., mm] larw poszczególnych gatunków ryb w roku 2023 (obszar Zatoki Puckiej zewnętrznej) w poszczególnych dniach połowowych – wartość średnia dla wszystkich stacji, na których osobniki danego gatunku występowały .....</b>	<b>132</b>
<b>Rys. 6.14. Liczebność oraz rozmieszczenie przestrzenne larw babkowatych na obszarze Zatoki Puckiej [Mapa: L. Szymanek].....</b>	<b>134</b>
<b>Rys. 6.15. Liczebność oraz rozmieszczenie przestrzenne larw ciernika na obszarze Zatoki Puckiej [Mapa: L. Szymanek].....</b>	<b>135</b>
<b>Rys. 6.16. Liczebność oraz rozmieszczenie przestrzenne larw wężyńki na obszarze Zatoki Puckiej [Mapa: L. Szymanek].....</b>	<b>136</b>
<b>Rys. 6.17. Liczebność oraz rozmieszczenie przestrzenne larw igliczni na obszarze Zatoki Puckiej [Mapa: L. Szymanek].....</b>	<b>137</b>
<b>Rys. 6.18. Liczebność oraz rozmieszczenie przestrzenne larw szprota na obszarze Zatoki Puckiej [Mapa: L. Szymanek].....</b>	<b>138</b>
<b>Rys. 6.19. Liczebność oraz rozmieszczenie przestrzenne larw dobijakowatych na obszarze Zatoki Puckiej [Mapa: L. Szymanek].....</b>	<b>139</b>
<b>Rys. 6.20. Liczebność oraz rozmieszczenie przestrzenne larw śledzia na obszarze Zatoki Puckiej [Mapa: L. Szymanek].....</b>	<b>140</b>
<b>Rys. 6.21. Liczebność oraz rozmieszczenie przestrzenne larw dorsza na obszarze Zatoki Puckiej [Mapa: L. Szymanek].....</b>	<b>141</b>



Rys. 6.22. Liczebność oraz rozmieszczenie przestrzenne larw moteli na obszarze Zatoki Puckiej [Mapa: L. Szymanek].....	142
Rys. 6.23. Lokalizacja połowów badawczych poszczególnymi rodzajami włóczków drobnooczkowych w 2023 oraz obszar interpolacji rozmieszczenia zastosowany w analizach przestrzennych rozmieszczenia organizmów.....	150
Rys. 6.24. Schemat konstrukcji włoka ramowego użytego w połowach badawczych.....	151
Rys. 6.25. Schemat konstrukcji włoka dobrzeżnego użytego w połowach badawczych .....	152
Rys. 6.26. Schemat konstrukcji włoka tubisowego użytego w połowach badawczych .....	153
Rys. 6.27. Proporcje ilości i masy organizmów wodnych złowionych w połowach badawczych w 2020, 2021 oraz 2023 roku.....	155
Rys. 6.28. Wskaźniki liczebności i biomasy organizmów wodnych złowionych w połowach badawczych w 2020, 2021 oraz 2023 roku.....	156
Rys. 6.29. Rozmieszczenie przestrzenne organizmów wodnych oszacowane na podstawie wyników połowów w 2020, 2021, 2023 roku oraz obliczone sumarycznie dla wszystkich lat .....	158
Rys. 6.30 Lokalizacja stanowisk badawczych połowów sieciami wielopanelowymi .....	160
Rys. 6.31. Średnie wskaźniki wydajności połowów na stanowiskach badawczych.....	163
Rys. 6.32. Lokalizacja obserwacji połowów rybackich ukierunkowanych na stornię .....	167
Rys. 6.33. Rozkład długości storni w połowach ukierunkowanych na ten gatunek .....	168
Rys. 6.34. Lokalizacja obserwacji połowów rybackich ukierunkowanych na węgorze (+ haki; o mieroże; Δ żaki) .....	169
Rys. 6.35. Lokalizacja obserwacji połowów rybackich ukierunkowanych na okonia .....	170
Rys. 6.36. Rozkład długości okoni w połowach ukierunkowanych na ten gatunek .....	171
Rys. 6.37. Lokalizacja obserwacji połowów rybackich ukierunkowanych śledzia .....	172
Rys. 6.38. Długość storni (cm) w połowach badawczych w zależności od wieku (lata) wg sezonów w roku 2023 wraz z dopasowanym modelem wzrostu von Bertalanffy (vonBert). Dla porównania przedstawiono model wzrostu von Bertalanffy na podstawie danych z lat 2019-2021 (vonBert2019-21). .....	177
Rys. 6.39. Długość storni (cm) w połowach komercyjnych w zależności od wieku (lata) w roku 2023 (okres lata i jesieni) wraz z dopasowanym modelem wzrostu von Bertalanffy (vonBert) .....	178
Rys. 6.40. Krzywe połowów badawczych wg sezonów oraz regresja liniowa poprowadzona przez opadającą część krzywej połowów rocznych (lato + jesień).....	179
Rys. 6.41. Krzywa połowów komercyjnych w 2023 roku (lato i jesień) oraz regresja liniowa poprowadzona przez opadającą część krzywej połowów.....	180
Rys. 6.42. Zrównoważone połowy i biomasa storni jako funkcje śmiertelności połowowej (linia czerwona). Dla porównania zamieszczono odłów i biomasę z jednej uzupełniającej stado ryby (linia niebieska) (połowy i biomasa w gramach, przy założeniu rekrutacji do stada nieeksploatowanego równej 1) .....	182
Rys. 6.43. Histogramy ocen $F_{msy}$ i $F_{40\%ssb}$ otrzymane dla 1000 powtórzeń losowych zaburzeń parametrów... 183	
Rys. 6.44. Histogram ocen $L_{msy}$ (cm) storni otrzymany dla 1000 powtórzeń losowych zaburzeń parametrów .....	184
Rys. 6.45. Średnia długość (cm) łowionych storni na tle $L_{msy}$ .....	185
Rys. 6.46. Długość okoni (cm) w połowach badawczych w zależności od wieku (lata) wg sezonów (lato i jesień) w roku 2023 wraz z dopasowanym modelem wzrostu von Bertalanffy (vonBert). Dla	

porównania przedstawiono model wzrostu von Bertalanffy na podstawie danych z lat 2019-2021 (vonBert2019-21). .....	186
Rys. 6.47. Długość okoni (cm) w połowach komercyjnych w zależności od wieku (lata) w roku 2023 (okres lata i jesieni łącznie) wraz z dopasowanym modelem wzrostu von Bertalanffy (vonBert).....	186
Rys. 6.48. Krzywe połowów badawczych wg sezonów w 2023 roku oraz regresja liniowa poprowadzona przez opadającą część krzywej połowów obejmującej lato i jesień.....	187
Rys. 6.49. Krzywa połowów komercyjnych z roku 2023 (lato i jesień łącznie) oraz regresja liniowa poprowadzona przez opadającą część krzywej połowów. ....	188
Rys. 6.50. Zrównoważone połowy i biomasa okoni jako funkcje śmiertelności połowowej, F (linia czerwona). Dla porównania zamieszczono odłów i biomasę z jednej uzupełniającej stado ryby (linia niebieska) (połowy i biomasa w gramach, przy założeniu rekrutacji do stada nieeksploatowanego równej 1). .....	189
Rys. 6.51. Histogramy ocen $F_{msy}$ i $F_{40\%ssb}$ otrzymane dla 1000 powtórzeń losowych zaburzeń parametrów... 190	190
Rys. 6.52. Histogram ocen $L_{msy}$ (cm) okoni otrzymany dla 1000 powtórzeń losowych zaburzeń parametrów. ....	191
Rys. 6.53. Średnia długość (cm) łowionych okoni na tle $L_{msy}$ .....	192
Rys. 6.54. Drogi wodne, obwody ochronne i obszary zamknięte na akwenie Zatoki Puckiej i wód przyległych (L. Szymanek) .....	195
Rys. 6.55. Relacja pomiędzy sumarycznym nakładem połowowym (narzędzia pułapkowe plus usidlające) wyrażonym liczbą narzędzi, a wielkością połowów (w tonach) oszacowane na bazie danych CMR na zatoce Puckiej .....	200
Rys. 6.56. Udział masy głównych składników pokarmu storni w kolejnych sezonach na Zatoce Puckiej zewnętrznej. ....	206
Rys. 6.57. Udział masy głównych składników pokarmu storni w kolejnych sezonach na Zalewie Puckim. ....	206
Rys. 6.58. Udział masy głównych składników pokarmu okoni na Zatoce Puckiej zewnętrznej w podziale na sezony.....	209
Rys. 6.59. Udział masy głównych składników pokarmu okoni na Zalewie Puckim w podziale na sezony. ....	210
Rys. 7.1. Rozmieszczenie stacji, z których pobrano próby storni i okonia .....	212
Rys. 7.2. Średnia zawartość tłuszczu w wątrobie storni i okonia w 2023 (a) i 2020 (b) roku.....	218
Rys. 7.3. Średnia zawartość rtęci, ołowiu, kadmu i arsenu ogólnego w mięśniach storni i okonia .....	221
Rys. 7.4. Stężenia dioksyn i PCB w mięśniach storni i okonia w 2023 (a) i 2021 (b) roku .....	228
Rys. 7.5. Rozmieszczenie stacji, z których pobrano próby omułka .....	230
Rys. 7.6. Zawartość rtęci, kadmu, ołowiu i arsenu w tkance omułka .....	231

## Spis fotografii

Fot. 3.1. Od lewej: <i>Dinophysis acuminata</i> i <i>Eunotia</i> sp., <i>Coscinodiscus</i> sp., <i>Dolichospermum</i> sp. i <i>Mesodinium rubrum</i> - przedstawiciele grup fitoplanktonu dominujących w sukcesji sezonowej .....	76
Fot. 3.2. Letni zakwit sinic diazotroficznnych. Od lewej: <i>Dolichospermum</i> sp., <i>Nodularia spumigena</i> , <i>Aphanizomenon</i> sp. ....	79
Fot. 4.1. Pobór prób planktonowych siatką planktonową WP-2 (Zatoka Pucka).....	88

Fot. 4.2. Pobór prób zooplanktonu przy pomocy pompy zanurzeniowej (lewa strona ilustracji) oraz filtracja pobranej próbki (prawa strona ilustracji) .....	89
Fot. 4.3. Przedstawiciele zooplanktonu w próbach z Zatoki Puckiej. Od lewej: Temora longicornis, Evadne nordmanni i Synchaeta spp. ....	91
Fot. 5.1 Proces pobierania prób makrozoobentosu przy pomocy czerpacza van Veen.....	104
Fot. 5.2 Draga denną wykorzystywaną do szacowania zasobów omułka.....	105
Fot. 6.1. Siatka neustonowa – wybieranie narzędzia do łodzi po zakończonym zaciągu [Fot. D. Fey] .....	118
Fot. 6.2. Materiał zebrany w pojedynczym zaciągu siatką neustonową. Larwy ryb po wysortowaniu zostaną zidentyfikowane do gatunku bądź rodziny (babkowate, dobijakowate) [Fot. D. Fey] .....	119
Fot. 6.3. Atlas wczesnych stadiów rozwojowych ryb - wykorzystany jako jedno ze źródeł literaturowych podczas identyfikacji larw i narybku [źródło: Horbowa i Fey 2013] .....	120
Fot. 6.4. Cechy identyfikacyjne brane pod uwagę podczas oznaczania wczesnych stadiów rozwojowych ryb [źródło: Horbowa i Fey 2013] .....	120
Fot. 6.5. Zdjęcia wczesnych stadiów rozwojowych najczęściej występujących w próbkach ichtioplanktonowych gatunków ryb: A) wężyńka, B) śledź, C) ciernik, D) dobijak [źródło: Horbowa i Fey 2013] ....	121

## Spis tabel

Tab. 2.1. Współrzędne geograficzne oraz średnie głębokości głównych stacji pomiarowych.....	24
Tab. 2.2. Terminy poboru prób na głównych stacjach pomiarowych .....	24
Tab. 2.3. Zestawienie minimalnych, maksymalnych oraz średnich stężeń chlorofilu a [ $\mu\text{g dm}^{-3}$ ] odnotowanych od czerwca do października w Zatoce Puckiej w 2023 roku, w powierzchniowej warstwie wody (0-10 m; w zależności od panujących warunków hydrologicznych na stacjach pomiarowych) 49	49
Tab. 2.4. Zestawienie średnich stężeń chlorofilu a [ $\mu\text{g/l}$ ] w warstwie wody 0-10m Zatoki Puckiej, w okresie czerwiec ÷ wrzesień (MONITORING WÓD ZATOKI PUCKIEJ za rok 2021 (2022) oraz dane MIR-PIB). .....	59
Tab. 3.1. Wartości progowe wskaźnika sukcesji sezonowej w Zalewie Puckim i Zatoce Puckiej zewnętrznej wyliczone na podstawie okresu referencyjnego 1999-2019 oraz wartości wskaźnika dla lat testowych 2020 i 2023 z zaznaczeniem osiągniętego dobrego stanu środowiska (kolor zielony) oraz nieosiągniętego dobrego stanu środowiska (kolor czerwony) .....	77
Tab. 4.1. Wykaz taksonów odnotowanych na poszczególnych stacjach w Zatoce Puckiej, w 2023 roku .....	90
Tab. 5.1. Podstawowe informacje o stacjach badawczych.....	103
Tab. 5.2. Temperatura, zasolenie i natlenienie wód przydennych w trakcie pobierania prób makrozoobentosu .....	106
Tab. 5.3. Biomasa omułka na trzech stacjach badawczych .....	115
Tab. 6.1. Terminy prowadzenia badań ichtioplanktonowych na obszarze Zatoki Puckiej w roku 2023. ....	116
Tab. 6.2. Pozycje stacji ichtioplanktonowych na obszarze Zatoki Puckiej w roku 2023. ....	117
Tab. 6.3. Liczebność (os. $\cdot$ 1000 m <sup>-3</sup> , wartość średnia dla wszystkich stacji w danym dniu połowowym, na których osobniki danego gatunku występowały) oraz średnia długość standardowa (SL, mm) osobników poszczególnych taksonów na obszarze Zalewu Puckiego w roku 2023. ....	129
Tab. 6.4. Liczebność (os. $\cdot$ 1000 m <sup>-3</sup> , wartość średnia dla wszystkich stacji w danym dniu połowowym, na których osobniki danego gatunku występowały) oraz średnia długość standardowa (SL, mm) osobników poszczególnych taksonów na obszarze Zatoki Puckiej zewnętrznej w roku 2023. ....	133



Tab. 6.5. Lista zaciągów badawczych zrealizowanych w lipcu 2023 roku wraz z podstawową charakterystyką .....	147
Tab. 6.6. Podsumowanie frekwencji, liczebności i biomasy organizmów złowionych w połowach badawczych w 2023 roku .....	154
Tab. 6.7. Charakterystyka techniczna sieci do połowów badawczych .....	160
Tab. 6.8. Terminy realizacji poszczególnych serii połowowych .....	161
Tab. 6.9. Liczebność ryb złowionych w trakcie połowów sieciami panelowymi .....	162
Tab. 6.10. Masa [g] ryb złowionych w trakcie połowów sieciami panelowymi .....	162
Tab. 6.11. Występowanie zewnętrznych objawów chorobowych stwierdzone w trakcie pomiarów ryb z połowów sieciami wielopanelowymi .....	164
Tab. 6.12. Zestawienie obserwowanych połowów rybackich na Zatoce Puckiej .....	164
Tab. 6.13. Skład połowów rybackich w trakcie obserwowanych rejsów w roku 2023.....	165
Tab. 6.14. Udział procentowy najczęściej łowionych gatunków ryb (% liczby) w połowach na Zalewie Puckim i Zatoce Puckiej zewnętrznej.....	166
Tab. 6.15. Występowanie zewnętrznych objawów chorobowych stwierdzone w trakcie pomiarów ryb z połowów rybackich .....	167
Tab. 6.16. Skład połowów ukierunkowanych na stornię [kg].....	168
Tab. 6.17. Skład połowów hakami i narzędziami pułapkowymi ukierunkowanymi na połów węgorzy [kg] ..	169
Tab. 6.18. Skład połowów ukierunkowanych na okonia [kg] .....	171
Tab. 6.19. Skład połowów w rejsach ukierunkowanych na śledzia [kg] .....	172
Tab. 6.20. Oceny śmiertelności całkowitej (Z) storni na podstawie krzywych połowów badawczych i komercyjnych z roku 2023. Dla porównania podano zakres Z otrzymany w badaniach z lat 2019-2021. ....	181
Tab. 6.21. Oceny $F_{msy}$ , $L_{msy}$ (cm) i innych przybliżeń $F_{msy}$ oraz 50% przedział ufności (1 i 3 kwartył rozkładu parametrów) dla storni. ....	181
Tab. 6.22. Oceny śmiertelności całkowitej Z okoni na podstawie krzywych połowów badawczych i komercyjnych z roku 2023. Dla porównania podano zakres Z otrzymany w badaniach z lat 2019-2021. ....	188
Tab. 6.23. Oceny $F_{msy}$ , $L_{msy}$ (cm) i innych przybliżeń $F_{msy}$ oraz 50% przedział ufności (1 i 3 kwartył rozkładu parametrów) dla okoni. ....	189
Tab. 6.24. Liczba narzędzi połowowych określonych w specjalnych pozwoleniach połowowych dopuszczonych do użytkowania na obszarze Bałtyku ICES 22-32 wraz z polskimi wewnętrznymi wodami morskimi (z wyłączeniem Zalewu Wiślanego, Szczecińskiego i Jeziora Dąbie) w latach 2022-2023 .....	197
Tab. 6.25. Połowcy na wodach Zatoki Puckiej, w kg, w latach 2018-2022 wg danych CMR na dzień 28.11.2023 .....	198
Tab. 6.26. Udział (w %) wybranych gatunków ryb w połowach na wodach Zatoki Puckiej w latach 2018-2023 wg danych CMR na dzień 28.11.2023 .....	199
Tab. 6.27. Nakład połowowy zarejestrowany w bazie danych CMR w wymiarze dni ekspozycji na Zatoce Puckiej (dni ekspozycji) .....	199
Tab. 6.28. Nakład połowowy zarejestrowany w bazie danych CMR w wymiarze narzędzi, dla narzędzi pułapkowych i usidlających) na Zatoce Puckiej .....	199
Tab. 6.29. Liczba zebranych prób żołądków storni.....	203

Tab. 6.30. Liczba zebranych prób żołądków okoni .....	203
Tab. 6.31. Częstość występowania i udział masy stwierdzonych składników pokarmu storni (łącznie dla wszystkich prób) .....	204
Tab. 6.32. Częstość występowania (liczba oraz %) poszczególnych rodzajów i gatunków małży znalezionych w żołądkach storni (tylko dla osobników ze stwierdzoną obecnością małży w przewodzie pokarmowym) .....	204
Tab. 6.33. Częstość występowania (liczba oraz %) poszczególnych rodzajów/ gatunków skorupiaków znalezionych w żołądkach storni (tylko dla osobników ze stwierdzoną obecnością skorupiaków w przewodzie pokarmowym) .....	204
Tab. 6.34. Udział procentowy częstości występowania poszczególnych składników pokarmowych w żołądkach storni z Zatoki Puckiej w 2023. ....	205
Tab. 6.35. Częstość występowania i udział masy stwierdzonych składników pokarmu okoni (łącznie dla wszystkich prób) .....	207
Tab. 6.36. Częstość występowania (liczba oraz %) poszczególnych rodzajów i gatunków ryb znalezionych w żołądkach okoni (tylko dla osobników ze stwierdzoną obecnością ryb w przewodzie pokarmowym) .....	207
Tab. 6.37. Częstość występowania (liczba oraz %) poszczególnych rodzajów i gatunków skorupiaków znalezionych w żołądkach okoni (tylko dla osobników ze stwierdzoną obecnością skorupiaków w przewodzie pokarmowym) .....	207
Tab. 6.38. Udział procentowy częstości występowania poszczególnych składników pokarmowych w żołądkach okoni z Zatoki Puckiej w 2023. ....	208
Tab. 7.1. Dane biometryczne dla storni .....	213
Tab. 7.2. Dane biometryczne dla okonia.....	214
Tab. 7.3. Dane na temat prób kompozytowych ryb .....	215
Tab. 7.4. Zawartość tłuszczu w wątrobie storni (w % mokrej masy tkanki).....	216
Tab. 7.5. Zawartość tłuszczu w wątrobie okonia (w % mokrej masy tkanki) .....	217
Tab. 7.6. Zawartość metali toksycznych w mięśniach storni (mg/kg mokrej masy).....	219
Tab. 7.7. Zawartość metali toksycznych w mięśniach okonia (mg/kg mokrej masy) .....	220
Tab. 7.8. Zawartość arsenu ogólnego, organicznego i nieorganicznego w mięśniach ryb (mg/kg mokrej masy). .....	223
Tab. 7.9. Stężenia dioksyn i PCB w mięśniach storni (średnia $\pm$ SD) .....	225
Tab. 7.10. Stężenia dioksyn i PCB w mięśniach okonia (średnia $\pm$ SD) .....	226
Tab. 7.11. Stężenia dioksyn i PCB w storni i okoniu pobranych z Zatoki Puckiej w 2021 r. (średnia $\pm$ SD) .....	227
Tab. 7.12. Dane biometryczne dla omułek reprezentujących daną próbkę zintegrowaną (średnia $\pm$ SD oraz zakres) .....	230
Tab. 7.13. Stężenia rtęci, kadmu, ołowiu i arsenu ogólnego (mg/kg mokrej masy) w omułkach z Zatoki Puckiej w latach 2019, 2020 i 2023 (bieżące badania) .....	231
Tab. 7.14. Zawartość rtęci, kadmu, ołowiu i arsenu ogólnego w omułkach z Zatoki Puckiej w 2023 r. ....	234

## 1 Wstęp

Niniejszy raport opisuje wyniki zrealizowanego przez MIR-PIB w roku 2023 projektu badań pt. „Program badań zasobów ryb i ich bazy pokarmowej na obszarze Zatoki Puckiej oraz ocena sposobu przydziału uprawnień do połowów podmiotom uprawnionym do wykonywania rybołówstwa komercyjnego na obszarze Zatoki Puckiej w 2023 r.”.

Projekt był realizowany na zlecenie ministra właściwego ds. rybołówstwa, zgodnie z podpisaną umową (Umowa nr BA.zp.23.1.19.2023), w okresie od czerwca do października i objął szereg elementów mogących mieć bezpośredni lub pośredni wpływ na stan zasobów ryb poławianych w Zatoce Puckiej. Zakres badań był określony w umowie i objął:

1. badania warunków hydrologicznych;
2. badania warunków pokarmowych uwzględniające takie elementy sieci troficznej jak fitoplankton, zooplankton, bentos; badania fitoplanktonu uwzględniały identyfikację *Prymnesium parvum*
3. badania ichtiologiczno-rybackie (skład gatunkowy i biomasa połowów oraz analizy ichtiologiczne);
4. częstotliwość występowania zewnętrznych zmian chorobowych u ryb;
5. efektywność żerowania i skład pokarmu okonia (*Perca fluviatilis*) i storni (*Platichthys flesus*) oraz pomiar kondycji (pomiar parametrów biometrycznych oraz skład chemiczny);
6. badania wczesnych stadiów rozwojowych ryb mające na celu określenie rozmieszczenia tarlisk charakteryzujących się występowaniem skutecznego rozrodu na obszarze Zatoki Puckiej;
7. badania związane z zanieczyszczeniem środowiska: poziom biogenów w wodzie, stężenia zanieczyszczeń w wybranych gatunkach ryb i omułkach.

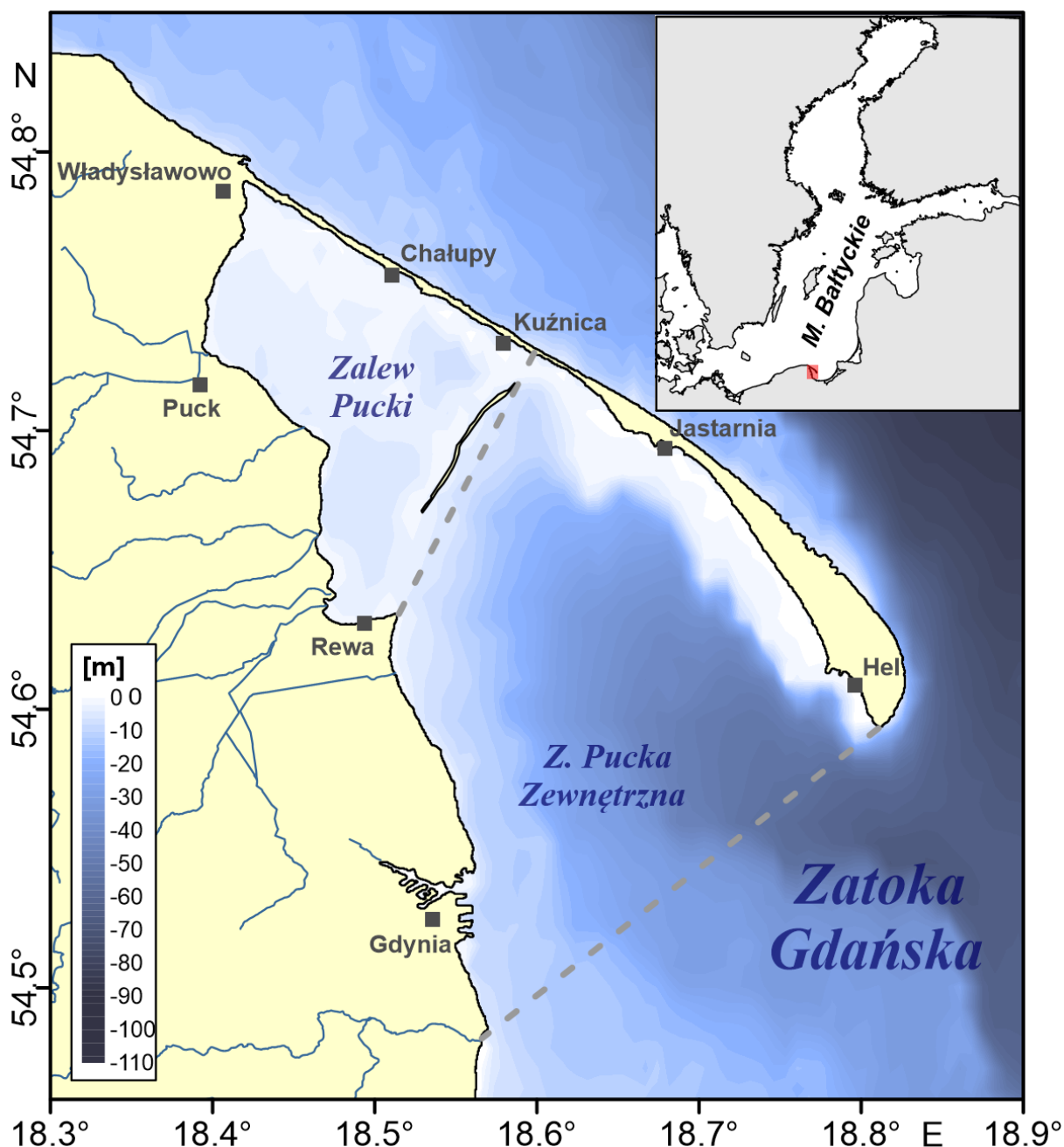
Zgodnie z umową, na podstawie wykonanych badań sporządzono ocenę sposobu przydziału uprawnień do połowów podmiotom uprawnionym do wykonywania rybołówstwa komercyjnego na obszarze Zatoki Puckiej. Wszystkie zadania wymienione w umowie zostały zrealizowane. Raport opisuje wyniki badań przeprowadzonych w okresie od czerwca do października 2023 r. oraz w przypadkach, gdy jest to możliwe, odnosi się do danych archiwalnych, w tym do wyników uzyskanych w ramach wcześniej przeprowadzonego również na zlecenie ministra właściwego ds. rybołówstwa, „Programu badań środowiska morskiego Zatoki Puckiej ze szczególnym uwzględnieniem czynników istotnych dla rybołówstwa w latach 2019-2021”.

Wyniki projektu pozwoliły na:

- ocenę aktualnego stanu ekosystemu Zatoki Puckiej;
- wskazanie zmian jakie zachodzą w badanym ekosystemie na przestrzeni ostatnich dekad z uwzględnieniem wyników uzyskanych w latach 2019-2021
- wstępną ocenę zasobów oraz eksploatacji dwóch gatunków ryb: okonia (*Perca fluviatilis*) i storni (*Platichthys flesus*) z uwzględnieniem badań wykonanych w latach 2019-2021 oraz bieżących.
- dokonanie oceny sposobu przydziału uprawnień do połowów podmiotom uprawnionym do wykonywania rybołówstwa komercyjnego na obszarze Zatoki Puckiej.

## 2 Charakterystyka fizyczno-chemiczna Zatoki Puckiej

Zatoka Pucka stanowi subregion w zachodniej części Zatoki Gdańskiej, oddzielony od głębokowodnych rejonów Basenu Gdańskiego Półwyspem Helskim (Nowacki, 1993). Granicę wschodnią akwenu jest trudno określić. Przyjmuje się za nią umowną linię łączącą Cypel Helski z Kamienną Górą, jak również z położonym dalej na południe Przylądkiem Orłowskim (Słomiano, 1974) (Rys. 2.1).



Rys. 2.1 Rejon badań - Zatoka Pucka

Zatoka Pucka składa się z części wewnętrznej zwanej Zalewem Puckim oraz Zatoki Puckiej zewnętrznej. Taki sam podział Zatoki Puckiej został zaadoptowany w dokumentach Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) ([http://geoportal.pgi.gov.pl/css/powiaty/prawo/ue\\_ramowa\\_dyrektywa\\_wodna](http://geoportal.pgi.gov.pl/css/powiaty/prawo/ue_ramowa_dyrektywa_wodna)) i taka nomenklatura jest też stosowana w dalszej części dokumentu. Ze względu na nieco odmienną charakterystykę tych dwóch obszarów, w większości przypadków wyniki są prezentowane i omawiane oddzielnie dla Zatoki Puckiej zewnętrznej oraz Zalewu Puckiego.

Granica między Zalewem Puckim a Zatoką Pucką zewnętrzną biegnie od Cypla Rewskiego, kilometrowej długości piaszczystej kosa wcinającej się w wody Zatoki Puckiej niedaleko miejscowości Rewa, utworzonej przez prąd morski płynący wzdłuż brzegów Zatoki Gdańskiej. Dalszy ciąg nanosu, zwany Rybitwią Mielizną, Rewą Mew lub Mewią Rewą, tworzy wał podmorski ciągnący się do Mierzei Helskiej. Średnia głębokość na całej długości wału wynosi metr, z wyjątkiem przekopu o szerokości około 700 m, zwanego Głępinką, którego głębokość dochodzi miejscami do pięciu metrów. Niewielkie obszary mielizny okresowo wyłaniają się nad powierzchnię wody, tworząc wysepki (Nowacki, 1993).

Zatoka Pucka to akwen unikatowy ze względu na zachowane bogactwo gatunkowe roślin i zwierząt zasiedlających jego dno, współbytovanie różnych zespołów flory i fauny dennej. Główną formę prawnej ochrony przyrody w zlewisku Zatoki Puckiej stanowią parki krajobrazowe: Nadmorski Park Krajobrazowy i Trójmiejski Park Krajobrazowy. Ponadto, w zlewisku Zatoki Puckiej, w tym w granicach ww. parków, znajdują się inne formy ochrony przyrody, zarówno powierzchniowe (rezerваты przyrody, użytki ekologiczne, obszary chronionego krajobrazu), jak i indywidualne (pomniki przyrody) (Cieśliński i in., 2022a).

Oprócz nich, duża część Zatoki Puckiej w tym obszary ww. form ochrony przyrody są równocześnie objęte ochroną w ramach sieci Natura 2000. Cała część Zalewu Puckiego wraz z przyległą częścią Zatok Puckiej zewnętrznej, w tym pas wód przybrzeżnych wzdłuż południowego brzegu Półwyspu Helskiego wchodzi w skład obszaru *PLH 220032 Zatoka Pucka i Półwysep Helski* chronionego w ramach tzw. dyrektywy siedliskowej (Dyrektywa Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory). Jednym z głównych przedmiotów ochrony na tym obszarze jest siedlisko *1160 Duże i płytkie zatoki* obejmujące cały Zalew Pucki i część Zatoki Puckiej. Cały obszar obu akwenów wchodzi jednocześnie w skład obszaru *PLB 220005 Zatoka Pucka* chronionego w ramach tzw. dyrektywy ptasiej (Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/147/WE z dnia 30 listopada 2009 r. w sprawie ochrony dzikiego ptactwa), który chroni szereg gatunków ptaków lęgowych i migrujących.

W strukturze użytkowania terenu zlewiska Zatoki Puckiej dominują tereny rolne zajmujące 46,5% powierzchni oraz lasy i ekosystemy naturalne zajmujące 41,3% powierzchni. Tereny przekształcone antropogenicznie zajmują 10,6%, bagna śródlądowe – 0,9% i zbiorniki wodne 0,7% powierzchni zlewiska. Wśród terenów rolnych przeważają grunty orne, towarzyszące głównie kępom wysoczyznowym, a następnie łąki, pastwiska zajmujące przede wszystkim nadmorskie niziny oraz pradoliny i doliny rzek. Spośród terenów przekształconych antropogenicznie największy udział ma zabudowa miejska zwarta, rozciągająca się głównie na wybrzeżu oraz w pradolinach i strefach krawędziowych (Cieśliński i in., 2022a).



Zatoka Pucka z racji otaczających jej aglomeracji miejskich, lokalizacji portów handlowych i turystycznych oraz masowego napływu turystów w okresie letnim, jest narażona na silny wpływ działań człowieka, czyli antropopresję. Do wód Zatoki Puckiej uchodzą kolektory z oczyszczalni ścieków: Dębogórze (miasto Gdynia, Reda, Rumia, Wejherowo, gminy Wejherowo, Kosakowo, Szemud, częściowo gmina Puck) ([www.debogorze.pl](http://www.debogorze.pl)), Jastarnia (gmina i miasto Jastarnia, Hel-Bór) oraz Helu (gmina Hel). Spółka Wodno-Ściekowa Swarzewo obsługująca Władysławowo i Puck odprowadza wodę poza Zatokę, do otwartej części morza (<https://www.sws-swarzewo.pl/zatoka/>). Odprowadzane ścieki podlegają normom jakościowym określonym w Dz.U. 2019 Poz. 1311, Rozporządzenia Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 12 lipca 2019 r. w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego oraz warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu do wód lub do ziemi ścieków, a także przy odprowadzaniu wód opadowych lub roztopowych do wód lub do urządzeń wodnych), ich parametry są stale monitorowane i przekazywane do Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Gdańsku).

Reżim hydrologiczny Zatoki Puckiej kształtowany jest wieloma czynnikami. Główną rolę odgrywają: bezpośredni kontakt z wodami Zatoki Gdańskiej oraz wymiana masy i energii z atmosferą. Równie istotny jest dopływ wód lądowych ze zlewiska Zatoki Puckiej, którego powierzchnia wynosi 908,8 km<sup>2</sup>, z czego 485,2 km<sup>2</sup> przypada na rzekę Redę. Całkowita suma średniego rocznego przepływu wszystkich cieków zlewiska Zatoki Puckiej wynosi 6,871 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>, w tym przepływ Redy stanowi 72%, natomiast średni roczny dopływ tymi ciekami do Zatoki Puckiej wynosi 0,217 km<sup>3</sup> (Cieśliński i in., 2022b).

Nawet na obszarze stosunkowo niewielkim, jak zlewisko Zatoki Puckiej, występuje duże zróżnicowanie stosunków wodnych. Podobnie, zdecydowanie różne cechy morfometryczne posiadają w obrębie Zatoki Puckiej wydzielane z niej - Zalew Pucki oraz Zatoka Pucka zewnętrzna; sub-zlewiska wyodrębnionych części Zatoki Puckiej różnią się zarówno morfometrycznie, hydrograficznie, jak i hydrologicznie.

Do zdecydowanie mniejszego Zalewu Puckiego (102,7 km<sup>2</sup>) odprowadzane są wody z ponad ¾ powierzchni zlewiska, natomiast wody z pozostałej ¼ powierzchni zlewiska zasilają Zatokę Pucką zewnętrzną.

Zatoka Pucka zewnętrzna ma powierzchnię 256,5 km<sup>2</sup>, a jej objętość wynosi 5,26 km<sup>3</sup>, stanowiąc 70% powierzchni i 94% objętości całej Zatoki Puckiej. Zróżnicowanie głębokości w poszczególnych częściach Zatoki Puckiej, decydująco wpływa na jej stosunki środowiskowe. Część wschodnia jest znacznie głębsza i kontaktuje się bezpośrednio z Zatoką Gdańską. Zachodnia, płytsza jest estuarium II rzędu spełniającym wszelkie cechy zalewu (Cyberski, 1993; Nowacki, 1993).

Szerokie spektrum badań prowadzonych w latach 1970-1990. w Zatoce Puckiej zostało zaprezentowane w monografii wydanej przez Uniwersytet Gdański w roku 1993 (Korzeniewski, 1993) oraz trzynomowej monografii wydanej w 2022 roku pod redakcją prof. Jerzego Bolałka oraz prof. Doroty Burskiej (Bolałek i Burska, 2022). Przywołanie głównych wniosków zawartych w ww. przedmiotowych badaniach pozwoli czytelnikowi na (i) pełniejsze zrozumienie przestrzennych różnic w badanych parametrach abiotycznych i biotycznych, (ii) odniesienie wyników badań z czerwca-października 2023 roku, do danych z tego samego okresu 2020 pozwoli na ocenę, czy mamy do czynienia z trwałymi zmianami wymienionych parametrów wygenerowanymi przez zmiany klimatyczne i zmieniającą się na przestrzeni ostatnich 30-40 lat presją antropogeniczną.

**Temperaturę, zasolenie** i gęstość wód w Zatoce Puckiej kształtują warunki klimatyczne, napływ wód morskich i lądowych oraz zróżnicowanie głębokości. W Zatoce Gdańskiej, której zachodnią część stanowi Zatoka Pucka, wyróżnia się dwie warstwy wód: (i) górną, powierzchniową o wyrównanym zasoleniu, sięgającą do głębokości 50-60 m, (ii) strefę głębinową z maksymalnymi wartościami zasolenia. Dwie wymienione warstwy rozdziela strefa przejściowa zwaną piknokliną, zalegającą na głębokości 60-80 m; jest ona zgodna z warstwą skoku termicznego (termokliną) i zasoleniowego (halokliną). Głębokość Zatoki Puckiej powoduje, że znajduje się ona w warstwie powierzchniowej Zatoki Gdańskiej i tylko najgłębszy północno-wschodni jej kraniec, przy dnie sięga warstwy skoku zasoleniowego (Wojewódzki, 1990).

**Zasolenie** w Zatoce Puckiej jest wypadkową oddziaływania wód morskich i lądowych. Zatoka Pucka zewnętrzna znajduje się pod bezpośrednim wpływem wód słonych napływających z Zatoki Gdańskiej, zarówno w warstwie powierzchniowej jak i przydennej. W warstwie powierzchniowej znaczący jest również wpływ wód Wisły. Odnotowane głębokości w tej części Zatoki stwarzają warunki do sezonowej stratyfikacji pionowej wód. Warunki hydrologiczne Zalewu Puckiego kształtują z kolei wody napływające z Zatoki Puckiej zewnętrznej oraz dopływ lądowy z rzek Redy, Gizdebki, Płutnicy i innych mniejszych cieków. Niewielkie głębokości Zalewu Puckiego powodują, że ulega ona wymieszaniu w całej objętości (Nowacki, 1993). W Zalewie Puckim zasolenie jest przede wszystkim uwarunkowane intensywnością wymiany wód z Zatoką Pucką zewnętrzną. Oddziaływanie wód rzecznych ogranicza się do strefy przyujściowej. Przykładem może być rzeka Reda odprowadzająca rocznie około 0,12 km<sup>3</sup> wody, stanowiąc około 66% całego odpływu rzeczego do Zalewu Puckiego. Średnia roczna wartość zasolenia warstwy powierzchniowej Zatoki Puckiej zewnętrznej wynosi 7,65 PSU, a dla Zalewu Puckiego 7,31 PSU (Nowacki, 1993).

**Temperaturę** wód Zatoki Puckiej kształtują przede wszystkim warunki klimatyczne, a także napływ wód z otwartego morza oraz wód lądowych, głównie z Wisły. Napływ wód lądowych z pozostałych źródeł ma mniejsze znaczenie i ogranicza się do niedalekiej strefy przyujściowej cieków. Wody morskie napływające z Basenu Gdańskiego powodują wzrost temperatur w zimie a spadek w lecie. Przeciwnie oddziałują wody rzeczne. Na strukturę pionową temperatur w Zatoce Puckiej oprócz wymienionych, istotny wpływ mają warunki głębokościowe, umożliwiające lub utrudniające pełną wymianę wód. Średnia temperatura wód powierzchniowych w Zatoce Puckiej jest wyższa od temperatury powietrza. Maksymalne temperatury w obu częściach Zatoki obserwuje się w sierpniu, a minimalne w lutym.

Zatoka Pucka zewnętrzna, jako głębsza, trudniej ulega wymieszaniu do dna. Ma też ułatwioną wymianę wody z Basenem Gdańskim, zarówno w warstwie powierzchniowej, jak i przydennej. Wymienione czynniki powodują, że obserwuje się w niej sezonowe uwarstwienie wód. Znacznie płytszy i przez to podatniejszy na całkowite wymieszanie Zalew Pucki, bardziej niż część zewnętrzna reaguje na zmiany sezonowe temperatur. Szybciej też następuje w nim przenoszenie ciepła w głąb. Zalew Pucki ze względu na niewielkie głębokości łatwiej ulega wpływom warunków atmosferycznych. Prawie przez cały rok wykazuje on wyrównanie temperatur w pionie. Wiosną i latem szybciej się nagrzewa, natomiast jesienią i zimą łatwiej traci ciepło. Wody Zatoki Puckiej zewnętrznej są średnio rocznie o około 0,4 °C chłodniejsze niż wody Zalewu Puckiego, ale widoczne są też różnice sezonowe. Wiosną i latem Zatoka Pucka zewnętrzna jest chłodniejsza od Zalewu Puckiego, natomiast jesienią i zimą cieplejsza (Nowacki, 1993).

**Zawartość tlenu** w wodach Zatoki Puckiej jest warunkowana procesami biologicznymi, napływem wód morskich i lądowych, oraz dynamiką wód. Te czynniki są zmienne w czasie i przestrzeni, w konsekwencji zmienna w czasie i przestrzeni jest zawartość tlenu w wodzie wymienionego rejonu. Nieduże głębokości, zwłaszcza w Zalewie Puckim oraz znaczna powierzchnia styku wody i powietrza sprzyjają wymianie gazów między środowiskiem wodnym i atmosferą. Badania historyczne (Bołałek i in., 1993) wskazują, że w latach 1986-1991 dominującym zakresem stężeń tlenu w wodzie dla Zalewu Puckiego był przedział 7-8 ml dm<sup>-3</sup>, natomiast dla Zatoki Puckiej zewnętrznej 8-9 ml dm<sup>-3</sup>. Wymienieni autorzy nie obserwowali stężeń tlenu poniżej 2 ml dm<sup>-3</sup>. Zawartość tlenu w Zatoce Puckiej ulega zmianom sezonowym. W sezonie wegetacyjnym, który rozpoczyna się zwykle w kwietniu, następuje silny wzrost zawartości tlenu, któremu towarzyszy gwałtowny spadek stężeń **substancji biogenicznych**. Przyczynia się do tego zarówno intensywność procesu fotosyntezy jak i niska temperatura wody o tej porze roku. Wysoki poziom zawartości tlenu utrzymuje się do czerwca, po czym stężenie tlenu maleje, co jest związane ze wzrostem temperatury wody jak i zużywaniem tlenu w procesach mineralizacji materii organicznej. Sezonowy spadek zawartości tlenu jest silniej zaznaczony w głębszych częściach akwenu. Sezon wegetacyjny kończy się zwykle na początku października i towarzyszy temu sezonowy wzrost stężeń substancji biogenicznych. Wyraźny wzrost zawartości tlenu ma miejsce zwykle w listopadzie i grudniu, czyli w okresie wychładzania wód (Bołałek i in., 1993). Badając ekosystem wodny, w szczególności narażony na wpływ różnego rodzaju oddziaływań antropogenicznych (między innymi spływ zanieczyszczeń pochodzenia lądowego: zanieczyszczenia rolnicze i przemysłowe), oznaczenie stężenia **chlorofilu a** w wodach powierzchniowych daje informację o procesach zachodzących w strefie eufotycznej akwenu. Jednocześnie prowadzenie badań długoletnich pozwala na określenie dokładniejszych tendencji i zakresu zmian stężenia tego parametru, pomimo jego znacznych fluktuacji krótkoterminowych jak i sezonowych (Latała, 1993).

Obniżenie emisji biogenów do Morza Bałtyckiego stało się poważnym wyzwaniem dla państw nadbałtyckich i w ostatnich latach podjęto szereg działań w tym zakresie. Jednym z kierunków działań była poprawa jakości ścieków odprowadzanych z oczyszczalni do wód powierzchniowych. Polska przystępując do Unii Europejskiej zobowiązała się do wypełnienia wymogów Dyrektywy Rady 91/271/EWG z dnia 21 maja 1991 roku dotyczącej oczyszczania ścieków komunalnych (Dz. Urz. WE L 135 z 30.05.1991 r., str. 40-52, z późn. zm.; Dz. Urz. WE Polskie wydanie specjalne, rozdz. 15, t. 002, str. 26) zgodnie z określonymi w negocjacjach i zapisanymi w Traktacie Akcesyjnym terminami i okresami przejściowymi. Opracowano Krajowy Program Oczyszczania Ścieków Komunalnych (KPOŚK). Program ten został przyjęty przez Radę Ministrów w dniu 16 grudnia 2003 r. KPOŚK prezentuje wykaz aglomeracji, które muszą zostać wyposażone w systemy kanalizacji zbiorczej i oczyszczalnie ścieków w terminach określonych w Programie. Do chwili obecnej przeprowadzono pięć jego aktualizacji w latach: 2005, 2009, 2010, 2015 i 2017 (<https://www.wody.gov.pl/nasze-dzialania/krajowy-program-oczyszczania-sciekow-komunalnych>).

Warto podkreślić działania proekologiczne podjęte w województwie Pomorskim oraz ważną rolę wsparcia funduszy pozyskanych z Unii Europejskiej (UE). Kilka programów lokalnych pozwoliło na unowocześnienie oczyszczalni ścieków w zlewni Zatoki Puckiej (<https://www.wody.gov.pl/nasze-dzialania/krajowy-program-oczyszczania-sciekow-komunalnych>). Grupowa Oczyszczalnia Ścieków „DĘBOGÓRZE”, zaliczana do ważnych obiektów dla czystości wód Zatoki Gdańskiej, przyjmuje i oczyszcza ścieki komunalne z terenu Gdyni, Rumii, Redy, Wejherowa i innych mniejszych, okolicznych



miejsowości, obsługując obecnie około 440 000 RLM (równoważnej liczby mieszkańców). Po zakończonej w czerwcu 2009 r. rozbudowie i modernizacji spełnia ona rygorystyczne wymagania dotyczące jakości ścieków oczyszczonych ( $Nog < 10 \text{ mg/dm}^3$ ,  $Pog < 1,0 \text{ mg/dm}^3$ ), dysponując jednocześnie kompleksową gospodarką osadową wraz ze spalarnią odwodnionych osadów ściekowych i własnym składowiskiem popiołu. Oczyszczalnia ta została wybudowana i uruchomiona w latach 1960-tych i w ciągu niemal 50 lat eksploatacji była trzykrotnie rozbudowywana i modernizowana: (i) do roku 1993 oczyszczalnia pracowała jako mechaniczna; (ii) w 1993 r. uruchomiono część biologiczną oczyszczalni z technologią klasycznego osadu czynnego, przy czym w roku 1995 wprowadzono chemiczne symultaniczne strącanie fosforu, nie uzyskiwano wówczas redukcji związków azotu; (iii) w 1997 r. uruchomiono reaktor biologiczny w technologii 4-fazowej (proces BARDENPHO z komorą predenitryfikacji), dla którego założenia projektowe zgodne były z obowiązującymi wówczas standardami emisji. Uzyskiwano około 80% redukcję związków azotu (do poziomu około  $15 \text{ mg/dm}^3$  wartości średniej rocznej) oraz biologiczną defosfatację z niewielką (około  $40 \text{ g/m}^3$ ) osłoną reagentową procesu; (iv) kolejna zmiana przepisów prawnych dotyczących jakości ścieków odprowadzanych do wód dla azotu i fosforu ( $Nog = 10 \text{ mg/dm}^3$ ,  $Pog = 1,0 \text{ mg/dm}^3$ ) spowodowała podjęcie działań mających na celu przebudowę i rozbudowę oczyszczalni ścieków do wielkości umożliwiającej ich spełnienie. Realizacja inwestycji rozpoczęła się w grudniu 2005 i zakończyła 30.06.2009 roku (<https://www.pewik.gdynia.pl/o-spolce/podstawowe-informacje/ochrona-srodowiska/oczyszczalniasciekow>).

Kolejną oczyszczalnią ścieków w zlewisku Zatoki Puckiej jest oczyszczalnia w Jastarni, która obejmuje następujące miejscowości: Jastarnia, Kuźnica, Jurata, Hel – Bór. W okresie sezonu letniego oczyszcza ona maksymalnie  $4000 \text{ m}^3/\text{dobę}$ , natomiast po sezonie przeszło sześciokrotnie mniej, to jest ok.  $700 \text{ m}^3/\text{dobę}$ . Stanowi to odpowiednio wartość około 40 000 i 7000 RLM (równoważnej liczby mieszkańców). Tak znaczne sezonowe zmiany natężenia przepływu ścieków spowodowane są prężnie rozwijającą się latem turystyką. Miejscowości podłączone do oczyszczalni są całkowicie skanalizowane. Coroczny wzrost ilości dostarczanych ścieków do oczyszczalni obserwowany w okresie sezonu letniego, związany jest z rozbudową bazy noclegowej w istniejących miejscowościach. Oczyszczalnia ścieków w Jastarni podobnie jak oczyszczalnia w Swarzewie jest oczyszczalnią mechaniczno-biologiczno-chemiczną. Oznacza to, iż ścieki są tu oczyszczane wieloetapowo. W latach 2014-2020 wdrożono tzw. „Program Operacyjny Infrastruktura i Środowisko 2014-2020” mający na celu rozbudowę i unowocześnienie oczyszczalni ścieków w Jastarni. Wartość projektu prowadzonego przez SPÓŁKĘ WODNO-ŚCIEKOWĄ „SWARZEWO” w perspektywie czasowej 2014-2020 wynosiła 24 484 914,56 zł, a dofinansowanie z UE – 12 688 169,59 zł; pieniądze pochodziły z Funduszu Spójności UE (<https://mapadotacji.gov.pl/projekty/778069/>).

Kolejną oczyszczalnią, to „Swarzewo”. Spółka Wodno Ściekowa „Swarzewo” została powołana w roku 1980 w celu wybudowania zbiorczej oczyszczalni ścieków nad Zatoką Pucką. Oczyszczalnia miała oczyszczać ścieki wpływające do Zatoki Puckiej z całego Półwyspu Helskiego, Pucka i Władysławowa. Pierwotnie planowano wybudować jedną zbiorczą oczyszczalnię ścieków i dostarczać ścieki kolektorami poprzez przepompownie rozmieszczone na Półwyspie Helskim w Pucku i Władysławowie. Ostatecznie przeważała wersja budowy trzech mniejszych oczyszczalni: (i) w Swarzewie - dla Pucka, Władysławowa oraz takich miejscowości jak Chałupy, Chłapowo, Gnieźdźewo, Żelistrzewo, Błądzikowo, Rzucewo, Osłonino, Chłapowo, Mrzezino, Łęcz, Strzelno, Smolno, Celbowo, Połczyno i

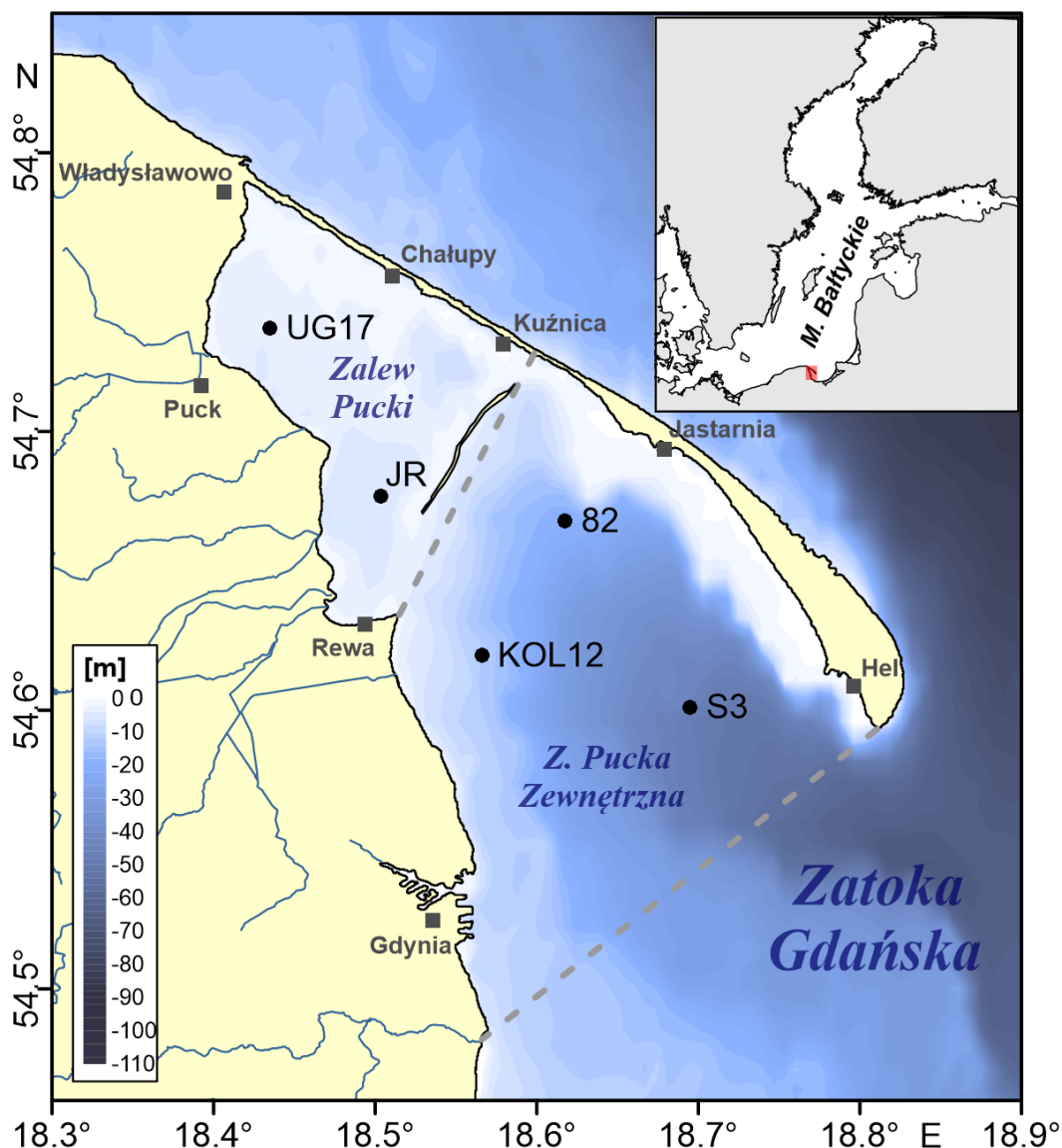
Zdrada oraz planowanych do podłączenia Leśniewo, Domatowo, Domatówko, Brudzewo i Darzłubie, (ii) w Jastarni - dla Jastarni, Kuźnicy i Juraty, oraz (iii) w Helu - dla ścieków z miasta Hel (<https://www.sws-swarzewo.pl/o-firmie/historia/>). W styczniu 2013, do pomorskich beneficjentów Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko dołączyła Spółka Wodno-Ściekowa „Swarzewo”, która uzyskała dotację na realizację projektu pn. *Uporządkowanie gospodarki ściekowej w aglomeracji Puck*. Unijna dotacja nie przekraczała 48,5 mln zł przy całkowitym koszcie przedsięwzięcia 99,5 mln zł. Przedmiotem projektu była rozbudowa i modernizacja oczyszczalni ścieków w Swarzewie, mająca na celu dotrzymanie aktualnie wymaganych parametrów jakości ścieków na wylocie, zwiększenie przepustowości oczyszczalni oraz odtworzenie i rozbudowę rurociągu zrzutowego. Obszar objęty przedsięwzięciem należy do najbardziej atrakcyjnych rejonów turystycznych Polski - położony jest w strefie nabrzeżnej Morza Bałtyckiego i Zatoki Puckiej. W skład Aglomeracji Puck wchodzi 3 gminy: miasto Puck, miasto Władysławowo oraz gmina wiejska Puck. Docelowo oczyszczalnia ścieków w 2015 r. miała uzyskać przepustowość 176 800 RLM, co w połączeniu z rozbudową sieci kanalizacji sanitarnej (prowadzoną w ramach odrębnego projektu) pozwoliło na osiągnięcie wymaganego stopnia oczyszczania ścieków ([https://www.sws-swarzewo.pl/technologie/oczyszczalnia-swarzewo/](https://www.sws-swarzewo.pl/technologie/oczyszczalnia-swarzewo;); <https://www.sws-swarzewo.pl/o-firmie/historia/>). Oczyszczalnie należące do spółki są częścią programu ochrony wód Zatoki Puckiej, polegającego na zmniejszeniu zrzutu ścieków nieoczyszczonych do Zatoki. Oczyszczalnia w Swarzewie poprzez sieć kanalizacyjną zbiera ścieki surowe z terenu powiatu puckiego i oczyszczone ścieki odprowadzane są rurociągiem do otwartego morza w rejonie portu we Władysławowie. Oczyszczalnia ścieków w Jastarni ścieki oczyszczone odprowadzane są do Zatoki Puckiej rurociągiem na odległość 1580 m od brzegów Półwyspu Helskiego. Ze względu na większą zdolność otwartego morza do samooczyszczania, wybudowano rurociąg odprowadzający oczyszczone ścieki w głąb Morza Bałtyckiego. Dzięki temu przedsięwzięciu oddziaływanie ścieków na środowisko Zatoki Puckiej zostało zminimalizowane. Każdego roku zlewnia oczyszczalni jest poszerzana o kolejne wsie. Ilość ścieków dopływająca do oczyszczalni zwiększa się również ze względu na rosnące zainteresowanie walorami regionu i zwiększeniem ruchu turystycznego (<https://www.sws-swarzewo.pl/technologie/oczyszczalnia-swarzewo/>).

## 2.1 Metodyka badań i wybór stacji pomiarowych

### Stacje pomiarowe

Zgodnie ze Szczegółowym opisem przedmiotu umowy badania temperatury, zasolenia, zawartości tlenu w wodzie, substancji biogenicznych oraz chlorofilu *a* przeprowadzono w okresie czerwiec-październik 2023 na pięciu stacjach pomiarowych (Rys. 2.2). Próbkę do badań pobierane były raz w miesiącu.

W celu zachowania powtarzalności badań i umożliwienia porównania wyników założono, że badania w roku 2023 będą prowadzone na tych samych pięciu stacjach, na których prowadzono badania w roku 2020. Ich liczba i rozmieszczenie o których zdecydowano w trakcie planowania badań w roku 2020 jest wypadkową możliwości technicznych i wymagań metodycznych, oraz konieczności zapewnienia właściwej reprezentatywności, umożliwiającej jak najwierniejsze scharakteryzowanie stanu i funkcji toni wodnej Zatoki Puckiej.



Rys. 2.2 Rejon badań - Zatoka Pucka; lokalizacja stacji pomiarowych, na których pobierano próby do oznaczeń parametrów abiotycznych i biotycznych

Dwie stacje badawcze (UG17 oraz JR) usytuowano na obszarze Zalewu Puckiego, który odpowiada obszarowi jednolitej części wód PLTW20002WB4 według Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) (<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/PDF/?uri=NIM:278269>); trzy stacje badawcze (S3, 82 oraz KOL12) usytuowano na obszarze Zatoki Puckiej zewnętrznej, który odpowiada obszarowi jednolitej części wód PLTW20003WB5 według Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) (<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/PDF/?uri=NIM:278269>).

Na obszarze Zalewu Puckiego wyznaczono dwie stacje - jedną w rejonie Jamy Rzucewskiej (JR), reprezentującą głębsze wody tego akwenu, a drugą w rejonie Pucka, reprezentatywną dla wypłytych rejonów dalszej części Zalewu. W planie badań stacja ta została oznaczona jako PK, ale ze względu na to, że jej położenie pokrywało się z lokalizacją stacji bentosowej UG17, stosowano już tę nazwę.

Na obszarze Zatoki Puckiej zewnętrznej, stacja S3 jest reprezentatywna dla najgłębszej części Zatoki (wyznaczona na izobacie ok 45 m). Ten punkt pomiarowy wybrano z uwagi, na wcześniejsze wykonywanie pomiarów w tej lokalizacji w trakcie innych badań prowadzonych przez MIR-PIB (pomiaru i pobór prób hydrologicznych i planktonowych). Stacja 82 zlokalizowana została w płytszej, północno-zachodniej części Zatoki Puckiej zewnętrznej. Trzecią stacją KOL12 wyznaczono na izobacie 12 m, na wschód od głowicy stawy kolektora odprowadzającego zasolone wody powstające w wyniku wypłukiwania złóż soli. Wybór lokalizacji tej stacji jest wypadkową głębokości umożliwiającej prawidłowy pobór prób planktonowych siatką WP-2 (wymagany zaciąg przez min. 5 m słupa wody, przy czym pobór ze względu na wysokość siatki, zaczyna się 3-4 m nad dnem) i położenia w bezpośredniej bliskości kolektora. W trakcie badań w roku 2023 nie odbywał się zrzut solanki przez ten kolektor.

Współrzędne geograficzne stacji pomiarowych, średnie głębokości oraz terminy poboru prób zaprezentowano w Tab. 2.1 oraz Tab. 2.2.

Tab. 2.1. Współrzędne geograficzne oraz średnie głębokości głównych stacji pomiarowych

Lp.	Nazwa stacji pomiarowej	Długość geograficzna E [°]	Szerokość geograficzna N [°]	Średnia głębokość stacji [m]	Rejon Zatoki Puckiej
1	S3	18,69336	54,59976	45	Zatoka Pucka zewnętrzna
2	82	18,61783	54,68333	20	Zatoka Pucka zewnętrzna
3	KOL12	18,57167	54,62000	12	Zatoka Pucka zewnętrzna
4	UG17	18,43480	54,73720	5	Zalew Pucki
5	JR	18,50364	54,67664	5	Zalew Pucki

Tab. 2.2. Terminy poboru prób na głównych stacjach pomiarowych

Lp.	Miesiąc	Data poboru próbek
1	Czerwiec	06/06/2023
2	Lipiec	10/07/2023
3	Sierpień	02/08/2023
4	Wrzesień	05/09/2023
5	Październik	02/10/2023

## Metodyka badań

Pomiary **temperatury i przewodnictwa elektrycznego na profilach głębokości** wykonano przy użyciu sondy CTD CastAway (<https://www.sontek.com/media/pdfs/castaway-ctd-web.pdf>). **Pomiar przewodnictwa elektrycznego, pozwala na obliczenie zasolenia wody.** Obecnie najczęściej jest stosowane pojęcie zasolenia praktycznego (ang. Practical Salinity Unit - PSU), zdefiniowanego z wykorzystaniem łatwej do zmierzenia wartości stosunku przewodnictwa elektrycznego badanej próbki wody morskiej do przewodnictwa wzorca ( $K_{15}$ ). Pomiary wykonuje się w temperaturze 15 °C przy ciśnieniu 101325 Pa. Wzorcem jest wodny roztwór chlorku potasu o stężeniu masowym równym 32,4356 g KCl na 1 kg roztworu. Do obliczeń wyniku pomiaru – wartości PSU – stosuje się empiryczną zależność  $PSU = f(K_{15})$ , która pozwala uzyskiwać wartości praktycznie równe zasoleniu wyrażonemu w promilach ( $PSU \cong S \text{ ‰}$ ).



Próby wody przeznaczone do pomiaru **zawartości tlenu rozpuszczonego** pobrano za pomocą aparatu Ruttnera ([https://pl.wikipedia.org/wiki/Aparat\\_Ruttnera](https://pl.wikipedia.org/wiki/Aparat_Ruttnera)), który jest rodzajem batometru służącego do pobierania wody z określonej głębokości w celu analizy jej właściwości fizyczno-chemicznych. Pomiary wykonywano na poziomach co 10 m od powierzchni w kierunku dna oraz około 1 m nad dnem. Do oznaczeń zastosowano kolorometryczną metodę Winklera (Grasshoff i in., 1983). Metoda ta opiera się na wiązaniu rozpuszczonego tlenu w wodzie morskiej przez wodorotlenek manganu (II) w silnie zasadowym środowisku. W czasie tej reakcji Mn(II) utlenia się do Mn(III). Po zakwaszeniu jony manganu wydzielają z jodku potasu (wcześniej dodanego do próbek wody) wolny jod w ilości równoważnej do zawartości tlenu w wodzie. Wydzielony jod oznaczano miareczkowo tiosiarczanem sodowym wobec skrobi w laboratorium na lądzie. Z ilości zużytego tiosiarczanu obliczono zawartość tlenu rozpuszczonego. Jednostką opisującą ten parametr jest ml/l.

W czasie badań określano **przeźroczystość wody** przy użyciu krążka Secchiego (średnica krążka 30 cm; [https://pl.wikipedia.org/wiki/Kr%C4%85%C5%BCek\\_Secchiego](https://pl.wikipedia.org/wiki/Kr%C4%85%C5%BCek_Secchiego)).

W celu określenia **zawartości substancji biogenicznych (azotany N-NO<sub>3</sub>, azotyny N-NO<sub>2</sub>, amoniak N-NH<sub>4</sub>, azot całkowity N-tot, fosforany P-PO<sub>4</sub>, fosfor całkowity P-tot oraz krzemiany Si-SiO<sub>4</sub>)**, próbki wody pobrano za pomocą aparatu Ruttnera. Próbki wody pobierano z głębokości: 0–1; 2,5; 5; 10; 15; 20; 30; 40 m oraz nad dnem. Przy głębokościach przydennych różniących się mniej niż 2,5 m od założonej głębokości standardowej, pobierano próbki z głębokości przydennej. Natomiast przy głębokościach różniących się 2,5 m i więcej niż założona głębokość standardowa, pobierano dodatkową próbę wody z warstwy przydennej (około 1 m nad dnem). Wodę do oznaczeń substancji biogenicznych pobierano do plastikowych butelek o pojemności 500 ml. Analizy chemiczne próbek pobranej wody, na wszystkich poziomach dyskretnych, wykonano tego samego dnia, niezwłocznie po dostarczeniu materiału badawczego do laboratorium na lądzie. Do analiz substancji biogenicznych wykorzystano standardowe metody rekomendowane dla Bałtyku przez BMP (Baltic Monitoring Program) (HELCOM, 1988; UNESCO, 1983; Grasshoff i in., 1983; Kirkwood i in., 1991).

W celu określenia stężenia **chlorofilu-*a*** próbki wody pobierano za pomocą aparatu Ruttnera. Zgodnie z zaproponowaną metodyką, próby wody przeznaczone do analiz fitoplanktonu i chlorofilu-*a* zintegrowano dla warstwy 0–10 m, a tam gdzie głębokość była większa niż 10 m, przygotowano dodatkową zintegrowaną próbkę wody dla warstwy 10–20 m (lub 10-dno zależnie od głębokości danej stacji) (HELCOM, 2017). Próbki wody do analizy stężenia chlorofilu-*a* po pobraniu poddano filtracji na filtrach z włókna szklanego GF/F. Filtry z osadem po wysuszeniu zamrożono (-20°C). Pomiary stężenia chlorofilu-*a* wykonano metodą fluorymetryczną zgodnie z procedurą zalecaną przez Komisję Helsińską dla Morza Bałtyckiego (HELCOM, 2017). W tym celu przygotowane filtry ekstrahowano etanolem w temperaturze pokojowej. Pomiar stężenia chlorofilu-*a* wykonano przy zastosowaniu fluorymetru firmy Turner Design.



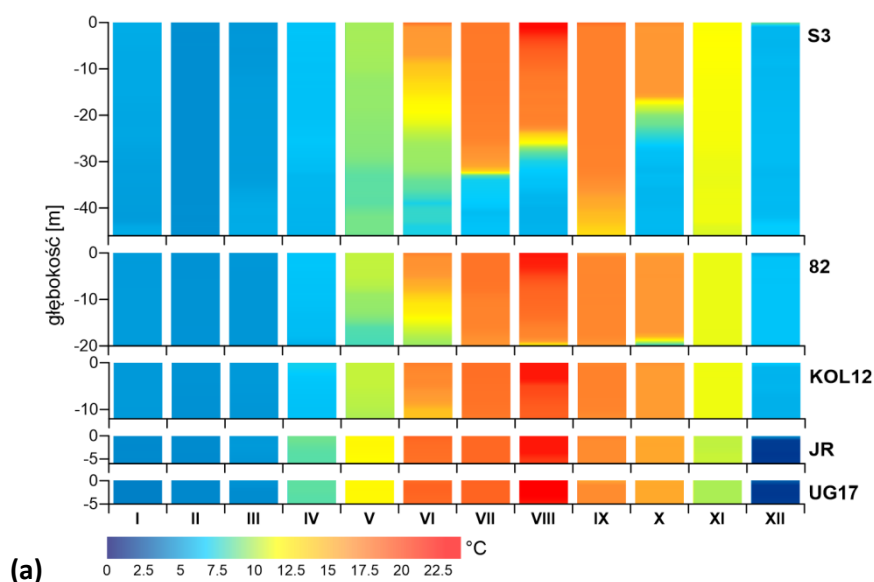
## 2.2 Wyniki pomiarów

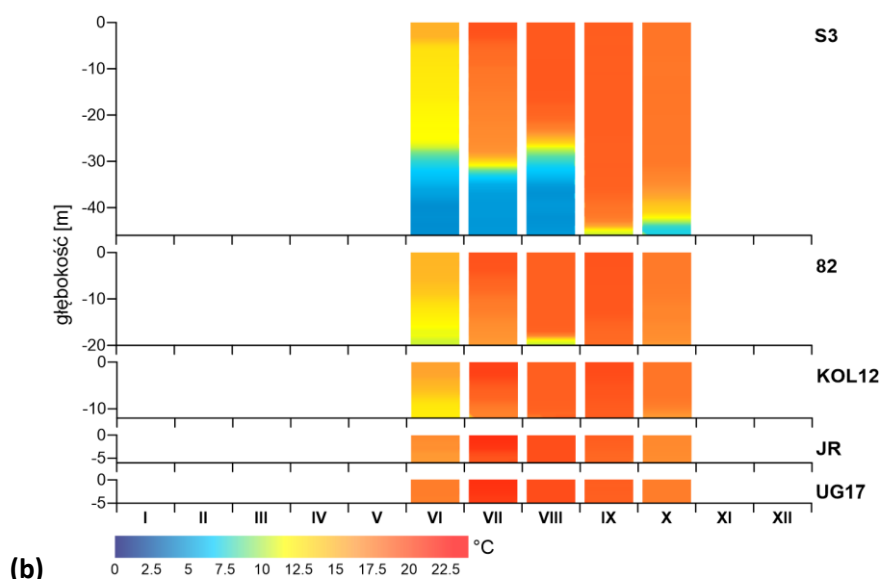
### 2.2.1 Pomiary hydrologiczne

#### Temperatura

Autorzy tego rozdziału zdecydowali się na zestawianie wykresów z pomiarów fizykochemicznych przeprowadzonych w całym 2020 roku oraz w czerwcu – październiku 2023. Takie podejście pozwoli na identyfikację ewentualnych różnic, bądź stwierdzenie podobieństwa w mierzonych parametrach.

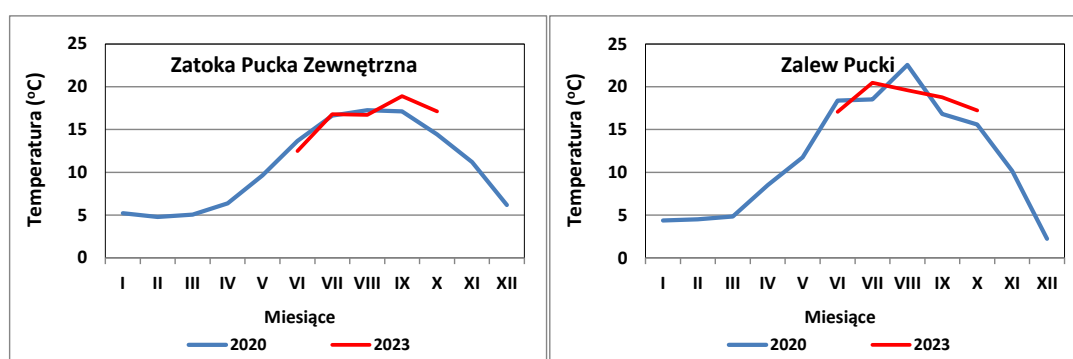
Analiza wyników pokazanych na Rys. 2.3 pozwala na wskazanie następujących różnic między latami 2020 i 2023 w zakresie T wody w badanym rejonie: (i) znacznie wyższe temperatury wody odnotowano w czerwcu–październiku 2023 powyżej termokliny na stacji S3, oraz w całym słupie wody na stacjach 82 i KOL12, a także na płytkich stacjach JR i UG17; patrząc całościowo na Rys. 2.3 – sierpień 2020 i 2023 wydaje się być najbardziej zbliżony temperaturowo, na stacjach KOL12, JR, UG17, czyli tych o głębokości ok. 5-10 m, (ii) w czerwcu 2023 na stacji S3 znacznie wyraźniej niż w 2020 zaczęła się kształtować termoklina na poziomie ok. 30 m, (iv) w lipcu 2023 odnotowano wyższe temperatury niż w analogicznym miesiącu w 2020, zarówno powyżej termokliny na S3, jak i w całej kolumnie wody na wszystkich pozostałych stacjach, (iv) sierpniu 2023 temperatura wody w Zalewie Puckim była wyższa niż w roku 2020, (v) wrzesień 2023 znacznie odbiegał od sytuacji w roku 2020; w 2023, T była znacznie wyższa w całej kolumnie wody na wszystkich badanych stacjach w Zatoce Puckiej, (vi) październik 2023, w całym rejonie też charakteryzował się znacznie wyższą T wody niż w 2020; w 2020 termoklina na S3 wystąpiła na głębokości ok. 20 m, natomiast w 2023 poniżej ok. 40 m.





Rys. 2.3. Rozkład temperatury wody na profilach pionowych badanych stacji w Zatoce Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewie Puckim (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 (a) oraz czerwiec-październik 2023 (b)

Porównanie średnich miesięcznych wartości  $T$  wody w Zatoce Puckiej w miesiącach czerwiec – październik 2020 i 2023 (Rys. 2.4) pozwala sformułować następujące wnioski: (i) w Zatoce Puckiej zewnętrznej w miesiącach czerwiec-sierpień średnie miesięczne wartości  $T$  były na niemal identycznym poziomie, natomiast we wrześniu i październiku średnia  $T$  była o ok. 2-3 °C wyższa w 2023 niż w 2020; (ii) przypadku Zalewu Puckiego średnia  $T$  wody w roku 2023 wykazywała wartości zarówno wyższe (lipiec, wrzesień, październik) jak i niższe (sierpień) w stosunku do sytuacji odnotowanej w 2020, a różnice te były rzędu 2-3 °C.



Rys. 2.4. Średnie miesięczne temperatury wody w Zatoce Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewie Puckim (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 oraz czerwiec-październik 2023

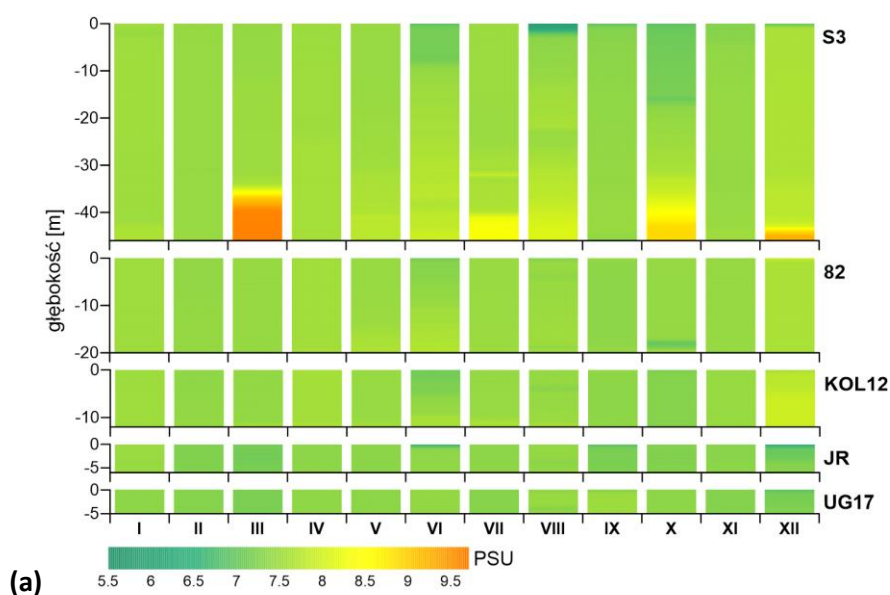


## Zasolenie

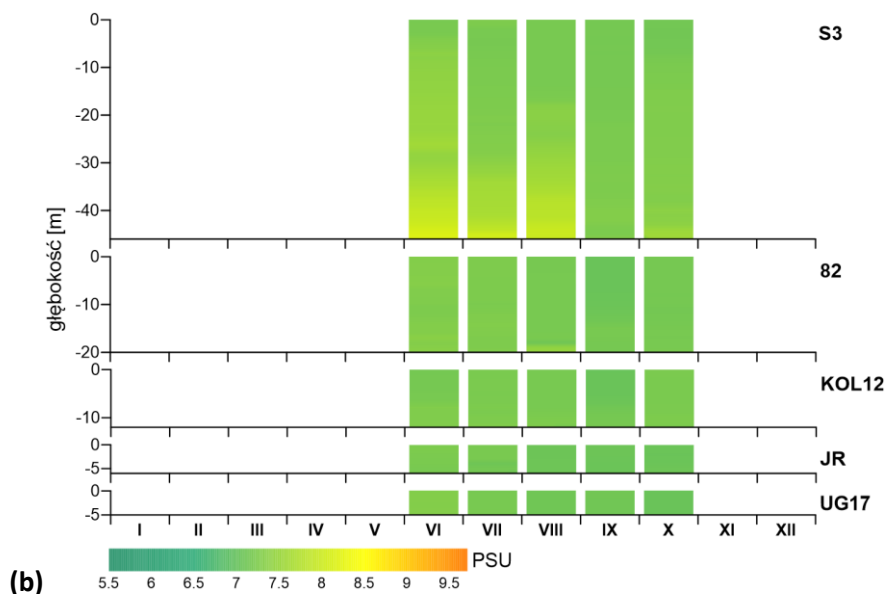
Rozkład zasolenia na profilach pionowych w odpowiadających sobie okresach czerwiec-październik 2020 i 2023 pozwala na następujące stwierdzenia: (i) w porównywalnych okresach 2020 i 2023 stwierdzono niższe wartości zasolenia w 2023, (ii) dane z roku 2023 wskazują na mniejszy napływ wód bardziej zasolonych z Zatoki Gdańskiej i taki fakt stwierdzono nie tylko na głębokiej stacji S3, ale także na wszystkich pozostałych stacjach Zatoki Puckiej zewnętrznej, (iii) w roku 2023, nieznaczny napływ wody bardziej zasolonej na stacji S3 obserwowano tylko w czerwcu-sierpniu, natomiast jego brak w szczególności w październiku, w odróżnieniu od sytuacji obserwowanej w październiku 2020, (iv) w roku

2023 nie obserwowano w ogóle obecności wód o niższym zasoleniu w warstwie powierzchniowej stacji S3 (co należy wiązać z brakiem oddziaływania wód Wisły zasilających Zatokę Gdańską,) jak miało to miejsce w czerwcu, sierpniu i październiku 2020 na stacji S3.

Podobnie, jak w roku 2020, w rejonie stacji KOL12 (położonej w pobliżu kolektora/ wprowadzającego wody o podwyższonym zasoleniu, pochodzące z wypłukiwania kawern) nie stwierdzono istotnych zmian zasolenia w całym słupie wody w roku 2023 (Rys. 2.5). Należy jednak podkreślić, że w roku 2023 nie było zrzutu solanki z wypłukiwania kawern.

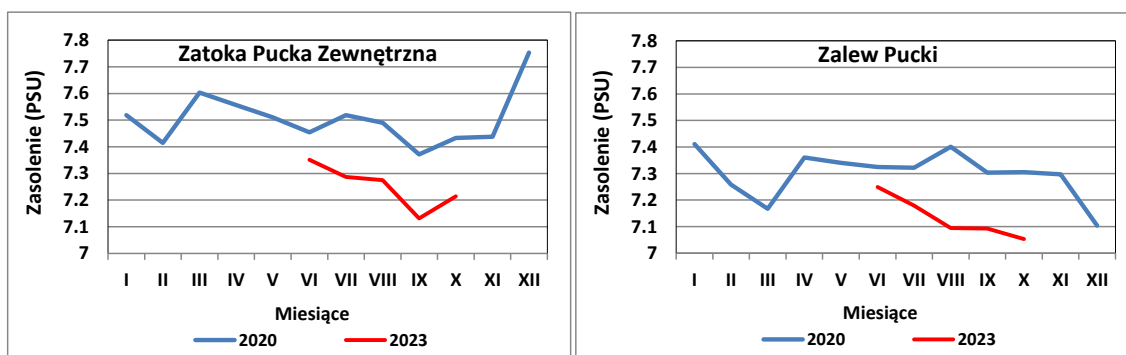






Rys. 2.5. Rozkład zasolenia na profilach pionowych badanych stacji w Zatoce Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewie Puckim (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 (a) oraz czerwiec-październik 2023(b)

Niższe wartości średniego miesięcznego zasolenia stwierdzono w czerwcu-październiku 2023 w porównaniu o analogicznego okresu roku 2020 i to dotyczy zarówno Zatoki Puckiej zewnętrznej jak i Zalewu Puckiego; różnice wartości S w obydwu częściach Zatoki sięgają 0.1-0.3 PSU (Rys. 2.6).

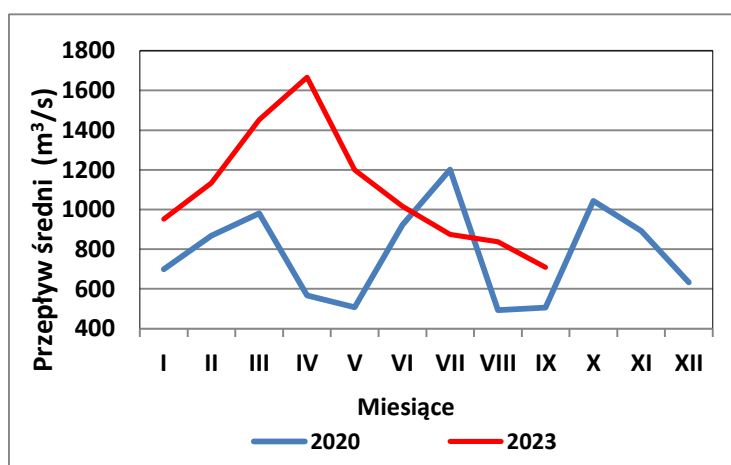


Rys. 2.6. Średnie miesięczne zasolenie wody w Zatoce Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewie Puckim (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 oraz czerwiec-październik 2023

Reżim hydrologiczny całej Zatoki Puckiej kształtują: (i) bezpośredni kontakt i wymiana wód z Zatoką Gdańską, (ii) dopływ wód ze zlewni zatoki (908,8 km<sup>2</sup>), (iii) wymiana masy i energii z atmosferą (opady, parowanie). Z bilansu wodnego obliczonego dla całej Zatoki Puckiej wynika, że 38% dopływających wód pochodzi z lądu, 32% z Zatoki Gdańskiej, a 30% z opadów atmosferycznych. Straty wody z Zatoki Puckiej obejmują odpływ (46%) i parowanie (54%) (Chlost i Cieśliński, 2022).



Nowacki (1993b) udowodnił, że pionowe rozkłady zasolenia w Zatoce Puckiej zewnętrznej wskazują na stałe lub stosunkowo często powtarzające się zjawisko upwellingu, a sprzyja temu topografia dna w tym rejonie, charakteryzująca się obecnością rynny, która ulega wypłyceniu w kierunku Rybitwej Mielizny (Rys. 2.1). Taka konfiguracja dna spełnia istotną rolę hydrologiczną, ponieważ w pewnych sytuacjach anemobarycznych, przemieszczają się nią wody z przydennych warstw Głębi Gdańskiej, przenikając dalej nawet do Zalewu Puckiego. Przypadki znacznych dopływów wody z Zatoki Gdańskiej do Zatoki Puckiej zaobserwowano marcu, październiku, grudniu 2020 roku. Takie przepływy powodowały krótkotrwały, ale znaczący wzrost zasolenia i stężeń substancji biogenicznych oraz spadek zawartości tlenu, szczególnie na najgłębszej stacji S3 (Rys. 2.5, Rys. 2.8, Rys. 2.11, Rys. 2.19). Nie należy też pomijać procesów wielkoskalowych obejmujących wlewy wód wysoce zasolonych z Morza Północnego do Bałtyku mających wpływ na zasolenie w Zatoce Gdańskiej (Pastuszek i in., 2021), jak i zmiennego w czasie dopływu wód rzecznych zasilających bezpośrednio Zatokę Pucką jak też dopływu Wisły zasilającej ten rejon pośrednio. Dla przykładu, w lipcu 2020 nisko zasolone, bogate w substancje biogeniczne wody stwierdzono na powierzchni stacji S3; ten miesiąc charakteryzował maksymalny przepływ miesięczny wody Wisłą zmierzony na najniższej położonej stacji monitoringowej w Tczewie (Rys. 2.7). Zwraca uwagę fakt, że okres styczeń-maj 2023 charakteryzował się znacznie większymi przepływami miesięcznymi wody Wisłą, z maksimum powyżej 1600 m<sup>3</sup>/sek. w kwietniu, niż porównywalny okres w roku 2020.

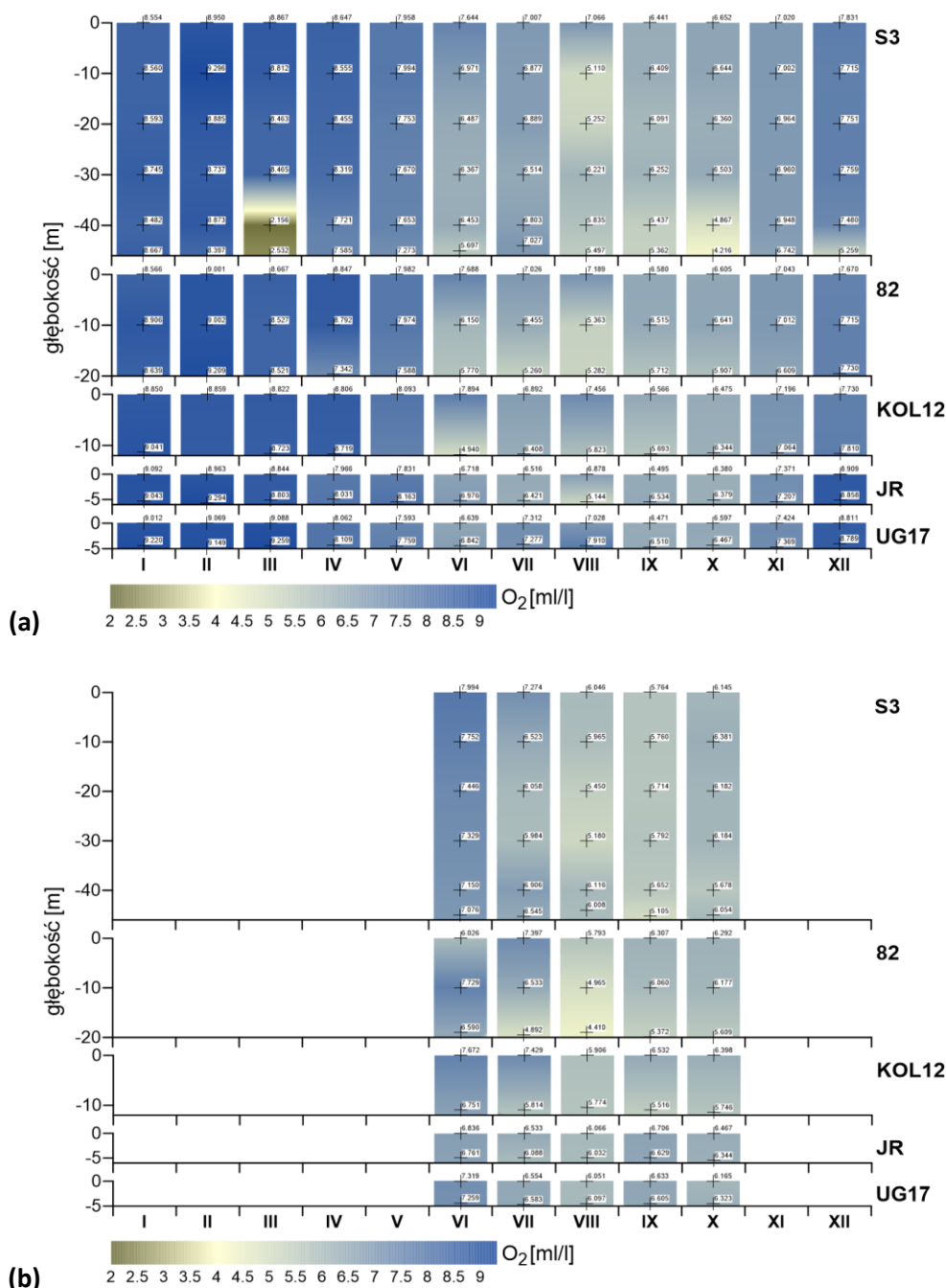


Rys. 2.7. Średnie miesięczne przepływy wody Wisłą w roku 2020 oraz w styczniu-wrześniu 2023 zmierzone na najniższej położonej stacji monitoringowej w Tczewie [źródło danych: BIULETYN PAŃSTWOWEJ SŁUŻBY HYDROLOGICZNO-METEOROLOGICZNEJ Nr 1 do 12 (216 do 227) 2020; Nr 1 do 9 (255 do 263) 2023 INSTYTUT METEOROLOGII I GOSPODARKI WODNEJ- PAŃSTWOWY INSTYTUT BADAWCZY]

### Tlen rozpuszczony w wodzie

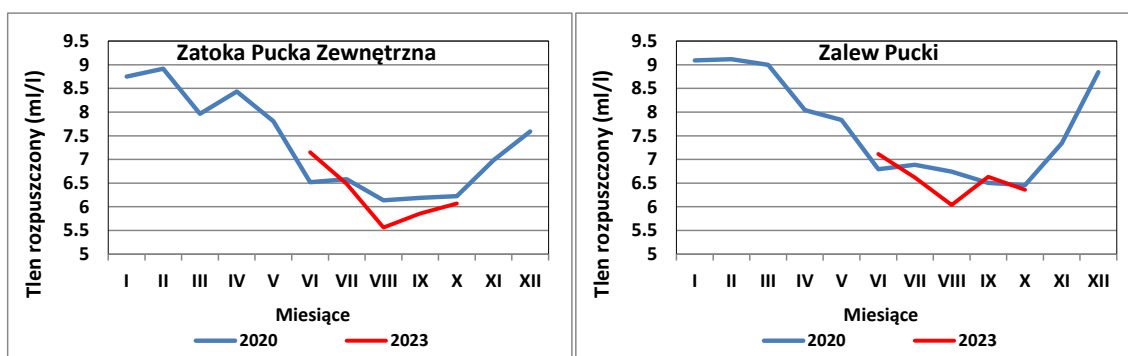
Porównanie profili pionowych zawartości tlenu w odpowiadających sobie okresach czerwiec-październik 2020 i 2023 pozwala na sformułowanie następujących wniosków: (i) jakkolwiek sezonowe wartości są generalnie zbliżone do siebie w dwóch podanych latach, to warto zwrócić uwagę na następujące drobne różnice: (i) wyższe zawartości tlenu na wszystkich badanych stacjach w czerwcu

2023 niż w czerwcu 2020, (ii) wyraźny brak obniżonych zawartości tlenu w warstwie przydennej na stacji S3 w październiku 2023, co współgra z brakiem napływu wód zasolonych i ubogich w tlen z głębokowodnej strefy Zatoki Gdańskiej (Rys. 2.5 i Rys. 2.8). Na stacji S3 w październiku 2020 w warstwie 40 m - dno stwierdzono zawartość tlenu w wysokości 4, 2-4, 9 ml/l, zatem o około 2 ml/l niższą niż na głębokościach w przedziale 0-30 m na tej stacji; w październiku 2023 zawartość tlenu w całej kolumnie wody oscylowała wokół wartości 6 ml/l (Rys. 2.8).



Rys. 2.8. Rozkład zawartości tlenu rozpuszczonego w wodzie na profilach pionowych badanych stacji w Zatoce Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewie Puckim (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 oraz czerwiec-październik 2023

Generalnie charakter przebiegu zmienności średniej miesięcznych zawartości tlenu rozpuszczonego w wodzie jest podobny w obydwu częściach Zatoki Puckiej; różniły się natomiast nieznacznie zawartości tlenu w poszczególnych miesiącach w Zatoce Puckiej zewnętrznej i Zalewie Puckim (Rys. 2.9). Minimum zawartości tlenu występowało w obydwu badanych rejonach od sierpnia/września do października 2020 i 2023. W 2020 r. minimalne zawartości tlenu były poziomem 6,2 ml/l w Zatoce Puckiej zewnętrznej i 6,5 ml/l w Zalewie Puckim. W 2023 r. minimum zawartości tlenu stwierdzono w obydwu rejonach w sierpniu i charakteryzowało się ono wartościami na poziomie 5,5 ml/l w Zatoce Puckiej zewnętrznej i 6 ml/l w Zalewie Puckim (Rys. 2.9).



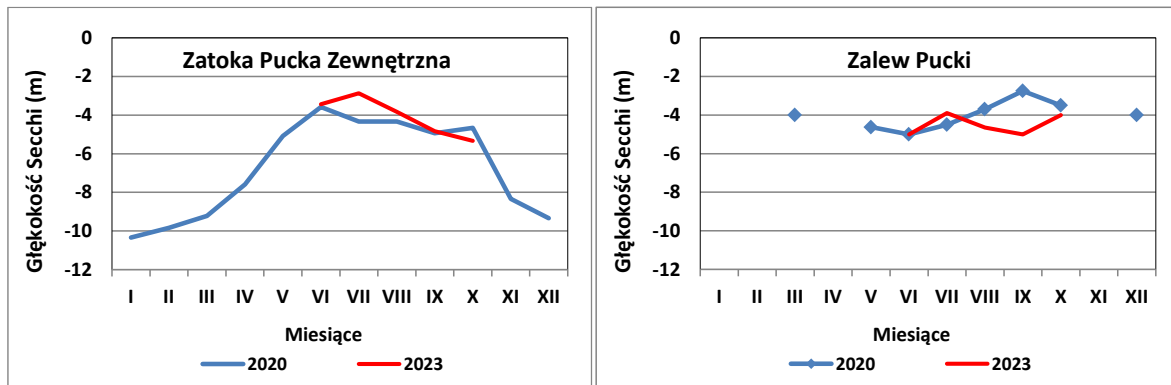
Rys. 2.9. Średnie miesięczne zawartości tlenu rozpuszczonego w wodzie w Zatoce Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewie Puckim (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 oraz czerwiec-październik 2023

### **Przezroczystość wody**

W trakcie prowadzenia badań przezroczystość wody oceniano/badano krążkiem Secchi'ego (biały krążek o średnicy 30 cm). Z uwagi na łatwość wykonania pomiaru jest to popularny sposób oceny tego parametru wody w badaniach monitoringowych środowiska wodnego.

W warunkach ekosystemu Morza Bałtyckiego głębokość, na której krążek Secchi'ego przestaje być widoczny, pomnożona przez dwa, określa w przybliżeniu miąższość warstwy eufotycznej (Renk i in., 1991; Renk, 1993). Zgodnie z definicją zasięg strefy eufotycznej określa się jako tzw. głębokość kompensacyjną procesu fotosyntezy w morzu (Parsons i in. 1984). Jest to głębokość na której ilość tlenu wytworzonego w procesie fotosyntezy jest identyczna/równoważna z jego zużyciem niezbędnym do oddychania organizmów fotosyntezyjących.

Minimalna wartość miesięcznych średnich wyników widzialności krążka w Zatoce Puckiej zewnętrznej zaobserwowano w lipcu 2023 i wynosiła ona 2,8 m, była tym samym o ok. 1,5 m niższa niż w roku 2020. W pozostałych miesiącach okresu czerwiec-październik 2020 i 2023 różnice między wynikami w Zatoce Puckiej zewnętrznej są nieznaczne (Rys. 2.10). W roku 2020, minimum widzialności krążka dla Zalewu Puckiego, odnotowane we wrześniu, wyniosło 2,8 m (Rys. 2.10). Odmienną sytuację stwierdzono we wrześniu 2023, bowiem ten miesiąc charakteryzował się przezroczystością wody w Zalewie Puckim zbliżoną do wartości odnotowanych w czerwcu 2020 i 2023 (ok. 5 m).



Rys. 2.10. Średnie miesięczne wartości widzialności krążka Secchi'ego (m) w wodach Zatoki Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewu Puckiego (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 oraz czerwiec-październik 2023

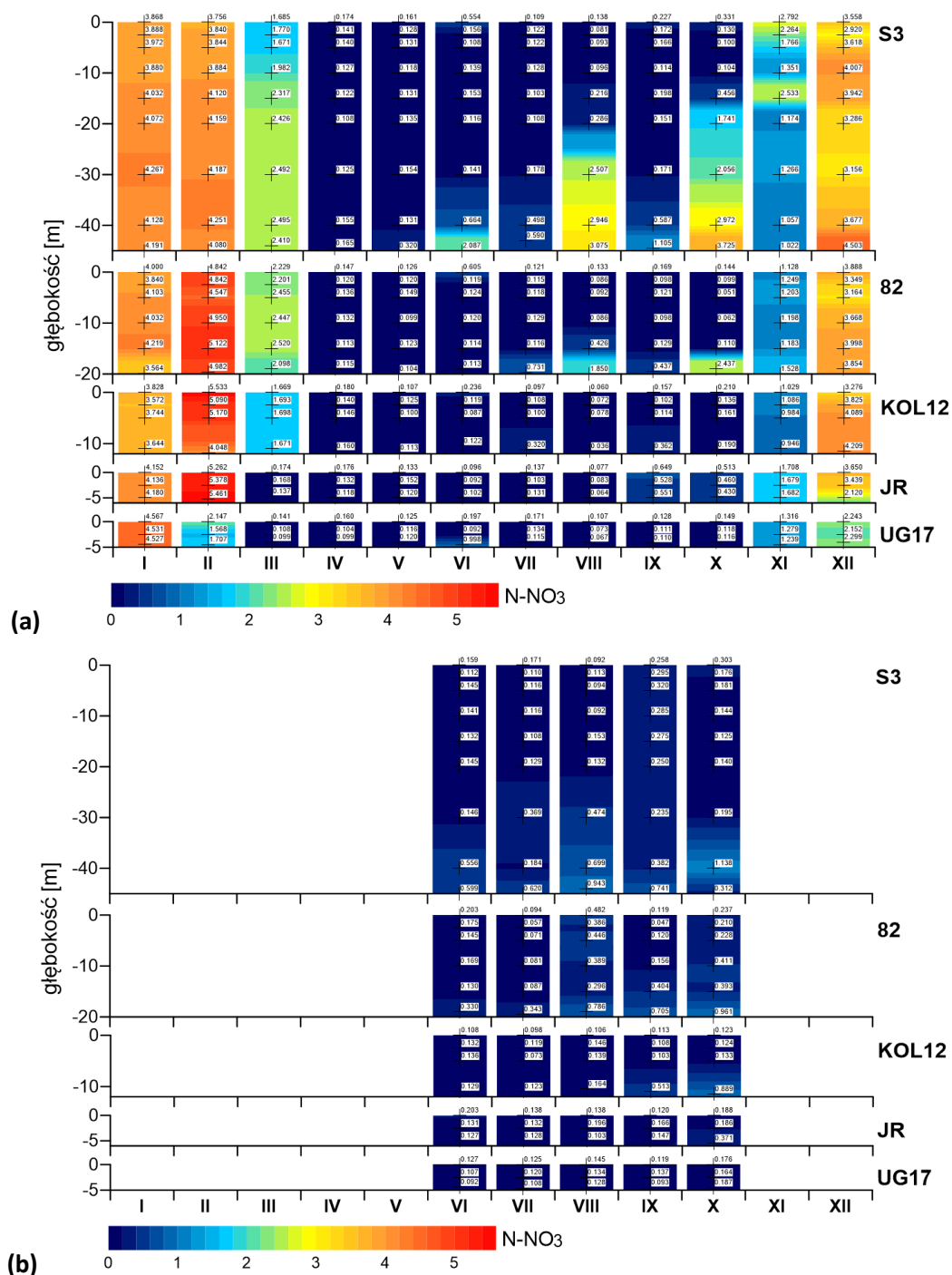
## 2.2.2 Stężenia substancji biogenicznych

Pod pojęciem „substancje biogeniczne” należy rozumieć rozpuszczone nieorganiczne związki azotu [azotany (N-NO<sub>3</sub>), azotyny (N-NO<sub>2</sub>) i amoniak (N-NH<sub>4</sub>)], fosforu (fosforany P-PO<sub>4</sub>) i krzemu (krzemiany Si-SiO<sub>4</sub>), które są substancjami niezbędnymi do budowy materii organicznej w procesie fotosyntezy. Azot nieorganiczny jest zdominowany przez **azotany**, których stężenia znacznie przewyższają stężenia pozostałych komponentów azotu nieorganicznego (Rys. 2.11, Rys. 2.13, Rys. 2.15).

Pomiary stężeń substancji biogenicznych na poziomach dyskretnych pozwalają na powiązanie parametrów fizycznych (głównie zasolenia) z parametrami chemicznymi. W marcu, sierpniu oraz październiku 2020 odnotowano znacznie podwyższone zasolenie w warstwie głębinowej na stacji S3 wskazujące na penetrację wód z Zatoki Gdańskiej - bardziej zasolonych, bogatych w substancje biogeniczne; brak znaczącej penetracji tych wód stwierdzono w okresie czerwiec-październik 2023 (Rys. 2.5). Zasolenie jest parametrem konserwatywnym i jako taki jest uznawany jako parametr wyjściowy do oceny przemieszczania mas wodnych w danym rejonie. Wody wdzierające się z Zatoki Gdańskiej do Zatoki Puckiej w warstwie przydennej, są bogate w azotany, których stężenia w sierpniu i październiku 2020 były nawet o blisko 3 μmol dm<sup>-3</sup> wyższe niż w warstwie górnej stacji S3, i znacznie wyższe niż w miesiącach poprzedzających i po nich następujących. Znacznie niższe wartości zasolenia obserwowane w całym badanym rejonie w okresie czerwiec-październik 2023 niż w tym samym okresie 2020 (Rys. 2.5) mogą wskazywać na mniejszą dynamikę mas wodnych i osłabiony proces upwellingu występujący często na pograniczu Zatoki Gdańskiej i Zatoki Puckiej zewnętrznej. Nowacki (1993) udowodnił, że pionowe rozkłady zasolenia w Zatoce Puckiej zewnętrznej wskazują na stałe lub stosunkowo często powtarzające się zjawisko upwellingu. Polega ono na wyniesieniu na powierzchnię wód zasolonych z głębszych warstw Zatoki Gdańskiej. Wody te transportowane są następnie przez najgłębszą część Zatoki Puckiej w kierunku Mielizny Rybitwia i przy sprzyjającym kierunku wiatru mogą przedostać się do Zalewu Puckiego (Jędrasik i Cieślakiewicz, 2022).

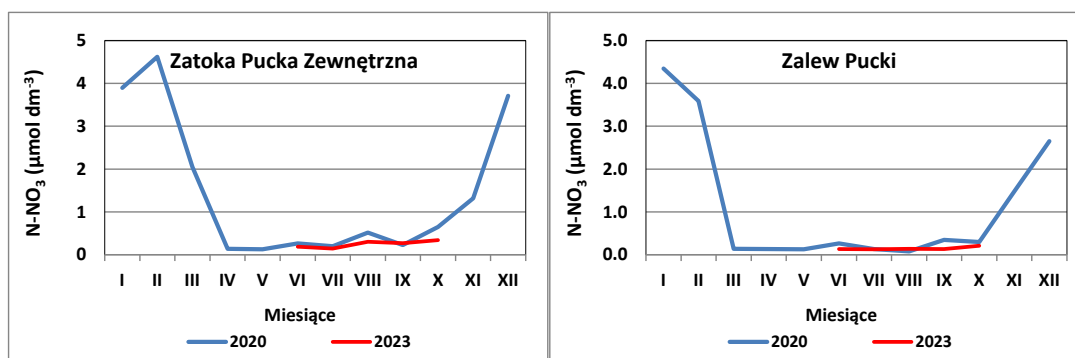
Znaczne pobieranie substancji biogenicznych, w tym azotanów, w sezonie wegetacyjnym, przy równoczesnym ich słabym dopływie z Zatoki Gdańskiej, spowodowały, że stężenia **azotanów** w całej

kolumnie wody na wszystkich badanych stacjach w okresie czerwiec-październik 2023 były bardzo niskie, i tylko incydentalnie przekraczały  $1 \mu\text{mol dm}^{-3}$  (Rys. 2.11).



Rys. 2.11. Rozkład stężeń azotanów ( $N\text{-NO}_3$ ) ( $\mu\text{mol dm}^{-3}$ ) na profilach pionowych badanych stacji w Zatoce Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewie Puckim (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 oraz czerwiec – październik 2023

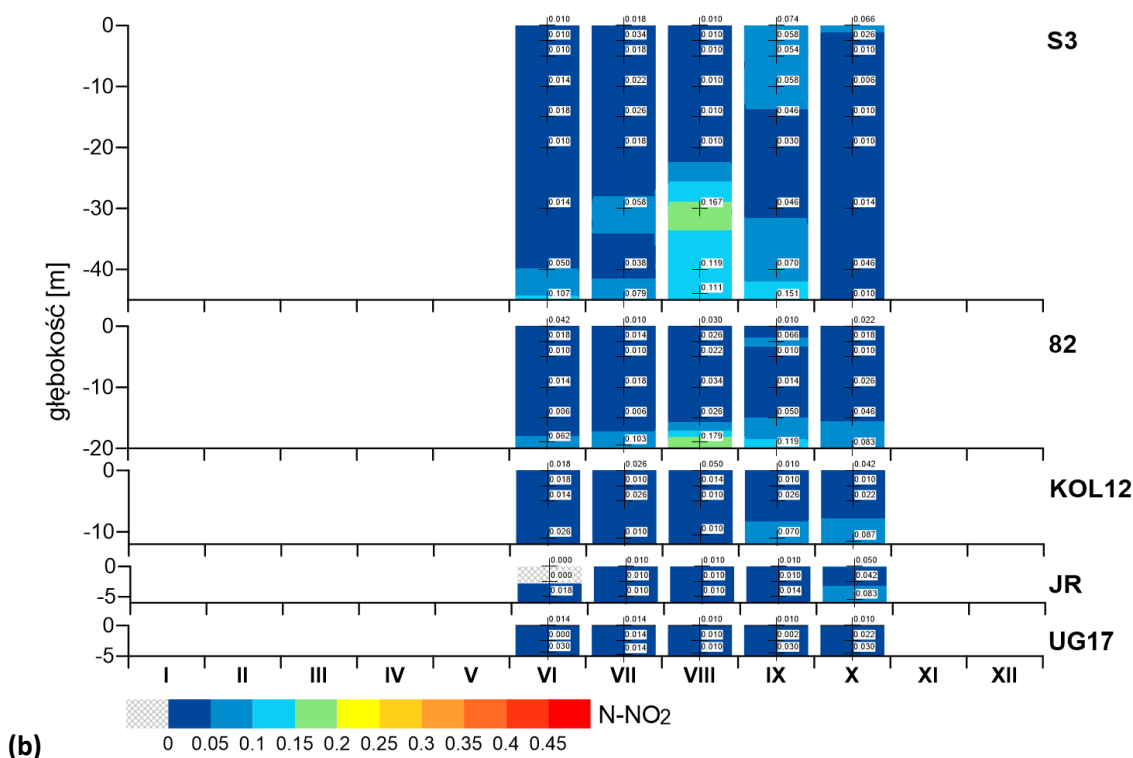
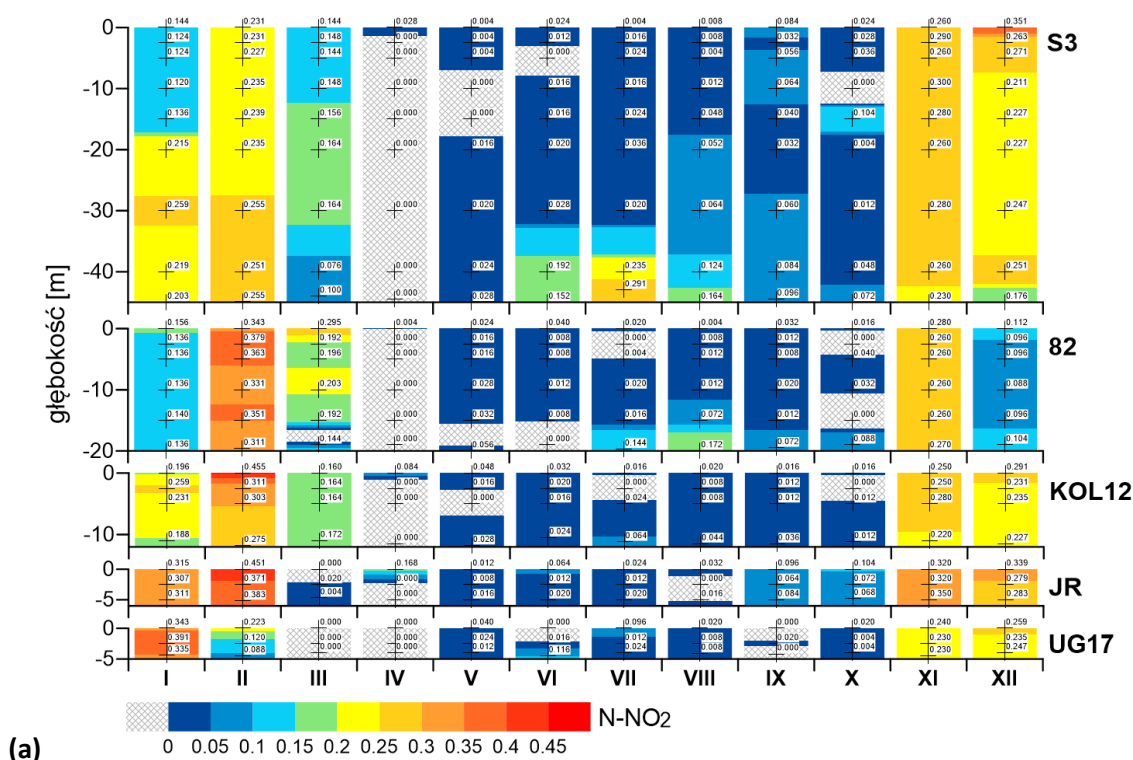
Porównanie średnich miesięcznych wartości stężeń azotanów Zatoce Puckiej zewnętrznej i w Zalewie Puckim w miesiącach czerwiec – październik 2020 i 2023 wyraźnie pokazuje ogromną zbieżność wyników z dwóch różnych lat. To potwierdza nasze stwierdzenie z roku 2020, że azotany w okresie wegetacyjnym są na bardzo niskim poziomie lub są wręcz wyczerpane w całym badanym rejonie (Rys. 2.12).



Rys. 2.12. Średnie miesięczne stężenia azotanów w wodach Zatoki Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewu Puckiego (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 oraz czerwiec-październik 2023

Rozkład stężeń **azotynów** na profilach pionowych w miesiącach czerwiec – październik 2020 i 2023 wskazuje na niższe stężenia N-NO<sub>2</sub> w warstwie głębokowodnej na stacji S3 w roku 2023, oraz wyczerpanie tego związku tylko na stacji JR w górnej warstwie wody w czerwcu 2023; na pozostałych stacjach w 2023 nie odnotowano wyczerpania tego związku, co znacznie odróżnia tę sytuację od tej odnotowanej w 2020 r. Należy jednak mieć na uwadze generalnie bardzo niskie stężenia azotynów, co jest typowe dla akwenów morskich (Rys. 2.13).

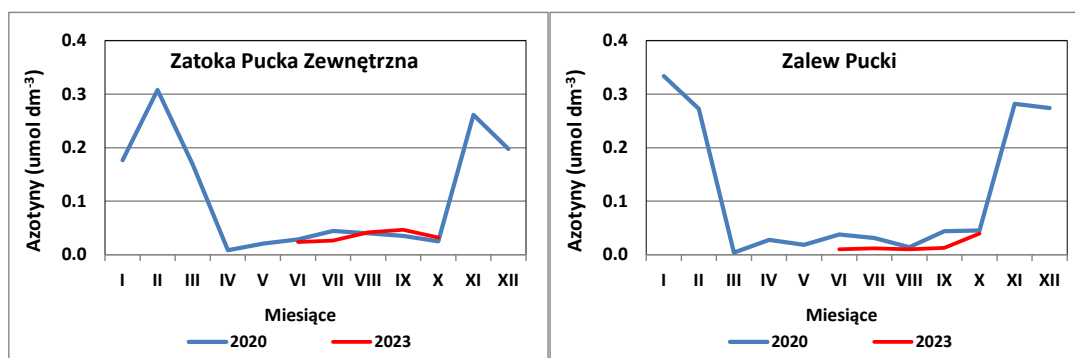




Rys. 2.13. Rozkład stężeń azotynów ( $N-NO_2$ ) ( $\mu\text{mol dm}^{-3}$ ) na profilach pionowych badanych stacji w Zatoce Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewie Puckim (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 oraz czerwiec –październik 2023



Porównanie średnich miesięcznych wartości stężeń azotynów Zatoce Puckiej zewnętrznej i w Zalewie Puckim w miesiącach czerwiec – październik 2020 i 2023 wyraźnie pokazuje ogromną zbieżność wyników z dwóch różnych lat. To potwierdza nasze stwierdzenie z roku 2020, że azotyny w okresie wegetacyjnym są na bardzo niskim poziomie lub są wręcz wyczerpane w całym badanym rejonie (Rys. 2.14).



Rys. 2.14. Średnie miesięczne stężenia azotynów w wodach Zatoki Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewu Puckiego (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 oraz czerwiec-październik 2023

W rozkładzie stężeń **amoniaku** na profilach pionowych zwraca uwagę fakt wystąpienia maksimum stężeń amoniaku w toni wodnej bądź przy dnie na stacjach S3 i 82 w porównywalnych okresach roku tzn. czerwiec-październik 2020 i 2023 (Rys. 2.15). Te podwyższone wartości stężeń amoniaku należy wiązać z obecnością silnie rozwiniętej termokliny w najcieplejszych miesiącach roku, która może stanowić swoistą barierę gęstościową i przyczyniać się do częściowej dekompozycji w toni wodnej obumarłej i sedymentującej materii organicznej. Zwraca uwagę fakt, iż w roku 2023 na wszystkich stacjach o głębokości poniżej 20 m nastąpiło znaczne lub całkowite wyczerpanie amoniaku, znacznie silniej zaznaczone niż w roku 2020 (Rys. 2.15).

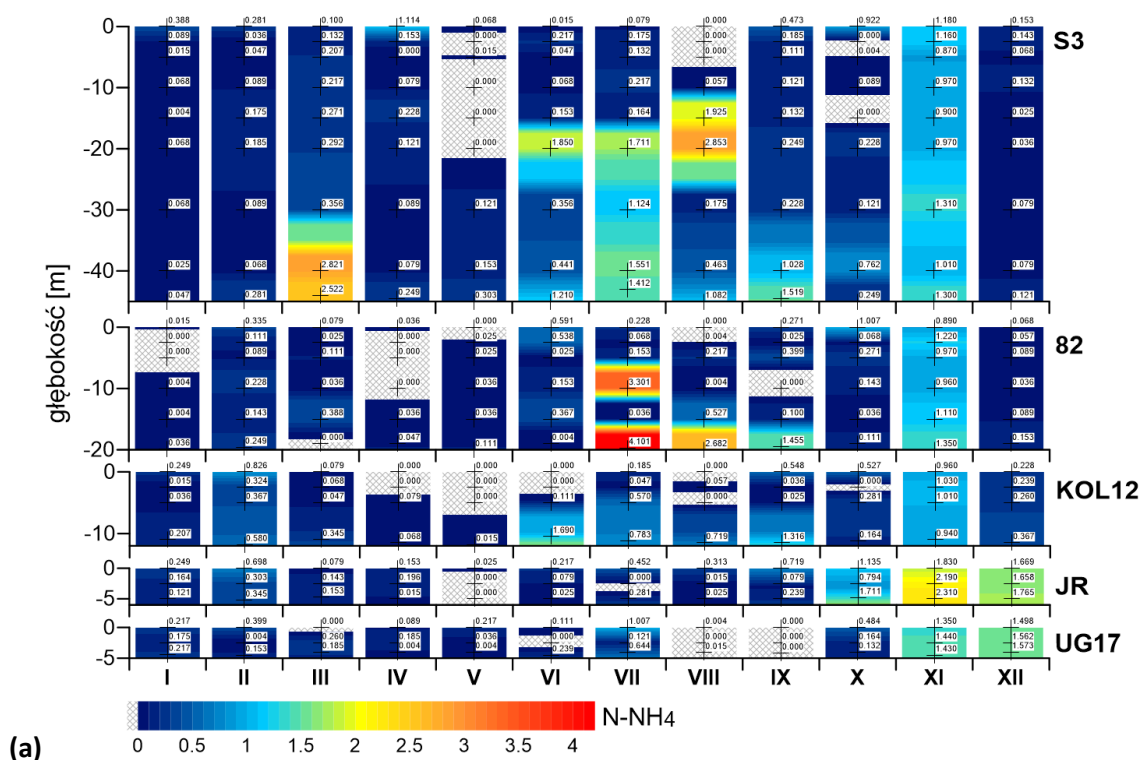
Jest też rzeczą charakterystyczną, że w 2023 r. w Zatoce Puckiej zewnętrznej letnie maksimum średnich miesięcznych stężeń amoniaku przesunęło się z lipca na sierpień-wrzesień w stosunku do danych z roku 2020 (Rys. 2.16). Należy odnotować, że we wrześniu-październiku 2023 pojawiło się maksimum średniej miesięcznej T w Zatoce Puckiej zewnętrznej z wartościami T o ok. 2-3°C wyższymi niż w roku 2020.

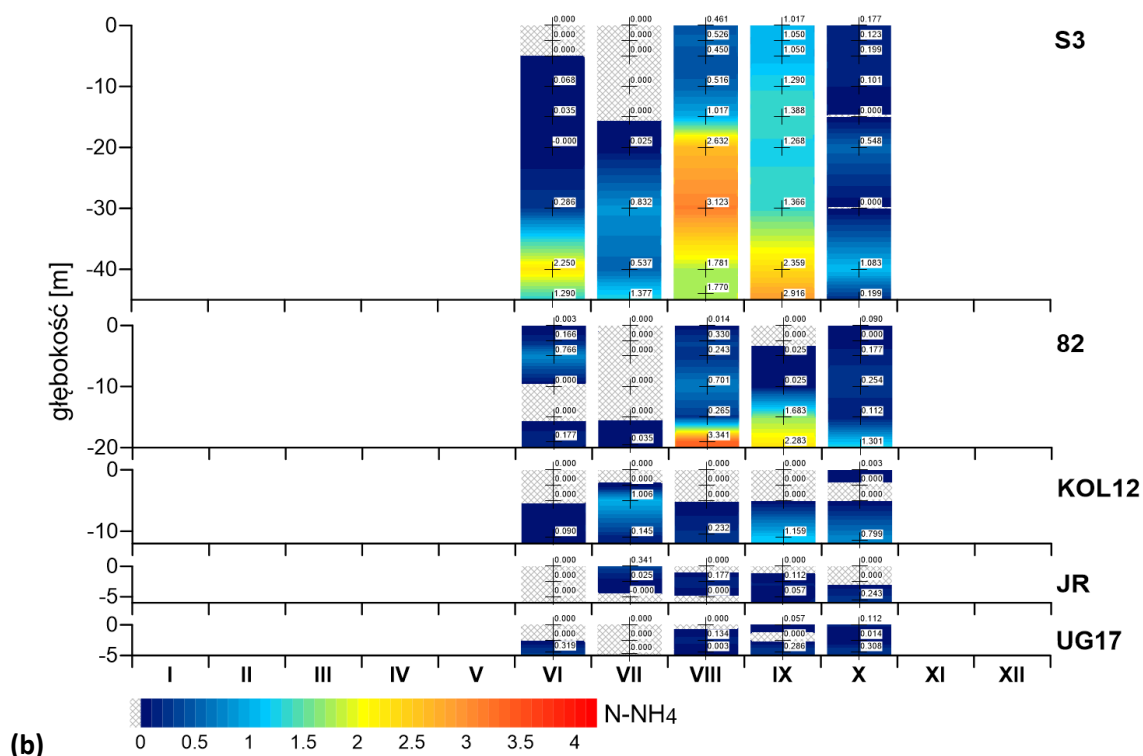
Stockmayer i Lehmann (2023) wskazują, że zmienność temperatury powierzchni morza (TPM) jest ściśle powiązana ze zmiennością temperatury powietrza w regionie Morza Bałtyckiego, oraz że wieloletnie zmiany TPM są istotnie skorelowane z NAO (North Atlantic Oscillation) dla większości obszaru morza zimą, (ii) cały słup wody Morza Bałtyckiego ocieplił się w latach 1950-2020, przy czym ta tendencja jest najsilniejsza w warstwie powierzchniowej, która wykazała wzrost T o 0,3-0,4°C na dekadę, i jest ona znacznie bardziej zaznaczona od połowy lat 1980-tych. Warto odnieść tę informację do zmienności temperatury w Polsce na przestrzeni minionych dekad. Marosz i in. (2023) podają, że w latach 1951-2021 temperatura powietrza (TP) w Polsce wzrosła średnio o 0,28°C dekada<sup>-1</sup>, co daje łączną zmianę w tym okresie przekraczającą 2°C. Autorzy ci podzielili każdy rok na cztery pory roku i

doszli do wniosku, że największy wzrost TP zaobserwowano w sezonie zimowym ( $0,36^{\circ}\text{C}$  dekada $^{-1}$ ), nieco niższy wiosną ( $0,35^{\circ}\text{C}$  dekada $^{-1}$ ), a znacząco niższy jesienią ( $0,18^{\circ}\text{C}$  dekada $^{-1}$ ).

Średnia obszarowa temperatura powietrza we wrześniu 2023 r. wyniosła w Polsce  $17,7^{\circ}\text{C}$  i była aż o 3,9 stopnia wyższa od średniej wieloletniej (1991-2020) dla tego miesiąca. Jednocześnie był to najcieplejszy wrzesień w XXI wieku (cieplejszy o 2,1 stopnia od poprzedniego rekordowego września w 2006 r.) i całego analizowanego okresu

(<https://www.imgw.pl/wydarzenia/charakterystyka-wybranych-elementow-klimatu-w-polsce-we-wrzesniu-2023-roku>).

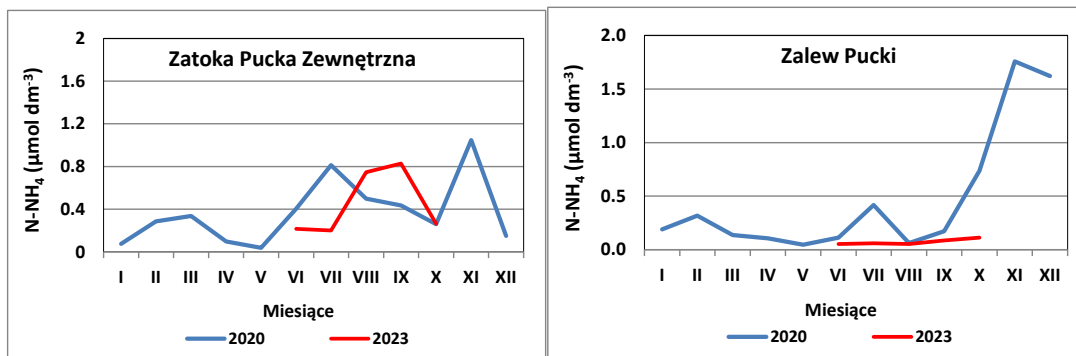




Rys. 2.15. Rozkład stężeń amoniaku ( $N-NH_4$ ) ( $\mu mol\ dm^{-3}$ ) na profilach pionowych badanych stacji w Zatoce Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewie Puckim (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 oraz czerwiec-październik 2023

Znając powyższe dane, należy spojrzeć na wpływ T wody na procesy biogeochemiczne i wyzwianie amoniaku z osadów dennych. Tego typu badania zostały przeprowadzone w Zatoce Gdańskiej i Zatoce Puckiej (Maksymowska-Brossard i Piekarek-Jankowska, 2001) i na ich podstawie oszacowano potencjalny wpływ czynników środowiskowych na wielkość strumieni amoniaku w badanym rejonie, zawsze skierowanych z osadu do warstwy wody nad nim zalegającej. Wśród czynników decydujących o wielkości strumieni amoniaku wymieniono: dopływ materii organicznej i jej jakość, degradację tejże materii pod wpływem temperatury, oraz potencjał redoks osadów. Autorzy prac stwierdzili występowanie dużego zróżnicowania sezonowego strumieni amoniaku, z największym uwalnianiem latem i wczesną jesienią, kiedy temperatura wody przydennej jest najwyższa. Strumienie amoniaku były najintensywniejsze z osadów zawierających frakcję mulisto-gliniastą, występującą w najgłębszych częściach badanego rejonu.

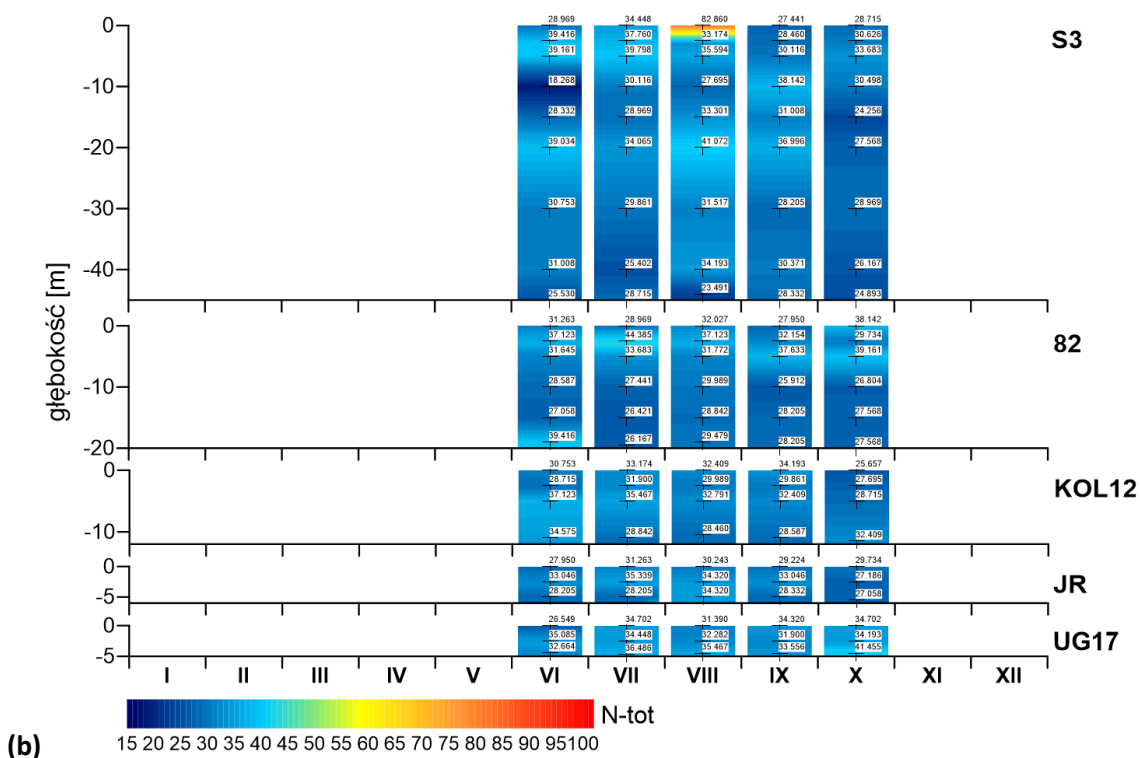
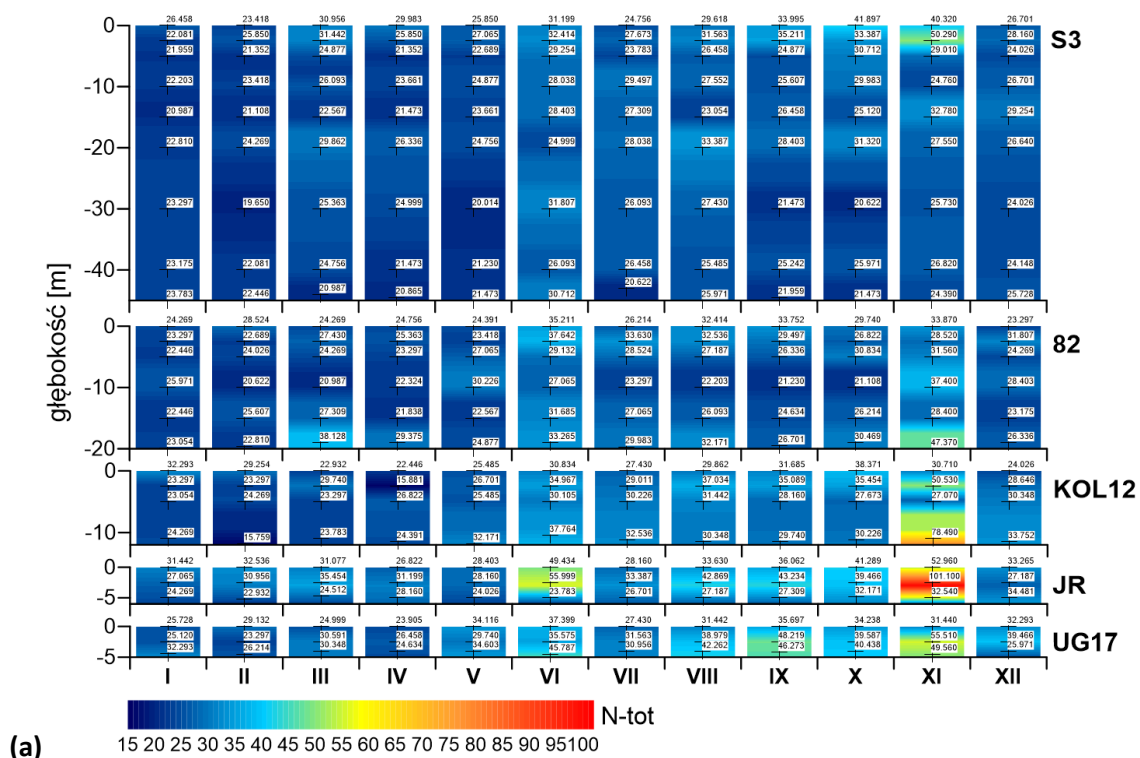
Powyższe wnioski wyjaśniają wyraźne różnice pomiędzy stężeniami amoniaku w Zatoce Puckiej zewnętrznej i Zalewie Puckim (Rys. 2.16). W 2023 Zalew Pucki charakteryzuje znaczne wyczerpanie amoniaku, silniej zaznaczone niż w tych samych miesiącach 2020 (Rys. 2.15, Rys. 2.16).



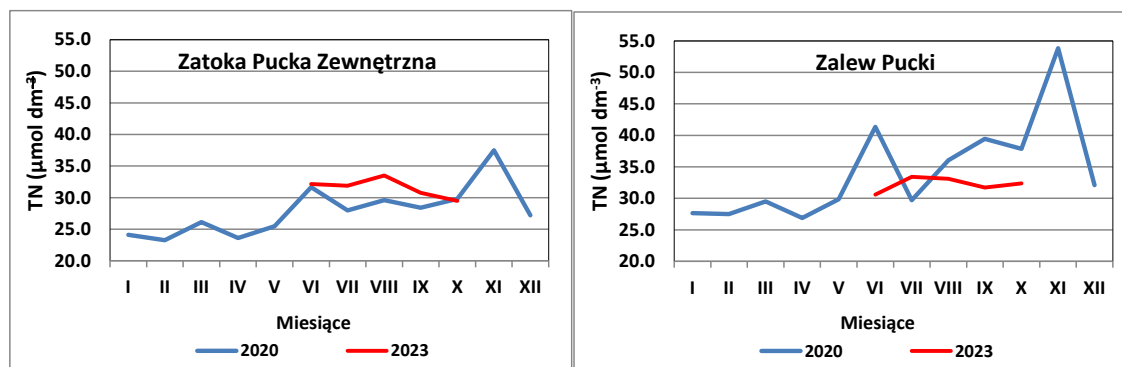
Rys. 2.16. Średnie miesięczne stężenia amoniaku w wodach Zatoki Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewu Puckiego (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 oraz czerwiec-październik 2023

Zróznicowanie przestrzenne stężeń azotu całkowitego (N-tot) jest znacznie bardziej wyraźnie widoczne na profilach pionowych 2020 niż na ich odpowiednikach w 2023 r. W 2020 r. we wszystkich miesiącach badań stężenia N-tot były wyższe w Zalewie Puckim niż w Zatoce Puckiej zewnętrznej (Rys. 2.17). Szczególnie wysokie stężenia N-tot stwierdzono na stacji JR w listopadzie 2020, kiedy przekroczona została wartość  $100 \mu\text{mol dm}^{-3}$  na poziomie 0,5 m (Rys. 2.17). W sierpniu 2023 r. stwierdzono tylko jeden przypadek podwyższonego stężenia N-tot. w wodzie powierzchniowej i ten fakt jest spójny ze znacznie obniżonym zasoleniem wody w tym czasie na tej stacji, wskazując na napływ powierzchniowy wody bogatej w N-tot., niewykluczone, że powierzchniowy napływ wody wiślanej.

Średnie miesięczne stężenia azotu całkowitego w czerwcu i październiku 2023 w Zatoce Puckiej zewnętrznej były identyczne jak w roku 2020 i o ok.  $5 \mu\text{mol dm}^{-3}$  wyższe niż ich odpowiedniki miesięczne w roku 2020. Ciekawym jest fakt wystąpienia znacznie niższych stężeń azotu całkowitego w Zalewie Puckim w czerwcu-październiku 2023 niż w tych samych miesiącach 2020. Co więcej, stężenia azotu całkowitego w Zalewie Puckim były na zbliżonym poziomie do wartości odnotowanych w Zatoce Puckiej zewnętrznej (Rys. 2.18).



Rys. 2.17. Rozkład stężeń azotu całkowitego ( $N\text{-tot}$ ) ( $\mu\text{mol dm}^{-3}$ ) na profilach pionowych badanych stacji w Zatoce Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewie Puckim (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 oraz czerwiec-październik 2023

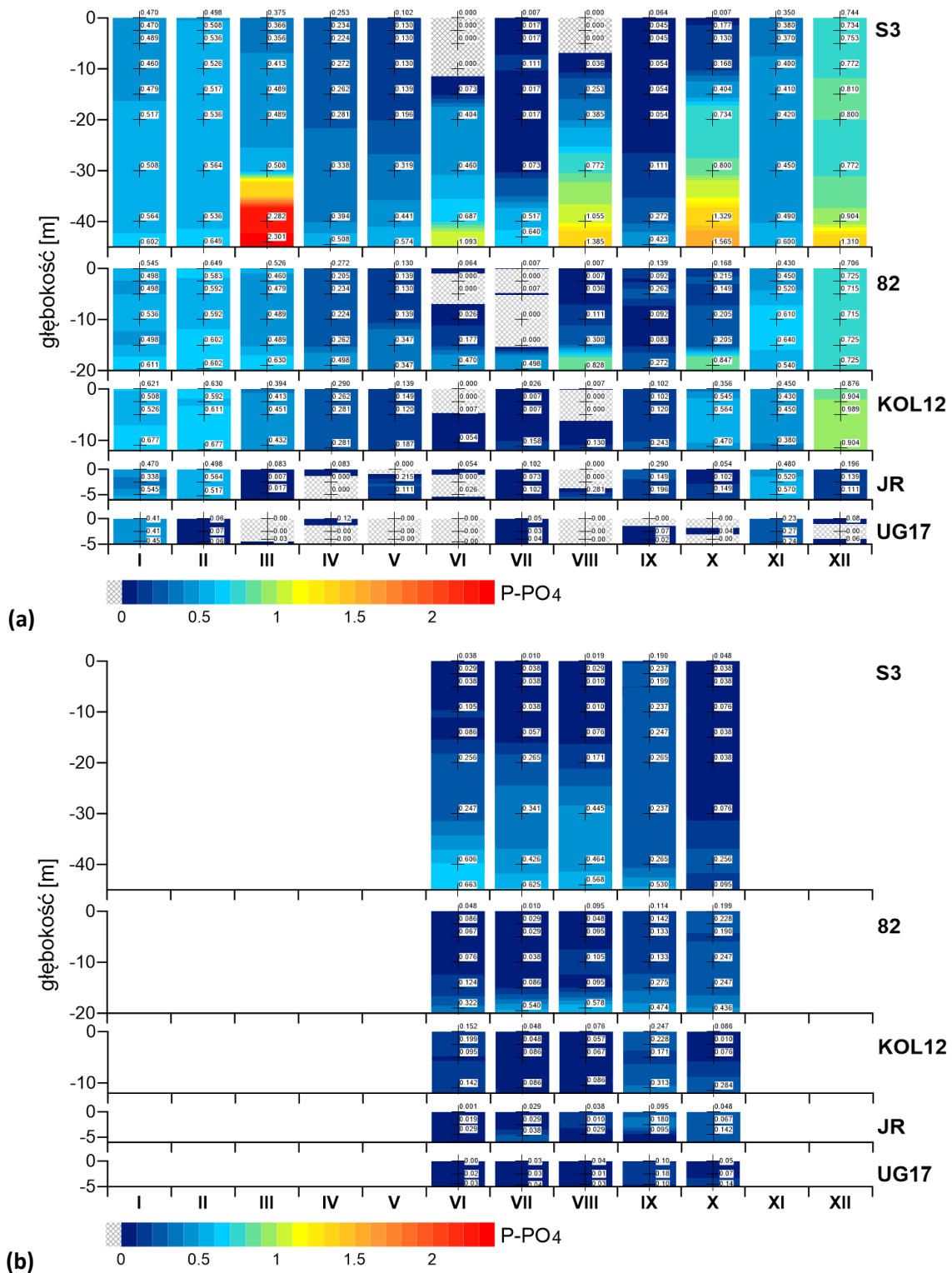


Rys. 2.18. Średnie miesięczne stężenia azotu całkowitego w wodach Zatoki Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewu Puckiego (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 oraz czerwiec-październik 2023

Azot całkowity jest sumą azotu nieorganicznego (azotany+azotyny+amoniak) oraz azotu organicznego. Stężenia azotanów, azotynów i amoniaku w 2023 roku pozostawały na niskim poziomie, zbliżonym do wartości odnotowanych w roku 2020, zatem znaczny spadek stężeń TN w Zalewie Puckim musiał być spowodowany spadkiem stężeń azotu organicznego. Wyjaśnienia tego należy szukać w potencjalnych zmianach ilości materii organicznej w postaci fitoplanktonu. Wieloletnie dane dotyczące biomasy fitoplanktonu wykazały, że w obu podregionach Zatoki Puckiej sezon wegetacyjny rozpoczął się 2-3 miesiące wcześniej niż 2-3 dekady temu. Wcześniejsza wegetacja i początek intensywnego pobierania substancji biogenicznych zimą zakłóciły ich sezonową akumulację, co przy znacznie zmniejszonej presji antropogenicznej przez ogromną redukcję emisji azotu i fosforu z miejskich oczyszczalni ścieków oraz rzeką Wisłą (Pastuszek i in., 2012a,b, 2014, 2016, 2018; Pastuszek i Witek 2012; Jarosiewicz i in., 2015; Burska i in. 2022), spowodowało ich szybkie wyczerpanie i ograniczenie wzrostu fitoplanktonu, jak to udowodniono w 2020 r. Azot odgrywał limitującą rolę w Zatoce Puckiej zewnętrznej, podczas gdy azot, fosfor i krzem alternatywnie limitowały wzrost fitoplanktonu w Zalewie Puckim. Z powodu niedoborów nieorganicznego N i P inne formy N i P, w większych stężeniach występujące w Zalewie Puckim, mogły podtrzymywać wzrost fitoplanktonu.

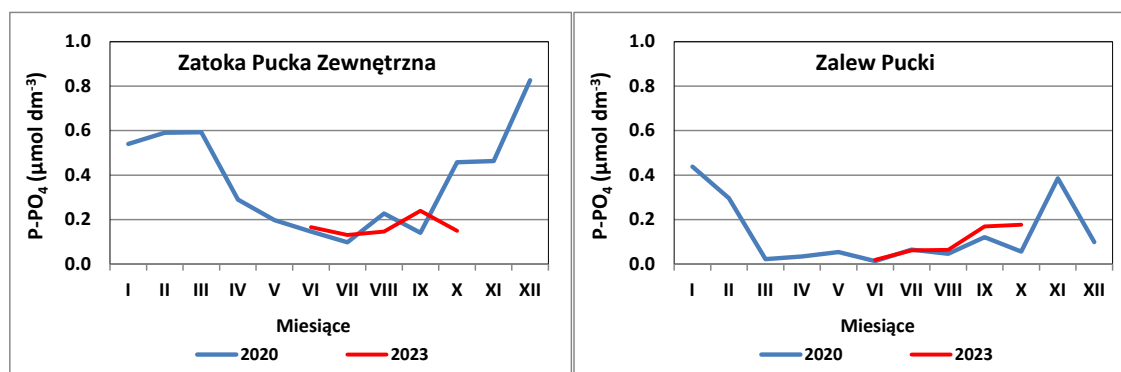
Rozkłady pionowe stężeń **fosforanów** pokazują inną dynamikę zmienności w poszczególnych miesiącach na stacji głębokowodnej S3 niż na pozostałych stacjach Zatoki Puckiej. Na stacji S3 w marcu 2020 w warstwie przydennej (40 m-dno) pojawiły się stężenia na poziomie  $2,3 \mu\text{mol dm}^{-3}$  i były one o około  $2 \mu\text{mol dm}^{-3}$  wyższe niż na wyższych poziomach tej stacji i taki obraz zmienności stężeń na profilu pionowym tej stacji był odmienny niż w miesiącach poprzedzających (styczeń-luty) i następujących (kwiecień – maj). Podobnie do marcowej, sytuacja na tej stacji wyglądała w miesiącach: czerwiec, sierpień, październik 2020, kiedy obserwowano znaczną różnicę stężeń fosforanów w warstwie przydennej i górnej i ta sięgała  $1,3 \mu\text{mol dm}^{-3}$ . Badania udowodniły, że im płytsza stacja tym większa częstotliwość występowania pełnego wyczerpania fosforanów, w skrajnym przypadku przez blisko 8 miesięcy w 2020 r., jak miało to miejsce na stacji UG17. W odróżnieniu do sytuacji w 2020, w czerwcu-październiku 2023 w całym rejonie badań nie stwierdzono wyczerpania fosforanów, choć stężenia pozostawały na bardzo niskim poziomie, ale też nie stwierdzono znacznie podwyższonych stężeń w warstwie przydennej stacji S3, najwyraźniej skorelowanych ze wzrostem zasolenia w tej warstwie, zatem upwellingiem (Rys. 2.5, Rys. 2.19).





Rys. 2.19. Rozkład stężeń fosforanów ( $P-PO_4$ ) ( $\mu\text{mol dm}^{-3}$ ) na profilach pionowych badanych stacji w Zatoce Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewie Puckim (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 oraz czerwiec-październik 2023

Porównanie średnich miesięcznych wartości stężeń fosforanów Zatoki Puckiej zewnętrznej i w Zalewie Puckim w miesiącach czerwiec – październik 2020 i 2023 wyraźnie pokazuje ogromną zbieżność wyników z dwóch różnych lat. To potwierdza nasze stwierdzenie z roku 2020, że fosforany w okresie wegetacyjnym są na bardzo niskim poziomie w Zatoce Puckiej zewnętrznej, i są na bardzo niskim poziomie lub wyczerpane w Zalewie Puckim (Rys. 2.20).



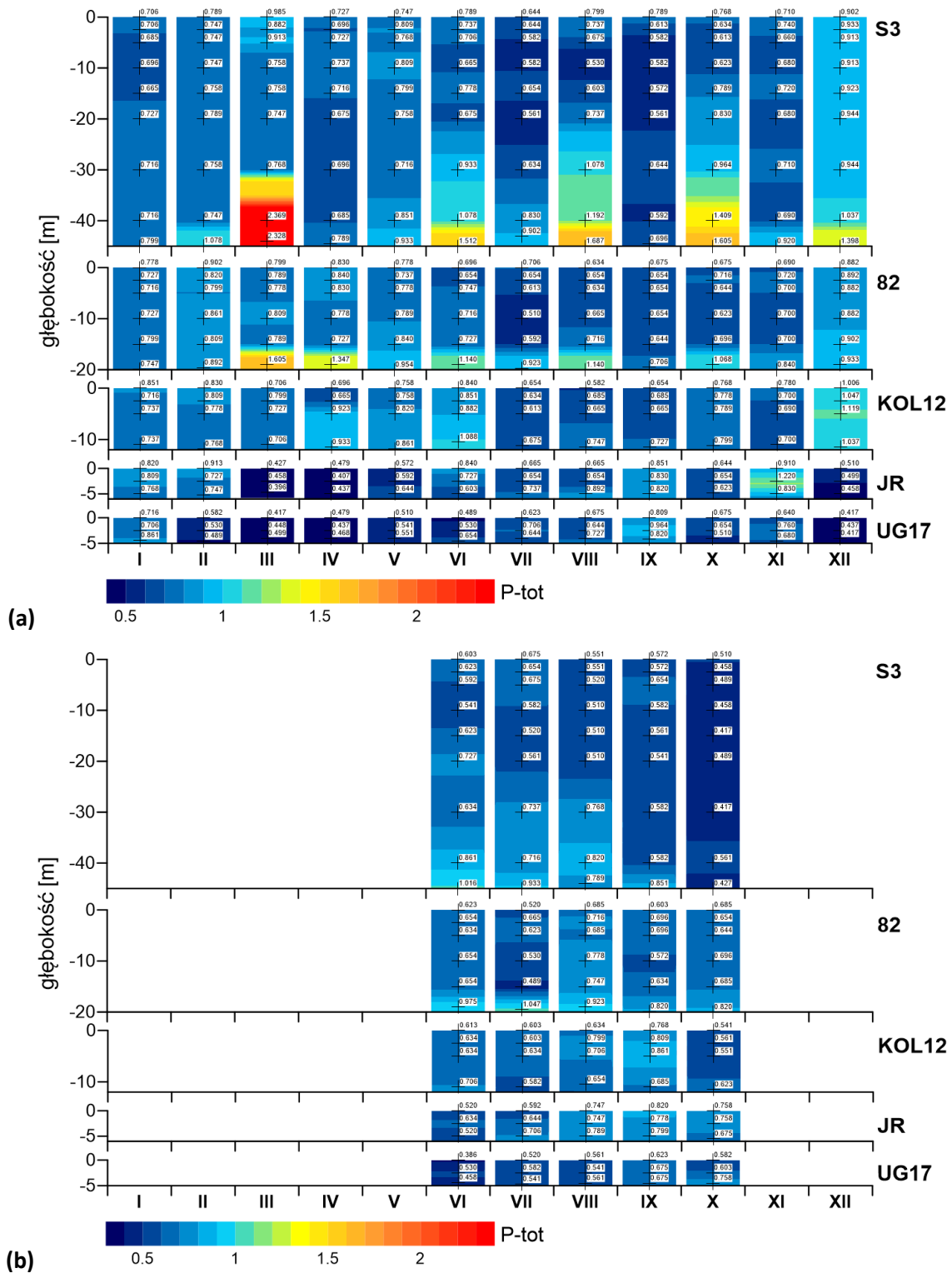
Rys. 2.20. Średnie miesięczne stężeń fosforanów w wodach Zatoki Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewu Puckiego (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 oraz czerwiec-październik 2023

Zmienność stężeń **fosforu całkowitego** na profilach pionowych na głębokowodnej stacji S3 była bardzo podobna do zmian zasolenia na tej stacji w roku 2020 (Rys. 2.5, Rys. 2.21), wskazując tym samym współzależność tych dwóch parametrów. Zdecydowanie niższe i bardziej wyrównane stężenia P-tot. stwierdzono w okresie czerwiec-październik 2023.

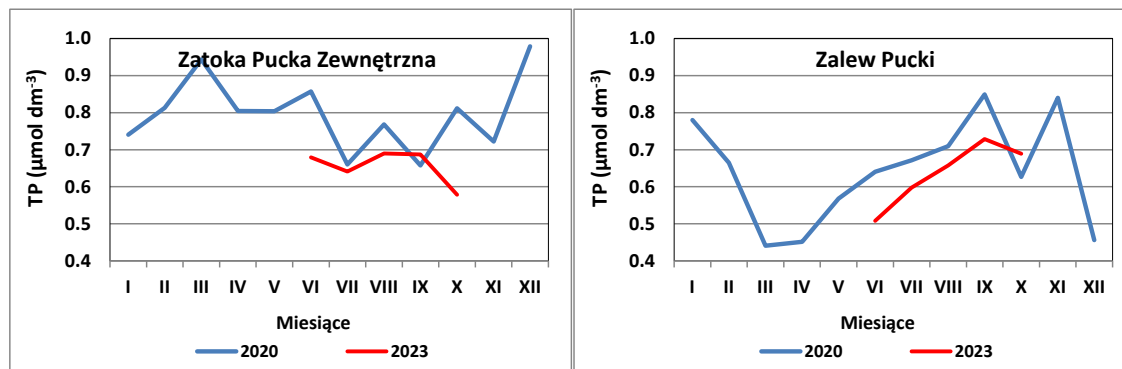
Średnie miesięczne stężenia fosforu całkowitego w czerwcu i październiku 2023 w Zatoce Puckiej zewnętrznej były znacznie niższe w roku 2023 niż ich odpowiedniki miesięczne w roku 2020 (nawet o  $0.2 \mu\text{mol dm}^{-3}$ ). W Zalewie Puckim w czerwcu-październiku 2023 krzywa średnich miesięcznych stężeń fosforu całkowitego była przesunięta w kierunku niższych wartości stosunku do danych z 2020 (Rys. 2.22).

Porównanie profili pionowych  $\text{Si-SiO}_4$  w czerwcu-październiku 2020 i 2023 wyraźnie pokazuje, że badany okres 2023 charakteryzował się znacznie niższymi stężeniami krzemianów w Zatoce Puckiej zewnętrznej, porównywalnymi stężeniami na stacji JR i nieco wyższymi na stacji UG17 (Rys. 2.23).

Średnie miesięczne stężenia krzemianów w Zatoce Puckiej zewnętrznej w miesiącach czerwiec-sierpień 2023 były nawet o ok.  $7 \mu\text{mol dm}^{-3}$  niższe niż w tych samych miesiącach 2020. Oczywiście taki poziom stężeń nie jest krytyczny jeśli chodzi o limitowanie rozwoju planktonowych organizmów krzemozależnych. Z limitowaniem mogliśmy teoretycznie mieć do czynienia w Zalewie Puckim na wiosnę 2023, a wskazuje na to charakter przebiegu linii średniej wartości stężenia krzemianów w tym rejonie w czerwcu 2023, z minimalną wartością ok.  $5 \mu\text{mol dm}^{-3}$ . W okresie zakwitów wiosennych, stacje płytkie w Zalewie Puckim charakteryzują znacznie niższe stężenia krzemianów niż stężenia w tych samych miesiącach w strefie wód głębokich badanego rejonu (Rys. 2.24).



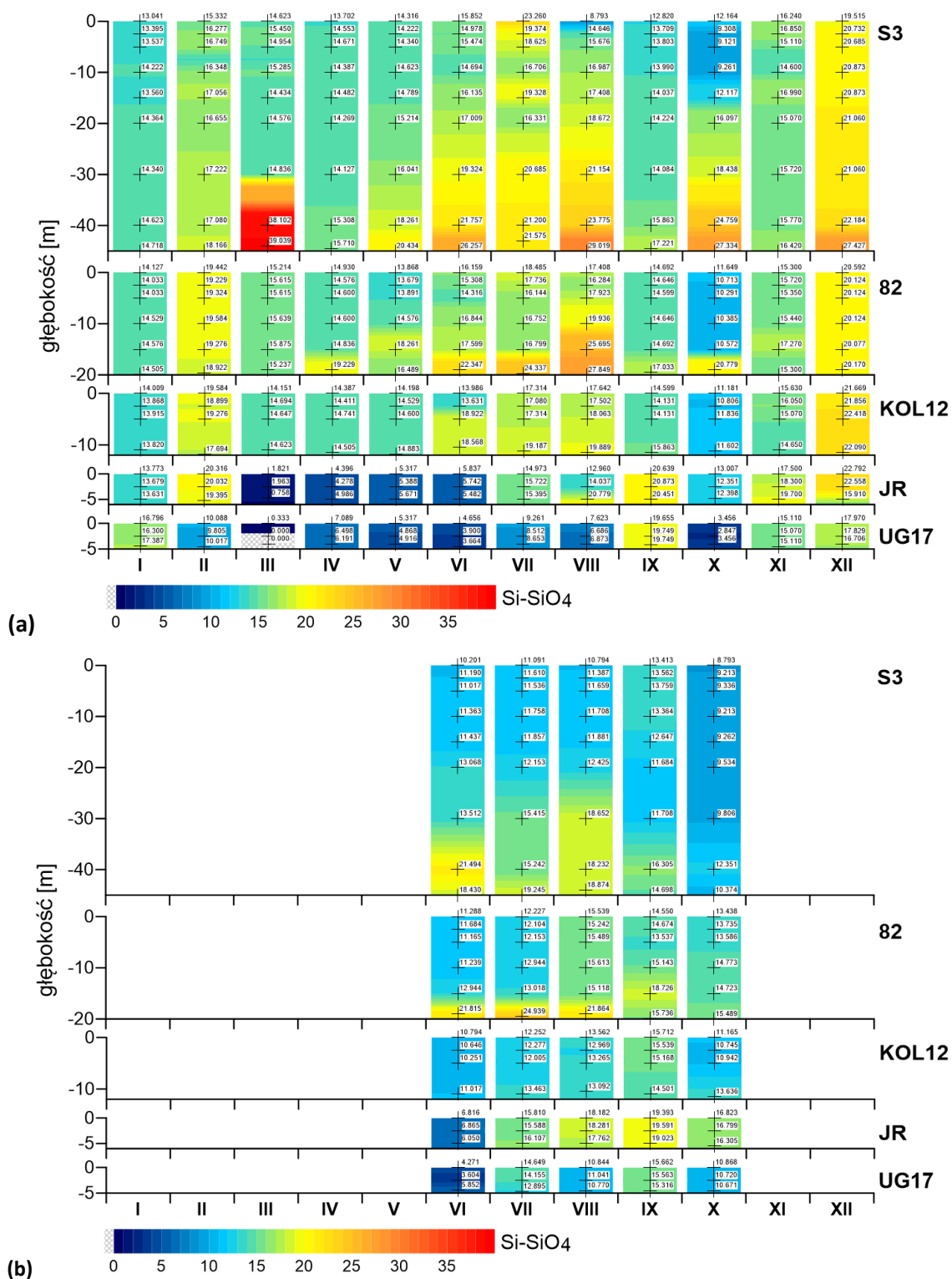
Rys. 2.21. Rozkład fosforu całkowitego ( $P\text{-tot}$ ) ( $\mu\text{mol dm}^{-3}$ ) na profilach pionowych badanych stacji w Zatoce Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewie Puckim (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 oraz czerwiec-październik 2023



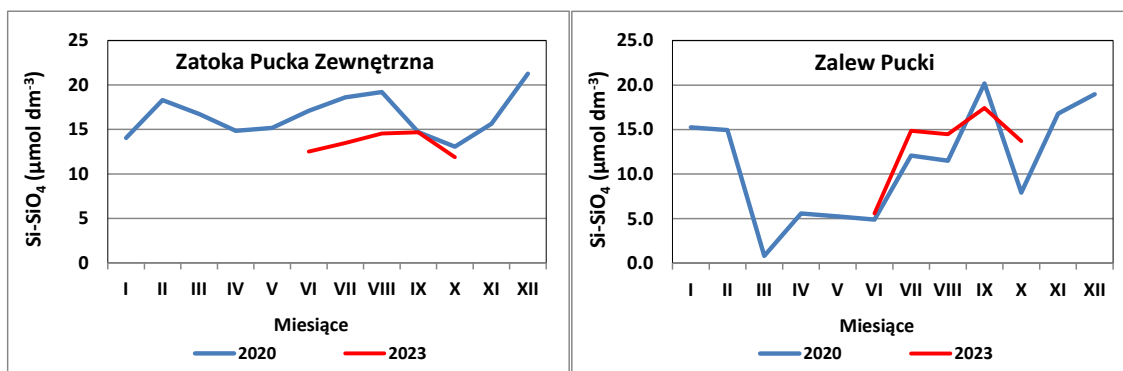
Rys. 2.22. Średnie miesięczne stężenia fosforu całkowitego w wodach Zatoki Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewu Puckiego (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 oraz czerwiec-październik 2023

W przeciwieństwie do azotu (N) i fosforu (P), krzem występuje w postaci  $H_4SiO_4$  czyli w postaci rozpuszczonej, a jego głównym źródłem w systemach wodnych jest chemiczne wietrzenie minerałów krzemianowych. Rozpuszczona krzemionka uwolniona w wyniku reakcji wietrzenia dociera rzekami do oceanu. Rzeki są odpowiedzialne za prawie 80% Si przedostającego się do oceanów światowych w postaci rozpuszczonego krzemianu (ang. dissolved silicate) (DSi) [ $DSi=Si(OH)_4$ ], produktu wietrzenia skał kontynentalnych oraz skorupy kontynentalnej i podłoża oceanicznego (Meybeck, 1982; Tréguer i in. in., 1995; Gerard i Ranger, 2002; Dúrr i in., 2009). Transport rzeczny materiałów rozpuszczonych i cząstek do oceanów jest na ogół związany z dużą liczbą interakcji obejmujących aspekty klimatyczne, hydrologiczne, fizykochemiczne i biologiczne (Humborg i in., 2006; Conley i in., 2008; Pastuszak i in., 2008). Temperatura, opady, odpływ i litologia to główne czynniki kontrolujące tempo wietrzenia skał krzemianowych i częściowo kontrolujące odpływ DSi rzekami (Meybeck, 1981, 1982; Tréguer i in., 1995; O'Neill, 1998; Mortatti i Probst, 2003). Duża część DSi uwalniana w wyniku wietrzenia jest przekształcana przez rośliny w fitolity i tymczasowo magazynowana w glebie (Saccone i in., 2008). Rzeki niosą także Si w różnych postaciach cząstek stałych, które mogą odgrywać znaczącą rolę jako źródło Si dla okrzemek przybrzeżnych (Conley, 1997).

Pomiary zasolenia na profilach pionowych w czerwcu-październiku 2020 i 2023 (a), oraz wykresy demonstrujące średnie miesięczne stężenia krzemianów w Zatoce Puckiej zewnętrznej i w Zalewie Puckim (Rys. 2.6, Rys. 2.23, Rys. 2.24) wyraźnie pokazują znacznie niższe wartości S w roku 2023 niż w roku 2020. To z kolei dowodzi rzadziej występującego zjawiska upwellingu na granicy Głębokiej Zatoki Gdańskiej i znacznie płytszej Zatoki Puckiej zewnętrznej w czerwcu-październiku 2023, tym samym mniejszego napływu wód znacznie bardziej zasolonych, niosących substancje biogeniczne, w tym krzemiany, z głębokich warstw Zatoki Gdańskiej zasilanej przez największą rzekę w Polsce, wnoszącej nie tylko znaczne ładunki azotu i fosforu, ale także krzemu (Humborg i in., 2006, Pastuszak i in., 2012, 2018).



Rys. 2.23. Rozkład stężeń krzemianów ( $\text{Si-SiO}_4$ ) ( $\mu\text{mol dm}^{-3}$ ) na profilach pionowych badanych stacji w Zatoce Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewie Puckim (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 oraz czerwiec-październik 2023



Rys. 2.24. Średnie miesięczne stężenia krzemianów w wodach Zatoki Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewu Puckiego (JR, UG17) w okresie styczeń-grudzień 2020 oraz czerwiec-październik 2023

Związki azotu, takie jak azotany, azotyny i amoniak, związki fosforu, takie jak fosforany, oraz związki krzemu, takie jak krzemiany, należą do głównych składników odżywczych pobieranych przez fitoplankton w ekosystemach słodkowodnych i morskich. Rola N, P, Si jest jednak zupełnie inna – związki azotu i fosforu są wymagane przez prawie cały plankton morski, podczas gdy krzem w postaci DSi jest potrzebny tylko niektórym organizmom (okrzemki, radiolarie, gąbki i chryzofity) (Simpson i Volcani, 1981; Ragueneau i in., 2006a). W przeciwieństwie do N i P, które występują w morzu w różnych formach nieorganicznych i organicznych, krzem występuje głównie w postaci niezdysoncjowanego monomerycznego kwasu krzemowego, Si(OH)<sub>4</sub> i stanowi główną postać, w której krzem może być asymilowany przez organizmy (Brzeziński i Nelson, 1989; Del Amo i Brzeziński, 1999).

Okrzemki (Bacillariophyceae) są głównym składnikiem wiosennych zakwitów fitoplanktonu, zarówno w ekosystemach słodkowodnych, jak i morskich. Wartość odżywcza okrzemek oraz ograniczona liczba stopni troficznych między nimi a wyższymi poziomami troficznym sprawiają, że te grupy klas fitoplanktonu są głównym źródłem energii dla łańcuchów pokarmowych w ujściach rzek i rejonach przybrzeżnych (Ragueneau i in., 2006a; Struyf i in., 2009). Okrzemki odpowiadają za około połowę pierwotnej produkcji w oceanach świata (Tréguer i Pondaven, 2000). Szacuje się, że od 20% do 25% całego wiązania węgla organicznego na planecie (przekształcenie dwutlenku węgla i wody w cukry przy wykorzystaniu energii świetlnej) jest przeprowadzane przez okrzemki (Goldman, 1993; Dugdale i in., 1995; Smetacek, 1999). Okrzemki zwykle dominują w „nowej produkcji pierwotnej” (nowa produkcja pierwotna jest wspierana przez składniki odżywcze napływające do ekosystemu lub siedliska z innych ekosystemów lub siedlisk) (Domine i in., 2010) w ekosystemach morskich. Żywi się nimi makrozooplankton (widłonogi), które z kolei służą jako bezpośrednie źródło pożywienia dla wyższych poziomów troficznych, takich jak gatunki ryb nadające się do komercyjnego wykorzystania (Round i in., 1990; Hansen i in., 1997; Irigoien i in., 2002). Si nie jest w żadnym stopniu przekazywany do łańcucha pokarmowego, a jego regeneracja nie następuje w wyniku degradacji organicznej, ale w wyniku rozpuszczenia opali SiO<sub>2</sub> (Broecker i Peng, 1982). Okrzemki stanowią podstawę sieci troficznej charakteryzującej najbardziej produktywne regiony i utrzymujące najważniejsze łowiska na planecie. Biogeochemiczny obieg DSi w systemach wodnych ma zatem ogromne znaczenie dla społeczności wykorzystujących zasoby ryb (Round i in., 1990; Hansen i in., 1997; Irigoien i in., 2002; Ragueneau i in., 2006a).



### 2.2.3 Chlorofil *a* w wodzie

Na podstawie badań przeprowadzonych w 2023 roku, dla obszaru **Zatoki Puckiej zewnętrznej (stacje pomiarowe S3, 82 oraz KOL12)**, w okresie od czerwca do października, średnie stężenie chlorofilu *a* wyniosło  $4,08 \mu\text{g dm}^{-3}$  (wartość wyznaczona dla wszystkich stacji pomiarowych rejonu w warstwie 0-10m). Maksymalne stężenie  $5,62 \mu\text{g dm}^{-3}$  odnotowano równocześnie na stacjach pomiarowych S3 (lipiec) oraz KOL12 (wrzesień). Minimalną wartość stwierdzono w czerwcu na KOL12 ( $2,11 \mu\text{g dm}^{-3}$ ; Tab. 2.3, Rys. 2.25).

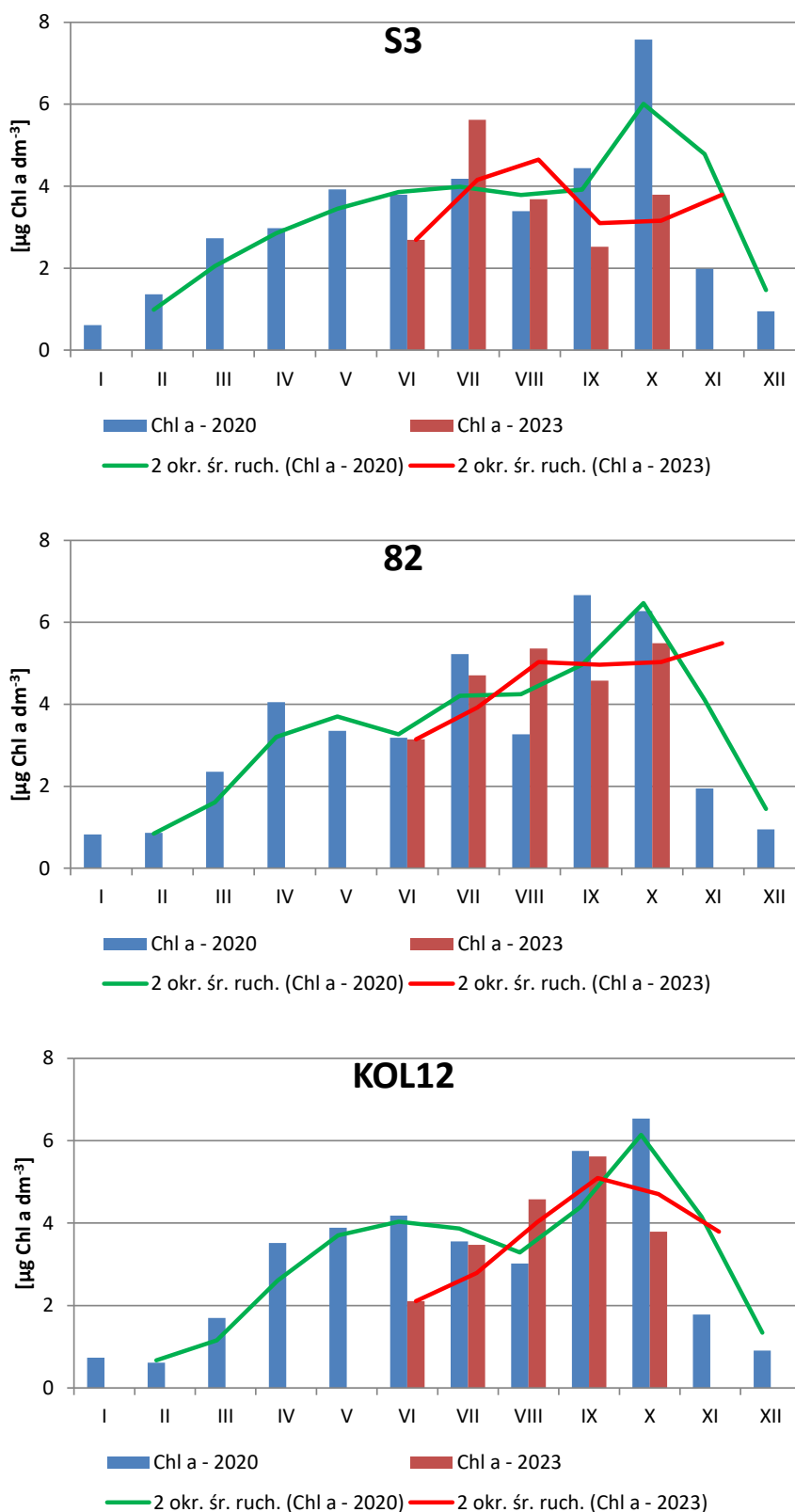
Największą dynamikę zmian wartości w 2023 roku odnotowano na najgłębszej stacji pomiarowej S3. Od czerwca do lipca stwierdzono wzrost stężeń, następnie spadek i ponowny wzrost w październiku. Na stacji pomiarowej 82 od czerwca do sierpnia zaobserwowano wzrost wartości oznaczonego parametru, niewielki spadek we wrześniu oraz ponowny wzrost w październiku. Wzrost stężeń od czerwca do września oraz spadek wartości w październiku, stwierdzono na stacji pomiarowej KOL12. Na wszystkich stacjach pomiarowych wyższe stężenia chlorofilu *a* stwierdzono w sierpniu 2023, w odniesieniu do badań wykonanych w 2020 roku. Wartości stężeń chlorofilu *a* zaprezentowano na tle badań przeprowadzonych w 2020 roku. Dodatkowo aby zmniejszyć wahania przebiegu zmienności stężeń chlorofilu *a* wyniki przedstawiono za pomocą średniej ruchomej o okresie 2 (Rys. 2.25).

Na obszarze **Zalewu Puckiego (stacje pomiarowe JR i UG17)** od czerwca do października określono średnie stężenie chlorofilu *a* o wartości  $2,41 \mu\text{g dm}^{-3}$  (wartość wyznaczona dla stacji pomiarowych rejonu w warstwie powierzchniowej 0-5m – stacje pomiarowe o głębokościach do 5m). Maksymalne stężenie stwierdzono w październiku na stacji pomiarowej JR ( $4,18 \mu\text{g dm}^{-3}$ ), minimalne w czerwcu na UG17 ( $0,68 \mu\text{g dm}^{-3}$ ; Tab. 2.3, Rys. 2.26).

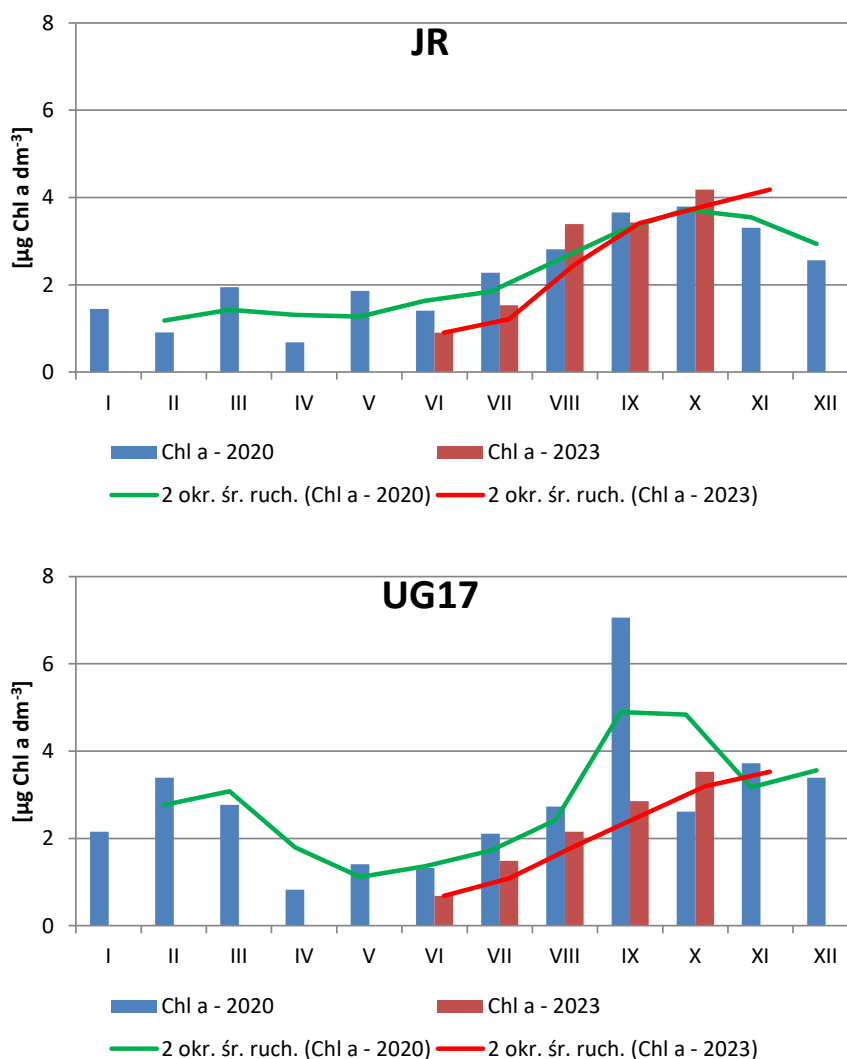
Z miesiąca na miesiąc odnotowano postępujący wzrost wartości stężeń chlorofilu *a* na obu stacjach Zalewu Puckiego w 2023 roku. Jednocześnie obserwowane stężenia w większości przypadków były niższe w porównaniu z badaniami przeprowadzonymi w roku 2020. Wartości wyższe odnotowano tylko w sierpniu (stacja pomiarowa JR) i październiku (stacje pomiarowe JR oraz UG17). Wartości stężeń chlorofilu *a* zaprezentowano na tle badań przeprowadzonych w 2020 roku. Dodatkowo aby zmniejszyć wahania przebiegu zmienności stężeń chlorofilu *a* wyniki przedstawiono za pomocą średniej ruchomej o okresie 2 (Rys. 2.26).

Tab. 2.3. Zestawienie minimalnych, maksymalnych oraz średnich stężeń chlorofilu *a* [ $\mu\text{g dm}^{-3}$ ] odnotowanych od czerwca do października w Zatoce Puckiej w 2023 roku, w powierzchniowej warstwie wody (0-10 m; w zależności od panujących warunków hydrologicznych na stacjach pomiarowych)

Obszar Zatoki Puckiej	Zatoka Pucka zewnętrzna	Zalew Pucki
Wartość minimalna (VI-X) [ $\mu\text{g/dm}^{-3}$ ]	2,11	0,68
Wartość maksymalna (VI-X) [ $\mu\text{g/dm}^{-3}$ ]	5,62	4,18
Wartość średnia (VI-X) [ $\mu\text{g/dm}^{-3}$ ]	4,08	2,41



Rys. 2.25. Miesięczne stężenia chlorofilu a [ $\mu\text{g dm}^{-3}$ ] oznaczone w warstwie powierzchniowej wody (0-10m) na stacjach pomiarowych zlokalizowanych w Zatoce Puckiej zewnętrznej w 2023 roku; dane zaprezentowano na tle stężeń oznaczonych w 2020 roku na tych samych stacjach pomiarowych; linią ciągłą zaznaczono średnią ruchomą o okresie 2



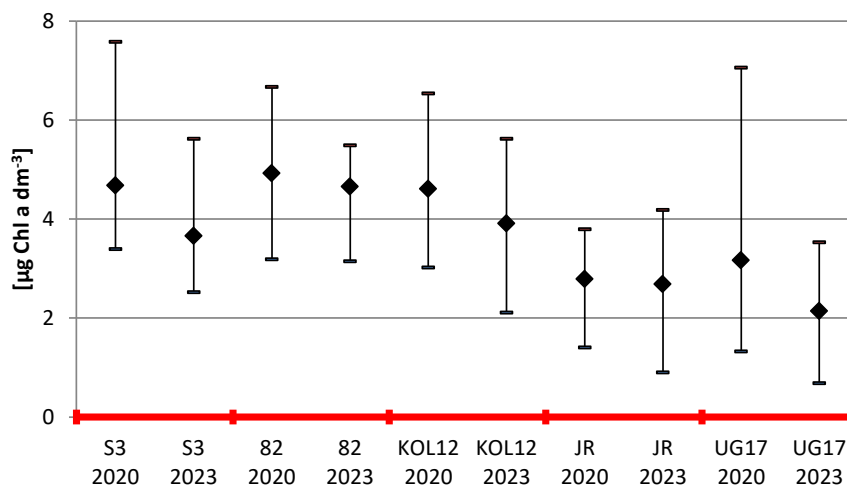
Rys. 2.26. Miesięczne stężenia chlorofilu  $a$  [ $\mu\text{g dm}^{-3}$ ] oznaczone w warstwie powierzchniowej wody (0-10m) na stacjach pomiarowych zlokalizowanych w Zalewie Puckim w 2023 roku; dane zaprezentowano na tle stężeń oznaczonych w 2020 roku na tych samych stacjach pomiarowych; linią ciągłą zaznaczono średnią ruchomą o okresie 2

Średnie stężenia chlorofilu  $a$  obliczone dla stacji pomiarowych Zatoki Puckiej zewnętrznej okazały się wyższe w porównaniu do wartości odnotowanych w Zalewie Puckim. Taką samą sytuację stwierdzono na podstawie badań wykonanych w latach 2020 oraz 2023. W 2023 roku najwyższą średnią wartość stężenia chlorofilu  $a$  wyznaczono dla stacji pomiarowej 82 ( $4,65 \mu\text{g dm}^{-3}$ ), najniższą dla UG17 ( $2,14 \mu\text{g dm}^{-3}$ ; Rys. 2.27).

W 2023 wszystkie średnie stężenia chlorofilu  $a$  (wyznaczone i porównane na tych samych stacjach pomiarowych Zatoki Puckiej) okazały się niższe od wartości uzyskanych w roku 2020. Taką samą zależność także stwierdzono dla odnotowanych wartości maksymalnych i minimalnych. Do porównania wartości minimalnych, maksymalnych oraz średnich użyto danych z powierzchniowej



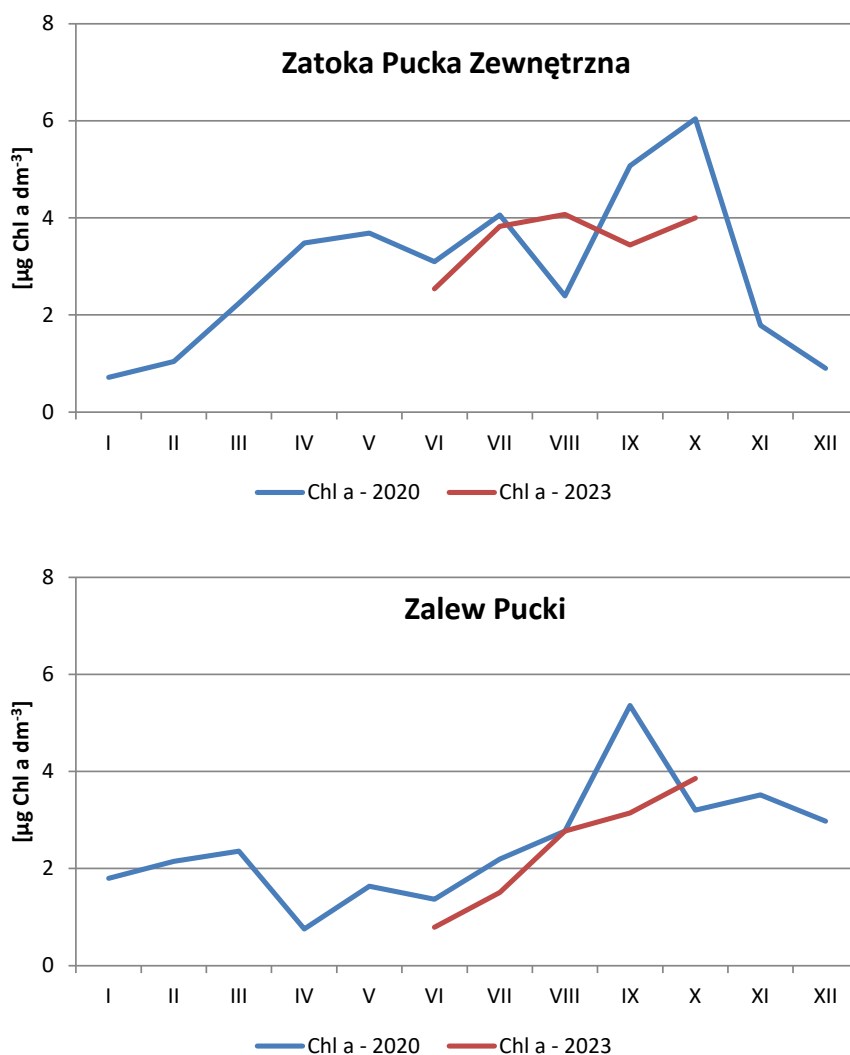
warstwy wody zebranych od czerwca do października. W zależności od panujących warunków hydrologicznych na poszczególnych stacjach pomiarowych warstwa powierzchniowa dotyczy głębokości 0-10m (stacje pomiarowe S3, 82 i KOL12) lub 0-dno w przypadku głębokości mniejszych od 10m (stacje pomiarowe JR i UG17; Rys. 2.27).



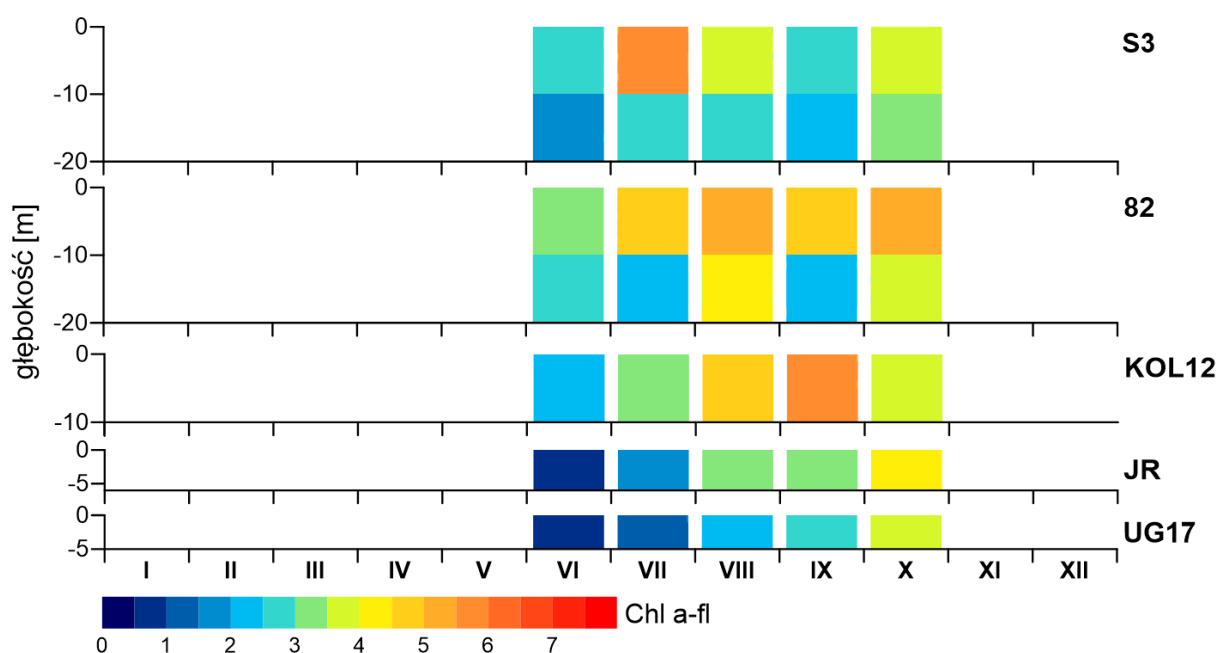
Rys. 2.27. Minimalne, maksymalne oraz średnie stężenia chlorofilu  $a$  [ $\mu\text{g dm}^{-3}$ ] odnotowane na stacjach pomiarowych Zatoki Puckiej w okresie od czerwca do października, w 2020 oraz 2023 roku, w warstwie powierzchniowej wody (0-10m lub 0-dno; w zależności od panujących warunków hydrologicznych na stacjach pomiarowych)

Średnie miesięczne stężenia chlorofilu  $a$ , wyznaczone dla obszaru Zatoki Puckiej, tylko w dwóch przypadkach w 2023 roku okazały się wyższe w odniesieniu do badań przeprowadzonych w 2020. Taki stan stwierdzono w sierpniu dla Zatoki Puckiej zewnętrznej oraz października dla Zalewu Puckiego. W pozostałych przypadkach obliczone średnie wartości okazały się wyższe dla roku 2020. Od czerwca do października minimalne wartości chlorofilu  $a$  stwierdzono w czerwcu 2023. W Zatoce Puckiej zewnętrznej wzrost stężeń odnotowano do sierpnia, następnie spadek we wrześniu i ponownie wzrost wartości w październiku. W Zalewie Puckim od minimalnej wartości średniej wyznaczonej w czerwcu do października stwierdzono postępujący przyrost stężeń chlorofilu  $a$  (Rys. 2.28).

Zaprezentowane w opracowaniu pionowe profile rozkładu stężeń chlorofilu  $a$  wyraźnie wskazują na obserwowane wyższe wartości na obszarze Zatoki Puckiej zewnętrznej, minimalne w obrębie Zalewu Puckiego w czerwcu, postępujący wzrost stężeń w całym okresie badań (Zalew Pucki), wyższe wartości stężeń w warstwie powierzchniowej w odniesieniu do pomiarów z warstwy 10-20m, w poszczególnych miesiącach wykonywania badań, w 2023 roku (stacje pomiarowe S3 oraz 82; Rys. 2.29).



Rys. 2.28. Średnie miesięczne stężenia chlorofilu a [ $\mu\text{g dm}^{-3}$ ] w wodach Zatoki Puckiej zewnętrznej (średnie obejmują pomiary dla stacji: S3, 82 i KOL12) i Zalewu Puckiego (średnie obejmują pomiary dla stacji JR i UG17) w 2020 oraz 2023 roku



Rys. 2.29. Rozkład stężeń chlorofilu a [ $\mu\text{g dm}^{-3}$ ] na profilach pionowych stacji pomiarowych Zatoki Puckiej zewnętrznej (S3, 82, KOL12) i Zalewu Puckiego (JR, UG17) od czerwca do października w 2023 roku

## 2.3 Warunki środowiskowe toni wodnej – odniesienie do danych archiwalnych

### Temperatura

Dane historyczne stanowią punkt odniesienia i pozwalają na ocenę zmian jakie mogły zajść w badanym środowisku naturalnym na skutek takich czynników jak niekwestionowane zmiany klimatyczne (Doney i in., 2012; Viitasalo i in., 2015; Viitasalo i Bonsdorff, 2022; Reckermann i in., 2022), czy zmieniająca się w czasie presja antropogeniczna (Pastuszek i in., 2014, 2016, 2018a,b). Bezcennym źródłem danych historycznych dotyczących temperatury wody w Zatoce Puckiej w latach 1965-1974 jest praca Nowackiego (1993b). Badania przeprowadzone w roku 2020 pozwoliły na stwierdzenie, że w badanym roku średnia roczna temperatura wody była wyższa o  $2,89^{\circ}\text{C}$  w Zatoce Puckiej zewnętrznej i o  $2,24^{\circ}\text{C}$  w Zalewie Puckim od odpowiednich średnich rocznych wartości policzonych dla lat 1972-1990 (Nowacki 1993b); sezonowe różnice temperatur były jeszcze większe, tak jak w czerwcu 2020 w Zatoce Puckiej zewnętrznej oraz w czerwcu i listopadzie 2020 w Zalewie Puckim. **Dane z czerwca-października 2023 potwierdzają, że poziom wzrostu temperatury wody jest bardzo zbliżony do tego stwierdzonego w roku 2020 w stosunku do danych historycznych z lat 1972-1990. Należy zwrócić przy tym uwagę, że wzrost temperatury powietrza i w konsekwencji temperatury wody jest procesem postępującym w skali globalnej i że wrzesień 2023 był w naszym rejonie najcieplejszym miesiącem w XXI w. Ogromne uderzenie fali gorąca spowodowało okresowy wzrost temperatury wody w Zatoce Puckiej zewnętrznej o  $2\text{-}3^{\circ}\text{C}$ . Maksimum T we wrześniu 2023 w tym rejonie było niemal identyczne jak temperatura w tym miesiącu w płytkim Zalewie Puckim, ze swej natury**

*Raport z realizacji „Programu badań zasobów ryb i ich bazy pokarmowej na obszarze Zatoki Puckiej oraz ocena sposobu przydziału uprawnień do połowów podmiotom uprawnionym do wykonywania rybołówstwa komercyjnego na obszarze Zatoki Puckiej w 2023 r.”*



szybciej nagrzewającym się i reprezentującym wyższe temperatury latem/wczesną jesienią. Wrześniowa fala gorąca pozostała aktywna także w październiku 2023, stąd znacznie wyższe T w całym badanym rejonie stosunku do danych z 2020 r. (Rys. 2.3, Rys. 2.4).

Warto tu dodać, że wzrost temperatury zarówno powietrza jak i wody oceanicznej/morskiej jest raportowany w skali globalnej na przestrzeni przełomu XX i XXI wieku (Houghton, 2003; Laciś i in., 2010; Delworth i in., 2016; González-Pola i in., 2019; Ritchie i Roser, 2020; Pastuszek i in., 2016). Wzrost temperatury wody w warstwie 0-20 m na polskiej stacji badawczej IBY w zachodniej części Bałtyku wynosi ok. 3 °C na przestrzeni lat 1946-2018, zatem stopień wzrostu temperatury wody jest porównywalny z wynikami obserwacji prowadzonych w Zatoce Puckiej (Pastuszek i in., 2021).

### Zasolenie

Na dynamikę zasolenia w Morzu Bałtyckim wpływają opady netto, odpływy rzeczne, odpływ powierzchniowy słonawej wody z Morza Bałtyckiego oraz kompensujący głęboki dopływ wód o większym zasoleniu z Kattegatu, który jest silnie kontrolowany przez panujące warunki atmosferyczne (Meier i Kauker 2003; Lehmann i in., 2022; Meier i in., 2022). **W środowisku morskim zmiany klimatyczne odpowiadają za zmiany temperatury, cyrkulację wody i jej stratyfikację, obniżenie zawartości tlenu, oraz zakwaszenie oceanów** (Polovina i in., 2008; Gruber, 2011; Oschlies, 2019; Li i in., 2020; Garcia-Soto i in., 2021).

**Porównanie średnich wartości zasolenia w Zatoce Puckiej zewnętrznej i Zalewie Puckim w czerwcu-październiku 2020 i 2023 wyraźnie wskazuje na wyższe wartości S w 2020 r. w całym badanym rejonie (Rys. 2.5; Rys. 2.6). Brak wyraźnie zaznaczonych wyższych wartości S w warstwie przydennej głębokiej stacji S3 wskazuje na znaczne osłabienie upwellingu w tej części zatoki w 2023 r. spowodowane najprawdopodobniej innymi warunkami anemobarycznymi na skutek zmian klimatycznych w porównywanych okresach 2020 i 2023. Zmiana dynamiki mas wodnych w Bałtyku, w tym w Zatoce Gdańskiej, może też wynikać z gwałtownego spadku liczby wlewów wód wysoko zasolonych z Morza Północnego po roku 1983; jest to skutek zmian klimatycznych (Pastuszek i in., 2016, 2018). Nie wydaje się, aby dopływ Wisły do Zatoki Gdańskiej miał w badanych latach wpływ na zmianę dynamiki mas wodnych w tym rejonie. Badania dotyczące zmienności temperatury powietrza, opadów i odpływów wody w dorzeczu Wisły przeprowadziła Kubiak-Wójcicka (2020), a ich wyniki wskazują, że w latach 1951-2015 dominował brak istotnych statystycznie trendów odpływu.**

**Oslabienie dynamiki mas wodnych przełożyło się na obserwowany spadek zasolenia w 2023 r. w stosunku do danych z 2020, stwierdzony w oparciu o policzone średnie miesięczne S dla obu podrejonów. Średnie wartości S były w 2023 r. o 0,2-0,3 PSU niższe niż w 2020 r. Osłabiony upwelling znalazł też swoje odzwierciedlenie w znacznie mniejszym transporcie substancji biogenicznych z Zatoki Gdańskiej do Zalewu Puckiego w 2023 r., co potwierdzają znacznie niższe stężenia substancji biogenicznych w głębokowodnej warstwie Zatoki w porównaniu z danymi z roku 2020 (patrz tekst niżej). Nie można jednak obecnie stwierdzić czy opisane zmiany wpisują się w naturalną zmienność międzyroczną, czy są symptomem zachodzących zmian długoterminowych.**

### Zawartość tlenu

Zestawienie historycznych średnich rocznych zawartości tlenu w wodzie (Bołałek i in., 1993) z odpowiednimi danymi z roku 2020 wskazuje, że Zatoce Puckiej zewnętrznej zawartość tlenu wynosiła  $7.34 \text{ ml}\cdot\text{l}^{-1}$  w 2020 oraz  $7.45 \text{ ml}\cdot\text{l}^{-1}$  w 1981-1991 (różnica  $0.11 \text{ ml}\cdot\text{l}^{-1}$ ); w Zalewie Puckim - w 2020 zawartość tlenu wynosiła  $7.72 \text{ ml}\cdot\text{l}^{-1}$ , podczas gdy w 1981-1991 osiągnęła wartość  $7.41 \text{ ml}\cdot\text{l}^{-1}$  (różnica  $0.31 \text{ ml}\cdot\text{l}^{-1}$ ). Ważnym jest podkreślenie, że w roku 2020 odnotowano znacznie wyższe zawartości tlenu w miesiącach zimowych niż w tym samym okresie w latach 1981-1991 i jest to związane ze znacznie wcześniejszą wegetacją, czemu sprzyjała znacznie wyższa temperatura wody w 2020 r. Porównanie zawartości tlenu w wodzie w czerwcu-październiku 2020 i 2023 wskazuje, że generalnie wartości były zbliżone, choć w sierpniu 2023 zawartość tlenu była o ok.  $0.6 - 0.8 \text{ ml}\cdot\text{l}^{-1}$  niższa niż w 2020.

### Substancje biogeniczne (azotany, amoniak, fosforany)

Wśród oznaczanych przez nas substancji biogenicznych, tylko trzy (azotany, amoniak, fosforany) były mierzone w Zatoce Puckiej w latach 1981-1991 (Bołałek i in., 1993). Jest to bezcenny materiał porównawczy, bowiem pokazuje on jak dalece zmieniły się stężenia podanych wyżej związków chemicznych na przestrzeni ostatnich 3 dekad. **Ogromny wysiłek finansowy i ludzki został włożony w skali całego kraju, aby obniżyć emisję azotu i fosforu z terytorium Polski do Bałtyku, po to żeby poprawić jakość wody i zahamować proces eutrofizacji (Kowalkowski i in., 2012; Pastuszek i in., 2012, 2014, 2016, 2018).**

Aby uzmysłowić uzyskany efekt obniżenia zawartości substancji biogenicznych w wodach w rejonie Zatoki Puckiej warto podać kilka liczb porównawczych. **W roku 2020 w Zatoce Puckiej zewnętrznej:** (i) średnie roczne stężenie **azotanów** wynosiło  $1,48 \mu\text{mol dm}^{-3}$  i było ponad dwukrotnie niższe niż średnie stężenie azotanów dla lat 1981-1991 ( $3,4 \mu\text{mol dm}^{-3}$ ) (Bołałek i in., 1993), (ii) średnie roczne stężenie **amoniaku** wynosiło  $0,37 \mu\text{mol dm}^{-3}$  i było ono ponad pięciokrotnie niższe niż średnie roczne stężenie amoniaku dla lat 1981-1991 ( $2 \mu\text{mol dm}^{-3}$ ) (Bołałek i in., 1993), (iii) średnie roczne stężenie fosforanów w roku 2020 wynosiło  $0,38 \mu\text{mol dm}^{-3}$  i było ono ponad dwukrotnie niższe niż średnie stężenie fosforanów dla lat 1981-1991 (ok.  $0,8 \mu\text{mol dm}^{-3}$ ) (Bołałek i in., 1993). **W roku 2020 w Zalewie Puckim:** (i) średnie roczne stężenie **azotanów** wynosiło  $1,13 \mu\text{mol dm}^{-3}$  i było trzykrotnie niższe niż w latach 1981-1991 (Bołałek i in., 1993), (ii) średnie roczne stężenie **amoniaku** wynosiło  $0,47 \mu\text{mol dm}^{-3}$  i było ono blisko sześciokrotnie niższe niż średnie stężenie amoniaku dla lat 1981-1991 (Bołałek i in., 1993), (iii) średnie roczne stężenie fosforanów wynosiło  $0,14 \mu\text{mol dm}^{-3}$  i było ono ponad siedmiokrotnie niższe niż średnie stężenie fosforanów dla lat 1981-1991 (ok.  $0,9 \mu\text{mol dm}^{-3}$ ) (Bołałek i in., 1993).

**Porównanie stężeń substancji biogenicznych w czerwcu-październiku 2020 i 2023 pozwala na następujące wnioski:** (i) stwierdzony brak wyraźnego upwellingu spowodował, że w warstwie przydennej na najgłębszej stacji S3 oraz na najniższym poziomie pomiarowym stacji 82 nie pojawiły się maksima azotanów, fosforanów, fosforu całkowitego, krzemianów (Rys. 2.11, Rys. 2.19, Rys. 2.21, Rys. 2.23), (ii) średnie miesięczne stężenia azotanów, azotanów, fosforanów pozostawały w roku 2023, tak samo niskie jak w roku 2020, co dalej oznacza, że dane z roku 2020 nie były wyjątkowe, i że raczej mamy do czynienia z sytuacją stabilną, czyli sezonowym wyczerpaniem azotu i fosforu mogącym prowadzić do limitowania wzrostu fitoplanktonu, (iii) wcześniej w tekście wyjaśniona została przyczyna przesunięcia maksimum stężeń amoniaku z lipca 2020 na sierpień-wrzesień 2023

w Zatoce Puckiej zewnętrznej; dekompozycja materii organicznej w osadach jest silnie uzależniona od temperatury, a we wrześniu 2023 odnotowaliśmy rekordowo wysoką temperaturę w badanym rejonie, (iv) brak napływu wody z Zatoki Gdańskiej spowodował znaczne obniżenie stężeń krzemianów w Zatoce Puckiej zewnętrznej w stosunku do danych pomierzonych w roku 2020, (v) interpretacja stężeń N-tot i P-tot musi być odniesiona do biomasy fitoplanktonu w czerwcu-październiku 2023, bowiem te parametry zawierają w sobie sumę azotu nieorganicznego i organicznego oraz sumę fosforu nieorganicznego i fosforu „innego”, obejmującego także frakcję organiczną.

### Stężenia chlorofilu *a* - odniesienie do danych historycznych

Wieloletnie pomiary chlorofilu *a* i produkcji pierwotnej w Basenie Gdańskim i Bornholmskim wskazują na istnienie swoistej sezonowości tych parametrów wynikającej między innymi z oświetlenia, dostępności soli biogenicznych, temperatury (Renk, 1997; 2000). Z badań tych wynika, że w okresie zimy stężenia chlorofilu *a* w Głębi Gdańskiej i Bornholmskiej nie przekraczają 0.5 [mgChl·m<sup>-3</sup> lub µg dm<sup>-3</sup>]. W marcu wzrostowi nasłonecznienia towarzyszy wzrost fotosyntezy i nieznaczne zwiększenie stężenia chlorofilu *a*, przy czym wzrost ten jest z reguły szybszy w strefie przybrzeżnej, gdzie wody szybciej ulegają nagrzaniu. W wodach głębszych, powolniejszy wzrost stężenia chlorofilu *a* wynika z jego rozprzeczania w całej warstwie izohalinowej (grubszej od eufotycznej) na skutek mieszania. Dopiero wzrost temperatury i konsekwentny zanik konwekcyjnego mieszania oraz formowanie termokliny - sprzyja szybkiemu nagromadzeniu chlorofilu *a* i pojawieniu się wiosennego zakwitów fitoplanktonu. Sezonowa zmienność chlorofilu *a*, przedstawiona przez Renka (1997) w Głębi Bornholmskiej wykazuje dwa maksima; jedno w kwietniu (średnia wieloletnia – ok. 3 [mgChl·m<sup>-3</sup> lub µg dm<sup>-3</sup>]), oraz drugie w październiku (średnia wieloletnia – ok. 3.5 [mgChl·m<sup>-3</sup> lub µg dm<sup>-3</sup>]). Podane stężenia w wodach otwartych Bałtyku, będą/mogą stanowić punkt odniesienia w stosunku do wyników pomiarów prowadzonych w Zatoce Puckiej w interwałach miesięcznych w 2023 roku.

Maksymalne stężenia chlorofilu *a* w wodach Zatoki Puckiej zwykle obserwuje się w okresie wiosennym w kwietniu i maju, kiedy to intensywnie rozwija się zakwit fitoplanktonu złożony głównie z okrzemek (Pliński i in., 1975; Latała, 1993). Kolejnym okresem, w którym obserwuje się wysokie stężenia chlorofilu *a* jest wrzesień – październik. Normalnie zakwit wiosenny fitoplanktonu generuje wyższe wartości stężeń w porównaniu do zakwitów jesiennych (Latała, 1993). Prowadzenie badań w 2023 roku od czerwca do października nie pozwoliło stwierdzić występowania zakwitów wiosennych. Jednocześnie odwołując się do pomiarów przeprowadzonych w 2020 roku również nie stwierdzono w tym roku typowego zakwitów wiosennych z wysokimi stężeniami chlorofilu *a*. Wysokie wartości stężeń w 2023 roku odnotowano (w okresie od sierpnia do października) na czterech stacjach pomiarowych (82, KOL12, UG17 oraz JR), czyli wystąpienie charakterystycznego zakwitów jesiennych. Jedynie na najgłębszej stacji S3 (Zatoka Pucka zewnętrzna) maksymalne stężenia stwierdzono w lipcu. W 2020 roku maksymalne wartości stężeń zmierzono we wrześniu oraz październiku.

Zmiany stężenia chlorofilu *a* podlegają stosunkowo dużym fluktuacjom krótkoterminowym jak i sezonowym, dlatego uzyskane wyniki w poszczególnych latach, pomimo ogólnego podobieństwa, różnią się pomiędzy sobą (Latała, 1993). Jak podaje Latała i Dąbrowska (1980) w okolicy Rzucewa (rejon stacji JR) na przełomie lipca i sierpnia w 1976 roku w odstępach kilkudniowych stwierdzono ponad 20

krotną zmianę stężenia barwników (chlorofilu *a*) w zakresie od 0,25 do 4,55  $\mu\text{g dm}^{-3}$ . W maju i czerwcu 1976 roku, na obszarze Zalewu Puckiego, stężenia chlorofilu *a* odnotowano odpowiednio wartości powyżej 2 i 3  $\mu\text{g dm}^{-3}$  (Latała, 1993). W czerwcu 2020 roku odnotowano stężenia w zakresie 3-4  $\mu\text{g dm}^{-3}$  (Zatoka Pucka zewnętrzna) oraz poniżej 2  $\mu\text{g dm}^{-3}$  (Zalew Pucki). W czerwcu 2023 roku stężenia chlorofilu *a* okazały się niższe w obu częściach Zatoki Puckiej (średnio około 1  $\mu\text{g dm}^{-3}$ ).

Zarejestrowane dane temperatury z czerwca-października 2023 potwierdzają, że poziom wzrostu temperatury wody jest bardzo zbliżony do tego stwierdzonego w roku 2020 (rozdział 2.2.1. Pomiar hydrologiczne - Temperatura). Wzrost fitoplanktonu (zmiana stężeń chlorofilu *a*) jest bezpośrednio powiązany z panującymi warunkami hydrometeorologicznymi. Jest wypadkową nałożenia się warunków środowiskowych kształtowanych przede wszystkim przez nasłonecznienie, temperaturę wody, dostępność substancji biogenicznych. W 2020 i 2023 roku odnotowane średnie miesięczne stężenia azotanów, azotynów, fosforanów okazały się niskie, potwierdzające sezonowe wyczerpanie azotu i fosforu, mogące prowadzić do limitowania wzrostu fitoplanktonu. W efekcie panujących warunków w środowisku w roku 2023, średnie stężenie chlorofilu *a* okazało się niższe w porównaniu do badań przeprowadzonych w 2020 na całym obszarze Zatoki Puckiej (Zalew Pucki i Zatoka Pucka zewnętrzna; Tab. 2.4).

Jak podaje Renk (1993) w kwietniu, w rejonie Zatoki Puckiej zewnętrznej odnotowano maksymalne stężenia chlorofilu *a* w 1987 i 1988 roku, o wartościach wynoszących odpowiednio około 12  $\mu\text{g dm}^{-3}$  oraz 8  $\mu\text{g dm}^{-3}$ . W porównaniu do badań przeprowadzonych w 2020 roku, tak wysokich stężeń tego parametru nie odnotowano. Maksymalną wartość chlorofilu *a* (7,58  $\mu\text{g dm}^{-3}$ ) zarejestrowano na stacji S3 w październiku, natomiast w kwietniu tylko 2,98  $\mu\text{g dm}^{-3}$ . W badaniach 2023 roku maksymalne stężenie chlorofilu *a* stwierdzono na stacjach S3 i KOL12 (5,62  $\mu\text{g dm}^{-3}$ ; odpowiednio w lipcu i wrześniu).

Zgodnie z OCENĄ STANU ŚRODOWISKA POLSKICH OBSZARÓW MORSKICH BAŁTYKU NA PODSTAWIE DANYCH MONITORINGOWYCH Z ROKU 2018 NA TLE DZIESIĘCIOLECIA 2008-2017 (2019), określone stężenie chlorofilu *a*, jako wartość średnia (monitoring – m-ce czerwiec wrzesień) wyniosła 6,13  $\mu\text{g dm}^{-3}$  dla Zalewu Puckiego, kwalifikując ten wskaźnik do V klasy oraz stwierdzając, że stężenie chlorofilu *a* było bardzo wysokie. OCENA STANU ŚRODOWISKA POLSKICH OBSZARÓW MORSKICH BAŁTYKU NA PODSTAWIE DANYCH MONITORINGOWYCH Z ROKU 2019 NA TLE DZIESIĘCIOLECIA 2009-2018 (2020) podaje średnią wartość stężenia chlorofilu *a* 5,23  $\mu\text{g dm}^{-3}$  (monitoring – czerwiec wrzesień) kwalifikując wskaźnik do V klasy (stężenia wysokie). Na podstawie badań zrealizowanych w 2020 roku wyznaczono wartość średnią z okresu od czerwca do września 2,92  $\mu\text{g dm}^{-3}$  (badania MIR-PIB) oraz w 2023 roku 2,05  $\mu\text{g dm}^{-3}$  (badania MIR-PIB – m-ce czerwiec wrzesień). Na podstawie zestawionych danych monitoringowych oraz MIR-PIB w Tab. 2.4, od 2018 roku odnotowano postępujący spadek średnich stężeń chlorofilu *a* w Zalewie Puckim.

Dla Zalewu Puckiego w 2018 oraz 2019 roku (OCENA STANU ŚRODOWISKA POLSKICH OBSZARÓW MORSKICH BAŁTYKU NA PODSTAWIE DANYCH MONITORINGOWYCH) wyznaczono odpowiednio średnie z całego okresu pomiarowego (monitoringu) 3,77  $\mu\text{g dm}^{-3}$  (III klasa wskaźnika) oraz 2,95  $\mu\text{g dm}^{-3}$  (II klasa wskaźnika - stan dobry). Na podstawie badań zrealizowanych w 2020 roku wyznaczono średnią z okresu od czerwca do września 4,22  $\mu\text{g dm}^{-3}$  (badania MIR-PIB) oraz w 2023 roku 4,01  $\mu\text{g dm}^{-3}$  (badania MIR-PIB – m-ce czerwiec wrzesień). Dla obszaru Zatoki Puckiej zewnętrznej od 2017 roku również obserwuje się spadek średnich wartości stężeń chlorofilu *a* z zaburzeniem monotoniczności przebiegu (spadek wartości) w 2020 roku (wzrost wartości; Tab. 2.4).

Na podstawie badań monitoringowych (Główny Inspektorat Ochrony Środowiska - Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Gdańsku) oraz badań przeprowadzonych w Morskim Instytucie Rybackim – Państwowym Instytucie Badawczym w okresie od 2016 do 2023 roku zarejestrowano spadek średnich stężeń chlorofilu *a* na obszarze Zatoki Puckiej (Tab. 2.4).

Tab. 2.4. Zestawienie średnich stężeń chlorofilu *a* [ $\mu\text{g/l}$ ] w warstwie wody 0-10m Zatoki Puckiej, w okresie czerwiec ÷ wrzesień (MONITORING WÓD ZATOKI PUCKIEJ za rok 2021 (2022) oraz dane MIR-PIB).

ROK	MONITORING Zalew Pucki chlorofil <i>a</i> [ $\mu\text{g/l}$ ]	MIR-PIB Zalew Pucki chlorofil <i>a</i> [ $\mu\text{g/l}$ ]	MONITORING Zatoka Pucka zewnętrzna chlorofil <i>a</i> [ $\mu\text{g/l}$ ]	MIR-PIB Zatoka Pucka zewnętrzna chlorofil <i>a</i> [ $\mu\text{g/l}$ ]
2016	4,88	-	4,35	-
2017	3,59	-	4,58	-
2018	6,13	-	3,77	-
2019	5,23	-	2,95	-
2020	3,38	2,92	3,85	4,22
2021	2,21	-	2,32	-
2023	-	2,05	-	4,01



### 3 Fitoplankton

Fitoplankton jest głównym i podstawowym elementem w strukturze każdej sieci troficznej w środowisku wodnym. Jest odpowiedzialny za połowę globalnej (lądowej i morskiej) produkcji pierwotnej (Field et al. 1998). Spełnia więc kluczową rolę jako baza pokarmowa dla innych organizmów (zooplankton, ryby, zoobentos). Jest również potencjalnym wskaźnikiem wszelkich zmian hydrologiczno-klimatycznych spowodowanych czynnikami niezależnymi od człowieka (np. wlewy słonej wody z cieśnin duńskich do Bałtyku) jak i czynnikami, na które człowiek ma wpływ pośredni (np. globalne ocieplenie klimatu) lub bezpośredni (np. wprowadzanie ścieków, bądź oczyszczanie ścieków, wprowadzanie gatunków obcych).

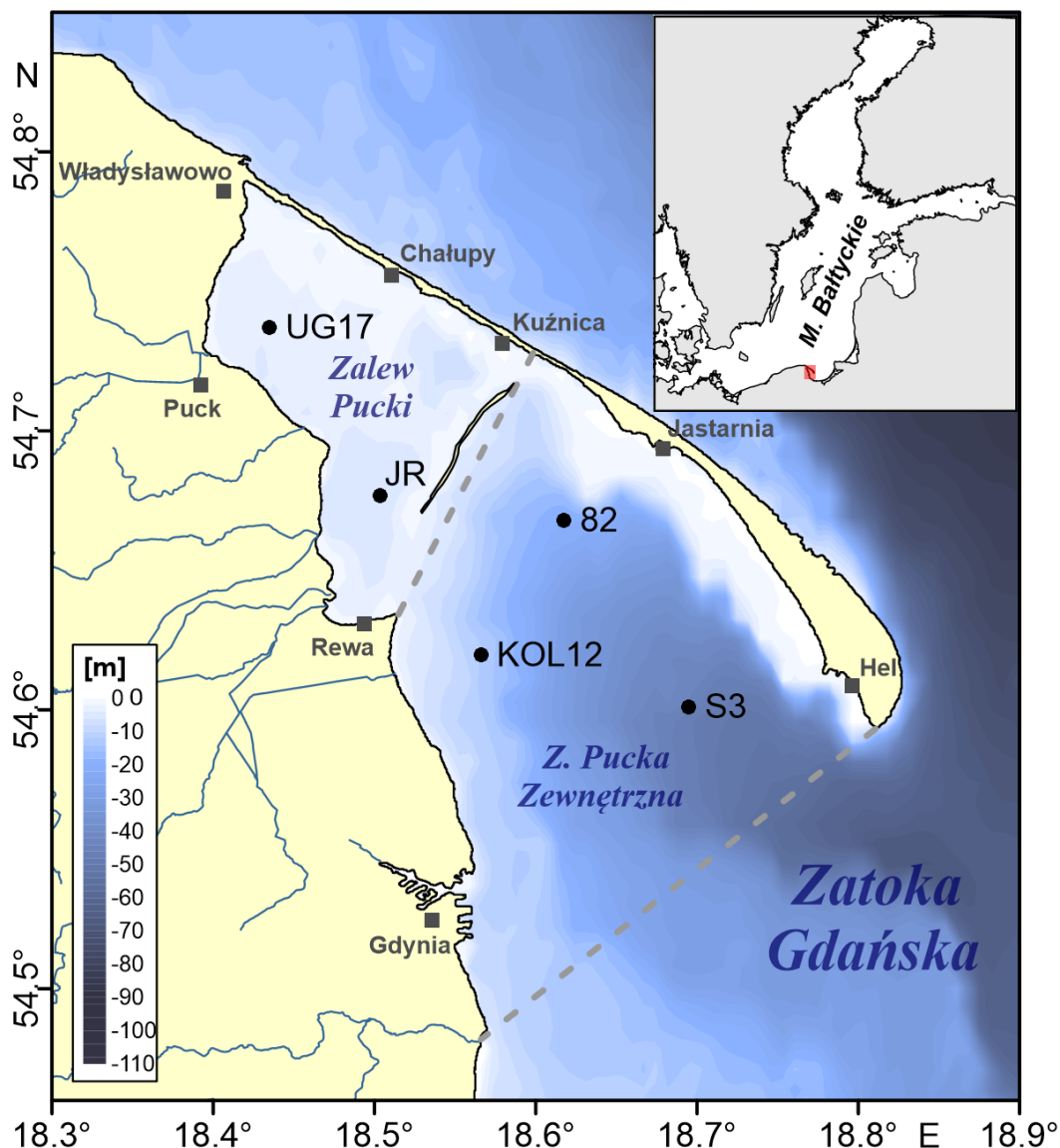
#### 3.1 Metodyka badań

Badania fitoplanktonu przeprowadzono w okresie czerwiec–październik 2023, zgodnie z umową na 5 stacjach pomiarowych, których lokalizację pokazano na rysunku (Rys. 3.1). Dwie stacje badawcze (UG17 oraz JR) usytuowano na obszarze Zalewu Puckiego, który odpowiada obszarowi jednolitej części wód powierzchniowych przejściowych PLTW20002WB4 według Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW)); trzy stacje badawcze (S3, 82 oraz KOL12) usytuowano na obszarze Zatoki Puckiej zewnętrznej, który odpowiada obszarowi jednolitej części wód powierzchniowych przejściowych PLTW20003WB5 według RDW. Współrzędne geograficzne stacji pomiarowych, średnie głębokości oraz terminy poboru próbek zaprezentowano w tabelach rozdziału 2 (Tab. 2.1, Tab. 2.2).

W celu określenia składu **ilościowego i jakościowego fitoplanktonu** próby wody pobierano za pomocą czerpacza Ruttnera z głębokości 0–1; 2,5; 5; 7,5; 10; 15; i 20 m (zależnie od głębokości stacji pomiarowej), a następnie integrowano dla dwóch warstw: 0-10 m oraz 10-20 m zgodnie z metodyką zaakceptowaną dla Projektu „Program badań zasobów ryb i ich bazy pokarmowej na obszarze Zatoki Puckiej w 2023 roku”. Zintegrowane próby konserwowano kwaśnym płynem Lugola, przy użyciu 1 ml płynu na 200 ml wody morskiej zgodnie z metodyką zalecaną przez HELCOM (2017, z aktualizacjami do 2022). Dla dokładniejszej analizy jakościowej fitoplanktonu pobierano również próby za pomocą siatki planktonowej o rozmiarze oczka 10µm. Pobór prób fitoplanktonu siatką planktonową wykonano w słupie wody (zaciąg pionowy) od głębokości około 1 m nad dnem do powierzchni, w zakresie głębokości 0-20 m (zależnie od warunków hydrologicznych panujących na stacji pomiarowej). Próby pobrane siatką planktonową konserwowano również kwaśnym płynem Lugola.

**Badania laboratoryjne fitoplanktonu** przeprowadzono zgodnie ze standardami dotyczącymi badań ilościowych i jakościowych fitoplanktonu Morza Bałtyckiego (HELCOM, 2017 z aktualizacjami do 2022). Poszczególne organizmy fitoplanktonowe oznaczono, liczono i mierzono przy użyciu mikroskopów odwróconych Olympus IX73 oraz Olympus IMT2 z zastosowaniem metody Utermöhla (Utermöhl, 1958). Na podstawie oszacowanych kształtów i rozmiarów przyporządkowywano je do odpowiednich klas wielkości charakterystycznych dla poszczególnych taksonów (Olenina i in., 2006). Następnie metodą geometryczną obliczono średnią objętość komórek poszczególnych taksonów przez przypisanie ich odpowiednim figurom geometrycznym, takim jak: kula, cylinder, stożek itp. Liczebność i biomasa fitoplanktonu oraz zawartość węgla w komórkach w litrze wody obliczono przy wykorzystaniu formuł obowiązujących dla monitoringu fitoplanktonu Morza Bałtyckiego HELCOM COMBINE (HELCOM, 2017 z aktualizacjami do 2022).





Rys. 3.1. Rejon badań - Zatoka Pucka; lokalizacja stacji pomiarowych, na których pobierano próby do oznaczeń parametrów abiotycznych i biotycznych

Organizmy fitoplanktonowe oznaczono do możliwie najniższego poziomu taksonomicznego, a nazwy i systematykę zidentyfikowanych taksonów podano zgodnie z obowiązującą łącińską nomenklaturą Światowego Rejestru Gatunków Morskich (WoRMS, World Register of Marine Species, <http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=search>, na dzień 24.10.2023). Opisane powyżej metody pobierania próbek fitoplanktonu oraz ich analizy laboratoryjnej są zgodne z wytycznymi RDW i powstały w oparciu o procedury monitoringu fitoplanktonu Morza Bałtyckiego HELCOM COMBINE oraz zalecenia UNESCO (Karlson i in., 2010). Do oznaczania organizmów fitoplanktonowych wykorzystano zarówno tradycyjne klucze i przewodniki, jak również informacje zawarte w fitoplanktonowych galeriach internetowych.

Uzyskane dane odnośnie biomasy fitoplanktonu na stacjach z Zatoki Puckiej w 2023 roku poddano analizie statystycznej w celu sprawdzenia istotności różnic między stacjami w całym obszarze badań, warstwami wody zebranej na każdej stacji, sezonami i miesiącami poboru próbek oraz między latami 2020 i 2023, co wykonano przy użyciu programu Primer v6+Permanova (MDS, Anosim).

#### Metodyka badań na obecność *Prymnesium parvum* na podstawie metod molekularnych

500 ml próbki wody morskiej, zebranej tak samo jak do analizy ilościowej i jakościowej fitoplanktonu, filtrowano przez sączi szklane GF/F, następnie próbki umieszczano w sterylnych krioprobówkach i przechowywano w temperaturze  $-80^{\circ}\text{C}$  do czasu ekstrakcji ( $< 4.5$  miesiąca).

DNA ekstrahowano przy użyciu zestawu kolumnowego GeneMatrix Soil DNA Purification Kit firmy Eurx (nr kat. E3570, Gdańsk, Polska). Ogólnie procedura analityczna była zgodna z zaleconą przez producenta, ale proces lizy mechanicznej został zoptymalizowany pod względem intensywności i czasu ( $1.95 \text{ m s}^{-1}$  przez 30s) oraz dodano trawienie proteinazą K (nr kat. 1019, AA Biotechnology, Gdynia, Polska) przez 2 godziny w temperaturze  $37^{\circ}\text{C}$ . Stężenia wyekstrahowanego DNA mierzono na fluorymetrze Qubit Flex z wykorzystaniem zestawu Qubit 1X dsDNA HS Assay (ThermoFisher).

W celu stwierdzenia występowania *Prymnesium parvum* w badanych próbkach przeprowadzono testowanie obecności genów ITS-1. Gen ITS-1 jest usytuowany pomiędzy genami kodującymi rybosomalne RNA: 18S oraz 5.8S rRNA. W badaniach wykorzystano startery specyficzne dla *Prymnesium parvum* opracowane przez Galuzzi i in. (2007):

Starter przedni (forward primer): 5'-TGTCTGCCGTGGACTTAGTGCT-3'

Starter wsteczny (reverse primer): 5'-ATGGCACAACGACTTGGTAGG-3'

Reakcje PCR wykonano w objętości 25  $\mu\text{l}$ :

Phusion Green hot Start II High-Fidelity PCR Master Mix (ThermoScientific, nr katalogowy F-566L)	12,5 $\mu\text{l}$
Mieszanka starterów o stężeniu 10 $\mu\text{M}$	1,0 $\mu\text{l}$
Matryca DNA	20 ng
Woda wolna od DNA, RNA i nukleaz (ThermoScientific)	1,5 $\mu\text{l}$

Reakcje PCR przeprowadzono przy następujących parametrach (Piwosz, 2022):

Wstępna denaturacja	$98^{\circ}\text{C}$	30 sekund
Denaturacja	$98^{\circ}\text{C}$	10 sekund
Annealing	$67^{\circ}\text{C}^1$	60 sekund
Wydłużanie	$72^{\circ}\text{C}$	5 sekund
Końcowe wydłużanie	$72^{\circ}\text{C}$	5 minut
Liczba cykli	40	

Otrzymane produkty PCR wizualizowano z wykorzystaniem żelu agarozowego (2 % roztwór agarozy w buforze Tris-Borate-EDTA (1xTBE)). Rozdział prowadzono w buforze 0.5xTBE przez 50 minut przy napięciu 85 V. Wizualizację żeli przeprowadzono z wykorzystaniem systemu dokumentacji żeli BioRad.

Przeprowadzono również testowanie obecności genów PKS kodujących enzymy niezbędne w procesie produkcji prymnezyn. Obecność genów PKS testowano w próbkach, w których wykryto występowanie *P. parvum* na podstawie genu ITS-1. W badaniach wykorzystano startery specyficzne dla genów PKS u *P. parvum* opracowane przez Węgrzyn i in. (2022) na potrzeby badań próbek z Odry (para PKS2):

Starter przedni (forward primer): 5'- GCTCGGAAGCTATCCTTCGTT -3'

Starter wsteczny (reverse primer): 5'- GCGCTGGACACGAAGTCAA -3'

Reakcje PCR wykonano w objętości 25  $\mu$ l, jak opisano wyżej dla genów ITS. Inne natomiast były parametry amplifikacji (Piwosz, 2022):

Wstępna denaturacja	98°C	30 sekund
Denaturacja	98°C	15 sekund
Annealing	66°C <sup>1</sup>	20 sekund
Wydłużanie	72°C	5 sekund
Końcowe wydłużanie	72°C	5 minut
Liczba cykli	40	

Otrzymane produkty PCR wizualizowano z wykorzystaniem żelu agarozowego (2 % roztwór agarozy w buforze Tris-Borate-EDTA (1xTBE)). Rozdział prowadzono w buforze 0.5xTBE przez 60 minut przy napięciu 60 V. Wizualizację żeli przeprowadzono z wykorzystaniem systemu dokumentacji żeli BioRad.

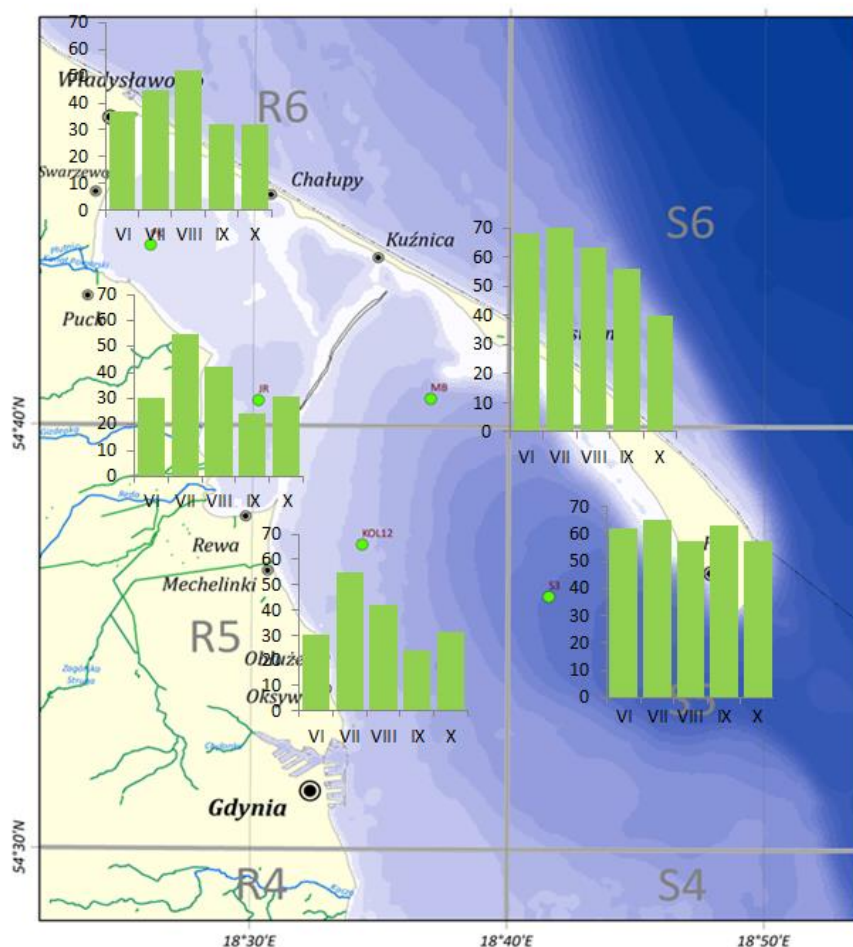
### 3.2 Wyniki badań fitoplanktonu z uwzględnieniem obecności *Prymnesium parvum*

#### Różnorodność taksonomiczna

W analizowanych próbkach fitoplanktonu z obszaru Zatoki Puckiej w okresie czerwiec-październik 2023 roku zidentyfikowano ogółem 289 taksonów w warstwie eufotycznej (0-20 m), reprezentujących 12 wydzielonych grup. Spośród nich 10 to nominalnie wyróżnione taksonomicznie grupy w randze gromady, jedna – w randze gatunku oraz grupa „Inne” skupiająca komórki niemożliwe do zidentyfikowania. Taksony są rozumiane jako: Gromada – Klasa – Rząd – Rodzina – Rodzaj – Gatunek i ustawione są w takiej właśnie hierarchii taksonomicznej od najwyższej jednostki taksonomicznej (gromady) do najniższej (gatunek). Do gatunku zidentyfikowano prawie 50% taksonów (145), a 30% taksonów (81) zidentyfikowano do rodzaju. Największą liczbę taksonów stwierdzono dla gromady Chlorophyta (zielenice) 63 oraz Cyanobacteria (sinice) 63, dla Bacillariophyta (okrzemki) 61, a dla

Myzozoa (bruzdnice) 43. Zdecydowanie mniej taksonów reprezentowało pozostałe gromady fitoplanktonu. Wśród Cryptophyta (kryptofity) odnotowano 12 taksonów, a wśród gromad: Charophyta, Euglenozoa, Haptophyta i Ochrophyta po 3 lub 4 taksony. Chociaż rutynowo przedstawiciele większości gromad zalicza się do fitoplanktonu, to jednak nie wszystkie one skupiają organizmy typowo roślinne (foto-autotroficzne). W analizowanych próbkach oznaczono przedstawiciele Choanozoa. Są to mikroskopijne wiciowce heterotroficzne, zwane też wiciowcami kołnierzykowymi. Ciliophora (orzęski) to także heterotroficzny mikrozooplankton, ale zaliczany do tej gromady gatunek *Mesodinium rubrum* Lochmann 1908, jest miksotrofem uznawanym za przedstawiciela fitoplanktonu, ze względu na dominujący autotroficzny sposób odżywiania. *M. rubrum* jest obecny w Zatoce Puckiej i został włączony do analiz mikroskopowych. W gromadzie Myzozoa, czyli bruzdnice, spotykane są organizmy zarówno foto-autotroficzne, jak i miksotrofy oraz typowe heterotrofy, a nawet pasożyty. W skład wydzielonej podczas analiz grupy organizmów nazwanej „Inne”, wchodzi niemożliwe do zidentyfikowania piko- i nano-planktonowe komórki (głównie różne wiciowce Flagellates, ale i komórki nieposiadające wici, podzielone na klasy wielkości i formy morfologiczne), organizmy nieposiadające na chwilę obecną ustalonego statusu taksonomicznego (jak np. *Ebria tripartita*, która również jest heterotrofem) oraz formy przetrwalnikowe w postaci cyst.

Na rysunku (Rys. 3.2) przedstawiono liczbę taksonów oznaczonych w warstwie 0-10m w poszczególnych miesiącach 2023 roku na stacjach usytuowanych w Zatoce Puckiej. Wynika z niego, że stacjami o największej liczbie taksonów były S3 i 82, najuboższymi zaś były KOL12, JR i UG17. Odnotowano 35 taksonów (12%) obecnych na wszystkich stacjach. Byli to przedstawiciele: Bacillariophyta, Chlorophyta, Cryptophyta, Cyanobacteria, Haptophyta, Myzozoa i „Inne”. Taksonów stwierdzonych tylko na jednej stacji (uwzględniając cały okres badawczy) było 129 (44%). W aspekcie miesięcznym, najbogatszy w liczbę taksonów na wszystkich stacjach, z wyjątkiem UG17, był lipiec (z maksymalną liczbą 70 na stacji 82 i 68 taksonów na stacji S3). Najmniej taksonów (24) zanotowano we wrześniu na stacji JR. Taksonów występujących tylko w jednym miesiącu było 88 (30%) na badanych stacjach Zatoki Puckiej. Sporadycznie pojawiającymi się były taksony należące do Charophyta (jedynie na stacji UG17 w czerwcu i w październiku; byli to przedstawiciele klasy Zygnemataceae) oraz Choanozoa (stacja 82 w czerwcu i stacja S3 w lipcu i w październiku). Przedstawiciele Ochrophyta (*Apedinella radians* i rodzaj *Dinobryon*) występowały głównie na stacji S3 od czerwca do października, z wyjątkiem lipca, kiedy to odnotowano ich obecność również na stacji KOL12.



Rys. 3.2. Liczba taksonów oznaczonych na stacjach w rejonie Zatoki Puckiej w miesiącach czerwiec–październik 2023 roku

W próbkach zebranych w czasie prowadzenia niniejszych badań zanotowano również dwa gatunki obce: *Prorocentrum cordatum* (syn.: *P. minimum*) wprowadzony do Bałtyku w latach 80. (Olenina et al., 2010) i *Chaetoceros pauciramosus* po raz pierwszy zaobserwowany w Bałtyku na początku lat 2000. (Kownacka et al., 2013; Chen et al., 2018). Obecność *P. cordatum* zanotowano we wrześniu i październiku na stacjach S3, 82 oraz w październiku na stacji UG17. Gatunek *C. pauciramosus* zanotowano we wrześniu na stacji S3 (na obydwu głębokościach) oraz w październiku na stacji 82. Największy udział *P. cordatum* w całkowitej biomasy fitoplanktonu stwierdzono na stacji UG17 w październiku (ponad 25%). Na stacjach S3 i 82 udział tego gatunku w biomasy był niewielki i wynosił 0,7%. Udział *C. pauciramosus* w biomasy wyniósł we wrześniu na stacji S3 1,8%, a na stacji 82 w październiku 0,005%.



## Biomasa

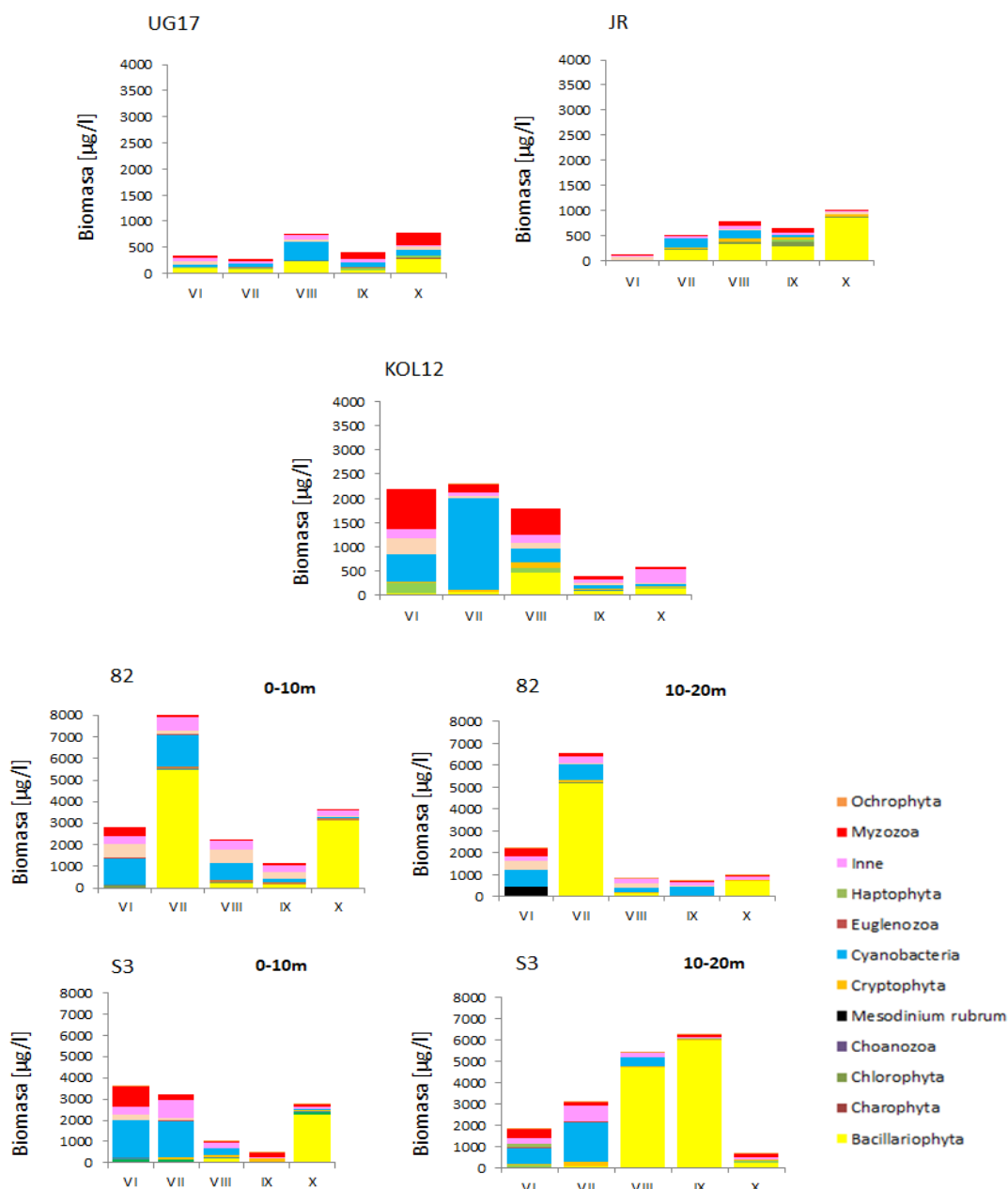
Wyniki dotyczące struktury taksonomicznej fitoplanktonu pod względem biomasy z całego okresu badań (od czerwca do października) prowadzonych w 2023 roku w Zatoce Puckiej przedstawiono na rysunkach: Rys. 3.3 i Rys. 3.4. Najwyższą biomasę odnotowano w lipcu na stacji 82 zarówno w warstwie górnej, jak i dolnej (wynosiła odpowiednio 8255 µg/l i 6569 µg/l). Najniższą biomasę fitoplanktonu charakteryzowały się wody na stacji JR (w czerwcu biomasa wynosiła jedynie 120 µg/l). Wyraźną różnicę biomasy zaobserwowano między stacjami Zalewu Puckiego (UG17 i JR) a stacjami Zatoki Puckiej zewnętrznej (KOL12, 82 i S3).

W pierwszym miesiącu badań na stacjach usytuowanych w zewnętrznej części zatoki dominowały sinice (Cyanobacteria). Stanowiły one ponad 40% biomasy całkowitej fitoplanktonu na stacjach S3 (1734 µg/l) i 82 (1220 µg/l), a na stacji KOL12 ponad 25% (564 µg/l). Sinicami dominującymi w biomacie na tych stacjach były *Aphanizomenon flosaquae* i towarzyszące mu chrookokkalne sinice kolonijne *Anathece clathrata* oraz inne należące do *Aphanotheceidae*. Ponad 25 % (951 µg/l) biomasy fitoplanktonu na stacji S3 stanowiły Myzozoa, wśród których najwięcej było bruzdnic zaklasyfikowanych do grupy *Apocalathium* complex. Dwukrotnie mniej przedstawicieli tej gromady stwierdzono na stacji 82 (407 µg/l). W przypadku tej stacji dodatkowym ważnym składnikiem fitoplanktonu były haptofity z rodzaju *Prymnesium*, które stanowiły 23% biomasy (655 µg/l) oraz liczne trudne do identyfikacji wiciowce (Flagellata od 2 do 20 µm średnicy), których udział wynosił 13%. Na stacji KOL12 współdominantami sinic byli przedstawiciele Myzozoa, głównie *Oblea rotunda* oraz gatunki należące do rodzaju *Gymnodinium*. Stanowiły one prawie 40% (835 µg/l) biomasy całkowitej fitoplanktonu. W warstwie dolnej na stacjach Zatoki Puckiej zewnętrznej struktura dominacji była podobna do struktury w warstwie górnej wody odnotowanej na tych stacjach. Oprócz kolonijnych chrookokkalnych sinic występujących także w warstwie powierzchniowej, istotnym elementem fitoplanktonu w warstwie poniżej 10 m były gatunki należące do rodzaju *Lemmermanniella*. Dość licznie towarzyszyły im Myzozoa (21% na S3) oraz wiciowce o średnicy komórek od 3 do 15 µm średnicy, stanowiąc 10% biomasy całkowitej (172 µg/l). Dodatkowo na stacji 82 występował orzęsek *Mesodinium rubrum* (18%), a także haptofity z rodzaju *Prymnesium* (19%, 411 µg/l). Zupełnie inaczej wyglądała struktura dominacji na stacjach Zalewu Puckiego. Na stacji UG17 dominowały okrzemki (Bacillariophyta) stanowiąc ponad 29% (96 µg/l), biomasy całkowitej oraz przedstawiciele haptofitów należących do rzędu Prymnesiales stanowiąc prawie 25% (83 µg/l) biomasy całkowitej. Wśród okrzemek najwyższą biomasę miała *Melosira moniliformis*. Na stacji JR dominowały w biomacie drobne, trudne do identyfikacji mikroskopowej haptofity, należące do rodzaju *Chrysochromulina* i *Prymnesium*. Choć ich biomasa była niewielka (69 µg/l), to stanowiły one prawie 58% biomasy całkowitej fitoplanktonu. Te potencjalnie toksyczne wiciowce są zdolne do występowania wiosną w ilościach zakwitowych szczególnie po ciepłych zimach, kiedy biomasa zimnolubnych okrzemek jest niska (Majaneva i in., 2012).

W lipcu na wszystkich stacjach oprócz stacji 82 dominowały sinice. Stanowiły one ponad 80% biomasy fitoplanktonu na stacji KOL12 (1895 µg/l) oraz między 24% a 52% na pozostałych stacjach. Dominacja sinic w biomacie fitoplanktonu na wszystkich stacjach związana była z wysokim udziałem *Aphanizomenon flosaquae*. Dość duży udział chrookokkalnych sinic odnotowano natomiast na stacji S3, głównie był to gatunek *Aphanothece paralleliformis*. Na tej stacji sinicom towarzyszyły dość licznie, stanowiąc 26% biomasy (840 µg/l) wiciowce sferyczne o małych rozmiarach (od 3 do 10 µm średnicy).



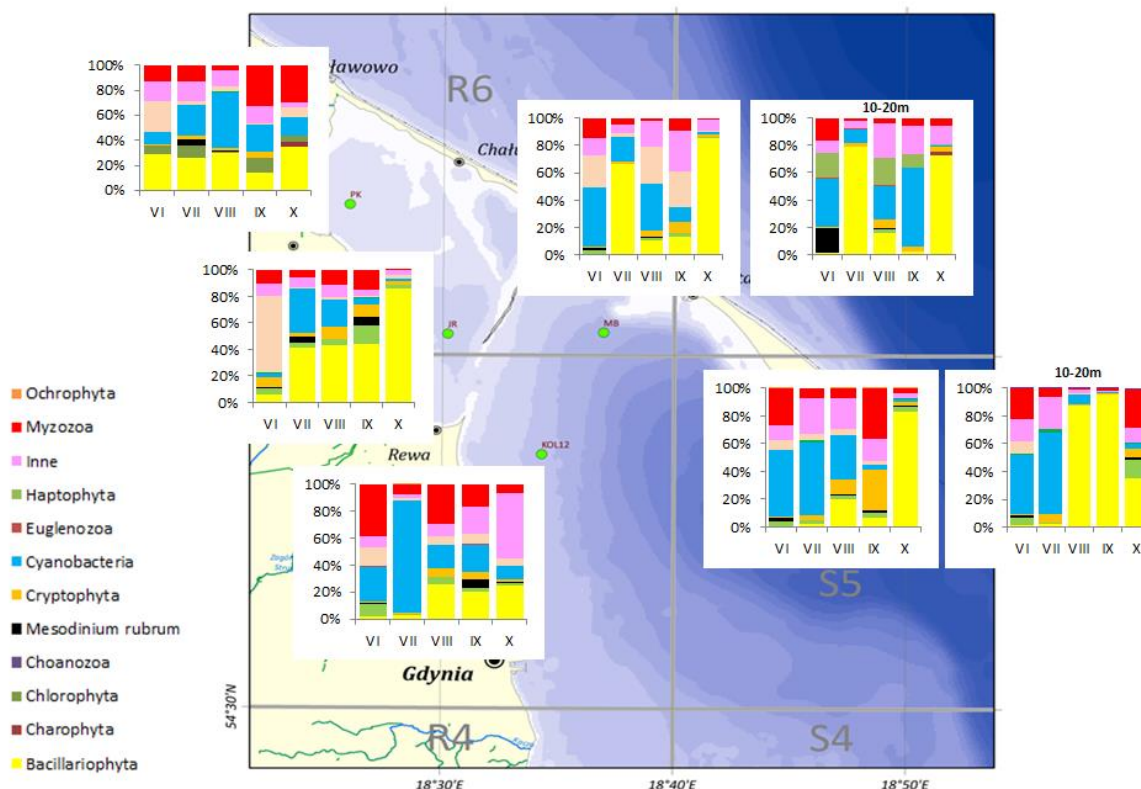
Na stacji 82 ponad 66% (5467  $\mu\text{g/l}$ ) biomasy fitoplanktonu stanowiły okrzemki (*Bacillariophyceae*). Byli to głównie przedstawiciele rodzajów *Actinocyclus*, *Coscinodiscus* (w tym *Coscinodiscus radiatus*) oraz *Thalassiosira baltica*. W warstwie dolnej na tej stacji okrzemki stanowiły 79% biomasy (5176  $\mu\text{g/l}$ ). Przedstawiciele Bacillariophyta byli także obecni na stacjach UG17 i JR, stanowili odpowiednio 26% i 41%, aczkolwiek ich biomasa w porównaniu do rejonu Zatoki Puckiej zewnętrznej była dużo niższa. Były to gatunki należące do rodzaju *Actinocyclus* oraz mniejsze centryczne taksony należące do rodzaju *Cyclotella*. W warstwie dolnej na stacji S3, podobnie jak w czerwcu, ponad 58% biomasy fitoplanktonu stanowiły sinice (głównie *Aphanizomenon flosaquae*) oraz wiciowce (23%).



Rys. 3.3. Biomasa fitoplanktonu [ $\mu\text{g/l}$ ] na stacjach Zalewu Puckiego (UG17, JR) oraz Zatoki Puckiej zewnętrznej (82, S3 i KOL12) w miesiącach czerwiec–październik 2023 roku

Sierpień charakteryzował się dominacją okrzemek na wszystkich stacjach. Ich udział wahał się od 10-43% biomasy. Była to kontynuacja rozwoju rodzajów *Actinocyclus* i *Coscinodiscus* (Fot. 3.1. ). Największy udział okrzemek odnotowano na stacji JR (głównie *Actinocyclus*). Na wszystkich stacjach udział sinic był także bardzo duży, od 17% na stacji KOL12 do 45% na stacji UG17. Do sinic diazotroficznym tworzących letni zakwit (Fot. 3.2) na tej stacji należały *Aphanizomenon*, *Dolichospermum* i *Nodularia spumigena*. Ważną rolę w biomacie odgrywały w 2023 roku na stacji UG17 Myzozoa, stanowiły one 30% biomasy, były to głównie taksony należące do rzędu Gymnodiniales oraz gatunek *Heterocapsa rotundata*. Tak, jak w lipcu, w sierpniu udział haptofitów w biomacie fitoplanktonu na badanych stacjach był niewielki, z wyjątkiem stacji 82. Przedstawicielami tej grupy było głównie *Prymnesium* sp. Organizmy te stanowiły prawie 27% biomasy całkowitej zespołu (ponad 600 µg/l). W warstwie wody poniżej 10 m haptofity także występowały, ale mimo, iż stanowiły ponad 20% biomasy ugrupowania, to w porównaniu z warstwą 0-10 m ich biomasa była niższa (166 µg/l). Haptofitom towarzyszyły organizmy zaklasyfikowane jako Inne (głównie były to małe, sferyczne wiciowce), stanowiąc ponad 25% biomasy. Udział procentowy sinic w warstwie dolnej był zbliżony do tego, występującego w warstwie górnej (ok. 35%). Na stacji S3 dominacja okrzemek była zdecydowanie większa niż w warstwie do 10m, stanowiły one prawie 87% biomasy i był to głównie *Coscinodiscus*, *Actinocyclus* i *Chaetoceros castracanei*.

We wrześniu zespół fitoplanktonu charakteryzował się współdominowaniem przedstawicieli wielu gromad w dość wyrównanych proporcjach. Na stacji JR jeszcze okrzemki (głównie z rodzaju *Coscinodiscus*) stanowiły ponad 43% biomasy, na pozostałych stacjach ich udział procentowy był mniejszy niż w poprzednich miesiącach (od 6 do 20%). Drugim składnikiem fitoplanktonu o większym udziale była grupa Myzozoa, na stacjach S3 i UG17 stanowiła ponad 30% biomasy fitoplanktonu. Na pierwszej z nich reprezentowana głównie przez *Dinophysis acuminata* (Fot. 3.1. ), a na drugiej przez *Heterocapsa rotundata*, *D. acuminata* i rząd Gymnodiniales. Na wszystkich badanych stacjach obecne były wiciowce, a ich udział wahał się od 4-29% biomasy. Kryptofity współwystępowały i współdominowały z wiciowcami na stacji S3. Głównymi przedstawicielami tej grupy były taksony należące do rodzajów *Cryptomonas*, *Plagioselmis* i *Teleaulax*. Stanowiły one ponad 28% biomasy fitoplanktonu. Sinice kontynuowały swój rozwój na stacjach UG17 i KOL12 stanowiąc ok. 20% biomasy zespołu. W tym miesiącu na stacji 82 sinic było jedynie ok. 10%, ale towarzyszyły im haptofity, głównie *Prymnesium* sp. (26% biomasy, 309 µg/l). Na stacji JR w Zalewie Puckim odnotowano podobne udziały procentowe zielenic i Myzozoa (po 14%). Biomasa zielenic wynosiła jedynie 93 µg/l, ale był to największy udział tej gromady w biomacie fitoplanktonu w analizowanym sezonie wegetacyjnym. Większą biomasę Chlorophyta odnotowano tylko na stacji KOL12 w czerwcu (204 µg/l), ale jej udział procentowy w zespole był o połowę mniejszy w porównaniu z wrześniem na stacji JR. W analizowanym miesiącu zaobserwowano różnice w biomacie między warstwami: górną i dolną, szczególnie zauważalną w przypadku stacji S3. W warstwie górnej biomasa całkowita fitoplanktonu wynosiła 444 µg/l, natomiast w warstwie dolnej 6263 µg/l. Różnica ta była związana z dużą biomasą okrzemek (5966 µg/l), które stanowiły ponad 95% biomasy fitoplanktonu. Byli to przedstawiciele rodzaju *Coscinodiscus* (głównie *Coscinodiscus granii*) oraz *Actinocyclus*. Na stacji 82 w warstwie dolnej biomasa fitoplanktonu była o połowę niższa w porównaniu z warstwą górną. Poniżej 10 m dominowały sinice, stanowiąc ponad 58% biomasy. Były to sinice chrookokkalne, głównie *Chroococcus aphanocapsoides*. Dość obficie występowały haptofity (ok. 10%) oraz przedstawiciele grupy Inne.



Rys. 3.4. Procentowy udział wyodrębnionych gromad w całkowitej biomasy fitoplanktonu na stacjach Zatoki Puckiej w poszczególnych miesiącach 2023 roku

Październik to zdecydowana dominacja okrzemek na wszystkich stacjach, z nieco mniejszym ich udziałem na stacjach UG17 i KOL12, tu odpowiednio udział ich wynosił 34% i 24% biomasy, na pozostałych stacjach stanowiły one ok. 85% zespołu. Na stacji S3 okrzemki dominujące to *Actinocyclus* i *Coscinodiscus* oraz *Cerataulina pelagica*. Podobny skład taksonów należących do Bacillariophyta odnotowano na stacjach 82 i JR. Na stacjach o mniejszym udziale okrzemek (UG17 i KOL12) stwierdzono obecność różnych grup współtowarzyszących. Na UG17 prawie 30% biomasy (228  $\mu\text{g/l}$ ) stanowili przedstawiciele Myzozoa. Istotnym taksonem należącym do tej gromady był *Prorocentrum cordatum*, natomiast na stacji KOL12 liczne, drobne wiciowce, stanowiące ponad 48% (286  $\mu\text{g/l}$ ) biomasy całkowitej. Jeszcze dość obficie na tej stacji występowali przedstawiciele sinic (14%). W warstwie poniżej 10 m na stacji 82 mimo, iż skład fitoplanktonu i udział poszczególnych grup w biomasy był podobny do warstwy powierzchniowej, to różnica w biomasy całkowitej była duża. Trzykrotnie mniejszą biomasy odnotowano poniżej 10 m. Podobna różnica między warstwami w biomasy całkowitej została zaobserwowana na stacji S3, z tym, że udział procentowy okrzemek w biomasy był ponad 2,5 krotnie mniejszy w dolnej warstwie niż w wodach powierzchniowych tej stacji w analizowanym miesiącu. Skład jakościowy okrzemek był podobny, przeważały w biomasy komórki *Cerataulina pelagica*.

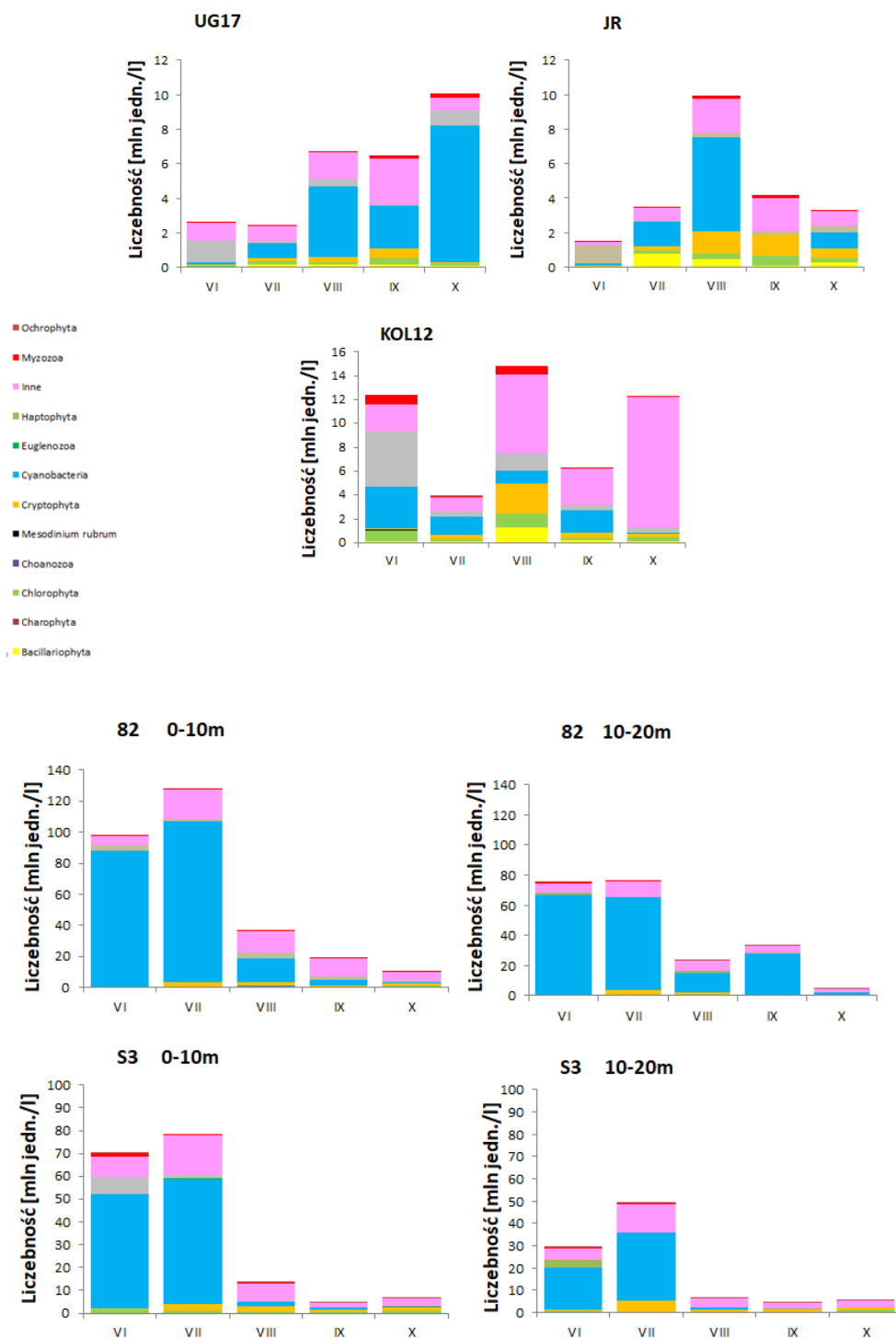
## Liczebność

Wyniki dotyczące struktury taksonomicznej fitoplanktonu pod względem liczebności z całego okresu badań prowadzonych w 2023 roku w Zatoce Puckiej przedstawiono na Rys. 3.5.

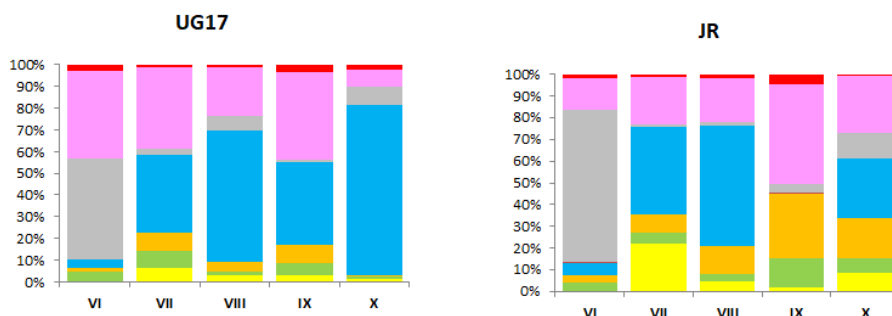
Pokazują one wyraźną różnicę liczebności całkowitej między stacjami Zalewu Puckiego, a stacjami Zatoki Puckiej zewnętrznej, podobnie, jak to miało miejsce w przypadku różnic w odniesieniu do biomasy całkowitej. Najwyższą liczebność odnotowano w lipcu w warstwie górnej na stacji 82 i wynosiła ona ponad 127 mln jedn./l. Najniższą liczebność stwierdzono w czerwcu na stacji JR i wynosiła ona 1,5 mln jedn./l. W przypadku struktury dominacji pod względem liczebności obraz zespołu fitoplanktonowego na poszczególnych stacjach i w określonych miesiącach był nieco inny w porównaniu do struktury dominacji grup w biomacie.

W czerwcu średnia liczebność na stacjach Zalewu Puckiego była najniższa w sezonie. Na stacji JR 67% liczebności stanowiły haptofity (Rys. 3.6), byli to przedstawiciele rodzaju *Chrysochromulina* oraz prawdopodobnie *Prymnesium*. Na stacji UG17 stanowiły one 46% liczebności. Towarzyszyły im licznie małe (3-5  $\mu\text{m}$  średnicy lub długości), trudne do identyfikacji wiciowce (Flagellata) o kulistych i wydłużonych kształtach. Stanowiły one prawie 40% liczebności fitoplanktonu. Na obydwu stacjach obok opisanych wyżej dominantów występowały także kolonijne sinice chrookokkalne należące do rodzajów *Aphanocapsa* i *Anathece*, kryptofity należące do rodzaju *Plagioselmis* oraz drobna zielenica *Pyramimonas*. Najbardziej zróżnicowaną stacją pod względem udziału procentowego grup w fitoplanktonie była KOL12 (Rys. 3.7). Haptofity stanowiły 37% udziału w liczebności, sinice 28%, a Inne 18%, dość istotny był także udział zielenic (ponad 7%). Liczebność na tej stacji była ponad pięciokrotnie większa w stosunku do JR i UG12 i wynosiła ponad 12 mln jedn./l (Rys. 3.5). Pozostałe stacje Zatoki Puckiej zewnętrznej (82 i S3) zdecydowanie różniły się pod względem zarówno liczebności, jak i struktury dominacji od wyżej opisanych stacji. Liczebność na tych stacjach wynosiła odpowiednio 98 mln jedn./l i 70 mln jedn./l. Wody warstwy górnej zdominowane były przez sinice, które stanowiły na stacji 82 aż 89% liczebności zespołu, a na stacji S3 70%. Towarzyszyli im licznie przedstawiciele grupy Inne oraz haptofity. W warstwie dolnej liczebność zespołu była niższa w porównaniu z warstwą górną, ale tak jak tam dominowały sinice, a nielicznie towarzyszyły haptofity i drobne wiciowce. Udział przedstawicieli pozostałych gromad był niewielki.

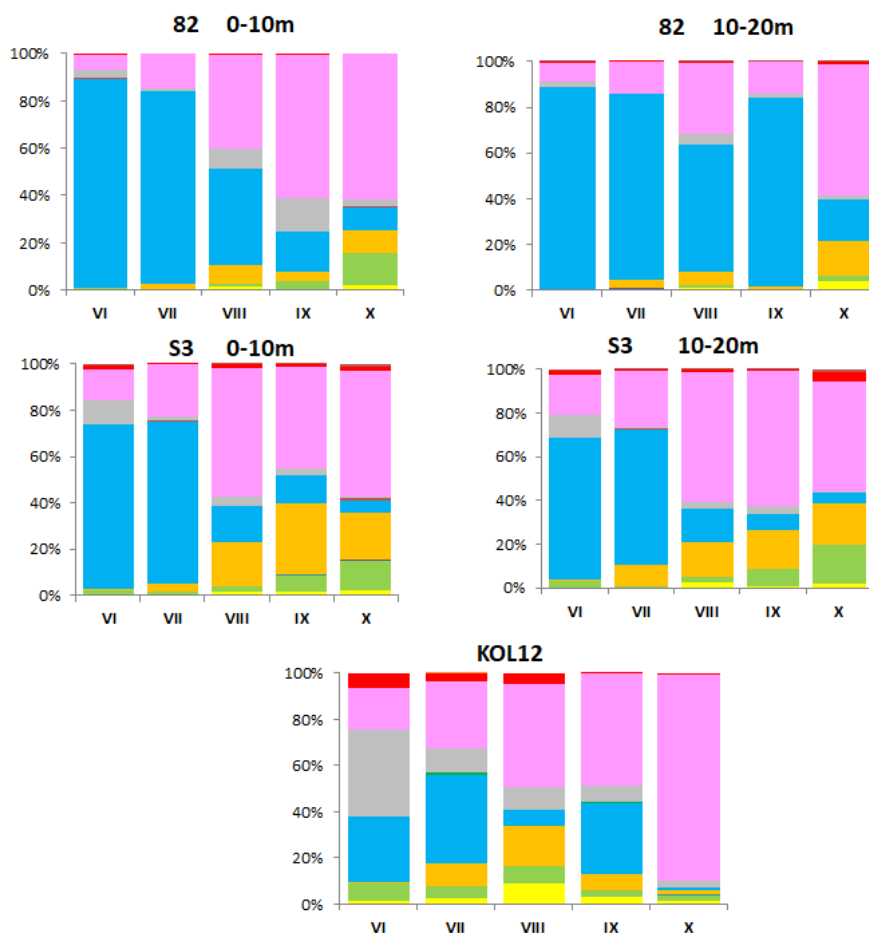
W lipcu liczebność fitoplanktonu na stacji UG17 nie uległa istotnej zmianie, zmieniła się natomiast struktura dominacji, zamiast haptofitów dominowały sinice. Na stacji JR liczebność zespołu podwoiła się, a to za sprawą sinic i okrzemek. Wśród sinic najliczniejsi byli przedstawiciele rzędu Chroococcales. Wśród okrzemek dominowały mała centryczna *Cyclotella glomerata*. Zdecydowany (trzykrotny) spadek liczebności fitoplanktonu zaobserwowano na stacji KOL12. Na pozostałych stacjach Zatoki Puckiej zewnętrznej nie zaobserwowano większych zmian względem liczebności, była ona podobna, jak w czerwcu, przy czym na stacji 82 osiągnęła najwyższą wartość w całym sezonie badawczym (Rys. 3.5). Dominowały sinice oraz liczne drobne wiciowce. W warstwie dolnej liczebność zespołu była niższa w porównaniu z warstwą górną, ale tak jak tam dominowały sinice, a nielicznie towarzyszyły haptofity i drobne wiciowce.



Rys. 3.5. Liczebność fitoplanktonu [mln jedn./l] w obrębie wyszczególnionych gromad na każdej stacji objętej badaniami w Zatoce Puckiej w miesiącach czerwiec–październik 2023 roku.



Rys. 3.6. Procentowy udział wyodrębnionych gromad w całkowitej liczbnosci fitoplanktonu na stacjach Zalewu Puckiego w miesiacach czerwiec-pazdziernik 2023 roku



Rys. 3.7. Procentowy udział wyodrębnionych gromad w całkowitej liczbnosci fitoplanktonu na stacjach Zatoki Puckiej zewnetrznej w miesiacach czerwiec-pazdziernik 2023 roku

W sierpniu na stacjach Zalewu Puckiego odnotowano kilkakrotny wzrost liczbnosci w stosunku do lipca. Takze dominowaly sinice chrookokkalne (ok. 50% na stacji JR oraz ponad 60% na UG17) oraz wiciowce. Na JR ok. 20% zbiorowiska stanowily drobne kryptofity, glownie rodzaj *Plagioselmis*. Prawie

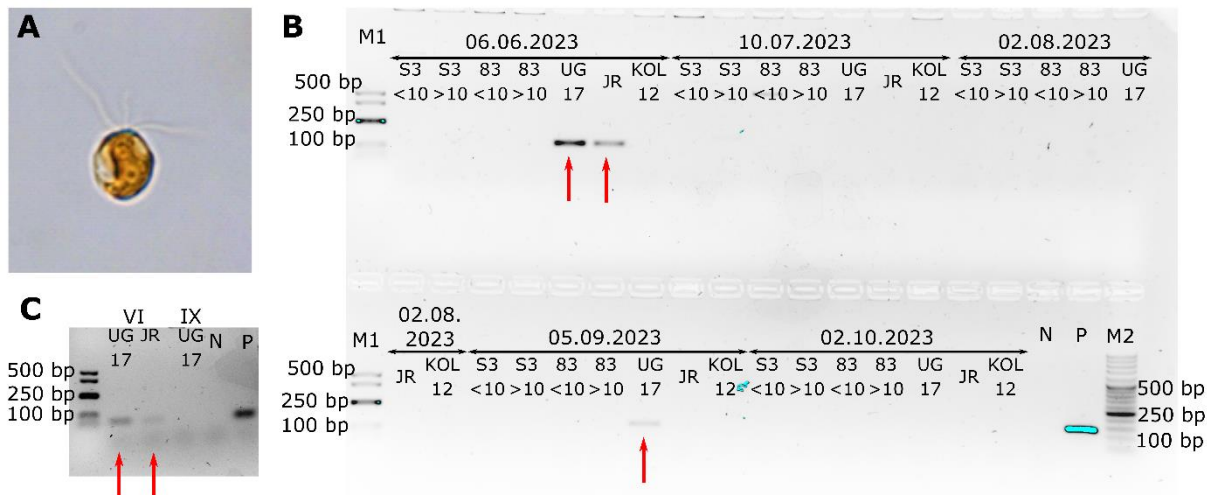


50% liczebności fitoplanktonu na stacji KOL12 stanowiły drobne wiciowce (w grupie Inne) oraz towarzyszyły im w podobnych udziałach kryptofity, haptofity, okrzemki i zielenice. Na tej stacji dość licznie występowały przedstawiciele Myzozoa, głównie przedstawiciele rzędu *Gymnodiniales*. W sierpniu na stacjach 82 i S3, zarówno w warstwie górnej, jak i dolnej, odnotowano ogromny spadek liczebności fitoplanktonu w stosunku do poprzedniego miesiąca. Na stacji 82 spadek był pięciokrotny, a na stacji S3 trzykrotny (warstwa górna), podobnie było w warstwie dolnej wód na tych stacjach.

Górną warstwę wody na stacjach Zatoki Puckiej zewnętrznej we wrześniu i w październiku charakteryzowała bardzo niska liczebność fitoplanktonu, z wyraźną dominacją drobnych wiciowców. W warstwie dolnej na stacji S3 liczebność i struktura dominacji pod tym względem jest wręcz identyczna, jak w warstwie górnej. Na stacji 82 jeszcze we wrześniu istotną rolę w liczebności odgrywały sinice. Na stacji KOL12 zbiorowisko było zdominowane przez Flagellata (grupa Inne), były to w szczególności drobne od 2-5  $\mu\text{m}$  średnicy organizmy, stanowiły one ponad 83% liczebności całego fitoplanktonu (Rys. 3.7). Udział przedstawicieli pozostałych gromad był niewielki.

### **Występowanie *Prymnesium parvum* na podstawie badań molekularnych**

Obecność specyficznych dla *P. parvum* (Rys. 3.8a) genów ITS1 była wykryta tylko na stacjach w Zalewie Puckim w czerwcu i we wrześniu (Rys. 3.8b). W czerwcu, liczebność Prymnesiales w tej części Zatoki była ok. 4-6 razy niższa niż na stacjach Zatoki Puckiej zewnętrznej, a biomasa 4-8 razy niższa. Oznacza to, że w czerwcu *P. parvum* prawdopodobnie dominował w zbiorowisku Prymnesiales w Zalewie Puckim i mógł stanowić potencjalne zagrożenie w przypadku zakwitów. Występowanie zagrożenia potwierdza również obecność genów kodujących enzymy związane z syntezą toksycznej prymnezyny (geny PKS, Freitag i in. 2011), które zostały wykryte w czerwcowych próbkach (Rys. 3.8c). We wrześniu zagrożenie to było zdecydowanie mniejsze, gdyż w tym czasie liczebność i biomasa Prymnesiales na stacji UG17 była ponad rząd wielkości niższa niż w czerwcu, a prążek ITS1 był bardzo słaby (Rys. 3.8b), co sugeruje, że *P. parvum* nie był istotnym składnikiem zbiorowisk fitoplanktonu. Wniosek ten również potwierdza fakt, że w próbach wrześniowych nie stwierdzono obecności genów toksyczności PKS (Rys. 3.8c).

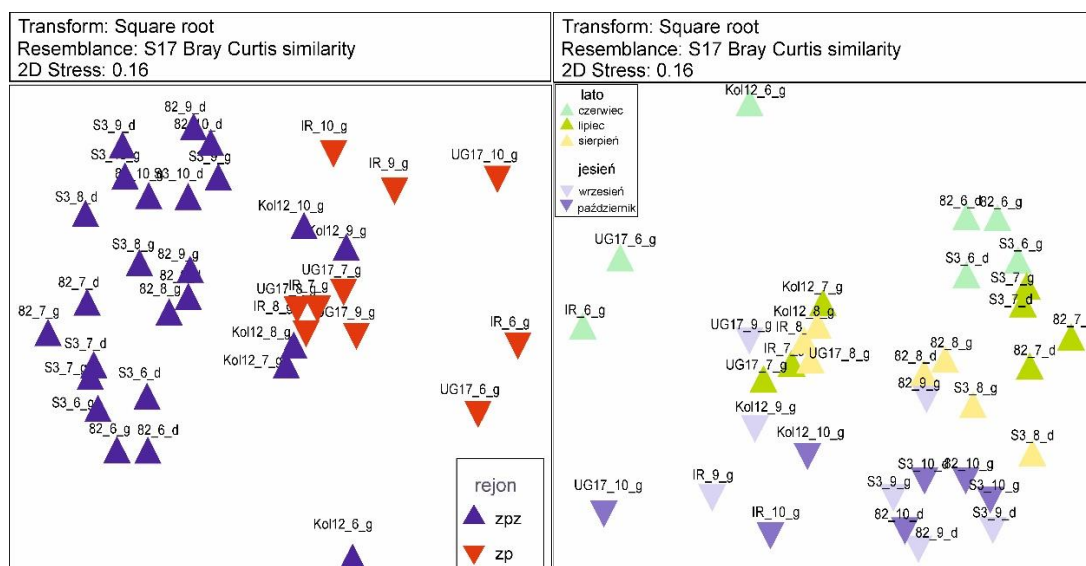


Rys. 3.8. A: Zdjęcie mikroskopowe pojedynczej komórki *Prymnesium parvum*, gatunku potencjalnie toksycznego; B: Rozdział elektroforetyczny produktów amplifikacji DNA metodą PCR z zastosowaniem starterów ITS1 przy użyciu DNA wyizolowanego z poszczególnych próbek. Próbkę są ułożone datami i stacjami, w przypadku pobrania dwóch próbek z kolumny wody zaznaczono głębokość: <10 – warstwa 0-10 m, > 10: warstwa 10-20 m. M1: marker długości cząsteczek DNA (wyrażone w parach zasad dla 3 wybranych prążków; Perfect Plus 50-500 bp DNA Ladder (Eurx, numer katalogowy E3145), N: kontrola negatywna, P: kontrola pozytywna; M2: marker długości cząsteczek DNA (wyrażone w parach zasad dla 3 wybranych prążków; DNA Marker 2+ (A&A Biotechnology, numer katalogowy: 3036-500). Prążki wskazujące na obecność *P. parvum* zaznaczono czerwonymi strzałkami; C: Rozdział elektroforetyczny produktów amplifikacji DNA metodą PCR z zastosowaniem starterów PKS przy użyciu DNA wyizolowanego z próbek w których stwierdzono obecność *P. parvum* (Rys.3.8b). M1: marker długości cząsteczek DNA (wyrażone w parach zasad dla 3 wybranych prążków; Perfect Plus 50-500 bp DNA Ladder (Eurx, numer katalogowy E3145), N: kontrola negatywna, P: kontrola pozytywna. Prążki wskazujące na obecność genów PKS zaznaczono czerwonymi strzałkami.

### Jednorodności obszaru badań w czasie i przestrzeni

Wszystkie wyniki analizy ilościowej i jakościowej fitoplanktonu uzyskane w efekcie prac mikroskopowych, poddano analizie statystycznej w celu sprawdzenia istotności różnic między stacjami w całym obszarze badań, warstwami wody na każdej stacji oraz sezonami i miesiącami poboru próbek. Test Anosim zastosowany w tym celu wykazał istotne statystycznie różnice na poziomie prawdopodobieństwa  $p = 0,01$  co do biomasy i składu jakościowego fitoplanktonu w poszczególnych geograficznie wyznaczonych rejonach (to jest między Zalewem Puckim i Zatoką Pucką zewnętrzną) oraz w sezonach i miesiącach. Natomiast między warstwami wody nie zostały wykazane istotne statystycznie różnice, wskazując na równomierny rozkład fitoplanktonu w całym słupie wody, chociaż w sierpniu i wrześniu na stacji S3 zanotowano, odpowiednio 80 i 90% różnicę między biomasą w obu warstwach, wywołaną prawdopodobnie występowaniem termokliny. Graficzną wizualizację stwierdzonych istotnych różnic przedstawiono na rysunku Rys. 3.9, który jest wynikiem skalowania

wielowymiarowego (MDS, *multidimensional scaling*) dla biomasy i składu taksonomicznego fitoplanktonu na badanych stacjach w poszczególnych terminach poboru próbek w Zatoce Puckiej w 2023 roku. Na lewym panelu rysunku zaznaczono różnymi kolorami próbki zebrane w każdym miesiącu badań na stacjach Zalewu Puckiego (UG17 i JR) oraz analogiczne próbki ze stacji położonych w Zatoce Puckiej zewnętrznej (S3, 82). Na uwagę zasługuje fakt, że stacja KOL12 odstaje nieco od pozostałych stacji usytuowanych w Zatoce Puckiej zewnętrznej (zgrupowanych z lewej strony Rys. 3.9 panel lewy) i w niektórych miesiącach grupuje się ze stacjami Zalewu, prawdopodobnie dlatego, że jest podobnie jak one, stacją płytką. Na prawym panelu zaznaczono różnymi kolorami próbki zebrane na wszystkich stacjach całego obszaru badań w badanych sezonach okresu wegetacyjnego. Zgrupowania próbek zebranych w każdym sezonie świadczą o zmienności składu taksonomicznego i wielkości biomasy fitoplanktonu w czasie, czyli o sezonowości występowania różnych grup organizmów należących do tego zespołu.



Rys. 3.9. Skalowanie wielowymiarowe (MDS) dla biomasy i składu taksonomicznego fitoplanktonu na badanych stacjach w poszczególnych terminach poboru próbek w Zatoce Puckiej w 2023 roku, z zaznaczeniem grupowania się próbek z tych samych rejonów (lewy panel, zpz=Zatoka Pucka zewnętrzna, zp=Zalew Pucki) oraz z tych samych sezonów i miesięcy (prawy panel).

### Fitoplanktonowe wskaźniki stanu środowiska

Fitoplanktonowymi wskaźnikami stanu środowiska wykorzystywanymi do oceny stanu środowiska zatwierdzonymi zarówno przez HELCOM State and Conservation, jak i przez Generalną Dyрекcję Ochrony Środowiska (GDOŚ) są:

- *Seasonal succession of dominating phytoplankton groups* (HELCOM, 2018b). Jest to wskaźnik szacujący stan środowiska na podstawie odchylenia sukcesji dominujących grup (Fot. 3.1Fot. 3.1.) w zespole fitoplanktonowym od struktury sukcesji ustalonej dla okresu referencyjnego.

- *Diatom / Dinoflagellate Index* opierający się na oszacowaniu stosunku biomasy okrzemek (Bacillariophyceae) do biomasy bruzdnic autotroficznych (Myzozoa) w czasie wiosennego zakwitów ((Wasmund i in., 2017).

- *Cyanobacterial Bloom Index* (CyaBI) (HELCOM, 2018a). Obecnie ma on rangę wskaźnika wstępnego (pre-core). Składa się on z dwóch parametrów: 1) powierzchniowej akumulacji sinic (CSA), łączącej informacje o objętości zakwitów, długości okresu kwitnienia i nasilenia akumulacji powierzchniowych oszacowanych na podstawie obserwacji satelitarnych oraz 2) biomasy sinic w stępie wody analizowanej na podstawie obserwacji *in situ*.



Fot. 3.1. Od lewej: *Dinophysis acuminata* i *Eunotia* sp., *Coscinodiscus* sp., *Dolichospermum* sp. i *Mesodinium rubrum*- przedstawiciele grup fitoplanktonu dominujących w sukcesji sezonowej

Na podstawie wielkości biomasy i składu taksonomicznego fitoplanktonu oznaczonego z próbek zebranych w okresie czerwiec – październik 2023 roku, przeprowadzono analizy w celu oszacowania stanu środowiska Zalewu Puckiego i Zatoki Puckiej zewnętrznej, wykorzystując wskaźnik sukcesji sezonowej oraz biomasę sinic diazotroficznych. Powyższe dane nie mogły zostać użyte do oceny stanu środowiska przy użyciu wskaźnika okrzemkowo-bruzdnicowego, gdyż nie obejmowały miesięcy wiosennych (luty-maj).

W Zalewie Puckim średnia wartość wskaźnika sukcesji sezonowej dla wszystkich grup funkcyjnych w okresie referencyjnym 1999-2019 (czyli wartość progowa) wynosiła 0,48 (Tab. 3.1), natomiast **średnia wartość wskaźnika dla wszystkich grup funkcyjnych w 2023 roku 0,60 co świadczy o tym, że dobry status środowiska względem wskaźnika sukcesji sezonowej został osiągnięty**. Jedynie biomasa *M. rubrum* była znacznie niższa w okresie VI-X 2023 niż wyznaczona przez zakres referencyjny.

W Zatoce Puckiej zewnętrznej średnia wartość wskaźnika dla wszystkich grup funkcyjnych w okresie referencyjnym 1999-2019 (czyli wartość progowa) wynosiła 0,42 jednak **średnia wartość wskaźnika dla wszystkich grup funkcyjnych w 2023 roku wynosiła 0,30 co świadczy o nieosiągniętym dobrym statusie środowiska względem wskaźnika sukcesji sezonowej**. Wartość wskaźnika tylko dla okrzemek przekroczyła wartość progową w tym rejonie, wskazując na wzorcowy przebieg zmienności biomasy okrzemek w okresie letnio-jesiennym 2023 (tylko w lipcu i październiku biomasa okrzemek była nieco wyższa niż zakłada model referencyjny). Natomiast dla pozostałych grup wartości wskaźnika były

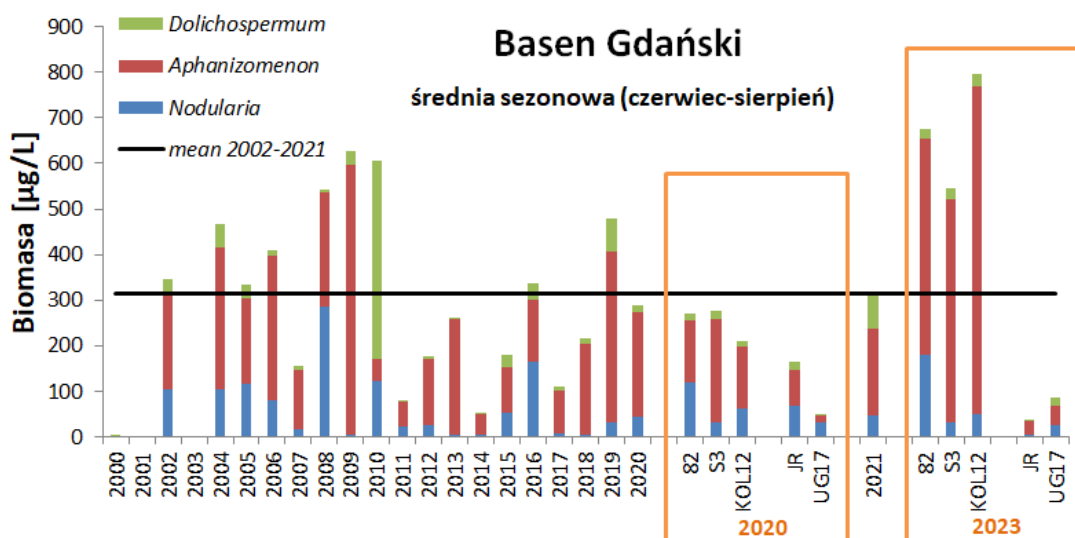
poniżej wartości progowej. Podobnie jak w Zalewie Puckim, *M. rubrum* osiągnęło biomasę znacznie niższą w omawianym roku. Sinice tylko we wrześniu mieściły się w zakresie referencyjnym natomiast w pozostałych miesiącach biomasa sinic przekroczyła znacznie zakres referencyjny. Biomasa bruzdnic od czerwca do września była wyższa od zakresu referencyjnego, jedynie w październiku była zgodna z zakresem referencyjnym.

Na Rys. 3.10 przedstawiono biomasę sinic diazotroficzných, jako jeden z parametrów wskaźnika zakwitów sinicowych *CyaBI* (drugi parametr CSA (Cyanobacterial Surface Accumulation) opiera się na pomiarach satelitarnych, które nie były prowadzone w ramach badań w obszarze Zatoki Puckiej). Jednak zgodnie z założeniami wskaźnika, kiedy nie są dostępne wartości jednego parametru, wtedy można opierać się na drugim (HELCOM, 2018a).

Tab. 3.1. Wartości progowe wskaźnika sukcesji sezonowej w Zalewie Puckim i Zatoce Puckiej zewnętrznej wyliczone na podstawie okresu referencyjnego 1999-2019 oraz wartości wskaźnika dla lat testowych 2020 i 2023 z zaznaczeniem osiągniętego dobrego stanu środowiska (kolor zielony) oraz nieosiągniętego dobrego stanu środowiska (kolor czerwony)

Dominująca grupa funkcyjna w fitoplanktonie Zatoki Puckiej	Okres referencyjny VI-X 1999-2019 (rejon stacji ZP6) przyjęty w niniejszym opracowaniu jako punkt odniesienia dla testowych lat 2020 i 2023 w Zalewie Puckim	Okres testowy VI-X 2020 Zalew Pucki	Okres testowy VI-X 2023 Zalew Pucki	Okres referencyjny VI-X 1999-2019 (rejon Zatoki Puckiej zewnętrznej) przyjęty w niniejszym opracowaniu jako punkt odniesienia dla testowych lat 2020 i 2023 w Zatoce Puckiej zewnętrznej	Okres testowy VI-X 2020 Zatoka Pucka zewnętrzna	Okres testowy VI-X 2023 Zatoka Pucka zewnętrzna
sinice	0,49	0,60	0,60	0,49	0,60	0,20
bruzdnice	0,44	1,00	0,60	0,45	0,40	0,20
okrzemki	0,53	0,60	1,00	0,56	0,20	0,60
<i>Mesodinium rubrum</i>	0,44	0,20	0,20	0,42	0,40	0,20
średnie EQR	0,48	0,60	0,60	0,42	0,40	0,30





Rys. 3.10. Średnia biomasa (mokra masa,  $\mu\text{g/L}$ ) trzech rodzajów sinic formujących zakwity na obszarze Basenu Gdańskiego w okresie ich kwitnienia czerwiec-sierpień. Mean to średnia wieloletnia dla Basenu Gdańskiego. [Źródło: Kownacka i in., 2022]

Biomasa sinic diazotroficzných bardzo wzrosła latem 2023 roku w Zatoce Puckiej zewnętrznej i była najwyższa od 2000 roku. Na stacji KOL12 wartość średnia wynosiła  $800 \mu\text{g/l}$ , tj. o  $480 \mu\text{g/l}$  więcej niż wartość średnia z okresu 2002-2021, a w lipcu na tej stacji zanotowano najwyższą wartość, przekraczającą  $1800 \mu\text{g/l}$ . Największy udział w tym zakwicie miały sinice z rodzaju *Aphanizomenon* (Fot. 3.2). Podobne wartości notowano tylko w latach 2008-2010. W porównaniu z rokiem 2020 biomasa sinic diazotroficzných wzrosła dwukrotnie na stacji S3 i prawie czterokrotnie na stacji KOL12. To wskazuje na niezadowalający stan środowiska pod względem wskaźnika *CyaBI*.

W Zalewie Puckim sytuacja była zupełnie odwrotna. Biomasa sinic wiążących azot atmosferyczny była bardzo niska, zbliżona do wartości najniższych z ostatnich 20 lat, co wskazuje na zadowalający stan środowiska w odniesieniu do tego parametru.

Testowanie wyników biomasy fitoplanktonu oszacowanej na wszystkich stacjach Zatoki Puckiej w miesiącach czerwiec – październik 2023 roku za pomocą wskaźników stosowanych do oceny stanu środowiska według fitoplanktonu wykazało, że:

1. **w Zalewie Puckim został osiągnięty dobry stan środowiska** zarówno względem wskaźnika sukcesji sezonowej, jak i biomasy sinic diazotroficzných
2. **w Zatoce Puckiej zewnętrznej dobry stan środowiska nie został osiągnięty** zarówno co do biomasy zakwitów utworzonych przez trzy rodzaje sinic diazotroficzných (*Aphanizomenon*, *Nodularia* i *Dolichospermum*) (Fot. 3.2) jak i względem wskaźnika sukcesji sezonowej.





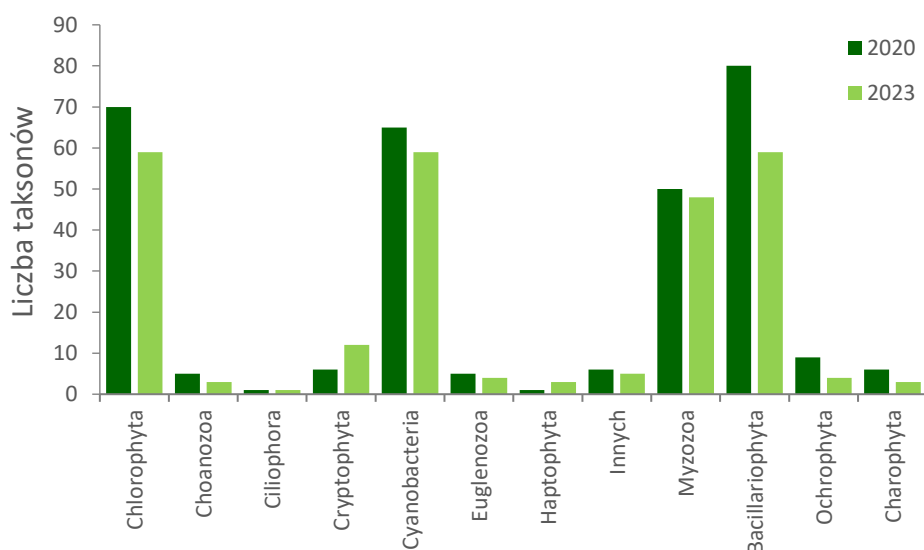
Fot. 3.2. Letni zakwit sinic diazotroficznych. Od lewej: *Dolichospermum* sp., *Nodularia spumigena*, *Aphanizomenon* sp.

### 3.3 Podsumowanie i odniesienie do danych archiwalnych

W Raporcie końcowym z realizacji programu badań środowiska morskiego Zatoki Puckiej ze szczególnym uwzględnieniem czynników istotnych dla rybołówstwa (Programu badań środowiska morskiego Zatoki Puckiej ze szczególnym uwzględnieniem czynników istotnych dla rybołówstwa w latach 2019-2021), przedstawione zostały wyniki badań ilościowych i jakościowych fitoplanktonu przeprowadzonych w okresie styczeń-grudzień 2020 roku, w Zatoce Puckiej na stacjach analogicznych do niniejszego opracowania. Wyniki te zostały szczegółowo porównane z dostępnymi danymi historycznymi na temat fitoplanktonu z omawianego rejonu. Dlatego też w tym rozdziale, wyniki obecnie przeprowadzonych badań nad zespołem fitoplanktonu z Zatoki Puckiej w okresie czerwiec-październik 2023 roku zostaną odniesione głównie do wyników z tych samych miesięcy 2020 roku.

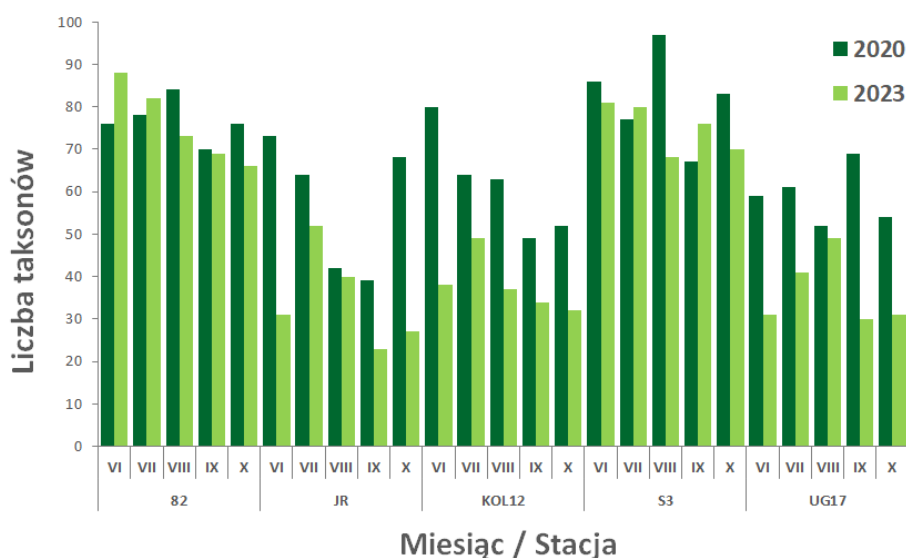
#### Różnorodność taksonomiczna

Zestawienie liczby taksonów zidentyfikowanych w czasie niniejszych badań z liczbami taksonów zidentyfikowanymi na tym samym obszarze badań w 2020 roku jak i w latach wcześniejszych wskazuje niezmiennie, że **najważniejszymi gromadami pod względem różnorodności taksonomicznej są okrzemki (Bacillariophyta), zielenice (Chlorophyta) i sinice (Cyanobacteria)** (Rys. 3.11). Niniejsze badania potwierdzają również coraz większą różnorodność bruzdnic (Myzozoa), która nie była obserwowana przed 2020 rokiem w takim wymiarze (Namysłowski, 1924; Rumek, 1948; Pliński, 1993).



Rys. 3.11. Porównanie liczby taksonów zidentyfikowanych na wszystkich stacjach w Zatoce Puckiej w miesiącach czerwiec-październik 2020 i 2023 roku w poszczególnych gromadach fitoplanktonu

Należy zwrócić uwagę na fakt, że **różnorodność fitoplanktonu wyrażona liczbą gatunków zmalała w 2023 roku w porównaniu z 2020 rokiem. Jedynie kryptofity i haptofity były reprezentowane w 2023 roku przez większą ilość taksonów niż wcześniej.**



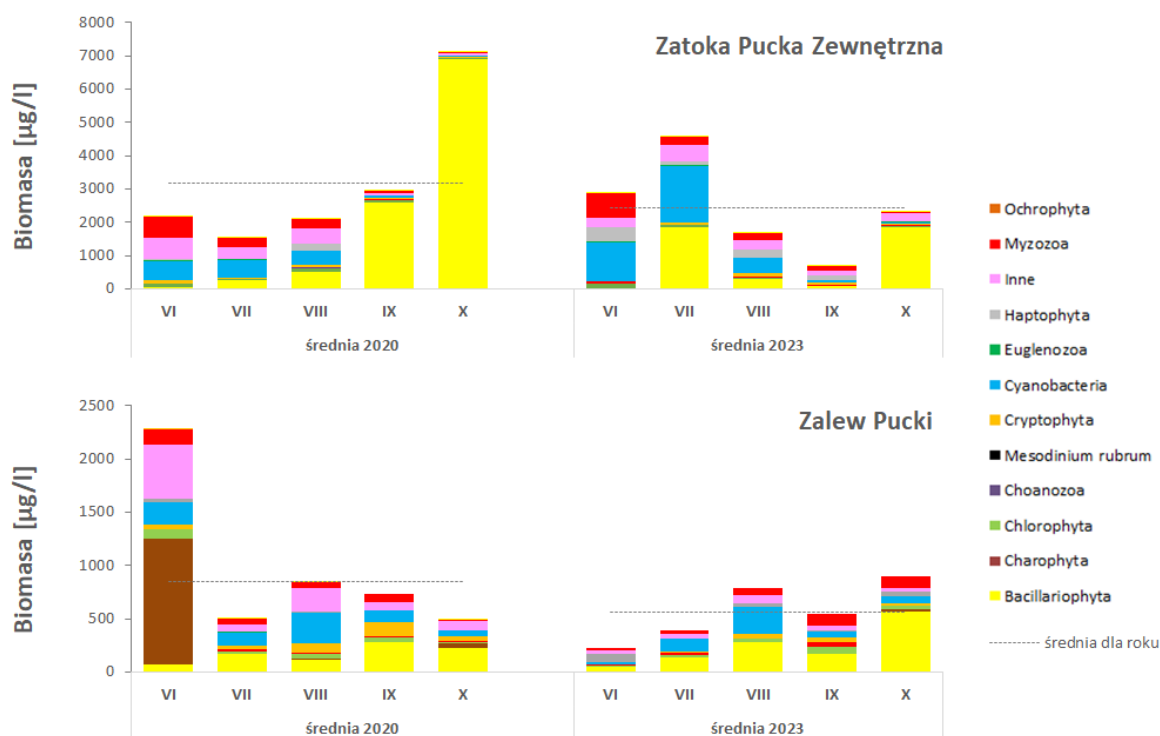
Rys. 3.12. Porównanie liczby taksonów zidentyfikowanych na poszczególnych stacjach w poszczególnych miesiącach 2020 i 2023 roku w Zatoce Puckiej

Podobnie jak w roku 2020 i poprzednich latach, także w 2023 roku, **stwierdzono większe ubóstwo gatunkowe na stacjach położonych blisko brzegu** (Rys. 3.12, stacje JR, UG17 oraz KOL12) (Pliński, 1993), natomiast **na stacjach głębokich (S3 i 82) wystąpiły najwyższe liczby taksonów**. W 2023 roku liczba gatunków na stacjach płytkich zmniejszyła się o 36-37% w zależności od stacji, podczas gdy na stacjach głębokich różnice nie przekroczyły 7%, wskazując na znacznie większą stabilność taksonomiczną fitoplanktonu w tym rejonie. W czerwcu i lipcu na stacji 82 oraz we wrześniu na stacji S3 zanotowano nawet więcej taksonów w 2023 roku niż w 2020.

## Biomasa

Analiza statystyczna (test Anosim) wyników badań biomasy fitoplanktonu przeprowadzonych w Zatoce Puckiej w latach 2020 i 2023 wykazała istotne statystycznie różnice (global  $R=0,5$ ) na poziomie prawdopodobieństwa  $p=0,01$  pomiędzy tymi latami.

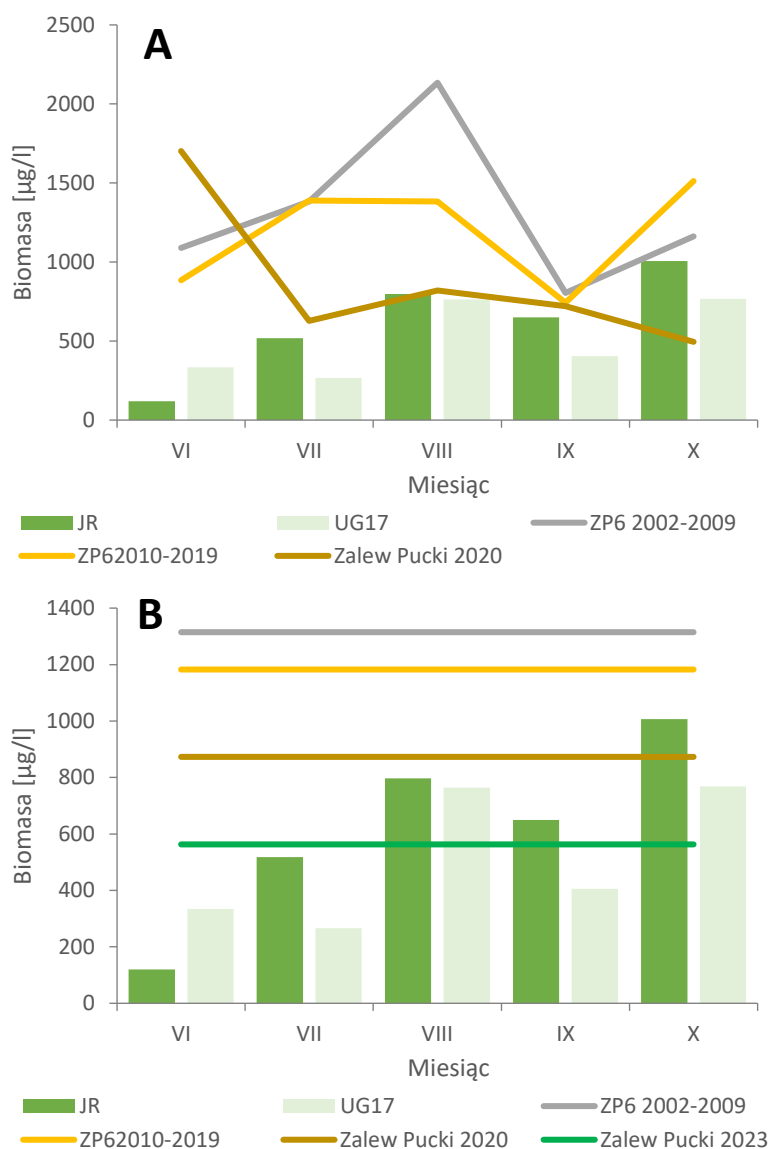
Najważniejszymi zmianami jakie zostały zaobserwowane w strukturze fitoplanktonu w obu rejonach Zatoki Puckiej pomiędzy latami 2020 i 2023 są: **niższa średnia biomasa całego fitoplanktonu w omawianym sezonie w 2023 roku niż w 2020 roku oraz wzrost biomasy haptofitów, szczególnie w czerwcu 2023 roku** (Rys. 3.13). W Zatoce Puckiej zewnętrznej nastąpił **wzrost biomasy sinic, szczególnie diazotroficznycy w czerwcu i lipcu 2023 roku**, co mogło być spowodowane wyższą temperaturą wody i brakiem silnego jej mieszania oraz dostępnością biogenów (nieco większe stężenia  $P-PO_4$  niż w 2020 roku (Rys. 2.20)). Kolejna zmiana w Zatoce Puckiej zewnętrznej to znaczny **spadek biomasy okrzemek (Bacillariophyta) we wrześniu i październiku** w warstwie 0-10 m. Jesienny zakwit *Dactyliosolen fragilissimus* z 2020 roku, w 2023 został zastąpiony rozwojem *Cerataulina pelagica*, ale o biomacie czterokrotnie niższej. Mogło to być spowodowane utrzymującą się dość wysoką temperaturą wody, co nie sprzyja okrzemkom preferującym niższe temperatury oraz brakiem substancji biogenicznych (głównie krzemianów) wykorzystanych w trakcie rozwoju okrzemek z rodzaju *Actinocyclus* i *Coscinodiscus*, które utworzyły maksimum biomasy w lipcu na stacji 82 (w obu warstwach wody) oraz sierpniu i wrześniu na stacji S3 (tylko w warstwie 10-20 m) w 2023 roku (Rys. 3.4), tak jak we wcześniejszych latach w tym rejonie (Ringer, 1973, Bralewska, 1992; Pliński, 1993; Witek i in., 1993; Witek, 2010). Na większą biomasę fitoplanktonu w warstwie 10-20 m na stacji S3 wpłynęło najprawdopodobniej utworzenie się termokliny i większe stężenia substancji biogenicznych w niższych warstwach wody (Rozdział - 2.2.2 Stężenia substancji biogenicznych).



Rys. 3.13. Porównanie średniej biomasy fitoplanktonu i jego struktury taksonomicznej w obu rejonach Zatoki Puckiej w miesiącach czerwiec-październik 2020 i 2023 roku

W Zalewie Puckim nastąpił spadek biomasy Charophyta i wzrost biomasy okrzemek, szczególnie w październiku 2023 roku w porównaniu z rokiem 2020, co mogło być spowodowane wyższymi stężeniami P-PO<sub>4</sub> oraz krzemianów w 2023 roku.

Zmiany co do wielkości biomasy i struktury taksonomicznej fitoplanktonu zaobserwowane w Zalewie Puckim pomiędzy sezonem letnio-jesiennym 2020 i 2023 roku są zgodne z kierunkiem zmian jakie następują w tym rejonie od 20 lat. Przedstawione to zostało w poniższym zestawieniu wykorzystującym wyniki Państwowego Monitoringu Środowiska (PMS), w ramach którego od 2002 roku monitorowana jest stacja ZP6 położona w sąsiedztwie stacji JR. Średnie biomasy dla poszczególnych miesięcy z lat 2002-2019 pozwoliły na wykreślenie krzywych przedstawiających uśredniony przebieg zmienności biomasy podczas analizowanej części sezonu wegetacyjnego w rejonie Zalewu Puckiego (ZP6 2002-2009, ZP6 2010-2019 oraz Zalew Pucki 2020 na rysunku (Rys. 3.14a).

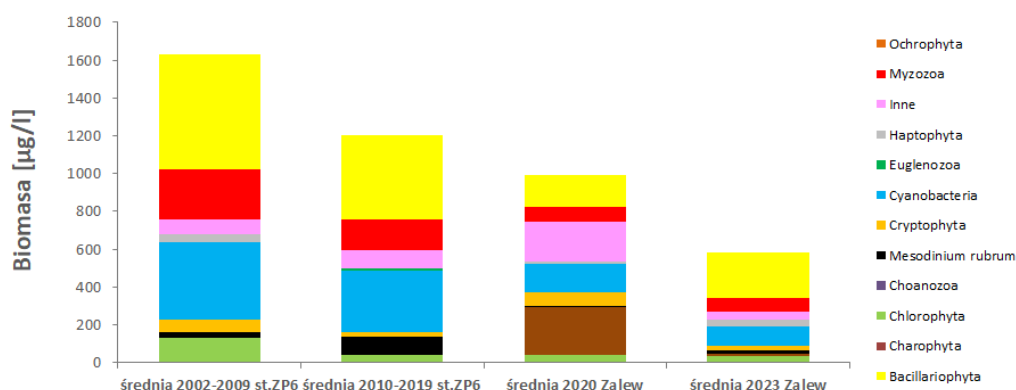


Rys. 3.14. Biomasa fitoplanktonu na stacjach Zalewu Puckiego w miesiącach czerwiec- październik 2023 roku w porównaniu ze średnią miesięczną (panel A) obliczoną dla każdego miesiąca na podstawie danych z lat 2002-2019 uzyskanych w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska dla stacji ZP6 i badań prowadzonych na Zalewie Puckim w 2020 roku. Biomasa fitoplanktonu na stacjach Zalewu Puckiego w miesiącach czerwiec-październik 2023 roku w porównaniu ze średnimi wieloletnimi (panel B) obliczonymi jako średnie ze średnich miesięcznych w latach 2002-2009, 2010-2019, a także ze średnimi rocznymi dla lat 2020 i 2023

Porównanie danych z poprzedniego dziesięciolecia z 2023 rokiem pokazuje spadek biomasy fitoplanktonu w Zalewie Puckim o ok. 900 µg/l w lipcu i 600 µg/l w sierpniu i 500 µg/l w październiku. Jeszcze większa, bo 3,6-krotna różnica występuje podczas letniej kulminacji biomasy fitoplanktonu między 2023 rokiem, a okresem 2002-2009, co wskazuje na stopniowe zmniejszanie się biomasy fitoplanktonu letniego i jesiennego w Zalewie Puckim w ciągu ostatnich 20 lat.



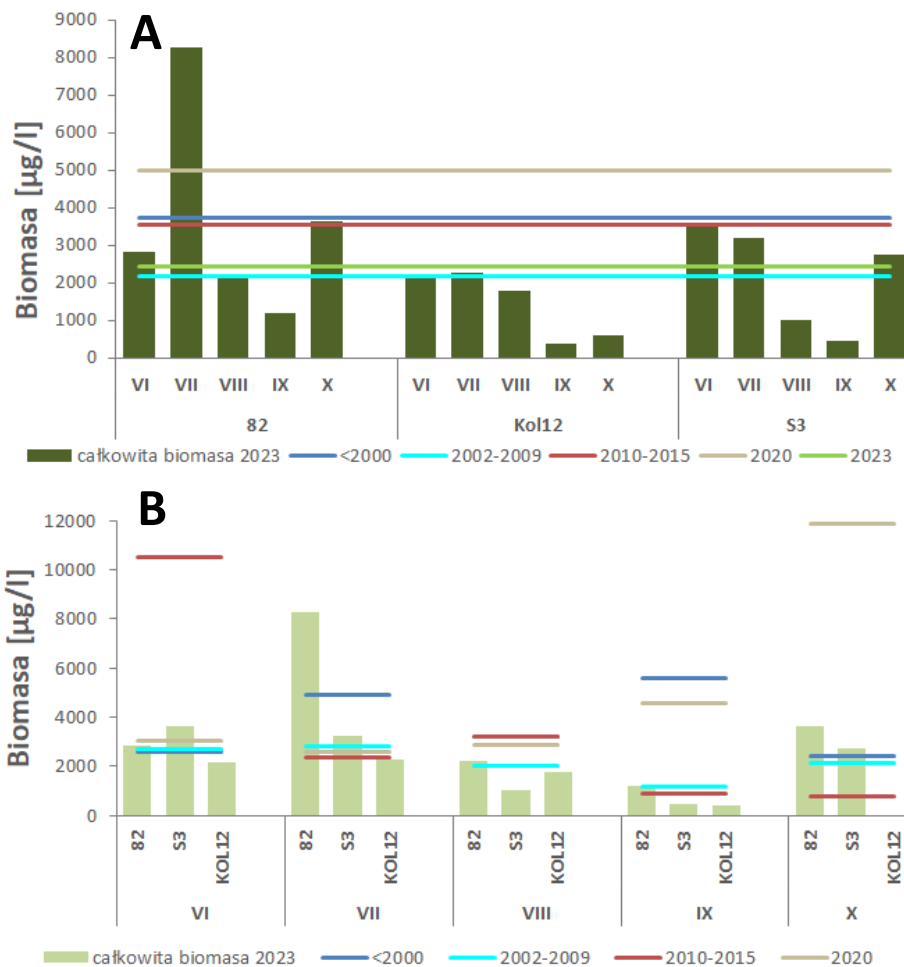
Porównanie średnich wieloletnich i średnich rocznych, pokazane na rysunku (Rys. 3.14b), jeszcze bardziej zdecydowanie potwierdza zjawisko zmniejszania się biomasy fitoplanktonu w Zalewie Puckim od wartości 1431  $\mu\text{g/l}$  zanotowanej na początku lat 2000., do 873  $\mu\text{g/l}$  w 2020 roku i 563  $\mu\text{g/l}$  podczas niniejszych badań. Spadek biomasy dotyczy wszystkich gromad fitoplanktonu, a w szczególności: biomasa Charophyta i euglenin spadła o ok. 80% w 2023 roku w porównaniu z okresem 2002-2009, zielenic, sinic i bruzdnic o ok. 70%, okrzemek i kryptofitów o ok. 60%, *Mesodinium rubrum* o ok. 40%, a Haptophyta o 26% (Rys. 3.15).



Rys. 3.15. Zmiany struktury taksonomicznej fitoplanktonu letnio-jesiennego w Zalewie Puckim w okresie ostatnich 20 lat w porównaniu z niniejszymi badaniami

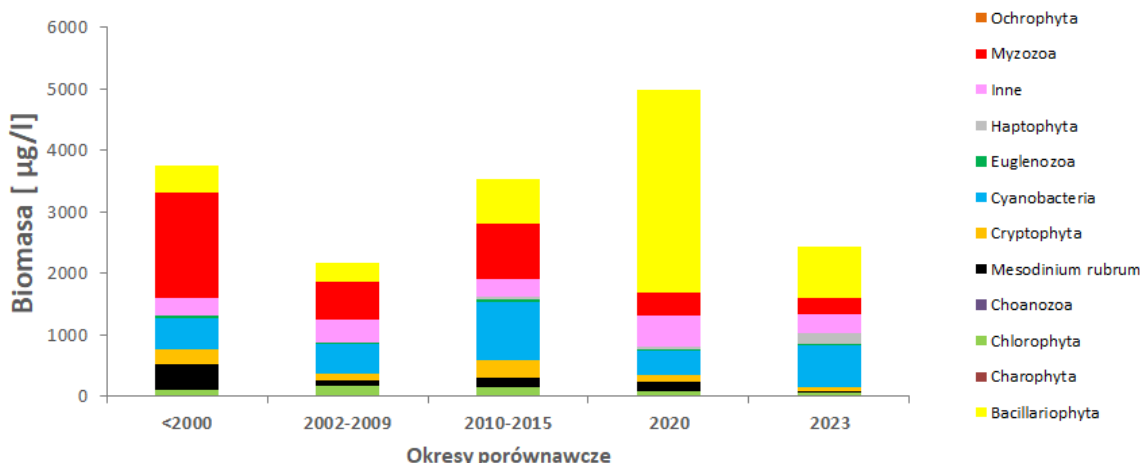
Zestawienie dostępnych danych wieloletnich oraz wyników badań prowadzonych w rejonie Zatoki Puckiej zewnętrznej w 2020 roku z wynikami niniejszego opracowania wskazuje na brak jednoznacznie ukierunkowanych zmian biomasy fitoplanktonu letniego i jesiennego w czasie ostatnich przeszło 20 lat (Rys. 3.16), czyli odwrotnie niż w Zalewie Puckim. Średnia biomasa fitoplanktonu w okresie letnio-jesiennym 2023 roku jest najbliższa średniej dla tych samych miesięcy z lat 2002-2009, zarówno co do średnich miesięcznych jak i średniej dla całego sezonu. Jedynie pik biomasy na stacji 82 w lipcu, w którym dominowały okrzemki z rodzajów *Actinocyclus*, *Coscinodiscus* i *Thalassiosira*, przewyższał średnie historyczne i wszystkie wartości biomasy w 2023 roku w warstwie 0-10 m. Podobnej wielkości i jakości maksima zostały zanotowane w warstwie 10-20 m na stacji S3 w miesiącach sierpień-wrzesień, wskazując tym samym na podobieństwo nie tylko ilościowe, ale i jakościowe do fitoplanktonu z lat 2002-2009.





Rys. 3.16. Biomasa fitoplanktonu na stacjach Zatoki Puckiej zewnętrznej w miesiącach czerwiec- październik 2023 roku w porównaniu ze średnią miesięczną (panel A) obliczoną dla każdego miesiąca na podstawie dostępnych danych z lat 1987-2015 i badań prowadzonych w Zatoce Puckiej zewnętrznej w 2020 roku. Biomasa fitoplanktonu na stacjach Zatoki Puckiej zewnętrznej w miesiącach czerwiec- październik 2023 roku w porównaniu ze średnimi wieloletnimi (panel B) obliczonymi jako średnie ze średnich miesięcznych w kilku okresach czasowych poprzedzających niniejsze badania, a także ze średnimi rocznymi dla lat 2020 i 2023. Analiza dotyczy warstwy 0-10 m.

Okres letnio-jesienno 2010-2015 jest, z kolei, najbliższy co do średniej biomasy fitoplanktonu latom przed 2000 rokiem. Taki układ może skłaniać do zastanowienia się nad cyklicznością w rozwoju różnych grup fitoplanktonu, jednak to wymaga dokładniejszych analiz. Średnia biomasa dla omawianego sezonu z 2020 roku jest wyższa niż w 2023 roku i okresie 2002-2009, ale niższa niż przed 2000 rokiem i w okresie 2010-2015. Chociaż jesienny zakwit okrzemek *Dactyliosolen fragilissimus* w 2020 roku był bardzo intensywny to jednak nie dorównywał czerwcowemu zakwitowi z lat 2010-2015, na który składał się zespół bruzdnicowo-okrzemkowo-kryptofitowo-sinicowy oraz intensywnemu rozwojowi bruzdnic przed rokiem 2000 w lipcu i wrześniu.



Rys. 3.17. Zmiany struktury taksonomicznej fitoplanktonu letnio-jesiennego w Zatoce Puckiej zewnętrznej w okresie ostatnich 20 lat w porównaniu z niniejszymi badaniami (analiza dotyczy warstwy 0-10m)

Mimo, że w aspekcie ilościowym trudno mówić o ukierunkowanych zmianach biomasy fitoplanktonu w Zatoce Puckiej zewnętrznej w czasie ostatnich przeszło 20 lat, to **jeśli chodzi o strukturę taksonomiczną można zauważyć kilka istotnych tendencji** (Rys. 3.17). Przede wszystkim spadek biomasy bruzdnicy (Myzozoa) o ok. 80 % oraz wzrost biomasy okrzemek o ok. 91% w 2020 roku i 64% w 2023 roku w porównaniu z okresem 2002-2009 o najniższej średniej biomasy okrzemek (300 µg/l). Znacznie spadła również biomasa *Mesodinium rubrum* (95%) oraz zielenicy (65%) natomiast wzrosła biomasa haptofitów (71%). W 2023 roku biomasa sinicy była niższa niż w okresie ich największego rozwoju (2010-2015) o 26% ale o 41% wyższa niż w sezonie letnio-jesiennym 2020 roku.

Zaprezentowane wyniki badań przeprowadzonych w Zatoce Puckiej w miesiącach czerwiec-październik 2023 roku **potwierdzają zróżnicowanie przestrzenne badanego rejonu na część wewnętrzną (UG17 i JR)** charakteryzującą się:

- niższą biomasa fitoplanktonu i mniejszą różnorodnością taksonomiczną,
- osiągniętym dobrym stanem środowiska co do wskaźników fitoplanktonowych,
- stopniowym zmniejszaniem się biomasy fitoplanktonu letniego i jesiennego w ciągu ostatnich 20 lat,
- obecnością *Prymnesium parvum* głównie w czerwcu,

**oraz część zewnętrzną (KOL12, 82 i S3)** charakteryzującą się:

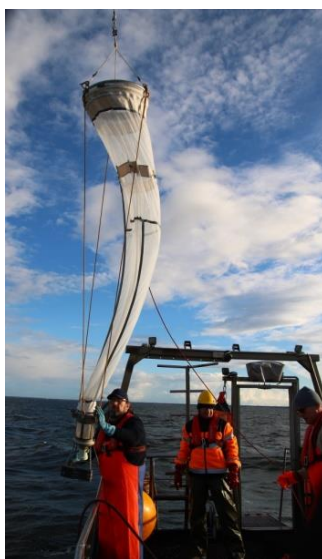
- wyższą biomasa fitoplanktonu i większą różnorodnością taksonomiczną,
- nieosiągniętym dobrym stanem środowiska co do wskaźników fitoplanktonowych,
- brakiem jednoznacznie ukierunkowanych zmian biomasy fitoplanktonu letniego i jesiennego w czasie ostatnich przeszło 20 lat, chociaż w 2023 roku średnia biomasa fitoplanktonu była niższa niż w 2020,
- brakiem obecności *P. parvum* w całym okresie badawczym.

Badania nad obecnością *P. parvum* z wykorzystaniem metod molekularnych były pierwszymi tego typu w Zatoce Puckiej i nie można ich bezpośrednio odnieść do danych archiwalnych. Badania te uzupełniają wyniki badań mikroskopowych, które nie są w stanie zidentyfikować do gatunku haptofitów z rzędu *Prymnesiales* obecnych w próbkach. Haptofity z rzędu *Prymnesiales* były obecne we wszystkich badanych próbkach, a ich największą liczebność i biomasę stwierdzono w Zatoce Puckiej zewnętrznej, gdzie osiągnęły liczebność nawet do 8 mln komórek w litrze wody. Jednak badania genetyczne wykazały, że w większości nie był to *P. parvum*, którego obecność stwierdzono wyłącznie w Zalewie (Rys. 3.8b). Zastosowanie metod molekularnych umożliwiło również stwierdzenie, że osobniki *P. parvum* obecne w czerwcu były potencjalnie toksyczne, natomiast we wrześniu nie stwierdzono obecności genów PKS kodujących syntezę prymnezyn (Rys. 3.8c). Najprawdopodobniej było to spowodowane bardzo niską liczebnością *P. parvum* w tym czasie: prążek ITS1, genu, który zazwyczaj występuje w kilku kopiach, też był dość słaby. Geny PKS są prawdopodobnie kodowane tylko w jednej kopii w genomie (Freitag i in. 2011), możliwe jest zatem, że ich liczba była poniżej możliwości detekcji. Tym niemniej wyniki te istotnie uzupełniają analizy mikroskopowe i stałe rozszerzenie monitoringu o tę metodykę umożliwiłoby znacznie powiększenie wiedzy na temat sytuacji środowiskowej i zagrożeń ekologicznych w Zatoce Puckiej.

## 4 Zooplankton

### 4.1 Metodyka badań

Próbki zooplanktonu pobierano na tych samych pięciu stacjach badawczych na których pobierano próbki fitoplanktonu. Na obszarze Zatoki Puckiej zewnętrznej, na trzech stacjach badawczych (S3, 82 i KOL12), próbki zooplanktonu pobierano za pomocą standardowej siatki planktonowej WP-2 o rozmiarze oczka wynoszącym 100 $\mu$ m (Fot. 4.1) Próbki pobierano zgodnie z metodyką HELCOM COMBINE wykonując zaciągi pionowe od ok. 4 m nad dnem do powierzchni. W przypadku najpłytszej stacji badawczej (KOL12), próbki pobierano od ok. 3 m nad dnem, maksymalizując tym samym ilość przefiltrowanej wody. Dzięki temu zabiegowi próbkę pobierano ze słupa wody o wysokości 8-9 m.

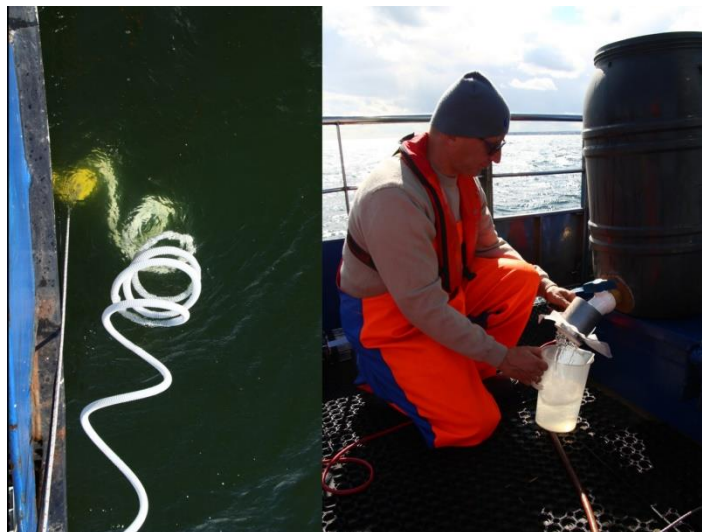


Fot. 4.1. Pobór prób planktonowych siatką planktonową WP-2 (Zatoka Pucka)

W przypadku płytkich stacji położonych na obszarze Zalewu Puckiego (JR oraz UG17) nie było możliwości prawidłowego zastosowania siatki WP-2 (metodyka wymaga zaciągu w słupie wody o wysokości min. 5 m, przy czym, z powodów technicznych próbki trzeba pobierać od poziomu 3-4 m nad dnem). Z tego powodu zastosowano pobór próbek za pomocą pompy zanurzeniowej. Próbki pobierano w czasie równomiernego zanurzania/wynurzania pompy w całym słupie wody, od ok. 0,5 m nad dnem do powierzchni. Każdorazowo pobierano w ten sposób próbkę 40 l wody, którą następnie filtrowano przez siatkę o rozmiarze oczka 100 $\mu$ m. Wszystkie pobrane próbki zostały natychmiast zakonserwowane 4% buforowanym roztworem formaldehydu.

W laboratorium próbki dzielono za pomocą splittera Motoda i w zależności od ich gęstości dobierano kolejne podpróbki. Następnie analizowano je w komorze Bogorowa zgodnie z HELCOM COMBINE Manual (HELCOM, 2019). Organizmy oznaczono do możliwie najniższego poziomu taksonomicznego. Copepoda zostały zidentyfikowane do gatunku i stadium rozwojowego (naupli, copepodit I-III i IV-V, dorosły - samiec lub samica). Wyjątek stanowią przedstawiciele rodzaju *Pseudocalanus* oraz młodociane stadia *Acartia longiremis*, *A. bifilosa* i *A. tonsa*, które zostały zidentyfikowane do poziomu

rodzaju. Wszystkie organizmy mierzone, a ich biomasę obliczano zgodnie ze Standard Size Class Method (Witek i in., 1996).



Fot. 4.2. Pobór prób zooplanktonu przy pomocy pompy zanurzeniowej (lewa strona ilustracji) oraz filtracja pobranej próbki (prawa strona ilustracji)

## 4.2 Wyniki badań

### Struktura taksonomiczna

W analizowanym materiale odnotowano obecność 30 taksonów, z czego 12 z nich przyporządkowano do gatunku (Tab. 4.1, Fot. 4.3). Pozostałe organizmy oznaczono do rodzaju lub wyższego poziomu taksonomicznego, szczególnie w przypadku meroplanktonu (planktonowych stadiów larwalnych organizmów bentosowych) oraz osobników nie należących do zooplanktonu. Najwięcej gatunków spośród wyszczególnionych grup organizmów oznaczono w przypadku Copepoda (6 gatunków), czyli widłonogów. W grupie „Inne” umieszczono taksony, które pojawiały się w badanym obszarze sporadycznie i nie należą do żadnej z pozostałych grup organizmów. Wśród nich umieszczono także tychoplankton, czyli organizmy, które stanowiły składnik zooplanktonu przypadkowo, co znaczy, że są to głównie organizmy bentosowe, które oderwały się od dna. Do tej grupy możemy przyporządkować Harpacticoida, Hyperiidea oraz Ostracoda. Bogactwo taksonomiczne było zbliżone na wszystkich stacjach (17 – 18 taksonów), za wyjątkiem stacji UG17, gdzie odnotowano 23 taksony. Nie stwierdzono zatem stacji, na której wystąpiłyby wszystkie z taksonów, natomiast pewne gatunki notowano wyłącznie w jednym z rejonów badań. *Alona* spp. oraz *Eurytemora* sp. występują głównie w wodach słodkich. W prowadzonych badaniach w 2023 roku odnotowano je na zalewie Puckim, czego wynikiem jest wyraźny dopływ wód słodkich do tego obszaru. Z kolei *Pseudocalanus* sp., *Brachionus* spp., *Bosmina* sp. oraz *Cercopagis pengoi* odnotowano w rejonie Zatoki Puckiej zewnętrznej. Warunki środowiskowe dla wymienionych taksonów były jednak odpowiednie na wszystkich stacjach badawczych.

## Liczebność i biomasa zooplanktonu

W badanym rejonie zaobserwowano duże wahania biomasy zooplanktonu w ciągu pięciu miesięcy badań. Najwyższą biomasę w obszarze Zatoki Puckiej zewnętrznej wynoszącą 6328 mg/m<sup>3</sup> odnotowano w sierpniu na stacji 82. Wyraźnie niższą biomasę notowano na stacji KOL12, której pik wynoszący 1359 mg/m<sup>3</sup> stwierdzono w październiku. W przypadku Zalewu Puckiego najwyższą wartość biomasy zaobserwowano w październiku na stacji UG17 wynoszącą 348 mg/m<sup>3</sup> (Rys. 4.1).

Najwyższe liczebności zooplanktonu w obszarze Zatoki Puckiej zewnętrznej wystąpiły na stacji 82 w sierpniu, gdzie wartości te zdecydowanie przewyższyły liczebności notowane na pozostałych stacjach i osiągały ponad 10<sup>8</sup> n/m<sup>3</sup>. Na stacji S3 wyraźny pik wystąpił na początku badań, czyli w czerwcu, z kolei na stacji KOL12 wartości w poszczególnych terminach badań były zróżnicowane. W przypadku Zalewu Puckiego widoczny jest wzrost liczebności zooplanktonu od czerwca do października. Udział poszczególnych grup taksonomicznych różnił się w zależności od obszaru badań. Na Zatoce Puckiej zewnętrznej obserwowano znaczny udział Rotatoria (do 98 %), podczas gdy na Zalewie Puckim również dominowały Copepoda (do 50 %) oraz meroplankton (do 40 %). Udział Cladocera oraz innych był nieznaczny i nie przekraczał 35% (Rys. 4.2).

Tab. 4.1. Wykaz taksonów odnotowanych na poszczególnych stacjach w Zatoce Puckiej, w 2023 roku

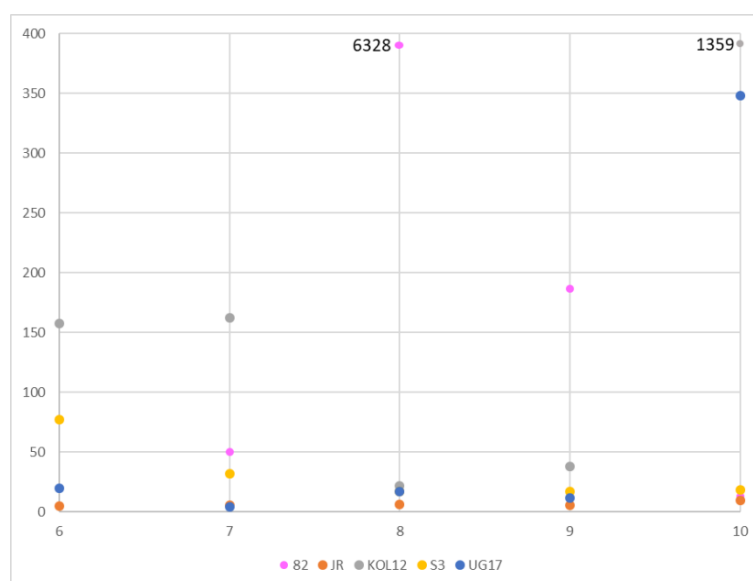
Takson/Stacja		S3	82	KOL12	UG17	JR
Copepoda	<i>Acartia bifilosa</i>	+	+	+		+
	<i>Acartia longiremis</i>	+				
	<i>Acartia tonsa</i>	+	+	+	+	+
	<i>Acartia</i> spp.	+	+	+	+	+
	<i>Centropages hamatus</i>	+	+	+	+	+
	<i>Eurytemora</i> spp.				+	
	<i>Eurytemora affinis</i>				+	
	<i>Oithona</i> spp.			+	+	+
	<i>Pseudocalanus</i> sp.	+		+		
	<i>Temora longicornis</i>	+	+	+	+	+
Cladocera	Cyclopoida	+	+		+	+
	<i>Alona</i> spp.				+	+
	<i>Bosmina (Bosmina) longirostris</i>				+	
	<i>Bosmina</i> spp.		+			
	<i>Brachionus</i> spp.	+		+		
	<i>Cercopagis pengoi</i>	+				
	<i>Evadne nordmanni</i>	+	+	+	+	+
Meroplankton	<i>Podon</i> spp.	+	+	+	+	+
	Bivalvia larvae	+	+	+	+	+
	Cirripedia naupli				+	+
	Cirripedia cypris				+	
	Gastropoda larvae	+	+	+	+	+
Rotatoria	Polychaeta larvae		+		+	+
	<i>Keratella cochlearis</i>	+	+		+	
	<i>Keratella cruciformis</i>		+	+		+
	<i>Keratella quadrata</i>	+	+	+	+	+
Inne	Synchaeta spp.	+	+	+	+	+
	Arthropoda				+	
	Harpacticoida				+	



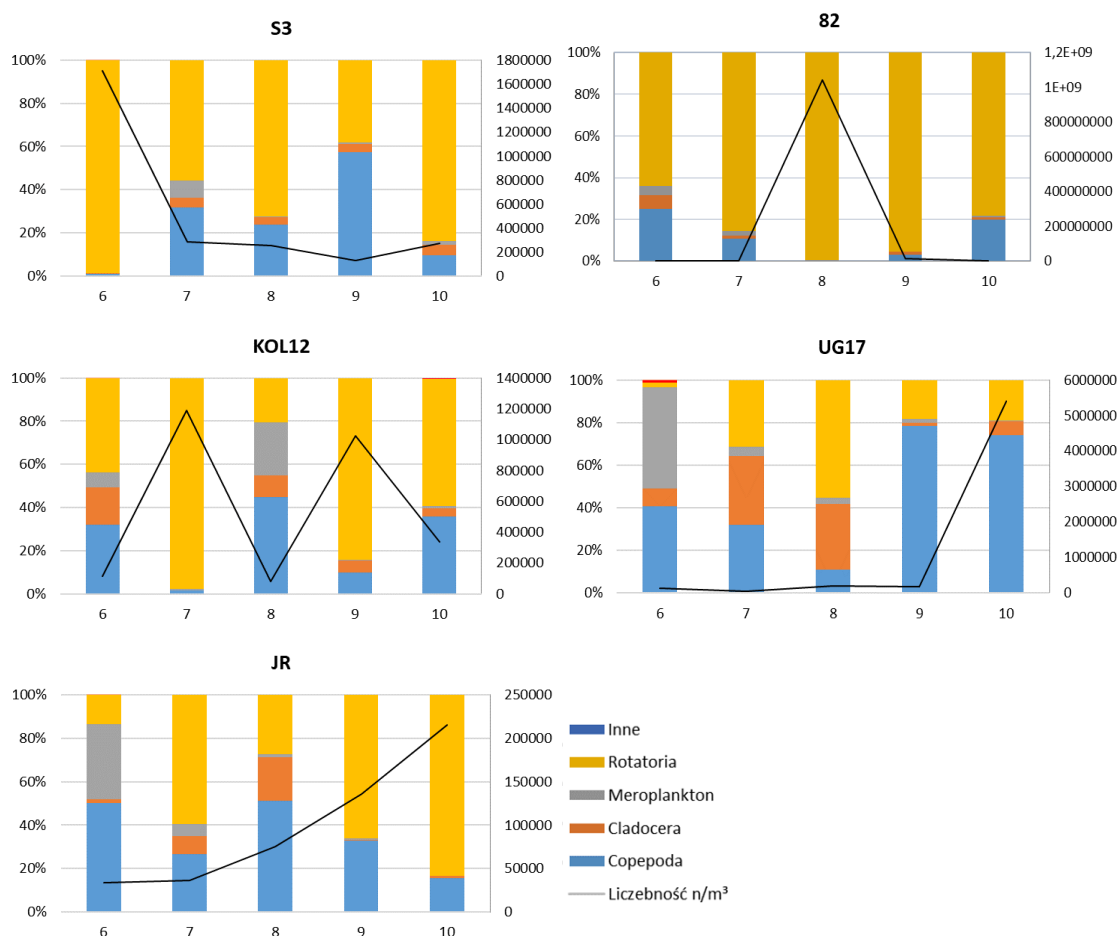
Takson/Stacja	S3	82	KOL12	UG17	JR
Hyperiidia			+		
Ostracoda	+	+	+	+	+



Fot. 4.3. Przedstawiciele zooplanktonu w próbach z Zatoki Puckiej. Od lewej: *Temora longicornis*, *Evadne nordmanni* i *Synchaeta spp.*



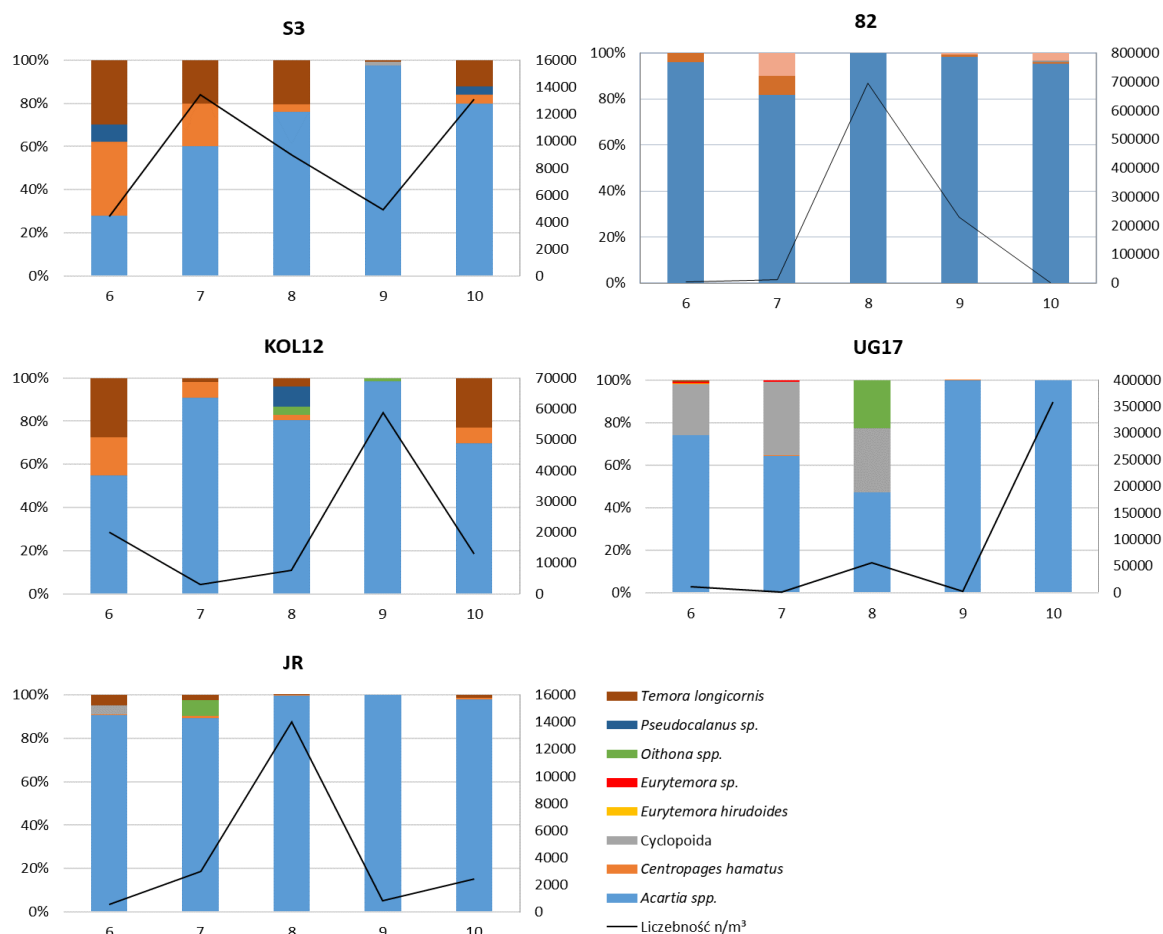
Rys. 4.1. Biomasa zooplanktonu [ $\text{mg}/\text{m}^3$ ] w Zatoce Puckiej odnotowana w poszczególnych miesiącach, w 2023 roku



Rys. 4.2. Udział procentowy oraz liczebność [ $n/m^3$ ] składników zooplanktonu w Zatoce Puckiej w poszczególnych miesiącach, w roku 2023

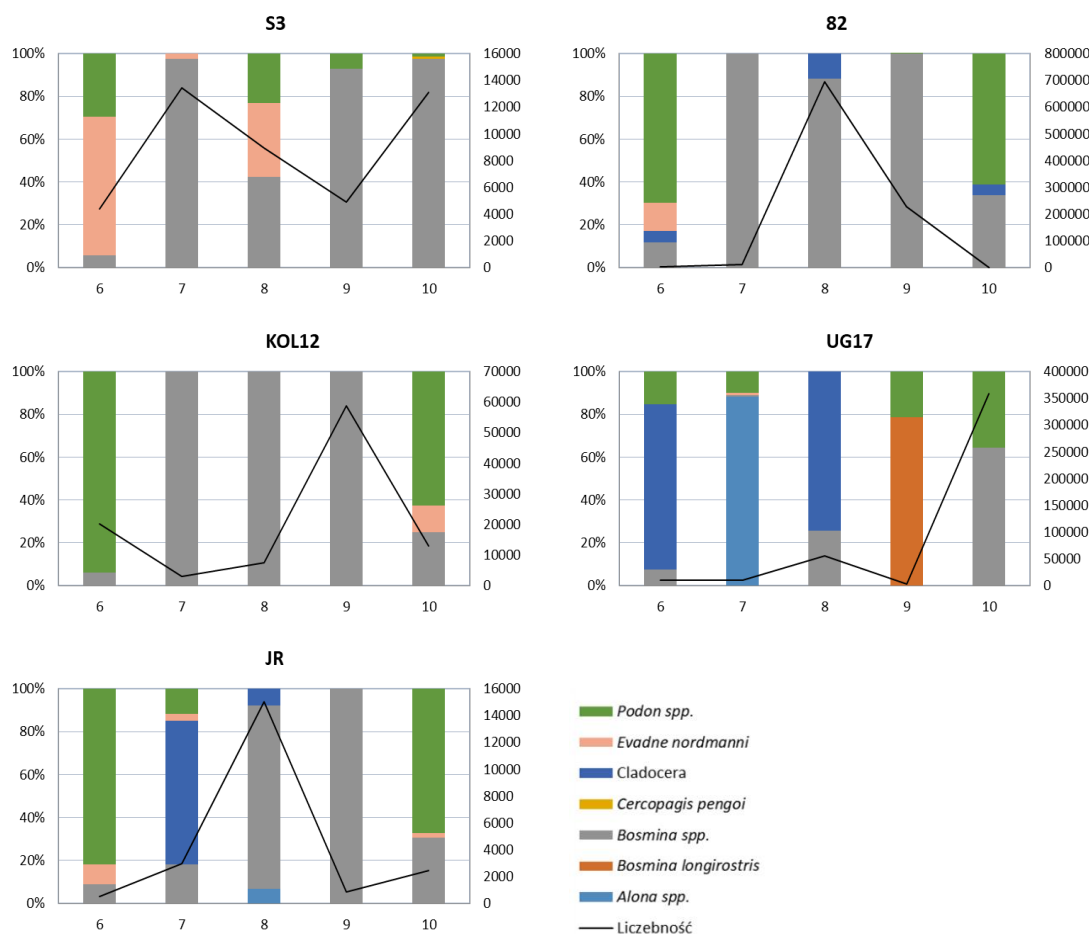
### Szczegółowa charakterystyka wybranych grup zooplanktonu

Liczebność **Copepoda** była zróżnicowana zarówno pod względem rejonu badań, jak i miesiąca. Najwyższe liczebności Copepoda w czasie badań odnotowano na stacjach 82, KOL12 oraz UG17, gdzie wartości te przekraczały nawet  $7^5 n/m^3$ . W obu obszarach obserwuje się dominację *Acartia* spp. W obszarze Zatoki Puckiej zewnętrznej na stacjach S3 oraz KOL12 we wszystkich miesiącach, za wyjątkiem września, stwierdzono również duży udział (do 30%) *Temora longicornis* oraz *Centropages hamatus*. Z kolei na stacji UG17 od czerwca do sierpnia udział Cyclopoida wynosił prawie 40% (Rys. 4.3).



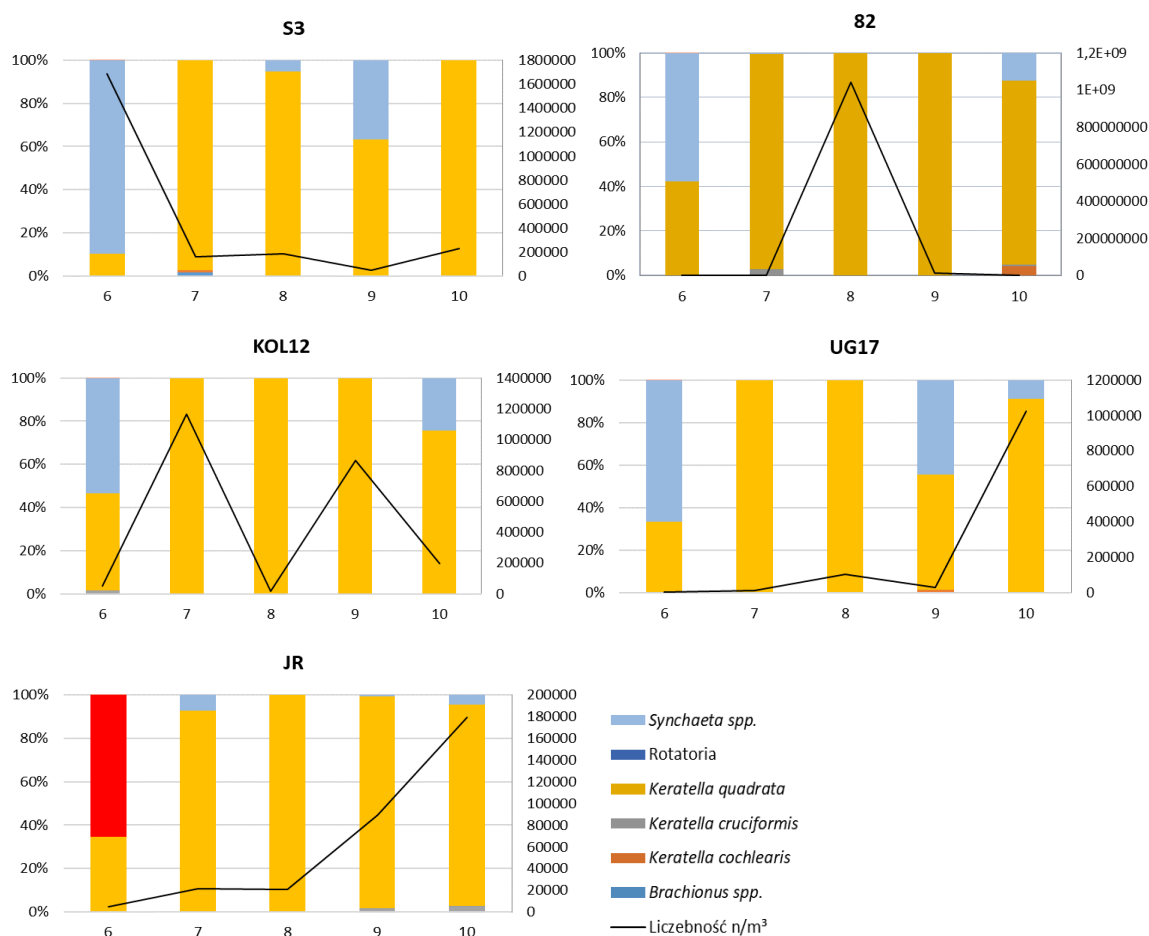
Rys. 4.3. Udział procentowy oraz liczebność [n/m<sup>3</sup>] gatunków Copepoda w Zatoce Puckiej w poszczególnych miesiącach, w roku 2023

Skład gatunkowy **Cladocera** oraz liczebność na poszczególnych stacjach w okresie badań były zróżnicowane. W obszarze Zatoki Puckiej zewnętrznej od lipca obserwowano wysoki udział wioślarki *Bosmina spp.*, natomiast w czerwcu i październiku dominowały *Podon spp.* oraz *Evadne nordmanni*. Lato jest typowym okresem występowania wioślarek ponieważ preferują cieplejsze, powierzchniowe warstwy wody. Obecność *Alona spp.*, którą odnotowano wyłącznie na stacjach w obszarze Zalewu Puckiego świadczy o zbliżonym do słodkowodnego, charakterze wód Zalewu Puckiego. Najwyższą liczebność Cladocera odnotowano w sierpniu na stacji 82 i wynosiła 695358 n/m<sup>3</sup> (Rys. 4.4).



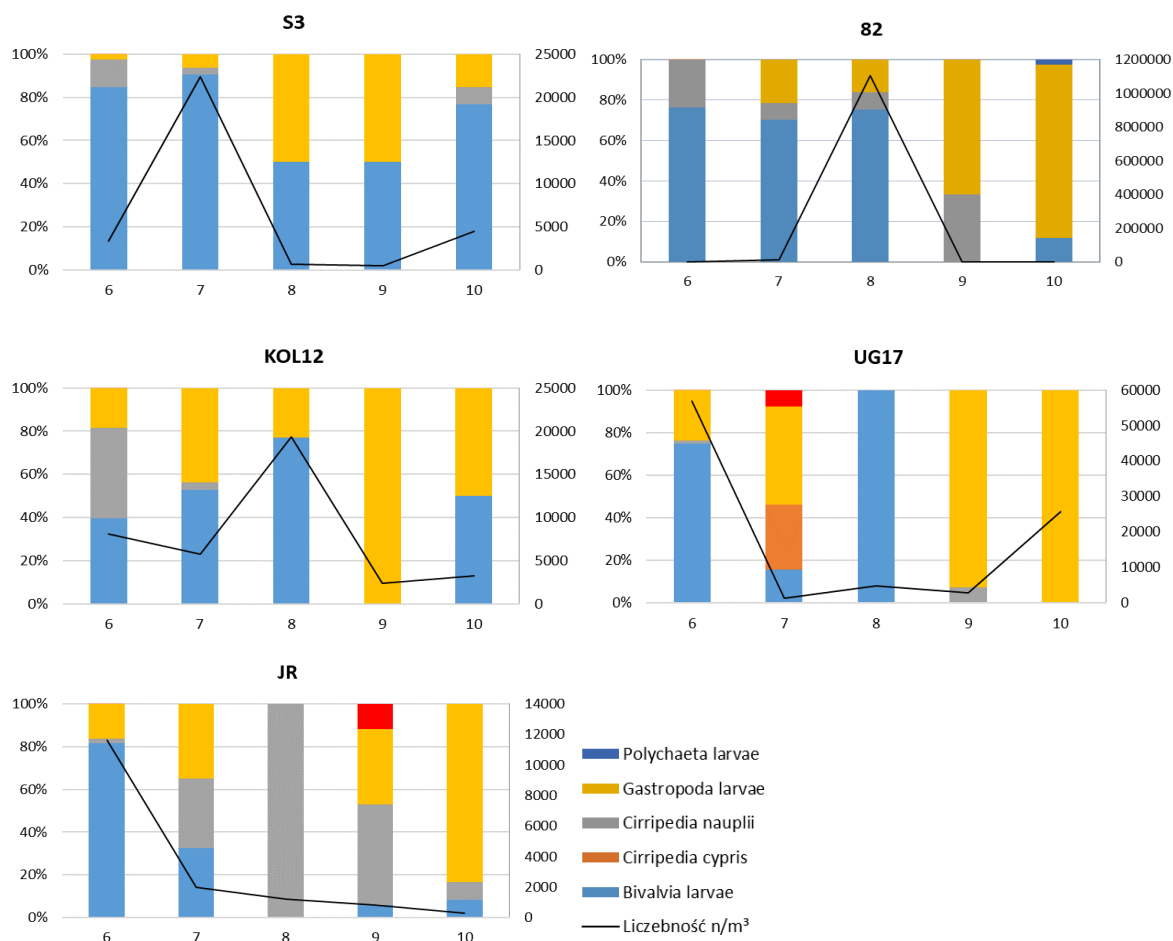
Rys. 4.4. Udział procentowy oraz liczebność [ $n/m^3$ ] gatunków Cladocera w Zatoce Puckiej w poszczególnych miesiącach, w roku 2023

Liczebność **Rotatoria** na stacjach położonych w obszarze Zatoki Puckiej zewnętrznej i Zalewu Puckiego wyraźnie się od siebie różniła. Na Zalewie Puckim obserwowano trend wzrostowy od początku badań, natomiast na Zatoce Puckiej zewnętrznej nie zauważono żadnego schematu między miesiącem a liczebnością wrotków. Najwyższą liczebność stwierdzono na stacji 82 w sierpniu przekraczającą  $7^8$   $n/m^3$ . Na stacji KOL12 odnotowano dwa piki – w lipcu i październiku, natomiast na stacji S3 liczebność w czerwcu zdecydowanie przewyższała tę w kolejnych miesiącach badań. W całym obszarze badań dominowała od lipca do października *Keratella quadrata*, natomiast w czerwcu w przeważającej części wystąpiła *Synchaeta* spp. (stacje S3, 82, KOL12 oraz UG17) oraz *K. cochlearis* (stacja JR). Udział pozostałych taksonów nie przekraczał 5% (Rys. 4.5).



Rys. 4.5. Udział procentowy oraz liczebność [ $n/m^3$ ] Rotatoria w Zatoce Puckiej w poszczególnych miesiącach, w roku 2023

Rozkład liczebności **meroplanktonu** był bardzo zróżnicowany i w przypadku stacji położonych w obszarze Zatoki Puckiej zewnętrznej nie widać podobieństw co do ich wartości. Na stacji KOL12 oraz 82 najwyższe liczebności wystąpiły w sierpniu, z kolei na stacji S3 – w lipcu. W pozostałych miesiącach wartości te były wyraźnie niższe i nie przekraczały  $7000 n/m^3$ . W rejonie Zalewu Puckiego najwięcej meroplanktonu zaobserwowano w czerwcu 2023 roku, z niewielkim pikiem w październiku na stacji UG17. Udział poszczególnych organizmów w badanych obszarach różnił się od siebie. Na Zatoce Puckiej zewnętrznej przez pierwsze miesiące dominowały larwy Bivalvia z niewielkim udziałem nauplii Cirripedia, natomiast od sierpnia dominowały również larwy Gastropoda. Z kolei na Zalewie Puckim w czerwcu dominowały larwy Bivalvia, w lipcu udział poszczególnych grup był zróżnicowany i stwierdzono wysoki udział larw Gastropoda oraz nauplii Cirripedia. W sierpniu na stacji UG17 prawie 100% zajmowały larwy Bivalvia, a na stacji JR – nauplii Cirripedia. W okresie jesiennym dominowały larwy Gastropoda. Zmiany w występowaniu poszczególnych larw wynikają z odmiennego czasu rozrodu gatunków bentosowych (Rys. 4.6).



Rys. 4.6. Udział procentowy oraz liczebność [ $n/m^3$ ] meroplanktonu w Zatoce Puckiej w poszczególnych miesiącach, w roku 2023

### 4.3 Podsumowanie i odniesienie do danych archiwalnych

Liczebność taksonów zooplanktonu podczas 5 - miesięcznego okresu badań w Zalewie Puckim oraz Zatoce Puckiej zewnętrznej była zbliżona lub wyższa od obserwowanej w źródłach literaturowych dla rejonów przybrzeżnych zarówno Zatoki Puckiej jak i Zatoki Gdańskiej. Ponadto zauważalne są zmiany liczebności oraz struktury gatunkowej w zależności od miesiąca badań na poszczególnych stacjach badawczych. Typowym składnikiem dla obu badanych obszarów zatoki zostały Rotatoria oraz Copepoda, w szczególności gatunki z rodzaju *Acartia* – jeden z głównych widłonogów Zatoki Gdańskiej (Wiktor i Żmijewska, 1985). Udział wrotków oraz *Acartia* spp. w próbach był znaczący, co wynika ze sprzyjających do ich rozwoju i przetrwania warunków hydrologicznych.



## Zalew Pucki

Uzyskane liczebności Copepoda, Cladocera, Rotatoria oraz meroplanktonu z Zalewu Puckiego (JR i UG17) porównano z danymi przedstawionymi w pracy autorstwa Bełdowskiej M. i Mudrak-Cegiołki S. (2017), gdzie przeprowadzono badania w okresach 2011-2013, wynikami z lat 1958 i 1962 (Siudziński, 1997) oraz z 2020 roku (dane własne MIR-PIB).

Ogólna liczebność zooplanktonu na stacjach JR oraz UG17 w porównaniu z badaniami z 2012 roku (Bełdowska i Mudrak-Cegiołka (2017) była wyraźnie wyższa. W 2012 najwyższa odnotowana liczebność wynosiła 22494 n/m<sup>3</sup>. W 2020 roku była ona już nieco wyższa i osiągała 585250 n/m<sup>3</sup>, natomiast w 2023 roku najwyższa wartość przekraczała aż 5 mln n/m<sup>3</sup>.

W przypadku poszczególnych grup zooplanktonu w Zalewie Puckim największy udział notuje się dla Rotatoria oraz Copepoda, zarówno w prezentowanej pracy, jak i u Bełdowskiej i in. (2017) w 2012 roku oraz Siudzińskiego (1977) w latach 1958 oraz 1962. W 2012 roku (Bełdowska i in., 2017) zaobserwowano także wysoki udział tychoplanktonu oraz meroplanktonu, podczas gdy w 2023 roku udział meroplanktonu nie przekraczał 40 % w czerwcu, a tychoplankton pojawiał się sporadycznie. Takie wyniki uzyskano również w roku 2020.

W 2020 roku (dane własne MIR-PIB) najwyższe liczebności Copepoda notowano w sierpniu i wrześniu, co zbiega się z wynikami przedstawionymi w niniejszym raporcie, jednakże na stacji UG17 bardzo wysokie wartości stwierdzono także w październiku. Różnica jest jednak w udziale poszczególnych taksonów należących do Copepoda. W 2023 roku stwierdzono wysoki udział Cyclopoida w pierwszych miesiącach badań, czego nie stwierdzono w 2020 roku. W tym czasie notowano jednak więcej *T.longicornis*, będącą typowy składnikiem zooplanktonu Zatoki Puckiej, jak i całego Morza Bałtyckiego. Z kolei dominacja w tym obszarze *Acartia* spp. była również przedstawiana w pracach innych autorów (Bełdowska i Mudrak-Cegiołka (2017), Dzierzbicka-Głowacka i in. (2015), (2019)).

Liczebność Cladocera w Zalewie Puckim nie wyróżniała się szczególnie na tle pozostałych grup taksonomicznych. Takson charakterystyczny dla wód słodkich – *Allona* spp. również obserwowano w tym obszarze w 2012 roku w strefie przybrzeżnej Zalewu Puckiego (Bełdowska i Mudrak-Cegiołka (2017), natomiast pojawiał się on częściej w ciągu roku, a udział pozostałych taksonów wioślarek był znikomy. Z kolei widoczne jest podobieństwo w porównaniu z 2020 rokiem (dane własne MIR-PIB), gdzie takson ten również notowano sporadycznie.

Najwyższa odnotowana liczebność Rotatoria w 2023 wynosiła 400000 n/m<sup>3</sup> i jest ona pięć razy wyższa od maksymalnej wartości stwierdzonej w roku 2020 (80000 n/m<sup>3</sup>). Dominującym składnikiem Rotatoria w 2020 roku do czerwca-lipca była *Synchaeta* spp., od sierpnia - *Keratella quadrata*. Z kolei w 2023 roku wyraźnie dominowała *K. quadrata* będąca gatunkiem wskaźnikowym eutrofii wód.

## Zatoka Pucka zewnętrzna

Uzyskane średnie liczebności Copepoda, Cladocera, Rotatoria oraz meroplanktonu z Zatoki Puckiej zewnętrznej (KOL12, S3 i 82) porównano z danymi przedstawionymi w pracy autorstwa Mudrak S. i Żmijewskiej I. M. oraz , gdzie przeprowadzono badania w okresach 1999-2000, Mudrak-Cegiołki S. i Bełdowskiej M. (2017) w latach 2013-2014, wynikami z okresu 1998-1999 (Bielecka i in., 2000) oraz z wynikami z 2020 roku (dane własne MIR-PIB).

W odniesieniu do wyników prezentowanych w pracach z ostatnich dwóch dekad zaobserwowano duże różnice w liczebności Copepoda w okresie od lata do jesieni. W 1999-2000 oraz 2013-2014 wartości te były o wiele niższe niż w 2023 roku, z kolei w 2020 roku – były zbliżone lub wyższe. Zarówno w 2023 roku, jak i trzy lata wcześniej, obserwowano wzrost wartości w październiku na stacji KOL12 oraz w lipcu na stacji S3. Pik w październiku stwierdzono również w roku 2000. Duża różnica wystąpiła na stacji 82, gdzie liczebność wyraźnie odbiegała od notowanej w poprzednich latach badań. Z kolei w terminie od czerwca do października liczebności na badanych stacjach znacznie odbiegały od danych z lat 1998-1999, natomiast w porównaniu do stacji KOL12 w obu przypadkach stwierdzono ich wzrost.

Lato jest typowym okresem występowania Cladocera, kiedy powierzchniowe wody są ogrzewane i mają najlepsze warunki do rozrodu. Najwięcej wioślarek notowano w terminie od lipca do września, jednak na każdej ze stacji piki liczebności wystąpiły w innym miesiącu badań – na stacji S3 w lipcu, w sierpniu na stacji 82, a we wrześniu na KOL12. Na początku badań liczebności te były zbliżone do obserwowanych w 2020 roku, natomiast wraz z upływem czasu, wartości maksymalne były wyraźnie wyższe. W latach 1999-2000 najwyższa liczebność wystąpiła w sierpniu i była ona zbliżona do notowanej na KOL12 w 2023 roku, natomiast była ona wyższa od stwierdzonej na S3. W okresie 1998-1999 nie stwierdzono obecności Cladocera w październiku, z kolei w 2023 roku na stacji S3 zaobserwowano wzrost liczebności wioślarek w tym terminie.

Liczebność Rotatoria była zróżnicowana. W 2023 roku w obszarze Zatoki Puckiej zewnętrznej liczebności wrotków na wszystkich stacjach badawczych były porównywalne do wartości notowanych w 2020 roku. Zbliżony był także udział poszczególnych taksonów, a przede wszystkim dominacja gatunku *K. quadrata*. O wiele niższe wartości w porównaniu do danych z 1998-1999 oraz 2013-2014 zaobserwowano w czerwcu, lipcu i październiku, z kolei w latach 1999-2000 liczebność wrotków była wyraźnie niższa niż w 2023 roku. Z kolei Siudziński (1977) obserwował tendencję wzrostową w okresie letnim i jesiennym, natomiast jesienią tego samego roku liczebności były zdecydowanie niższe. Według Kruk i Dowgiałło (2000) udział wrotek w ogólnej liczebności zooplanktonu w Zatoce Puckiej zewnętrznej może sięgać 59%, co stwierdzono także w prezentowanych badaniach.

W przedstawionych wynikach dla Zatoki Puckiej zewnętrznej udział meroplanktonu we wszystkich miesiącach badań był znikomy i wynosił poniżej 10 %. Do zupełnie innych obserwacji doszły Bełdowska i Mudrak-Cegiołka (2017), które notowały wysoki udział larw bentosowych. U Józefczuk i in. (2003) organizmy te stanowiły z kolei 12 i 20%. W lipcu 2023, jak i w 2020 roku na stacji S3 stwierdzono wyraźny pik, jednak wartość ta była ponad trzykrotnie niższa. W pozostałych miesiącach badań wartości oscylowały na podobnym poziomie. W przypadku stacji 82 rejestrowano podobne liczebności, jednak w sierpniu na stacji KOL12 były one zdecydowanie wyższe. Za wyjątkiem tego jednego miesiąca wartości były do siebie zbliżone.

## Podsumowanie

- W Zatoce Puckiej w 2023 roku odnotowano 30 taksonów, spośród których najwięcej gatunków stwierdzono u Copepoda, a największą liczbą taksonów występujących na poszczególnych stacjach było 23.
- Prawie 40% odnotowanych taksonów wystąpiło na wszystkich stacjach badawczych.
- Najwyższy udział wśród zooplanktonu Zatoki Puckiej odnotowano dla Copepoda i Rotatoria.
- Najczęściej występującym taksonem wśród Copepoda była Acartia spp. stanowiąca nawet do 99 % wszystkich gatunków widłonogów na stacjach badawczych.
- Liczba odnotowanych gatunków w 2023 roku była zbliżona do obserwowanych we wcześniejszych latach badań.
- Liczebność poszczególnych taksonów była zbliżona do liczebności notowanych w 2020 roku.
- W stosunku do danych z okresu ostatnich 20 lat w roku 2023 obserwowano znaczny wzrost liczebności zooplanktonu który, poza nielicznymi wyjątkami obserwowano w całym okresie badań dla wszystkich najważniejszych grup zooplanktonu.
- Wysoka liczebność meroplanktonu świadczy o odpowiednich warunkach do rozrodu i przeżywalności organizmów bentosowych.

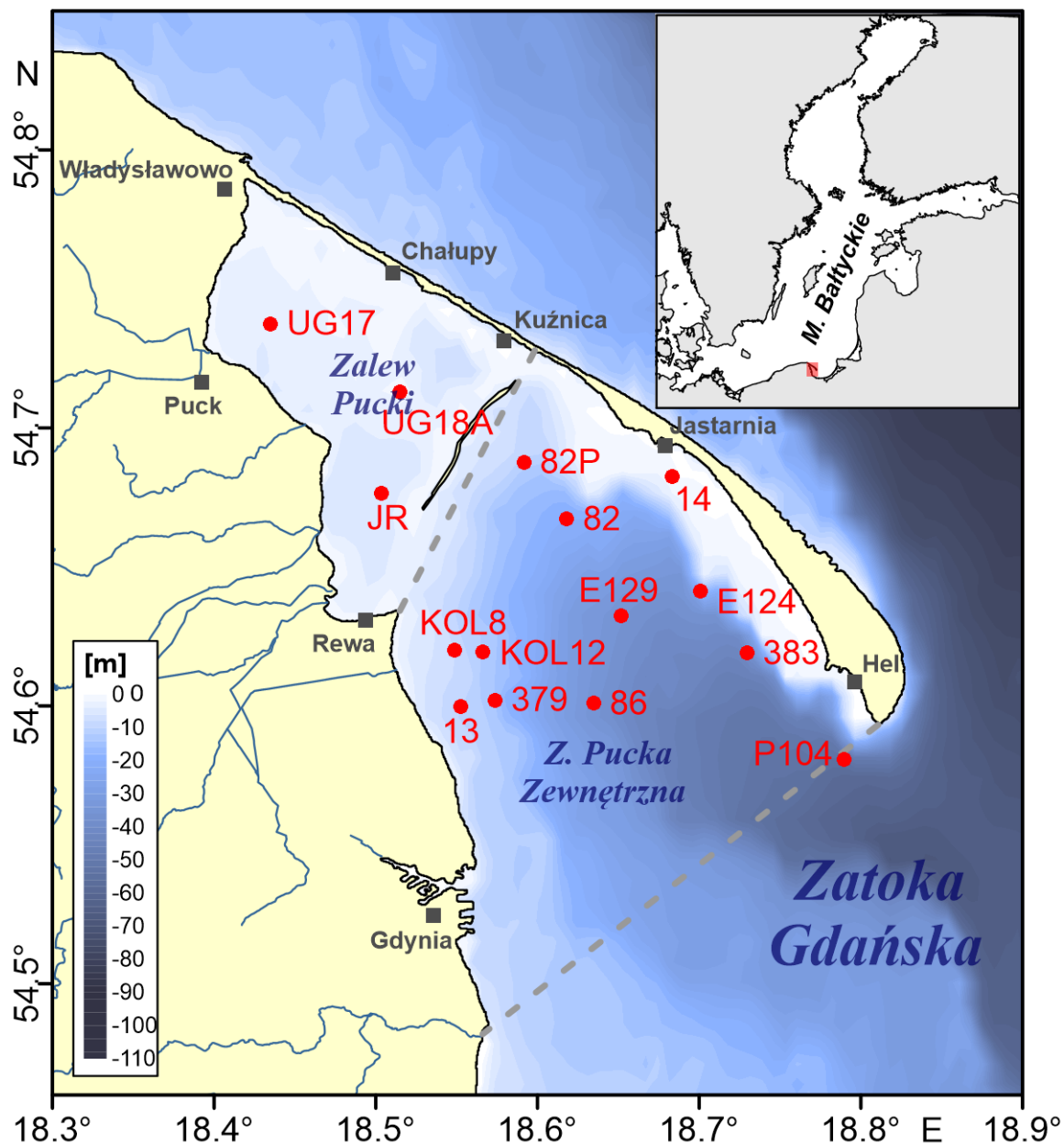
## 5 Badania bentosu

Bentos to zespół wszystkich organizmów żyjących na dnie morskim (jak i każdego innego zbiornika wodnego). Będący przedmiotem badań w tym projekcie makrozoobentos to zespół organizmów zwierzęcych zamieszkujących dno morskie, o wielkości osobników które, w trakcie odsiewania osadu, pozostają na sicie o boku oczka 1 mm (czasem stosuje się kryterium sita 0,5 mm). Wśród nich wyróżnia się organizmy epibentosowe (epifaunę) które żyją i aktywnie poruszają się po powierzchni dna, oraz infaunę czyli organizmy przez większość życia zagrzebane w osadach dennych. Powyższy opis dotyczy bentosu dna miękkiego, a tylko takie występuje na badanym obszarze (bentos dna twardego, skalistego jest odrębnym zbiorowiskiem i w Zatoce Puckiej punktowo występuje tylko na nielicznych głazach, wrakach czy umocnieniach brzegowych). Specyficzną formacją, charakterystyczną dla niektórych obszarów dna piaszczystego Bałtyku, są agregacje omułków (*Mytilus* spp.) spoczywające na powierzchni osadów piaszczystych i mogących być biernie przemieszczanych przed prądami i falowanie morza. Ze względu na specyfikę tej formacji, jej badania wymagają użycia specyficznych metod badawczych, stąd w niniejszym opracowaniu zostały omówione oddzielnie.

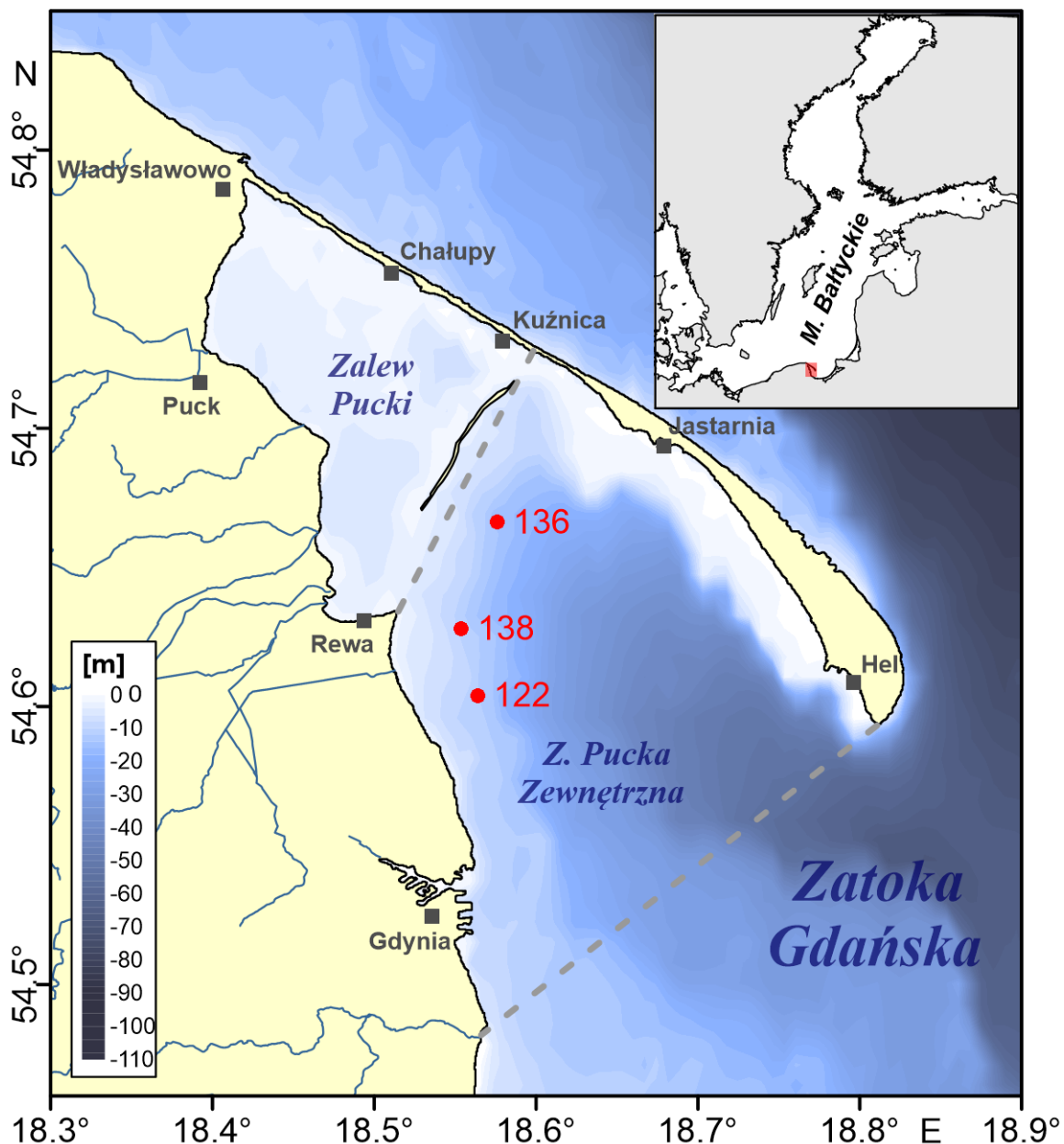
Makrozoobentos dna miękkiego tworzą w większości organizmy o niskiej mobilności, przemieszczające się aktywnie na odległości w skali metrów, rzadziej dziesiątków metrów, ze sporym udziałem organizmów o wieloletnim czasie życia (głównie małże). W efekcie przez cały czas są ekspozowane na warunki środowiskowe panujące w danym miejscu dna morskiego, bez możliwości migracji w razie ich istotnego i nagłego pogorszenia. Czyni to bentos dobrym wskaźnikiem stanu środowiska bentonicznego w długiej perspektywie czasowej. Znaczące pogorszenie warunków środowiskowych skazuje organizmy bentosowe, w szczególności te wrażliwe, na wyginiecie na danym obszarze, a rekolonizacja tego obszaru po poprawie warunków środowiskowych zajmuje relatywnie dużo czasu. W efekcie nawet w perspektywie lat, w składzie gatunkowym, strukturze wielkościowej i wiekowej (małże) bentosu można obserwować syndromy wystąpienia w przeszłości niekorzystnych zmian na danym obszarze.

### 5.1 Metodyka, obszar i wybór stacji pomiarowych

Obszarem badań była cała Zatoka Pucka, wraz z Zalewem Puckim, od wschodu i południa ograniczona izobatą 50 m (za wyjątkiem jednej stacji). Zgodnie ze Szczegółowym opisem przedmiotu umowy, badania powinny być wykonane w „co najmniej 13 stacjach badawczych”, oraz dodatkowo powinny być wykonane minimum trzy zaciągi ilościowe omułków dragą denną. Bazując na tym, że badania wykonywane w ramach obecnie realizowanego Programu badań zasobów ryb i ich bazy pokarmowej na obszarze Zatoki Puckiej w 2023 roku powinny być komplementarne i porównywalne z analogicznymi badaniami bentosu wykonywanymi w latach 2019-2021, zdecydowano o wykonaniu badań w oparciu o tę samą siatkę 15 stacji badawczych i wykonanie zaciągów dragowych na trzech kolejnych stacjach (Rys. 5.1, Rys. 5.2).



Rys. 5.1. Lokalizacja stacji badawczych – makrozoobentos



Rys. 5.2. Lokalizacja stacji badawczych – szacowanie zasobów omułka, draga

Przed rozpoczęciem programu badań w latach 2019-20 dokonano wyboru liczby i lokalizacji stacji dokonano na dostępnej wiedzy i doświadczenia. Głównym kryterium było uzyskanie najbardziej reprezentatywnego pokrycia Zatoki siatką stacji, tak w zakresie powierzchni, jak i zróżnicowania głębokości i rodzajów dna. W wyborze konkretnych stacji kierowano się posiadaną przez MIR-PIB bazą danych, w której zgromadzone są dane z badań bentosu na przestrzeni ostatnich kilkudziesięciu lat, tak aby było możliwe odniesienie danych uzyskanych w latach 2019-2020 do danych archiwalnych. Wybrano z niej łącznie 11 stacji, spełniających ww. kryteria, jednocześnie wyznaczając zgrubną lokalizację czterech kolejnych (stacje: JR, 82P, KOL8 i KOL11) które miały dopełnić siatkę. Ich dokładną pozycję wyznaczono w czasie pierwszej sesji poboru prób, gdzie zasadniczym kryterium było



osiągnięcie założonej głębokości. Dwie z tych stacji, KOL8 i KOL 12 wyznaczono w bezpośredniej bliskości kolektora w Mechelinkach odprowadzającego wówczas solankę z kawern w Kosakowie (w roku 2023 nie odprowadzano solanki do Zatoki Puckiej). Zlokalizowano je na głębokości odpowiednio 8 i 12 metrów, podobnie jak para stacji 13 i 379, które są podobnie rozmieszczone, na podobnym rodzaju dna, w rejonie oddalonym od kolektorów i tym samym mogą być traktowane jako stacje referencyjne w stosunku do stacji przy kolektorach. Trzy z 15 stacji wyznaczono na obszarze Zalewu Puckiego, dwie to pozycje zaczerpnięte z bazy (UG17 i UG18), a trzecią, JR wyznaczono w rejonie Jamy Rzucewskiej, która ma charakteryzować głębsze obszary Zalewu Puckiego. Ostatecznie, z 15 stacji badawczych, 3 zlokalizowano na Zalewie Puckim, 6 na płytszym dnie piaszczystym Zatoki Puckiej zewnętrznej, a 6 kolejnych na głębszych obszarach dna mulistego Zatoki Puckiej. Część ze stacji mulistych znajduje się na obszarze na którym w przeszłości notowano drastyczną redukcję bentosu, wywołaną prawdopodobnie napływem wód odtlenionych z głębszych obszarów Zatoki Gdańskiej.

W przypadku badań omułka, także w oparciu o bazę danych MIR-PIB wybrano trzy punkty na których już wcześniej (rok 2007) wykonywano analogiczne badania. Wybrano punkt położony najbliżej kolektora oraz dwa referencyjne, zlokalizowane na analogicznej głębokości na północ i na południe od kolektora. Z pobranych prób pobierano dodatkowe podpróby do badań chemicznych omułków.

W poniższej tabeli (Tab. 5.1) zabrano podstawowe informacje o pozycjach, głębokości i terminach pobierania prób bentosu w obu cyklach badań (2019-20).

Tab. 5.1. Podstawowe informacje o stacjach badawczych

Stacja	Długość	Szerokość	Daty poboru prób	Głębokość [m]
P104	18,7893	54,5801	17.07.2023	56,12
383	18,7293	54,6181	17.07.2023	44,97
E124	18,7018	54,6411	17.07.2023	37,69
14	18,6842	54,6778	17.07.2023	7,13
82	18,6166	54,6677	17.07.2023	19,68
82P	18,5908	54,6874	17.07.2023	11,07
86	18,6336	54,6008	20.07.2023	30,78
E129	18,6518	54,6320	20.07.2023	35,63
KOL12	18,5648	54,6196	20.07.2023	10,84
KOL8	18,5502	54,6207	20.07.2023	10,17
13	18,5645	54,6044	20.07.2023	11,07
379	18,5749	54,6017	20.07.2023	12,11
UG17	18,4348	54,7369	21.07.2023	4,35
UG18	18,5007	54,7062	21.07.2023	4,77
JR	18,5043	54,6773	21.07.2023	5,41

## Metodyka badań

Metodyka badań była oparta o założenia metodyki HELCOM COMBINE stosowanej w monitoringu środowiska Bałtyku, która uwzględnia specyficzne warunki tego morza i jest powszechnie uznana przez środowisko naukowe. W zakresie oznaczeń wykraczających poza opis ww. metodyki posiłkowano się zaleceniami z pracy Eleftheriou & McIntyre 2005, a także wiedzą i długoletnim doświadczeniem pracowników MIR-PIB w prowadzeniu badań bentosowych.

Zgodnie z praktyką, próby bentosu pobierano w okresie letnim. Wszystkie próby pobrano pomiędzy 13, a 21 lipca 2023 (Tab. 5.1).

Próby pobierano z czarterowanego kutra nurkowego/hydrograficznego *Litoral* wyposażonego we wszelkie niezbędne do prawidłowej obsługi poboru prób, urządzenia. Proces pobierania prób rozpoczął się od dokładnego napłynięcia na stację badawczą, a następnie zakotwiczenia jednostki.

Po zakotwiczeniu, wykonywano standardowy pomiar CTD w całym słupie wody, oraz pobierano próbę wody naddenej do pomiaru zawartości tlenu. Tlen oznaczano metodą Winklera.

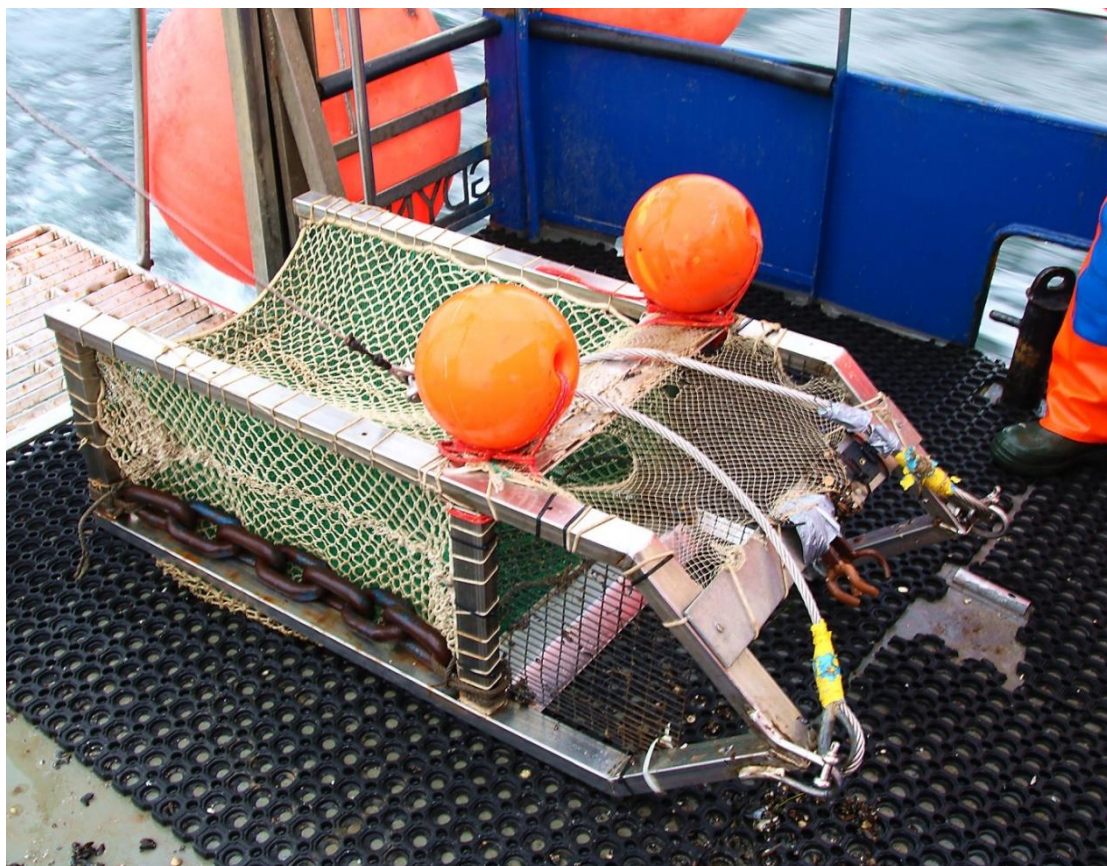
Następnie, przy pomocy zgodnego z metodyką HELCOM COMBINE czerpacza van Veen 0,1 m<sup>2</sup> (ciężar w zakresie 25-35 kg, przedłużone ramiona, górna powierzchnia czerpaka przykryta sitem 0,5 mm), pobierano po 3 próby osadu, który następnie przepłukiwano na sicie o boku oczka 1 mm. Przesiany materiał konserwowano buforowanym roztworem 4% formaldehydu i w tej postaci zabezpieczano do dalszych analiz (Fot. 5.1). Do analiz kwalifikowano tylko prawidłowo pobrane próby (w pełni zamknięty czerpacz, ilość osadu min. 5l), w przypadku próby nieprawidłowej (próba „wymyta”, niepełna, lub zbyt małej objętości), pobierano kolejne czerpacze, do skutku. Ze względu na charakter osadów w Zatoce Puckiej, nawet na osadach piaszczystych nie było potrzeby stosowania dociążonego czerpacza, gdyż już czerpacz standardowy dostarczał prawidłową, reprezentatywną próbę.



Fot. 5.1 Proces pobierania prób makrozoobentosu przy pomocy czerpacza van Veen

Analiza laboratoryjna prób makrozoobentosu polegała na wysortowaniu wszystkich organizmów pod binokulem, a następnie policzeniu i oznaczeniu wysortowanych organizmów do najniższego, możliwego do oznaczenia, taksonu. W większości przypadków oznaczało to oznaczenie do poziomu gatunku. Biomase, poza małzami, określano jako masę mokrą formalinową, poprzez zważanie, konserwowanych przez minimum 3 miesiące organizmów, po ich wcześniejszym osuszeniu na bibule. Małże były mierzone i dzielone na 1 mm klasy długości, a biomase określano w oparciu o standardy wagowe pochodzące w własnych pomiarów masy mokrej formalinowej dla okresu letniego, dla całych małży, z muszlą, po usunięciu wody z jamy płaszczowej.

Badania agregacji omułek wykonywano przy pomocy ilościowych zaciągów dragą denną wyposażoną w system podglądu video (Fot. 5.2). Dociążona draga, o szerokości wejścia 50 cm była holowana za kutrem wzdłuż izobaty na której był zlokalizowany punkt (9-13 m); w czasie zaciągu, na bieżąco kontrolowano na podglądzie video prawidłowość pobierania próby i wypełnienie dragi. Poprzez zanotowanie pozycji rozpoczęcia pobierania próby i jego zakończenia określano długość trasy zaciągu, co umożliwiło obliczenie powierzchni z jakiej zebrano próbę. Na pokładzie, przy pomocy wyskalowanego pojemnika, określano objętość pobranej próby z dokładnością do 1l, oraz pobierano z niej podpróbę o objętości ok. 1-1,5 l. W laboratorium z podpróby wybierano wszystkie omułki, następnie mierzono je i dzielono na 1 mm klasy wielkości. Biomase określano w oparciu o standardy wagowe masy mokrej formalinowej wykonane oddzielnie dla każdego z dwóch lat poboru prób, dla całych małży, z muszlą, po usunięciu wody z jamy płaszczowej.



Fot. 5.2 Dragą denną wykorzystywaną do szacowania zasobów omułka



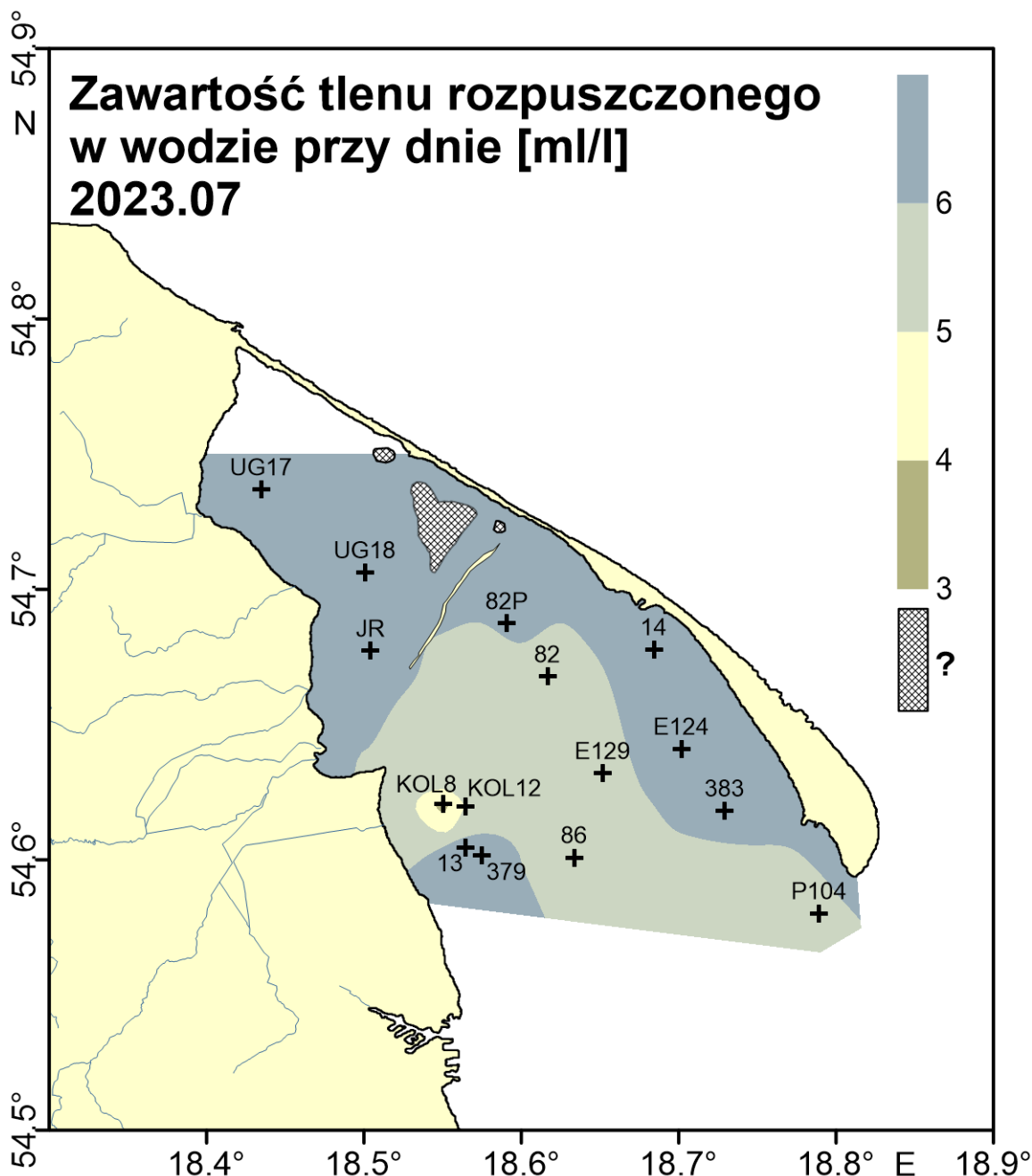
## 5.2 Wyniki badań

### Warunki środowiskowe

Warunki hydrologiczne w czasie poboru prób (lipiec 2023) nie odbiegały od typowych dla tego obszaru, nie odnotowano istotnych odstępstw tak w zakresie temperatury jak i zasolenia. Uzyskane wyniki zostały włączone do szerszej analizy hydrologicznej obszaru umieszczonej w rozdziale Pomiary hydrologiczne. W Tab. 5.2 umieszczono dane pomiarowe temperatury, zasolenia i natlenienia wód przydennych, natomiast na Rys. 5.3 zaprezentowano interpolację przestrzenną natlenienia wód przydennych na obszarze Zatoki Puckiej objętym badaniami bentosu.

Tab. 5.2. Temperatura, zasolenie i natlenienie wód przydennych w trakcie pobierania prób makrozoobentosu

Stacja	Lipiec 2023			
	T [°C]	S PSU	O <sub>2</sub> [ml/l]	Secchi [m]
P104	5,19	8,73	5,93	3,3
383	4,78	8,26	6,04	3,4
E124	4,53	7,76	6,57	3,3
14	20,15	7,15	6,68	3,5
82	15,55	7,15	5,38	2,5
82P	19,01	7,15	6,27	3,1
86	15,76	7,31	5,45	3,1
E129	14,26	7,34	5,60	3,5
KOL12	18,25	7,09	5,68	3,1
KOL8	15,96	7,24	3,77	3,0
13	18,04	7,12	6,07	3,1
379	19,06	7,11	6,42	3,1
UG17	19,59	7,21	6,25	3,1
UG18	19,44	7,24	6,24	3,6
JR	19,03	7,16	6,50	4,1



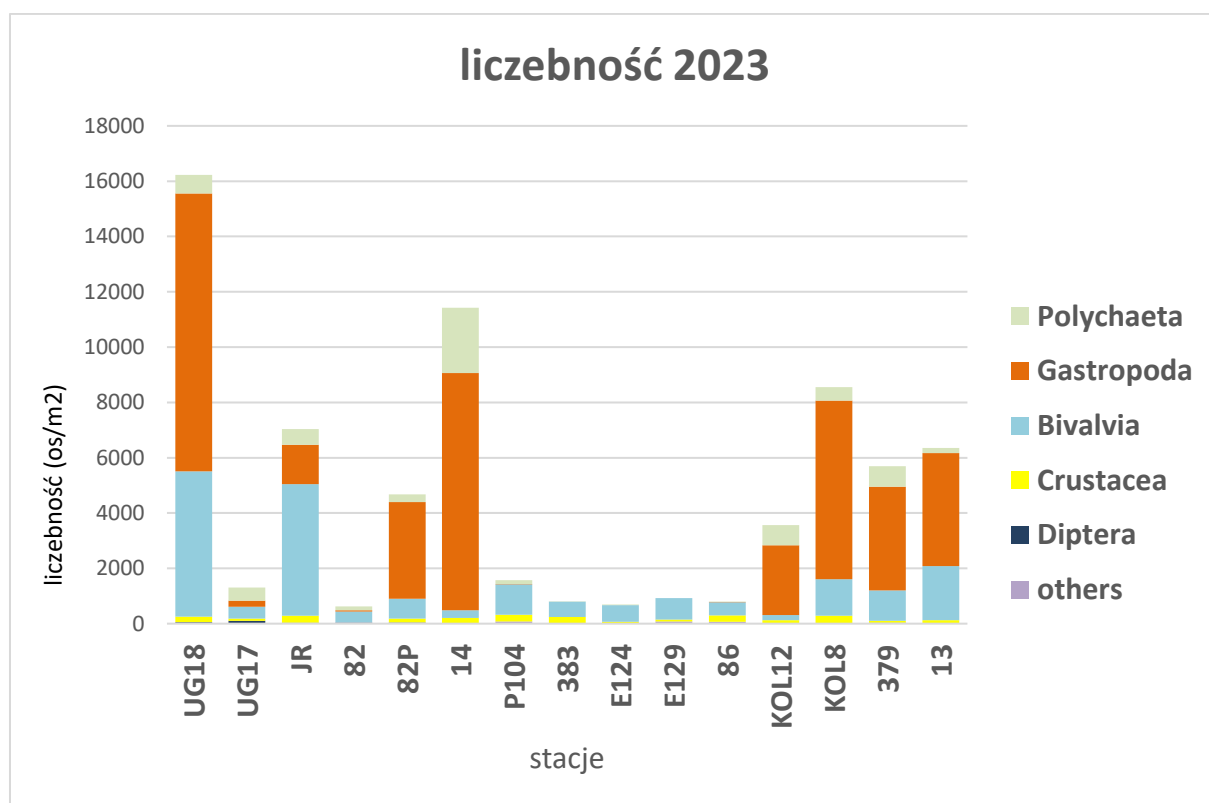
Rys. 5.3. Interpolacja przestrzenna natlenienia wód przydennych we wrześniu 2019 (okres pobierania prób bentosowych). Obszar zakreskowany to głębokie jamy (największa – Kuźnicka) w których nie prowadzono pomiarów, a gdzie możliwe jest występowanie obszarów beztlenowych, stąd zostały wyłączone z interpolacji.

We wszystkich punktach występowały korzystne warunki tlenowe, nie zanotowano stanów hypoksji i anoksji. Warto podkreślić obserwowane w roku 2023 dobre natlenienie najgłębszych warstw wody Zatoki Puckiej. Na wszystkich stacjach o głębokości powyżej 30 m obserwowano zawartość tlenu na poziomie powyżej 5 ml/l, a nawet 6 ml/l i były to wartości na takim samym poziomie jak te notowane, na zazwyczaj dobrze natlenionych, stacjach płytszych. Wyjątkiem jest niska zawartość tlenu (3,77 ml/l)

zanotowana na płytkiej stacji KOL8 (najbliżej kolektora w Mechelinkach). Również inne parametry (zasolenie i temperatura) w porównaniu do stacji najbliższych (KOL12, 13, 379) wykazywały pewną odmienność (woda zimniejsza, o minimalnie wyższym zasoleniu), co może świadczyć o specyficznych warunkach panujących na tej stacji w tym dniu.

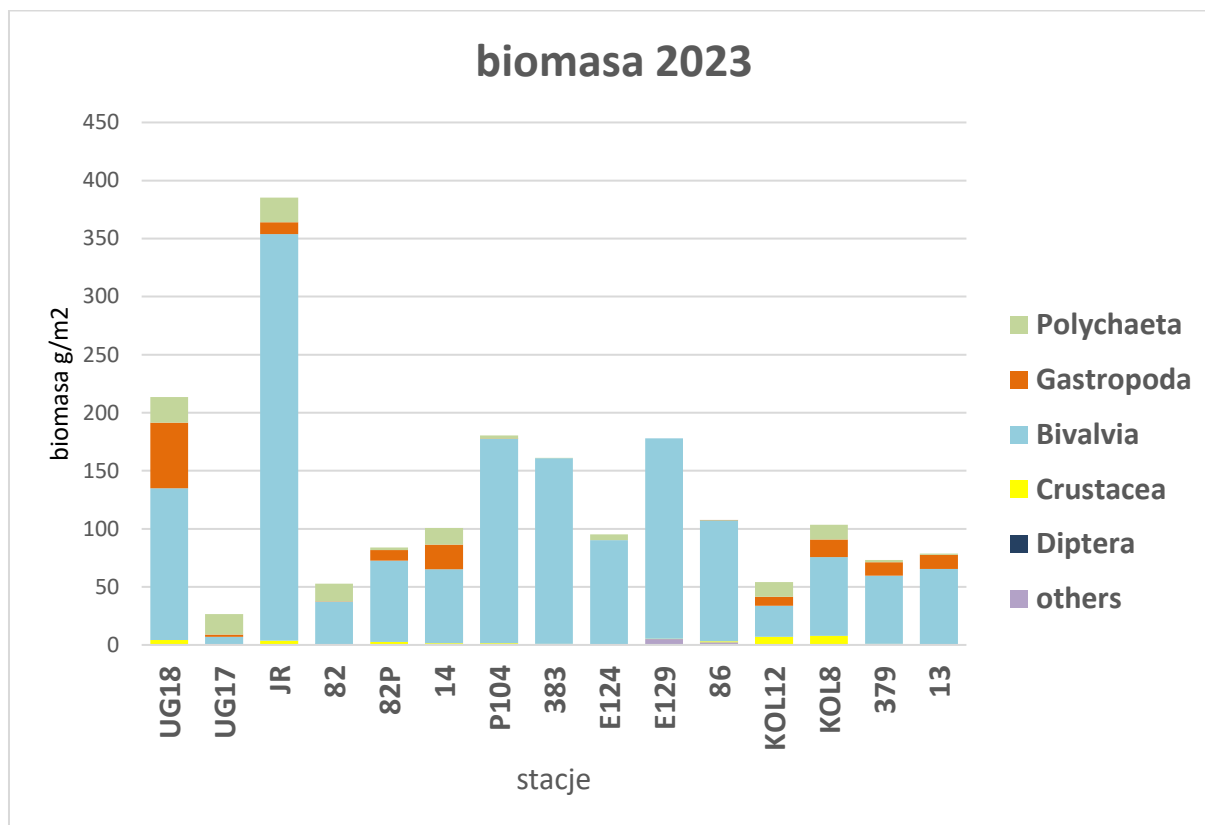
### 5.3 Podsumowanie i odniesienie do danych archiwalnych

Wyniki badań makrozoobentosu przedstawiono w formie wykresów liczebności i biomasy z podziałem na główne grupy organizmów: wieloszczety – Polychaeta, ślimaki – Gastropoda, małże – Bivalvia, skorupiaki – Crustacea, muchówki (larwy) – Diptera i pozostałe grupy (Rys. 5.4; Rys. 5.5).



Rys. 5.4. Liczebność makrozoobentosu w roku 2023



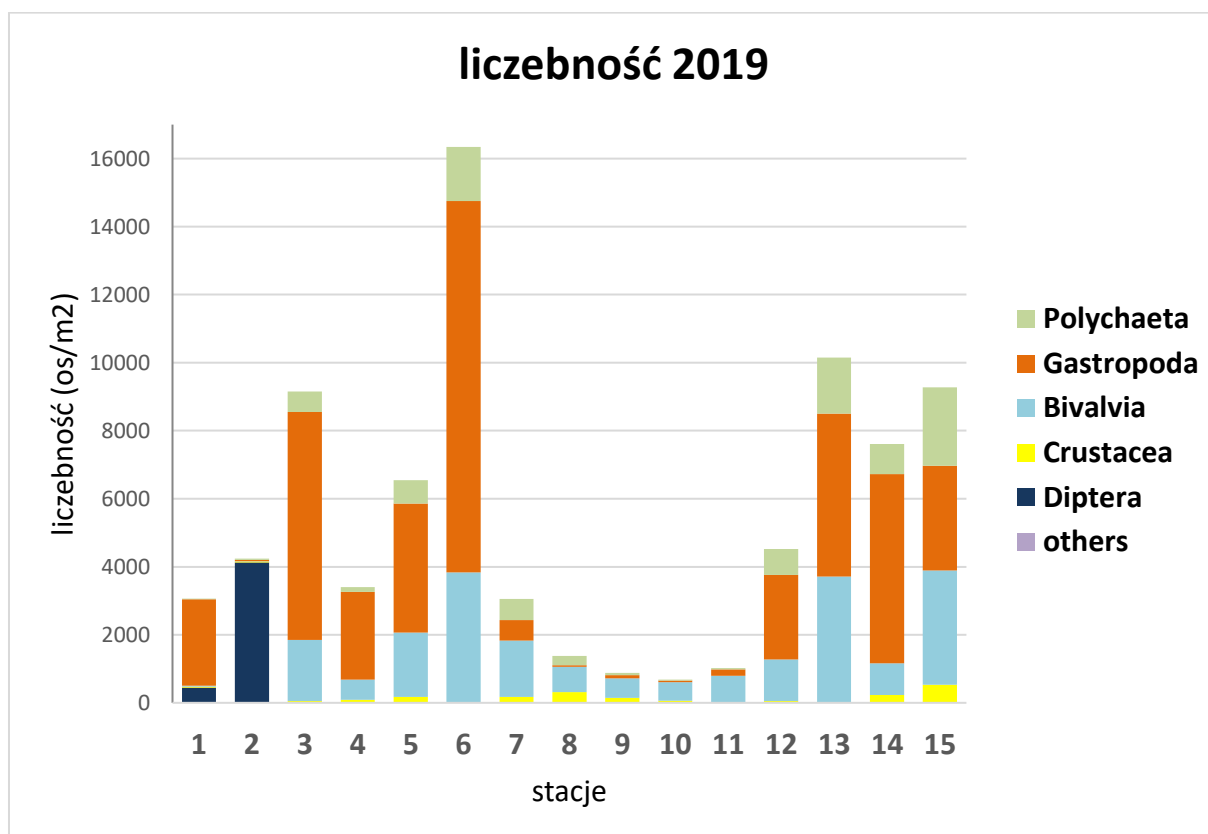


Rys. 5.5. Biomasa makrozoobentosu w roku 2023

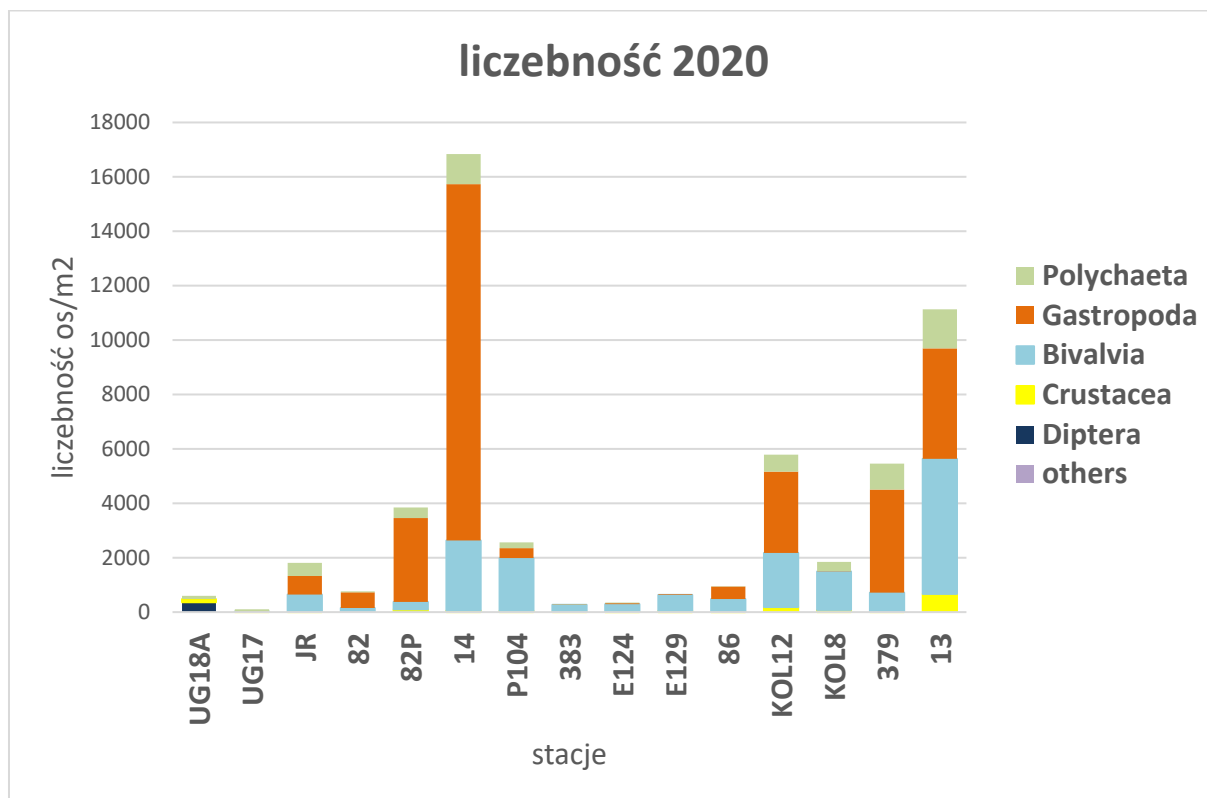
Na obszarze Zatoki Puckiej zewnętrznej, pod względem liczebności, na płytkich stacjach o osadach piaszczystych (13, 14, KOL8, KOL12, 82P, 379) dominowały ślimaki (Gastropoda) z rodziny Hydrobiidae oraz małże. Ważną grupą były także wieloszczety, wśród których liczebnie dominował, typowy dla osadów piaszczystych *Pygospio elegans*. Łączna liczebność wszystkich organizmów osiągała na tych stacjach wielkości rzędu 5-10 tys., maksymalnie ponad 11 tys. os/m<sup>2</sup>. Wartości liczebności i udział poszczególnych grup organizmów będących jej składową na płytkich stacjach piaszczystych Zatoki Puckiej zewnętrznej są praktycznie takie same jak w latach 2019-2020 (Rys. 5.6; Rys. 5.7; Rys. 5.8; Rys. 5.9). Obserwowany w roku 2020 spadek liczebności, a głównie brak ślimaków na stacji KOL8 nie potwierdził się w roku 2023 co wskazuje na incydentalność obserwowanego w roku 2020 zjawiska.

Znacznie niższe wartości liczebności osiągał bentos na głębszych stacjach mulistych (82, 86, 383, E124, E129 i P104), gdzie łączne wartości liczebności wszystkich organizmów osiągały wartości poniżej 1 tys. os/m<sup>2</sup>, za wyjątkiem stacji P104. Osady muliste, zwłaszcza w głębszych rejonach Zatoki są narażone na okresowe oddziaływania niekorzystnych warunków jakie panują w głębszych partiach Bałtyku, w efekcie bogactwo gatunkowe organizmów bentosowych jest tu ograniczone i zawęża się do gatunków oportunistycznych, zdolnych do bytowania w gorszych warunkach, a nawet przetrwania okresów warunków niekorzystnych (hypoxi lub nawet krótkotrwałej anoxi). Na badanym obszarze bentos osadów mulistych, pod względem liczebności był zdominowany przez małże, wśród których zdecydowanym dominantem była *Limecola balthica*. Wartym odnotowania faktem jest natomiast obserwowane na tych stacjach skorupiaków, głównie *Pontoporeia femorata*. Skorupiaki te wymagają

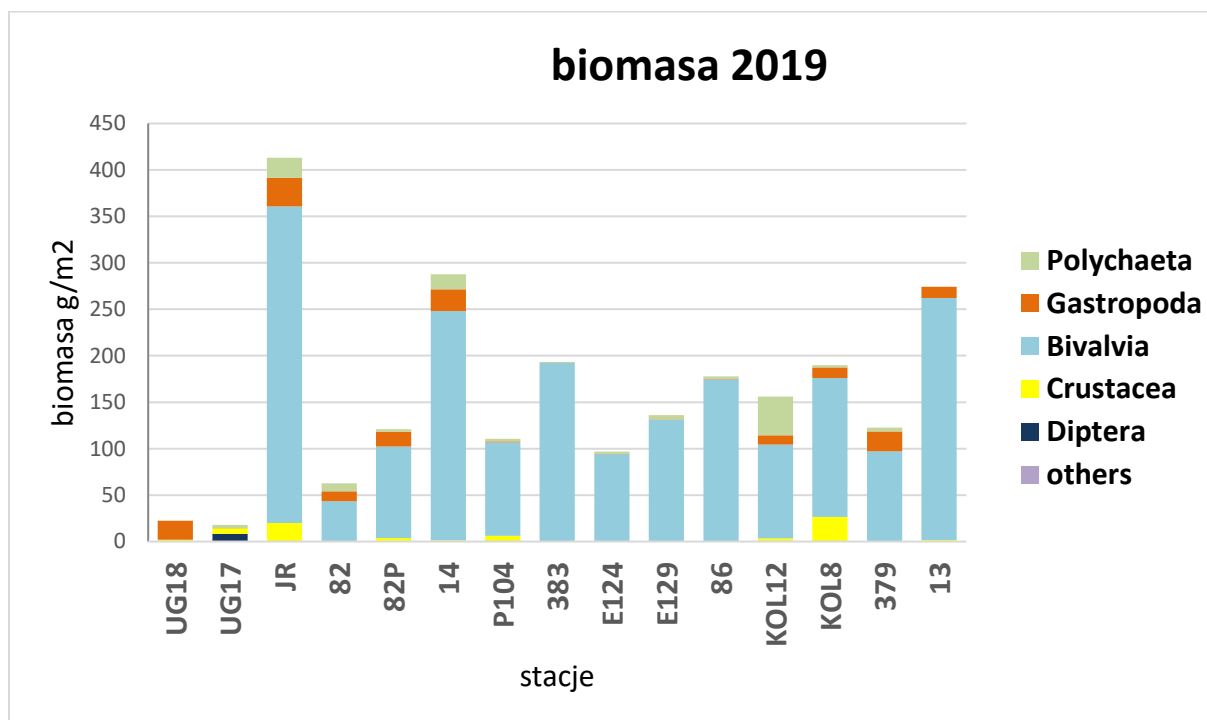
dobrych warunków tlenowych, a ich występowanie na tych stacjach w roku 2023 jest zapewne odzwierciedleniem obserwowanych, dobrych warunków tlenowych przy dnie, w najgłębszych obszarach Zatoki Puckiej. Zjawiska tego nie obserwowano w latach 2019-2020 kiedy warunki tlenowe przy dnie na tym obszarze były gorsze. Na najgłębszej stacji P104 obserwowano zamiany w stosunku do lat 2019-20, tak w odniesieniu do całkowitej liczebności jak również mniejszego zróżnicowania taksonomicznego bentosu, który w latach 2019-20 zaznaczał w tym miejscu swoją odmienność, manifestowaną m.in. większą liczebnością wieloszczetów i ślimaków, podczas gdy w roku 2023 był praktycznie zbliżony do bentosu pozostałych, głębszych stacji mulistych. Obserwowany w roku 2020 istotny spadek liczebności na trzech stacjach: 82, 383 i E124 nie znajduje odzwierciedlenia w danych z roku 2023, w którym wartości liczebności są zbliżone, a nawet wyższe (poza wspomnianą stacją P104) niż w roku 2019. Stan bentosu w najgłębszych rejonach Zatoki Puckiej, o dnie mulistym w roku 2023 można uznać za dobry i lepszy niż w latach 2019-20. Dobre warunki tlenowe znajdują odzwierciedlenie także w większej niż we wcześniejszych latach liczebności skorupiaków, a stabilna liczebność i skład gatunkowy, zwłaszcza obecność długowiecznych małży, świadczą pośrednio o braku, powodujących śmiertelność bentosu, zjawiskach beztlenowych w strefie przydennej Zatoki Puckiej w ostatnich latach.



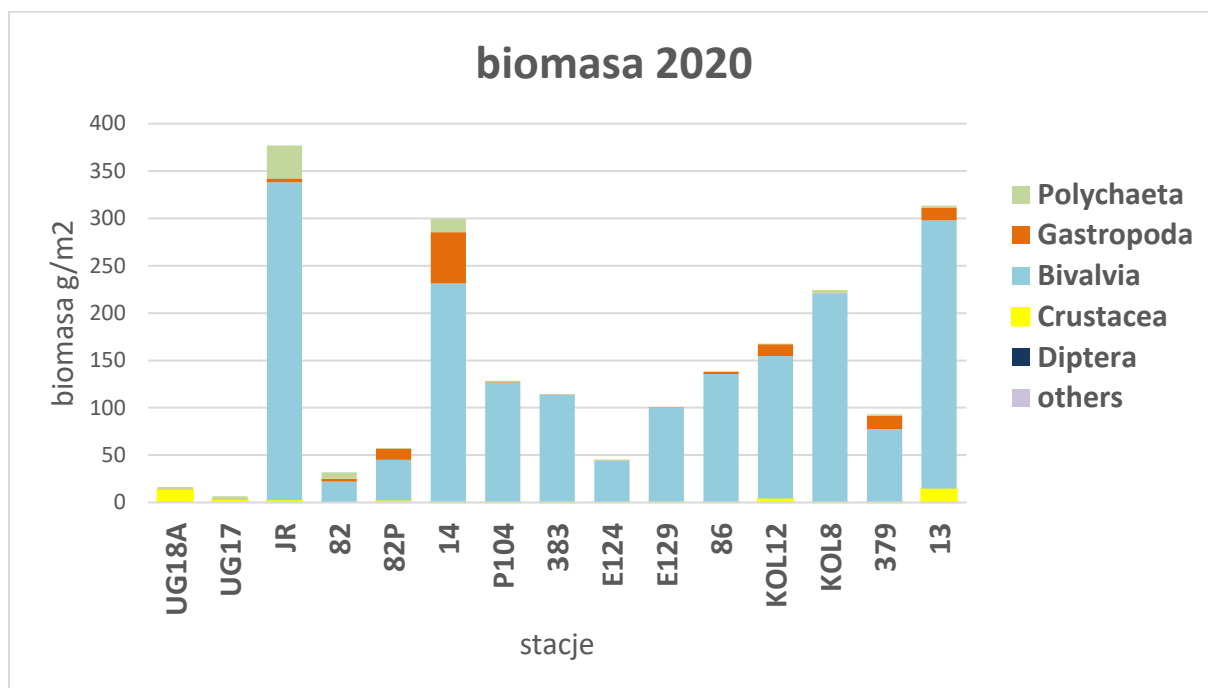
Rys. 5.6. Liczebność makrozoobentosu w roku 2019



Rys. 5.7. Liczebność makrozoobentosu w roku 2020



Rys. 5.8. Biomasa makrozoobentosu w roku 2019



Rys. 5.9. Biomasa makrozoobentosu w roku 2020

Odmienne wyglądała struktura bentosu na Zalewie Puckim, znacząco różniąc się także od tego co obserwowano w latach 2019-20. W szczególności dotyczy to dwóch stacji położonych w płytszej, częściowo porośniętej roślinnością części Zalewu Puckiego (UG17 i UG18), gdzie w latach 2019 i 20 notowano mało liczne zbiorowiska bentosu, okresowo dominowane przez ślimaki Hydrobideae i/lub larwy ochotek (Chironomideae). Natomiast w roku 2023 na stacji UG18 zanotowano najbardziej liczny zespół bentosu ze wszystkich badanych stacji, którego liczebność przekroczyła 16 tys. os./m<sup>2</sup>. Dominantami były tradycyjnie ślimaki Hydrobideae (ponad 10 tys. os./m<sup>2</sup>), a także małże *Cerastoderma glaucum* (ponad 5 tys. os./m<sup>2</sup>), przy czym były to w większości masowo występujące młodociane osobniki wielko 2-3 mm. Na stacji UG17 także odnotowano znacznie liczniejszy i bardziej bogaty zespół bentosowy niż w latach 2019-20 (pomijając dominację larw ochotek w roku 2019). Na obu stacjach warto odnotować pojawienie się małży, których praktyczny brak był cechą charakterystyczną tych stacji w latach 2019-20. Warto tu podkreślić, że Zalew Pucki jest rozległym i zróżnicowanym akwenem, na którym od kilkudziesięciu lat obserwowane są pozytywne zmiany związane m.in. z odbudowa różnorodnych form fitobentosu (glony i rośliny naczyniowe rosnące na dnie morskim), co znacząco wpływa na zmienność i zróżnicowanie zespołów makrozoobentosu. Jednocześnie ocena dużej, płytkowodnej części tego akwenu, w tym projekcie opiera się na praktycznie dwóch stacjach (stacja JR jest zlokalizowana w głębszej części Zalewu, w pobliżu połączenia z Zatoką Pucką zewnętrzną), co czyni ją obciążoną dużym błędem, wynikającym choćby z lokalnej zmienności w rejonach obu stacji badawczych. Dla szczegółowego zbadania aktualnie zachodzących zmian w obrębie bentosu Zalewu Puckiego właściwe byłoby objęcie go dedykowanymi badaniami, w oparciu o gęstą siatkę stacji, dopasowaną do mozaikowej struktury siedlisk bentosowych tego akwenu, wynikającej m.in. z obecności fitobentosu, co jednak daleko wykracza poza zakres tego projektu badań.

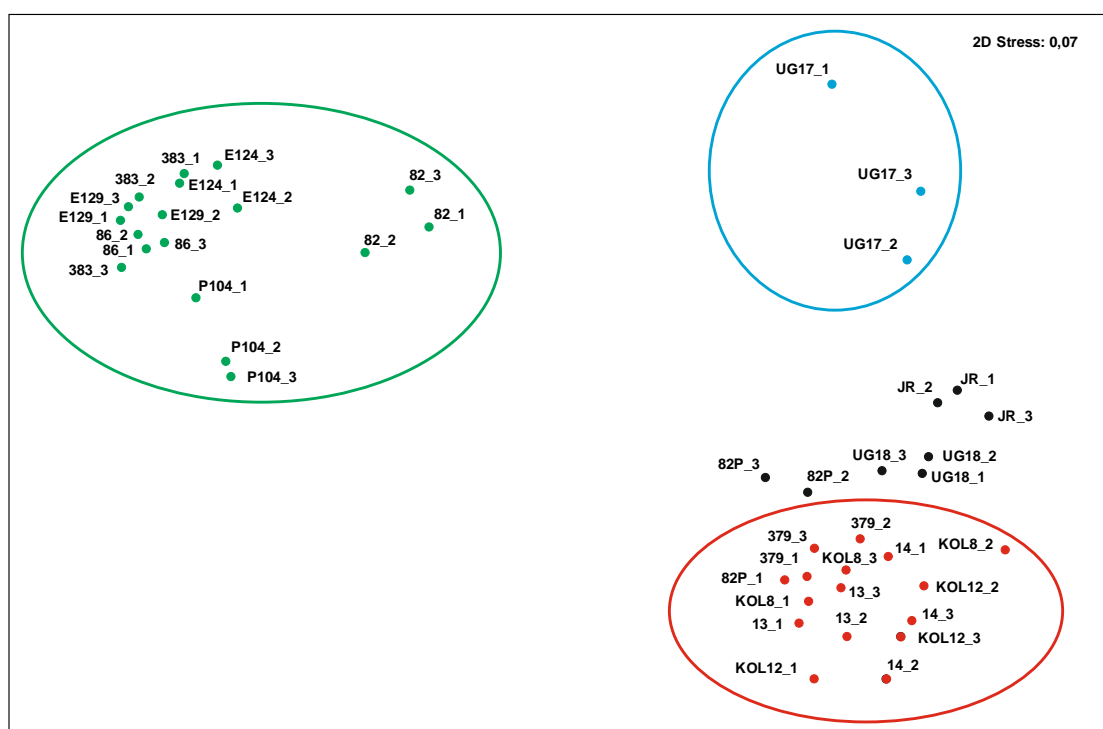


W przypadku analizy biomasy obraz jest odmienny. Tu na wszystkich stacjach Zatoki Puckiej zewnętrznej zdecydowanie dominują małże, jednocześnie różnice pomiędzy płytszymi stacjami piaszczystymi, a głębszymi stacjami mulistymi są zdecydowanie mniejsze niż w przypadku liczebności. Wynika to z tego, że zasadniczym składnikiem bentosu dna mulistego jest *Limecola blathica* i dominują na tym obszarze dorosłe osobniki tego gatunku o dużej masie osobniczej. Na dnie piaszczystym duży udział mają małe, młode osobniki, które mają istotny udział w liczebności, ale mają mniejszy udział w kształtowaniu biomasy. Efektem jest wspomniane, mniejsze zróżnicowanie biomasy pomiędzy stacjami. Przy czym w przypadku dna piaszczystego mamy też do czynienia z większą różnorodnością małży, a udział w kształtowaniu biomasy mają zarówno *Limecola blathica* jak i *Cerastoderma glaucum*, *Mya arenaria* i *Mytilus* sp. Na niektórych stacjach piaszczystych istotny udział w biomasy mają także bardzo liczne ślimaki, a także wieloszczety (w szczególności tam gdzie występowały duże osobniki *Hediste diversicolor* i *Marenzelleria* sp). Odmienna sytuacja występowała na obszarze Zalewu Puckiego – z jednej strony stacja JR na której tak jak w latach 2019-20 notowano najwyższą biomasy bentosu spośród wszystkich stacji (za którą w dużej mierze odpowiadają liczne, duże małże, w tym *Mya arenaria*), z drugiej strony stacje UG17 i UG18 na których w latach 2019-20 notowano bardzo niską biomasy, a w 2023 już nie odbiegającą od biomasy bentosu na płytkich stacjach piaszczystych Zatoki Puckiej zewnętrznej. Może to sugerować istotne zmiany, w tym także w zakresie kształtowania potencjalnych zasobów pokarmowych dla ryb i ptaków bentosożernych, które, jak sugerują wyniki z roku 2023 istotnie rosną w płytkich obszarach Zalewu Puckiego.

Analiza składu gatunkowego bentosu Zatoki Puckiej generalnie potwierdza obecność większości typowych taksonów bentosu Zatoki Puckiej, a także nowych w faunie Zatoki, gatunków obcych. Spośród nich, w roku 2023 potwierdzono obecność: *Sinelobus vanhaareni* i *Rhithropanopeus harrisi*. Jednak w porównaniu z latami 2019-20 jest to liczba znacznie niższa, wówczas notowano obecność: *Sinelobus vanhaareni*, *Boccardiella ligERICA*, *Rangia cuneata*, *Rhithropanopeus harrisi*, *Palaemon elegans* i *Palaemon longirostris*. Mając jednak na uwadze, że większość z tych gatunków jest albo stosunkowo mało liczna, albo należy do organizmów epibentosowych, rzadko występujących w próbach pobieranych czerpaczem dna (ich badanie wymaga innych metod badawczych), to nie należy tych danych traktować jako wskaźnika zmian w zakresie obecności gatunków obcych w bentosie Zatoki Puckiej. Badania z roku 2023 po raz kolejny potwierdziły zanik, dużego, ważnego jako składnik bazy pokarmowej, zasiedlającego głównie głębokie wody skorupiaka *Saduria entomon* (podwój wielki) jest faktem. Jego obecność stwierdzono jedynie na jednej stacji P104, gdzie stwierdzono obecność jednego, młodocianego osobnika.

Należy zaznaczyć, że na wszystkich stacjach stwierdzano co do zasady prawidłowo wykształcone zespoły bentosu, o składzie taksonomicznym, liczebności i biomasy typowych dla współczesnych zgrupowań bentosowych zasiedlających poszczególne typy osadów i strefy głębokości w tym obszarze Bałtyku południowego, z pominięciem ww. odstępstw. Nie stwierdzono symptomów które wskazywałyby na występowanie w niedalekiej przeszłości (do 2-3 lat wstecz) niekorzystnych warunków środowiskowych, o skali skutkującej dużą śmiertelnością organizmów bentosowych. Obserwowane w roku 2020 na trzech, głębokich stacjach mulistych położonych w północnej części Zatoki Puckiej zewnętrznej istotne zmniejszenie się liczebności (i mniejsze, biomasy) organizmów bentosowych, nie znajduje odzwierciedlenia w wynikach z roku 2023, co wskazuje na krótkotrwałą fluktuację.

W celu zbadania zróżnicowania pomiędzy stacjami wykonano analizę MDS, czyli skalowanie wielowymiarowe. MDS jest metodą pozwalającą przedstawić w formie swojego rodzaju „mapy” rozmieszczenie stacji, gdzie wzajemne odległości pomiędzy poszczególnymi punktami mówią o stopniu ich wzajemnego podobieństwa. Analiza dąży do rozmieszczenia obiektów jako punktów w przestrzeni tak, aby obiekty podobne do siebie znajdowały się bliżej, jednak skala bliskości/podobieństwa nie ma w tej analizie żadnych jednostek, stąd podstawą jest interpretacja graficznego przedstawienia wyników. Wykonano dwie analizy, po jednej dla każdego roku, dla poszczególnych prób/czerpaczy, co pozwala także na zobrazowanie zróżnicowania pomiędzy poszczególnymi próbami pobieranymi na tej samej stacji. Rezultaty przedstawiono na Rys. 5.10.



Rys. 5.10. Wykres analizy MDS, rok 2023

Dla ułatwienia interpretacji określono grupy prób/stacji wyszczególnione na podstawie analizy. Kolorem zielonym wyróżniono grupę stacji których cechą wspólną jest większa głębokość (20 metrów i głębiej) oraz dno pokryte osadami mulistymi. Warto zwrócić uwagę, że wszystkie trzy próby/czerpacz na każdej stacji są położone blisko siebie, co potwierdza małe zróżnicowanie pomiędzy próbami i pośrednio potwierdza reprezentatywność prób. Kolorem pomarańczowym zaznaczono grupę stacji położonych na obszarze płytkiego dna piaszczystego Zatoki Puckiej zewnętrznej. Warto zauważyć, że, podobnie jak w latach 2019-20, obie stacje położone najbliżej kolektorów w Mechelinkach (KOL8 i KOL12) w żaden sposób nie wyróżniają się w stosunku do innych stacji położonych w Zatoce Puckiej zewnętrznej na podobnych głębokościach i o podobnym dnie (piasek). Odrębność zaznacza stacja UG17 (kolor niebieski). Pozostałe stacje/próby (JR, UG18 i 82P) nie zostały przydzielone do grup, wykazując jednak duże podobieństwo do grupy typowej dla osadów piaszczystych Zatoki Puckiej



zewnętrznej. Odzwierciedla to zmiany obserwowane w Zalewie Puckim, których efektem może być zatarcie się odrębności zespołów bentosowych tego akwenu i upodobnienie do zespołów bentosowych dna płytkiego, piaszczystego Zatoki Puckiej zewnętrznej. Wymaga to jednak dalszych badań, a także bardziej szczegółowych badań czasowej i przestrzennej zmienności zespołów bentosowych Zalewu Puckiego.

### Zasoby omułka

Zasoby omułka szacowano na trzech punktach, na których wykonywano kontrolowane zaciągi dragą denną. Szacowano jedynie biomasę, w przeliczeniu na m<sup>2</sup> dna. W Tab. 5.3 umieszczono wyniki dla trzech punktów na których wykonywano zaciągi w roku 2023, w latach 2019-20, oraz dane z badań wykonanych w tych samych punktach w roku 2007.

Tab. 5.3. *Biomasa omułka na trzech stacjach badawczych*

Biomasa g/m <sup>2</sup>				
Stacja	2023	2020	2019	2007
136	4,72	8,13	89,18	3,05
138	10,97	85,16	74,97	4,03
122	31,41	401,41	107,78	4,28

W roku 2023 na wszystkich trzech badanych punktach zanotowano znaczące zmniejszenie się biomasy omułka w stosunku do lat 2019-20. Były to wartości kilkukrotnie niższe niż notowane w trakcie ówczesnych badań. Jednocześnie były one w dalszym ciągu wyższe od wartości notowanych w roku 2007, choć w przypadku stacji 136 można mówić już o zbliżonym poziomie do roku 2007. Utrzymuje się obserwowany praktycznie ciągle gradient rozmieszczenia biomasy omułka – najniższy w północnej części badanego obszaru (stacja 136), a najwyższy w części południowej, w okolicach Mechelinek.

## 6 Badania ichtiologiczno-rybackie

### 6.1 Badania wczesnych stadiów rozwojowych ryb

#### 6.1.1 Metodyka badań i wybór stacji pomiarowych

Metodyka badań, m.in. odnośnie terminu rejsów oraz liczby i lokalizacji stacji, została dobrana w taki sposób, aby najefektywniej wykorzystać środki na prowadzenie badań i osiągnąć cel badań, którym było określenie liczebności i składu gatunkowego wczesnych stadiów rozwojowych ryb – larw i małego narybku - na obszarze Zatoki Puckiej. Są to dane umożliwiające określenie występowania skutecznego rozrodu poszczególnych gatunków ryb. O ile rozmieszczenie trących się ryb dorosłych może wskazywać na miejsca rozrodu, występowanie na danym obszarze larw wskazuje na skuteczność mającego tam miejsce tarła. Należy bowiem mieć na uwadze, że tarło nie zawsze jest skuteczne – na przykład jeżeli niekorzystne warunki środowisk (zmiany temperatury i zasolenia wody poza tolerowany zakres, zanieczyszczenia, drastyczny wzrost ilości zawiesiny w wodzie, itp.) spowodują niską skuteczność zapłodnienia ikry, bądź też jej masową śmiertelność. Do takiej sytuacji może dojść zarówno w wyniku zmian naturalnych w środowisku jak i pod wpływem działań człowieka. Dopiero przetrwanie okresu embrionalnego i skuteczny wylęg, a więc obecność larw w wodzie, wskazują na występowanie skutecznego tarła na danym obszarze. Oczywiście sam fakt skutecznego tarła nie gwarantuje sukcesu rozrodczego, czego wyznacznikiem jest dopiero liczebność ryb danego gatunku wchodzących w skład stada ryb dorosłych.

#### Termin prowadzenia badań

Badania były prowadzone w roku 2023, w okresie lato-jesień. W tym okresie przeprowadzono trzy akcje połowowe (lipiec, sierpień i wrzesień) (Tab. 6.1). Taki termin badań pozwala na analizę okresu tarłowego od czerwca do września. Odległości czasowe pomiędzy rejsami (ok. jednego miesiąca) należy uznać za stosunkowo krótkie.

Tab. 6.1. Terminy prowadzenia badań ichtioplanktonowych na obszarze Zatoki Puckiej w roku 2023.

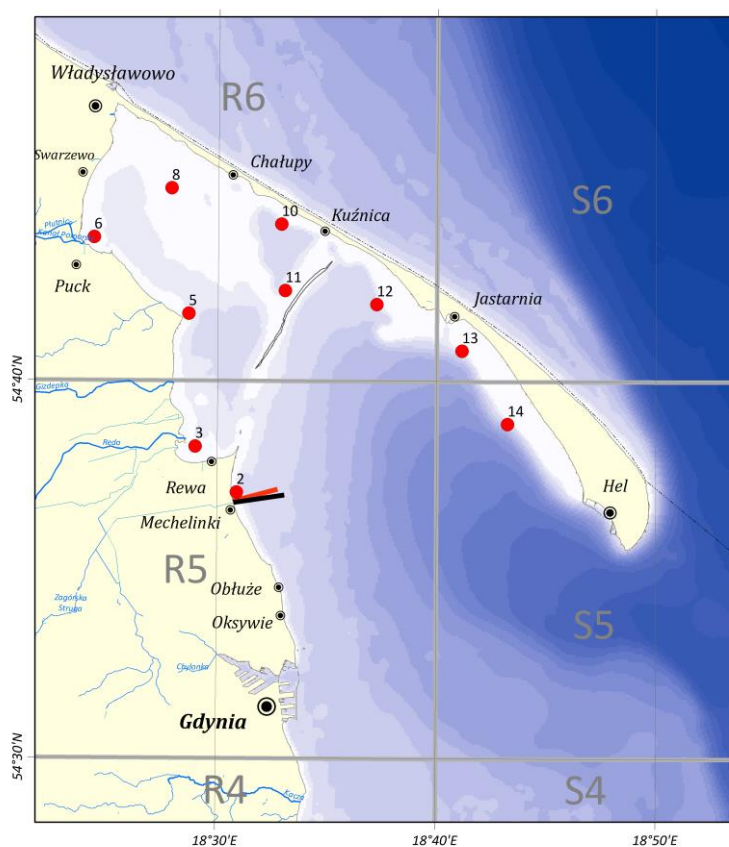
Nr wyjazdu	Data	Liczba stacji
1.	11.07.2023	10
2.	17.08.2023	10
3.	26.09.2023	10

#### Pobór materiałów

Pobór próbek został wykonany na siatce 15 stacji zlokalizowanych w płytkowodnej strefie przybrzeżnej Zalewu Puckiego i Zatoki Puckiej zewnętrznej (Rys. 6.1, Tab. 6.2). Zaciągi wykonywano z czarterowanego kutra *Litoral* (Zatoka Pucka wewnętrzna) oraz łodzi rybackiej *REW-6* (Zalew Pucki) za pomocą siatki neustonowej o wymiarach wlotu 1,5 m x 0,5 m (szer. x wys.) i oczkach siatki 300 µm (Fot. 6.1). Siatka ta została wyposażona w przepływomierz (licznik długości drogi przebytej przez narzędzie

połowowe), pozwalający na obliczenie objętości przefiltrowanej wody. Długość każdego z zaciągów wynosiła ok. 10 min. i były one za każdym razem prowadzone w ciągu dnia w godz. 8.00-14.00. Na każdej stacji wykonano pomiary parametrów środowiskowych: temperatura, zasolenie oraz przezroczystość wody (metodą krążka Secchiego).

Biorąc pod uwagę wielkość badanego obszaru geograficznego, realizacja połowów na 10 stacjach, umiejscowionych w niewielkiej od siebie odległości (ok. 5 km), wydaje się gwarantować dobrą reprezentatywność wyników. Oczywiście czym więcej stacji, tym większą dokładność uzyskujemy, jednak najczęściej spotykane w badaniach ichtioplanktonowych odległości między stacjami to 5-10 i więcej km, a więc znacznie powyżej zastosowanych w raportowanych badaniach.



Rys. 6.1. Rozmieszczenie stacji poboru próbek ichtioplanktonu na obszarze Zatoki Puckiej w roku 2023. Numery stacji zgodne z numeracją przyjętą w badaniach Zatoki Puckiej w roku 2020. [Mapa: L. Szymanek]

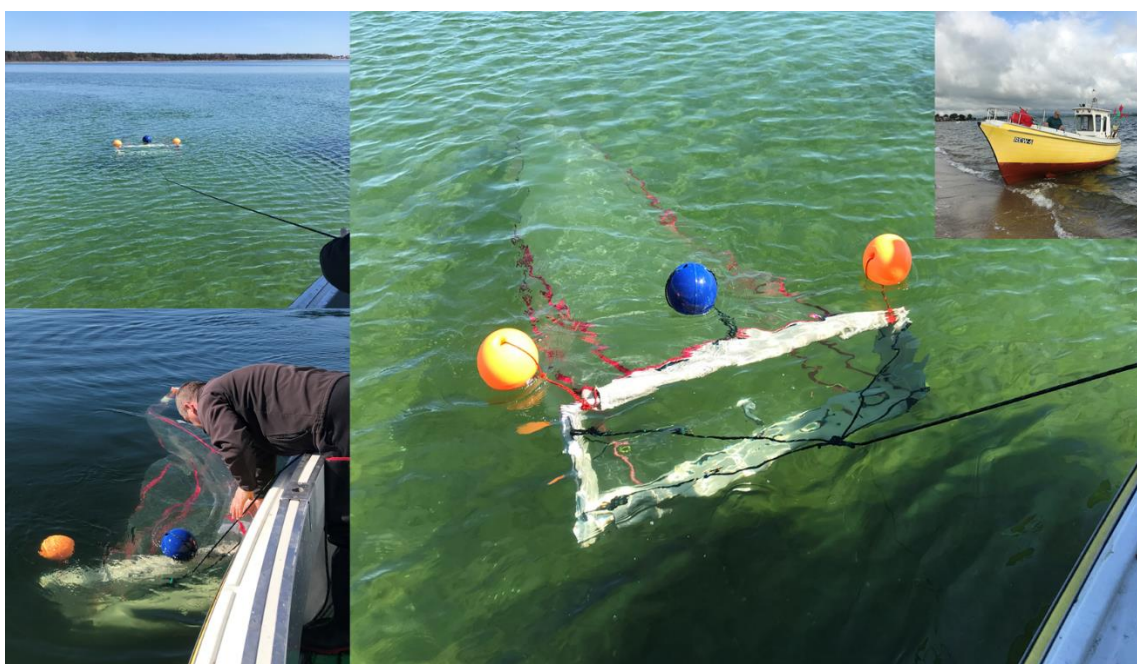
Tab. 6.2. Pozycje stacji ichtioplanktonowych na obszarze Zatoki Puckiej w roku 2023.

Stacja	Lokalizacja stacji	X	Y	Głębokość (m)
2 <sup>1)</sup>	Zatoka Pucka zewnętrzna	18.514884	54.6175469	2,9
3	Zalew Pucki	18.4832661	54.6377746	2,6
5	Zalew Pucki	18.4778241	54.6964133	3,0

Raport z realizacji „Programu badań zasobów ryb i ich bazy pokarmowej na obszarze Zatoki Puckiej oraz ocena sposobu przydziału uprawnień do połowów podmiotom uprawnionym do wykonywania rybołówstwa komercyjnego na obszarze Zatoki Puckiej w 2023 r.”

Stacja	Lokalizacja stacji	X	Y	Głębokość (m)
6	Zalew Pucki	18.4053381	54.7299058	2,6
8	Zalew Pucki	18.46433291	54.75171444	2,4
10	Zalew Pucki	18.54816144	54.73598745	2,7
11	Zalew Pucki	18.55115531	54.70671167	2,4
12	Zatoka Pucka zewnętrzna	18.6208473	54.7007092	4,8
13	Zatoka Pucka zewnętrzna	18.6858488	54.6802208	3,9
14	Zatoka Pucka zewnętrzna	18.7206801	54.6479451	2,9

1) Numery stacji zgodne z numeracją przyjętą w badaniach Zatoki Puckiej w roku 2020



Fot. 6.1. Siatka neustonowa – wybieranie narzędzia do łodzi po zakończonym zaciągu [Fot. D. Fey]

### Analiza próbek

Zebrany materiał został zakonserwowany na pokładzie jednostki połowowej w 4% roztworze buforowanego formaldehydu. Analiza laboratoryjna obejmuje wysortowanie larw ryb z całości zebranego na danej stacji materiału (Fot. 6.2), identyfikację larw do gatunku lub najbliższej możliwej jednostki taksonomicznej, a następnie wykonanie pomiarów długości standardowej ciała larw (wszystkich lub odpowiedniej podpróby). Ze względu na trudności w oznaczaniu larw ryb babkowatych do poziomu gatunku oznaczono je do poziomu rodziny. Biorąc pod uwagę biologię i preferencje środowiskowe gatunków ryb babkowatych występujących w Bałtyku, oraz wrywkową analizę zebranego materiału, można z dużym prawdopodobieństwem założyć, że złowione larwy należały w większości do gatunku babka mała (*Pomatoschistus minutus*). Podobnie rzecz się miała w przypadku larw ryb dobijakowatych, które również oznaczono do poziomu rodziny. W Bałtyku południowym występują dwa gatunki z tej rodziny: tobiasz (*Ammodytes tobianus*) i dobijak (*Hyperoplus lanceolatus*).

*Raport z realizacji „Programu badań zasobów ryb i ich bazy pokarmowej na obszarze Zatoki Puckiej oraz ocena sposobu przydziału uprawnień do połowów podmiotom uprawnionym do wykonywania rybołówstwa komercyjnego na obszarze Zatoki Puckiej w 2023 r.”*

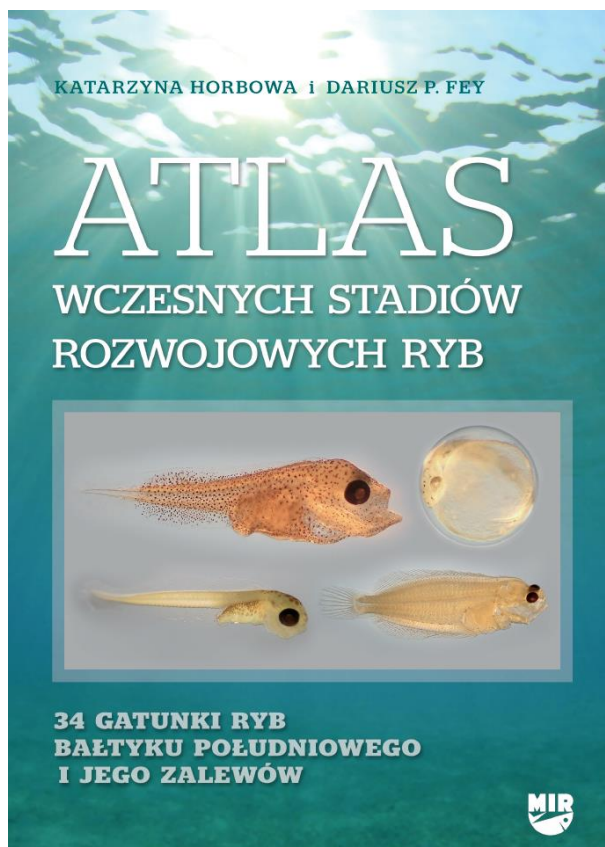


Identyfikacja gatunkowa prowadzona jest w oparciu o „Atlas wczesnych stadiów rozwojowych ryb” autorstwa Horbowej i Feya z 2013 r. (Fot. 6.3) z uwzględnieniem szeregu cech taksonomicznych (Fot. 6.4). Na Fot. 6.5 przedstawiono przykładowe fotografie larw ryb gatunków najliczniej występujących na obszarze Zatoki Puckiej.

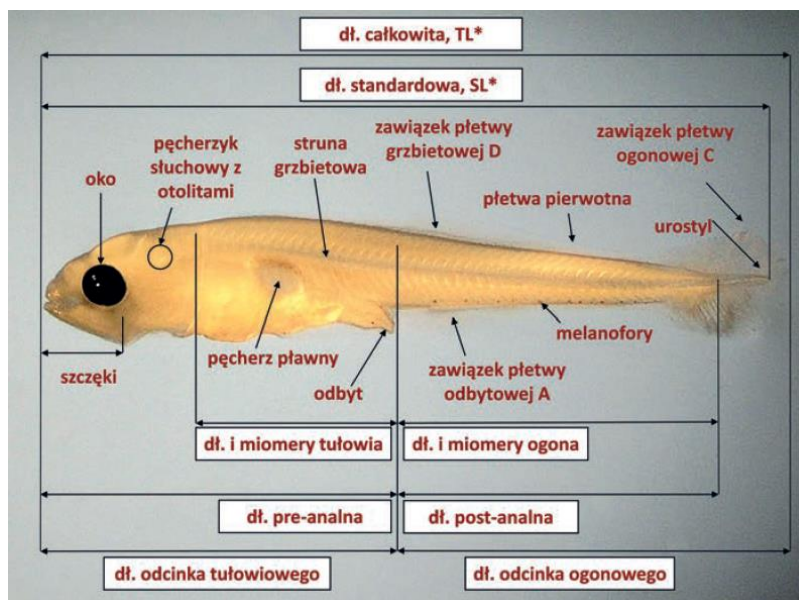
Liczebność larw na poszczególnych stacjach została określona w standaryzowanej jednostce  $n \times 1000 \text{ m}^3$ . Liczba osobników w  $1000 \text{ m}^3 = 1000 \times (\text{liczba wysortowanych z pojedynczej próbki osobników} / \text{objętość przefiltrowanej przez siatkę wody w m}^3)$ , gdzie objętość przefiltrowanej wody = powierzchnia wlotu siatki  $\times$  długość przebytej przez siatkę drogi wyrażona w metrach (odczytana z przepływomierza zamontowanego na wlocie siatki).



*Fot. 6.2. Materiał zebrany w pojedynczym zaciągu siatką neustonową. Larwy ryb po wysortowaniu zostaną zidentyfikowane do gatunku bądź rodziny (babkowate, dobijakowate) [Fot. D. Fey]*

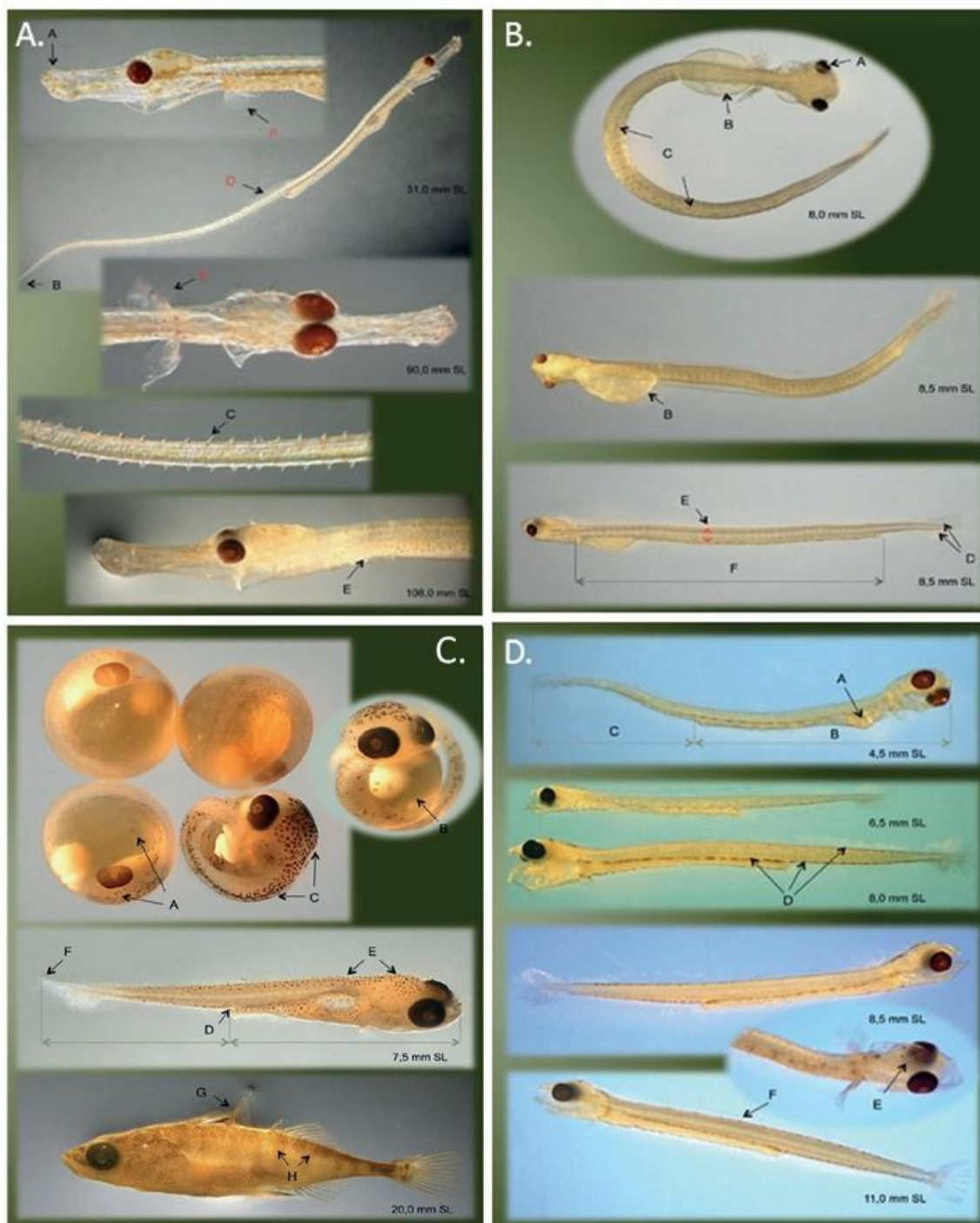


Fot. 6.3. Atlas wczesnych stadiów rozwojowych ryb - wykorzystany jako jedno ze źródeł literaturowych podczas identyfikacji larw i narybku [źródło: Horbowa i Fey 2013]



Fot. 6.4. Cechy identyfikacyjne brane pod uwagę podczas oznaczania wczesnych stadiów rozwojowych ryb [źródło: Horbowa i Fey 2013]



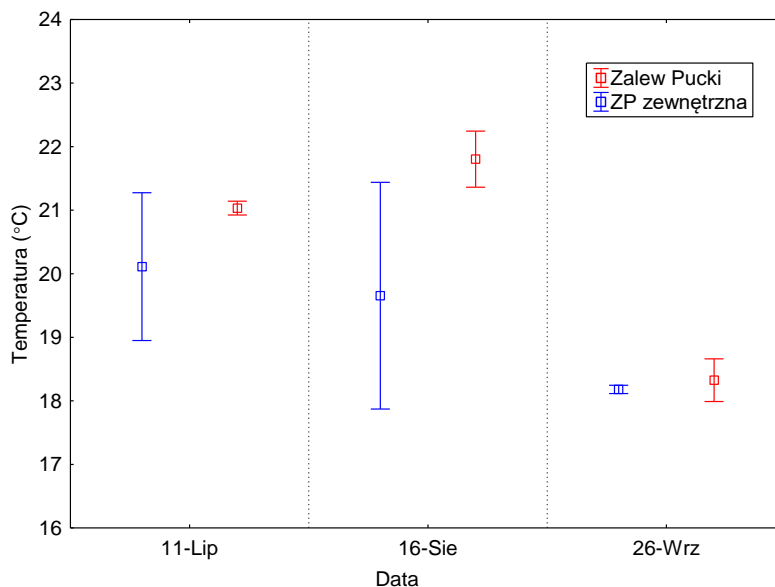


Fot. 6.5. Zdjęcia wczesnych stadiów rozwojowych najczęściej występujących w próbkach ichtioplanktonowych gatunków ryb: A) wężyk, B) śledź, C) ciernik, D) dobijak [źródło: Horbowa i Fey 2013]

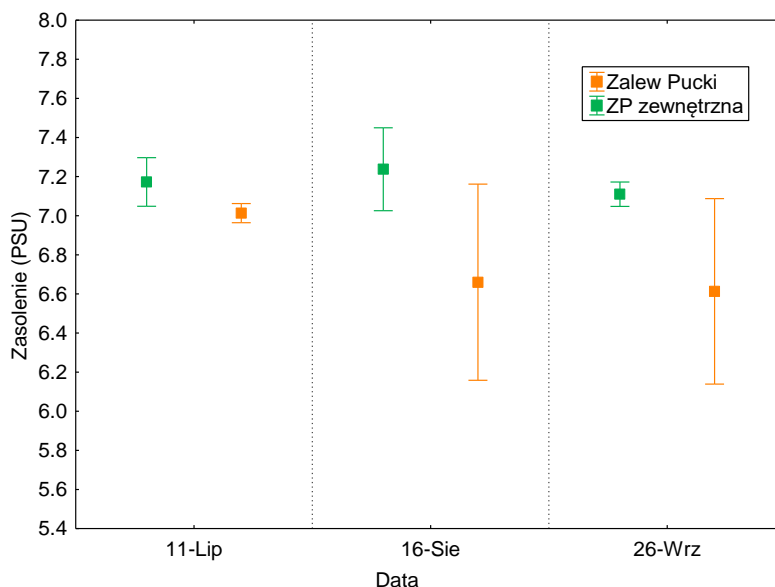
## 6.1.2 Wyniki badań

### 6.1.2.1 Warunki hydrologiczne w czasie prowadzenia badań

Na poniższych rysunkach przedstawiono wyniki pomiarów temperatury oraz zasolenia wykonanych w trakcie prowadzenia prac połowowych. Przejrzystość wody sięgała dna, a więc można uogólnić, że w całym okresie badań wynosiła > 3m.



Rys. 6.2. Temperatura wody (średnia  $\pm$  odch. st.) w dniu poboru próbek na Zatoce Puckiej w roku 2023



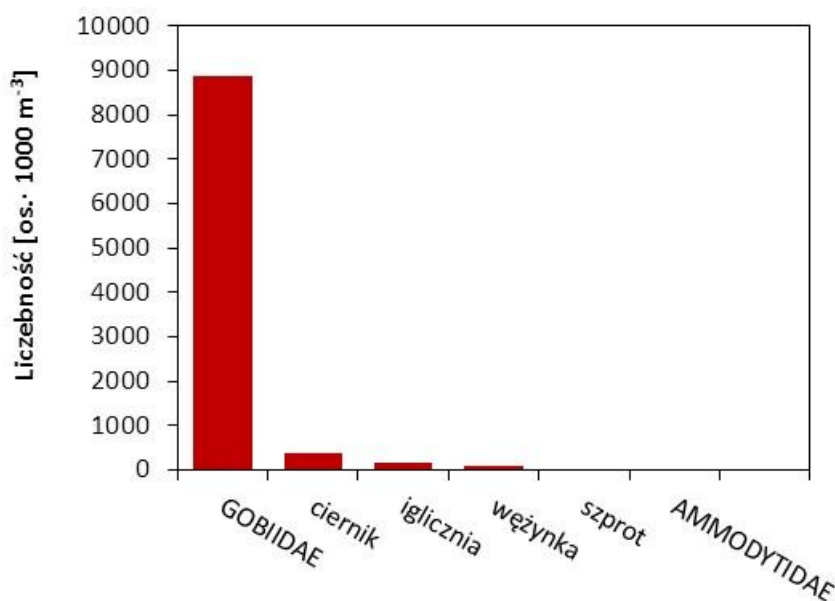
Rys. 6.3. Zasolenie wody (średnia  $\pm$  odch. st.) w dniu poboru próbek na Zatoce Puckiej w roku 2023



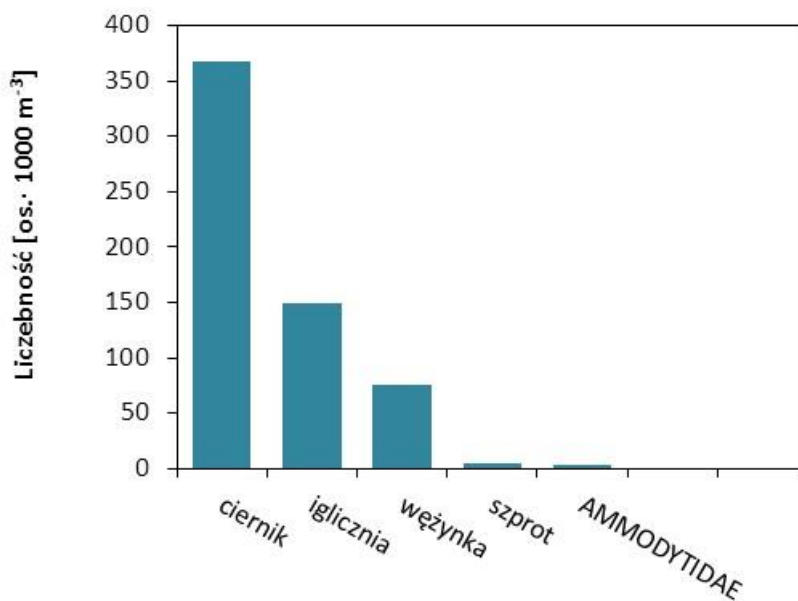
### 6.1.2.2 Udział gatunkowy ichtioplanktonu – Zalew Pucki

Podczas badań ichtioplanktonu przeprowadzonych w roku 2023 na obszarze Zalewu Puckiego, obejmujących okres od lipca do września, złowiono larwy należące do 6 taksonów [Rys. 6.4]. Dla lepszego uwidocznienia wyników, liczebność larw i narybku poszczególnych gatunków przedstawiona na Rys. 6.4, została pokazana z pominięciem dominujących babkowatych na Rys. 6.5.

W liczebności całkowitej larw w całym okresie badań zdecydowanie największe znaczenie miały babkowate (93,7% liczebności całkowitej larw wszystkich gatunków) [Fig. 9], a następnie ciernik (3,9%), iglicznia (1,6) i wężyńka (0,8%) [Fig. 10]. Pozostałe gatunki – szprot i dobijakowate – stanowiły razem zaledwie 0,1% liczebności całkowitej. Dwa z zarejestrowanych taksonów larw ryb – babka mała i wężyńka – należą do gatunków częściowo chronionych zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 16 grudnia 2016 r. Wprawdzie babkowate nie były identyfikowane do gatunku, ale na podstawie wiedzy literaturowej oraz wyrzykowych obserwacji można założyć, że gatunkiem dominującym w zebranych próbkach była właśnie babka mała (*Pomatoschistus minutus*).



Rys. 6.4. Liczebność larw [os. · 1000 m<sup>-3</sup>] poszczególnych gatunków ryb w całym okresie badań w roku 2023 (obszar Zalew Pucki) - średnia wartość dla wszystkich stacji, na których osobniki danego gatunku występowały w całym okresie badań



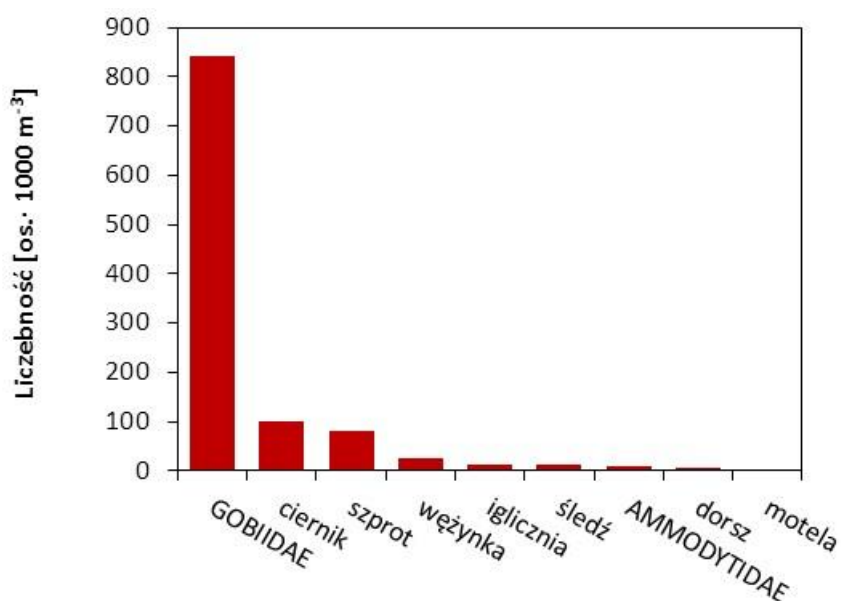
Rys. 6.5. Liczebność larw [os. · 1000 m<sup>-3</sup>] poszczególnych gatunków ryb w całym okresie badań w roku 2023 (obszar Zalewu Pucki) z pominięciem babkowatych (w celu lepszej wizualizacji pozostałych gatunków) - średnia wartość dla wszystkich stacji, na których osobniki danego gatunku występowały w całym okresie badań

### 6.1.2.3 Udział gatunkowy ichtioplanktonu – Zatoka Pucka zewnętrzna

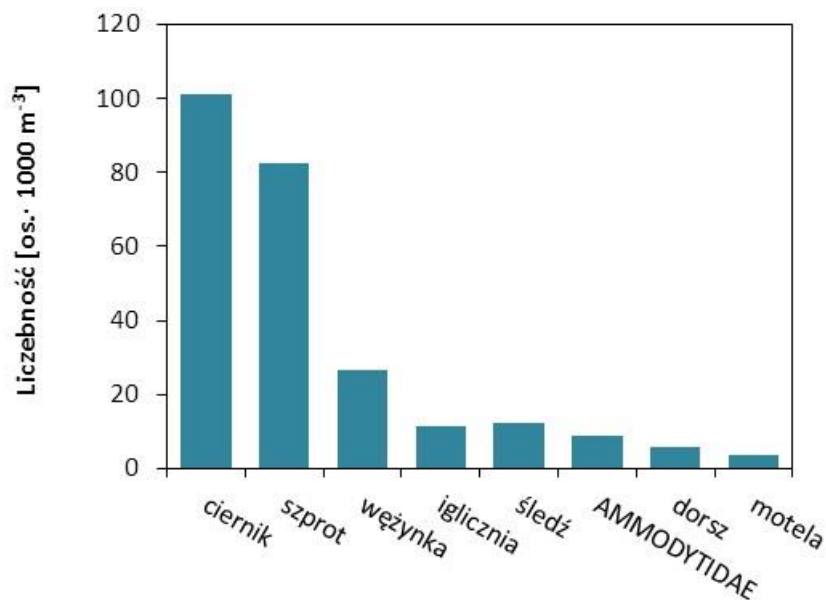
Podczas badań ichtioplanktonu przeprowadzonych w roku 2023 na obszarze Zatoki Puckiej zewnętrznej, obejmujących okres od lipca do września, złowiono larwy należące do 9 taksonów. Dla lepszego uwidocznienia wyników, liczebność larw i narybku poszczególnych gatunków przedstawiona na Rys. 6.6, została pokazana z pominięciem dominujących babkowatych na Rys. 6.7.

W liczebności całkowitej larw w całym okresie badań zdecydowanie największe znaczenie miały, podobnie jak w przypadku Zalewu Puckiego, babkowate (76,9% liczebności całkowitej larw wszystkich gatunków), a następnie ciernik (9,3%), szprot (7,5%) i wężyńka (2,4%). W dalszej kolejności iglicznia (1,1%) oraz śledź (1,1%). Udział pozostałych gatunków (dobijakowate, dorsz oraz motela) to odpowiednio 0,8%, 0,5% oraz 0,3%. Dwa z zarejestrowanych taksonów larw ryb – babka mała i wężyńka – należy do gatunków częściowo chronionych zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 16 grudnia 2016 r. Wprawdzie babkowate nie były identyfikowane do gatunku, ale na podstawie wiedzy literaturowej oraz wyrwykowych obserwacji można założyć, że gatunkiem dominującym w zebranych próbkach była właśnie babka mała (*Pomatoschistus minutus*).

Liczebność larw ryb gatunków występujących w obu badanych rejonach była wyższa w Zalewie Puckim, w porównaniu z Zatoką Pucką zewnętrzną, dla babkowatych, ciernika, wężyńki i igliczni. Z kolei liczniej w Zatoce Puckiej zewnętrznej występowały larwy szprotka i dobijakowatych. Larwy śledzia, dorsza i moteli odnotowano wyłącznie w Zatoce Puckiej zewnętrznej.



Rys. 6.6. Liczebność larw [os. · 1000 m<sup>-3</sup>] poszczególnych gatunków ryb w całym okresie badań w roku 2023 (obszar Zatoka Pucka zewnętrzna) - średnia wartość dla wszystkich stacji, na których osobniki danego gatunku występowały w całym okresie badań



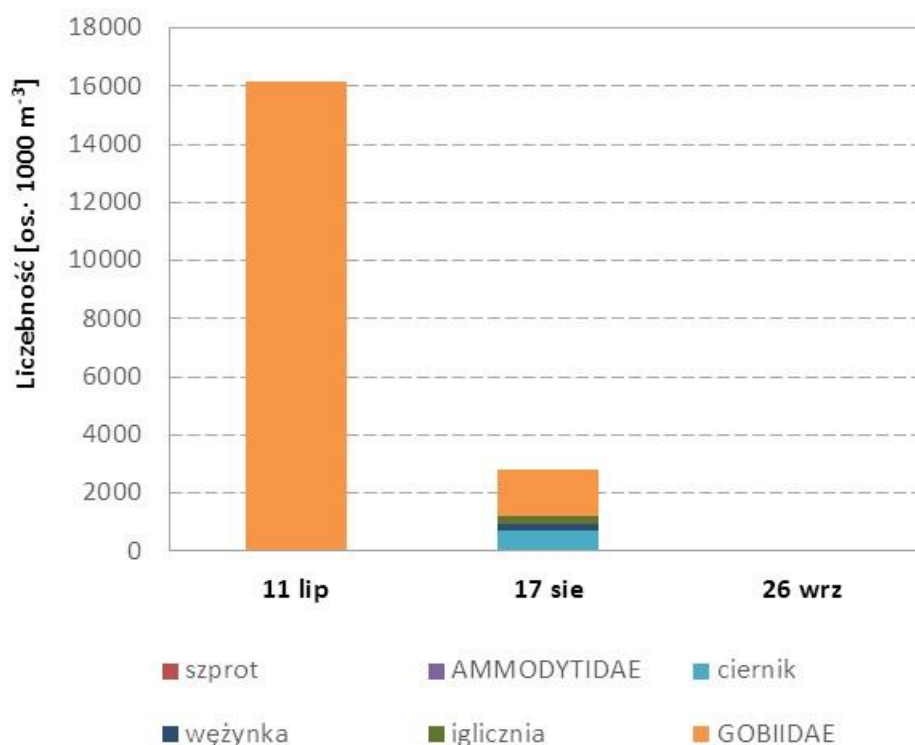
Rys. 6.7. Liczebność larw [os. · 1000 m<sup>-3</sup>] poszczególnych gatunków ryb w całym okresie badań w roku 2023 (obszar Zatoka Pucka zewnętrzna) z pominięciem babkowatych (w celu lepszej wizualizacji pozostałych gatunków) - średnia wartość dla wszystkich stacji, na których osobniki danego gatunku występowały w całym okresie badań

#### 6.1.2.4 Zmienność składu gatunkowego ichtioplanktonu pomiędzy miesiącami – Zalew Pucki

Najliczniej reprezentowaną w próbkach ichtioplanktonowych grupą były babkowate. Występowały najliczniej w lipcu i już dużo mniej licznie w sierpniu [Rys. 6.8]. W celu lepszego zobrazowania udziału pozostałych taksonów w liczebności w poszczególnych sezonach sporządzono dodatkowy rysunek, z pominięciem larw babkowatych [Rys. 6.9]. Największe liczebności larw i narybku gatunków innych niż babkowate obserwowano w sierpniu, były to ciernik, wężyńka i iglicznia. W lipcu skład gatunkowy był podobny (pojawił się również szprot), jednak z dużo mniejszą liczebnością. We wrześniu złowiono wyłącznie wężyńki.

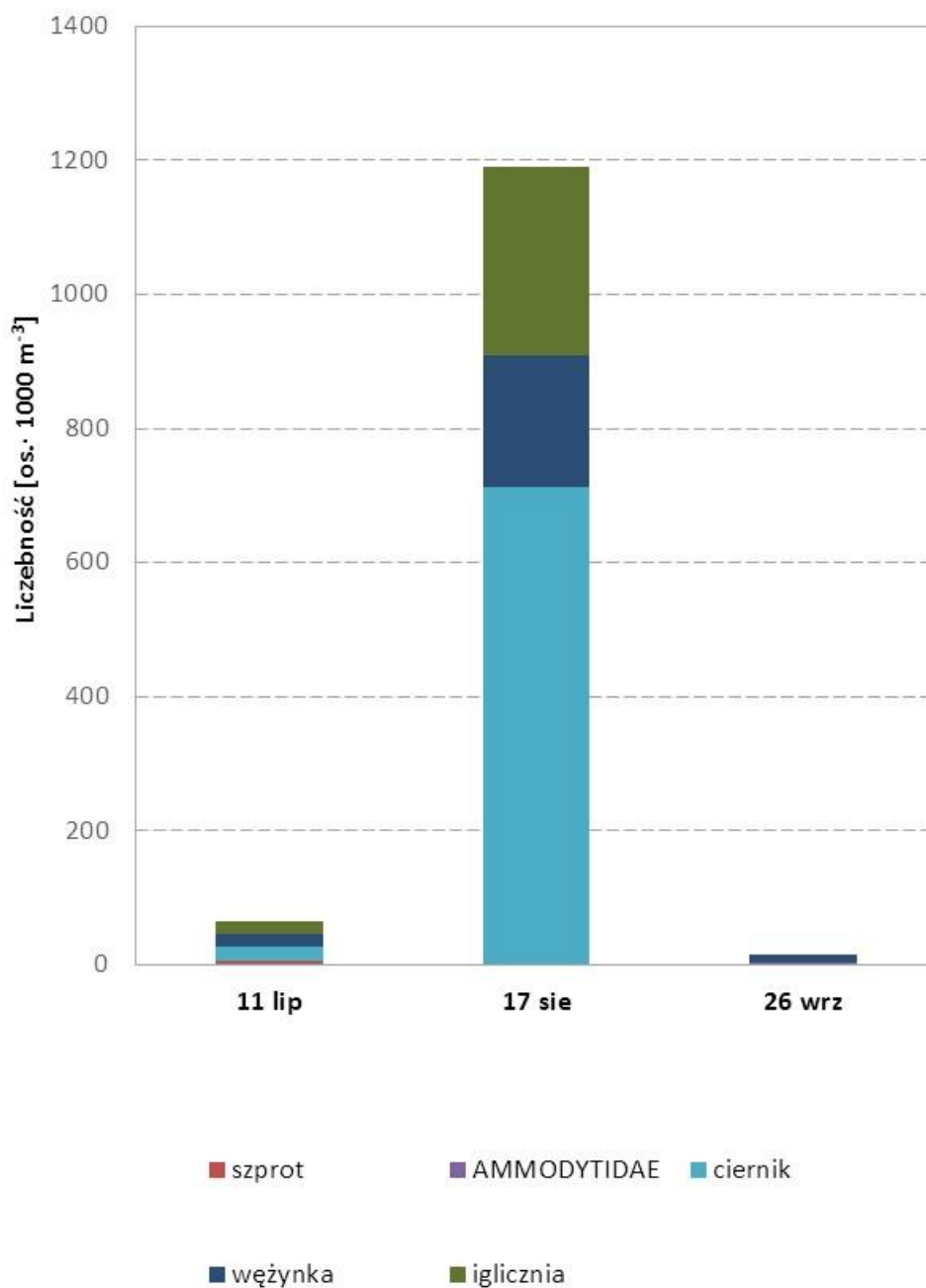
Średnią długość (SL, mm) złowionych larw zaprezentowano na Rys. 6.10.

W Tab. 6.3 przedstawiono dokładne wartości średniej liczebności (w przeliczeniu na 1000 m<sup>3</sup> wody) oraz średnie długości larw i narybku złowionych w poszczególnych okresach.

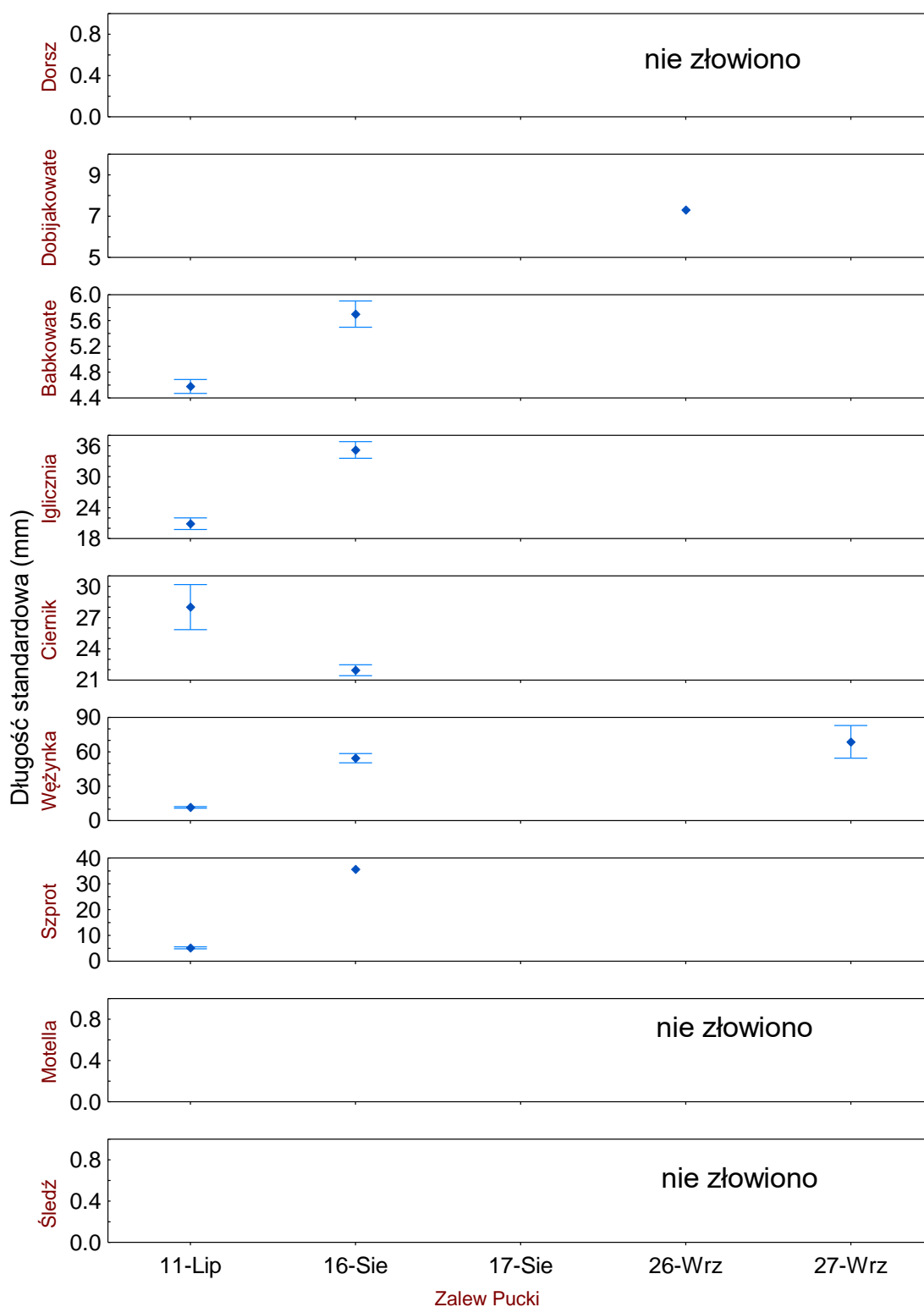


Rys. 6.8. Liczebność larw [os.·1000 m<sup>-3</sup>] poszczególnych gatunków ryb w roku 2023 (obszar Zalew Pucki) w poszczególnych dniach połowowych - średnia wartość dla wszystkich stacji, na których osobniki danego gatunku występowały w całym okresie badań





Rys. 6.9. Liczebność larw [os.·1000 m<sup>3</sup>] poszczególnych gatunków ryb w roku 2023 (obszar Zalew Pucki) w poszczególnych dniach połowowych z pominięciem babkowatych (w celu lepszej wizualizacji pozostałych gatunków) - średnia wartość dla wszystkich stacji, na których osobniki danego gatunku występowały w całym okresie badań



Rys. 6.10. Długość standardowa [średnia  $\pm$  odch. st., mm] larw poszczególnych gatunków ryb w roku 2023 (obszar Zalew Pucki) w poszczególnych dniach połowowych – wartość średnia dla wszystkich stacji, na których osobniki danego gatunku występowały

Tab. 6.3. Liczebność (os.·1000 m<sup>-3</sup>, wartość średnia dla wszystkich stacji w danym dniu połowowym, na których osobniki danego gatunku występowały) oraz średnia długość standardowa (SL, mm) osobników poszczególnych taksonów na obszarze Zalewu Puckiego w roku 2023.

Takson	Data	Liczebność [os.·1000 m <sup>-3</sup> ]	Średnia SL [mm]
Babkowate* <i>Gobiidae</i>	11 lip 17 sierpnia 26 września	16108,1 1638,6	4,6 5,7 -
Ciernik <i>Gasterosteus aculeatus</i>	11 lip 17 sierpnia 26 września	23,11 712,46 0	28,0 21,9 -
Iglicznia <i>Syngnathus typhle</i>	11 lip 17 sierpnia 26 września	17,5 279,74 0	20,9 35,2 -
Wężynka <i>Nerophis ophidion</i>	11 lip 17 sierpnia 26 września	18,57 197,41 12,12	11,6 54,5 68,7
Szprot <i>Sprattus sprattus</i>	11 lip 17 sierpnia 26 września	4,61 0 0	5,2 - -
Dobijakowate** <i>Ammodytidae</i>	11 lip 17 sierpnia 26 września	0 0 3,40	- - 7,3

\*Biorąc pod uwagę biologię i preferencje środowiskowe gatunków ryb babkowatych występujących w Bałtyku, można z dużym prawdopodobieństwem założyć, że złowione larwy należały do gatunku babka mała (*Pomatoschistus minutus*),

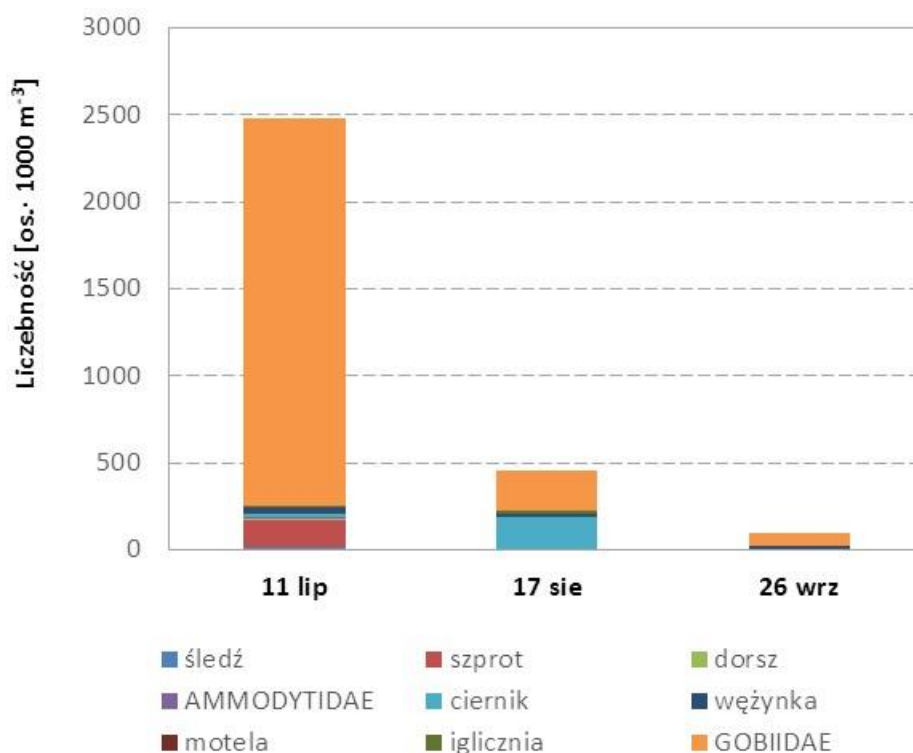
\*\*Ze względu na trudności z oznaczeniem larw ryb dobijakowatych do poziomu gatunku oznaczono je do poziomu rodziny, W Bałtyku południowym występują dwa gatunki z tej rodziny: tobiasz i dobijak,

### 6.1.2.5 Zmienność składu gatunkowego ichtioplanktonu pomiędzy miesiącami – – Zatoka Pucka zewnętrzna

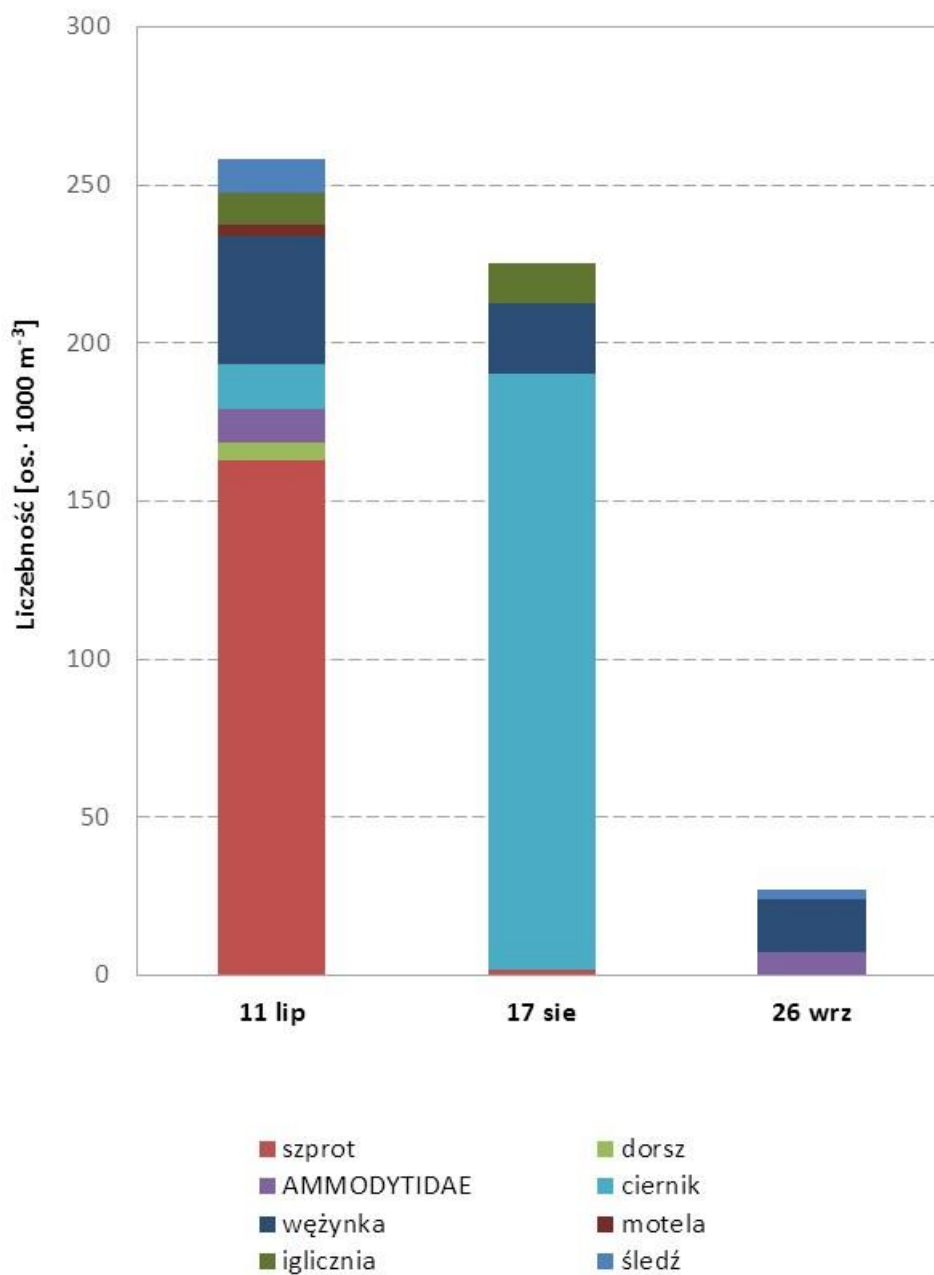
Najliczniej reprezentowaną w próbkach ichtioplanktonowych na obszarze Zatoki Puckiej zewnętrznej grupą były babkowate. Podobnie jak w przypadku Zalewu Puckiego, występowały najliczniej w lipcu. Wprawdzie dużo mniej liczne, również w sierpniu i wrześniu stanowiły dominujący komponent w analizowanych próbkach [Rys. 6.11]. W celu lepszego zobrazowania udziału pozostałych taksonów w liczebności w poszczególnych sezonach sporządzono dodatkowy rysunek, z pominięciem larw babkowatych [Rys. 6.12]. W lipcu, nie uwzględniając babkowatych, dominowały szprot, a następnie wężyńka, ciernik i iglicznia. W sierpniu dominował ciernik. Dość licznie występowały również wężyńki i iglicznie. We wrześniu liczebność larw i narybku jest niska, a dominują wężyńki.

Średnią długość (SL, mm) złowionych osobników zaprezentowano na Rys. 6.13.

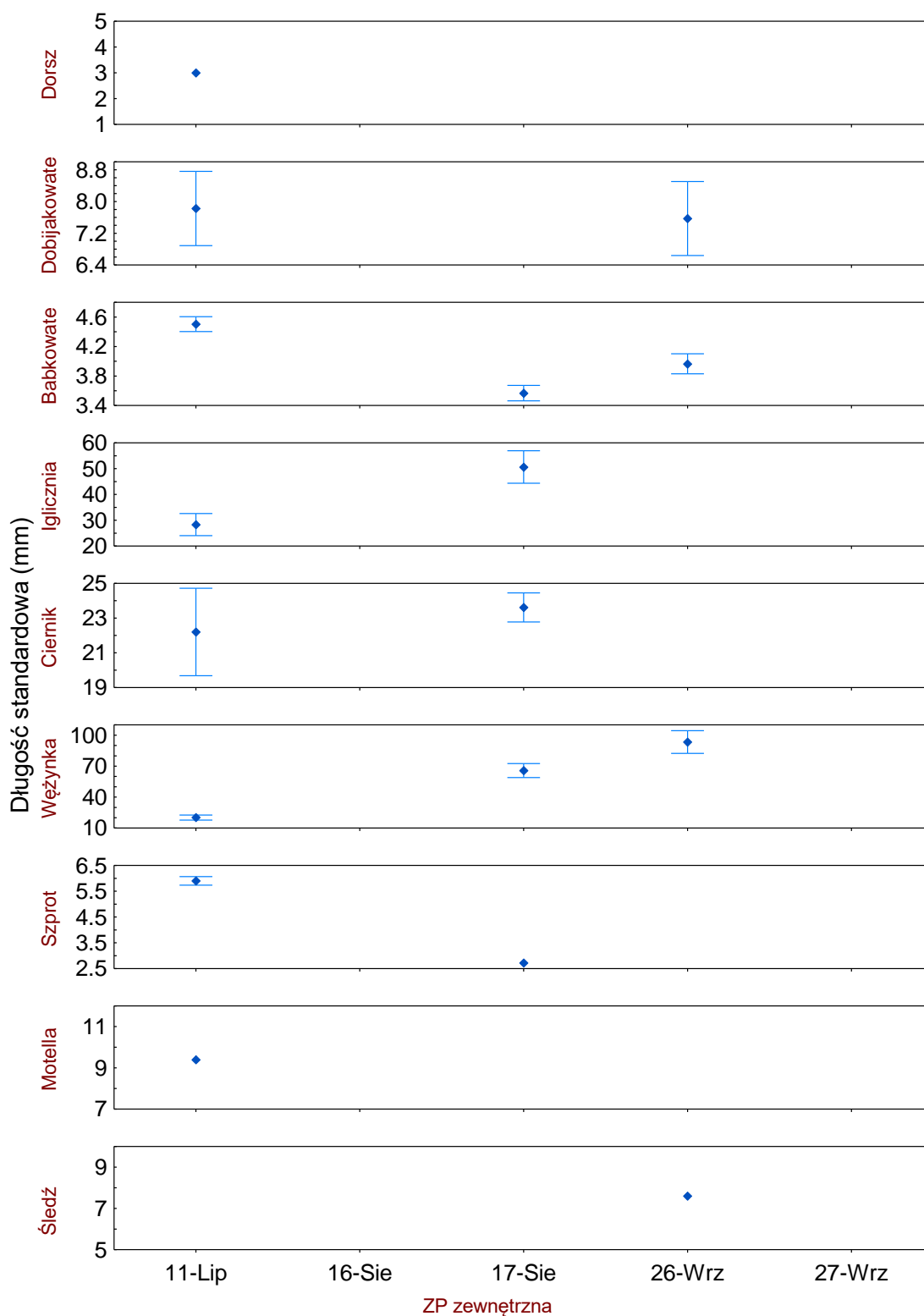
W Tab. 6.4 przedstawiono dokładne wartości średniej liczebności (w przeliczeniu na 1000 m<sup>3</sup> wody) oraz średnie długości larw i narybku złowionych w poszczególnych okresach.



Rys. 6.11. Liczebność larw [os.·1000 m<sup>-3</sup>] poszczególnych gatunków ryb w roku 2023 (obszar Zatoka Pucka zewnętrzna) w poszczególnych dniach połowowych - średnia wartość dla wszystkich stacji, na których osobniki danego gatunku występowały w całym okresie badań



Rys. 6.12. Liczebność larw [os.·1000 m<sup>-3</sup>] poszczególnych gatunków ryb w roku 2023 (obszar Zatoka Pucka zewnętrzna) w poszczególnych dniach połowowych z pominięciem babkowatych (w celu lepszej wizualizacji pozostałych gatunków) - średnia wartość dla wszystkich stacji, na których osobniki danego gatunku występowały w całym okresie badań



Rys. 6.13. Długość standardowa [średnia  $\pm$  odch. stand., mm] larw poszczególnych gatunków ryb w roku 2023 (obszar Zatoki Puckiej zewnętrznej) w poszczególnych dniach połowowych – wartość średnia dla wszystkich stacji, na których osobniki danego gatunku występowały



Tab. 6.4. Liczebność (os.·1000 m<sup>-3</sup>, wartość średnia dla wszystkich stacji w danym dniu połowowym, na których osobniki danego gatunku występowały) oraz średnia długość standardowa (SL, mm) osobników poszczególnych taksonów na obszarze Zatoki Puckiej zewnętrznej w roku 2023.

Takson	Data	Liczebność [os.·1000 m <sup>-3</sup> ]	Średnia SL [mm]
Babkowate* <i>Gobiidae</i>	11 lip 17 sierpnia 26 września	2225,3 230,7 70,2	4,5 3,6 5,7
Ciernik <i>Gasterosteus aculeatus</i>	11 lip 17 sierpnia 26 września	14,43 188,2 0	22,2 23,6 -
Szprot <i>Sprattus sprattus</i>	11 lip 17 sierpnia 26 września	162,9 2,0 0	5,9 2,7 -
Wężynka <i>Nerophis ophidion</i>	11 lip 17 sierpnia 26 września	40,4 22,1 16,9	20,2 65,7 93,4
Iglicznia <i>Syngnathus typhle</i>	11 lip 17 sierpnia 26 września	10,1 13,1 0	28,3 50,7 -
Dobijakowate** <i>Ammodytidae</i>	11 lip 17 sierpnia 26 września	10,6 0 7,2	7,8 - 7,5
Śledź <i>Clupea harengus</i>	11 lip 17 sierpnia 26 września	10,8 0 3,08	5,6 - 7,6
Dorsz <i>Gadus morhua</i>	11 lip 17 sierpnia 26 września	5,56 0 0	3,2 - -
Motela <i>Enchelyopus cimbrius</i>	11 lip 17 sierpnia 26 września	3,69 0 0	9,4 - -

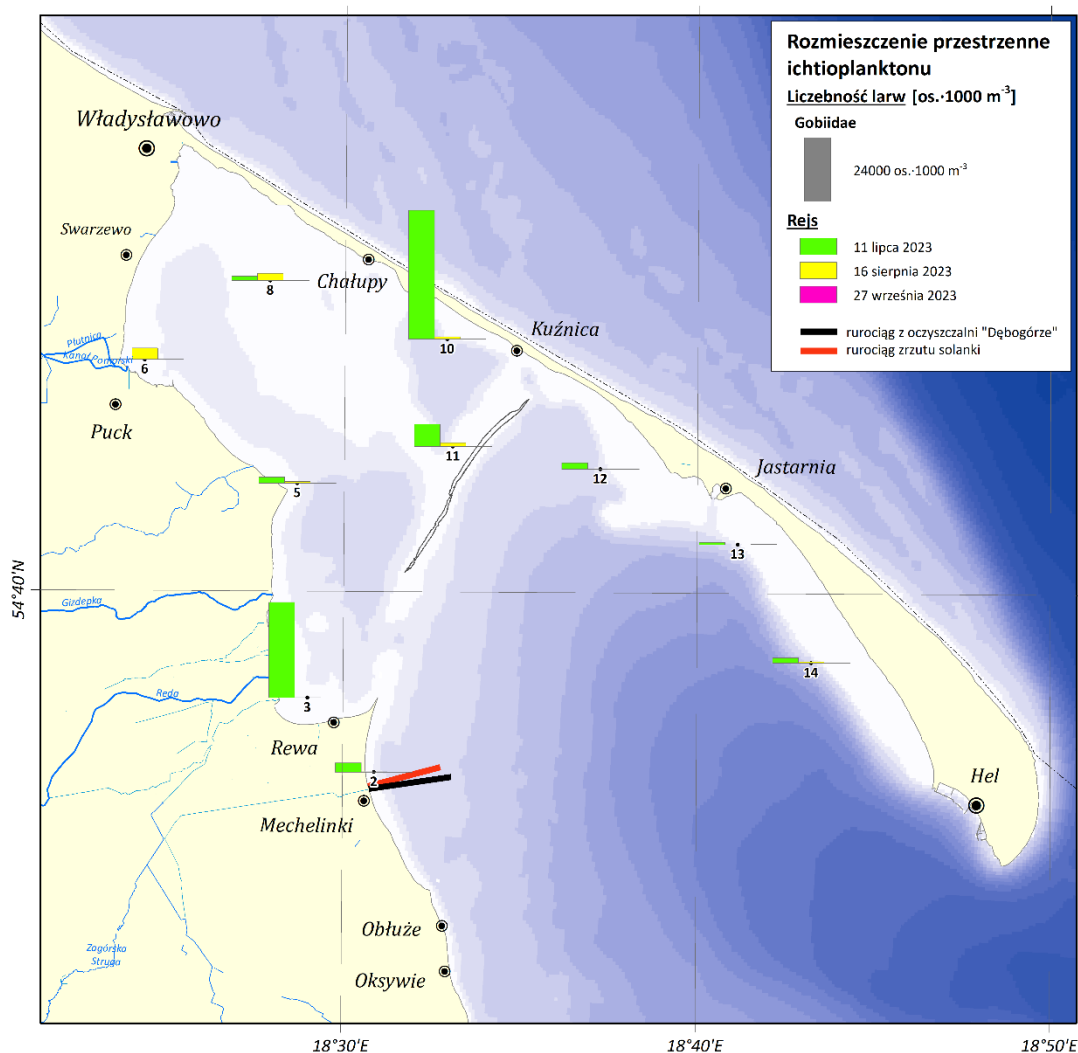
\*Biorąc pod uwagę biologię i preferencje środowiskowe gatunków ryb babkowatych występujących w Bałtyku, można z dużym prawdopodobieństwem założyć, że złowione larwy należały do gatunku babka mała (*Pomatoschistus minutus*),

\*\*Ze względu na trudności z oznaczeniem larw ryb dobijakowatych do poziomu gatunku oznaczono je do poziomu rodziny. W Bałtyku południowym występują dwa gatunki z tej rodziny: tobiasz i dobijak

Raport z realizacji „Programu badań zasobów ryb i ich bazy pokarmowej na obszarze Zatoki Puckiej oraz ocena sposobu przydziału uprawnień do połowów podmiotom uprawnionym do wykonywania rybołówstwa komercyjnego na obszarze Zatoki Puckiej w 2023 r.”

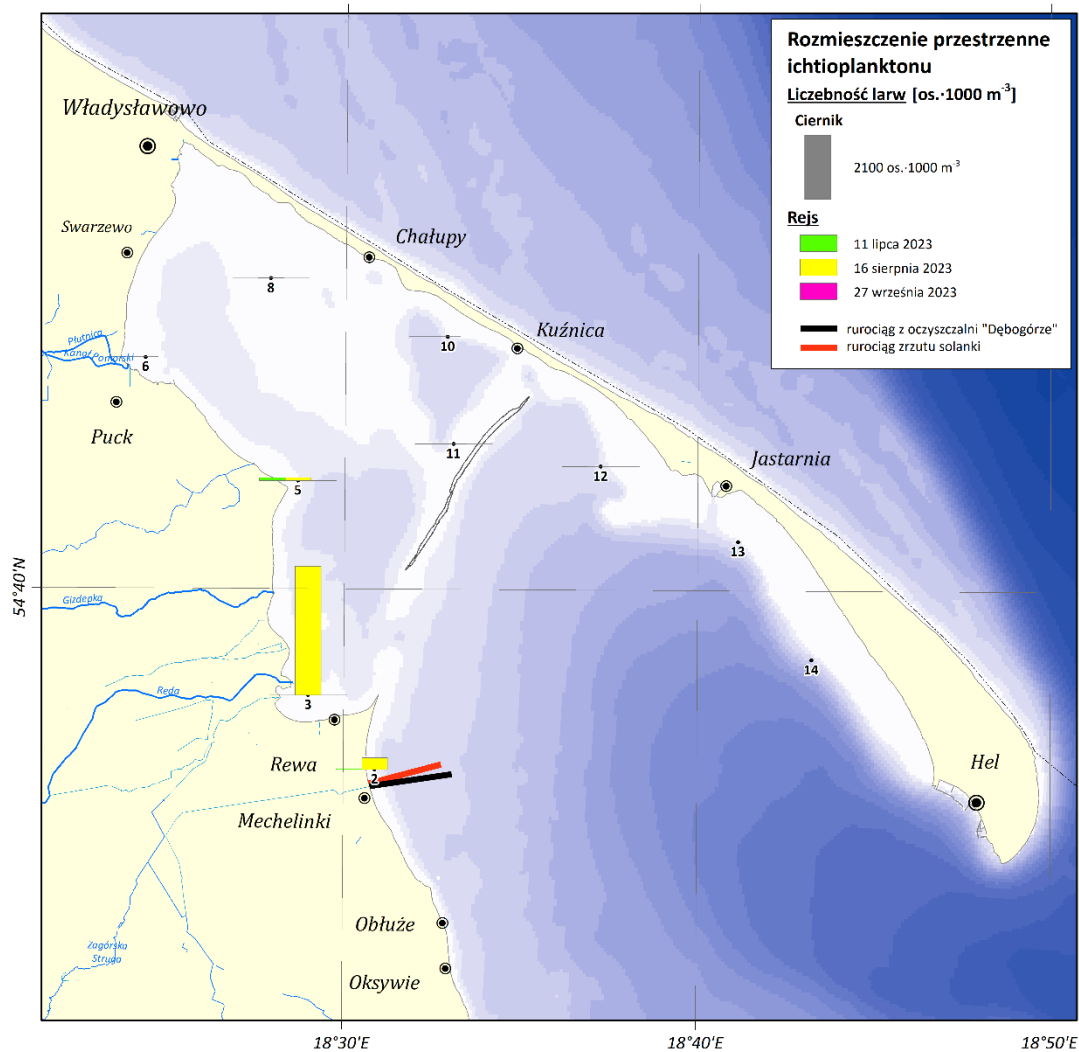
### 6.1.2.6 Rozmieszczenie przestrzenne ichtioplanktonu

Larwy **babkowatych** [Rys. 6.14] występowały w całym obszarze badań, z największą liczebnością w Zalewie Puckim. Grupa ta występowała najliczniej w próbkach z lipca, a najmniej licznie w próbkach z września. Średnia długość SL wynosiła ok. 4-6 mm., co wskazuje na występowania rozrodu w całym okresie badań.



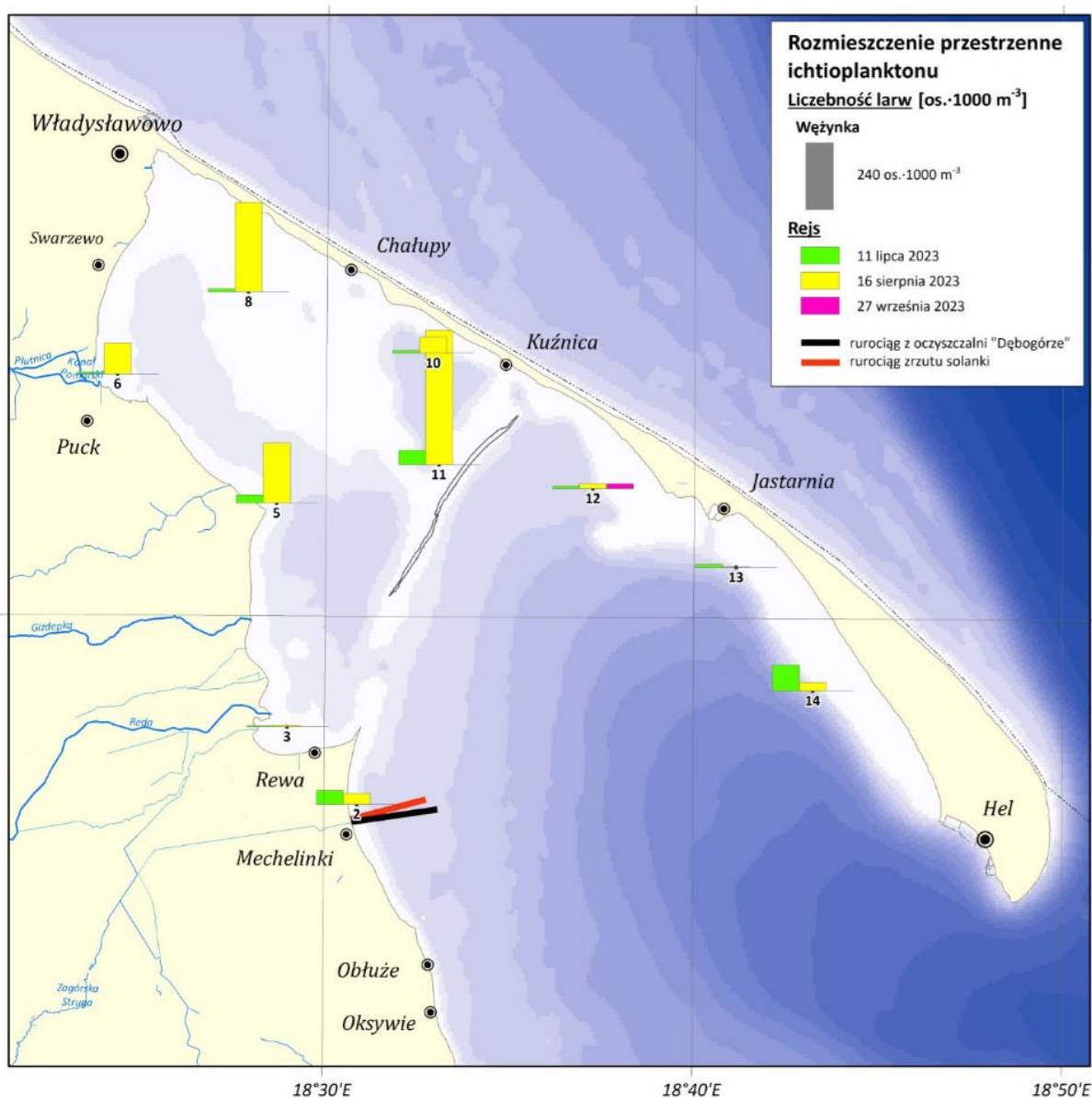
Rys. 6.14. Liczebność oraz rozmieszczenie przestrzenne larw babkowatych na obszarze Zatoki Puckiej [Mapa: L. Szymanek]

Narybek **ciernika** [Rys. 6.15] występował przede wszystkim w próbkach z sierpnia i koncentrował się w pobliżu Rewy i Mecheliniek. Średnia długość SL wynosiła ok. 20-30 mm, a więc były to osobniki pochodzące z rozrodu mającego miejsce ok. 1-3 miesiące wcześniej.



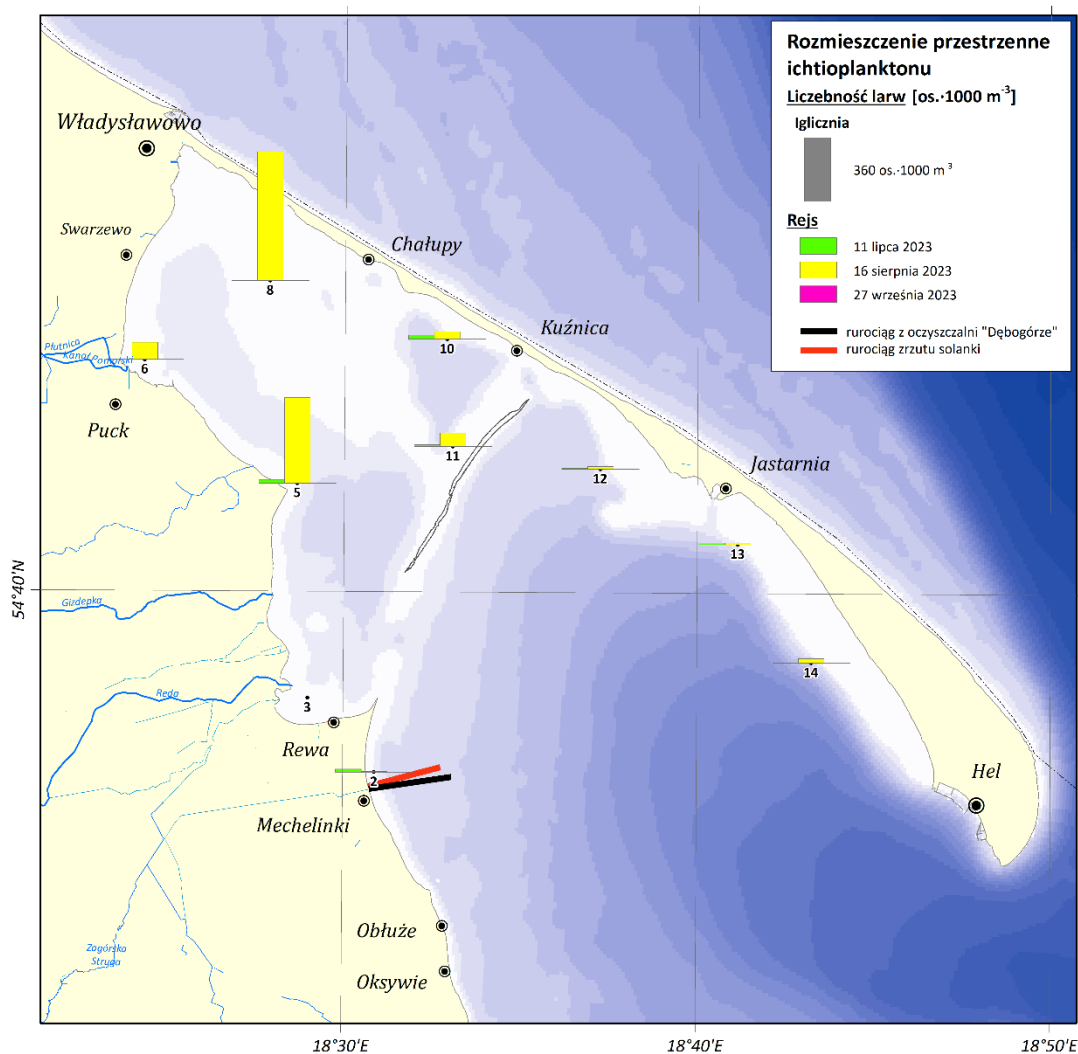
Rys. 6.15. Liczebność oraz rozmieszczenie przestrzenne larw **ciernika** na obszarze Zatoki Puckiej [Mapa: L. Szymanek]

Larwy i narybek **wężynki** [Rys. 6.16] występowały na wszystkich stacjach, jednak dużo liczniej na obszarze Zalewu Puckiego niż Zatoki Puckiej zewnętrznej. Larwy i narybek wężynki występowały najliczniej w sierpniu, a najmniej licznie we wrześniu. Średnia długość SL wynosiła ok. 10-20 mm w lipcu (okres rozrodu), ok. 50-60 mm w sierpniu (osobniki pochodzące z rozrodu w maju-lipcu) oraz 70-90 mm we wrześniu (osobniki pochodzące z rozrodu w maju-lipcu).



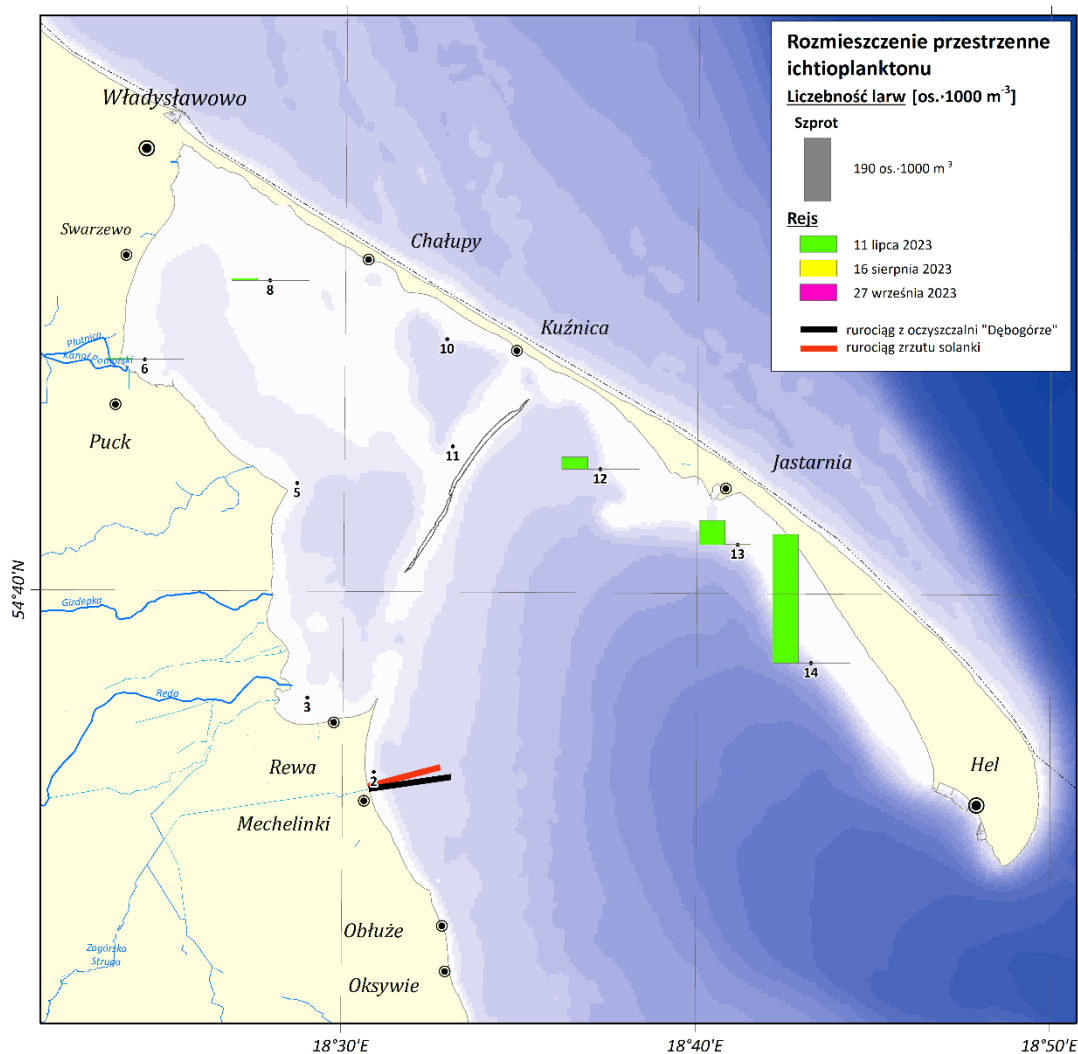
Rys. 6.16. Liczebność oraz rozmieszczenie przestrzenne larw wężynki na obszarze Zatoki Puckiej [Mapa: L. Szymanek]

Larwy i narybek **igliczni** [Rys. 6.17] występowały na całym obszarze badań, jednak najliczniej na stacjach zlokalizowanych w Zalewie Puckim. Larwy i narybek igliczni występowały najliczniej w sierpniu. Średnia długość SL wynosiła ok. 20-30 mm w lipcu (osobniki pochodzące z rozrodu w maju-czerwcu) oraz ok. 35-50 mm w sierpniu (osobniki pochodzące z rozrodu w maju-czerwcu).



Rys. 6.17. Liczebność oraz rozmieszczenie przestrzenne larw igliczni na obszarze Zatoki Puckiej [Mapa: L. Szymanek]

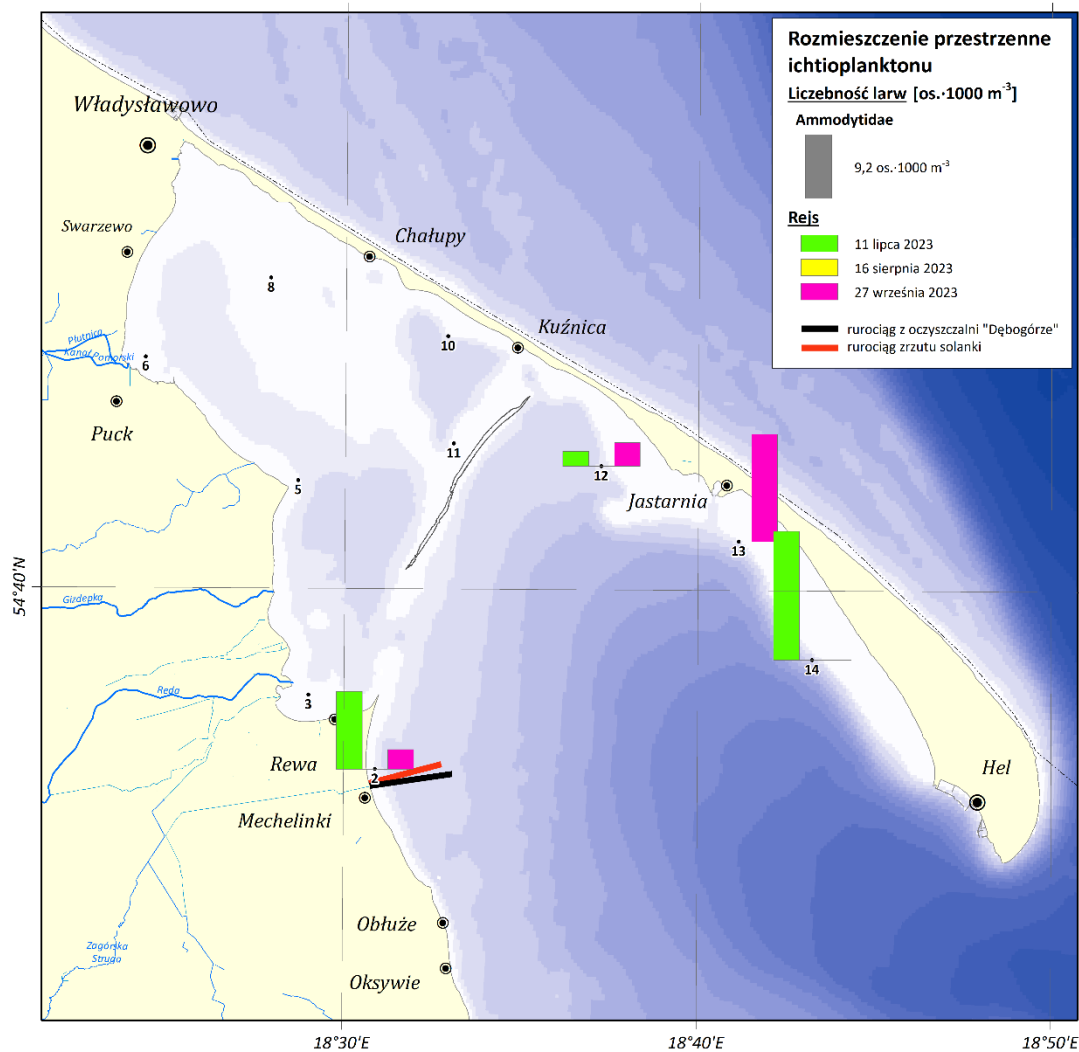
Larwy **szprota** [Rys. 6.18] występowały prawie wyłącznie na obszarze Zatoki Puckiej zewnętrznej, najliczniej na stacji pomiędzy Kuźnicą a Jastarnią. Okres występowania to lipiec. Średnia długość SL wynosiła ok. 3-6 mm, a więc były to osobniki pochodzące z rozrodu mającego aktualnie miejsce w nieodległych wodach głębszych poza Zatoką Pucką.



Rys. 6.18. Liczebność oraz rozmieszczenie przestrzenne larw szprota na obszarze Zatoki Puckiej [Mapa: L. Szymanek]

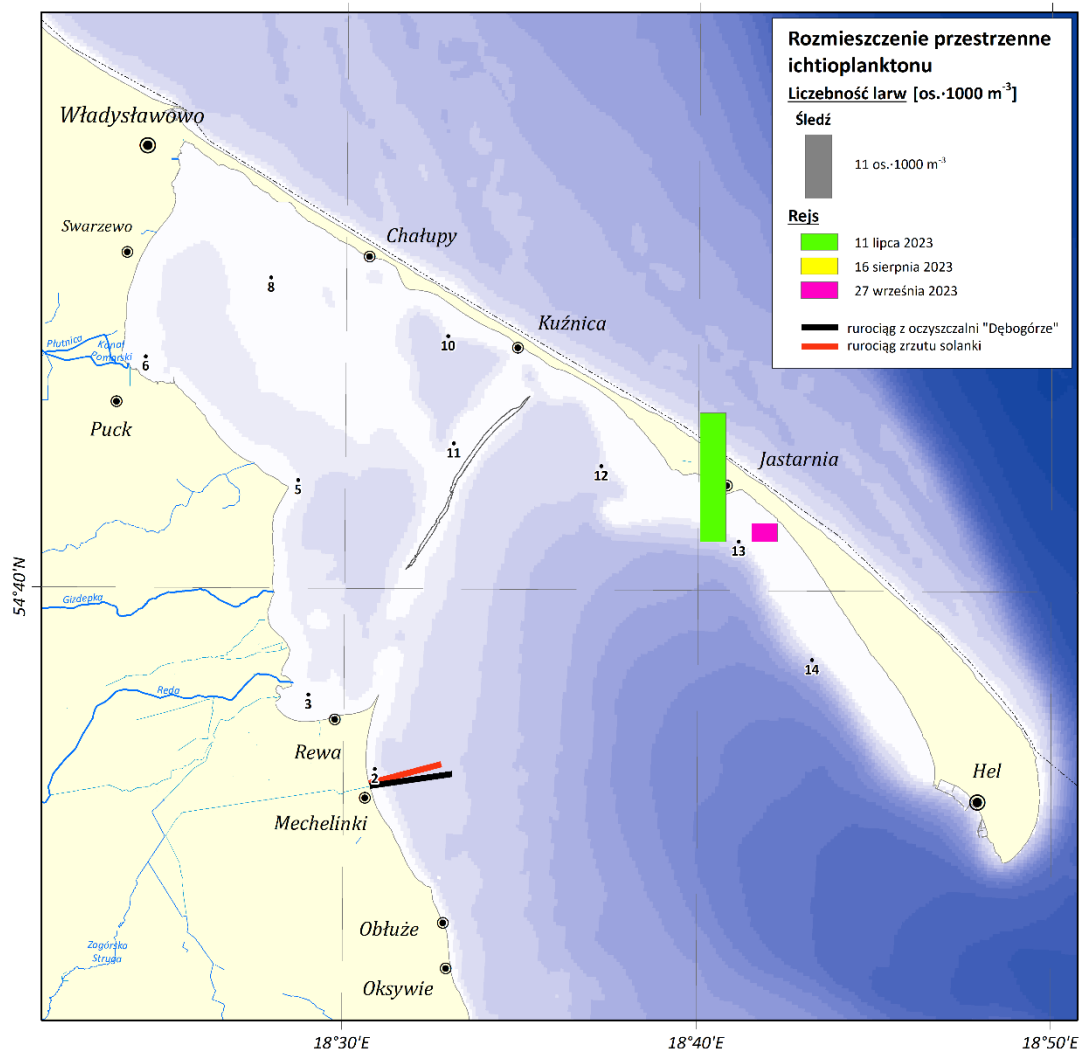


Larwy **dobijakowatych** [Rys. 6.19] występowały na obszarze Zatoki Puckiej zewnętrznej. Okres występowania to lipiec i wrzesień. Średnia długość SL wynosiła ok. 7-8 mm, a więc były to osobniki pochodzące z rozrodu mającego aktualnie miejsce w przybrzeżnych wodach zatoki.



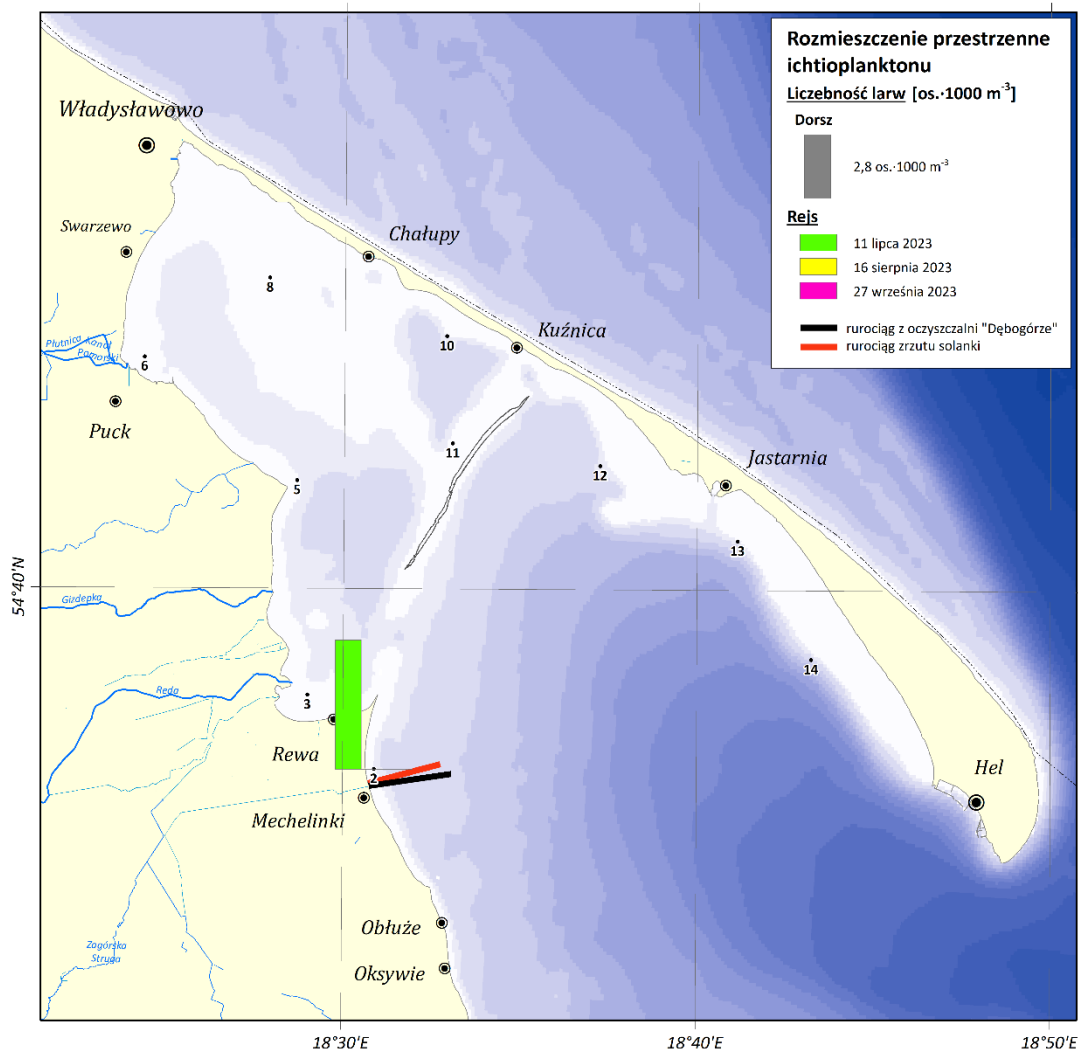
Rys. 6.19. Liczebność oraz rozmieszczenie przestrzenne larw dobijakowatych na obszarze Zatoki Puckiej [Mapa: L. Szymanek]

Larwy śledzia [Rys. 6.20] występowały na obszarze Zatoki Puckiej zewnętrznej, w pobliżu Jastarni. Występowały najliczniej w lipcu i mniej licznie we wrześniu. Średnia długość SL wynosiła ok. 5-7 mm, a więc były to osobniki pochodzące z rozrodu mającego aktualnie miejsce w pobliżu miejsca złowienia.



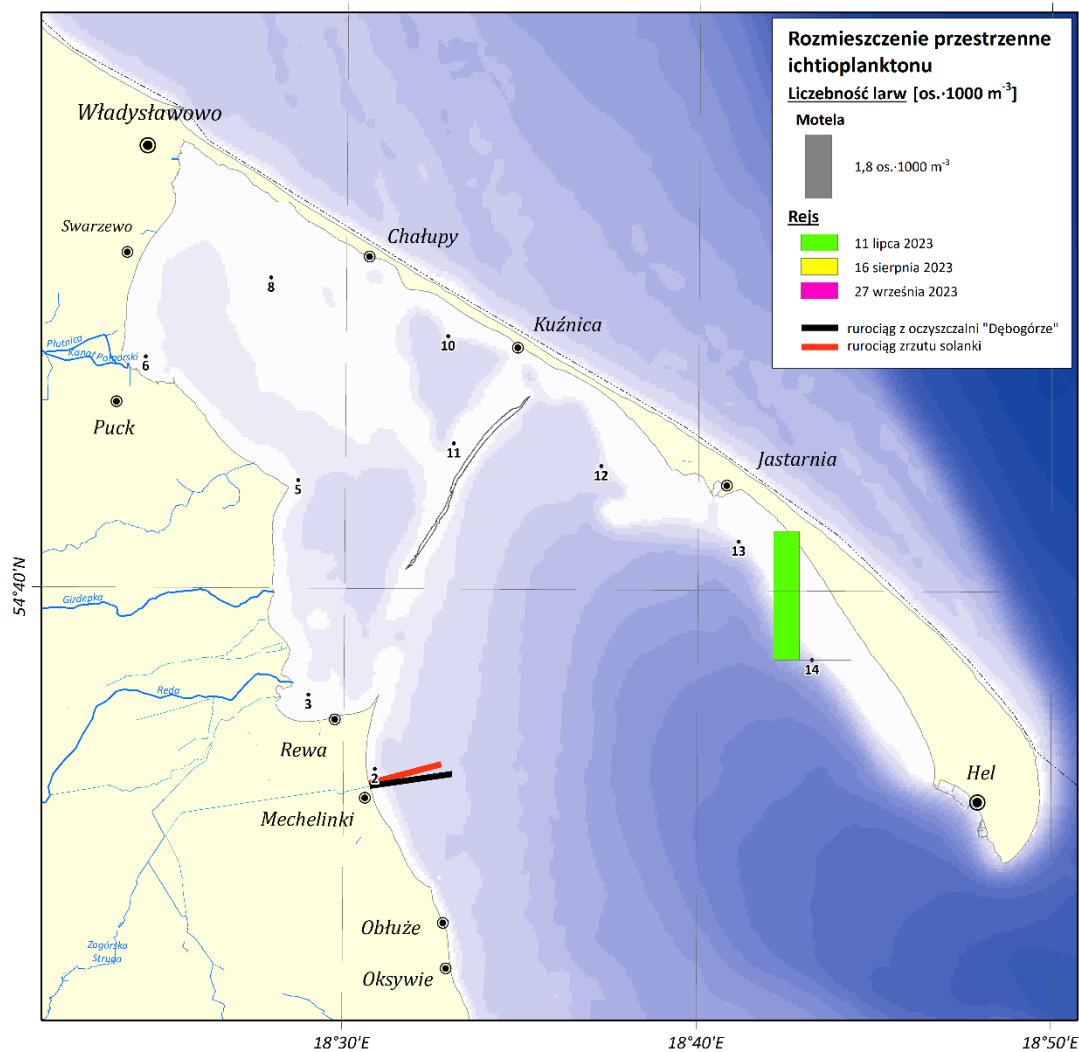
Rys. 6.20. Liczebność oraz rozmieszczenie przestrzenne larw śledzia na obszarze Zatoki Puckiej [Mapa: L. Szymanek]

Larwy **dorsza** [Rys. 6.21] występowały wyłącznie w lipcu na jednej stacji - w pobliżu Mechelinek. Średnia długość SL wynosiła ok. 3 mm, a więc musiały to być osobniki pochodzące z rozrodu mającego miejsce w Głębi Gdańskiej.



Rys. 6.21. Liczebność oraz rozmieszczenie przestrzenne larw dorsza na obszarze Zatoki Puckiej [Mapa: L. Szymanek]

Larwy **moteli** [Rys. 6.22] występowały wyłącznie w lipcu na jednej stacji – pomiędzy Jastarnią a Helem. Średnia długość SL wynosiła ok. 9 mm, a więc były to osobniki pochodzące z rozrodu mającego miejsce kilka miesięcy wcześniej w głębokich wodach Głębi Gdańskiej.



Rys. 6.22. Liczebność oraz rozmieszczenie przestrzenne larw moteli na obszarze Zatoki Puckiej [Mapa: L. Szymanek]

### 6.1.3 Podsumowanie i odniesienie do danych archiwalnych

Możliwości odniesienia uzyskanych wyników do innych prac są znikome, gdyż badania ichtioplanktonowe na obszarze Zatoki Puckiej nie były dotychczas prowadzone (z wyjątkiem pierwszej części tych badań - Program badań wykonany w latach 2019-2021). Jeśli chodzi o inne obszary geograficzne strefy przybrzeżnej, istnieje możliwość odniesienia uzyskanych liczebności larw do Zalewu Wiślanego (wyniki projektu IGUM), Zatoki Pomorskiej (Porębski 1994, Fey i inni, 2016) oraz strefy

przybrzeżnej na wysokości miejscowości Lubiato-Kopalino i Żarnowiec (Raport końcowy dla inwestycji elektrowni atomowej). W oparciu o uzyskane w wymienionych badaniach wyniki analiz ichtioplanktonowych można dokonać następującego podsumowania:

- a) Dominującym gatunkiem rozradzającym się zarówno w Zalewie Puckim jak i Zatoce Puckiej zewnętrznej są **babkowate** (szczyt występowania larw i narybku: lipiec), a intensywność tego tarła należy uznać za wysoką, podobnie jak ma to miejsce w innych obszarach przybrzeżnych. Analiza wielkości poławianych osobników wskazuje na występowanie rozrodu w całym okresie prowadzenia badań (lipiec-wrzesień).
- b) Kolejnym pod względem istotności gatunkiem rozradzającym się w Zatoce Puckiej, i poławianym w okresie lipiec-wrzesień, jest **ciernik** (szczyt występowania narybku: sierpień), obecne dużo liczniej w Zalewie Puckim niż Zatoce Puckiej zewnętrznej. Jest to tarło o intensywności zbliżonej lub wyższej w porównaniu do innych obszarów przybrzeżnych. Wyniki te należy jednak traktować z ostrożnością, gdyż wskazane wysokie liczebności bazują na połowie uzyskanym w jednym miesiącu na jednej stacji. Analiza wielkości złowionych osobników wskazuje na występowanie rozrodu w maju-czerwcu.
- c) Zatoka Pucka, a zwłaszcza jej część wewnętrzna, czyli Zalew Pucki, jest bardzo istotnym obszarem rozrodczym dla **wężyńki i igliczni** (występowały w połowach w całym okresie badań). Analiza wielkości poławianych osobników wskazuje na rozród w okresie maj-lipiec.
- d) W okresie letnim (lipiec) Zatoka Pucka zewnętrzna jest obszarem licznego występowania larw i narybku **szprota**, którego tarło odbywa się jednak w znacznej odległości od brzegu. Larwy tego gatunku zanoszone są do wód zatoki z prądami z obszarów rozrodu.
- e) Liczebność **śledzia** w wodach Zatoki Puckiej była niska, co wynika z okresu prowadzenia badań – po szczycie rozrodu śledzia wiosennego tarła i przed szczytem rozrodu śledzia jesiennego tarła.
- f) Występowanie w próbkach takich gatunków jak **dorsz i motela** należy uznać ze względu na ich niską liczebność za mało istotne.
- g) Brak w połowach **babki byczej** nie świadczy o jej niewystępowaniu w Zatoce Puckiej. Taki obraz jest jedynie skutkiem charakterystyki rozrodu i wczesnego rozwoju u tego gatunku – wylęg przebywa w gnieździe, a w momencie opuszczenia gniazda jest już duży i natychmiast przechodzi do przydennego trybu życia.
- h) Nie stwierdzono w połowach ichtioplanktonowych larw czy też narybku **okonia**.

Należy podkreślić, że powyższe wyniki uzyskane w oparciu o połowy wczesnych stadiów rozwojowych w strefie pelagicznej, dla pełnego obrazu muszą być rozpatrywane w połączeniu z wynikami ichtiologicznych badań ryb dorosłych.

Powyższe wyniki dla okresu lato-jesień pokrywają się z wynikami badań przeprowadzonych w roku 2020 w okresie wiosna-lato, kiedy to również dominującą grupą taksonomiczną były babkowate. Niewielkie różnice w składzie gatunkowym i liczebności larw i narybku pomiędzy rokiem 2020 (okres

wiosna-lato) a rokiem 2023 (okres lato-jesień) wynikają w oczywisty sposób z różnic w czasie rozrodu poszczególnych gatunków. Na przykład, liczne występowanie rozradzających się wiosną śledzi w próbach z badań w roku 2020 i ich niska liczebność w próbach z roku 2023. Podobnie, dobijakowate występowały licznie w roku 2020, w okresie od kwietnia do czerwca, ale już bardzo nielicznie w roku 2023, kiedy to badania prowadzono w okresie lipiec-wrzesień.

Można więc podsumować, że badania z roku 2020 i obecne przeprowadzone w roku 2023 tworzą pewną całość obrazującą występowanie larw i wczesnego narybku w Zatoce Puckiej w okresie od kwietnia do września. I jako całość uzyskane wyniki prowadzą do wspólnych wniosków.

#### 6.1.4 Wnioski

Zatoka Pucka jest obszarem ubogim pod względem liczby rozradzających się na jej obszarze gatunków ryb. Co gorsze, są to w większości gatunki o niewielkim znaczeniu lub wręcz bez znaczenia dla rybołówstwa. Najliczniej występujące babkowate i ciernik mogą stanowić pokarm dla innych gatunków ryb, ale nie są celem połowów. Natomiast gatunki mogące być atrakcyjne dla rybołówstwa (np. śledź) rozradzają się wprawdzie na obszarze Zatoki Puckiej, ale jest to wydarzenie krótkookresowe i są to gatunki na stałe niebytuujące w tym akwenie. Korzystnym zjawiskiem jest liczne występowanie wężyńki i igliczni, gatunków, które traktuje się często jako wskaźnik dobrej jakości wód. Są to jednak gatunki, które również nie mają znaczenia dla rybołówstwa.

Jak już zostało to wcześniej zaznaczone, powyższe wnioski bazujące na wynikach badań ichtioplanktonowych należy traktować jako uzupełnienie badań ichtiologicznych ryb dorosłych.

**Wskazówki na przyszłość odnośnie badań ichtioplanktonowych:** Wyniki uzyskane w roku 2023 w oparciu o znaczną, w odniesieniu do tak małego obszaru geograficznego, liczbę stacji (10 stacji) oraz pobór prób w trzech terminach w okresie lato-jesień, należy uznać za stosunkowo dobrze oddające stan rzeczywisty. Mimo to, nie można wykluczyć, że przy wyższej intensywności prac obejmujących dłuższy, kilkuletni okres badawczy, zaobserwowano by pewne różnice w stosunku do obecnych wyników – zarówno odnośnie składu gatunkowego, liczebności poszczególnych gatunków, jak i ich rozmieszczenia przestrzennego. Szczególnie jednak korzystne byłoby powtórzenie badań, nawet w jednym tylko roku, ale w oparciu o dwukrotnie wyższą liczbę stacji – szczególnie na obszarze Zalewu Puckiego. Pozwoliłoby to precyzyjniej określić miejsca rozrodu oraz zmniejszyć ryzyko pominięcia występowania jakiegoś gatunku ze względu na jego bardzo lokalne występowanie (np. okoń).

**Wskazówki na przyszłość odnośnie stanu Zatoki Puckiej:** wskazane jest podjęcie działań ukierunkowanych na odtworzenie w wodach zatoki populacji ryb atrakcyjnych dla rybołówstwa. Biorąc pod uwagę warunki geograficzne i biologiczne analizowanego obszaru, a także biologię poszczególnych gatunków ryb, gatunkami takimi mogłyby być szczupak i okoń. Takie działania powinny być prowadzone w oparciu o badania m.in.: 1) wędrówek ryb (np. szczupaka – w obrębie Zalewu Puckiego, a także pomiędzy Zalewem Puckim a Zatoką Pucką zewnętrzną), 2) skuteczności zarybień przeprowadzonych w różnych rejonach zatoki, 3) precyzyjnej lokalizacji obszaru rozrodu gatunków rozradzających się bezpośrednio w Zalewie Puckim (np. okoń).



## 6.2 Badania ichtiologiczno-rybackie

Ocena struktury zmienności składu ichtiofauny na Zatoce Puckiej wymaga użycia różnych technik i metod połowu i poboru prób do badań ze względu na zróżnicowanie wielkości ryb, ich morfologii i ekologii. Ze względu na znaczne zróżnicowanie wielkościowe poszczególnych gatunków ryb i różne miejsca ich bytowania, istotne jest wykorzystanie narzędzi połowowych umożliwiających zbadanie wszystkich gatunków występujących w ekosystemie.

Rybołówstwo komercyjne zajmuje się eksploatacją ryb dużych, zdatnych do konsumpcji, o wymiarach nie mniejszych niż określone przepisami wymiary ochronne. W tym celu stosuje się selektywne narzędzia połowowe. Na obszarze Zatoki Puckiej wykorzystywane są przede wszystkim skrzelowe sieci stawne, które w zależności od wielkości oczek umożliwiają połowy większości komercyjnych gatunków. Do połowu węgorzy wykorzystuje się żaki, mieroże i haki. Sieci skrzelowe nie zatrzymują ryb mniejszych niż zakres oddziaływania selektywności danego rozmiaru oczka. Narzędzia rybackie są wystawiane w miejscach i czasie prognozowanego przez rybaków występowania ryb określonego gatunku. Czas ekspozycji danego narzędzia zależy od warunków meteorologicznych i śmiertelności danego gatunku. Im większe prawdopodobieństwo śnięcia ryb, tym krótszy okres połowu. Obserwacje połowów rybackich nie dostarczają wystarczających informacji o pełnym składzie gatunkowym łowiska i o rybach o mniejszych rozmiarach.

Uzupełnieniem informacji o połowach rybackich są połowy badawcze. Standardową metodą stosowaną w strefach przybrzeżnych Bałtyku są wielopanelowe sieci stawne typu Nordic, w których łączy się odcinki sieci o dziewięciu różnych rozmiarach oczek od 10 do 60 mm (bok oczka). W celu standaryzacji wskaźników wydajności sieci są wystawiane na okres nie krótszy niż 12 godzin obejmujących zmierzch, porę nocną i świt. Zakres długości łowionych ryb jest stosunkowo szeroki (na Zatoce Puckiej od 5 do nawet 70 cm, jednak najlepiej reprezentowane są ryby w zakresie długości od 12 do 24 cm (zakres ten jest charakterystyczny dla ryb danego gatunku ze względu na różne typy pokroju ciała ryb). Dane z połowów sieciami wielopanelowymi dostarczają zatem informacji o rybach, które są mniejsze od ryb eksploatowanych przez rybołówstwo. Dodatkowo w sieciach typu Nordic zatrzymywane są gatunki niekomercyjne, na które rybacy nie ukierunkowują swoich połowów.

Z racji osiągnięcia niewielkich rozmiarów (długości lub obwodu) część ryb występujących na Zatoce Puckiej nie jest zatrzymywana, lub zatrzymywana w sposób niereprezentatywny, nawet w najmniejszych oczkach sieci typu Nordic (bok oczka = 5 mm). Narzędziami odpowiednimi do oceny struktury tej części zespołu ryb są narzędzia ciągnięte za jednostką - włoczki nieselektywne (rozmiar boku oczka na końcu worka 6 i 11 mm). Narzędzia te nie łowią większych ryb z uwagi na duże opory i związaną z tym małą prędkość trałowania. Zakres długości zatrzymywanych ryb w tym przypadku waha się od 1 do 20 cm.

Biorąc pod uwagę powyższe uwarunkowania badania ichtiologiczno-rybackie zrealizowano w podziale na:

**1. Połowy badawcze:**

1.1 Monitoring ukierunkowany na stan i strukturę zespołu ichtiofauny ze szczególnym uwzględnieniem ryb ciernikowatych (połowy włóczkami drobnooczkowymi);

1.2 Monitoring standardowymi sieciami wielopanelowymi typu Nordic;

**2. Obserwacje połowów rybackich – monitoring eksploatowanej części zespołu ryb.**

**6.2.1 Monitoring stanu zespołu ichtiofauny ze szczególnym uwzględnieniem ryb ciernikowatych na Zatoce Puckiej**

**6.2.1.1 Metodyka badań**

Zgodnie z umową w 2023 roku połowy badawcze ukierunkowane na monitoring stanu zespołu ichtiofauny dla gatunków ryb niekomercyjnych zrealizowano w okresie letnim. Połowy wykonano w lipcu, z pokładów dwóch jednostek rybackich, po pięć badawczych dni rejsowych na każdej z nich, co daje zgodnie z umową 10 badawczych dni rejsowych. Łącznie wykonano 79 zaciągów badawczych na obszarze Zalewu Puckiego i Zatoki Puckiej zewnętrznej (Tab. 6.5). W ramach badań rejestrowano:

- pozycje geograficzne początku i końca zaciągu (w tabeli przedstawiono centroidę – pozycję środkową- zaciągów);
- czas trwania zaciągu, szybkość trałowania,
- długość wydanej liny oraz odległości pomiędzy linami mierzone w dwóch stałych miejscach w przypadku włoków dobrzeżnego i tubisowego;
- głębokość na początku i na końcu trałowania;
- temperaturę i zasolenie wody, widzialność krążka Secchiego;
- stan morza, siłę i kierunek wiatru;
- obecność innych organizmów wodnych (glony, roślinność wyższa, małże, ślimaki) oraz śmieci w worku włoków.

Na podstawie zarejestrowanych danych obliczono długość odcinka przetrałowanego oraz rozwarcie poziome włoków dobrzeżnego i tubisowego, co pozwoliło na oszacowanie powierzchni przetrałowanej w każdym zaciągu.

**Tab. 6.5. Lista zaciągów badawczych zrealizowanych w lipcu 2023 roku wraz z podstawową charakterystyką**

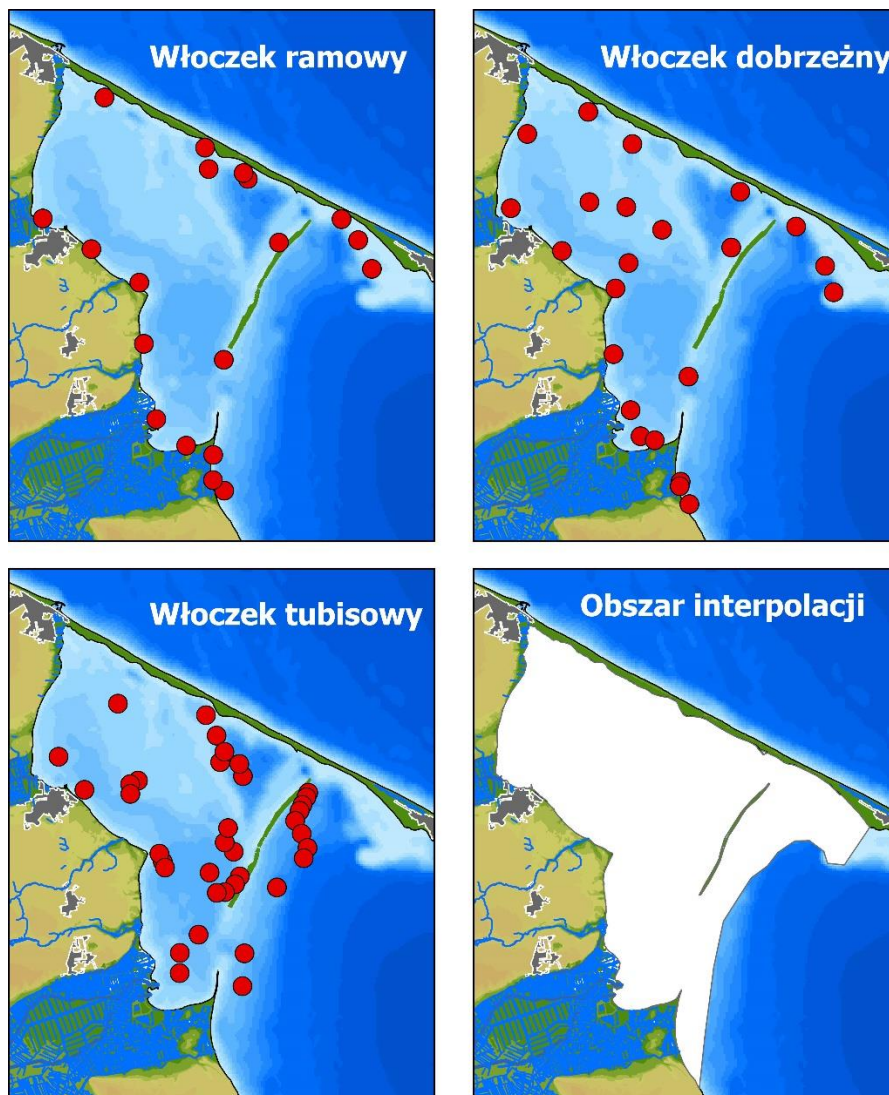
Stacja	Narzędzie	Centroida zaciągu X	Centroida zaciągu Y	Głębokość średnia	Temperatura	Zasolenie	Kierunek wiatru	Siła wiatru	Stan morza	Długość odcinka przetratowanego [m]	Powierzchnia przetratowana [m <sup>2</sup> ]
<b>04 lipca 2023</b>											
1 D	dobrzeżny	18.48982	54.63698	1.95	18.26	6.52	S	5	2	195.0	1365.0
1 R	ramowy	18.49458	54.63295	1.47	18.08	6.53	S	4	2	197.9	197.9
1 T	tubisowy	18.46572	54.71953	2.90	bd	bd	SW	7	3	181.8	945.2
10 T	tubisowy	18.53077	54.72998	5.90	bd	bd	W	6	2	147.3	530.5
11 T	tubisowy	18.54294	54.72924	6.60	bd	bd	W	6	2	176.0	703.9
12 T	tubisowy	18.54864	54.7263	7.30	bd	bd	W	6	2	176.0	704.2
15 D	dobrzeżny	18.48314	54.64508	2.98	18.02	6.91	S	5	3	180.8	1012.5
15 T	tubisowy	18.48063	54.69655	3.20	bd	bd	S	3	2	144.9	579.6
2 D	dobrzeżny	18.49917	54.63527	2.42	18.23	6.49	S	5	2	199.4	1437.6
2 RZ	ramowy	18.51198	54.61969	1.20	16.86	7.23	S	4	2	95.3	95.3
2 T	tubisowy	18.46475	54.72407	2.80	bd	bd	SW	7	3	99.1	435.9
3 RZ	ramowy	18.51406	54.63031	1.39	17.00	7.23	S	4	2	191.1	191.1
3 T	tubisowy	18.47036	54.72508	2.80	bd	bd	SW	7	3	130.1	416.2
4 T	tubisowy	18.43393	54.7214	4.35	bd	bd	W	6	2	126.7	456.0
5 T	tubisowy	18.412	54.73492	3.20	bd	bd	W	7	2	103.5	414.0
6 T	tubisowy	18.45796	54.75585	2.45	bd	bd	W	6	1	151.5	727.4
7 T	tubisowy	18.51503	54.74578	3.65	bd	bd	W	6	2	88.4	318.3
8 T	tubisowy	18.52901	54.73453	6.00	bd	bd	W	6	2	156.3	625.0
9 T	tubisowy	18.53358	54.73429	5.95	bd	bd	W	6	2	205.7	740.5
<b>05 lipca 2023</b>											
1 DD	dobrzeżny	18.51503	54.71948	2.42	18.91	7.19	S	4	2	180.2	1261.2
10 R	ramowy	18.4354	54.71413	1.22	19.08	7.04	SE	4	1	82.9	82.9
11 R	ramowy	18.46599	54.69939	1.23	18.42	7.04	SE	4	1	202.9	202.9
12 D	dobrzeżny	18.43719	54.71523	2.56	18.93	7.06	S	4	2	94.8	564.0
12 R	ramowy	18.46797	54.67173	0.85	17.79	6.93	W	3	1	946.6	946.6
13 D	dobrzeżny	18.47652	54.69431	2.90	17.67	7.03	SW	3	1	173.2	969.9
13 R	ramowy	18.47522	54.64384	1.85	17.96	6.79	S	5	3	150.5	150.5
13 T	tubisowy	18.48438	54.69082	5.45	bd	bd	S	3	1	159.6	638.2
14 D	dobrzeżny	18.47166	54.67254	3.55	18.00	7.02	W	2	1	129.6	653.4
14 T	tubisowy	18.48193	54.6925	4.00	bd	bd	S	3	1	152.8	611.1
16 T	tubisowy	18.52818	54.69959	4.90	bd	bd	SE	3	2	178.2	712.9
17 T	tubisowy	18.53462	54.70488	3.30	bd	bd	SE	3	2	207.9	831.6
18 T	tubisowy	18.53218	54.69583	4.75	bd	bd	SE	4	2	170.5	750.3
19 T	tubisowy	18.5146	54.68798	5.60	bd	bd	SE	4	2	154.9	805.6
2 DD	dobrzeżny	18.4885	54.7088	4.27	17.89	7.16	SE	4	2	174.3	784.5

Stacja	Narzędzie	Centroida zaciągu X	Centroida zaciągu Y	Głębokość średnia	Temperatura	Zasolenie	Kierunek wiatru	Siła wiatru	Stan morza	Długość odcinka przetratowanego [m]	Powierzchnia przetratowana [m <sup>2</sup> ]
2 R	ramowy	18.52389	54.66676	1.42	16.74	7.12	W	2	1	186.9	186.9
20 T	tubisowy	18.51928	54.6791	5.65	bd	bd	SE	4	2	156.8	689.9
21 T	tubisowy	18.52619	54.67912	4.65	bd	bd	SE	4	2	177.1	708.5
22 T	tubisowy	18.534	54.68228	3.30	bd	bd	E	4	1	160.1	704.3
23 T	tubisowy	18.53546	54.68584	2.80	bd	bd	E	4	1	215.4	775.4
3 D	dobreżny	18.52168	54.66205	2.66	16.62	7.17	W	2	1	247.1	1902.5
9 D	dobreżny	18.40358	54.73043	2.54	19.13	6.99	SE	4	2	90.1	599.2
9 R	ramowy	18.40222	54.72745	1.25	19.61	6.97	SE	4	2	150.6	150.6
06 lipca 2023											
1 TD	tubisowy	18.56258	54.67725	8.10	bd	bd	SW	3	2	158.4	823.6
1 TZ	tubisowy	18.58898	54.7152	6.50	bd	bd	W	3	2	226.3	724.1
2 TZ	tubisowy	18.58716	54.71459	5.40	bd	bd	W	3	2	168.2	672.8
3 R	ramowy	18.56828	54.71268	1.05	18.55	7.17	W	3	2	156.4	156.4
3 TZ	tubisowy	18.58252	54.71088	4.50	bd	bd	W	3	2	134.4	752.5
4 D	dobreżny	18.55904	54.71306	2.16	19.03	7.17	W	3	1	155.5	925.3
4 DZ	dobreżny	18.60258	54.71968	3.14	18.33	7.26	W	3	1	186.0	1236.6
4 R	ramowy	18.5498	54.73905	1.22	19.47	7.17	W	4	2	168.5	168.5
4 RZ	ramowy	18.60744	54.7222	1.05	19.02	7.29	W	3	2	175.7	175.7
4 TZ	tubisowy	18.58107	54.70868	5.00	bd	bd	SW	3	2	138.7	554.9
5 DZ	dobreżny	18.62166	54.69775	2.93	17.79	7.22	W	4	2	215.7	1509.9
5 R	ramowy	18.54538	54.7411	1.43	19.50	7.14	W	3	1	150.6	150.6
5 RZ	ramowy	18.62338	54.71313	1.33	18.75	7.22	W	4	2	194.2	194.2
5 TZ	tubisowy	18.5776	54.70477	5.80	bd	bd	SW	3	2	123.1	541.8
6 DZ	dobreżny	18.62912	54.69198	2.15	17.78	7.20	W	3	1	159.4	1149.6
6 RZ	ramowy	18.63179	54.70071	1.32	17.98	7.20	W	4	2	180.4	180.4
6 TZ	tubisowy	18.57953	54.70034	6.50	bd	bd	SW	3	2	195.4	938.1
7 TZ	tubisowy	18.57195	54.69198	7.20	bd	bd	SW	3	1	129.0	533.0
8 TZ	tubisowy	18.57195	54.69112	7.40	bd	bd	W	3	2	167.4	736.5
07 lipca 2023											
10 D	dobreżny	18.46014	54.73349	2.55	19.31	7.09	W	5	2	183.5	835.0
11 D	dobreżny	18.48846	54.72748	2.58	19.82	7.23	W	5	3	157.6	937.6
2 TD	tubisowy	18.53221	54.64427	5.00	bd	bd	W	3	1	212.4	1019.5
3 TD	tubisowy	18.53387	54.63663	6.00	bd	bd	W	3	1	170.6	819.1
5 D	dobreżny	18.56741	54.73537	2.30	19.39	7.16	W	4	2	157.3	1038.4
6 D	dobreżny	18.49215	54.75623	1.79	19.63	7.16	W	4	2	126.8	608.7
6 R	ramowy	18.52078	54.74351	1.00	19.46	7.12	W	4	2	157.8	157.8
7 D	dobreżny	18.46253	54.76878	3.87	18.66	7.22	W	5	2	199.4	1316.3

Stacja	Narzędzie	Centroida zaciągu X	Centroida zaciągu Y	Głębokość średnia	Temperatura	Zasolenie	Kierunek wiatru	Siła wiatru	Stan morza	Długość odcinka przetrałowanego [m]	Powierzchnia przetrałowana [m <sup>2</sup> ]
7 R	ramowy	18.51922	54.75354	1.24	20.11	7.22	W	4	2	118.7	118.7
8 D	dobreżny	18.42337	54.76029	2.70	19.64	7.07	W	5	2	145.6	509.6
8 R	ramowy	18.44923	54.77591	1.32	20.16	7.16	NW	4	2	139.9	139.9
08 lipca 2023											
1 DZ	dobreżny	18.51758	54.6086	2.09	17.97	7.16	S	2	1	175.9	1169.4
1 RZ	ramowy	18.51191	54.61628	1.12	17.88	7.21	S	2	1	177.6	177.6
2 DZ	dobreżny	18.51283	54.61706	2.14	17.83	7.15	S	2	1	177.3	868.8
24 T	tubisowy	18.50596	54.6582	5.10	bd	bd	SW	3	1	194.6	1090.0
25 T	tubisowy	18.49994	54.65373	4.20	bd	bd	SW	3	1	175.0	839.8
26 T	tubisowy	18.49206	54.64334	3.80	bd	bd	SW	2	1	139.6	670.2
3 DZ	dobreżny	18.52839	54.62425	1.82	17.85	7.17	S	2	1	88.1	524.0

## Narzędzia połowowe

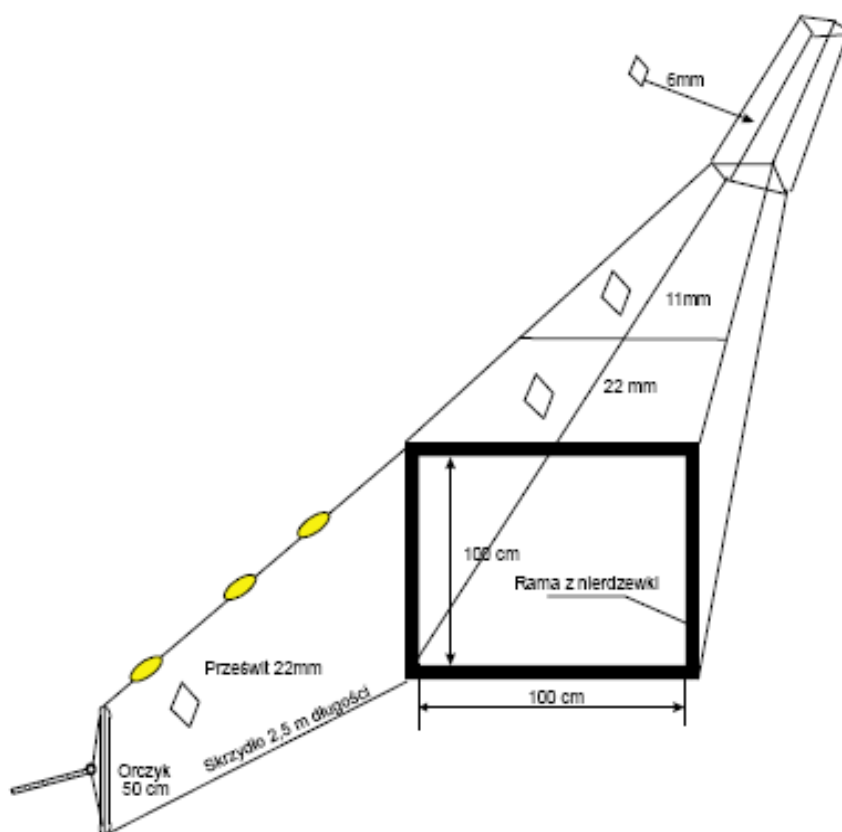
W monitoringu zgodnie z umową użyto trzech narzędzi połowowych: włoczka ramowego, włoczka dobrzeżnego i włoczka tubisowego. Ich użycie było wymuszone charakterystyką badanego akwenu – na najmniejszych głębokościach (0,5 – 1,5 m) można zastosować jedynie najmniejszy włózek ramowy. Na głębokości 1,6-2,5 m stosowano większy włózek dobrzeżny, a na większych głębokościach – włózek tubisowy. Zastosowana metodyka, łącznie z lokalizacją miejsc połowu była analogiczna z podejściem zastosowanym w latach 2020 i 2021 w Programie badań wykonanym w latach 2019-2021.



Rys. 6.23. Lokalizacja połowów badawczych poszczególnymi rodzajami włózków drobnooczkowych w 2023 oraz obszar interpolacji rozmieszczenia zastosowany w analizach przestrzennych rozmieszczenia organizmów.

Sieć włoka ramowego jest opięta na ramie ze stali nierdzewnej o wymiarach 1x1m. Dolny odcinek ramy jest obciążony ołowiem. Do lewej i prawej części ramy prowadzą 2,5m skrzydła zakończone orczykiem. Liny łączą orczyki z łodzią. Worek narzędzia dzieli się na trzy części, z których każda posiada inny wymiar długości boku oczka (Rys. 6.24). Przy końcówce worka znajduje się sznur do jego zawiązania.

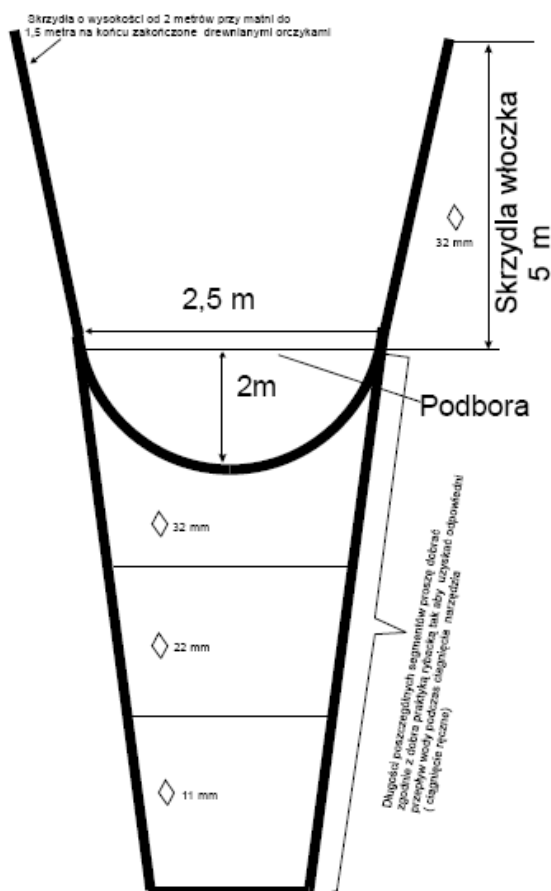




Rys. 6.24. Schemat konstrukcji włoka ramowego użytego w połowach badawczych

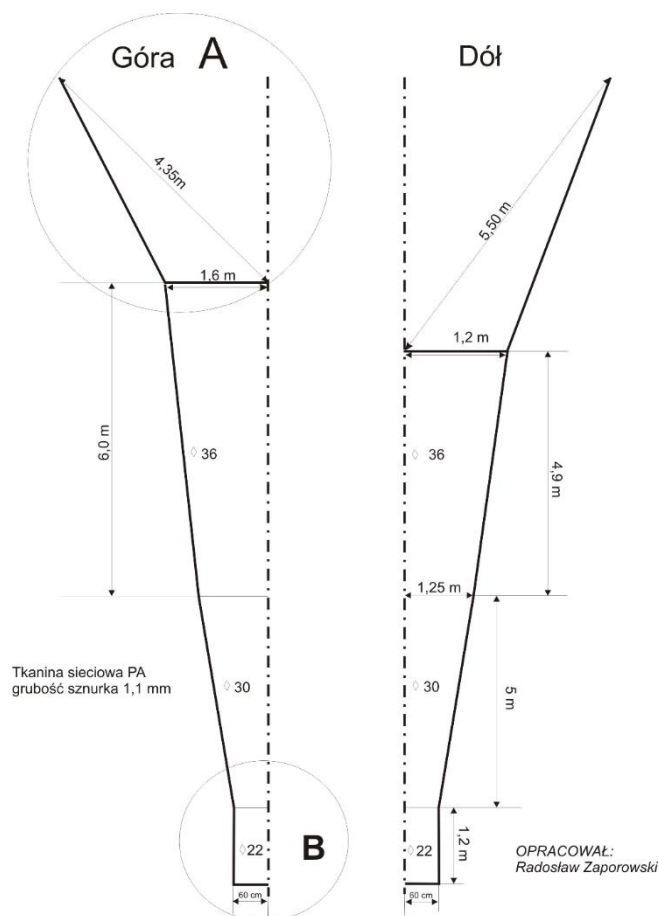
Włók dobrzeżny zbudowany jest, podobnie jak włók ramowy, z worka oraz skrzydeł, nie posiada natomiast stalowej ramy (Rys. 6.25). Na końcu skrzydeł narzędzia znajdują się orczyki, które są połączone linami z deskami rozporowymi zastępującymi ramę rozpinającą podczas trału. Od każdej z desek biegnie lina mocująca włók na łodzi.

Szerokość worka narzędzia wynosi 2,5m. Przydenna część obciążono oraz zaopatrzone w stalowy łańcuch mający na celu wypłaszanie ryb ukrytych w dnie. Wymiar boku oczka zmniejsza się wraz ze spadkiem szerokości worka narzędzia. W okolicach końca matni, podobnie jak w przypadku włoka ramowego, znajduje się linka do jej zawiązania.



Rys. 6.25. Schemat konstrukcji włoka dobrzeżnego użytego w połowach badawczych

Włók tubisowy jest największym z użytych w badaniach narzędzi. Część górna i część dolna nie są symetryczne (Rys. 6.26) tak jak w przypadku włoka ramowego oraz dobrzeżnego. Skrzydła narzędzia przy dnie są dłuższe. Przy łączeniu skrzydeł z siecią w dolnej części narzędzia doczepiony jest stalowy łańcuch – podbora. Przydenna krawędź worka jest dodatkowo obciążona stalowymi obręczami, natomiast górna lina trzymająca worek jest uszławniona. Wymiar boku oczka zmniejsza się w miarę zmniejszania się worka narzędzia. Skrzydła narzędzia zakończone są orczykami. Orczyki połączono linami z deskami rozporowymi, które pozwalają na „otwarcie narzędzia” podczas trału. Przy końcówce matni, podobnie jak w pozostałych narzędziach, znajduje się linka do jej zawiązania.



Rys. 6.26. Schemat konstrukcji włoka tubisowego użytego w połowach badawczych

Połowy po presortowaniu organizmów ważono i liczone a następnie wykonywano pomiary całości lub reprezentatywnej próby ryb. Organizmy inne niż ryby były tylko ważone i liczone. Wyniki połowów zostały przeliczone do standardowej powierzchni 100 m<sup>2</sup> przetrałowanej powierzchni dna.

### Analizy przestrzenne

Analizy przestrzenne rozmieszczenia najczęściej występujących organizmów wodnych wykonano przy użyciu ARC GIS PRO v.2.9.2. Przeliczone na standaryzowane jednostki liczebności/100 m<sup>2</sup> powierzchni przetrałowanej przypisano centroidom każdego z zaciągów.

Rozmieszczenie przestrzenne ekstrapolowano metodą analizy geostatycznej Kernel with barriers ze standardowym ustawieniem parametrów. Zastosowaną warstwą bariery był obszar interpolacji wraz z wyodrębnieniem Ryfu Mew jako obszaru lądowego.

Warstwę wynikową przekształcono do obrazu rastrowego o rozdzielczości piksela odpowiadającego powierzchni 100 m<sup>2</sup>. Ekstrapolowane rozmieszczenie organizmów przedstawiono w oparciu o podział wartości na 10 kwantyle celem wyznaczenia największych względnych zagęszczeń.

Dane uzyskane z obliczeń wyników połowów z 2023 roku porównano z danymi z 2020 i 2021 roku. W celu oceny skumulowanego rozmieszczenia, wartości rastrów przeliczono do 10 kategorii kwantylowych, a następnie dodano. W ten sposób otrzymano mapy względnego zagęszczenia z uwzględnieniem powtarzalności rozmieszczenia organizmów na podstawie trzech lat badań.

### 6.2.1.2 Wyniki badań

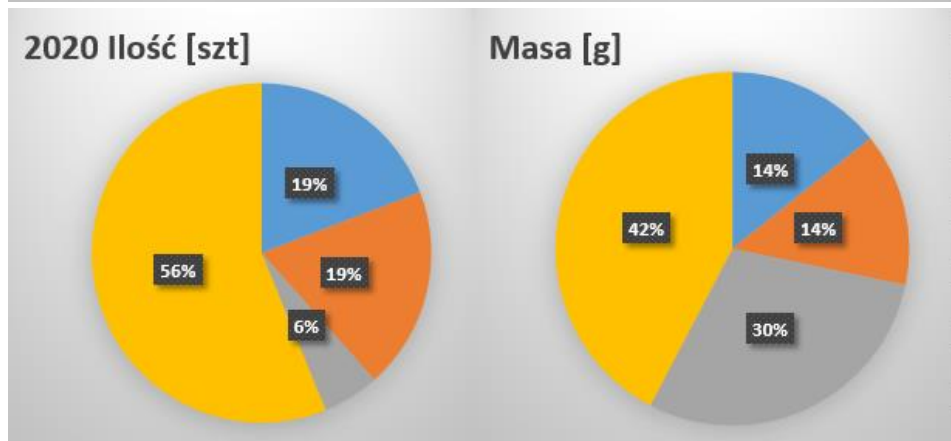
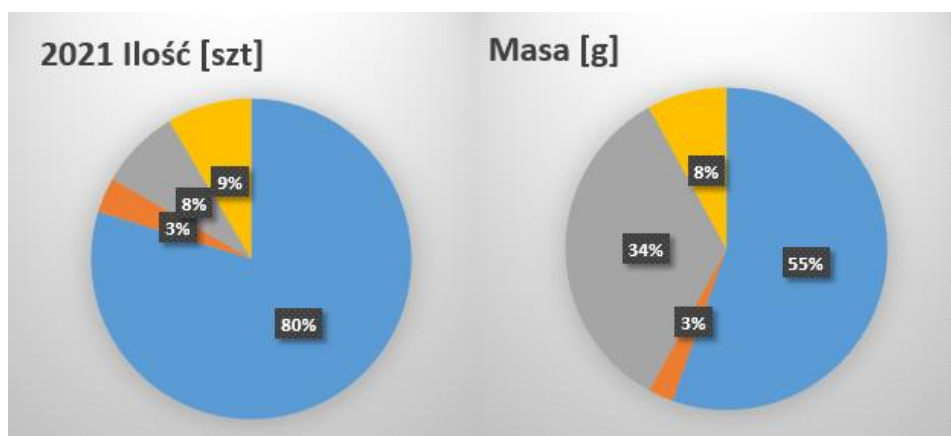
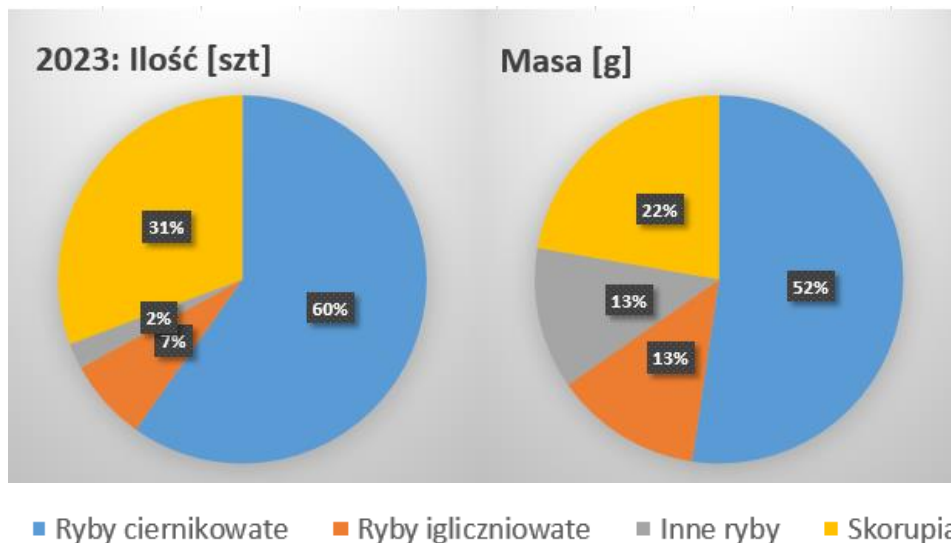
W 2023 roku złowiono ponad 14 tysięcy ryb o łącznej masie 12,6 kg (Tab. 6.6). Wielkości te były o ~ 50-75% wyższe niż w latach 2020-2021. Dominantami w połowach były ryby ciernikowate (ciernik, cierniczek i nieoznaczony do gatunku narybek ryb ciernikowatych). Ryby te nie występowały jedynie w czterech z 79 zaciągów. Subdominantami były ryby igliczniokształtne (wężyńka i iglicznia) i babkowate (babka bycza, babka mała i babka piaskowa). Inne ryby występowały jako pojedyncze osobniki w małej liczbie zaciągów. Większe ryby (szczupak, węgorz, okoń, śledź, stornia) są w przypadku zastosowanego w badaniach sprzętu połowem przypadkowym.

W połowach występowały bardzo często (95 % frekwencji) krewetki z rodzaju *Palaemon*, rejestrowano również dość często (43%) występowanie krabika amerykańskiego.

Tab. 6.6. Podsumowanie frekwencji, liczebności i biomasy organizmów złowionych w połowach badawczych w 2023 roku

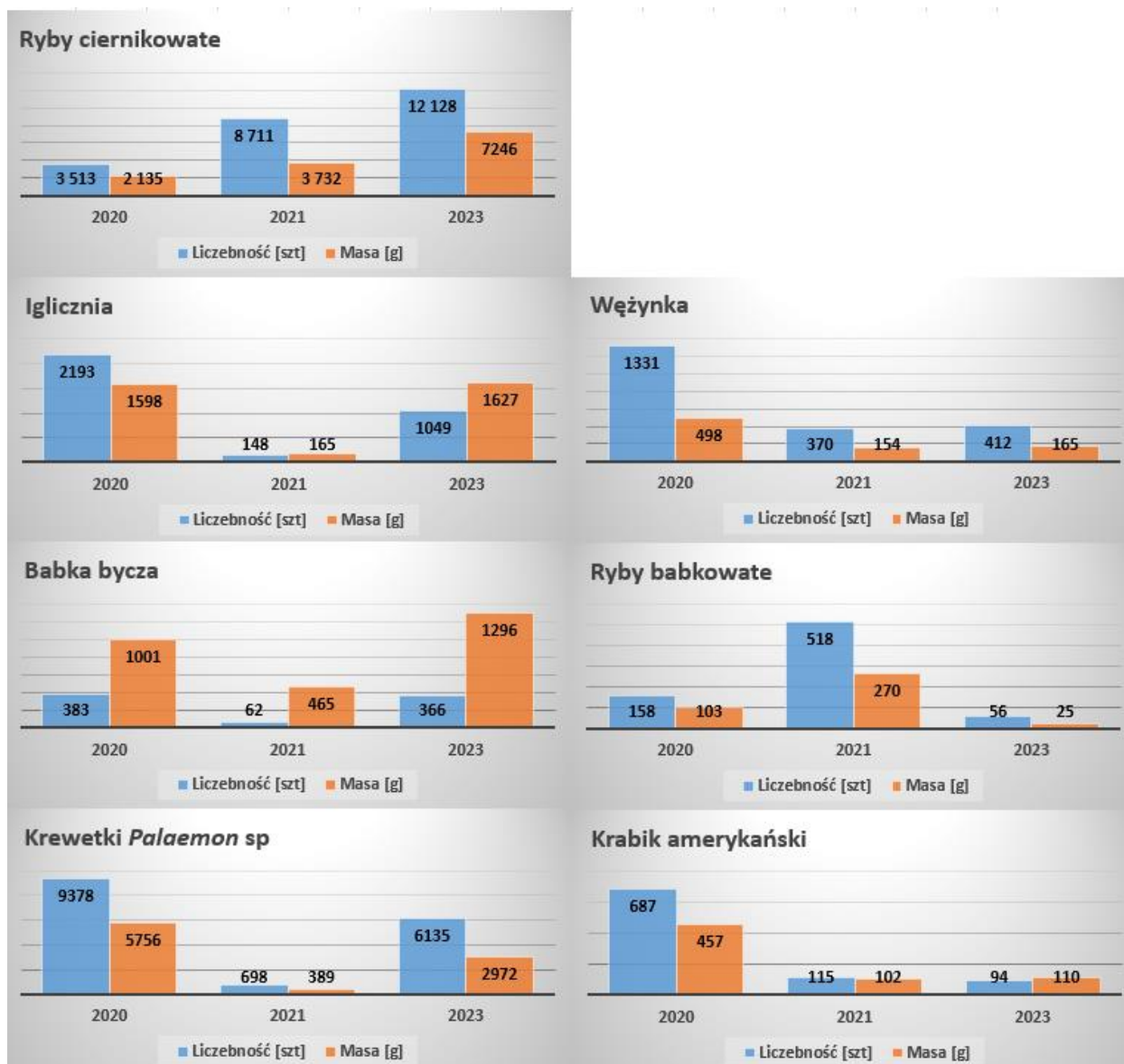
	Frekwencja [liczba zaciągów]	Frekwencja %	Liczba [szt.]	Masa [g]
Ryby ciernikowate ( <i>Gasterosteidae</i> )	75	94.9	12 128	7 246
Iglicznia ( <i>Syngnathus typhle</i> )	46	58.2	1 049	1 627
Wężyńka ( <i>Nerophis ophidion</i> )	62	78.5	412	165
Babka bycza ( <i>Neogobius melanostomus</i> )	55	69.6	366	1 296
Ryby babkowate ( <i>Pomatoschistus</i> spp.)	19	24.1	56	25
Stornia ( <i>Platichthys flesus</i> )	4	5.1	11	168
Śledź ( <i>Clupea harengus</i> )	3	3.8	10	3
Okoń ( <i>Perca fluviatilis</i> )	2	2.5	2	822
Dobijak ( <i>Hyperoplus lanceolatus</i> )	2	2.5	4	43
Węgorzyca ( <i>Zoarces viviparus</i> )	1	1.3	4	22
Tobiasz ( <i>Ammodytes tobianus</i> )	1	1.3	2	12
Węgorz ( <i>Anguilla anguilla</i> )	1	1.3	2	156
Szczupak ( <i>Esox lucius</i> )	1	1.3	1	1 048
	<b>SUMA RYBY</b>		<b>14 046</b>	<b>12 632</b>
Krabik amerykański ( <i>Rhithropanopeus harrisi</i> )	34	43.0	94	110
Krewetki ( <i>Palaemon</i> spp.)	75	94.9	6 135	2 972
	<b>SUMA POZOSTAŁE</b>		<b>6 215</b>	<b>3 073</b>

W porównaniu do wyników połowów z lat ubiegłych (Rys. 6.27), wyniki w 2023 pod względem proporcji ilości i masy złowionych organizmów sytuują się pomiędzy wynikami z 2020 i 2021 roku. W 2020 roku dominantami zarówno pod względem liczebności jak i masy były inne niż ryby organizmy. W 2021 ich udział był znacznie mniejszy, co zwiększyło znaczenie ryb ciernikowatych. W 2023 roku proporcja pomiędzy rybami ciernikowatymi a innymi rybami i organizmami wodnymi była wyrównana: ciernikowate stanowiły 50-60% odpowiednio masy i liczby złowionych zwierząt. W 2023 roku ponownie zaznaczył się większy udział igliczniokształtnych, który w 2021 sięgał zaledwie ok 3%, jednak nadal nie sięgnął poziomu z roku 2020.



Rys. 6.27. Proporcje ilości i masy organizmów wodnych złowionych w połowach badawczych w 2020, 2021 oraz 2023 roku

W liczbach bezwzględnych liczebność i masa ryb ciernikowatych w 2023 była znacznie wyższa niż w poprzednich latach badań (Rys. 6.28). Duży wzrost w porównaniu z wynikami z 2021 zanotowano dla igliczni, babki byczej i krewetek z rodzaju *Palaemon*. Ryby babkowate i krabik amerykański w 2023 występowały w najmniejszych liczebnościach biorąc pod uwagę dostępną serię badań.



Rys. 6.28. Wskaźniki liczebności i biomasy organizmów wodnych złowionych w połowach badawczych w 2020, 2021 oraz 2023 roku

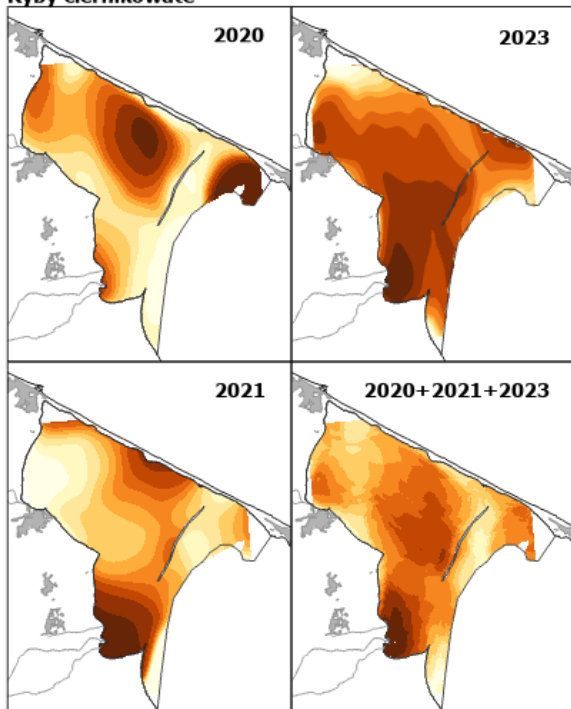
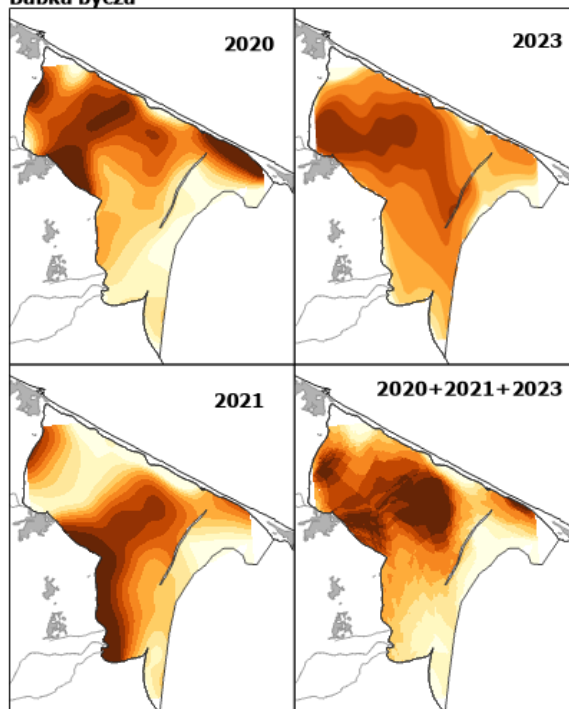
W trakcie połowów w 2023 roku nie zarejestrowano ani jednej drapieżnej krewetki - garneli *Crangon crangon*, podczas gdy w latach 2020 i 2021 łowiono ich sumarycznie po około 230 szt.

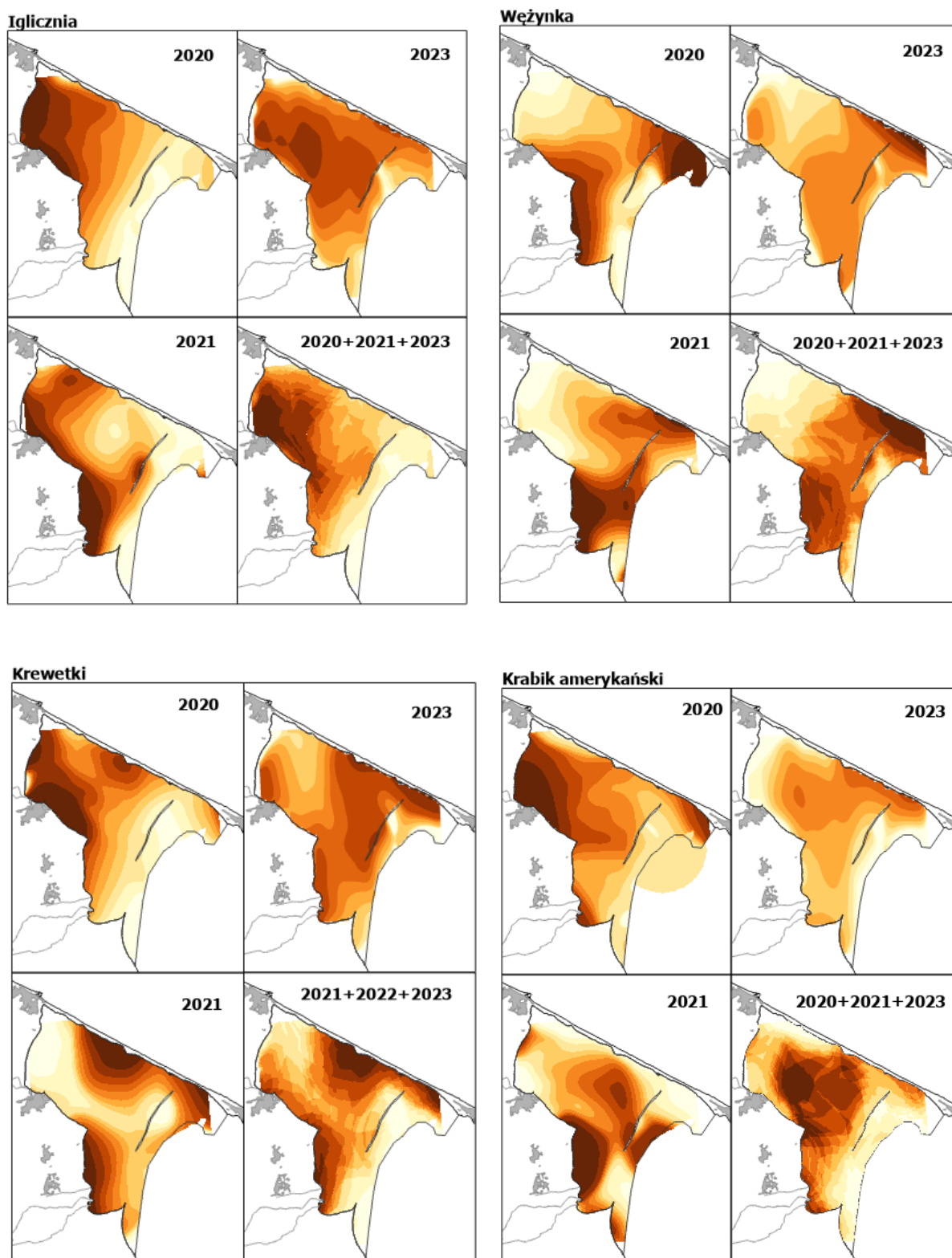
Analiza przestrzenna rozmieszczenia organizmów na obszarze Zatoki Puckiej (Rys. 6.29) wskazuje, że:

- w przypadku ryb ciernikowatych, zagęszczenie ryb było zmienne i niepowiązane z żadną konkretną lokalizacją. Lokalizacja największych zagęszczeń ryb w 2020 różniła się od lokalizacji w 2021 roku. Z kolei w 2023 roku ryby ciernikowate były rozmieszczone stosunkowo równomiernie za wyjątkiem wschodniego stoku Ryfu Mew. Mapa podsumowująca trzy lata połowów wydaje się potwierdzać tezę o braku preferencji lokalizacji przez ryby ciernikowate, za wyjątkiem Zatoki Rewskiej (ujście Redy);



- Analogiczną tezę o stosunkowo równomiernym rozmieszczeniu można postawić w przypadku babki byczej, jednak w tym przypadku mapa podsumowująca trzy lata badań wskazuje raczej na część środkową Zalewu Puckiego, bez szczególnej roli Zatoki Rewskiej (ujęcia Redy);
- Mapy rozmieszczenia ryb igliczniokształtnych wskazują, że największe zagęszczenia igliczni i wężyńki powtarzają się w odmiennych lokalizacjach. Iglicznie częściej łowiono w południowo-zachodniej części strefy brzegowej (od Władysława po Cypel Rzucewski) a wężyńkę w Zatoce Rewskiej oraz w strefie brzegowej Mierzei Helskiej od Kuźnicy na wschód. Należy jednak zauważyć, że w 2021 roku iglicznę spotykano równie często w rejonie Pucka jak i Zatoki Rewskiej;
- Rozmieszczenie krewetek z rodzaju *Palaemon* charakteryzowała duża zmienność w kolejnych latach badań. Mapa sumaryczna wskazuje, że ich występowanie należy wiązać ze strefą przybrzeżną całego obszaru badań, z wyjątkami w przypadku okolic Władysława, zewnętrznej linii Ryfu Mew oraz strefy otwartej Zatoki Puckiej (linia Rewa-Mechelinki);
- Rozmieszczenie krabika amerykańskiego aczkolwiek również zmienne w serii lat, na podstawie sumarycznej mapy wskazuje na preferencje tworzenia większych zagęszczeń w strefie środkowej Zalewu Puckiego.

**Ryby ciernikowate**

**Babka bycza**




Rys. 6.29. Rozmieszczenie przestrzenne organizmów wodnych oszacowane na podstawie wyników połowów w 2020, 2021, 2023 roku oraz obliczone sumarycznie dla wszystkich lat

### 6.2.1.3 Wnioski

- Stały wzrost liczebności i biomasy zaobserwowano jedynie w przypadku ryb ciernikowatych. Brak jest stałej tendencji w trzyletnim okresie badań dla pozostałych organizmów wodnych;
- Iglicznia i wężyńka wydają się preferować nieco inne obszary: wężyńka obszar ujścia Redy oraz strefę przybrzeżną Mierzei Helskiej od Kuźnicy na wschód a iglicznia – wewnętrzną część Zatoki ze wskazaniem na strefę przybrzeżną od Władysławowa do Cypla Rzucewskiego;
- Krewetki zasiedlają całą strefę przybrzeżną z wyjątkami w przypadku okolic Władysławowa, zewnętrznej linii Ryfu Mew oraz strefy przybrzeżnej na linii Rewa-Mechelinki. Występowanie krabika wydaje się częstsze w strefie środkowej Zalewu Puckiego.
- W przypadku ryb ciernikowatych i babki byczej brak jest wyraźnej tendencji w rozmieszczeniu przestrzennym. Przypuszczalnie ryby te zasiedlają stosunkowo równomiernie cały obszar badań.

### 6.2.2 Połowy badawcze sieciami wielopanelowymi

Połowy badawcze były prowadzone w sezonie letnim oraz jesiennym, zgodnie z metodyką stosowaną podczas połowów wykonywanych w ramach monitoringu ichtiofauny Państwowego Monitoringu Środowiska w wodach przejściowych. Do połowów wykorzystano standardowe zestawy wielopanelowych sieci stawnych „Nordic coastal survey net”. Sieci składają się z 9 paneli o długości 5 m na górze i 5,5 mm na dole, o różnych wymiarach oczek (Tab. 6.7). Wysokość sieci wynosi 1,8 m a długość 45 m. Zestawy używane w badaniach składały się z 4 sieci wielopanelowych o łącznej długości 180 m. Połowy były prowadzone w trzech punktach na Zalewie Puckim (Błądzikowo, Ryf Mew, Kuźnica) i w trzech punktach na Zatoce Puckiej zewnętrznej (Jastarnia, Hel, Mechelinki) (Rys. 6.30) które obejmowały każdorazowo powtórzenie połowów kilka dni po pierwszym wystawieniu. W ramach projektu przeprowadzono dwie serie połowowe określone w tabeli jako Lato i Jesień (Tab. 6.8).



Rys. 6.30 Lokalizacja stanowisk badawczych połowów sieciami wielopanelowymi

Tab. 6.7. Charakterystyka techniczna sieci do połowów badawczych

Wielkość oczka w panelu [mm]	Grubość żyłki [mm]	Kolejność panelu w zestawie
30	0,15	1
15	0,14	2
38	0,16	3
10	0,12	4
48	0,2	5
12	0,12	6
24	0,14-0,16	7
60	0,2	8
19	0,14-0,16	9

Tab. 6.8. Terminy realizacji poszczególnych serii połowowych

Okres	Punkt	Data wybrania	Temperatura wody przy dnie [°C]	Zasolenie przy dnie [PSU]	
LATO	Hel	2023-07-07	19,13	7,18	
		2023-07-14	16,71	7,10	
	Jastarnia	2023-07-07	17,85	7,16	
		2023-07-14	19,21	7,79	
	Mechelinki	2023-07-19	19,93	7,08	
		2023-07-26	18,96	7,14	
	Ryf Mew	2023-07-24	19,05	6,93	
		2023-07-31	19,82	7,02	
	Kuźnica	2023-07-24	18,53	7,16	
		2023-07-31	19,38	7,11	
	Błądzikowo	2023-07-24	19,90	7,10	
		2023-07-31	19,93	7,06	
	JESIEŃ	Hel	2023-10-10	15,62	7,00
			2023-10-22	13,84	7,34
Jastarnia		2023-10-10	14,86	7,28	
		2023-10-22	12,27	7,33	
Mechelinki		2023-09-28	18,22	7,14	
		2023-10-05	17,32	7,25	
Ryf Mew		2023-09-26	18,16	7,02	
		2023-10-03	16,87	7,07	
Kuźnica		2023-09-26	18,22	7,13	
		2023-10-03	17,15	4,80	
Błądzikowo		2023-09-26	18,45	7,02	
		2023-10-03	17,65	6,97	

Zgodnie z przyjętą metodyką dokonano pomiarów ryb wszystkich gatunków (podpróby w przypadku gatunków najliczniejszych). Analizy ichtiologiczne wykonano osobno dla każdego podobszaru Zatoki. Analizy dokonano dla prawie wszystkich gatunków złowionych podczas badań (pominięto ryby ciernikowate i igliczniowate). Podczas analiz dla każdego osobnika określano długość, masę, płeć, stadium rozwoju gonad, stopień wypełnienia żołądka oraz pobrano otolity lub łuski do odczytów wieku. Dodatkowo podczas analiz storni i okoni określano masę wątroby, gonad, oraz ryby po wytrzewieniu. Obliczano też współczynniki kondycji - wyniki przedstawiono w części dotyczącej badań chemicznych. Część żołądków z tych dwóch gatunków przekazano do szczegółowej analizy składu pokarmu.

Z każdego gatunku wybrano losowo po 3 ryby dla każdej jednocentymetrowej klasy długości. Wyniki analiz ichtiologicznych zostały użyte m.in. do oszacowania stanu zasobów.

W trakcie badań złowiono łącznie 6951 szt. ryb z 16 gatunków (Tab. 6.9) o łącznej wadze 420,69 kg (Tab. 6.10). Najliczniej występowały babki bycze (43,58%), stornie (38,96%), okonie (9,54%) i śledzie (4,17%). W odniesieniu do złowionej masy, dominowała stornia (66,43%).

*Tab. 6.9. Liczebność ryb złowionych w trakcie połowów sieciami panelowymi*

Gatunek	Lato	Jesień
Babka bycza	1171	1858
Ciernik	62	1
Dobijak	8	
Dorsz		54
Gładzica		1
Iglicznia		1
Kur diabeł		28
Okoń	29	634
Parposz	17	
Sandacz		1
Skarp	4	5
Stornia	1294	1414
Szprot	4	
Śledź	251	39
Węgorzyca	1	63
Wężynka	11	
SUMA	2852	4099

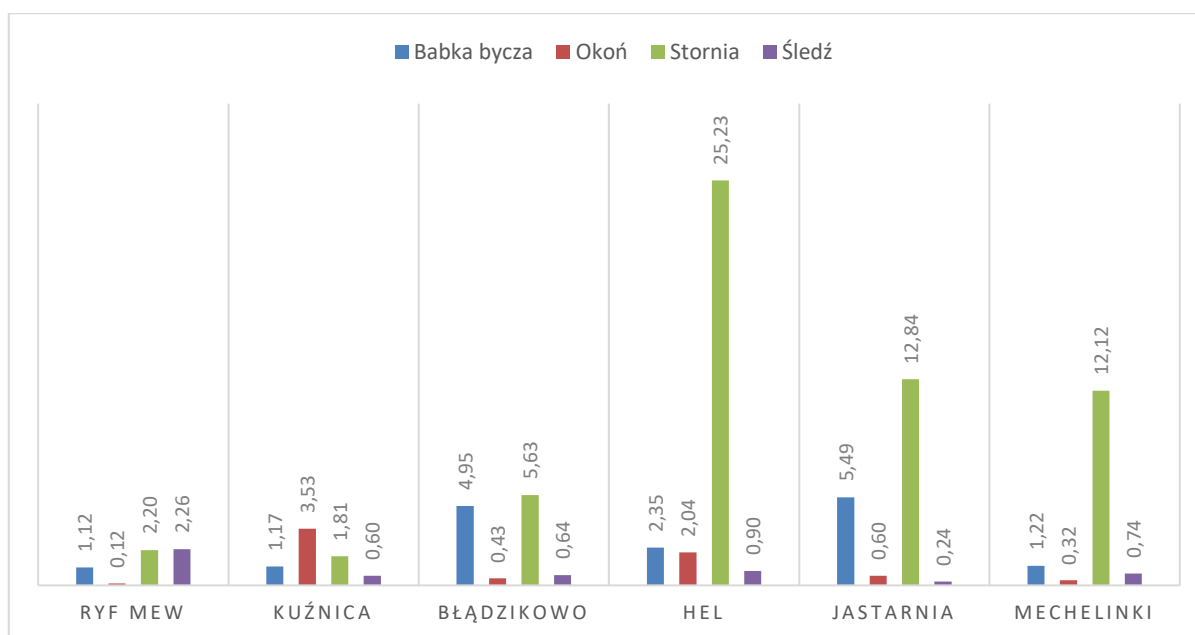
*Tab. 6.10. Masa [g] ryb złowionych w trakcie połowów sieciami panelowymi*

Gatunek	Lato	Jesień
Babka bycza	22766	55107
Ciernik	251	1
Dobijak	252	
Dorsz		3834
Gładzica		10
Iglicznia		1
Kur diabeł		2875
Okoń	4309	24413
Parposz	2870	



Gatunek	Lato	Jesień
Sandacz		19
Skarp	456	1241
Stornia	136445	143022
Szprot	49	
Śledź	17372	2341
Węgorzyca	24	3025
Wężynka	6	
SUMA	184800	235889

Najwyższe standaryzowane wskaźniki wydajności (12 godzin połowu 1 zestawu sieci wielopanelowych) wyrażone w kilogramach notowano na Zatoce Puckiej zewnętrznej, w szczególności na stanowisku Hel, na którym dominowała bardzo wysoka wydajność storni. Na Zalewie Puckim wydajności czterech najczęściej występujących gatunków (babka bycza, okoń, stornia, śledź) były wobec siebie porównywalne.



Rys. 6.31. Średnie wskaźniki wydajności połowów na stanowiskach badawczych.

Liczba ryb z zewnętrznymi objawami chorobowymi była niska (Tab. 6.11). U storni i babki byczej najczęściej rejestrowano zarażenie pasożytem *Cryptocotyle*. W tym przypadku ryby są jedynie żywicielem pośrednim, typowym żywicielem ostatecznym są ptaki morskie. Pozostałe choroby notowano bardzo rzadko. Melanizm, czyli odbiegające od typowego (jednolicie białego) ubarwienie spodniej, leżącej na dnie stronie ciała, nie jest chorobą. Z uwagi na potrzebę informacji o powszechności tego zjawiska, rejestrowano również stornie z takimi zmianami.

Tab. 6.11. Występowanie zewnętrznych objawów chorobowych stwierdzone w trakcie pomiarów ryb z połowów sieciami wielopanelowymi

Gatunek	Pomiar	Ryby chore	% ryb chorych	Cryptocotyle	Limfocystoza	Owrodzenie	Deformacja	Melanizm	% ryb z melanizmem
Babka bycza	2460	117	4,8	117					
Skarp	9	1	11,1	1					
Stornia	2243	61	2,7	52	7	1	1	70	3,1

### 6.2.3 Obserwacje połowów rybackich

W ramach projektu zrealizowano obserwacje 26 połowów rybackich (Tab. 6.12). Najwięcej z nich było ukierunkowanych na połów stornii i węgorza (po 9 rejsów). Pozostałe rejsy były ukierunkowane na połów okoni i śledzi.

Tab. 6.12. Zestawienie obserwowanych połowów rybackich na Zatoce Puckiej

Lp.	Data wybrania połowu	Rejon Zatoki	Port wypłynięcia	Rodzaj narzędzia	Poszukiwany gatunek
1	2023-06-21	Zat. Pucka zewnętrzna	Mechelinki	GNS	Stornia
2	2023-06-21	Zat. Pucka zewnętrzna	Mechelinki	GNS	Okoń
3	2023-06-27	Zalew Pucki	Rewa	GNS	Stornia
4	2023-06-27	Zalew Pucki	Rewa	GNS	Okoń
5	2023-06-29	Zalew Pucki	Rewa	GNS	Okoń
6	2023-07-04	Zalew Pucki	Puck	LLS	Węgorz
7	2023-07-11	Zat. Pucka zewnętrzna	Rewa	GNS	Stornia
8	2023-07-11	Zalew Pucki	Chałupy	FYK	Węgorz
9	2023-07-12	Zalew Pucki	Puck	LLS	Węgorz
10	2023-07-12	Zat. Pucka zewnętrzna	Mechelinki	GNS	Stornia
11	2023-07-27	Zalew Pucki	Chałupy	FYK	Węgorz
12	2023-07-28	Zalew Pucki	Rewa	GNS	Stornia
13	2023-08-02	Zat. Pucka zewnętrzna	Obłuże	GNS	Stornia
14	2023-08-25	Zat. Pucka zewnętrzna	Jastarnia	FYK	Węgorz
15	2023-09-12	Zat. Pucka zewnętrzna	Rewa	GNS	Stornia
16	2023-09-13	Zat. Pucka zewnętrzna	Mechelinki	GNS	Stornia
17	2023-09-13	Zat. Pucka zewnętrzna	Mechelinki	GNS	Śledź
18	2023-09-15	Zat. Pucka zewnętrzna	Jastarnia	FYK	Węgorz
19	2023-09-18	Zat. Pucka zewnętrzna	Jastarnia	FYK	Węgorz

Lp.	Data wybrania połowu	Rejon Zatoki	Port wypłynięcia	Rodzaj narzędzia	Poszukiwany gatunek
20	2023-09-19	Zalew Pucki	Chałupy	GNS	Okoń
21	2023-09-20	Zalew Pucki	Swarzewo	FYK	Węgorz
22	2023-09-21	Zalew Pucki	Chałupy	FYK	Węgorz
23	2023-09-26	Zalew Pucki	Swarzewo	GNS	Okoń
24	2023-10-27	Zalew Pucki	Rewa	GNS	Śledź
25	2023-10-27	Zalew Pucki	Chałupy	GNS	Stornia
26	2023-10-28	Zalew Pucki	Rewa	GNS	Śledź

Na Zalewie Puckim rejsy były ukierunkowane na połowy:

- węgorzy – narzędzia pułapkowe i haki
- okoni – nety okoniowo-płociowe o boku oczka 32 mm,
- storni – nety storniowe o boku oczka od 70mm
- śledzi – mance śledziowe o boku oczka 24 mm

Na zewnętrznej części Zatoki rejsy były ukierunkowane na połowy:

- storni – nety storniowe o boku oczka od 70mm,
- okoni – nety okoniowo-płociowe o boku oczka 32 mm.
- węgorzy – narzędzia pułapkowe
- śledzi – mance śledziowe o boku oczka 24 mm

W połowach rybackich zarejestrowano obecność 17 gatunków ryb (Tab. 6.13). Przeprowadzono pomiary ponad 90% wszystkich złowionych ryb. Na Zatoce Puckiej zewnętrznej w połowach dominowała stornia (69,50%) (Tab. 6.14), podczas gdy w połowach na Zalewie Puckim skład był bardziej zróżnicowany. Liczba ryb z zewnętrznymi objawami chorobowymi stwierdzona w trakcie pomiarów była bardzo niska (Tab. 6.15) za wyjątkiem zarażeń pasożytem *Cryptocotyle* u babki byczej.

Tab. 6.13. Skład połowów rybackich w trakcie obserwowanych rejsów w roku 2023

Gatunek	Masa połowu [kg]	Masa próby [kg]	Liczba ryb w połowie [szt.]	Liczba ryb zmierzonych [szt.]
Babka bycza	19,03	19,03	438	438
Certa	9,96	9,96	53	53
Gładzica	0,25	0,25	1	1
Iglicznia	0,01	0,01	6	6
Karaś	2,05	2,05	38	38
Makrela	1,53	1,53	3	3
Okoń	66,70	66,70	488	488

Gatunek	Masa połowu [kg]	Masa próby [kg]	Liczba ryb w połowie [szt.]	Liczba ryb zmierzonych [szt.]
Parposz	9,80	9,80	55	55
Płóć	0,05	0,05	1	1
Sandacz	4,63	4,63	13	13
Skarp	62,42	58,55	421	277
Stornia	542,64	465,64	2441	2186
Szczupak	1,98	1,98	1	1
Szprot	0,004	0,004	2	2
Śledź	13,41	13,41	195	195
Troć	6,83	6,83	3	3
Węgorz	67,72	67,72	197	197
SUMA	809,01	728,14	4356	3957

Tab. 6.14. Udział procentowy najczęściej łowionych gatunków ryb (% liczby) w połowach na Zalewie Puckim i Zatoce Puckiej zewnętrznej.

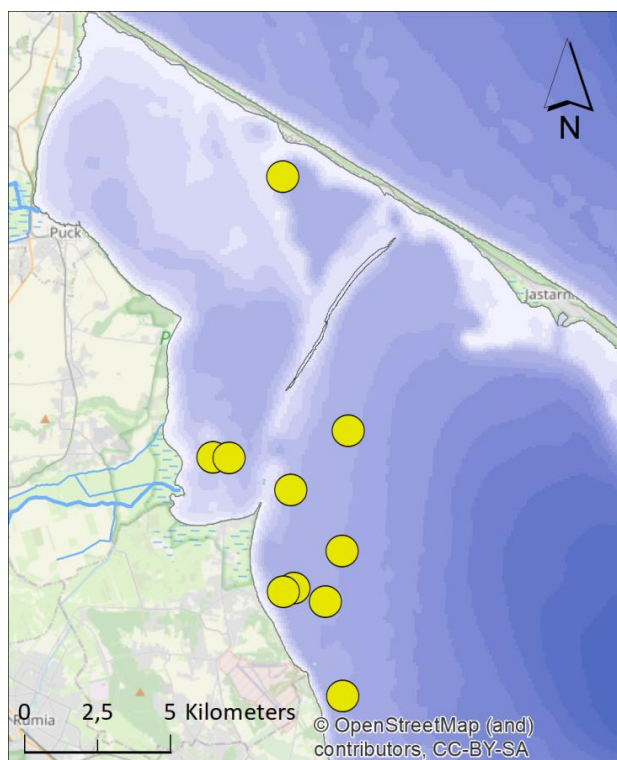
Gatunek	Zalew Pucki	Zatoka Pucka zewnętrzna
Babka bycza	27,04%	2,03%
Certa	2,86%	0,44%
Gładzica		0,03%
Iglicznia	0,43%	
Karaś	2,72%	
Makrela		0,10%
Okoń	21,75%	6,22%
Parposz	3,22%	0,34%
Płóć	0,07%	
Sandacz	0,57%	0,17%
Skarp	0,72%	13,90%
Stornia	27,54%	69,50%
Szczupak	0,07%	
Szprot		0,07%
Śledź	0,36%	6,42%
Troć		0,10%
Węgorz	12,66%	0,68%

Tab. 6.15. Występowanie zewnętrznych objawów chorobowych stwierdzone w trakcie pomiarów ryb z połowów rybackich

Gatunek	Pomiar	Ryby chore	% ryb chorych	Cryptocytyle	Limfocystoza	Owrzodzenie	Deformacja	Melanizm	% ryb z melanizmem
Babka bycza	438	187	42,69	187					
Skarp	277	4	1,44			4		3	1,08
Stornia	2186	24	1,10	20	1	3		169	7,73

### Rejsy ukierunkowane na połów storni

Obserwacje przeprowadzono w trakcie 9 rejsów rybackich w okresie od czerwca do końca października. Rybacy w trakcie tych połowów stosowali zróżnicowaną liczbę sieci (10-54 szt.), a same sieci miały różną długość (30-50 m). Czas połowu wynosił od 8 do 48 godzin. Połowy zlokalizowane były na Zalewie Puckim i Zatoce Puckiej zewnętrznej (Rys. 6.32).



Rys. 6.32. Lokalizacja obserwacji połowów rybackich ukierunkowanych na stornię

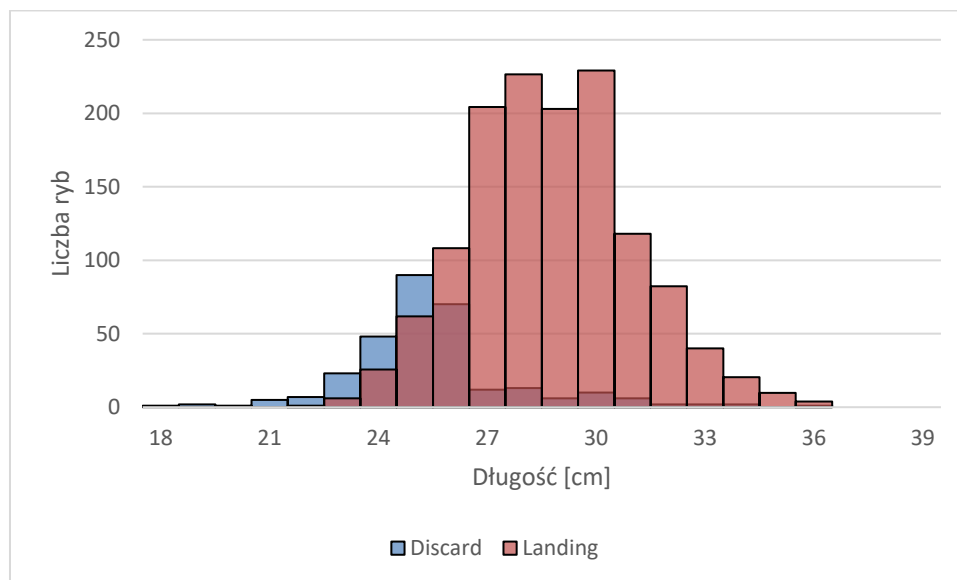
Średnia wydajność połowowa wynosiła 58 kg na rejs. Oprócz storni w sieciach zatrzymywane były również skarpie oraz incydentalnie: śledzie, makrele, okonie, parposze i gładzice (Tab. 6.16). Prawie wszystkie te ryby oraz około 13% całkowitego połowu storni (w odniesieniu do masy) zostały odrzucone. Odrzucane były prawie wszystkie stornie o długości poniżej 25 cm (Rys. 6.33). W przypadku

*Raport z realizacji „Programu badań zasobów ryb i ich bazy pokarmowej na obszarze Zatoki Puckiej oraz ocena sposobu przydziału uprawnień do połowów podmiotom uprawnionym do wykonywania rybołówstwa komercyjnego na obszarze Zatoki Puckiej w 2023 r.”*

storni odrzucenie za burtę gwarantuje niemal stuprocentową przeżywalność. Większość połowu zatrzymanego znajdowała się w przedziale 27-30 cm a największa złowiona stornia miała 39 cm. Ryby odrzucone z górnych przedziałów długości miały za niską masę i nie nadawały się do sprzedaży.

Tab. 6.16. Skład połowów ukierunkowanych na stornię [kg]

Lp.	Połów zatrzymany			Połów odrzucony				
	Stornia	Gładzica	Okoń	Stornia	Makrela	Parposz	Skarp	Śledź
1	86	0,25		7,07	0,1		37,41	
2	23,7					0,6	1,25	
3	45			2			2,2	
4	106,5			25			6,4	
5	25,2						1,4	0,3
6	18		0,1	5,03			4,53	0,06
7	12						1,61	0,155
8	62			20,3		0,42	7,1	0,19
9	16							
SUMA	394,4	0,25	0,1	59,4	0,1	1,02	61,9	0,705



Rys. 6.33. Rozkład długości storni w połowach ukierunkowanych na ten gatunek

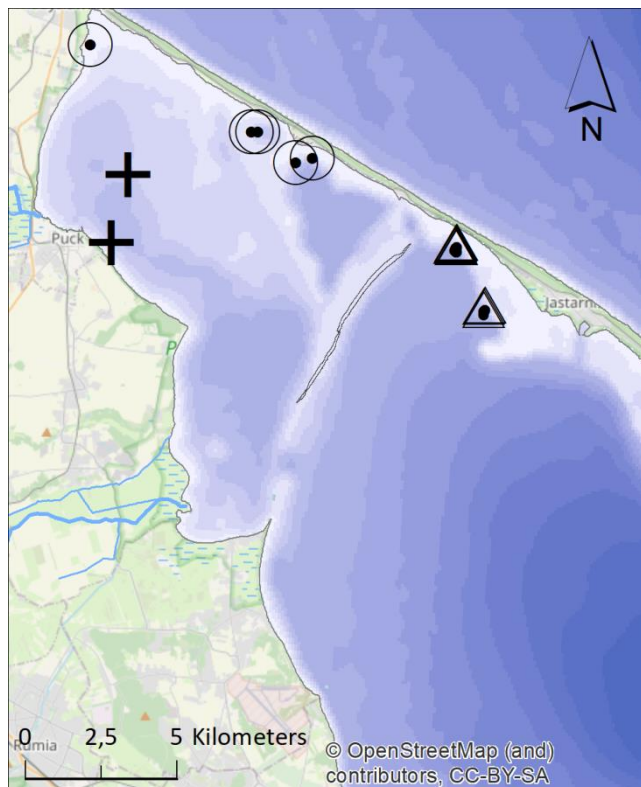
### Rejsy ukierunkowane na połów węgorzy

Obserwacje 9 rejsów przeprowadzono na przestrzeni od lipca do końca września. W trakcie 2 rejsów obserwowano połowy hakami węgorzowymi (1300-2800 haków, czas pozostawiania w wodzie 5-7

Raport z realizacji „Programu badań zasobów ryb i ich bazy pokarmowej na obszarze Zatoki Puckiej oraz ocena sposobu przydziału uprawnień do połowów podmiotom uprawnionym do wykonywania rybołówstwa komercyjnego na obszarze Zatoki Puckiej w 2023 r.”



godzin) a w trakcie 7 – połowy narzędziami pułapkowymi (zestawy po 10 mierzów lub pojedyncze żaki, pozostawione na 48 godzin w wodzie). Na Zalewie Puckim używano haków i mierzów a na Zatoce Puckiej zewnętrznej używano żaków (Rys. 6.34). W połowach hakami węgorzowymi średnia wydajność wyniosła 21,7 kg na rejs i nie było przyłowy innych organizmów morskich (Tab. 6.17). W połowach narzędziami pułapkowymi średnia wydajność wyniosła 3,2 kg na rejs, a przyłów stanowiły różne gatunki ryb. W dwóch przypadkach nie wykazano węgorzy w połowach.



Rys. 6.34. Lokalizacja obserwacji połowów rybackich ukierunkowanych na węgorze (+ haki; o mierze; Δ żaki)

Tab. 6.17. Skład połowów hakami i narzędziami pułapkowymi ukierunkowanymi na połów węgorzy [kg]

Lp.	Połów zatrzymany			Połów odrzucony								
	Węgorz	Okoń	Szczupak	Węgorz	Karaś	Okoń	Parposz	Sandacz	Skarp	Stornia	Śledź	Troć
1*	17,5											
2	0,84				0,18					6,84		
3*	25,9											
4	1,12			0,7	0,13	0,4				0,6		
5										14,9	2,4	
6	5,12	12,6					0,62	0,1		36,8	2,62	
7	9,8			0,89		0,39	0,11		0,52	26,7	4,84	6,39

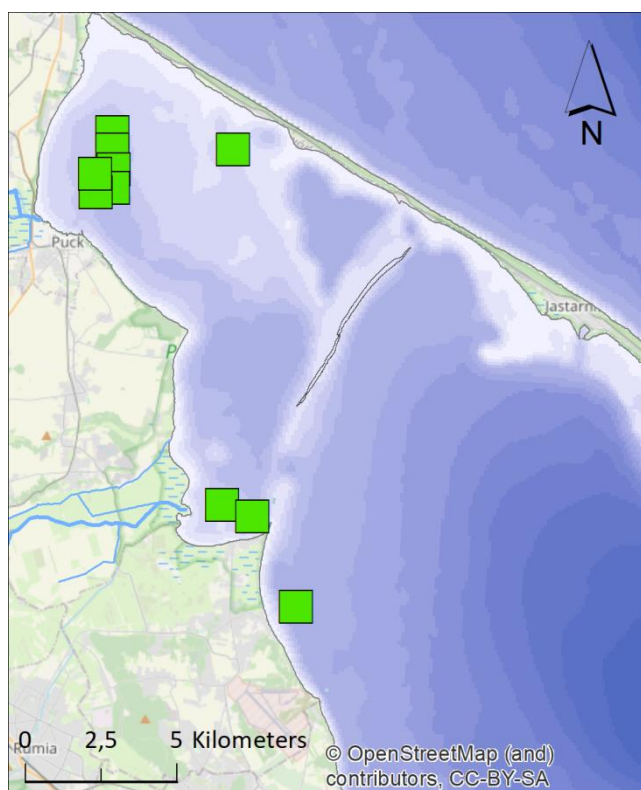
Raport z realizacji „Programu badań zasobów ryb i ich bazy pokarmowej na obszarze Zatoki Puckiej oraz ocena sposobu przydziału uprawnień do połowów podmiotom uprawnionym do wykonywania rybołówstwa komercyjnego na obszarze Zatoki Puckiej w 2023 r.”

8	5,5			0,4	1,2	4,2				0,16		
9			1,98		0,35	1				0,95		
SUMA	65,7	12,6	1,98	1,99	1,86	5,99	0,73	0,1	0,52	87	9,86	6,39

\* haki węgorzowe

### Rejsy ukierunkowane na połów okoni

Obserwacje rejsów ukierunkowanych na okonia prowadzono w czerwcu i wrześniu. Podczas pięciu rejsów odnotowano niewielkie wydajności. Tylko w dwóch pierwszych rejsach z czerwca wydajności na rejs wynosiły odpowiednio 21,0 i 17,5 kg. W pozostałych przypadkach wydajność była mniejsza niż 3,0 kg. Ilość sieci wystawiana przez rybaków wynosiła od 10 do 20. Czas oddziaływania narzędzia w wodzie był zróżnicowany (9-18 godzin). Połowy zlokalizowane były zarówno na Zalewie Puckim (4 rejsy) i Zatoce Puckiej zewnętrznej (1 rejs) (Rys. 6.35)

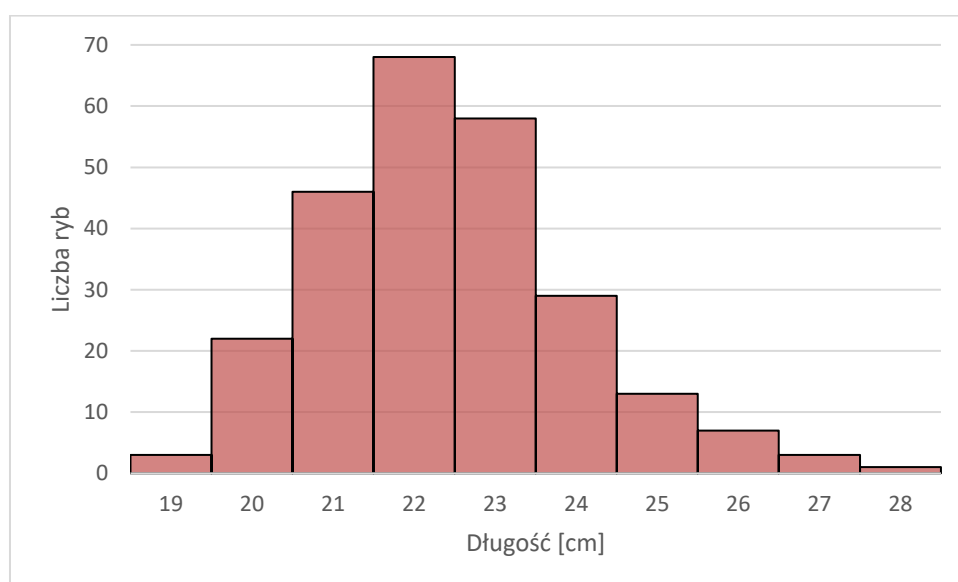


Rys. 6.35. Lokalizacja obserwacji połowów rybackich ukierunkowanych na okonia

Oprócz okoni w sieciach złowiło się wiele innych gatunków ryb, jednak tylko nieliczne zostały przez rybaków zatrzymane jako wyładunek. W połowie odrzuconym dominował parposz (Tab. 6.18). Połów odrzucony stanowił ok 22% masy wszystkich zatrzymanych w sieciach ryb. W przypadku okonia wymiar ochronny wynosi 17 cm. W narzędziach rybackich zatrzymywane są również mniejsze osobniki, jednak w połowach ukierunkowanych wszystkie ryby były wymiarowe (Rys. 6.36).

Tab. 6.18. Skład połowów ukierunkowanych na okonia [kg]

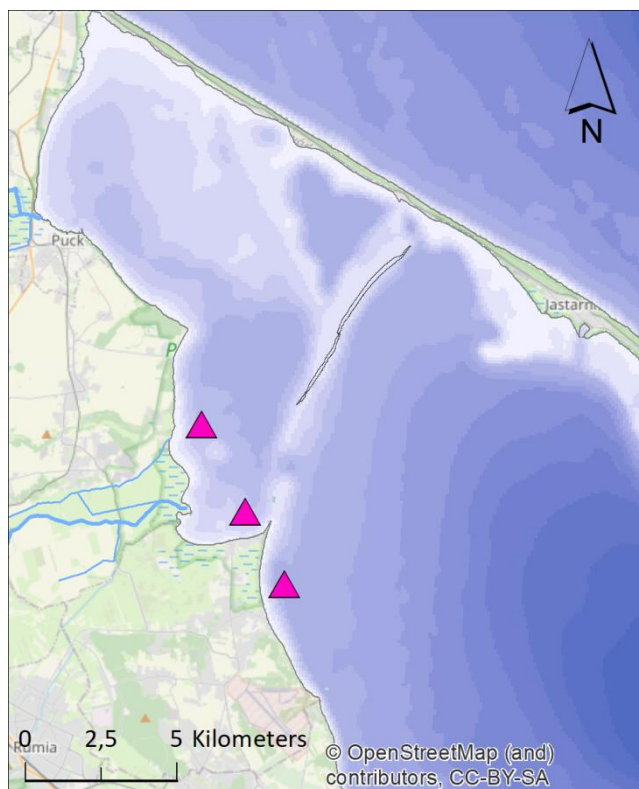
Lp.	Połów zatrzymany			Połów odrzucony					
	Okoń	Certa	Stornia	Babka bycza	Parposz	Płoc	Sandacz	Stornia	Śledź
1	21	1,56	0,72	0,025	0,64		0,8	0,43	
2	17,2	8,4			5,45		3,2		
3	2,91				0,51		0,53	0,09	
4	1,46				1,1			0,2	
5	1,58			0,51	0,35	0,05		0,33	0,12
SUMA	44,15	9,96	0,72	0,535	8,05	0,05	4,534	1,052	0,12



Rys. 6.36. Rozkład długości okoni w połowach ukierunkowanych na ten gatunek

### Rejsy ukierunkowane na połów śledzi

Obserwacji trzech rejsów ukierunkowanych na śledzie dokonano we wrześniu i październiku. Połowy były prowadzone na Zatoce Puckiej zewnętrznej (1 rejs) i na Zalewie Puckim (2 rejsy) (Rys. 6.36). W pierwszym przypadku wydajność wyniosła niecałe 3 kg na rejs. W pozostałych rejsach nie odnotowano połowów śledzi. Prawdopodobnie było to związane ze zmianą kierunku wiatru. Dwa dni przed wykonaniem rejsów rybacy wykazywali śledzie w połowach (przekaz ustny). Zestawy były wystawiane na okres od 10 do 15 godzin. Zestawy składały się z 12 do 16 manc o długościach 35-50 m. W ostatnim rejsie zaobserwowano jedynie głowy śledzi (10 sztuk). Ryby prawdopodobnie zostały zjedzone przez fokę. Przyłów innych gatunków był niewielki.



Rys. 6.37. Lokalizacja obserwacji połowów rybackich ukierunkowanych śledzia

Tab. 6.19. Skład połowów w rejsach ukierunkowanych na śledzia [kg]

Lp.	Połów zatrzymany		Połów odrzucony				
	Śledź	Makrele	Babka bycza	Karaś	Okoń	Stornia	Troć
1	2,72	1,43					0,44
2			0,55	0,12	0,07	0,12	
3			0,85	0,07	0,45		
SUMA	2,72	1,43	1,4	0,19	0,52	0,12	0,44

### 6.3 Ocena stanu zasobów Zatoki Puckiej

Ilościową ocenę zasobów przeprowadzono dla dwóch gatunków, stornia i okonia, podobnie jak w przypadku badań obejmujących okres 2019-2021 (Program badań wykonany w latach 2019-2021). Stornia poławiana i bytująca w zatoce stanowi część większego stada, stada klasyfikowanego przez ICES (Międzynarodowa Rada do Badań Morza) jako stado podobszarów 26+28 Bałtyku, przemieszczającego się częściowo do zatoki i wychodzącego poza zatokę. Zatem przedstawione wyniki badań stornia

*Raport z realizacji „Programu badań zasobów ryb i ich bazy pokarmowej na obszarze Zatoki Puckiej oraz ocena sposobu przydziału uprawnień do połowów podmiotom uprawnionym do wykonywania rybołówstwa komercyjnego na obszarze Zatoki Puckiej w 2023 r.”*

stanowią charakterystykę populacji w Zatoce Puckiej, są powiązane ze stanem całego stada, ale nie przedstawiają całości stada w sensie jednostki biologicznej. Z kolei okoń występujący w zatoce może być uznany jako odrębna populacja.

Do analitycznej oceny stanu zasobów potrzeba zwykle wieloletnich badań, w tym prowadzenia rejsów badawczych, aby dysponować co najmniej kilkunastoletnią serią danych do zastosowania i kalibracji matematycznego modelu dynamiki stada. Dla Zatoki Puckiej takich danych nie ma, stąd oceny zasobów przeprowadzono za pomocą metod przybliżonych stosowanych do stad o ograniczonej dostępności danych (tzw. „data-limited stocks”).

Podstawy zarządzania zasobami opierają się m. in. na:

- a. określeniu aktualnej śmiertelności połowowej (F),
- b. określeniu racjonalnej śmiertelności połowowej,
- c. porównaniu obu wielkości i regulację połowów na tej podstawie.

Jako racjonalna śmiertelność połowowa jest zwykle stosowana śmiertelność wynikająca z zasady MSY (maksymalne zrównoważone połowy),  $F_{msy}$ . Stosowanie takiej śmiertelności w okresie wieloletnim umożliwia z definicji najwyższe możliwe połowy. Inną alternatywą jest śmiertelność wynikająca z zasady przeczności („precautionary approach”) ( $F_{pa}$ ). Jest to śmiertelność wyższa od  $F_{msy}$ , ale gdy jej nie przekraczamy, to istnieje wysokie prawdopodobieństwo, że stado nie zostanie przełowione. Stosując śmiertelność połowową większą od  $F_{msy}$  uzyskamy początkowo wyższe połowy, ale w okresie wielolecia będą one niższe, przy czym niższa będzie biomasa stada, a stąd i niższe wydajności połowowe.

### 6.3.1 Metody analiz i obliczeń

Do wyznaczenia aktualnej śmiertelności połowowej oraz racjonalnej śmiertelności połowowej potrzeba, w zależności od stosowanego podejścia, szeregu danych i parametrów, np.

- a) składu wiekowego i/lub długościowego połowów rybackich,
- b) składu wiekowego i/lub długościowego połowów badawczych,
- c) parametrów wzrostu osobniczego ryb,
- d) parametrów tempa osiągnięcia dojrzałości płciowej,
- e) współczynników śmiertelności naturalnej,
- f) danych określających selektywność rybołówstwa.

Potrzebne dane i parametry zostały skompilowane i wyznaczone na podstawie zbieranych w ramach programu danych w okresie lato i jesień 2023 roku, a tam gdzie takich danych nie było – na podstawie literatury. Poniżej zostaną krótko przedstawione podstawowe wzory i metody stosowane w obliczeniach.

#### Parametry równania wzrostu osobniczego

Długość (l) i masę osobniczą (w) ryb w zależności od wieku (t) modelowano równaniem von Bertalanffy

$$l(t) = L_{inf}(1 - e^{-K(t-t_0)}) \quad (1)$$

$$w(t) = W_{inf}(1 - e^{-K(t-t_0)})^3, \quad (2)$$

gdzie  $K$  oznacza tempo wzrostu,  $L_{inf}$  i  $W_{inf}$  oznaczają asymptotyczną długość i masę, a  $t_0$  oznacza teoretyczny wiek dla którego długość i masa wynoszą zero. Parametry równania wyznaczone minimalizując sumę kwadratów logarytmów różnic pomiędzy wielkościami modelowanymi i obserwowanymi. Parametry te służą nie tylko do opisu wzrostu, ale są ważnymi parametrami określającymi wielkość racjonalnej śmiertelności połowowej, w tym  $F_{msy}$  i jej przybliżeń.

### Zmiany liczebności ryb

Zmiany liczebności ( $N$ ) pokolenia ryb w wieku  $t$  zwykle przedstawiane są za pomocą równania wykładniczego spadku

$$\frac{dN(t)}{dt} = -Z(t)N(t), \quad (3)$$

gdzie  $Z$  oznacza współczynnik śmiertelności całkowitej, najczęściej rozbijany na dwa komponenty (śmiertelność naturalną ( $M$ ) i połowową) i przedstawiany jako  $Z=M+F$ . W najprostszym przypadku  $M$  i  $F$  mogą być parametrami, ale w bardziej złożonych modelach mogą one zależeć od innych czynników, np. liczebności drapieżników w przypadku  $M$ , a selektywności i nakładu połowowego w przypadku  $F$ .

### Wyznaczenie aktualnej śmiertelności połowowej

Do analitycznej oceny stanu zasobów, w tym wyznaczenia śmiertelności połowowej, potrzebne są wieloletnie dane, najlepiej obejmujące skład wiekowy połowów oraz dane do kalibracji modelu – preferowane są tu dane otrzymane w rejsach badawczych, np. wskaźniki wielkości biomasy. Takich wieloletnich danych dla storni i okonia z Zatoki Puckiej nie ma, więc w celu wyznaczenia śmiertelności połowowej posłużono się metodami przybliżonymi.

Najpierw wyznaczano śmiertelność całkowitą, a śmiertelność połowową otrzymano odejmując od śmiertelności całkowitej śmiertelność naturalną. Śmiertelność całkowitą wyznaczano dwiema metodami: krzywą połowów oraz metodą Chapmana-Robsona (Chapman i Robson, 1960; Smith i in., 2012). Metoda Chapmana-Robsona jest uznawana za dokładniejszą od standardowej metody krzywej połowów; jeśli w przypadku krzywej połowów zastosujemy regresję ważoną, to krzywa połowów i metoda Chapmana-Robsona dają porównywalne wyniki (Smith i in., 2012). Zatem obok standardowej metody krzywej połowów zastosowano też metodę regresji ważonej.

### Wyznaczenie przybliżeń śmiertelności połowowej prowadzącej do $F_{msy}$ na podstawie modelu Bevertona i Holta

Model Bevertona i Holta (1957) należy do modeli analitycznych, w których podstawowe elementy składające się na dynamikę stada (liczebność nowych pokoleń ryb, zmiany liczebności ryb wskutek śmiertelności naturalnej i połowowej, wzrost osobniczy) są opisane odpowiednimi wzorami. Za pomocą tego modelu można wyznaczyć wielkość biomasy i połowów uzyskiwanych ze stada jako funkcję śmiertelności połowowej. Biomasa stada obejmującego wiek od  $t_{min}$  (wiek minimalny) do  $t_{max}$  (wiek maksymalny) w zależności od śmiertelności połowowej określona jest wzorem

$$B(F) = \int_{t=t_{min}}^{t=t_{max}} N(t)w(t)dt, \quad (4a)$$

a połowy ( $Y$ ) ryb obejmujących wiek od wieku pierwszej łowności ( $t_c$ ) do  $t_{max}$  wynoszą

*Raport z realizacji „Programu badań zasobów ryb i ich bazy pokarmowej na obszarze Zatoki Puckiej oraz ocena sposobu przydziału uprawnień do połowów podmiotom uprawnionym do wykonywania rybołówstwa komercyjnego na obszarze Zatoki Puckiej w 2023 r.”*



$$Y(F) = \int_{t=t_c}^{t=t_{max}} F(t)N(t)w(t)dt . \quad (4b)$$

Biomasa stada rozrodczego obliczana jest jako

$$SSB(F) = \int_{t=t_{min}}^{t=t_{max}} N(t)w(t)mat(t)dt , \quad (4c)$$

gdzie  $mat(t)$  oznacza frakcję ryb przystępujących do tarła w wieku  $t$ . W zależności od przyjętych założeń odnośnie formy równania wzrostu, uwzględnionej zależności śmiertelności naturalnej i połowowej od określających je czynników czy zależności stado-uzupełnienie możemy otrzymać różne formy funkcjonalne równań opisujących połowy i biomasę. Gdy nie dysponujemy analityczną oceną stanu zasobów, to zwykle nie znamy wielkości uzupełnienia stada i wtedy często posługujemy się połowem i biomasą przypadająca na jedną uzupełniającą stado rybę - oznaczmy te wielkości jako YPR (od „yield-per-recruitment”) i SPR (od „stock-per-recruitment”). Poniżej przedstawiony jest jeden z najprostszych wzorów przedstawiający YPR w okresie od  $t_c$  do  $t_{max}$

$$YPR(t_c, t_{max}) = FW_{inf} e^{-M(t_c - t_r)} \sum_{i=0}^3 \frac{a_i e^{-iK(t_c - t_0)}}{Z + nK} (1 - e^{-(Z+iK)(t_{max} - t_0)}) \quad (5)$$

gdzie:  $t_c$  to wiek pierwszego odłowy,  $t_r$  - wiek uzupełnienia stada, natomiast współczynniki  $a_i$  wynoszą:  $a_0 = 1$ ,  $a_1 = -3$ ,  $a_2 = 3$ ,  $a_3 = -1$ . Z występujących w równaniu (5) parametrów, człowiek ma bezpośredni wpływ na wysokość współczynnika śmiertelności połowowej oraz na wiek pierwszego odłowy ryb. Można zatem starać się tak dobierać  $F$  oraz  $t_c$ , aby osiągnąć połów z jednego osobnika był maksymalny. Można też wyznaczać  $F$  maksymalizując równanie (5) przy ustalonym  $t_c$  i odwrotnie. Wartość  $F$  maksymalizującą funkcję (5) przy ustalonym  $t_c$  nazywamy  $F_{max}$ . Należy przy tym zbadać, czy tak wyznaczone  $F_{max}$  oraz  $t_c$  nie prowadzą do znacznego zmniejszenia się biomasy ryb zdolnych do tarła, zagrażającego powodzeniu rozrodu. Z tego względu wprowadzono też pojęcie tzw. śmiertelności połowowej  $F_{0.1}$ . Jest to taka śmiertelność połowowa, przy której wydajność połowowa jest równa 10% potencjalnej wydajności stada nieeksploatowanego. To dość arbitralnie przyjęte pojęcie jest używane jako punkt odniesienia racjonalnej eksploatacji zasobów, gdy nie znamy wartości  $F_{msy}$ . Zwykle  $F_{0.1}$  umożliwia połowy na poziomie niewiele niższym niż połowy przy stosowaniu  $F_{max}$ , przy czym nakład połowowy jest istotnie mniejszy i mniejsze jest zagrożenie zbyt dużej redukcji stada ryb tartowych.

Innym parametrem stosowanym jako przybliżenie  $F_{msy}$  jest śmiertelność połowowa, przy której biomasa stada w przeliczeniu na jedną uzupełniającą stado rybę, czyli wspomniane wyżej SPR, wynosi 40% biomasy nieeksploatowanej – tę śmiertelność oznaczmy jako  $F_{40\%spr}$ .

### Wyznaczenie śmiertelności połowowej $F_{msy}$

Do wyznaczenia śmiertelności połowowej  $F_{msy}$  użyto metody zrównoważonych krzywych odłowy, opisanych w Horbowy i Luzeńczyk (2012) oraz Horbowy i Hommik (2020). Ponadto posłużono się nowatorską metodą rozwiniętą przez Horbowego i Hommik (2022). Horbowy i Luzeńczyk (2012) oraz Horbowy i Hommik (2020) połączyli model Bevertona i Holta (1957) z zależnościami stado-uzupełnienie wg Bevertona i Holta (1957) oraz Rickera (1975), w wyniku czego wyprowadzili analityczne wzory na biomasę i połów ze stada w stanie równowagi jako funkcje śmiertelności połowowej. Podstawą tego połączenia było wyprowadzenie wzorów na uzupełnienie stada w stanie równowagi w zależności od śmiertelności połowowej. Załóżmy, że zależność stado-uzupełnienie jest wyznaczona wzorami Bevertona i Holta (1957) lub Rickera (1975), odpowiednio  $R=SSB/(a+bSSB)$  oraz  $R=aSSB \exp(-bSSB)$ ,

gdzie  $R$  oznacza uzupełnienie stada, natomiast  $a$  i  $b$  są parametrami powyższych zależności. Wtedy zrównoważony połów dla uzupełnienia stada wg wzoru Bevertona i Holta można przedstawić jako

$$Y_{eq}(F) = YPR(F) \frac{SPR(F) - a}{bSPR(F)} \quad (6a)$$

gdzie  $YPR$  jest określone wzorem (5) lub jego odpowiednikiem. Wzory na zrównoważone biomasy jako funkcje śmiertelności połowowej są jeszcze prostsze, przyjmując dla uzupełnienia wg Bevertona i Holta postać

$$B_{eq}(F) = SPR(F) \frac{SPR(F) - a}{bSPR(F)} \quad (6b)$$

Wartość  $F_{msy}$  wyznaczamy jako śmiertelność połowową maksymalizującą zrównoważony połów wyliczany wzorem (6a). Krzywe zrównoważonego połowu i biomasy mogą się znacząco różnić od krzywych  $YPR$  i  $SPR$ , co wskazuje na ważną rolę zależności stado-uzupełnienie w estymacji  $F_{msy}$  i określaniu racjonalnego zarządzania zasobami ryb.

W przypadku stad o ograniczonej dostępności danych zwykle nie znamy zależności stado-uzupełnienie, czyli brakuje parametrów  $a$  i  $b$  potrzebnych do zastosowania wzorów 6a,b. Jednakże te parametry można przedstawić jako zależne m. in. od tzw. „stromości” („steepness”) zależności stado-uzupełnienie i dla modelu Bevertona i Holta parametry  $a$  i  $b$  można wyrazić wzorami

$$a = \frac{SSB_0(1-h)}{4hR_0} \quad (7a)$$

$$b = \frac{5h-1}{4hR_0} \quad (7b)$$

gdzie  $R_0$  and  $SSB_0$  oznaczają odpowiednio uzupełnienie i wielkość stada nieeksploatowanego. „Stromość” zależności stado-uzupełnienie przyjmuje dla różnych grup ryb określone zakresy wartości, na tej podstawie można dobrać zakres wartości „stromości” dla analizowanego stada i użyć do wyliczenia  $F_{msy}$ . Szczegóły tej nowatorskiej metody przedstawiono w pracy Horbowego i Hommika (2022).

Krzywa zrównoważonej biomasy, określona rów. 6b, umożliwia zdefiniowanie wielkości analogicznej do  $F_{40\%spr}$ , ale w odniesieniu do biomasy, a nie zdefiniowanego wyżej  $SPR$ . Śmiertelność tę definiujemy jako śmiertelność przy której biomasa stada stanowi 40% biomasy nieeksploatowanej i oznaczmy poprzez  $F_{40\%ssb}$ .

#### **Wyznaczenie $L_{msy}$ - średniej długości ryb przy śmiertelności połowowej $F_{msy}$**

Horbowy i Hommik (2022) wyprowadzili wzory na  $L_{msy}$ , średnią długość ryb przy śmiertelności połowowej  $F_{msy}$  w stanie równowagi. Obserwowaną średnią długość ryb w stadzie można odnieść do tak wyznaczonego  $L_{msy}$  - gdy średnia długość w stanie równowagi jest mniejsza od  $L_{msy}$ , to stado jest eksploatowane ze śmiertelnością przewyższającą  $F_{msy}$ , gdy ta długość jest większa, to śmiertelność połowowa stada nie przekracza  $F_{msy}$ . Powyższe stwierdzenia odnoszą się do stada w stanie równowagi, zatem bieżące odniesienie średniej długości eksploatowanych ryb do  $L_{msy}$  ma jedynie charakter orientacyjny. Jednakże w przypadku kilku lat obserwacji, pozwala w przybliżeniu wnioskować o tempie eksploatacji w stosunku do tempa racjonalnego.

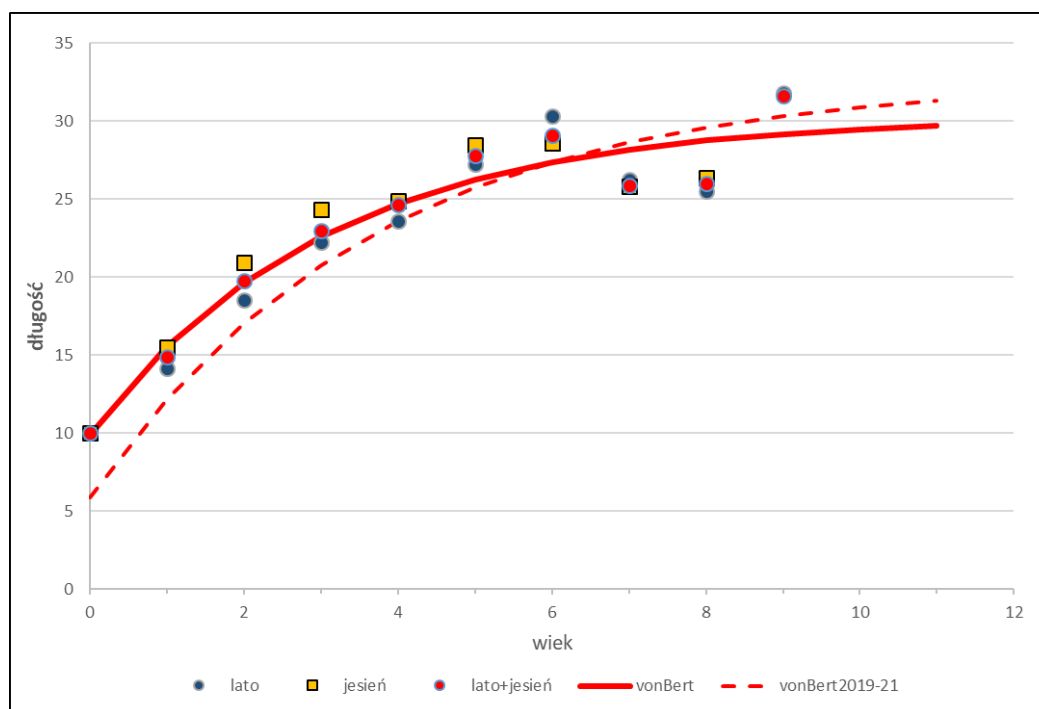
W doradztwie naukowym ICES porównywanie średniej długości ryb z przybliżeniem długości odpowiadającej  $L_{msy}$  jest jedną z podstawowych metod określania intensywności eksploatacji stada w stosunku do zasady MSY dla stad o ograniczonej dostępności danych (ICES, 2018).

### 6.3.2 Ocena stanu zasobów – wyniki

#### Stornia

##### Parametry biologiczne

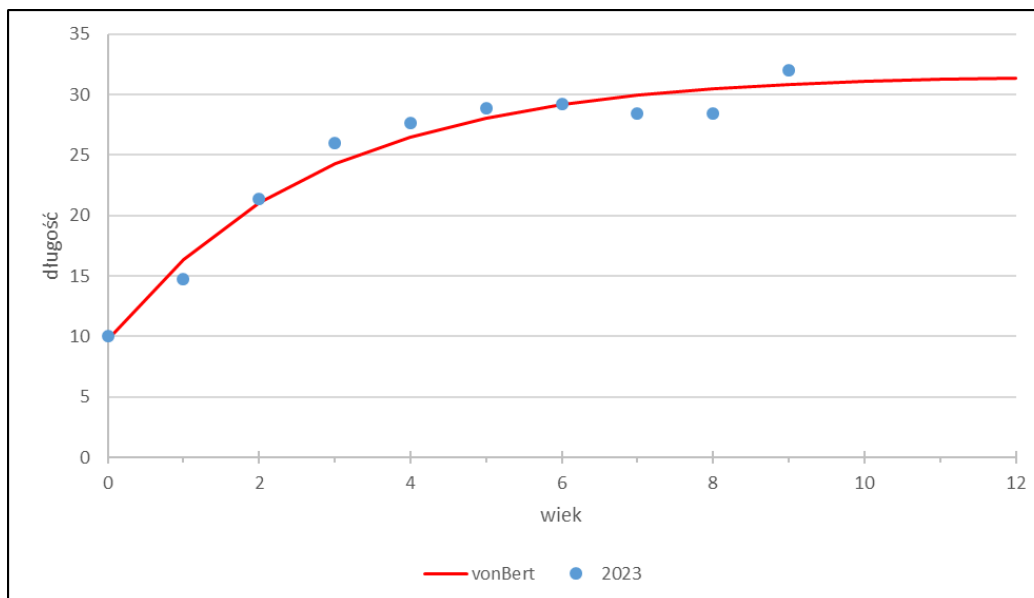
Długość stornia analizowano w rozbiciu na połowy badawcze i komercyjne oraz sezony: lato i jesień. Najwyższą reprezentatywność danych uzyskano dla połowów badawczych. Przebieg krzywych wzrostu długości stornia w połowach badawczych wg sezonów przedstawiono na Rys. 6.38. Parametry równania wzrostu von Bertalanffy wynoszą:  $L_{inf}=30,2$  cm,  $K=0,33/\text{rok}$ ,  $t_0=-1,21$  roku. Masa asymptotyczna  $W_{inf}$  oceniona została na 327 g. Dla porównania w okresie 2019-2021 powyższe parametry wynosiły:  $L_{inf}=32,7$  cm,  $K=0,27/\text{rok}$ ,  $t_0=-0,73$  roku,  $W_{inf} = 386$  g. W sumie zmiany parametrów wzrostu są umiarkowane i mogą wynikać z szerszego zakresu długości w danych z lat 2019-2021, obejmujących obserwacje do wieku 12 lat (obecnie do 9 lat). Wg otrzymanych danych długość stornia w 2023 roku była większa niż w latach 2020-2021 w grupach wieku do lat 6 (Rys. 6.38).



Rys. 6.38. Długość stornia (cm) w połowach badawczych w zależności od wieku (lata) wg sezonów w roku 2023 wraz z dopasowanym modelem wzrostu von Bertalanffy (vonBert). Dla porównania przedstawiono model wzrostu von Bertalanffy na podstawie danych z lat 2019-2021 (vonBert2019-21).

Długość stornia w połowach komercyjnych była nieco wyższa niż w połowach badawczych (Rys. 6.39). Dla tych danych otrzymano nieco wyższe tempo wzrostu ( $K=0,36$ ), wynikające prawdopodobnie z selekcji większych osobników w połowach rybackich. Parametry równania wzrostu von Bertalanffy dla

danych z połowów komercyjnych wynoszą:  $L_{inf}=31,7$  cm,  $K=0,36$ /rok,  $t_0=-1,01$  roku. Masa asymptotyczna  $W_{inf}$  oceniona została na 375 g. Dla porównania w okresie 2019-2021 powyższe parametry wynosiły  $L_{inf}=30,3$  cm,  $K=0,44$ /rok,  $t_0=-0,27$  roku,  $W_{inf} = 305$  g.



Rys. 6.39. Długość storni (cm) w połowach komercyjnych w zależności od wieku (lata) w roku 2023 (okres lata i jesieni) wraz z dopasowanym modelem wzrostu von Bertalanffy (vonBert)

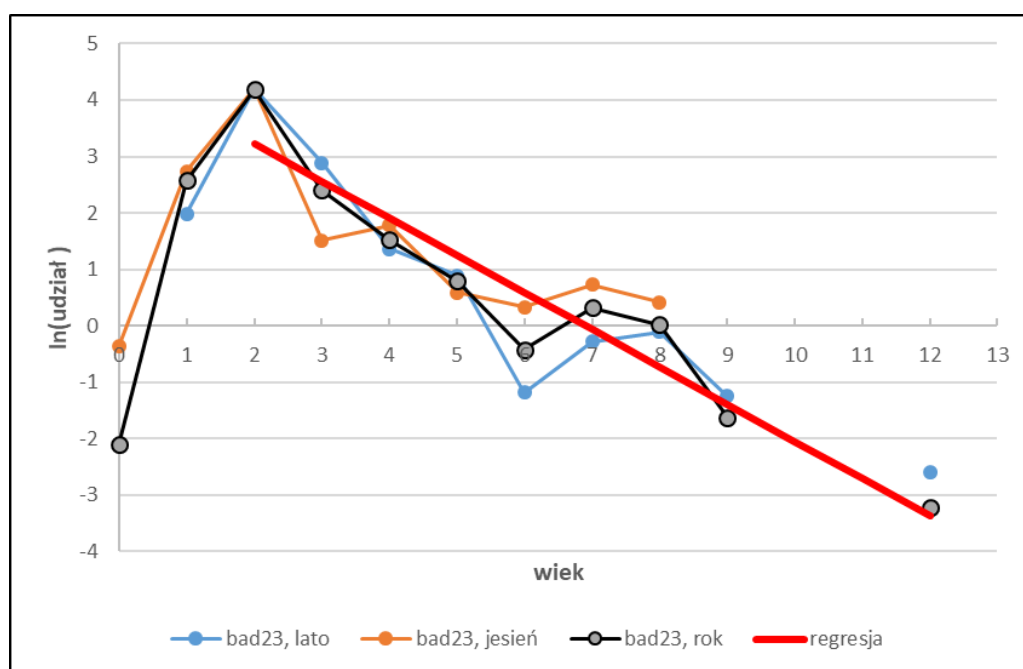
Śmiertelność naturalną i dojrzałość płciową przyjęto zgodnie z danymi ICES (ICES, 2012) i FishBase ( $M=0,2$ , ryby w pełni dojrzałe do tarła od wieku 4). Jako przybliżone parametry selektywności przyjęto 0,01, 0,12, 0,24 i 1 w grupach wieku odpowiednio 1,2,3 oraz 4 i starszych na podstawie wyników uzyskanych w ramach programu badań wykonanych w latach 2019-2021 (Program badań wykonany w latach 2019-2021).

### Śmiertelność połowowa

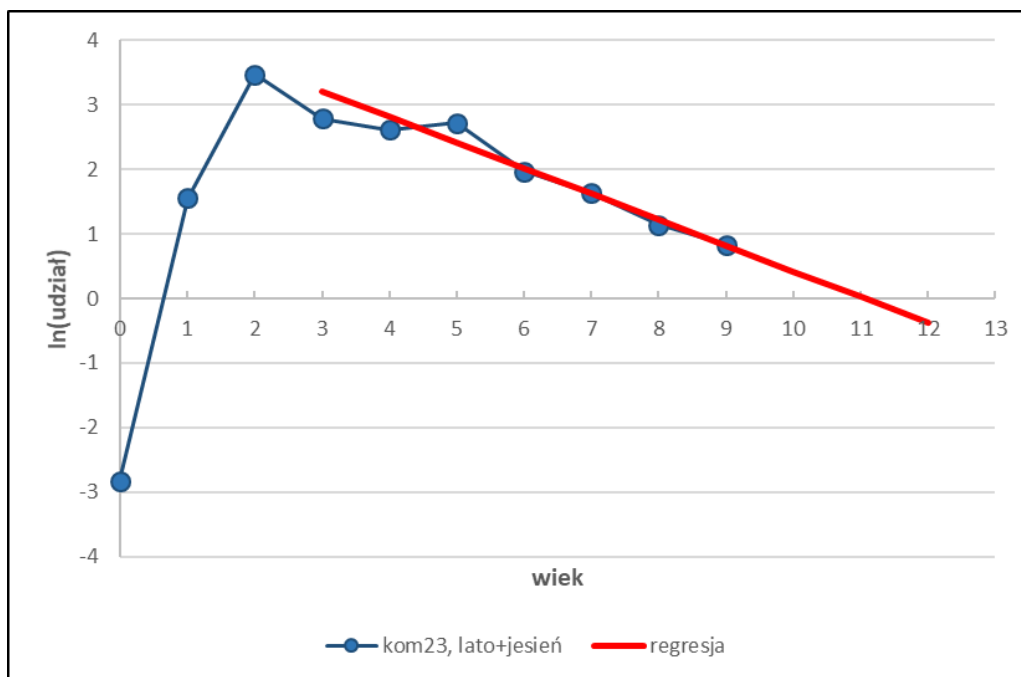
Krzywe połowów otrzymane na podstawie danych z rejsów badawczych i komercyjnych przedstawiono na Rys. 6.40 i Rys. 6.41. Nachylenie krzywej regresji w przybliżeniu odpowiada śmiertelności całkowitej ryb.  $W$

Tab. 6.20 zestawiono przybliżone oceny śmiertelności całkowitej otrzymane metodą krzywej połowów oraz metodą Chapmana-Robsona, wyznaczone na podstawie połowów badawczych i komercyjnych. Średnia śmiertelność całkowita oceniona na podstawie połowów badawczych wynosiła 0,48 i była zbliżona do śmiertelności obliczonej na podstawie połowów komercyjnych, wynoszącej 0,46. Średnia wartość śmiertelności całkowitej wyznaczonej obiema metodami wynosi 0,47, w porównaniu z 0,58 na podstawie danych z lat 2019-2021. W okresie 2019-2021 oceny śmiertelności całkowitej wyznaczone na podstawie połowów badawczych i komercyjnych wahały się odpowiednio w granicach 0,53-0,85 i 0,45-0,55. Wyznaczone na podstawie danych z roku 2023 śmiertelności całkowite są nieco niższe niż wyznaczone w badaniach z lat 2019-2021.

Odejmując od śmiertelności całkowitej przyjętą śmiertelność naturalną, otrzymujemy śmiertelność połowową w granicach 0,18-0,38 z wartością średnią równą 0,27. Na podstawie danych z lat 2019-2021 średnia śmiertelność połowowa była wyższa i wynosiła 0,38.



Rys. 6.40. Krzywe połowów badawczych wg sezonów oraz regresja liniowa poprowadzona przez opadającą część krzywej połowów rocznych (lato + jesień).



Rys. 6.41. Krzywa połowów komercyjnych w 2023 roku (lato i jesień) oraz regresja liniowa poprowadzona przez opadającą część krzywej połowów.



Tab. 6.20. Oceny śmiertelności całkowitej ( $Z$ ) storni na podstawie krzywych połowów badawczych i komercyjnych z roku 2023. Dla porównania podano zakres  $Z$  otrzymany w badaniach z lat 2019-2021.

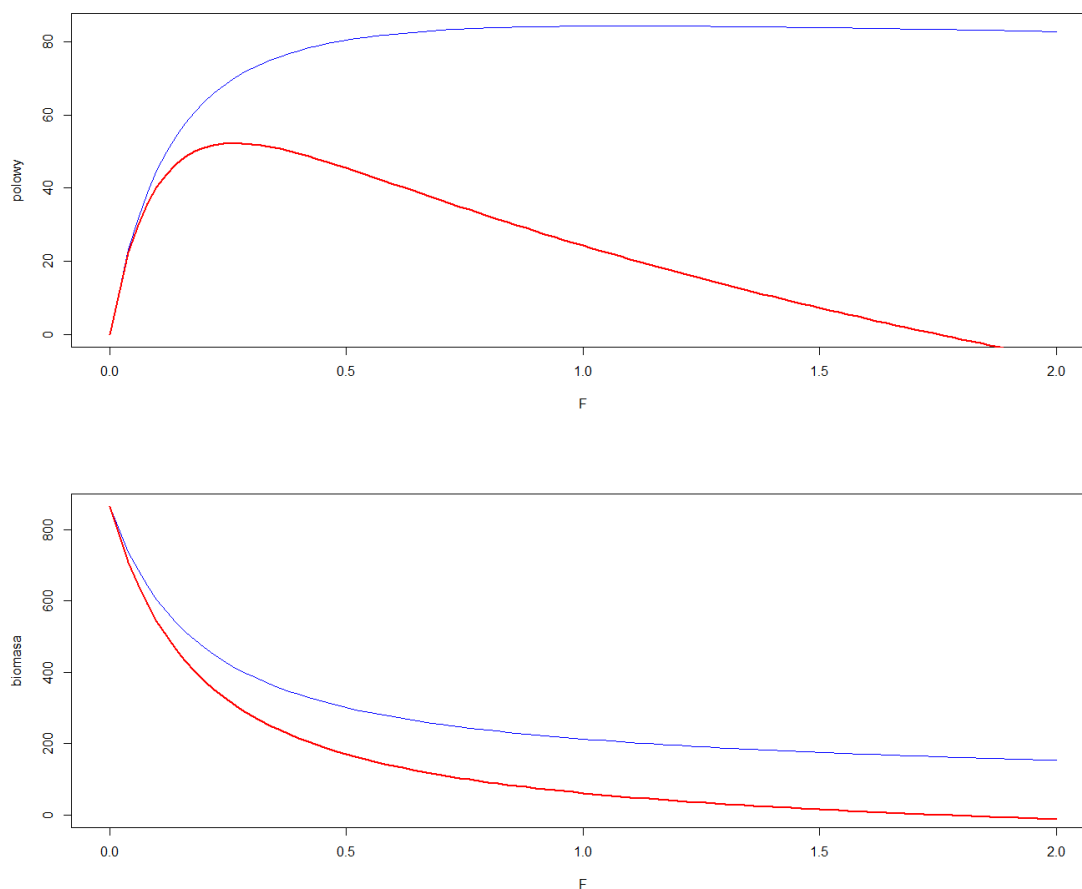
Metoda	Połowy badawcze	Połowy komercyjne
Chapmana-Robsona	0,58	0,52
ważona krzywa połowów	0,38	0,4
średnia	0,48	0,46
zakres $Z$ wg badań 2019-2021	0,53 - 0,85	0,45 - 0,55

### Racjonalna śmiertelność połowowa $F_{msy}$ i jej przybliżenia

Parametry równania wzrostu osobniczego, śmiertelności naturalnej, selektywności, dojrzałości płciowej oraz „stromości” zależności stado-uzupełnienie posłużyły do wyznaczenia krzywych zrównoważonych połowów i biomas wg równań 6a,b (Rys. 6.42), a następnie śmiertelności  $F_{msy}$  oraz odpowiadającej jej średniej długości ryb,  $L_{msy}$  (Tab. 6.21). Jako wartość „stromości” przyjęto 0,57 z odchyleniem standardowym 0,07, wyznaczonym na podstawie danych dla flądrowatych (FishBase). Oceny  $F_{msy}$  i  $L_{msy}$  wynoszą odpowiednio 0,26 i 25,6 cm. Ocena zbliżonej do  $F_{msy}$  wartości  $F_{40\%ssb}$  wynosi 0,23. Z kolei przybliżenia  $F_{msy}$  czyli  $F_{max}$ ,  $F_{0.1}$  i  $F_{40\%spr}$  wynoszą odpowiednio 1,13, 0,29 i 0,38 (Tab. 6.21). Ocena  $F_{max}$  bardzo zawiąza  $F_{msy}$  i nie może być stosowana, podobnie oceny  $F_{0.1}$  i  $F_{40\%spr}$  przewyższają  $F_{msy}$ , choć  $F_{0.1}$  w niewielkim stopniu. Należy podkreślić, że w ocenie  $F_{msy}$  posłużono się średnią „stromością” ryb flądrowatych, a wartość tego parametru dla storni w Bałtyku może być inna, co zmieniliby ocenę  $F_{msy}$ .

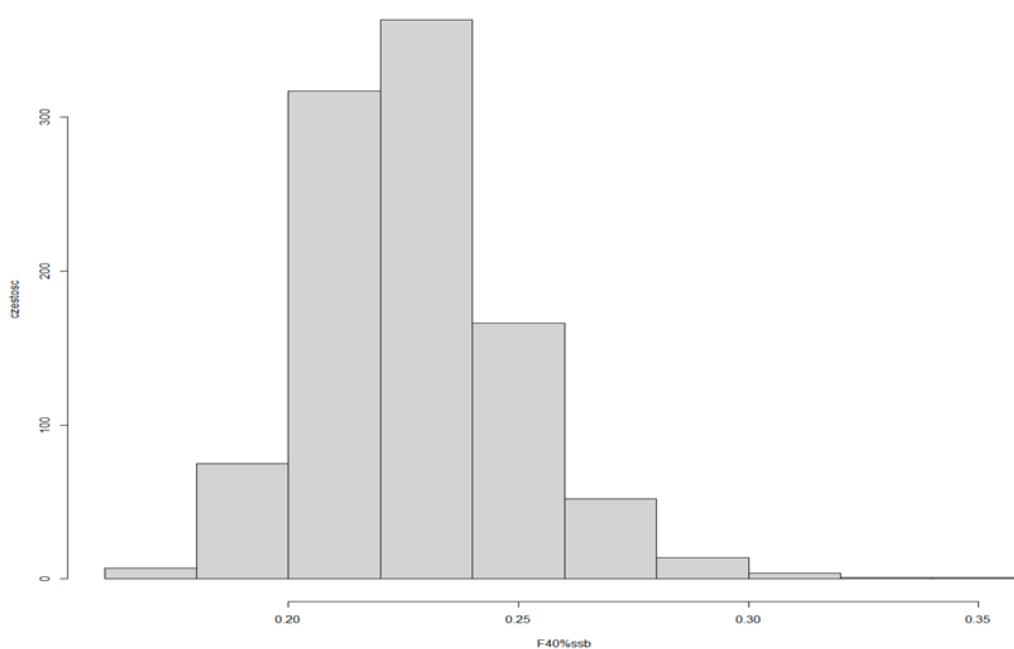
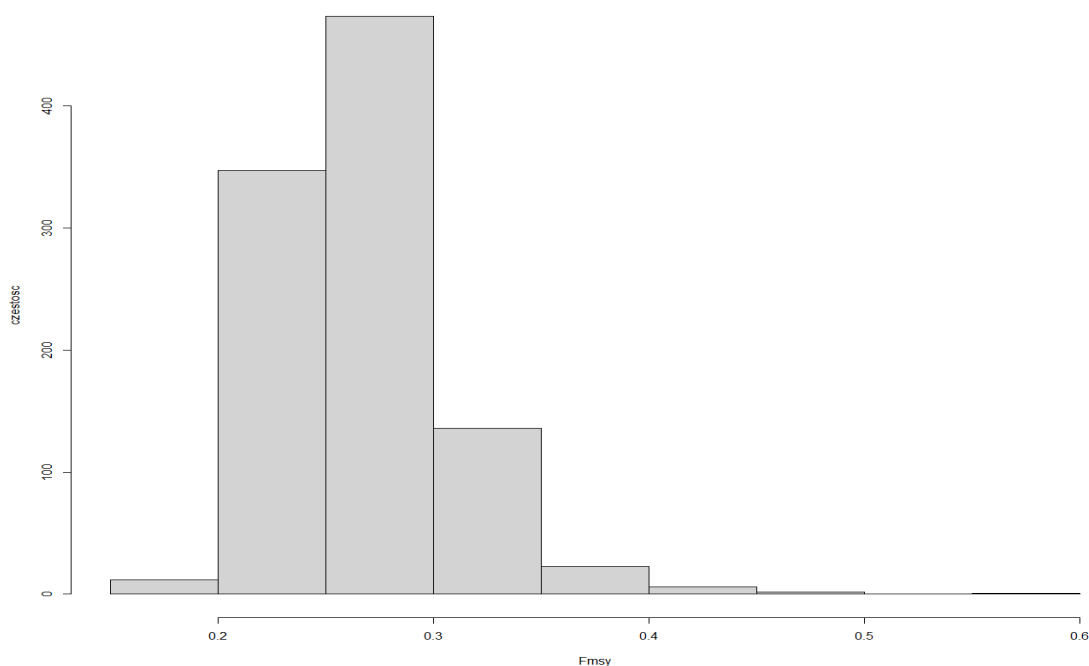
Tab. 6.21. Oceny  $F_{msy}$ ,  $L_{msy}$  (cm) i innych przybliżeń  $F_{msy}$  oraz 50% przedział ufności (1 i 3 kwartył rozkładu parametrów) dla storni.

parametr	ocena	przedział ufności, 1 i 3 kwartył rozkładu		
$F_{msy}$	0,26	0,24	0,28	
$F_{40\%ssb}$	0,23	0,21	0,24	
$F_{max}$	1,13	0,84	1,67	
$F_{0.1}$	0,29	0,27	0,30	
$F_{40\%spr}$	0,38	0,36	0,41	
$L_{msy}$	25,6	25,5	25,7	

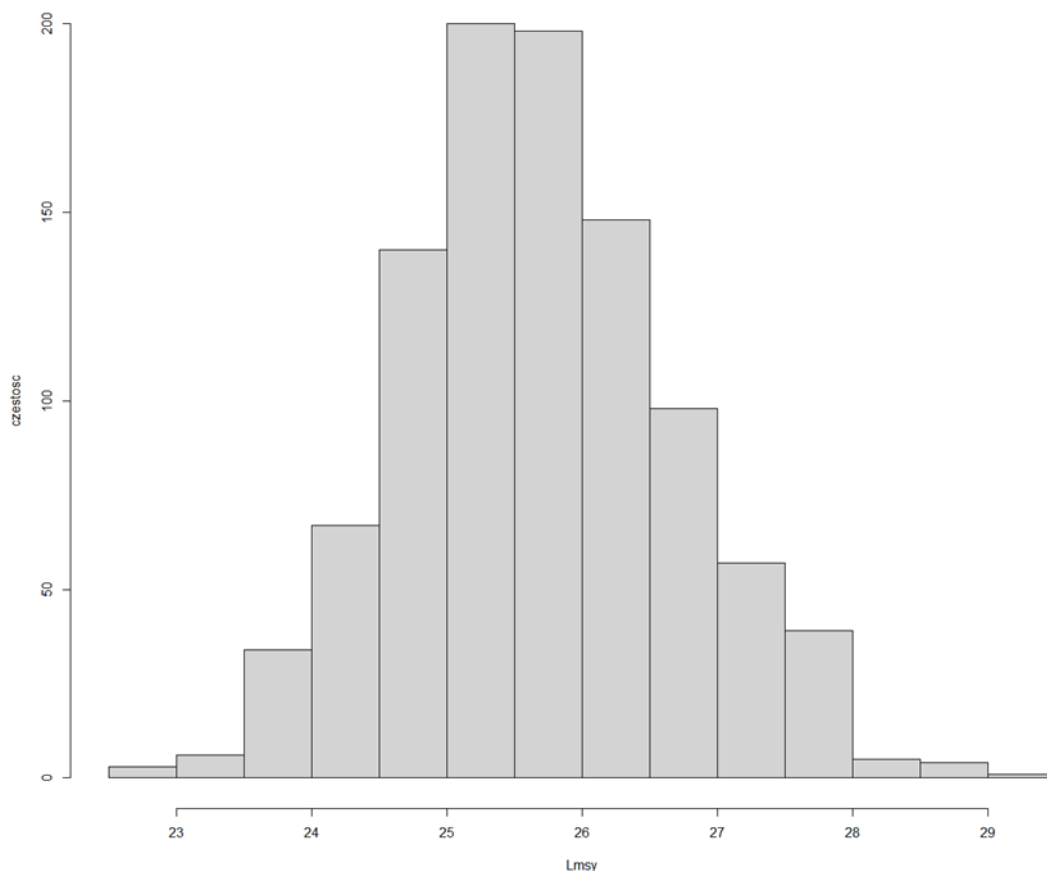


Rys. 6.42. Zrównoważone połowy i biomasa storni jako funkcje śmiertelności połowowej (linia czerwona). Dla porównania zamieszczono odłów i biomasę z jednej uzupełniającej stado ryby (linia niebieska) (połow i biomasa w gramach, przy założeniu rekrutacji do stada nieeksploatowanego równej 1)

Wyznaczono także rozkłady ocenianych wartości  $F_{msy}$  i  $F_{40\%ssb}$  (Rys. 6.43) oraz  $L_{msy}$  (Rys. 6.44), biorąc pod uwagę zmienność „stromości” oraz pozostałych parametrów będących podstawą wyznaczenia  $F_{msy}$  i jej przybliżeń.



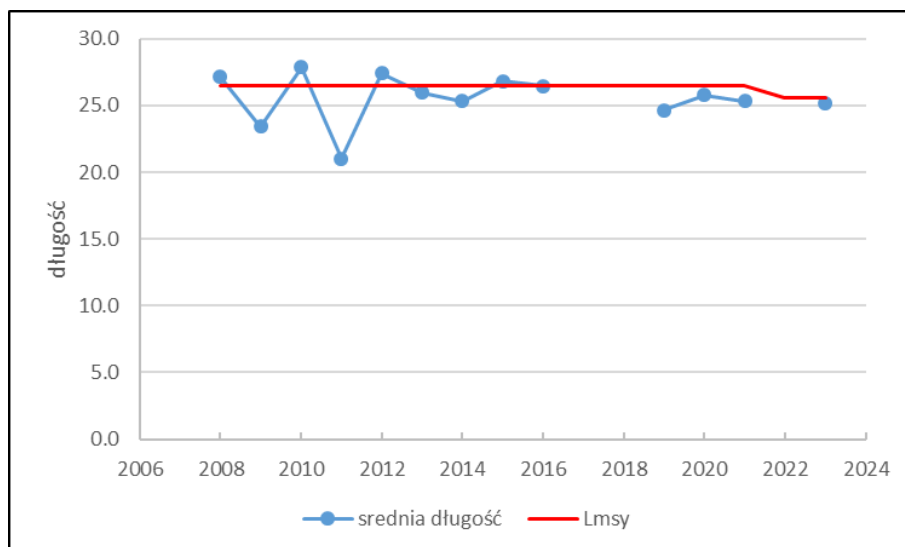
Rys. 6.43. Histogramy ocen  $F_{msy}$  i  $F_{40\%ssb}$  otrzymane dla 1000 powtórzeń losowych zaburzeń parametrów



Rys. 6.44. Histogram ocen  $L_{msy}$  (cm) storni otrzymany dla 1000 powtórzeń losowych zaburzeń parametrów

### Ocena stanu zasobów i eksploatacji storni

Wszystkie, obliczane różnymi metodami, oceny śmiertelności połowowej są wyższe od wyznaczonego  $F_{msy}$ , przy założonym  $M=0,2$ . Podobnie średnia długość storni była w roku 2023 i latach 2019-2021 mniejsza od długości  $L_{msy}$ , co też wskazuje na śmiertelność połowową wyższą od  $F_{msy}$  (Rys. 6.45). Zatem w okresie wielolecia połowy można by zwiększyć, zmniejszając śmiertelność połowową do poziomu  $F_{msy}$ .

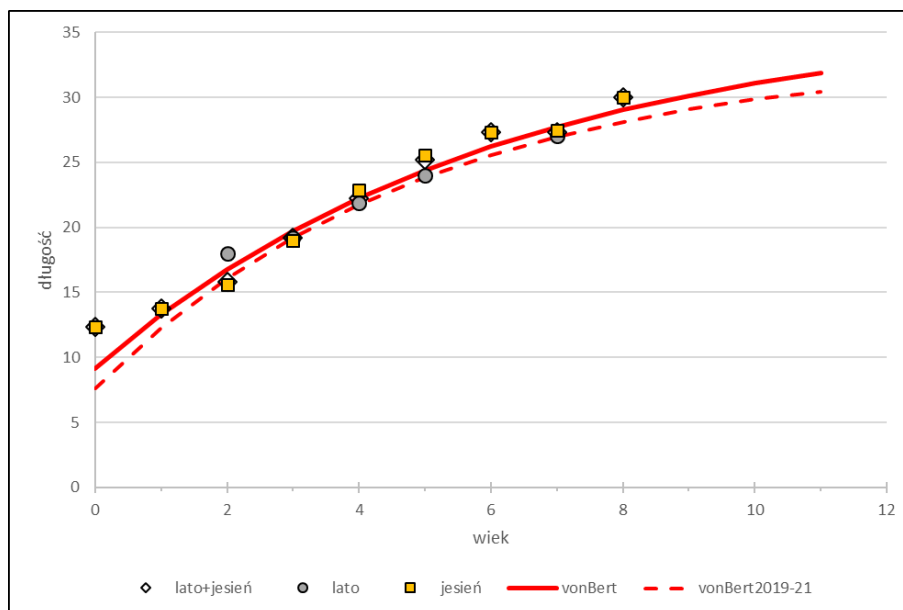


Rys. 6.45. Średnia długość (cm) łowionych storni na tle  $L_{msy}$

## Okoń

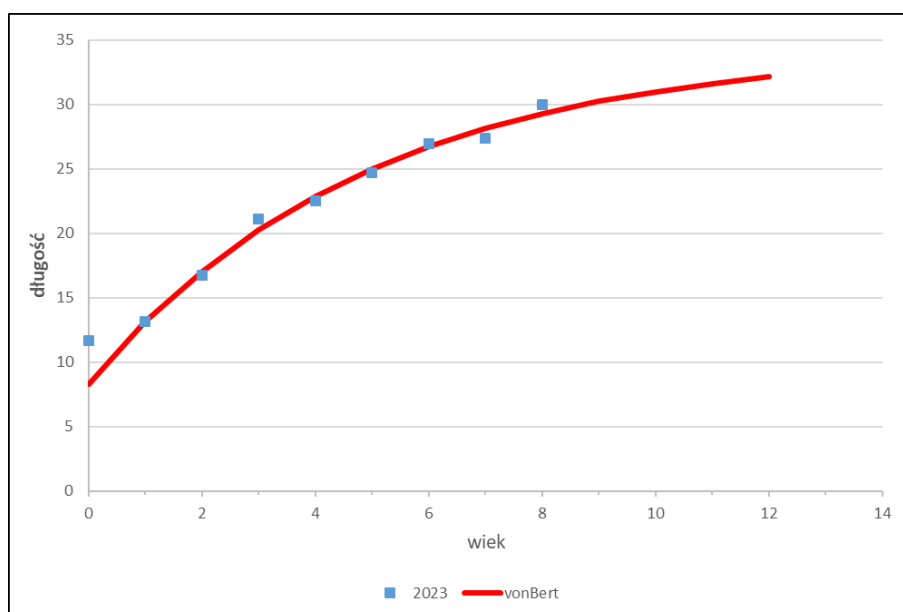
### Parametry biologiczne

Długość okoni analizowano w rozbiciu na połowy badawcze i komercyjne w sezonach lato i jesień. Najwyższą reprezentatywność danych uzyskano dla połowów badawczych. Przebieg krzywych wzrostu długości okoni w połowach badawczych wg sezonów przedstawiono na Rys. 6.46. Parametry równania wzrostu von Bertalanffy wynoszą:  $L_{inf}=36,2$  cm,  $K=0,17$ /rok,  $t_0=-1,75$  roku. Masa asymptotyczna  $W_{inf}$  oceniona została na 720 g. Dla porównania w okresie 2019-2021 powyższe parametry wynosiły  $L_{inf}=33,3$  cm,  $K=0,20$ /rok,  $t_0=-1,3$  roku,  $W_{inf}=581$  g. W sumie zmiany są niewielkie i mogą wynikać z szerszego zakresu długości w danych z lat 2019-2021, obejmujących obserwacje do wieku 11 lat (obecnie do lat 8). Wg otrzymanych danych długość okoni w 2023 roku była nieznacznie większa niż w latach 2019-2021 (Rys. 6.46).



Rys. 6.46. Długość okoni (cm) w połowach badawczych w zależności od wieku (lata) wg sezonów (lato i jesień) w roku 2023 wraz z dopasowanym modelem wzrostu von Bertalanffy (vonBert). Dla porównania przedstawiono model wzrostu von Bertalanffy na podstawie danych z lat 2019-2021 (vonBert2019-21).

Parametry równania wzrostu von Bertalanffy dla danych z połowów komercyjnych wynoszą:  $L_{inf}=34,4$  cm,  $K=0,20$ /rok,  $t_0=-1,35$  roku. Masa asymptotyczna  $W_{inf}$  oceniona została na 642 g. W ocenach z lat 2019-2021 otrzymano:  $L_{inf}=31,1$  cm,  $K=0,27$ /rok,  $t_0=-0,9$  roku,  $W_{inf} = 473$  g. Mimo umiarkowanych różnic w parametrach zmiany krzywych wzrostu są niewielkie i mogą wynikać z szerszego zakresu długości w danych z lat 2019-2021, obejmujących obserwacje do wieku 12 lat (obecnie jedynie do 8 lat). Długość okoni w połowach komercyjnych była podobna jak w połowach badawczych (Rys. 6.47).



Rys. 6.47. Długość okoni (cm) w połowach komercyjnych w zależności od wieku (lata) w roku 2023 (okres lata i jesieni łącznie) wraz z dopasowanym modelem wzrostu von Bertalanffy (vonBert)



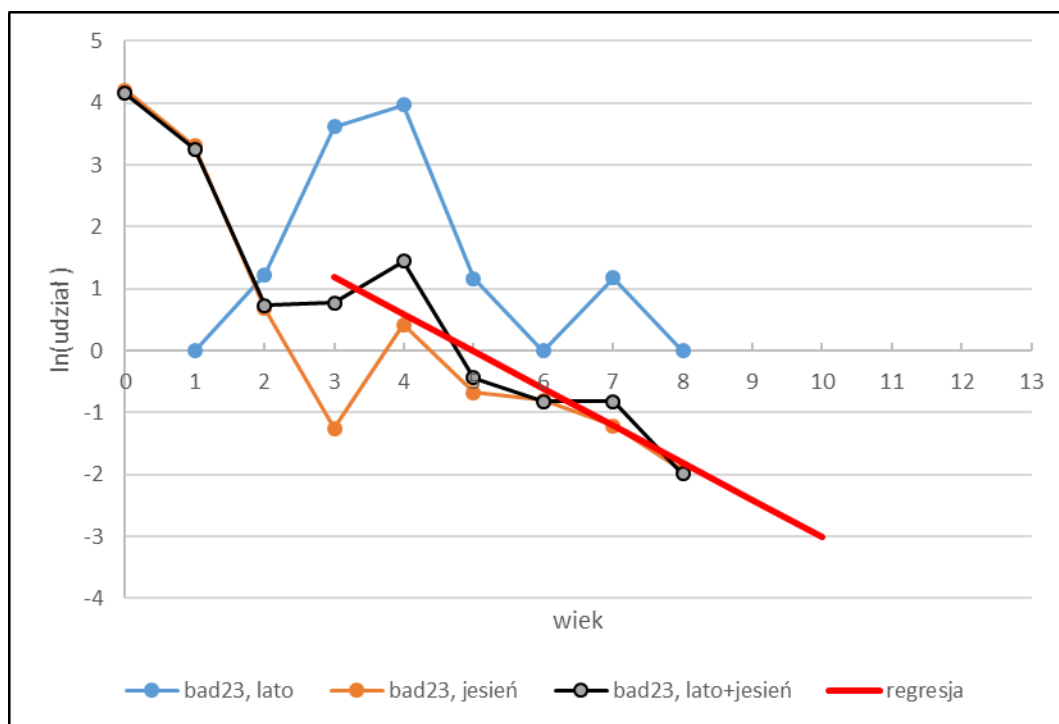
Śmiertelność naturalną przyjęto równą 0,2, a pełną dojrzałość płciową założono w wieku 3. Jako przybliżone parametry selektywności przyjęto 0,02, 0,10 i 1 w grupach wieku odpowiednio 1,2 oraz 3 i starszych na podstawie wyników uzyskanych w ramach programu badań wykonanych w latach 2019-2021 (Program badań wykonany w latach 2019-2021).

### Śmiertelność połowowa

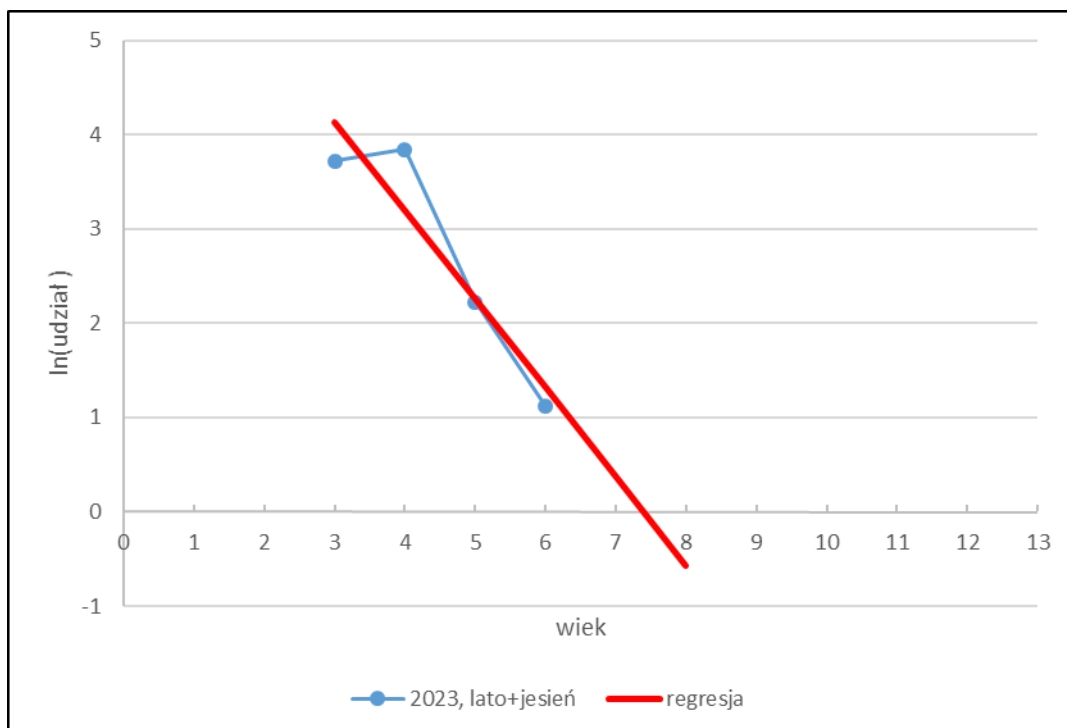
Krzywe połowów otrzymane na podstawie danych z rejsów badawczych i komercyjnych przedstawiono na Rys. 6.48 oraz Rys. 6.49. Nachylenie krzywej regresji w przybliżeniu odpowiada śmiertelności całkowitej ryb. W Tab. 6.22 zestawiono przybliżone oceny śmiertelności całkowitej otrzymane metodą krzywej połowów oraz metodą Chapmana-Robsona, wyznaczone na podstawie połowów badawczych i komercyjnych.

Średnia śmiertelność całkowita wyznaczona na podstawie połowów badawczych wynosiła 0,58 i była wyraźnie niższa niż średnia śmiertelność obliczona na podstawie połowów komercyjnych, wynosząca 0,78. Średnia wartość śmiertelności całkowitej wyznaczonej obiema metodami wynosi 0,68, w porównaniu z 0,54 na podstawie danych z lat 2019-2021

Odejmując od śmiertelności całkowitej przyjętą śmiertelność naturalną, otrzymujemy śmiertelność połowową w granicach 0,36-0,63 z wartością średnią równą 0,48; na podstawie danych z lat 2019-2021 średnia śmiertelność połowowa była niższa i wynosiła 0,34.



Rys. 6.48. Krzywe połowów badawczych wg sezonów w 2023 roku oraz regresja liniowa poprowadzona przez opadającą część krzywej połowów obejmującej lato i jesień.



Rys. 6.49. Krzywa połowów komercyjnych z roku 2023 (lato i jesień łącznie) oraz regresja liniowa poprowadzona przez opadającą część krzywej połowów.

Tab. 6.22. Oceny śmiertelności całkowitej  $Z$  okoni na podstawie krzywych połowów badawczych i komercyjnych z roku 2023. Dla porównania podano zakres  $Z$  otrzymany w badaniach z lat 2019-2021.

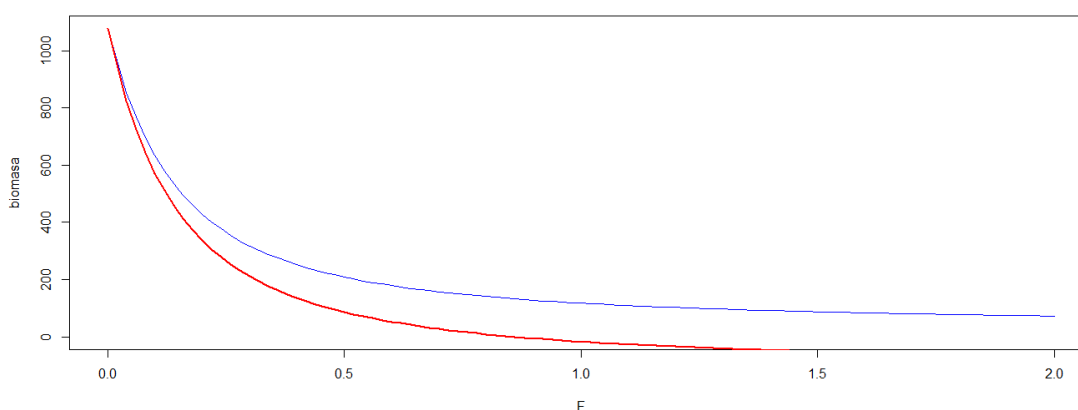
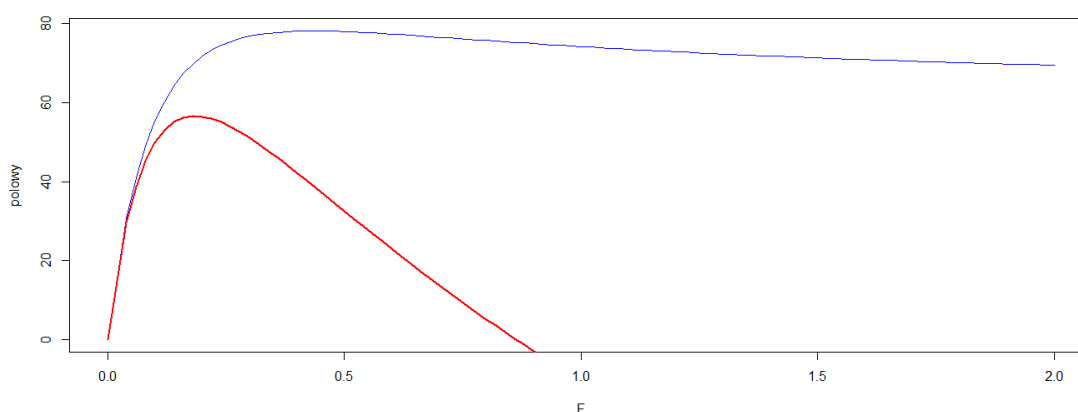
Metoda	Połowy badawcze	Połowy komercyjne
Chapmana-Robsona	0,61	0,73
ważona krzywa połowów	0,56	0,83
średnia	0,58	0,78
zakres $Z$ wg badań 2019-2021	0,4 - 0,6	0,4 - 0,6

### Racjonalna śmiertelność połowowa $F_{msy}$ i jej przybliżenia

Parametry równania wzrostu osobniczego, śmiertelności naturalnej, selektywności, dojrzałości płciowej oraz „stromości” z zależności stado-uzupełnienie posłużyły do wyznaczenia krzywych zrównoważonych połowów i biomas wg równań 6a,b (Rys. 6.50), a następnie śmiertelności  $F_{msy}$  oraz odpowiadającej jej średniej długości ryb,  $L_{msy}$ . Jako wartość „stromości” przyjęto 0,67 z odchyleniem standardowym 0,11, wyznaczonym na podstawie danych dla flądrowatych (FishBase). Oceny  $F_{msy}$  i  $L_{msy}$  wynoszą odpowiednio 0,18 i 23,8 cm. Ocena zbliżonej do  $F_{msy}$  wartości  $F_{40\%ssb}$  wynosi 0,15. Z kolei przybliżenia  $F_{msy}$  czyli  $F_{max}$ ,  $F_{0.1}$  i  $F_{40\%spr}$  wynoszą odpowiednio 0,43, 0,19 i 0,20 (Tab. 6.23). Ocena  $F_{max}$  wyraźnie zawyża  $F_{msy}$  i nie powinna być stosowana, natomiast oceny  $F_{0.1}$  i  $F_{40\%spr}$  są zbliżone do  $F_{msy}$ .

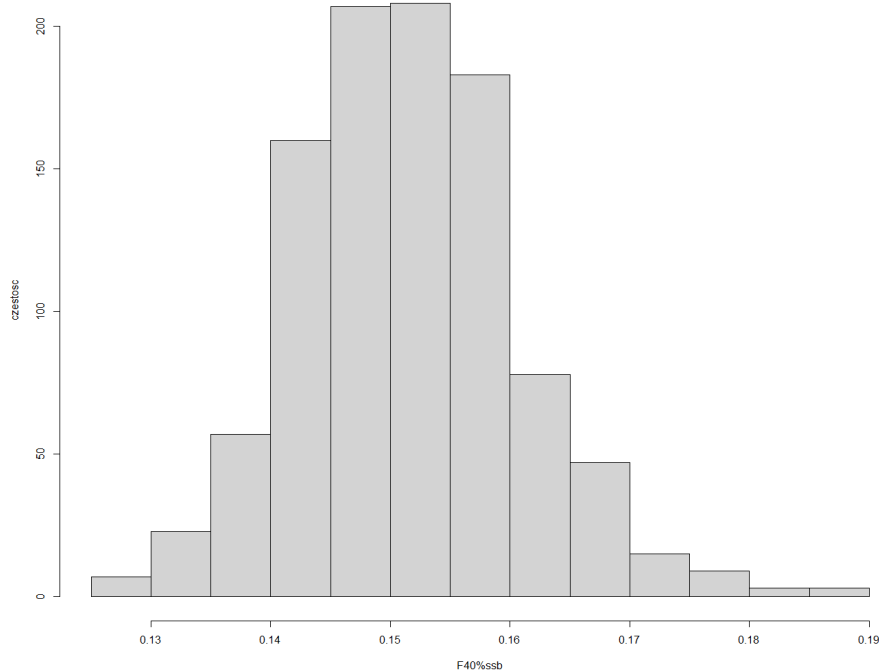
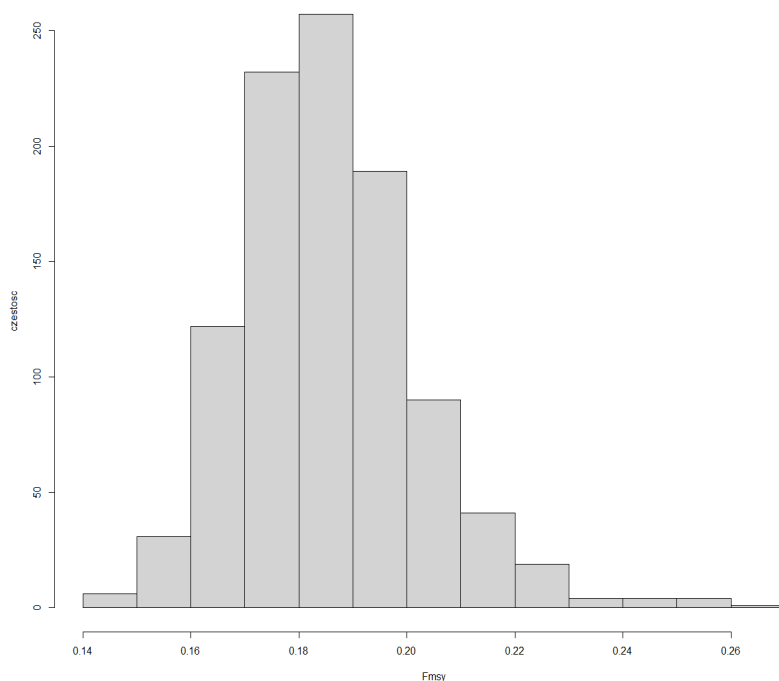
Tab. 6.23. Oceny  $F_{msy}$ ,  $L_{msy}$  (cm) i innych przybliżeń  $F_{msy}$  oraz 50% przedział ufności (1 i 3 kwartyli rozkładu parametrów) dla okoni.

parametr	ocena	przedział ufności, 1 i 3 kwartyli rozkładu		
$F_{msy}$	0,18	0,17	0,19	
$F_{40\%ssb}$	0,15	0,14	0,16	
$F_{max}$	0,43	0,37	0,57	
$F_{0.1}$	0,19	0,18	0,20	
$F_{40\%spr}$	0,20	0,19	0,21	
$L_{msy}$	23,8	23,1	24,4	

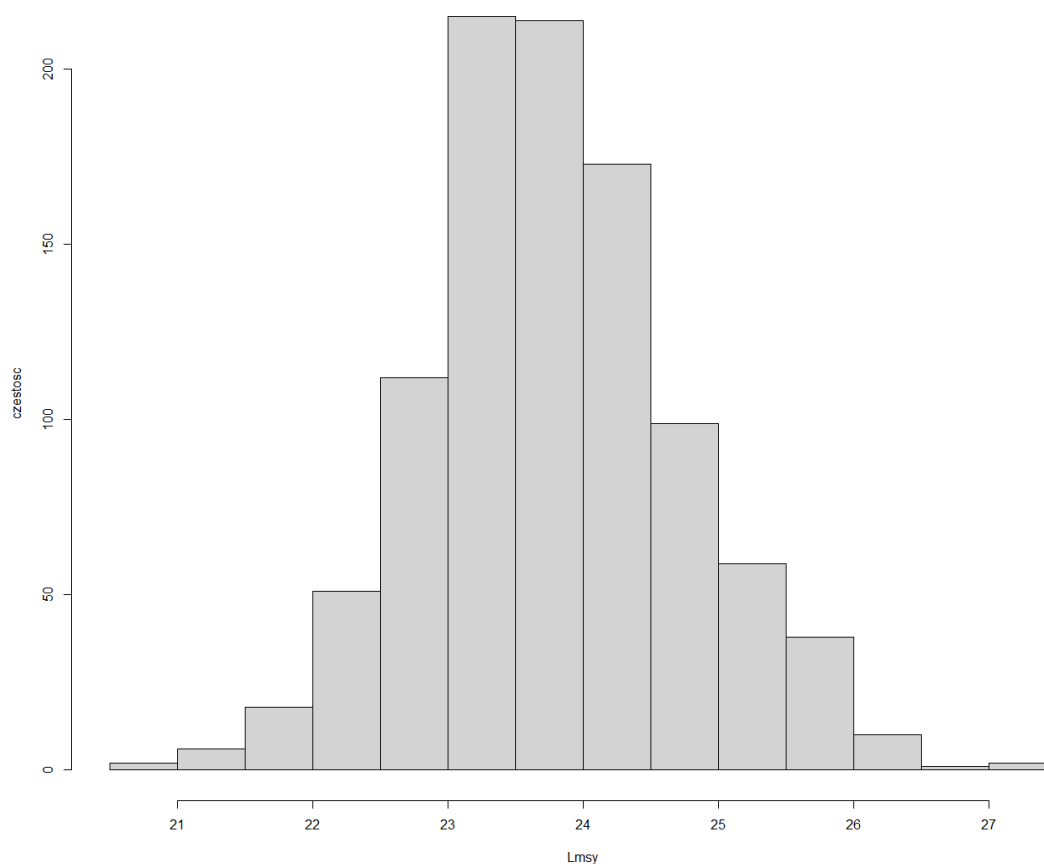


Rys. 6.50. Zrównoważone połowy i biomasa okoni jako funkcje śmiertelności połowowej,  $F$  (linia czerwona). Dla porównania zamieszczono odłów i biomasę z jednej uzupełniającej stado ryby (linia niebieska) (połowy i biomasa w gramach, przy założeniu rekrutacji do stada nieeksploatowanego równej 1).

Wyznaczono także rozkłady ocenianych wartości  $F_{msy}$  i  $F_{40\%ssb}$  (Rys. 6.51) oraz  $L_{msy}$  (Rys. 6.52), biorąc pod uwagę zmienność „stromości” oraz pozostałych parametrów będących podstawą wyznaczania tych parametrów.



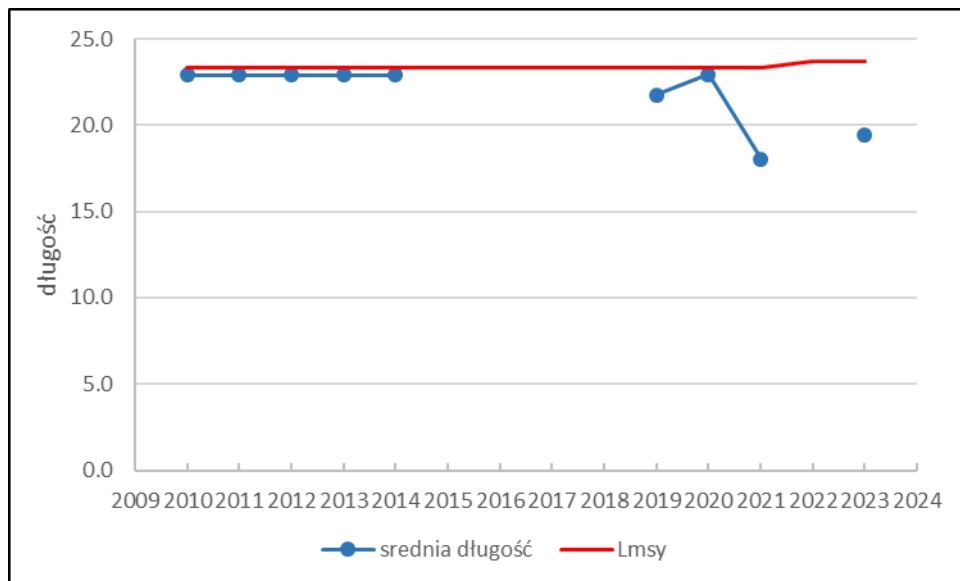
Rys. 6.51. Histogramy ocen  $F_{msy}$  i  $F_{40\%ssb}$  otrzymane dla 1000 powtórzeń losowych zaburzeń parametrów



Rys. 6.52. Histogram ocen  $L_{msy}$  (cm) okoni otrzymany dla 1000 powtórzeń losowych zaburzeń parametrów.

### Ocena stanu zasobów i eksploatacji okoni

Obliczone różnymi metodami oceny śmiertelności połowowej są wyższe od wyznaczonego  $F_{msy}$ , przy założonym  $M=0,2$ . Podobnie średnia długość okoni była w roku 2023 oraz w latach 2019-2021 i w kilku poprzednich mniejsza od długości  $L_{msy}$ , co też wskazuje na śmiertelność połowową wyższą od  $F_{msy}$  (Rys. 6.53). W okresie wielolecia połowy można by zwiększyć, zmniejszając śmiertelność połowową do poziomu  $F_{msy}$ .



Rys. 6.53. Średnia długość (cm) łowionych okoni na tle Lmsy

### 6.3.3 Wnioski

1. Śmiertelność połowowa storni nieco zmalała w porównaniu do ocen otrzymanych na podstawie badań w okresie 2019-2021, ale nadal jest zbyt wysoka w stosunku do śmiertelności  $F_{msy}$ , prowadzącej do maksymalnych zrównoważonych połowów.
2. Śmiertelność połowowa okoni nieco wzrosła w porównaniu do ocen otrzymanych na podstawie badań w okresie 2019-2021, więc nadal jest zbyt wysoka w stosunku do śmiertelności  $F_{msy}$ , prowadzącej do maksymalnych zrównoważonych połowów.

## 6.4 Ocena sposobu przydziału uprawnień do połowów podmiotom uprawnionym do wykonywania rybołówstwa komercyjnego na obszarze Zatoki Puckiej

Uwarunkowania prawne i administracyjne zarządzania połowami rybołówstwa komercyjnego na obszarze Polskich Obszarów Morskich zostały zawarte w Ustawie z dnia 19 grudnia 2014 r. o rybołówstwie morskim (Dz. U. z 2023 r. poz. 475, z późn. zm.), oraz w Rozporządzeniu Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi z dnia 21 sierpnia 2019 r. w sprawie wymiarów i okresów ochronnych organizmów morskich oraz szczegółowych warunków wykonywania rybołówstwa komercyjnego (Dz. U. poz. 1701 z późn. zm.). Zgodnie z nimi jednostki operujące na wodach Zatoki Puckiej zostały wyodrębnione w ramach segmentu floty, przy użyciu których prowadzi się rybołówstwo komercyjne na wodach otwartych Morza Bałtyckiego, obszarach wyłącznej strefy ekonomicznej i morza terytorialnego, Zatoki Puckiej i Zatoki Gdańskiej, o długości całkowitej nie mniejszej niż 5 m (Art. 9 ust.1 pkt 1. Ustawy o rybołówstwie morskim).



Jednocześnie, zgodnie z Ustawą, działem administracji rządowej – rybołówstwo kieruje minister właściwy do spraw rybołówstwa, w zakresie nieobjętym przepisami Unii Europejskiej dotyczącymi wspólnej polityki rybołówstwa, który określa, w drodze rozporządzenia, w odniesieniu do wykonywania rybołówstwa komercyjnego na obszarach, o których mowa w art. 9 ust. 1 pkt 1 i 2, co następuje:

1. wymiary i okresy ochronne organizmów morskich lub
2. obszary wyłączone z wykonywania tego rybołówstwa na stałe lub na czas określony, lub
3. szczegółowe warunki wykonywania tego rybołówstwa, w tym:
  - a) rodzaj, liczbę i konstrukcję narzędzi połowowych, które mogą być używane,
  - b) rodzaj i liczbę narzędzi połowowych, które mogą być wystawiane jednocześnie na obszarach, o których mowa w art. 9 ust. 1 pkt 1 lub 2,
  - c) sposób prowadzenia połowów,
  - d) sposób postępowania w przypadku połowu oznakowanych ryb pochodzących z zarybiania obszarów morskich Rzeczypospolitej Polskiej,
  - e) wielkość dopuszczalnego przyłowy oraz gatunki organizmów morskich, których przyłów podlega obowiązkowi zgłoszenia do Głównego Inspektora Rybołówstwa Morskiego,
  - f) szczegółowy sposób oznakowania narzędzi połowowych,
  - g) miejsca i czas dokonywania wyładunku określonych gatunków organizmów morskich

– mając na względzie efektywne wykorzystywanie narzędzi połowowych oraz ochronę żywych zasobów morza.

Od dnia 27 października 2021 roku ministrem właściwym do spraw rybołówstwa jest Minister Rolnictwa i Rozwoju Wsi (Rozporządzenie Prezesa Rady Ministrów z dnia 27 października 2021 roku – Dz.U. Poz.1950 obecnie: rozporządzenie Prezesa Rady Ministrów z dnia 15 kwietnia 2023 r. w sprawie szczegółowego zakresu działania Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi (Dz. U. poz. 716)).

### **Wymiary i okresy ochronne organizmów morskich**

Na mocy Rozporządzenia z dnia 21 sierpnia 2019 r. o (Dz. U. poz. 1701 z późn. zm.) na wodach, o którym mowa w art. 9 ust. 1 ustawy o rybołówstwie morskim, w tym na obszarze Zatoki Puckiej obowiązują następujące wymiary ochronne dla następujących gatunków ryb:

- a) certy (*Vimba vimba*) – 30 cm,
- b) leszcza (*Abramis brama*) – 40 cm,
- c) miętusa (*Lota lota*) – 40 cm,
- d) okonia (*Perca fluviatilis*) – 17 cm,
- e) płoci (*Rutilus rutilus*) – 20 cm,
- f) sandacza (*Sander lucioperca*) – 45 cm,
- g) siei (*Coregonus lavaretus*) – 40 cm,
- h) szczupaka (*Esox lucius*) – 45 cm,
- i) troci (*Salmo trutta m. trutta*) – 50 cm,
- j) węgorza (*Anguilla anguilla*) – 50 cm,
- k) węgorzycy (*Zoarces viviparus*) – 28 cm,
- l) zimnicy (*Limanda limanda*) – 25 cm,

oraz okresy ochronne dla następujących gatunków ryb:

*Raport z realizacji „Programu badań zasobów ryb i ich bazy pokarmowej na obszarze Zatoki Puckiej oraz ocena sposobu przydziału uprawnień do połowów podmiotom uprawnionym do wykonywania rybołówstwa komercyjnego na obszarze Zatoki Puckiej w 2023 r.”*



- a) łososia i troci – od dnia 15 września do dnia 15 listopada w pasie wód o szerokości 4 Mm od brzegu,
- b) sandacza – od dnia 10 kwietnia do dnia 31 maja,
- c) jesiotra ostronosego – od dnia 1 stycznia do dnia 31 grudnia,
- d) węgorza – od dnia 1 marca do dnia 1 marca do dnia 31 maja oraz od dnia 1 października do dnia 31 grudnia
- e) siei – od dnia 1 stycznia do dnia 31 stycznia oraz od dnia 1 grudnia do dnia 31 grudnia;

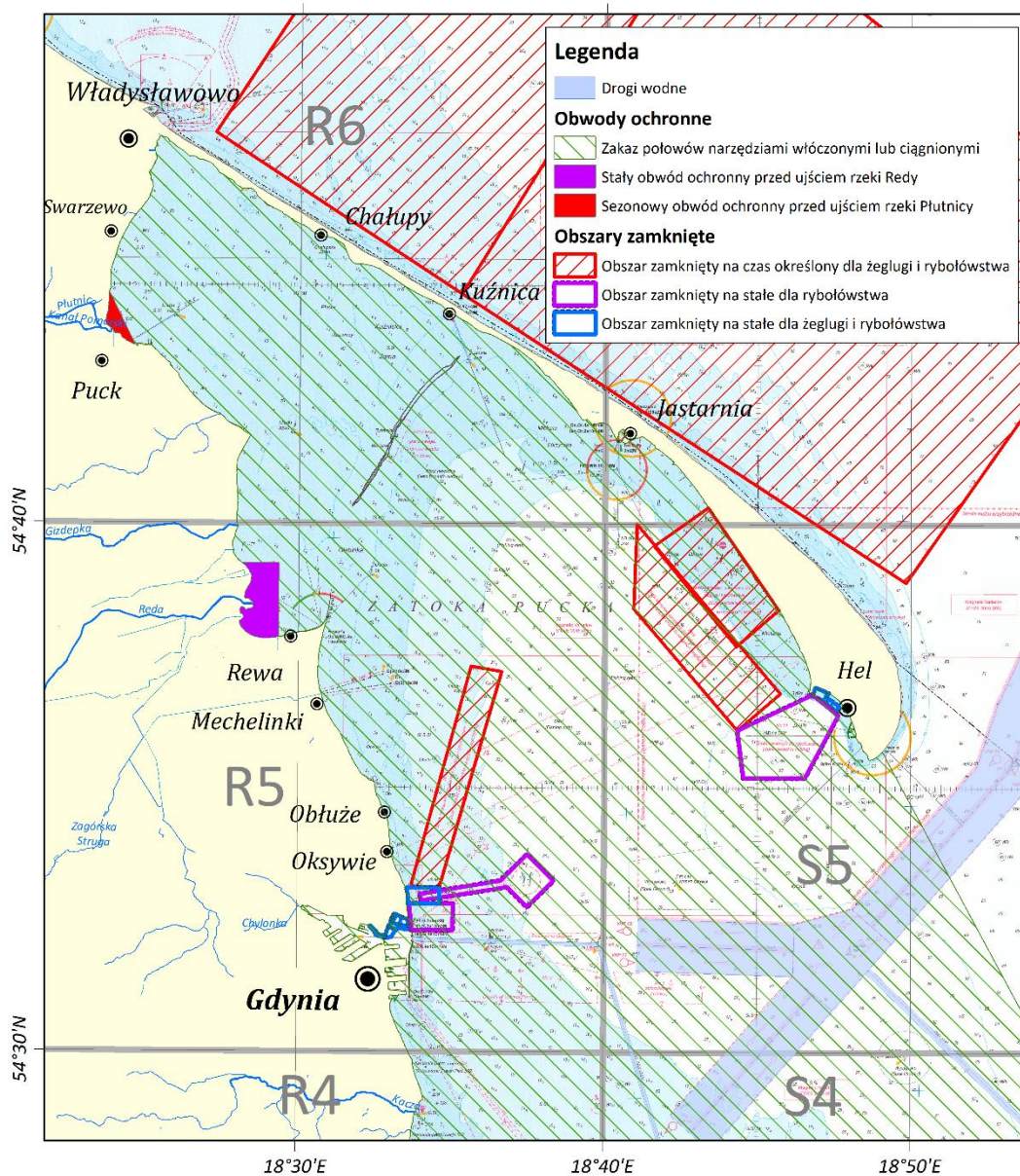
### **Sposób prowadzenia połowów i minimalne rozmiary prześwitu oczek w narzędziach połowowych**

Na wodach Zatoki Puckiej zakazane są połowy sprzętem ciągnionym (włoki pelagiczne (OTM) i denne (OTB)) – Rys. 6.54, stąd też są one prowadzone trzema typami narzędzi połowowych: pułapkowymi, usidlającymi i haczykowymi. Rozporządzenie określa szczegółowo tryb prowadzenie połowów przy ich użyciu nie ograniczając ich ilości w pojedynczym wystawieniu.

Odległości boczne i frontalne między zestawami narzędzi połowowych usidlających, oplątujących, pułapkowych lub haczykowych nie mogą być mniejsze niż 100 m, z tym że odległości boczne i frontalne między zestawami:

- sznurów haczykowych dryfujących – takli – nie mogą być mniejsze niż 500 m;
- manc – nie mogą być mniejsze niż 50 m.

Jednocześnie, połowów przy użyciu narzędzi połowowych ciągnionych lub włączonych, usidlających lub oplątujących, pułapkowych oraz haczykowych, z wyłączeniem węd ręcznych (LHP), nie prowadzi się w ujściu Redy ograniczonym od zachodu i południa linią brzegową, od północy linią biegnącą po równoleżniku 54°39'15"N, a od wschodu linią biegnącą po południku 18°29'21"E.



Rys. 6.54. Drogi wodne, obwody ochronne i obszary zamknięte na akwenie Zatoki Puckiej i wód przyległych (L. Szymanek)

Najmniejsze rozmiary prześwitu oczka narzędzi połowowych do prowadzenia połowów na Zatoce Puckiej wynoszą:

- 140 mm – w przypadku troci;
- 120 mm – w przypadku leszcza;
- 110 mm – w przypadku sandacza, siei lub szczupaka;
- 60 mm – w przypadku płoci lub okonia;
- 32 mm – w przypadku węgorza.

## Uprawnienia do doprowadzenia rybołówstwa

Zgodnie ustawą z dnia 19 grudnia 2014 r. o rybołówstwie morskim (Dz. U. z 2023 r. poz. 475, z późn. zm.), rybołówstwo komercyjne na terytorium Rzeczypospolitej Polskiej może być wykonywane przez armatora, którego siedziba albo miejsce zamieszkania znajduje się na tym terytorium, wyłącznie statkami o polskiej przynależności (Art.7 Ustawy). Rybołówstwo komercyjne może być wykonywane przez armatora, przy użyciu statku wpisanego do rejestru statków rybackich, zwanego dalej „statkiem rybackim”, na który została wydana licencja oraz specjalne zezwolenie połowowe (Art. 8 Ustawy).

W licencji połowowej zawarta jest informacja o danych identyfikacyjnych statku oraz narzędziach połowowych dopuszczonych do połowów z podziałem na ich rodzaj i ilość.

W specjalnym zezwoleniu połowowym zawarta jest informacja o uprawnieniach do połowów określonych organizmów morskich z podziałem na gatunek, rejon połowów, kwotę połowową i okres połowów. Ponadto, opisane są też inne warunki prowadzenia połowów.

Każdego roku Minister Rolnictwa i Rozwoju Wsi dokonuje podziału ogólnych kwot połowowych na Morzu Bałtyckim.

Ogólne kwoty połowowe na Morzu Bałtyckim ustalone dla Polski przez Radę UE na 2023 rok, określa Rozporządzenie Rady (UE) 2022/2090 z dnia 27 października 2022 r. ustalające uprawnienia do połowów na 2023 rok w odniesieniu do niektórych stad ryb i grup stad ryb w Morzu Bałtyckim oraz zmieniające rozporządzenie (UE) 2022/109 w odniesieniu do uprawnień do połowów w innych wodach - (Dz. Urz. UE 281 z 31.10.2022).

*Wielkości kwot połowowych przedstawia poniższa tabela:*

Gatunek	Podobszary ICES	Kwota UE na rok 2022 (ton/szt.)	Kwota UE na rok 2023 (ton/szt.)	Ogólna kwota połowowa dla Polski na rok 2022 (ton.szt.)	Ogólna kwota połowowa dla Polski na rok 2023 (ton.szt.)	Różnica pomiędzy TAC na 2022 a 2023 (Polska) (ton/szt.)
Dorsz	22-24	489 (wyłącznie na przyłów)	489 (wyłącznie na przyłów)	57 (wyłącznie na przyłów)	57 (wyłącznie na przyłów)	0
Dorsz	25-32	595 (wyłącznie na przyłów)	595 (wyłącznie na przyłów)	159 (wyłącznie na przyłów)	159 (wyłącznie na przyłów)	0
Śledź	22-24	788 (wyłącznie na przyłów)	788 (wyłącznie na przyłów)	103 (wyłącznie na przyłów )	103 (wyłącznie na przyłów )	0
Śledź	25-27; 28.2; 29 i 32	53 653	70 822	13 367	17 645	4 275
Szprot	22-32	251 943	224 114	73 969	65 798	- 8 171
Łosoś (w szt.)	22-31	63 811 (wyłącznie na przyłów)	63 811 (wyłącznie na przyłów)	4 011 (wyłącznie na przyłów)	4 011 (wyłącznie na przyłów)	0
Gładzica	22-32	9 050	11 313	1 358	1 697	339



Krajowy podział ogólnych kwot połowowych na Morzu Bałtyckim, na 2023 rok, został zrealizowany w oparciu o przepisy ustawy z dnia 19 grudnia 2014 r. o rybołówstwie morskim (Dz. U. z 2023 r. poz. 475, z późn. zm.) i rozporządzenia Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 15 lutego 2019 r. w sprawie szczegółowego sposobu podziału ogólnych kwot połowowych i dodatkowych kwot połowowych (Dz. U. 2019 poz. 370 z późn. zm.).

Obszar Zatoki Puckiej (podobszar ICES 26) jest miejscem połowów jednostek rybackich do 8 metrów, które zgodnie z zapisami rozporządzeniem Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej w sprawie szczegółowego sposobu podziału ogólnych kwot połowowych i dodatkowych kwot połowowych (Dz. U. 2019 poz. 370 z późn. zm.) połowy wykonują w kwocie wspólnej dla poszczególnych gatunków ryb: dorsza, łososa, szprota, śledzia, gładzicy, gatunków nielimitowanych przy określonych warunkach. Jednostki rybackie które posiadają więcej niż 8 metrów a mniej niż 12 metrów posiadają również wspólne kwoty połowowe na dorsza, szprota, śledzia, gładzicę, gatunki nielimitowane oraz indywidualne kwoty na gatunek łososa, w zależności od zapisów przedmiotowego rozporządzenia oraz dodatkowych uwarunkowań prawnych. Jednostki rybackie powyżej 12 metrów posiadają kwoty indywidualne danych gatunków ryb oraz gatunki nielimitowane zgodnie z zapisami rozporządzenia.

Zakazane jest prowadzenie ukierunkowanych połowów dorsza, łososa na Zatoce Puckiej. Przyznana kwota połowowa tych gatunków organizmów morskich może być wykorzystana wyłącznie jako przyłów. Kwota przyłowa została ustanowiona w przepisach rozporządzenia Rady UE w celu uniknięcia powstania sytuacji tzw. gatunków dławiących.

## Ocena sposobu przydziału uprawnień

### Uprawnienia do połowów

Połowy na Zatoce Puckiej prowadzone są w oparciu o pozwolenia połowowe udzielane na obszary ICES 22-32 Morza Bałtyckiego (Tabela 6.24). Każdy statek rybacki posiadający powyższe pozwolenie połowowe jest uprawniony do prowadzenia połowów również na Zatoce Puckiej, z uwzględnieniem wszystkich restrykcji dotyczących stosowania określonych narzędzi połowowych.

Tab. 6.24. Liczba narzędzi połowowych określonych w specjalnych pozwoleniach połowowych dopuszczonych do użytkowania na obszarze Bałtyku ICES 22-32 wraz z polskimi wewnętrznymi wodami morskimi (z wyłączeniem Zalewu Wiślanego, Szczecińskiego i Jeziora Dąbie) w latach 2022-2023

	Pozwolenia połowowe	Narzędzia pułapkowe		Wontony	Haki	Narzędzia ciągnięte			
		Klatki	Żaki			OTB	OTM	PTB	PTM
01.01.2022	672	37 094	26 496	201 852	606 010	668	451	210	193
01.01.2023	676	41 308	24 402	195 594	610 810	657	449	212	193

### Połowcy na Zatoce Puckiej

Za kryterium wyboru danych uzyskanych z CMR uznano jednostki rybackie do 12 m długości prowadzące połowy na obszarze Zatoki Puckiej o czym jest mowa w załączniku nr 1 do umowy w pkt.2.

Dane źródłowe do oszacowania wydatkowanego w trakcie połowów nakładu pochodzą z bazy danych CMR z lat 2011-2023. Kwadraty bałtyckie stanowiące podstawę selekcji przestrzennej danych zostały przypisane do akwenów na podstawie zapisów w umowie projektu. Nakład połowowy został obliczony w postaci czasu ekspozycji w dniach oraz narzędzi dni (czas ekspozycji \* liczba narzędzi pułapkowych lub usidlających). Liczba zadeklarowanych narzędzi połowowych została zweryfikowana pod kątem wartości odstających i brakujących. W przypadku większej liczby narzędzi lub braku rejestracji tej liczby, wprowadzano liczbę narzędzi oszacowaną na podstawie pozostałych danych, uwzględniając szereg warunków, sprawdzanych w następującej kolejności:

1. ten sam rok, miesiąc, statek, kwadrat rybacki, narzędzie połowowe,
2. ten sam rok, statek, narzędzie połowowe,
3. ten sam statek, narzędzie połowowe,
4. ten sam rok, narzędzie połowowe

W latach 2018-2023 w połowach prowadzonych na Zatoce Puckiej dominowała stornia. Jej udział w połowach w ww. latach wyniósł 57% (Tab. 6.25). Oprócz niej, w połowach istotny udział miały belony, śledzie, trocie i okonie. Jednak, w tym okresie uległa zmianie struktura połowów. W przypadku dorsza połowy ryb tego gatunku spadły praktycznie do zera od 2020 roku z powodu zakazu połowów na stadzie dorsza wschodnio-bałtyckiego, wprowadzonego rozporządzeniem EU 2020/1781.

Tab. 6.25. Połowcy na wodach Zatoki Puckiej, w kg, w latach 2018-2022 wg danych CMR na dzień 28.11.2023

Gatunek / Rok	2018	2019	2020	2021	2022	2023	Razem	Udział w połowach (%)
Stornia	206.11	280.73	161.15	218.62	180.16	29.47	1 076.23	53.44%
Belona pospolita	22.98	63.58	13.62	49.05	42.23	42.21	233.68	11.60%
Śledź	22.53	41.11	28.18	45.04	52.74	22.97	212.57	10.55%
Troć wędrowna	47.78	43.76	33.83	18.62	12.89	6.37	163.25	8.11%
Okoń	7.27	45.91	6.95	36.36	32.48	3.30	132.27	6.57%
Dorsz	29.26	15.27	0.09	0.12	0.28	1.60	46.61	2.31%
Węgorz	5.90	5.95	3.29	8.53	5.64	1.43	30.72	1.53%
Łosoś atlantycki	4.75	10.35	4.04	2.39	0.20	0.30	22.02	1.09%
Turbot, Skarp	2.89	1.82	0.93	2.94	1.94	0.27	10.78	0.54%
Sandacz	2.05	2.14	0.59	0.87	0.07	0.01	5.71	0.28%
Inne ryby	3.79	6.33	2.22	3.87	3.47	60.52	80.19	3.98%
Razem	355.32	516.93	254.88	386.40	332.10	168.44	2 014.05	100.00%

W efekcie, od 2020 roku również udział dorszy w połowach był znikomy i wynikający z wprowadzenia zakazu ukierunkowanych połowów tego gatunku, a w miarę stabilne połowy zrekompensowały odpowiednio wzrost i udział w połowach belony, śledzia i okonia.



Tab. 6.26. Udział (w %) wybranych gatunków ryb w połowach na wodach Zatoki Puckiej w latach 2018-2023 wg danych CMR na dzień 28.11.2023

Gatunek / Rok	2018	2019	2020	2021	2022	2023	Razem
Stornia	58.0%	54.3%	63.2%	56.6%	54.2%	17.5%	53.4%
Belona pospolita	6.5%	12.3%	5.3%	12.7%	12.7%	25.1%	11.6%
Śledź	6.3%	8.0%	11.1%	11.7%	15.9%	13.6%	10.6%
Troć wędrowna	13.4%	8.5%	13.3%	4.8%	3.9%	3.8%	8.1%
Okoń	2.0%	8.9%	2.7%	9.4%	9.8%	2.0%	6.6%
Dorsz	8.2%	3.0%	0.0%	0.0%	0.1%	0.9%	2.3%
Inne ryby	5.5%	5.1%	4.3%	4.8%	3.4%	37.1%	7.4%
<b>Razem</b>	<b>100.0%</b>	<b>100.0%</b>	<b>100.0%</b>	<b>100.0%</b>	<b>100.0%</b>	<b>100.0%</b>	<b>100.0%</b>

Reasumując, zmiany w polskich przepisach dotyczących prowadzenia działalności połowowej na wodach Zatoki Puckiej nie skutkowały spadkiem ogólnej wielkości połowów na wodach Zatoki Puckiej. Spadek połowów dorsza wynikał z zakazu połowów na stadzie dorsza wschodnio-bałtyckiego, wprowadzonego rozporządzeniem EU 2020/1781.

Nakład połowowy odnotowany na Zatoce Puckiej w wymiarze dni ekspozycji przedstawiono w tabeli 6.27, zaś tabela 6.28 opisuje nakład połowowy w wymiarze narzędzi (dla narzędzi pułapkowych i usidlających) zarejestrowany w bazie CMR na Zatoce Puckiej.

Tab. 6.27. Nakład połowowy zarejestrowany w bazie danych CMR w wymiarze dni ekspozycji na Zatoce Puckiej (dni ekspozycji)

Rok	Narzędzia pułapkowe	Narzędzia usidlające	Haki	Traty
2010	658	8 731	440	
2011	388	8 962	564	19
2012	328	10 664	405	44
2013	831	12 900	369	20
2014	1 187	13 162	361	13
2015	1 203	11 226	365	9
2016	1 821	9 795	426	14
2017	1 775	7 648	350	6
2018	839	4 430	154	5
2019	2 645	8 705	105	3
2020	1 347	5 764	71	
2021	2 862	9 047	147	1
2022	2 248	9 741	161	14
2023	540	4 067	68	14
Średnia	1 334	8 917	285	14

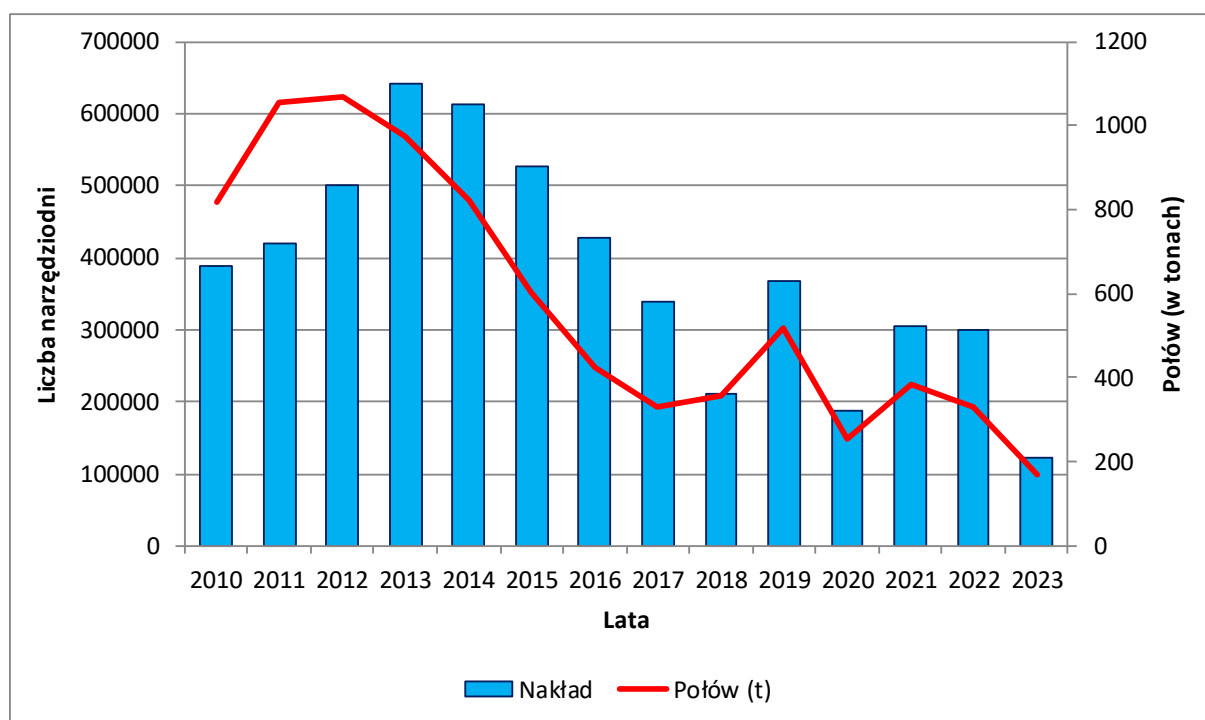
Tab. 6.28. Nakład połowowy zarejestrowany w bazie danych CMR w wymiarze narzędzi (dla narzędzi pułapkowych i usidlających) na Zatoce Puckiej

Rok	Narzędzia pułapkowe	Narzędzia usidlające
2010	6 379	383 370
2011	4 793	414 338
2012	3 256	497 666
2013	9 691	632 257

Rok	Narzędzia pułapkowe	Narzędzia usidlające
2014	11 954	601 316
2015	16 042	510 804
2016	26 832	401 754
2017	26 061	313 821
2018	11 410	199 354
2019	57 382	310 924
2020	23 466	163 391
2021	57 150	249 151
2022	37 260	263 484
2023	12 520	110 813
Średnia	21 728	360 889

Na przestrzeni lat 2010-2023 obserwowano dużą zmienność nakładu zarówno w odniesieniu dla narzędzi pułapkowych jak i usidlających. W przypadku tych pierwszych był on najwyższy w latach 2021 i 2019, zaś w przypadku narzędzi usidlających w latach 2013-2014.

Relacja pomiędzy zarejestrowanym nakładem połowowym, a połowami na przestrzeni lat 2010-2023 nie wskazywała na istotną korelację pomiędzy nimi (rys. 6.55). W latach 2010-2012 połowy rosły wraz z nakładem, zaś w latach 2013-2017 spadały mimo, iż nakład połowowy znacząco wzrósł (lata 2013-2015) w stosunku do lat poprzednich. Jedynie w ostatnich latach (2018-2023) można było zaobserwować, że wzrostowi nakładu towarzyszył wzrost połowów. Z uwagi na fakt, że aktualny sposób zarządzania rybołówstwem nie zakłada limitowania nakładu połowowego na obszarze Zatoki Puckiej, należy stwierdzić, że obecny sposób przydziału uprawnień do połowów nie wydaje się wpływać na zarządzanie połowami i śmiertelność połowową.



Rys. 6.55. Relacja pomiędzy sumarycznym nakładem połowowym (narzędzia pułapkowe plus usidlające) wyrażonym liczbą narzędzi, a wielkością połowów (w tonach) oszacowane na bazie danych CMR na zatoce Puckiej

## Podsumowanie

W kwestii ochrony zasobów, Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi z dnia 21 sierpnia 2019 r. w sprawie wymiarów i okresów ochronnych organizmów morskich oraz szczegółowych warunków wykonywania rybołówstwa komercyjnego (Dz. U. poz. 1701 z późn. zmianami) określiło środki ochrony ryb poprzez wyznaczenie wymiarów ochronnych dla wybranych gatunków oraz okresy ochronne przypadające na okresy rozrodu wybranych gatunków ryb. Większość z nich nie uległa zmianie w stosunku do poprzednio obowiązujących rozporządzeń. Ponadto, Rozporządzenie określiło również najmniejsze rozmiary prześwitu oczka narzędzi połowowych dla prowadzenia połowów wybranych gatunków ryb.

Obowiązujący sposób przydziału uprawnień do połowów podmiotom uprawnionym do wykonywania rybołówstwa komercyjnego na obszarze Zatoki Puckiej pozwala na prowadzenie połowów zgodnie z zasadą zrównoważonego rybołówstwa, rozumianych jako takie, które nie zaburzają naturalnej równowagi w ekosystemie tego akwenu.

Relacja pomiędzy zarejestrowanym nakładem połowowym, a połowami na przestrzeni lat 2010-2023 nie wskazywała na istotne powiązanie pomiędzy nimi. W latach 2010-2012 połowy rosły wraz z nakładem, zaś w latach 2013-2017 spadały mimo, iż nakład połowowy znacząco wzrósł (lata 2013-2015) w stosunku do lat poprzednich. Jedynie w ostatnich latach (2018-2023) można było zaobserwować, że wzrostowi nakładu towarzyszył wzrost połowów. Z uwagi na fakt, że aktualny sposób zarządzania rybołówstwem nie zakłada limitowania nakładu połowowego na obszarze Zatoki Puckiej, należy stwierdzić, że obecny sposób przydziału uprawnień do połowów nie wydaje się wpływać na zarządzanie połowami i śmiertelność połowową.

## 6.5 Badania pokarmu ryb – analiza przewodów pokarmowych

W literaturze niewiele jest szczegółowych informacji na temat odżywiania się storni z Morza Bałtyckiego, a zwłaszcza z Zatoki Puckiej. W latach 1935-1937 prowadzono badania składu pokarmu storni z Zatoki Gdańskiej oraz Głębi Gdańskiej (Mulicki 1947). W latach 1971-1972 Cięgielewicz i in. (1972) oraz Załachowski i in. (1975) przeprowadzili badania dotyczące odżywiania się storni z Zatoki Gdańskiej, Rynny Słupskiej oraz rejonu KołobrzESCO-Darłowskiego. W latach 1996-1997 Ostrowski (1997) analizował pokarm storni poławianej m.in. w Zatoce Gdańskiej. W latach 2001-2003 analizowano dietę młodocianych storni z Zatoki Gdańskiej (Złoch i in. 2005). W latach 2015-2017 analizowano pokarm storni i porównywano go z pokarmem dorsza w rejonie południowo-zachodnim Bałtyku Właściwego (Hasse i in. 2020). Brak jest informacji dotyczących diety okonia z południowego Bałtyku. W latach 1975 i 1997 badano skład pokarmu okonia z północnego Bałtyku z Zatoki Fińskiej (Lappalainen i in. 2001). W 2008-2010 skład pokarmu okonia z północnego Bałtyku Zatoki Botnickiej (Mustamaki i in. 2014). W 1994 roku określono skład pokarmu okoni z Zatoki Puckiej bazując na niewielkiej próbie 50 osobników (Zaporowski 1995). Ostatnie badania składu pokarmu storni i okonia przeprowadzono w tym rejonie w latach 2019-2021 (Program badań wykonany w latach 2019-2021).

### 6.5.1 Metodyka

Materiał biologiczny do analiz pokarmowych pobierano od czerwca do października 2023 roku. Po przeprowadzonej analizie ichtiologicznej ryb, przewody pokarmowe zostały zamrożone w temperaturze -20°C. Analizę składu pokarmu ryb przeprowadzono na podstawie wcześniej stosowanej metodyki, do której wprowadzono niewielkie zmiany: Manual for ICES Stomach sampling projects in the North Sea and Baltic Sea (ICES 2010). W laboratorium, po rozmrożeniu przewodów pokarmowych, z każdego żołądka wyjmowano pokarm. W przypadku storni analizowano cały przewód pokarmowy, ponieważ nie posiadają one wyodrębnionego żołądka. Składniki pokarmowe sortowano, większe makroskopowo, a mniejsze przy użyciu mikroskopu stereoskopowego. Określano przynależność poszczególnych organizmów do jak najniższej jednostki taksonomicznej w zależności od stanu rozkładu szczątków. Identyfikacja niektórych składników pokarmowych ryb była niemożliwa, ze względu na znaczny stopień strawienia ofiar. Wśród ryb babkowatych wyróżniono 2 kategorie: nieoznaczone do gatunku określono jako Gobiidae oraz oznaczoną do gatunku babkę byczą *Neogobius melanostomus*. Ryby oraz większe bezkręgowce takie jak np. *Saduria entomon*, *Crangon crangon*, *Rhithropanopeus harrisi*, *Macoma balthica*, mierzono (mm) i ważono (g) indywidualnie, tylko w przypadku gdy osobniki nie były w znacznym stopniu strawione. Pozostałe składniki, liczono i ważono zbiorczo w grupach taksonomicznych. Jeśli w danym żołądku nie zaobserwowano pokarmu, zapisywano, próbę jako pustą, a rybę uznawano za nieżerującą. Na podstawie udziału pełnych i pustych żołądków określono intensywność żerowania tych 2 gatunków. Określono procentowy udział masy biorąc pod uwagę wyłącznie żołądki wypełnione pokarmem oraz uwzględniając sezon, gatunek i lokalizację. Obliczono częstość występowania składników pokarmowych tylko dla żołądków z pokarmem („pełnych”).

### 6.5.2 Pobór prób

Materiał badawczy do analiz składu pokarmu pozyskiwano głównie w trakcie połowów badawczych, a w przypadku braku wystarczającej liczby osobników, również z połowów komercyjnych. Skład pokarmu przeanalizowano u 241 storni oraz 185 okoni z dwóch rejonów: zewnętrznej Zatoki Puckiej i Zalewu

*Raport z realizacji „Programu badań zasobów ryb i ich bazy pokarmowej na obszarze Zatoki Puckiej oraz ocena sposobu przydziału uprawnień do połowów podmiotom uprawnionym do wykonywania rybołówstwa komercyjnego na obszarze Zatoki Puckiej w 2023 r.”*

Puckiego. Większość ryb pozyskano z połowów badawczych – 196 storni i 127 okoni. Z połowów komercyjnych pochodziło 45 storni i 58 okoni. Wyniki badań pokarmu z poszczególnych miesięcy zgrupowano w dwóch sezonach: letnim i jesiennym.

### 6.5.3 Wyniki

#### 6.5.3.1 Aktywność żerowania

Stornie aktywnie żerowały w ciągu obu sezonów. Średnio ponad 80% ryb, miało żołądki wypełnione pokarmem (Tab. 6.29). Wśród okoni intensywność żerowania była podobna w obu sezonach (Tab. 6.30).

Tab. 6.29. Liczba zebranych prób żołądków storni

Miesiąc	Liczba żołądków z treścią pokarmową	Liczba żołądków pustych	Odsetek żołądków pustych [%]
6	31	12	27,9
7	70	7	9,1
9	68	14	17,1
10	36	3	7,7
Suma	205	36	14,9

Tab. 6.30. Liczba zebranych prób żołądków okoni

Miesiąc	Liczba żołądków z treścią pokarmową	Liczba żołądków pustych	Odsetek żołądków pustych [%]
6	24	21	46,7
7	19	8	29,6
9	23	4	14,8
10	48	38	44,2
Suma	114	71	38,4

#### 6.5.3.2 Pokarm storni

Stornie żerowały najczęściej na małżach (Tab. 6.31). Łączna masa małży znaleziona w żołądkach storni mogłaby sugerować, że pozostałe składniki pokarmu nie były istotne, jednak należy pamiętać, że masa małży to w dużej części masa skorup, która nie jest trawiona. Z tego względu, w przypadku storni, ważna jest także analiza częstości występowania poszczególnych składników pokarmu. Stornie odżywiały się również skorupiakami, wieloszczetami (prawie wyłącznie Nereida różnokolorowa - *Hediste diversicolor*), ślimakami (Hydrobiae), rybami (w większości przede wszystkim małymi rybami babkowatymi, babką byczą oraz ciernikiem) i larwami owadów - ochotkowatych (Chironomidae). Odnotowano również częstą obecność resztek, przypadkowo połączonych wraz z innym pokarmem, czyli piasku, kamieni oraz roślin.

Wśród zjedzonych przez stornie małży, najczęściej rejestrowano omułki, a następnie sercówkę, rogowca bałtyckiego i małgiew piaszkożaz (Tab. 6.32). Najczęściej zjadanymi skorupiakami były kietże (*Gammarus* sp.), a także równonogi – *Cyathura carinata* i podwoik (Tab. 6.33).

Tab. 6.31. Częstość występowania i udział masy stwierdzonych składników pokarmu storni (łącznie dla wszystkich prób)

Grupy pokarmu	Częstość występowania %	Udział masy %
Małże	85,9	82,3
Skorupiaki	39,5	7,7
Ślimaki	31,2	0,8
Wieloszczety	17,6	2,1
Ryby	10,7	2,9
Inne*	24,4	2,8
Larwy owadów	6,8	1,4
Liczba żołądków	205	

\*Inne – rośliny, piasek, kamyki, drewno, pokruszone muszle

Tab. 6.32. Częstość występowania (liczba oraz %) poszczególnych rodzajów i gatunków małży znalezionych w żołądkach storni (tylko dla osobników ze stwierdzoną obecnością małży w przewodzie pokarmowym)

Rodzaj/gatunek małża	Częstość występowania	%
Omułek ( <i>Mytilus edulis</i> )	114	64,8%
Rogowiec bałtycki ( <i>Macoma balthica</i> )	63	35,8%
Sercówka pospolita ( <i>Cerastoderma glaucum</i> )	91	51,7%
Małgiew piaszkożaz ( <i>Mya arenaria</i> )	29	16,5%
Małże nieoznaczone	3	1,7%
Liczba żołądków	176	

Tab. 6.33. Częstość występowania (liczba oraz %) poszczególnych rodzajów/ gatunków skorupiaków znalezionych w żołądkach storni (tylko dla osobników ze stwierdzoną obecnością skorupiaków w przewodzie pokarmowym)

Rodzaj/gatunek skorupiak	Częstość występowania	%
Dziesięcionogi (Decapoda)		
Garnela ( <i>Crangon crangon</i> )	10	12,3%
Krabik amerykański ( <i>Rhithropanopeus harrisi</i> )	9	11,1%
Krewetka ( <i>Palaemon</i> sp.)	3	3,7%
Krewetki nieoznaczone (Caridea)	1	1,2%
Równonogi (Isopoda)		
<i>Cyathura carinata</i>	26	32,1%
<i>Lekanesphaera hookeri</i>	3	3,7%
Idotea sp	17	21,0%
Podwój wielki ( <i>Saduria entomon</i> )	1	1,2%
Równonogi nieoznaczone	1	1,2%



Rodzaj/gatunek skorupiaka	Częstość występowania	%
Obunogi (Amphipoda)		
Bełkaczek pospolity ( <i>Corophium volutator</i> )	14	17,3%
<i>Gammarus tigrinus</i>	4	4,9%
Kiełże nieoznaczone ( <i>Gammarus</i> sp.)	30	37,0%
Obunogi nieoznaczone	6	7,4%
Skorupiaki nieoznaczone (Crustacea)	2	2,5%
Liczba żołądków	81	

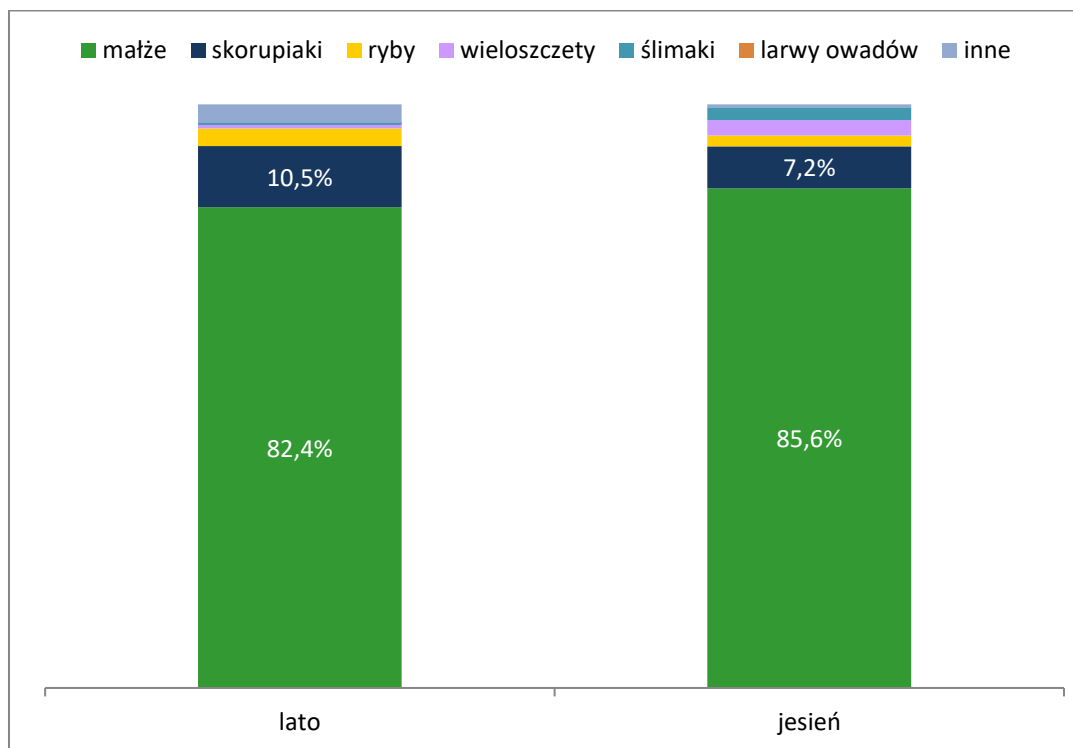
Stornie złowione w rejonie Zatoki Puckiej zewnętrznej najczęściej zerowały na małżach – odnotowano ich obecność, w obu sezonach, w ponad 90% żołądków (Tab. 6.34). Ponadto, w sezonie letnim częściej znajdowano w pokarmie skorupiaki, a sezonie jesiennym ślimaki. Pokarm storni złowionej na Zalewie Puckim był bardziej zróżnicowany (Tab. 6.34). W żołądkach w obu sezonach najczęściej występowały małże, latem zaobserwowano wysoką frekwencję skorupiaków, a także ślimaków i wieloszczetów. Drobne ryby przeważały w diecie jesienią, larwy ochotkowatych najczęściej występowały w sezonie letnim.

Tab. 6.34. Udział procentowy częstości występowania poszczególnych składników pokarmowych w żołądkach storni z Zatoki Puckiej w 2023.

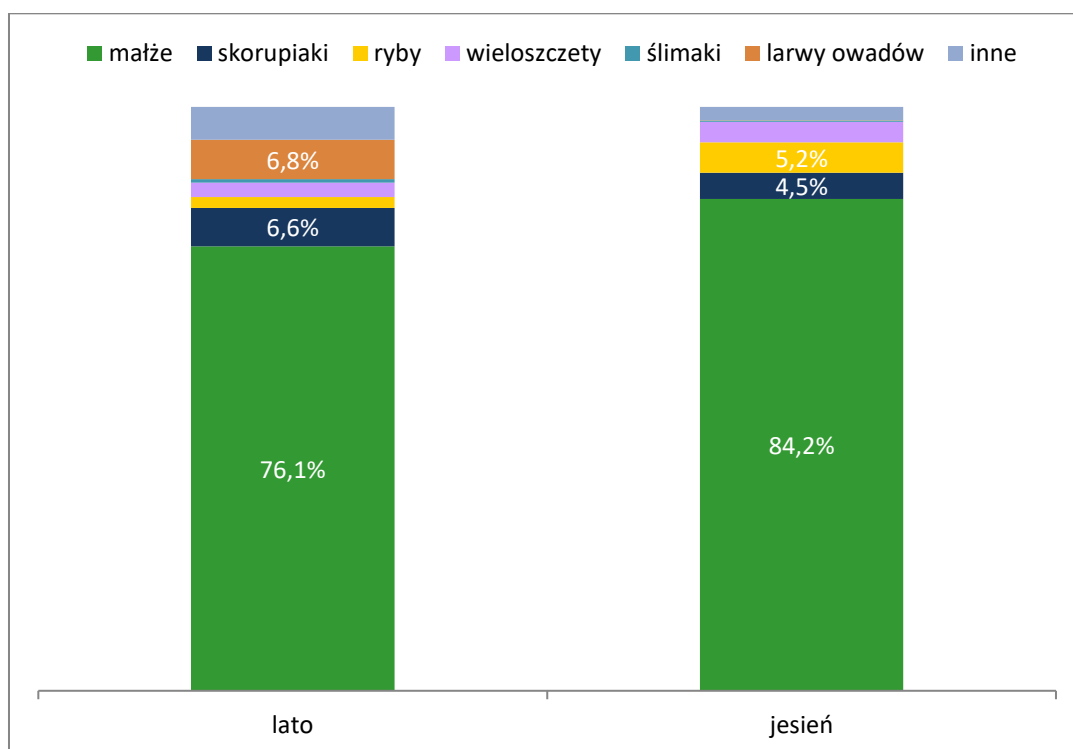
Grupy pokarmu	Zatoka Pucka zewnętrzna		Zalew Pucki	
	lato	jesień	lato	jesień
Małże	93%	91%	83%	76%
Skorupiaki	56%	25%	60%	18%
Ślimaki	37%	45%	26%	14%
Wieloszczety	22%	9%	26%	14%
Ryby	4%	13%	9%	18%
Larwy owadów	4%	0%	21%	4%
Inne*	26%	9%	32%	33%
Liczba żołądków	54	55	47	49

\*Inne – rośliny, piasek, kamyki, drewno, pokruszone muszle

Przedstawione zestawienie udziału masy poszczególnych składników pokarmu podkreśla dominację małży w diecie storni, niezależnie od sezonu i rejonu (Rys. 6.56 i Rys. 6.57). Jesienią w obu rejonach udział masy małży wynosił ponad 80%, natomiast latem w rejonie Zalewu Puckiego (Rys. 6.57) był nieco niższy niż w zewnętrznej (Rys. 6.56). W rejonie Zatoki Puckiej zewnętrznej znaczny odsetek masy pokarmu stanowiły skorupiaki, ponad 10% latem i ponad 7% jesienią. Inne składniki pokarmowe stanowiły marginalny udział w masie diety ryb (Rys. 6.56). W rejonie Zalewu Puckiego, w sezonie letnim odnotowano znaczący udział masy larw ochotkowatych oraz skorupiaków, podczas gdy jesienią zaobserwowano większy udział masy drobnych ryb i skorupiaków (Rys. 6.57).



Rys. 6.56. Udział masy głównych składników pokarmu storni w kolejnych sezonach na Zatoce Puckiej zewnętrznej.



Rys. 6.57. Udział masy głównych składników pokarmu storni w kolejnych sezonach na Zalewie Puckim.

### 6.5.3.3 Pokarm okoni

Okonie w Zatoce Puckiej odżywiały się niemal wyłącznie rybami i skorupiakami, przy czym ryby stanowiły ponad 70% udziału masy. Częstość występowania innych składników pokarmowych miała znaczenie poboczne (Tab. 6.35). Najczęściej ofiarą okoni padały małe ryby babkowate (Tab. 6.36) przy znacznie mniejszej frekwencji babki byczej i ryb ciernikowatych. W przypadku skorupiaków najczęściej zjadane były krewetki z rodzaju *Palaemon*, nieco rzadziej kielże (*Gammarus* sp.) i garnele (*C. crangon*) (Tab. 6.37). Pozostałe skorupiaki nie odgrywały zbyt dużej roli w pokarmie storni.

Tab. 6.35. Częstość występowania i udział masy stwierdzonych składników pokarmu okoni (łącznie dla wszystkich prób)

Grupy pokarmu	Częstość występowania %	Udział masy %
Ryby	70,2	73,5
Skorupiaki	47,4	24,0
Ślimaki	5,3	0,1
Wieloszczety	7,0	1,9
Larwy owadów	1,8	0,2
Małże	1,8	0,0
Inne*	3,5	0,3
Liczba żołądków	114	

\*Inne – rośliny, resztki

Tab. 6.36. Częstość występowania (liczba oraz %) poszczególnych rodzajów i gatunków ryb znalezionych w żołądkach okoni (tylko dla osobników ze stwierdzoną obecnością ryb w przewodzie pokarmowym)

Rodzaj/gatunek ryb	Częstość występowania	%
Babkowate	48	60,0%
Babka bycza	21	26,3%
Ciernik	12	15,0%
Cierniczek	2	2,5%
Iglicznia	2	2,5%
Ryby nieoznaczone	6	7,5%
Liczba żołądków	80	

Tab. 6.37. Częstość występowania (liczba oraz %) poszczególnych rodzajów i gatunków skorupiaków znalezionych w żołądkach okoni (tylko dla osobników ze stwierdzoną obecnością skorupiaków w przewodzie pokarmowym)

Rodzaj/gatunek skorupiaka	Częstość występowania	%
Dziesięcionogi ( <i>Decapoda</i> )		
Garnela ( <i>Crangon crangon</i> )	9	16,7%
Krewetka bałtycka ( <i>Palaemon adspersus</i> )	1	1,9%
Krewetka atlantycka ( <i>Palaemon elegans</i> )	2	3,7%

Rodzaj/gatunek skorupiaka	Częstość występowania	%
Krewetka ( <i>Palaemon</i> spp)	18	33,3%
Krewetki nieoznaczone ( <i>Caridea</i> )	2	3,7%
Krabik amerykański ( <i>Rhithropanopeus harrisi</i> )	3	5,6%
Lasonogi ( <i>Mysida</i> )		
<i>Mysis mixta</i>	3	5,6%
<i>Neomysis integer</i>	6	11,1%
<i>Praunus flexuosus</i>	1	1,9%
Mysida nieoznaczone	1	1,9%
Obunogi ( <i>Amphipoda</i> )		
Kielże nieoznaczone ( <i>Gammarus</i> spp)	11	20,4%
Równonogi ( <i>Isopoda</i> )		
Idotea spp	5	9,3%
Skorupiaki nieoznaczone ( <i>Crustacea</i> )	1	1,9%
Liczba żołądków	<b>54</b>	

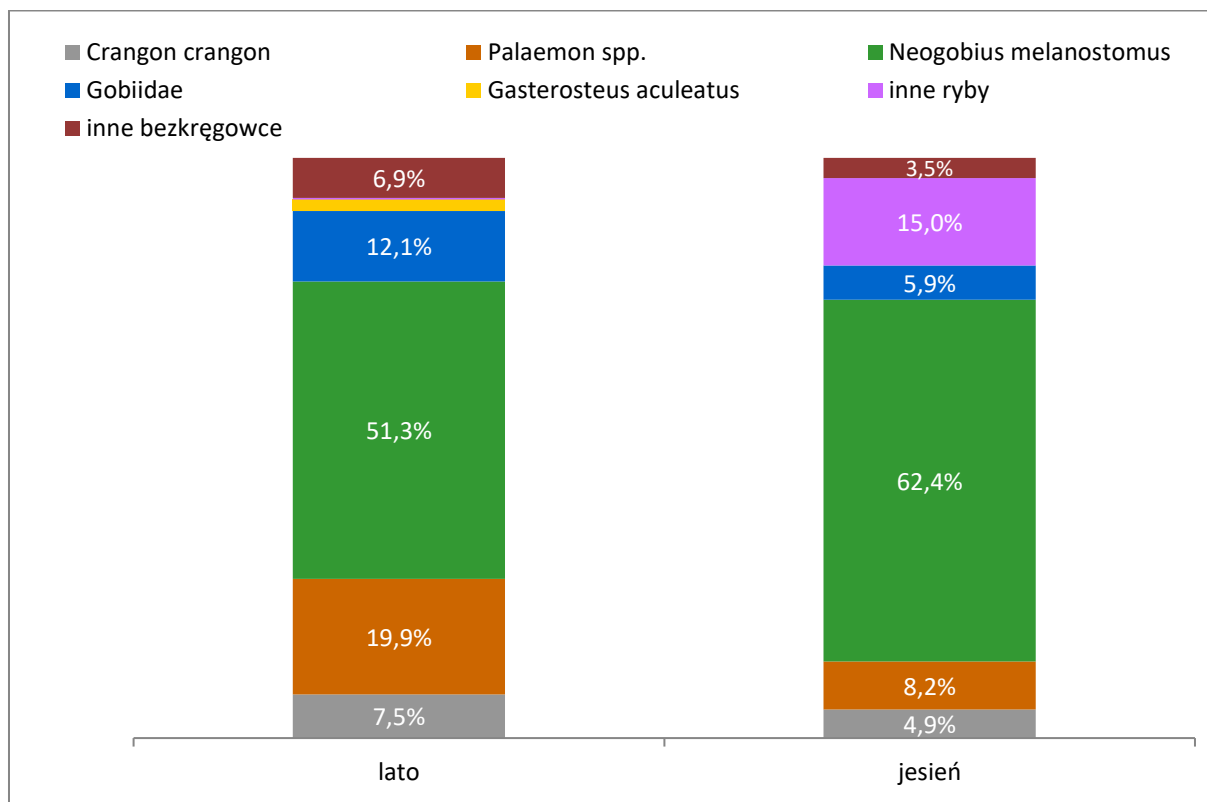
Najczęściej występującym składnikiem pokarmowym w żołądkach okoni, zarówno na Zatoce Puckiej zewnętrznej (Tab. 6.38) jak i na Zalewie Puckim, były ryby. W sezonie letnim odnotowano również znaczny udział skorupiaków, które występowały w żołądkach ok. 60% ryb w obu rejonach. W sezonie jesiennym w obu rejonach skorupiaki w pokarmie występowały znacznie rzadziej.

Tab. 6.38. Udział procentowy częstości występowania poszczególnych składników pokarmowych w żołądkach okoni z Zatoki Puckiej w 2023.

Grupy pokarmu	Zatoka Pucka zewnętrzna		Zalew Pucki	
	lato	jesień	lato	jesień
Ryby	67%	60%	68%	87%
Skorupiaki	61%	45%	60%	32%
Ślimaki	0%	8%	4%	6%
Wieloszczety	17%	5%	8%	3%
Larwy owadów	0%	3%	4%	0%
Małże	0%	0%	0%	6%
Inne*	0%	3%	12%	0%
Liczba żołądków	<b>18</b>	<b>40</b>	<b>25</b>	<b>31</b>

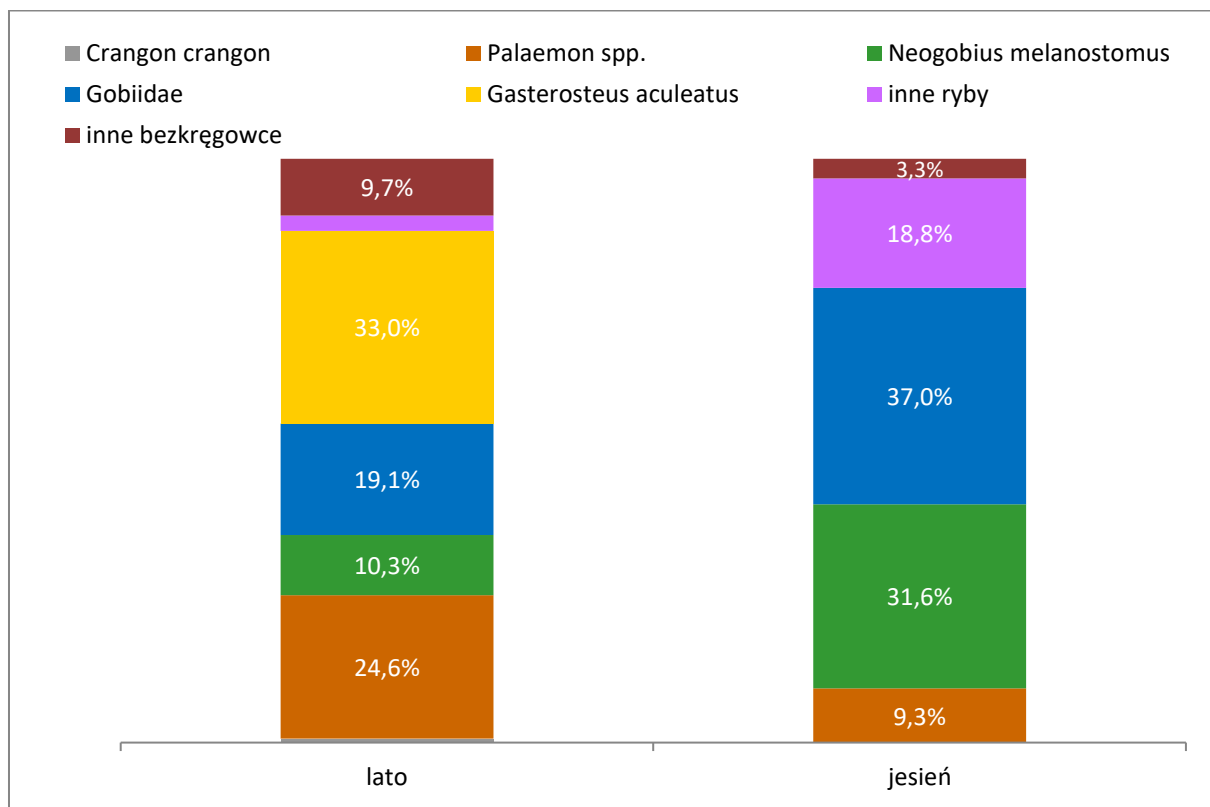
\*Inne – rośliny, resztki

Udział masy najważniejszych składników pokarmu okonia znacząco różnił się pomiędzy rejonami, ale także sezonami. Pod względem udziału masy, w Zatoce Puckiej zewnętrznej, w obu sezonach, dominowała babka bycza. Latem, wyraźnie odznaczał się udział masy krewetek z rodzaju *Palaemon* oraz innych ryb babkowatych. Jesienią udział masowy tych składników pokarmowych znacząco zmalał na rzecz udziału innych ryb (m.in. cierniczka, igliczni i innych nieoznaczonych ryb) (Rys. 6.58).



Rys. 6.58. Udział masy głównych składników pokarmu okoni na Zatoce Puckiej zewnętrznej w podziale na sezony.

W rejonie Zalewu Puckiego zaobserwowano inny udział masy składników pokarmowych w żołądkach okonia niż w Zatoce Puckiej zewnętrznej. W sezonie letnim zdecydowanie dominował ciernik i krewetki z rodzaju *Palaemon*. Duży udział w masie pokarmu miały również ryby babkowate, niewielkie znaczenie miała babka bycza oraz inne ryby. Jesienią w tym rejonie okonie żerowały w porównywalnym stopniu na rybach babkowatych oraz babce byczej. Skład pokarmu uzupełniały inne ryby (m.in. cierniczek, iglicznia i inne nieoznaczone ryby). Udział krewetki z rodzaju *Palaemon* był zdecydowanie niższy niż latem.



Rys. 6.59. Udział masy głównych składników pokarmu okoni na Zalewie Puckim w podziale na sezony.

#### 6.5.4 Wnioski

Średni udział pustych żołądków u badanych ryb był zbliżony do tego z poprzednich badań. W pokarmie storni dominowały małże. Podobnie jak we wcześniejszych badaniach w tym rejonie (Program badań wykonany w latach 2019-2021) spośród małży najczęściej wybierany był omułek, który dominował w pokarmie zarówno pod względem masy jak i częstości występowania; w dalszej kolejności sercówka i rogowiec. Omułek jest najbardziej energetycznym pokarmem dla storni (Jakubowska i inni, dane niepublikowane) i licznie występującym w Zatoce Puckiej. W diecie storni w mniejszym stopniu występowały skorupiaki, nereida (*H. diversicolor*) i ślimaki. Podobną tendencję w odżywianiu zaobserwowano podczas ostatnich badań prowadzonych w latach 2019-2021 (Program badań wykonany w latach 2019-2021). Skład pokarmu pod względem udziału masy i częstości występowania poszczególnych składników pokarmowych nie odbiegał znacząco od wyników uzyskanych w latach 2019-2021 w tym rejonie. Obserwowano niewielkie różnice w odżywianiu storni na Zalewie Puckim i Zatoce Puckiej zewnętrznej. Różnice w odżywianiu *P. flesus* z badanych rejonów wynikają z faktu, że skład pokarmu storni odpowiada jakościowemu i ilościowemu rozmieszczeniu fauny dennej na danym obszarze (Mulicki 1947). W latach 2018-2019 w pokarmie storni z Zatoki Puckiej również dominował *Mytilus edulis* (Jakubowska i inni, dane niepublikowane). W latach dziewięćdziesiątych w pokarmie ryb łowionych na głębokościach mniejszych niż 40 m z Basenu Gdańskiego dominowały *H. diversicolor*, *M. balthica* oraz *Corophium volutator* (Ostrowski 1997). W latach 30 XX wieku u storni z Zatoki Puckiej dominowały małże *M. balthica*, *Halicryptus spinulosus*, oraz skorupiak *Pontoporeia femorata* (Mulicki 1947).



Stornia jako jeden z nielicznych gatunków posiada zęby przystosowane do kruszenia twardych skorup mały, a więc wykorzystuje zasoby pokarmowe niedostępne dla innych gatunków

Okonie żerowały przede wszystkim na rybach babkowatych, w największym stopniu na babce byczej. Poprzednie badania wykazały podobną zależność, w sezonie jesiennym w latach 2019-2021 ważnym składnikiem była babka bycza. (Program badań wykonany w latach 2019-2021). Bardzo ważnym składnikiem diety w sezonie letnim w rejonie Zalewu Puckiego okazał się być ciernik, co również zaobserwowano w badaniach Zaporowskiego (1995). Zdecydowanie dominującym składnikiem pokarmu wśród skorupiaków były krewetki z rodzaju *Palaemon* i garnele (*C. crangon*) oraz kiełże, podobne obserwacje zanotowano podczas badania w latach 2019-2021 (Program badań wykonany w latach 2019-2021).

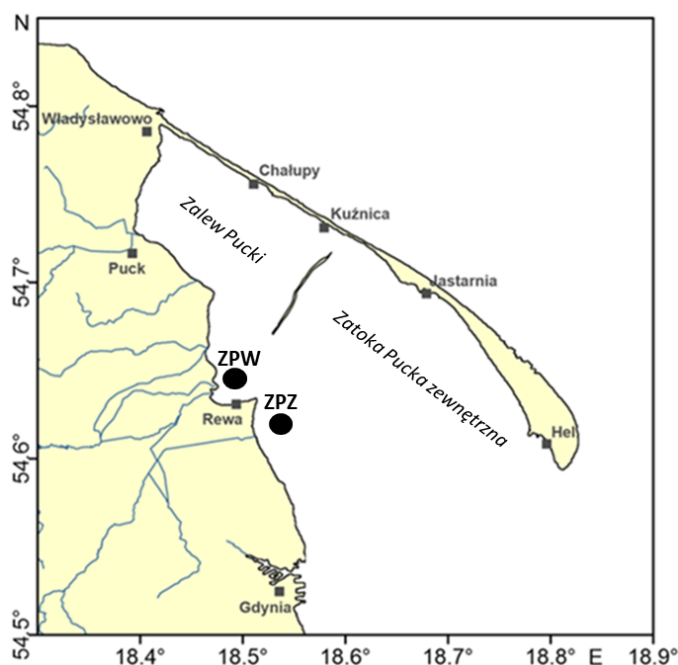
## 7 Badania chemiczne

Badania chemiczne, zgodnie z warunkami umowy, obejmowały pomiar zawartości tłuszczu w wątrobach storni i okonia, oznaczenie stężeń metali toksycznych (rtęć, ołów, kadm i arsen) i dioksyn (PCDD/F i PCB) w mięśniach ryb, jak również analizę metali toksycznych w tkance omułków. Liczba prób do badań chemicznych została określona w warunkach umowy.

### 7.1 Badania ryb

#### Przygotowanie prób do badań

Próby storni (*Platichthys flesus*) i okonia (*Perca fluviatilis*) zostały pobrane w czerwcu 2023 roku w dwóch lokalizacjach - jednej na Zatoce Puckiej zewnętrznej (ZPZ) i jednej na Zalewie Puckim (ZPW) (Rys. 7.1).



Rys. 7.1. Rozmieszczenie stacji, z których pobrano próby storni i okonia

Na podstawie analizy ichtiologicznej ryb, tj. pomiary długości całkowitej, masy całkowitej i masy bez wnętrzości, określeniu płci i wieku (na podstawie badań otolitu i łusek), stadium rozwoju gonad, stopnia wypełnienia żołądka, masy wątroby i gonad oraz określeniu współczynnika kondycji (współczynnik Fultona, CF) do badań chemicznych wytypowano 30 storni i 30 okoni (Tab. 7.1 i Tab. 7.2). Z każdej z ryb pobrano przewód pokarmowy i zabezpieczono go do oznaczenia zawartości, do badań metali pobrano tkankę mięśniową, a od 20 storni i 20 okoni pobrano również wątroby do zbadania zawartości tłuszczu. Pozostałe ryby podzielono pod względem wielkości i pobrano z nich mięśnie (bez skóry), z których przygotowano 10 próbek kompozytowych (Tab. 7.3) przeznaczonych do badań stężeń arsenu (formy organicznej i nieorganicznej) i dioksyn. Próby zintegrowane do analiz dioksyn zostały poddane liofilizacji i oznaczono w nich zawartość suchej masy. Próbkę przechowywano w stanie zamrożonym do czasu analizy.

**Tab. 7.1. Dane biometryczne dla storni**

Lp.	Kod	Data połowu	Lokalizacja	Długość [cm]	Masa [g]	Płeć	Stadium gonad	Grupa wieku	Stop. wyp.	Masa bez wnątrzn. [g]	Masa wątroby [g]	Masa gonad [g]	CF Fulton
1	ZPZ/S1	21.06.2023	Zatoka Pucka zewnętrzna	30	305	F	8	6	1	271	6,3	5,7	1,13
2	ZPZ/S2	21.06.2023		30	259	F	8	5	4	209	5,7	6,0	0,96
3	ZPZ/S3	21.06.2023		30	266	F	8	5	4	227	5,4	7,0	0,99
4	ZPZ/S4	21.06.2023		28	277	F	8	6	1	246	7,0	4,5	1,26
5	ZPZ/S5	21.06.2023		28	296	F	8	6	1	260	8,5	8,0	1,35
6	ZPZ/S6	21.06.2023		28	234	F	8	6	3	208	3,7	4,2	1,07
7	ZPZ/S7	21.06.2023		32	392	F	8	4	3	358	8,0	5,5	1,20
8	ZPZ/S8	21.06.2023		31	348	F	8	6	4	298	10	8,1	1,17
9	ZPZ/S9	21.06.2023		31	330	F	8	7	4	277	8,3	8,0	1,11
10	ZPZ/S10	21.06.2023		27	197	F	8	5	1	179	2,5	3,7	1,00
11	ZPZ/S11	21.06.2023		27	272	F	2	4	1	249	4,5	4,9	1,38
12	ZPZ/S12	21.06.2023		26	229	F	8	4	3	207	4,7	3,2	1,30
13	ZPZ/S13	21.06.2023		33	402	F	8	7	3	363	7,9	9,3	1,12
14	ZPZ/S14	21.06.2023		35	512	F	8	6	1	464	14,7	10	1,19
15	ZPZ/S15	21.06.2023		31	306	F	2	5	1	285	5,8	5,5	1,03
16	ZPW/S1	27.06.2023	Zalew Pucki	24	167	F	2	3	1	153	2,2	2,6	1,21
17	ZPW/S2	27.06.2023		24	183	F	2	3	0	167	3,5	2,7	1,32
18	ZPW/S3	27.06.2023		24	191	F	2	3	0	172	3,5	2,2	1,38
19	ZPW/S4	27.06.2023		24	156	F	2	3	0	141	4,4	1,6	1,13
20	ZPW/S5	27.06.2023		24	194	F	2	4	0	172	4,8	2,5	1,40
21	ZPW/S6	27.06.2023		23	138	M	2	3	0	129	1,5	0,5	1,13
22	ZPW/S7	27.06.2023		29	285	F	2	7	3	244	8,0	4,0	1,17
23	ZPW/S8	27.06.2023		29	244	F	2	8	0	216	4,7	3,6	1,00
24	ZPW/S9	27.06.2023		29	318	F	2	7	0	288	7,0	3,9	1,30
25	ZPW/S10	27.06.2023		29	310	F	2	5	1	272	6,5	4,2	1,27
26	ZPW/S11	27.06.2023		25	200	F	2	5	1	184	2,6	2,5	1,28
27	ZPW/S12	27.06.2023		25	207	F	2	5	0	184	4,0	4,0	1,32
28	ZPW/S13	27.06.2023		27	251	F	2	4	1	222	4,8	2,4	1,28
29	ZPW/S14	27.06.2023		27	278	F	2	6	0	261	5,7	0,4	1,41
30	ZPW/S15	27.06.2023		25	204	F	2	5	2	186	2,0	2,6	1,31

W przypadku storni do badań wybrano osobniki w zróżnicowanym wieku, długości 23-30 cm i masie całkowitej 138-512 g (Tab. 7.1). Próby stanowiły głównie samice, jedyny samiec (ZPW/S6) miał najmniejszy wymiar i masę. Analiza statystyczna wykazała istotne różnice w wielkości i masie ryb pomiędzy częściami zatoki, z których pochodziły ryby. Stornie z Zatoki Puckiej zewnętrznej miały większą średnią długość ( $30 \pm 2,5$  cm) i masę ( $308 \pm 80$  g) niż ryby z Zalewu Puckiego ( $26 \pm 2,2$  cm i  $222 \pm 56$  g, odpowiednio). Długość i masa były istotnie zależne od wieku ryb ( $p < 0,05$ ) w obu częściach Zatoki. W

Zatoce Puckiej zewnętrznej przeważały osobniki w klasie wieku 5-6, stanowiąc 67% złowionych ryb, natomiast w Zalewie Puckim najwyższy odsetek stanowiły osobniki młodsze, w grupie wieku 3 (33%).

Kondycję ryb określono na podstawie tzw. współczynnika Fultona CF, który uwzględnia parametr długości i masy ryby. Jeśli  $CF > 1,20$ , uznaje się, że ryby są w bardzo dobrej kondycji, gdy  $1,0 < CF < 1,2$  ryby są w dobrej kondycji, natomiast  $CF < 1,00$  wskazuje, że kondycja ryb jest przeciętna lub słaba. Współczynnik kondycji dla storni był z zakresu od 0,96 do 1,41. Dla większości ryb CF przewyższał wartość 1,00.

Tab. 7.2. Dane biometryczne dla okonia

Lp.	Kod	Data połowu	Lokalizacja	Długość [cm]	Masa [g]	Płeć	Stadium gonad	Grupa wieku	Stop. wyp. żołądka	Masa bez wątroby [g]	Masa wątroby [g]	Masa gonad [g]	CF Fulton
1	ZPZ/O1	21.06.2023	Zatoka Pucka zewnętrzna	26	261	F	2	6	0	231	3,7	1,7	1,48
2	ZPZ/O2	21.06.2023		25	236	F	2	5	0	213	6,5	1,5	1,51
3	ZPZ/O3	21.06.2023		23	174	F	2	4	0	160	3,3	0,7	1,43
4	ZPZ/O4	21.06.2023		23	189	M	2	4	2	169	3,1	0,3	1,55
5	ZPZ/O5	21.06.2023		23	171	F	2	4	0	156	3,6	0,7	1,41
6	ZPZ/O6	21.06.2023		23	178	M	2	4	0	167	3,8	0,8	1,46
7	ZPZ/O7	21.06.2023		23	167	F	2	5	0	150	5,5	0,4	1,37
8	ZPZ/O8	21.06.2023		23	156	F	2	4	0	147	2,3	0,4	1,28
9	ZPZ/O9	21.06.2023		22	148	F	2	4	0	135	3,2	0,6	1,39
10	ZPZ/O10	21.06.2023		22	153	F	2	4	0	140	3,7	0,6	1,44
11	ZPZ/O11	21.06.2023		22	173	F	2	4	0	156	3,2	0,8	1,62
12	ZPZ/O12	21.06.2023		22	153	F	2	4	0	141	2,3	0,6	1,44
13	ZPZ/O13	21.06.2023		22	151	M	3	3	0	139	3,2	4,5	1,42
14	ZPZ/O14	21.06.2023		21	136	F	2	4	2	120	3,2	0,4	1,47
15	ZPZ/O15	21.06.2023		21	144	F	2	3	0	133	2,4	0,8	1,55
16	ZPW/O1	27.06.2023	Zalew Pucki	21	128	M	3	3	2	116	1,9	1,0	1,38
17	ZPW/O2	27.06.2023		21	126	M	2	4	0	118	1,1	1,0	1,36

Lp.	Kod	Data połowu	Lokalizacja	Długość [cm]	Masa [g]	Płeć	Stadium gonad	Grupa wieku	Stop. wyp. żołądka	Masa bez wątroby [g]	Masa wątroby [g]	Masa gonad [g]	CF Fulton
18	ZPW/O3	27.06.2023		23	184	M	3	3	2	168	2,8	1,0	1,51
19	ZPW/O4	27.06.2023		22	179	F	2	4	1	162	3,9	1,0	1,68
20	ZPW/O5	27.06.2023		20	122	M	2	3	0	114	1,0	1,0	1,53
21	ZPW/O6	27.06.2023		23	178	F	2	3	2	164	2,6	0,4	1,46
22	ZPW/O7	27.06.2023		22	154	M	2	4	2	139	2,2	1,0	1,45
23	ZPW/O8	27.06.2023		21	160	M	3	3	1	145	3,4	1,0	1,73
24	ZPW/O9	27.06.2023		21	161	M	3	3	1	147	2,6	1,0	1,74
25	ZPW/O10	27.06.2023		22	165	F	2	3	0	152	2,0	1,0	1,55
26	ZPW/O11	27.06.2023		21	142	F	2	3	0	130	2,4	1,0	1,53
27	ZPW/O12	27.06.2023		20	121	M	2	3	0	113	1,0	1,0	1,51
28	ZPW/O13	27.06.2023		20	113	F	2	3	0	104	1,4	1,0	1,41
29	ZPW/O14	27.06.2023		20	115	M	3	3	0	104	2,2	1,0	1,44
30	ZPW/O15	27.06.2023		20	121	M	2	3	2	111	0,4	1,0	1,51

W przypadku okonia próbki do badań stanowiło 17 samic i 13 samców w podobnej grupie wieku (głównie: 3 i 4), w zakresie długości 20-26 cm i masy 113-261 g (Tab. 7.2). Nie wykazano różnic w długości i masie pomiędzy rybami z Zatoki Puckiej zewnętrznej i Zalewu Puckiego ( $23\pm 1,3$  cm i  $173\pm 34$  g oraz  $21\pm 1,1$  cm i masy  $145\pm 25$  g, odpowiednio). Współczynnik CF dla ryb mieścił się w zakresie od 1,28 do 1,74, zatem były to wartości dość wysokie.

Tab. 7.3. Dane na temat prób kompozytowych ryb

Lp	Kod	Gatunek	Data połowu	Lokalizacja	Ilość ryb w próbie	Długość ryb [cm]	Masa ryb (zakres) [g]	Zawartość suchej masy w mięśniach [średnia $\pm$ SD] [%]
1	ZPZS/K4	Stornia	21.06.2023	Zatoka Pucka zewnętrzna	17	29,0	247-357	21,06 $\pm$ 0,26
2	ZPZS/K5		21.06.2023		13	30,0	264-367	19,94 $\pm$ 0,37
3	ZPWS/K3		27.06.2023	Zalew Pucki	10	27,0	208-290	20,52 $\pm$ 0,13
4	ZPWS/K4		27.06.2023		10	26,0	207-261	20,58 $\pm$ 0,31

Lp	Kod	Gatunek	Data połowu	Lokalizacja	Ilość ryb w próbie	Długość ryb [cm]	Masa ryb (zakres) [g]	Zawartość suchej masy w mięśniach [średnia±SD] [%]
5	ZPWS/K5		27.06.2023		8	28,0	229-294	20,86±0,75
6	ZPZO/K1	Okoiń	21.06.2023	Zatoka Pucka zewnętrzna	13	24,0	179-239	20,93±0,58
7	ZPZO/K2		21.06.2023		17	23,0	152-199	20,91±0,10
8	ZPZO/K3		21.06.2023		28	22,0	141-189	20,73±0,02
9	ZPWO/K1		27.06.2023	Zalew Pucki	18	21,0-22,0	114-190	20,49±0,11
10	ZPWO/K2		27.06.2023		13	23,0-24,0	152-202	21,30±0,49

Próby zintegrowane stanowiły mięśnie ryb pobrane od 8 do 28 osobników o zbliżonej wielkości. Zakres długości storni wynosił od 26 cm do 30 cm, zaś długość okonia była w zakresie od 21 cm do 24 cm (Tab. 7.3).

### 7.1.1 Zawartość tłuszczu w wątrobach

Dla ryb ważnym rezerwuarem energii jest wątroba, dlatego do oceny kondycji ryb również może być wykorzystywana zawartość tłuszczu w wątrobie.

Zawartość tłuszczu w wątrobach 20 storni i 20 okoni określana była grawimetrycznie na drodze ekstrakcji metodą Folcha (Folch i in., 1957) za pomocą mieszaniny dichlorometanu i metanolu. Metoda opracowana przez Folcha, rozwinięta później przez Bligha i Dyera, została przyjęta jako standardowa metoda oznaczania całkowitej zawartości lipidów w organizmach morskich (Smedes, 1999). W Tab. 7.4 i Tab. 7.5 zamieszczono wyniki badań zawartości tłuszczu w wątrobie ryb.

Tab. 7.4. Zawartość tłuszczu w wątrobie storni (w % mokrej masy tkanki)

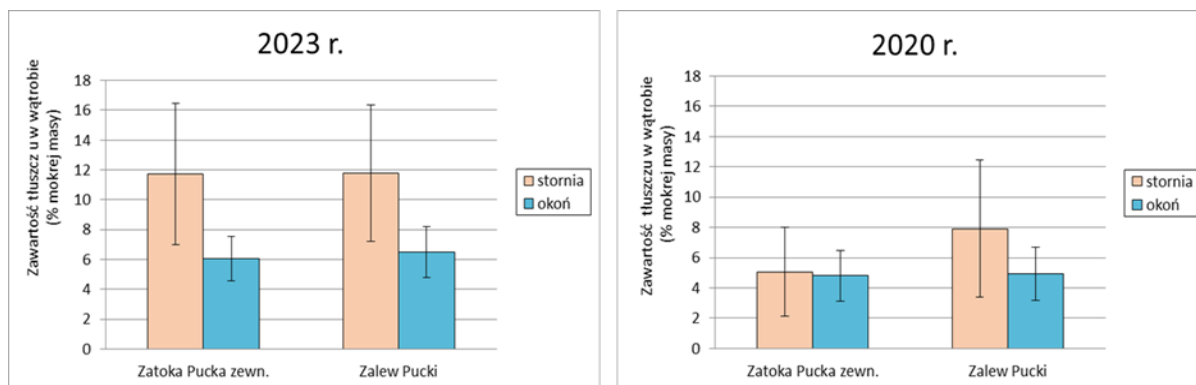
Lp.	Kod	Lokalizacja	Zawartość tłuszczu (%)	Średnia zawartość tłuszczu (%)
1	ZPZ/S1	Zatoka Pucka zewnętrzna	10,94	11,74±4,74 (6,84-22,61)
2	ZPZ/S3		6,84	
3	ZPZ/S4		10,98	
4	ZPZ/S5		8,45	
5	ZPZ/S7		22,61	
6	ZPZ/S8		7,80	
7	ZPZ/S9		8,38	
8	ZPZ/S13		11,65	
9	ZPZ/S14		14,10	
10	ZPZ/S15		15,66	
11	ZPW/S3	Zalew Pucki	11,36	11,77±4,58 (4,57-21,61)
12	ZPW/S4		21,61	



Lp.	Kod	Lokalizacja	Zawartość tłuszczu (%)	Średnia zawartość tłuszczu (%)
13	ZPW/S5		7,86	
14	ZPW/S7		13,18	
15	ZPW/S8		4,57	
16	ZPW/S9		12,30	
17	ZPW/S10		11,82	
18	ZPW/S12		10,02	
19	ZPW/S13		9,50	
20	ZPW/S14		15,52	
Średnia $\pm$ SD (zakres) - wszystkie próby: 11,76 $\pm$ 4,53 (4,57-22,61) %				

Tab. 7.5. Zawartość tłuszczu w wątrobie okonia (w % mokrej masy tkanki)

Lp.	Kod	Lokalizacja	Zawartość tłuszczu (%)	Średnia zawartość tłuszczu (%)
1	ZPZ/O1	Zatoka Pucka zewnętrzna	4,13	6,04 $\pm$ 1,49 (3,91-7,73)
2	ZPZ/O2		7,38	
3	ZPZ/O5		5,29	
4	ZPZ/O6		6,93	
5	ZPZ/O7		7,31	
6	ZPZ/O8		4,29	
7	ZPZ/O9		7,73	
8	ZPZ/O10		7,03	
9	ZPZ/O13		6,44	
10	ZPZ/O15		3,91	
11	ZPW/O2	Zalew Pucki	5,73	6,51 $\pm$ 1,71 (4,21-9,44)
12	ZPW/O3		6,02	
13	ZPW/O4		6,55	
14	ZPW/O6		7,01	
15	ZPW/O7		4,21	
16	ZPW/O8		9,44	
17	ZPW/O9		6,33	
18	ZPW/O10		4,34	
19	ZPW/O11		6,44	
20	ZPW/O14		9,07	
Średnia $\pm$ SD (zakres) - wszystkie próby: 6,28 $\pm$ 1,58 (3,91-9,44) %				



Rys. 7.2. Średnia zawartość tłuszczu w wątrobie storni i okonia w 2023 (a) i 2020 (b) roku

Średnia zawartość tłuszczu w wątrobach storni wynosiła  $11,76 \pm 4,53$  (4,57-22,61) % mokrej masy. Wątroby okonia zawierały blisko o połowę mniej lipidów niż stornie i ich średnia zawartość wynosiła  $6,28 \pm 1,58$  (3,91-9,44) % mokrej masy. W storni i okoniu z obu lokalizacji zawartość tłuszczu w wątrobie była istotnie zależna od długości i masy ryby. W przypadku obu gatunków ryb, nie wykazano różnic w ilości lipidów u ryb pomiędzy dwoma stacjami, w których je złowiono (Rys. 7.2a). W porównaniu z badaniami prowadzonymi przez MIR-PIB w 2020 r. (Rys. 7.2b), ryby w 2023 r. charakteryzowała wyższa zawartość tłuszczu w wątrobie. Szczególnie dotyczy to storni, u której zaobserwowano 2-krotnie wyższy poziom lipidów w wątrobie w porównaniu z poprzednim rokiem badań. Wiosną 2020 r. średnia zawartość tłuszczu w wątrobie storni i okonia z Zatoki Puckiej wynosiła odpowiednio  $6,38 \pm 3,99$  % i  $4,86 \pm 1,71$  % mokrej masy i nie różniła się istotnie między gatunkami ani lokalizacjami poboru prób (Rys. 7.2b). Należy jednak podkreślić, że z dużym prawdopodobieństwem różnice w zawartości tłuszczu pomiędzy osobnikami złowionymi w dwóch różnych latach związane są z sezonem poboru prób. Sezonowa zmienność zawartości tłuszczu u ryb jest zjawiskiem powszechnie znanym i związana jest ze zmianami spowodowanymi cyklem życiowym u ryb, na który składają się okresy przystępowania do tarła (u osobników dojrzałych płciowo) czy intensywnego żerowania następujących naprzemiennie. Latem 2023 r. ryby odbyły już tarło i były w fazie przygotowania do nowego rozrodu, odbudowując swe zapasy energetyczne, natomiast wiosną 2020 roku złowione osobniki mogły być w trakcie tarła lub bezpośrednio po nim, co spowodowało spadek zasobów energetycznych w ich organizmach. U 75% storni z 2020 r. gonady były w stadium spoczynkowym (2) świadczącym, że niedawno odbyły tarło.

## WNIOSKI

**Badania współczynnika kondycji i zawartości tłuszczu w wątrobie wykazały, że pobrane z Zatoki Puckiej latem 2023 r. stornie i okonie charakteryzują wysokie zapasy energetyczne a obliczone współczynniki kondycji nie odbiegały od średniej wieloletniej. Jak podano w raporcie z realizacji programu badań środowiska morskiego Zatoki Puckiej w latach 2019-2021, średnia wieloletnia CF dla storni to 1,23 a dla okonia 1,5. W bieżących badaniach wartości CF oscylowały pomiędzy 0,96 a 1,41 dla storni i pomiędzy 1,28 a 1,74 dla okonia.**

## 7.1.2 Zanieczyszczenia w mięśniach ryb

Badania zanieczyszczeń w mięśniach ryb obejmowały analizę metali toksycznych takich jak: rtęć, kadm, ołów i arsen (ogólny, organiczny i nieorganiczny), a także zawartości dioksyn i PCB.

### 7.1.2.1 Zawartość metali

#### A. Rtęć, ołów, kadm i arsen ogólny

Stężenia metali toksycznych: rtęci (Hg), ołowiu (Pb), kadmu (Cd) i arsenu ogólnego (TAs), zbadano w mięśniach 30 storni i 30 okoni (Tab. 7.6 i Tab. 7.7). Procedura badawcza obejmowała mineralizację świeżej tkanki w obecności kwasu azotowego i nadtlenu wodoru w piecach MDS 2100 i MARS 5, a następnie pomiar stężeń Pb, Cd i TAs metodą optycznej spektrometrii emisyjnej ze wzbudzeniem w plazmie indukcyjnie sprzężonej (ICP OES). Zawartość Hg oznaczono metodą absorpcji atomowej, techniką zimnych par w analizatorze rtęci AMA 254. Każdą serię analiz poprzedzono pomiarami Pb, Cd, As i Hg w materiałach referencyjnych o podobnej matrycy i certyfikowanej zawartości metali. W Tab. 7.6 i Tab. 7.7 zamieszczono wyniki stężeń Hg, Pb, Cd i TAs, odpowiednio, w mięśniach storni i okonia.

Tab. 7.6. Zawartość metali toksycznych w mięśniach storni (mg/kg mokrej masy)

Lp.	Kod	Lokalizacja	Hg	Pb	Cd	TAs*
1	ZPZ/S1	Zatoka Pucka zewnętrzna	0,058	0,012	0,002	0,219
2	ZPZ/S2		0,089	0,017	0,004	0,602
3	ZPZ/S3		0,061	0,010	0,003	0,387
4	ZPZ/S4		0,056	0,025	0,003	0,236
5	ZPZ/S5		0,047	0,027	0,002	0,177
6	ZPZ/S6		0,040	0,015	0,003	0,244
7	ZPZ/S7		0,013	0,020	0,003	0,287
8	ZPZ/S8		0,049	0,036	0,003	0,410
9	ZPZ/S9		0,062	0,024	0,003	0,491
10	ZPZ/S10		0,038	0,025	0,004	0,411
11	ZPZ/S11		0,023	0,012	0,003	0,250
12	ZPZ/S12		0,033	0,010	0,003	0,273
13	ZPZ/S13		0,060	0,019	0,004	0,427
14	ZPZ/S14		0,054	0,015	0,002	0,247
15	ZPZ/S15		0,044	0,017	0,002	0,287
ZPZ – średnia ± SD (zakres)			0,049±0,018 (0,013-0,089)	0,019±0,007 (0,010-0,036)	0,003±0,001 (0,002-0,004)	0,330±0,119 (0,177-0,602)
16	ZPW/S1	Zalew Pucki	0,023	0,030	0,003	0,449
17	ZPW/S2		0,022	0,012	0,003	0,406
18	ZPW/S3		0,017	0,012	0,002	0,246
19	ZPW/S4		0,015	0,011	0,003	0,508
20	ZPW/S5		0,031	0,010	0,004	0,298
21	ZPW/S6		0,011	0,025	0,002	0,352
22	ZPW/S7		0,024	0,012	0,002	0,407

Raport z realizacji „Programu badań zasobów ryb i ich bazy pokarmowej na obszarze Zatoki Puckiej oraz ocena sposobu przydziału uprawnień do połowów podmiotom uprawnionym do wykonywania rybołówstwa komercyjnego na obszarze Zatoki Puckiej w 2023 r.”

Lp.	Kod	Lokalizacja	Hg	Pb	Cd	TAs*
23	ZPW/S8		0,061	0,030	0,002	0,271
24	ZPW/S9		0,024	0,031	0,002	0,345
25	ZPW/S10		0,037	0,010	0,003	0,451
26	ZPW/S11		0,020	0,011	0,001	0,271
27	ZPW/S12		0,024	0,010	0,002	0,317
28	ZPW/S13		0,036	0,010	0,002	0,235
29	ZPW/S14		0,025	0,020	0,001	0,259
30	ZPW/S15		0,026	0,021	0,004	0,325
ZPW – średnia ± SD (zakres)			0,026±0,012 (0,011-0,061)	0,017±0,008 (0,010-0,031)	0,002±0,001 (0,001-0,004)	0,343±0,084 (0,235-0,508)

\*Arsen całkowity.

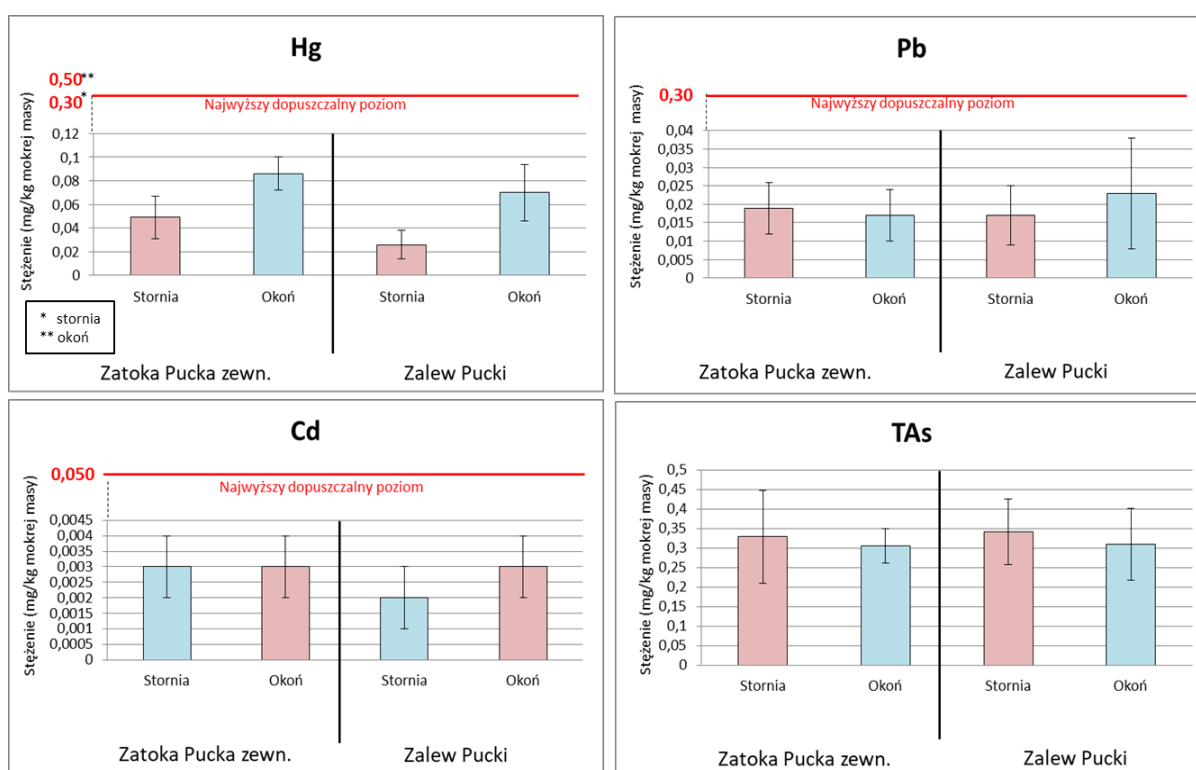
Tab. 7.7. Zawartość metali toksycznych w mięśniach okonia (mg/kg mokrej masy)

Lp.	Kod	Lokalizacja	Hg	Pb	Cd	TAs
1	ZPZ/O1	Zatoka Pucka zewnętrzna	0,072	0,029	0,006	0,372
2	ZPZ/O2		0,097	0,016	0,002	0,334
3	ZPZ/O3		0,086	0,010	0,005	0,290
4	ZPZ/O4		0,103	0,013	0,004	0,243
5	ZPZ/O5		0,089	0,010	0,003	0,316
6	ZPZ/O6		0,115	0,012	0,002	0,280
7	ZPZ/O7		0,075	0,028	0,003	0,308
8	ZPZ/O8		0,073	0,019	0,004	0,277
9	ZPZ/O9		0,070	0,019	0,003	0,322
10	ZPZ/O10		0,081	0,010	0,002	0,257
11	ZPZ/O11		0,095	0,010	0,002	0,287
12	ZPZ/O12		0,080	0,023	0,001	0,402
13	ZPZ/O13		0,096	0,010	0,005	0,303
14	ZPZ/O14		0,066	0,024	0,004	0,354
15	ZPZ/O15		0,091	0,018	0,003	0,265
ZPZ – średnia ± SD (zakres)			0,086±0,014 (0,066-0,115)	0,017±0,007 (0,010-0,029)	0,003±0,001 (0,001-0,006)	0,307±0,044 (0,243-0,402)
16	ZPW/O1	Zalew Pucki	0,069	0,045	0,004	0,376
17	ZPW/O2		0,075	0,024	0,004	0,561
18	ZPW/O3		0,054	0,010	0,004	0,351
19	ZPW/O4		0,047	0,010	0,004	0,222
20	ZPW/O5		0,056	0,057	0,005	0,237
21	ZPW/O6		0,077	0,038	0,003	0,282
22	ZPW/O7		0,089	0,011	0,001	0,191
23	ZPW/O8		0,073	0,011	0,001	0,336

Raport z realizacji „Programu badań zasobów ryb i ich bazy pokarmowej na obszarze Zatoki Puckiej oraz ocena sposobu przydziału uprawnień do połowów podmiotom uprawnionym do wykonywania rybołówstwa komercyjnego na obszarze Zatoki Puckiej w 2023 r.”

Lp.	Kod	Lokalizacja	Hg	Pb	Cd	TAs
24	ZPW/O9		0,065	0,028	0,004	0,294
25	ZPW/O10		0,052	0,015	0,001	0,368
26	ZPW/O11		0,052	0,026	0,003	0,295
27	ZPW/O12		0,137	0,010	0,002	0,377
28	ZPW/O13		0,092	0,027	0,002	0,240
29	ZPW/O14		0,058	0,021	0,003	0,303
30	ZPW/O15		0,040	0,010	0,001	0,229
ZPW – średnia ± SD (zakres)			0,070±0,024 (0,040-0,137)	0,023±0,015 (0,010-0,057)	0,003±0,001 (0,001-0,005)	0,311±0,092 (0,191-0,561)

\*Arsen całkowity.



Rys. 7.3. Średnia zawartość rtęci, ołowiu, kadmu i arsenu ogólnego w mięśniach stornia i okonia

## Rtęć

Zawartość rtęci w rybach była zróżnicowana w zależności od gatunku, rejonu i czasu. Okonie z obu części zatoki zawierały więcej tego metalu niż stornie (Tab. 7.6 i Tab. 7.7, Rys. 7.3). W storniach i okoniach z Zatoki Puckiej zewnętrznej rtęć występowała na wyższym poziomie (0,049 mg/kg i 0,086 mg/kg mokrej masy) niż w osobnikach z Zalewu Puckiego (0,026 mg/kg i 0,070 mg/kg mokrej masy). Stornie i okonie złowione w Zalewie wiosną 2023 r. zawierały mniej rtęci (0,026 mg/kg i 0,070 mg/kg mokrej masy) niż osobniki pobrane z tego akwenu wiosną 2020 r. (0,047 mg/kg i 0,093 mg/kg mokrej masy).

Raport z realizacji „Programu badań zasobów ryb i ich bazy pokarmowej na obszarze Zatoki Puckiej oraz ocena sposobu przydziału uprawnień do połowów podmiotom uprawnionym do wykonywania rybołówstwa komercyjnego na obszarze Zatoki Puckiej w 2023 r.”

masy). Poziomy rtęci w mięśniach storni z Zatoki Puckiej nie różniły się zawartością tego metalu od osobników z tego rejonu pobranych w latach 1997-2017, oraz z innych rejonów Bałtyku południowego badanych w latach 1997-2020 (Boalt i in., 2014; Bobrowska-Korczak i in., 2021; Boszke i in., 2003; Dietz i in., 2021; Järv i in., 2013; Jędruch i in., 2023; Kwaśniak i in., 2012; Mania i in., 2012; Pokorska i in., 2012; Polak-Juszczak 2010, 2012, 2013, 2017; Suhareva i in., 2021; Szefer i in., 2003). Zawartość rtęci w rybach z Zatoki Puckiej wynosiła od 10 do 18% limitu określonego w Rozporządzeniu UE (2023), który dla storni i okonia określono jako 0,30 i 0,50 mg/kg mokrej masy, odpowiednio (Rys. 7.3).

### **Ołów**

W storniach z obu rejonów zatoki ołów występował na niskim poziomie - 0,017-0,019 mg/kg mokrej masy. Podobnie było w okoniu, w którym jego stężenia były z zakresu 0,017-0,023 mg/kg mokrej masy (Tab. 7.6 i Tab. 7.7). Nie odnotowano znaczących różnic ze względu na gatunek i rejon połowu w stężeniu tego metalu w rybach. Badane wcześniej stornie złowione wiosną 2020 i 2021 r. w Zatoce Puckiej zewnętrznej zawierały ołów również na niskim poziomie (0,017-0,030 mg/kg mokrej masy), podobnie jak osobniki z Zalewu Puckiego (0,017-0,022 mg/kg mokrej masy). Badania potwierdziły niski i stabilny poziom ołowiu w rybach z Zatoki Puckiej w ciągu ostatniego pięciolecia, podobnie jak w rybach z innych rejonów Bałtyku (Boalt i in., 2014; Bobrowska-Korczak i in., 2021; Polak-Juszczak, 2010, 2013, 2017; Szefer i inni 2003). Zawartość tego metalu wynosiła od 6 do 8% wartości dopuszczalnej w mięsie ryb (0,30 mg/kg mokrej masy), aktualnie obowiązującej wg Rozporządzenia UE (2023) (Rys. 7.3).

### **Kadm**

Ryby z Zatoki Puckiej zawierały kadm na niskim poziomie. W storni z Zatoki Puckiej zewnętrznej średnia zawartość tego metalu wynosiła 0,003 mg/kg mokrej masy, w okoniu również 0,003 mg/kg mokrej masy (Tab. 7.6 i Tab. 7.7). Na podobnym poziomie występował kadm w rybach z Zalewu Puckiego: w mięśniach storni - 0,002 mg/kg i okonia - 0,003 mg/kg mokrej masy. Są to stężenia dokładnie takie same jak poziomy, jakie występowały w storni i w okoniu z Zatoki Puckiej zewnętrznej (0,003 mg/kg mokrej masy) i Zalewu Puckiego (0,002 mg/kg mokrej masy) wiosną 2020 i 2021 roku. Stężenia Cd w mięśniach storni i okonia z Zatoki Puckiej nie różniły się istotnie od stężeń tego metalu w rybach z tego rejonu badanych w latach 2010-2014 i osobnikach z innych rejonów Bałtyku (Boalt i in., 2014; Bobrowska-Korczak i in., 2021; Polak-Juszczak, 2010, 2013, 2017; Pokorska i in., 2012; Szefer i in. 2003). Aktualne badania potwierdzają niskie i stabilne zawartości kadmu w rybach z Zatoki Puckiej, które stanowiły od 4 do 6% aktualnie obowiązującej wartości dopuszczalnej (0,050 mg/kg mokrej masy) wg Rozporządzenia UE z kwietnia 2023.

### **Arsen ogólny**

Arsen występował w storniach z Zatoki Puckiej zewnętrznej i Zalewu Puckiego na porównywalnym poziomie - 0,330 mg/kg i 0,343 mg/kg mokrej masy, odpowiednio, i był zbliżony do zawartości w okoniach z tych rejonów zatoki (0,307 i 0,311 mg/kg mokrej masy, odpowiednio) (Tab. 7.6 i Tab. 7.7). W odniesieniu do wcześniejszych badań, zaobserwowano pewne zmiany w zawartościach tego metaloidu w storniach z Zatoki Puckiej zewnętrznej. Osobniki złowione wiosną 2020 zawierały więcej arsenu (0,508 mg/kg mokrej masy) niż stornie badane w roku 2021 i aktualnie w 2023 (0,358 i 0,330 mg/kg mokrej masy, odpowiednio). Powyższe dane sugerują pewne tendencje spadkowe, lecz potwierdzić to mogą dalsze badania. W okoniach arsen występował na stabilnym poziomie w czasie i



porównywalnym w rejonach. Uogólniając, należy stwierdzić brak różnic czasowych i rejonowych w stężeniach arsenu w okoniach. Stężenie As w storniach i okoniach z Zatoki Puckiej jest na poziomie 0,3 - 0,4 mg/kg mokrej masy i jest niższe niż w osobnikach z tych gatunków w innych rejonów Bałtyku (Polak-Juszczak i Szlinder-Richert, 2021).

### B. Arsen organiczny i nieorganiczny

Analizy związków organicznych i nieorganicznych arsenu wykonano w 10 zbiorczych próbkach mięśni ryb. Świeżą tkankę wstępnie wytrząsano z kwasem azotowym i wodą, a następnie suszono, wirowano i filtrowano. Analizę związków wykonano metodą spektrometrii mas z plazmą sprzężoną indukcyjnie (HPLC-ICP-MS). Oznaczono następujące formy arsenu: arseniny (III), arseniany (V), kwas monometyloarsonowy (MMA), kwas dimetyloarsynowy (DMA), arsenobetaina (AsB) i arsen nieorganiczny [As (III+V)]. Do walidacji procedury stosowano certyfikowany materiał referencyjny: „Fish Protein” (DORM-3) i „Homar Hepatopancreas” (TORT-2) z National Research Council Canada.

Tab. 7.8. Zawartość arsenu ogólnego, organicznego i nieorganicznego w mięśniach ryb (mg/kg mokrej masy).

Lp	Kod	Gatunek	Lokalizacja	Arsen ogólny (TAs)	Arsen organiczny (arsenobetaina, AsB)	Arsen nieorganiczny [As (III+V)]	Udział AsB w TAs (%)
1	ZPZS/K4	Stornia	Zatoka Pucka zewnętrzna	0,384	0,361	<0,02	94,0
2	ZPZS/K5			0,427	0,391	<0,02	91,6
3	ZPWS/K3		Zalew Pucki	0,353	0,342	<0,02	96,9
4	ZPWS/K4			0,416	0,399	<0,02	95,9
5	ZPWS/K5			0,521	0,494	<0,02	94,8
6	ZPZO/K1	Okoiń	Zatoka Pucka zewnętrzna	0,418	0,408	<0,02	97,6
7	ZPZO/K2			0,357	0,342	<0,02	95,8
8	ZPZO/K3			0,392	0,380	<0,02	96,9
9	ZPWO/K1		Zalew Pucki	0,405	0,389	<0,02	96,0
10	ZPWO/K2			0,395	0,380	<0,02	96,2

Arsen w rybach występuje w postaci związków organicznych i nieorganicznych, ale właściwości toksyczne przypisuje się związkom nieorganicznym As. W celu oceny zagrożenia ze względu na obecność As w środowisku Zatoki Puckiej wykonano analizy zawartości związków nieorganicznych As w mięśniach stornia i okonia (Tab. 7.8). W rybach z Zatoki Puckiej, podobnie jak w osobnikach z innych rejonów Bałtyku dominuje forma organiczna arsenu, arsenobetaina (AsB). Ten nietoksyczny związek stanowi od 91,6% do 96,7% całkowitej zawartości arsenu zawartego w stornia i od 95,8% do 96,9% w okoniach. Natomiast toksyczna forma arsenu nieorganicznego [As (III+V)] występuje w storniach i w okoniach z Zatoki Puckiej na poziomie poniżej 0,02 mg/kg mokrej masy i stanowi około 5% arsenu całkowitego. Poziom nieorganicznego arsenu w rybach z Zatoki Puckiej nie różni się od zawartości tych związków w rybach z innych rejonów Bałtyku (Polak-Juszczak, Szlinder-Richert, 2021). Wartość bezpieczna określona przez FAO/WHO Expert Committee (FAO/WHO, 2011) dla toksycznych nieorganicznych związków arsenu wynosi 0,1 mg/kg mokrej masy, co wskazuje, że toksyczne związki As nie stwarzają zagrożenia dla konsumentów ryb z Zatoki Puckiej.

## WNIOSKI

**Kadm i ołów występują w rybach z Zatoki Puckiej na niskim i stabilnym poziomie w ostatnim pięcioleciu, a dla rtęci i arsenu odnotowano trend spadkowy. Wyniki badań wskazują, że poziomy badanych metali są poniżej limitów wyznaczonych dla żywności i nie stwarzają zagrożenia dla konsumentów. Stornie i okonie z Zatoki Puckiej nie różnią się pod względem zawartości metali toksycznych od ryb tego gatunku z innych rejonów Bałtyku.**

### 7.1.2.2 Zawartość dioksyn

Zawartość dioksyn zbadano w 10 zliofilizowanych próbkach kompozytowych mięśni ryb (Tab. 7.3). Badaniem objęto grupy następujących związków: polichlorowane dibenzo-*p*-dioksyny (PCDD), polichlorowane dibenzofurany (PCDF) i dioksynopodobne polichlorowane bifenyle (dl-PCB), a także wskaźnikowe PCB (niedioksynopodobne PCB, ndl-PCB), które, podobnie jak „dioksyny”, wykazują szkodliwe działanie dla organizmów. Analizę PCDD/F/PCB prowadzono zgodnie z referencyjnymi metodami US EPA 1613B i US EPA 1668A, z zastosowaniem techniki GC-HRMS (chromatografia gazowa sprzężona z wysokorozdzielczą spektrometrią mas). Ekstrakcję związków z matrycy przeprowadzono za pomocą mieszaniny heksanu i dichlorometanu, a następnie ekstrakty oczyszczano i ostatecznie zatężano. Zasada pomiaru stężeń oparta była o rozcieńczenia izotopowe. Badania obejmowały następujące związki: 7 PCDD (2,3,7,8-TCDD; 1,2,3,7,8-PeCDD; 1,2,3,4,7,8-HxCDD; 1,2,3,6,7,8-HxCDD; 1,2,3,7,8,9-HxCDD; 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD i OCDD), 10 PCDF (2,3,7,8-TCDF; 1,2,3,7,8-PeCDF; 2,3,4,7,8-PeCDF; 1,2,3,4,7,8-HxCDF; 1,2,3,6,7,8-HxCDF; 1,2,3,7,8,9-HxCDF; 2,3,4,6,7,8-HxCDF; 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF; 1,2,3,4,7,8,9-HpCDF i OCDF), 12 dl-PCB (PCB nr: 77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169 i 189) oraz 6 ndl-PCB (PCB nr: 28, 52, 101, 138, 153 i 180).

W Tab. 7.9 i Tab. 7.10 zamieszczono wyniki analiz PCDD/F, dl-PCB i ndl-PCB w mięśniach stornia i okonia, odpowiednio. Stężenia PCDD/F i dl-PCB zostały przeliczone na jednostki toksyczności WHO-TEQ w celu porównania ich wielkości z wartościami dopuszczalnymi w produktach żywnościowych. Koncepcja ta opiera się na uwzględnieniu współczynników toksyczności (TEF), informujących ile razy toksyczność danego związku jest mniejsza od najbardziej toksycznego związku, TCDD, dla której przyjęto współczynnik TEF równy 1. Stężenia podano jako górne stężenia graniczne (koncepcja górnej granicy oznaczalności) zakładając, że wszystkie wartości stężeń określonych kongenerów PCDD/F i dl-PCB poniżej granicy oznaczalności (LOQ) były równe ich odpowiedniemu LOQ.

Tab. 7.9. Stężenia dioksyn i PCB w mięśniach storni (średnia ± SD)

Związek	Zatoka Pucka zewnętrzna		Zalew Pucki		
	ZPZS/K4	ZPZS/K5	ZPWS/K3	ZPWS/K4	ZPWS/K5
<i>PCDD/F (pg/g mokrej masy)</i>					
2,3,7,8-TCDD	0,013±0,003	0,012±0,002	0,014±0,003	0,013±0,003	0,016±0,003
1,2,3,7,8-PeCDD	0,017±0,003	0,017±0,003	0,017±0,003	0,017±0,003	0,020±0,004
1,2,3,4,7,8-HxCDD	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,020±0,004	0,015±0,003	0,016±0,003	0,016±0,003	0,018±0,004
1,2,3,7,8,9-HxCDD	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,020±0,004	0,017±0,003	0,018±0,003	0,014±0,003	0,018±0,004
OCDD	0,035±0,007	0,025±0,005	0,029±0,006	0,022±0,005	0,044±0,009
2,3,7,8-TCDF	0,337±0,067	0,312±0,062	0,341±0,068	0,343±0,069	0,410±0,082
1,2,3,7,8-PeCDF	0,033±0,007	0,026±0,005	0,032±0,006	0,030±0,006	0,038±0,008
2,3,4,7,8-PeCDF	0,099±0,020	0,089±0,018	0,082±0,016	0,080±0,016	0,095±0,019
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,011±0,002	0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,011±0,002	0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002
1,2,3,7,8,9-HxCDF	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,013±0,003	0,012±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002
OCDF	<0,020±0,004	<0,020±0,004	<0,020±0,004	<0,020±0,004	<0,020±0,004
WHO-PCDD/F-TEQ	0,104±0,016	0,097±0,015	0,099±0,015	0,098±0,015	0,115±0,017
<i>dl-PCB (pg/g mokrej masy)</i>					
PCB 77	7,14±1,43	6,33±1,27	6,41±1,28	6,16±1,23	6,82±1,36
PCB 81	0,334±0,067	0,325±0,065	0,357±0,071	0,355±0,071	0,397±0,079
PCB 105	172,2±34,4	82,08±16,42	90,13±18,03	68,86±13,77	81,28±16,26
PCB 114	9,98±2,00	5,30±1,06	6,90±1,38	4,47±0,89	5,63±1,13
PCB 118	537,6±107,53	318,7±63,7	337,9±67,6	255,1±51,0	312,3±62,5
PCB 123	5,18±1,04	5,63±1,13	4,84±0,97	5,44±1,09	4,66±0,93
PCB 126	2,12±0,42	1,78±0,36	1,72±0,35	1,56±0,31	1,98±0,40
PCB 156	96,74±19,35	61,41±12,28	68,160±13,63	50,61±10,12	64,91±12,98
PCB 157	21,33±4,27	13,03±2,61	11,81±2,36	10,25±2,05	13,29±2,66
PCB 167	57,26±11,45	43,18±8,64	39,38±7,88	33,38±6,68	42,42±8,48
PCB 169	0,342±0,068	0,305±0,061	0,265±0,053	0,253±0,050	0,340±0,068
PCB 189	10,10±2,02	5,03±1,01	4,78±0,96	4,16±0,83	5,30±1,06
WHO-dl-PCB-TEQ	0,250±0,037	0,204±0,031	0,198±0,030	0,178±0,027	0,225±0,034
WHO-PCDD/F/dl-PCB-TEQ	0,354±0,053	0,300±0,045	0,297±0,044	0,275±0,041	0,340±0,051
<i>ndl-PCB (ng/g mokrej masy)</i>					
PCB 28	0,034±0,007	<0,020±0,004	0,028±0,006	0,026±0,005	0,024±0,005
PCB 52	0,120±0,024	0,080±0,016	0,104±0,021	0,062±0,012	0,070±0,014
PCB 101	0,480±0,096	0,299±0,060	0,347±0,069	0,217±0,044	0,280±0,056
PCB 138	1,12±0,22	0,769±0,154	0,796±0,159	0,633±0,127	0,781±0,156
PCB 153	1,67±0,33	1,23±0,25	1,23±0,25	1,02±0,20	1,32±0,26
PCB 180	0,515±0,103	0,353±0,071	0,407±0,081	0,330±0,066	0,405±0,081
ndl-PCB	3,94±0,59	2,75±0,41	2,91±0,44	2,28±0,34	2,88±0,43

**Tab. 7.10. Stężenia dioksyn i PCB w mięśniach okonia (średnia ± SD)**

Związek	Zatoka Pucka zewnętrzna			Zalew Pucki	
	ZPZO/K1	ZPZO/K2	ZPZO/K3	ZPWO/K1	ZPWO/K2
<i>PCDD/F (pg/g mokrej masy)</i>					
2,3,7,8-TCDD	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002
1,2,3,7,8-PeCDD	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002
1,2,3,4,7,8-HxCDD	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002
1,2,3,6,7,8-HxCDD	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002
1,2,3,7,8,9-HxCDD	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,014±0,003	0,018±0,004	<0,010±0,002	0,017±0,003	0,029±0,006
OCDD	0,057±0,011	0,069±0,014	0,042±0,008	0,051±0,010	0,108±0,022
2,3,7,8-TCDF	0,044±0,009	0,054±0,011	0,055±0,011	0,091±0,018	0,076±0,015
1,2,3,7,8-PeCDF	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002	0,012±0,002	0,011±0,002
2,3,4,7,8-PeCDF	0,042±0,008	0,043±0,009	0,049±0,010	0,052±0,010	0,065±0,013
1,2,3,4,7,8-HxCDF	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002
1,2,3,6,7,8-HxCDF	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002
1,2,3,7,8,9-HxCDF	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002
2,3,4,6,7,8-HxCDF	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002	<0,010±0,002
OCDF	<0,020±0,004	<0,020±0,004	<0,020±0,004	<0,020±0,004	<0,020±0,004
WHO-PCDD/F-TEQ	0,046±0,007	0,047±0,007	0,049±0,007	0,053±0,008	0,057±0,009
<i>dl-PCB (pg/g mokrej masy)</i>					
PCB 77	1,53±0,31	1,74±0,35	1,99±0,40	2,84±0,57	2,87±0,57
PCB 81	0,100±0,020	0,100±0,020	0,120±0,024	0,203±0,041	0,171±0,034
PCB 105	56,30±11,26	75,12±15,02	105,3±21,1	109,9±22,0	112,5±22,5
PCB 114	2,53±0,51	3,50±0,70	4,85±0,97	6,77±1,35	7,36±1,47
PCB 118	176,8±35,4	237,1±47,4	327,2±65,4	415,9±83,2	391,5±78,30
PCB 123	<2,09±0,42	2,16±0,43	3,56±0,71	8,02±1,60	6,97±1,39
PCB 126	0,786±0,157	0,789±0,158	1,03±0,21	1,25±0,25	1,43±0,29
PCB 156	39,98±8,00	45,66±9,13	69,27±13,85	95,91±19,18	88,71±17,74
PCB 157	8,50±1,70	10,05±2,01	14,92±2,99	17,02±3,40	16,60±3,32
PCB 167	22,55±4,51	27,61±5,52	37,74±7,55	51,47±10,29	47,76±9,55
PCB 169	0,093±0,019	0,083±0,017	0,100±0,020	0,103±0,021	0,160±0,032
PCB 189	5,12±1,03	5,16±1,03	7,48±1,50	6,22±1,24	5,51±1,10
WHO-dl-PCB-TEQ	0,091±0,014	0,094±0,014	0,123±0,018	0,150±0,023	0,168±0,025
WHO-PCDD/F/dl-PCB-TEQ	0,137±0,021	0,141±0,021	0,172±0,026	0,203±0,031	0,225±0,034
<i>ndl-PCB (ng/g mokrej masy)</i>					
PCB 28	<0,020±0,004	<0,020±0,004	<0,020±0,004	<0,020±0,004	<0,020±0,004
PCB 52	0,044±0,009	0,059±0,012	0,074±0,015	0,095±0,019	0,087±0,017
PCB 101	0,160±0,032	0,204±0,041	0,286±0,057	0,342±0,068	0,330±0,066
PCB 138	0,481±0,096	0,557±0,111	0,787±0,158	1,15±0,23	0,959±0,192
PCB 153	0,771±0,154	0,852±0,170	1,28±0,26	1,88±0,38	1,50±0,30
PCB 180	0,282±0,056	0,307±0,061	0,456±0,091	0,612±0,122	0,512±0,102
ndl-PCB	1,76±0,26	2,00±0,30	2,91±0,44	4,09±0,61	3,41±0,51

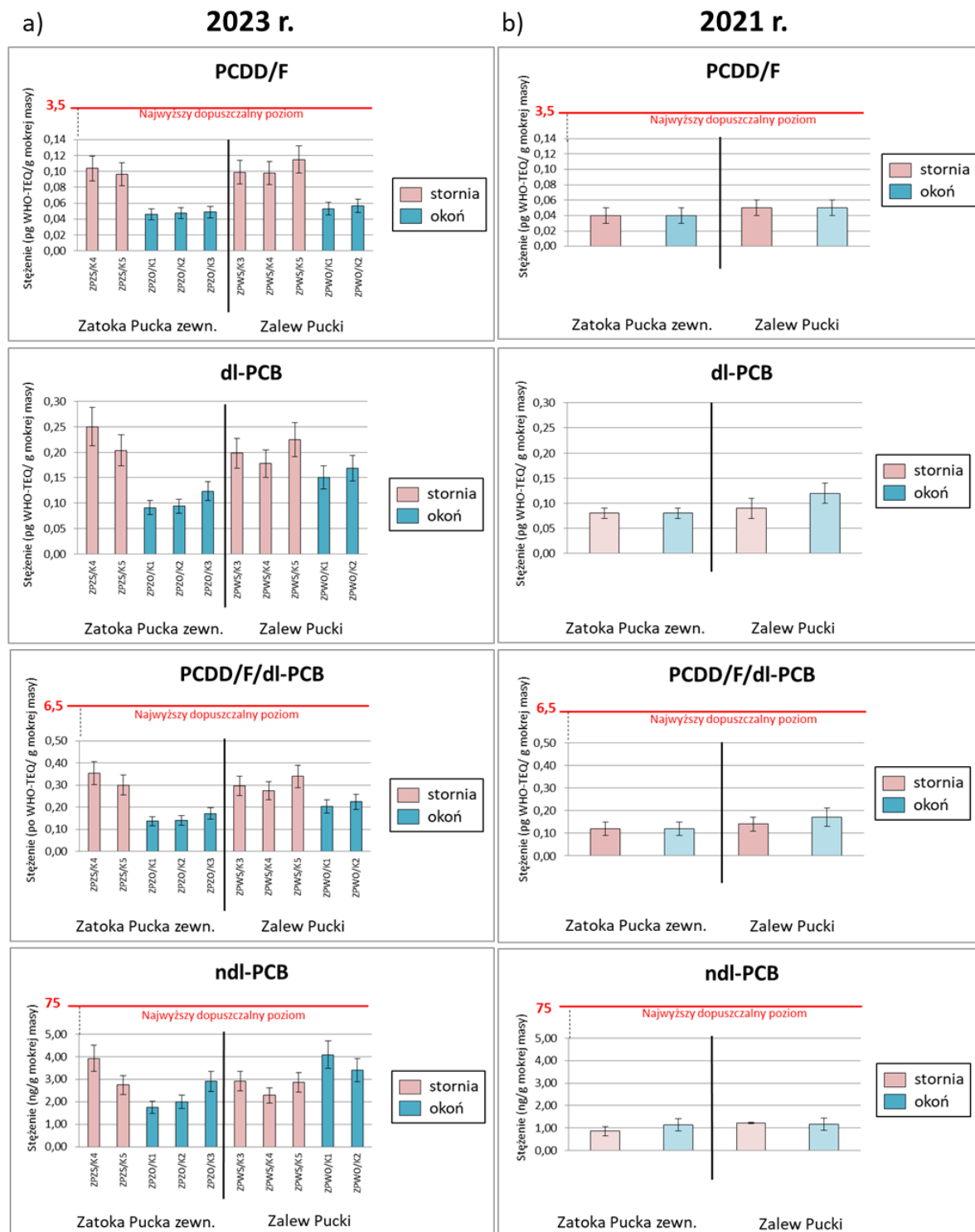
Stężenia PCDD/F, dl-PCB i ndl-PCB w badanych rybach z Zatoki Puckiej były na niskim, ale zróżnicowanym poziomie (Tab. 7.9 i Tab. 7.10). Zawartość tych związków była zależna od gatunku, osiągając w obrębie obu części zatoki około 1-2-krotnie wyższe stężenia w mięśniach storni niż okonia, z wyjątkiem ndl-PCB w rybach z Zalewu Puckiego, w których zanieczyszczenia osiągały wyższe stężenia w okoniu niż w storni. Nie wykazano korelacji poziomami dioksyn i PCB a długością ryb.

W storni zakres stężeń PCDD/F wynosił od 0,097 do 0,115 pg WHO-TEQ/ g mokrej masy, a dl-PCB - od 0,178 do 0,225 pg WHO-TEQ/ g mokrej masy i nie różnił się pomiędzy stacjami poboru ryb. Podobnie, poziom ndl-PCB był zbliżony w storni z obu części zatoki i był w zakresie od 0,0343 do 0,436 ng/g mokrej masy, z wyjątkiem próbki ZPZS/K4, w której ndl-PCB osiągnęły najwyższe stężenie - 0,590 ng/g mokrej masy (Rys. 7.4a). W okoniu stężenia PCDD/F były w zakresie od 0,046 do 0,057 pg WHO-TEQ/ g mokrej masy i nie różniły się pomiędzy lokalizacjami, natomiast zakres dl-PCB i ndl-PCB wynosił odpowiednio 0,091 – 0,168 pg WHO-TEQ/ g mokrej masy i 1,76 – 4,09 ng/g mokrej masy i w obu przypadkach odnotowano wyższe stężenia PCB w okoniu z Zalewu Puckiego w stosunku do ryb z Zatoki Puckiej zewnętrznej.

W odniesieniu do badań Zatoki Puckiej prowadzonych przez MIR-PIB wiosną 2021 r. (Tab. 7.11), stornie badane w 2023 r. zawierają ok. 2-krotnie wyższe poziomy PCDD/F, dl-PCB i ndl-PCB niż w 2021 r. (Rys. 7.4b). W przypadku okonia, stężenia PCDD/F są podobne jak w rybach wcześniej badanych, natomiast poziomy dl-PCB i ndl-PCB są wyższe niż w roku 2021. Ryby z poprzedniego roku badań miały jednak mniejszą długość i masę: długość storni i okonia była odpowiednio w zakresie 20,5-23,0 cm i 13,0-15,5 cm, a zakres masy ryb wynosił odpowiednio 82-156 g i 27-59 g; posiadały też niską zawartość tłuszczu w mięśniach (0,74-0,80 % mokrej masy). Zbadane poziomy PCDD/F/dl-PCB w storni i okoniu z Zatoki Puckiej są podobne lub niższe niż stężenia tych związków raportowane dla ryb z południowego Bałtyku w zależności od gatunku i miejsca ich występowania (GIOŚ, 2023; Polak-Juszczak i in., 2022).

Tab. 7.11. Stężenia dioksyn i PCB w storni i okoniu pobranych z Zatoki Puckiej w 2021 r. (średnia ± SD)

Grupa związków	Stornia		Okon	
	Zatoka Pucka zewnętrzna	Zalew Pucki	Zatoka Pucka zewnętrzna	Zalew Pucki
PCDD/F (pg WHO-TEQ /g mokrej masy)	0,04±0,01	0,05±0,01	0,04±0,01	0,05±0,01
dl-PCB (pg WHO-TEQ /g mokrej masy)	0,08±0,01	0,09±0,02	0,08±0,01	0,12±0,02
PCDD/F/dl-PCB (pg WHO-TEQ /g mokrej masy)	0,12±0,03	0,14±0,03	0,12±0,03	0,17±0,04
ndl-PCB (ng/g mokrej masy)	0,86±0,20	1,23±0,28	1,14±0,26	1,17±0,27



Rys. 7.4. Stężenia dioksyn i PCB w mięśniach stornia i okonia w 2023 (a) i 2021 (b) roku





W celu oceny narażenia konsumenta na dioksyny i związki dioksynopodobne obecne w storni i okoniu z Zatoki Puckiej, zbadane stężenia porównano z aktualnie obowiązującymi wartościami granicznymi tych zanieczyszczeń w żywności. Według Rozporządzenia 2023/915, dopuszczalna zawartość w mięsie ryb dla następujących związków wynosi: PCDD/F - 3,5 pg WHO-TEQ/ g mokrej masy, PCDD/F/dl-PCB - 6,5 pg WHO-TEQ/ g mokrej masy i ndl-PCB - 75 ng/ g mokrej masy (Rys. 7.4a). W żadnym z badanych gatunków ryb stężenia PCDD/F i PCB nie przekroczyły tych wartości lecz są kilkadziesiąt razy niższe. Podana wartość graniczna dla PCDD/F/dl-PCB - 6,5 pg WHO-TEQ/ g mokrej masy w żywności odpowiada środowiskowej normie jakości (EQS), która zgodnie z dyrektywą 2013/39/UE dla grupy tych związków w rybach, nie powinna być przekroczona dla zapewnienia dobrego stanu środowiska morskiego. Ponieważ zbadane stężenia dioksyn w rybach są o wiele niższe niż EQS, stan wód Zatoki Puckiej w tym zakresie można uznać za dobry.

## WNIOSKI

**Obecne poziomy dioksyn i PCB w storni z Zatoki Puckiej są wyższe niż w 2021 r. W okoniu, w odniesieniu do wcześniejszych badań, dioksyny są na podobnym poziomie, a wzrost stężeń zaobserwowano tylko w przypadku PCB. Jednak w obu gatunkach ryb stężenia tych związków utrzymują się na niskim poziomie, nieprzekraczającym ich najwyższych dopuszczalnych stężeń w żywności i środowisku, i są porównywalne jak stężenia w rybach z innych części Bałtyku.**

## 7.2 Badania omułków

### 7.2.1 Przygotowanie prób do badań

Próby omułka (*Mytilus trossulus*) zostały pobrane 13 lipca 2023 roku, zgodnie z warunkami umowy - z 3 stacji badawczych (Rys. 7.5). Po przywiezieniu do laboratorium małże były głodzone przez okres 24 godzin, a następnie z każdego stanowiska wybrano losowo 10 osobników (reprezentujących daną próbę/stanowisko), które poddano badaniom biometrycznym, obejmującym pomiar długości małża, jego masy całkowitej oraz zbadania zawartości suchej masy metodą suszenia w temperaturze 105°C. Z pozostałych osobników z każdej lokalizacji, po oddzieleniu tkanki miękkiej od muszli, sporządzono 3 próby zintegrowane. Próbkę obejmowały co najmniej 100 osobników. W Tab. 7.12 zamieszczono dane biometryczne osobników reprezentujących daną próbkę zbiorczą. Próbkę zintegrowane omułków były przechowywane w stanie zamrożonym do czasu analiz.



Rys. 7.5. Rozmieszczenie stacji, z których pobrano próby omułka

Tab. 7.12. Dane biometryczne dla omułków reprezentujących daną próbkę zintegrowaną (średnia  $\pm$  SD oraz zakres)

Lokalizacja	Długość muszli (cm)	Masa osobnika (g)	Zawartość suchej masy (%)
DRAGA 122	3,1 $\pm$ 0,3 (2,5-3,5)	2,33 $\pm$ 0,64 (1,50-3,20)	6,45 $\pm$ 1,91 (3,53-10,26)
DRAGA 136	3,4 $\pm$ 0,3 (2,9-4,0)	2,92 $\pm$ 0,83 (1,56-4,79)	6,15 $\pm$ 1,76 (2,90-8,29)
DRAGA 138	3,8 $\pm$ 0,3 (3,3-4,2)	4,33 $\pm$ 0,94 (2,82-6,01)	5,39 $\pm$ 1,28 (3,86-8,42)

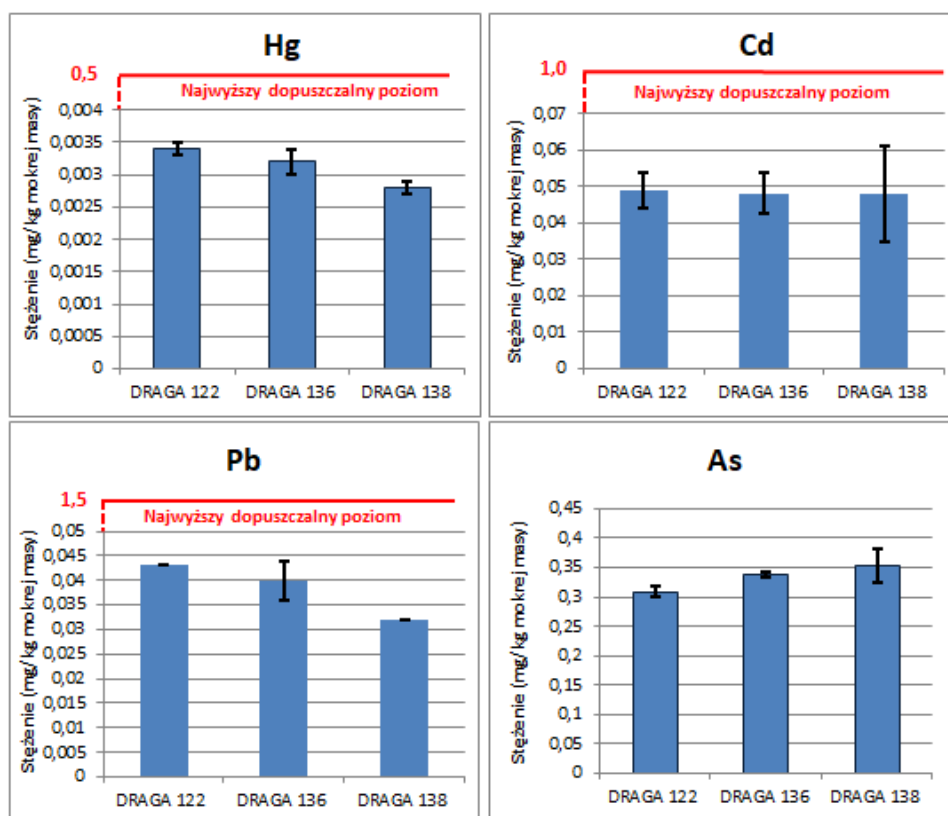
Jak wynika z Tab. 7.12, próby zintegrowane różniły się pod względem charakterystyki i stanowiły je osobniki o średniej długości od 3,1 cm do 3,8 cm i masie od 2,33 g do 4,33 g. Największe małże pobrano ze stacji Draga 138. W odniesieniu do badań prowadzonych przez MIR-PIB jesienią 2019 i 2020 r., omułki pobrane z lokalizacji Draga 122 w 2023 r. nie różniły się w sposób istotny długością ani masą od osobników pobranych z tej lokalizacji poprzednio, zaś omułki ze stacji Draga 138 miały większe rozmiary i większą masę niż osobniki pobrane z tej samej lokalizacji wcześniej (ich średnia długość i masa wynosiła w 2019 i 2020 r. odpowiednio: 2,5 cm i 1,0 g, oraz 2,8 cm i 1,6 g). Natomiast małże z lokalizacji Draga 136 nie różniły się długością, ale miały większą masę niż osobniki pobrane z tego miejsca w latach 2019 i 2020, tj. 1,5 g i 1,7 g, odpowiednio.

## 7.2.2 Zawartość metali toksycznych w tkance omułków

W tkance miękkiej omułków wykonano analizy zawartości metali toksycznych (Cd, Pb, Hg i TAs) według metodyki opisanej wcześniej dla ryb (p. 7.1.3.1). W Tab. 7.13 przedstawiono wyniki bieżących analiz metali w omułkach na tle badań prowadzonych przez MIR-PIB w 2019 i 2020 roku.

Tab. 7.13. Stężenia rtęci, kadmu, ołowiu i arsenu ogólnego (mg/kg mokrej masy) w omułkach z Zatoki Puckiej w latach 2019, 2020 i 2023 (bieżące badania)

Lokalizacja	Metal	2019	2020	2023
DRAGA 122	Hg	0,0067	0,0059	0,0034
DRAGA 136		0,0096	0,0069	0,0032
DRAGA 138		0,0078	0,0048	0,0028
DRAGA 122	Cd	0,039	0,049	0,049
DRAGA 136		0,074	0,086	0,048
DRAGA 138		0,059	0,064	0,048
DRAGA 122	Pb	0,029	0,056	0,043
DRAGA 136		0,040	0,149	0,040
DRAGA 138		0,128	0,828	0,032
DRAGA 122	As	0,246	0,263	0,308
DRAGA 136		0,405	0,450	0,338
DRAGA 138		0,306	0,498	0,354



Rys. 7.6. Zawartość rtęci, kadmu, ołowiu i arsenu w tkance omułka

## Rtęć

Stężenie rtęci w omułkach ze wszystkich trzech stacji Zatoki Puckiej było bardzo niskie i wynosiło od 0,0028 do 0,0034 mg/kg mokrej masy (Tab. 7.13). Pomimo niskich stężeń zaobserwowano pewne różnice (Rys. 7.6). Mniej Hg zawierały osobniki ze stacji Draga 136 i 138. Podobne zmiany występowały w latach 2019 i 2020. Zaobserwowano również pewne tendencje spadkowe w latach 2019-2023, większe na stacjach Draga 136 i 138. W Tab. 7.13 zestawiono wyniki badań Hg w omułkach z Zatoki Puckiej prowadzonych przez MIR-PIB w latach 2019, 2020 i 2023. Dopuszczalna zawartość Hg w omułkach określona w Rozporządzeniu UE w 2023 wynosi 0,5 mg/kg mokrej masy. Badane aktualnie omułki zawierają Hg na poziomie poniżej 1% limitu (Rys. 7.6) i niższym niż w innych rejonach Bałtyku (Bełdowska, 2016; Polak-Juszczak, 2017; Dąbrowska i in., 2017).

## Kadm

Zawartości Cd w tkance miękkiej omułka złowionego na trzech stacjach w 2023 r. wynosiły 0,048 - 0,049 mg/kg mokrej masy. W odniesieniu do badań wcześniej prowadzonych przez MIR-PIB (Tab. 7.13), stężenie w osobnikach ze stacji Draga 122 było na tym samym poziomie jak w latach 2019 i 2020. Różnice występowały w stężeniach Cd w omułkach ze stacji Draga 136 i 138. Mniej Cd zawierały omułki złowione w tych rejonach w 2023 r. niż osobniki z lat 2019 i 2020. Generalnie, stężenia Cd w omułkach z Zatoki Puckiej są niższe niż w osobnikach z innych rejonów Bałtyku: Ujścia Wisły, Zatoki Gdańskiej i Środkowego Wybrzeża (Dąbrowska i in., 2017; Polak-Juszczak 2017; Protasowicki i in., 2008; Szefer i in., 2002). Dopuszczalna zawartość Cd w omułkach określona w Rozporządzeniu UE w 2023 wynosi 1,0 mg/kg mokrej masy. Badane aktualnie omułki zawierają Cd na poziomie poniżej 5% obowiązującego limitu (Rys. 7.6).

## Ołów

Stężenie ołowiu w badanych omułkach było na niskim poziomie (od 0,032 do 0,043 mg/kg mokrej masy; Tab. 7.13). Aktualne badania ograniczone są do trzech stacji z Zatoki Puckiej zewnętrznej. Jedna z tych stacji, Draga 138 znajduje się przy kolektorze solanki. W omułkach z tej stacji w roku 2020 stężenie Pb wynosiło 0,828 mg/kg mokrej masy, podczas gdy na innych stacjach było na bardzo niskim poziomie. Badania powtórzone w roku 2023 dla stacji na której w roku 2020 obserwowano wysokie stężenie ołowiu w omułkach wskazuje na drastyczny spadek stężenia tego zanieczyszczenia. Aktualnie jest ono na poziomie 0,032 mg/kg mokrej masy. Powyższe dane wskazują istotny spadek zawartości Pb w organizmach pobranych na tej stacji. Dane te należy traktować z pewną rezerwą i warto w przyszłości prowadzić obserwacje na tej stacji. Na pozostałych stacjach (Draga 122 i 136) badane osobniki zawierają Pb na zbliżonym i stabilnym w czasie poziomie. W odniesieniu do limitu dla małży, wynoszącego 1,5 mg/kg mokrej masy (Rozporządzenie 2023), stężenie ołowiu stanowiło około 9% (Rys. 7.6) i jest na poziomie niższym niż w innych rejonach Bałtyku (Dąbrowska i in., 2017; Polak-Juszczak 2017; Protasowicki i in., 2008; Szefer i in., 2002).

## Arsen

Zawartość arsenu w omułkach było w zakresie od 0,308 do 0,354 mg/kg mokrej masy (Tab. 7.13). Obserwowano pewne różnice pomiędzy stacjami. Osobniki ze stacji Draga 136 i Draga 138 zawierały więcej arsenu niż omułki ze stacji Draga 122. Taka tendencja występowała również w latach 2019 i 2020. Zmieniały się stężenia tego metaloidu również w czasie. Zaobserwowano tendencje spadkowe, głównie na stacjach Draga 136 i Draga 138. Stężenie As w omułkach z Zatoki Puckiej są obecnie niższe niż w osobnikach z innych rejonów Bałtyku (Knopf i in., 2020).

### 7.2.3 Ocena stanu środowiska Zatoki Puckiej na podstawie zawartości metali toksycznych w omułkach

Stężenia rtęci i kadmu w omułkach złowionych w Zatoce Puckiej w roku 2023, podobnie jak w latach 2019 i 2020, były na znacznie niższym poziomie niż wyznaczone przez UE limity tych metali dla małży: Hg - 0,5 mg/kg mokrej masy i Cd - 1,0 mg/kg mokrej masy (Rozporządzenie UE 2023; Raport Norweskiej Agencji Środowiska, 2021). Również stężenia ołowiu w osobnikach z trzech stacji zatoki oznaczono w bieżącym roku na niskim poziomie. Istotnie wyższe, przekraczające obowiązujący limit 1,5 mg/kg mokrej masy, było stężenie Pb w omułkach złowionych w 2019 i 2020 r. na stacjach przy kolektorze solanki.

W celu oceny stanu środowiska Zatoki Puckiej, stężenia metali toksycznych w tkankach miękkich małży porównano z wartościami progowymi określanymi jako Standardy Jakości Środowiska (EQS), podanymi przez OSPAR (2010), a także zastosowanymi przez HELCOM (2019). Stan środowiska uznaje się za dobry, gdy stężenia metali ciężkich występują poniżej następujących wartości progowych: Cd - 0,960 mg/kg suchej masy, Pb - 1,300 mg/kg suchej masy i Hg - 0,020 mg/kg mokrej masy. Stężenia kadmu w omułkach z Zatoki Puckiej w 2023 r. (0,760 - 0,890 mg/kg suchej masy) (Tab. 7.14) nie przekraczały granicy, określającej dobry stan środowiska. Również w omułkach złowionych w latach 2019 i 2020 z większości stacji stężenie kadmu było poniżej wyznaczonego limitu. Przekroczenie odnotowano jedynie w osobnikach złowionych w tych latach (1,180 i 1,915 mg/kg suchej masy) na jednej stacji Zatoki Puckiej zewnętrznej, w pobliżu kolektora solankowego (stacja Draga 136). Natomiast w roku 2023 stężenie kadmu w omułkach stacji Draga 136 zmniejszyło się do poziomu poniżej wartości granicznej. Badania wskazują, że było to lokalnie i przejściowo zawyżone stężenie tego metalu na jednej ze stacji Zatoki Puckiej zewnętrznej.

Aktualny poziom zanieczyszczenia małży ołowiem (0,594–0,667 mg/kg suchej masy) w osobnikach z trzech stacji (Tab. 7.14) również wskazuje na dobry stan środowiska Zatoki Puckiej. Jest to pozytywny sygnał w odniesieniu do wcześniejszych badań z lat 2019-2020, które wskazywały wysokie stężenia Pb (1,446 - 20,137 mg/kg suchej masy) na stacjach w pobliżu kolektora (Draga 138, 136 i Kol 8). Niskie stężenia rtęci (0,0028 – 0,0034 mg/kg mokrej masy) w omułkach złowionych w 2023 r., podobnie jak w latach 2019 i 2020 (0,005 - 0,007 mg/kg mokrej masy) również wskazują dobry stan środowiska Zatoki Puckiej.

Tab. 7.14. Zawartość rtęci, kadmu, ołowiu i arsenu ogólnego w omułkach z Zatoki Puckiej w 2023 r.

Lokalizacja	Hg	Cd		Pb		TAs
	mg/kg mokrej masy	mg/kg mokrej masy	mg/kg suchej masy	mg/kg mokrej masy	mg/kg suchej masy	mg/kg mokrej masy
DRAGA 122	0,0034	0,049	0,760	0,043	0,667	0,308
DRAGA 136	0,0032	0,048	0,780	0,040	0,650	0,338
DRAGA 138	0,0028	0,048	0,890	0,032	0,594	0,354

#### WNIOSKI:

Stężenia rtęci, kadmu, ołowiu i arsenu w omułkach z Zatoki Puckiej nie przekraczają wartości referencyjnych świadczących o dobrym stanie środowiska i nie odbiegają od poziomów w osobnikach w innych rejonach Bałtyku.



## 8 Podsumowanie i wnioski końcowe

Zatoka Pucka to cenny przyrodniczo ekosystem, o dużej bioróżnorodności, jednocześnie podlegający silnej presji antropogenicznej, na którą składają się m.in. duża koncentracja nakładu rybołówstwa przybrzeżnego, lokalizacja w pobliżu dużych aglomeracji miejskich, portów i szlaków żeglugowych, oddziaływanie punktowych źródeł zanieczyszczeń (oczyszczalnie ścieków, Kawernowy Podziemny Magazyn Gazu „Kosakowo”) oraz szerokie, bezpośrednie połączenie z Zatoką Gdańską, na której nagromadzenie ww. czynników jest jeszcze większe i dodatkowo wzmacniane wpływem Wisły, oraz będących w złej kondycji, przydennych wód Bałtyku (poniżej halokliny).

W latach 2019-2021 przeprowadzono „Program badań środowiska morskiego Zatoki Puckiej ze szczególnym uwzględnieniem czynników istotnych dla rybołówstwa w latach 2019-2021”, który dostarczył zintegrowanej informacji dotyczącej efektów oddziaływania presji naturalnych (np. zmiany klimatu) i antropogenicznych na ten ekosystem.

Wyniki badań przeprowadzonych przez MIR-PIB w okresie czerwiec-październik 2023 pozwoliły na weryfikację poczynionych we wcześniejszych badaniach obserwacji, jak również dostarczyły danych odnośnie aktualnego stanu ekosystemu i zachodzących w nim zmian.

Przeprowadzone w latach 2019-2021 badania wskazały na wyraźny wpływ warunków klimatycznych na parametry hydrologiczne wód Zatoki Puckiej. Obserwowany wzrost średniej rocznej temperatury wody zarówno w Zatoce Puckiej jak i Zalewie Puckim potwierdzają również badania wykonane w roku 2023.

Dane z czerwca-października 2023 potwierdzają, że poziom wzrostu temperatury wody jest bardzo zbliżony do tego stwierdzonego w roku 2020 w stosunku do danych historycznych z lat 1972-1990.

W roku 2023 nie obserwowano niepokojących zjawisk w odniesieniu do poziomu tlenu i sytuacja pod tym względem była podobna jak w roku 2020.

W odniesieniu do fitoplanktonu najważniejszymi zmianami jakie zostały zaobserwowane w strukturze w obu rejonach Zatoki Puckiej pomiędzy latami 2020 i 2023 są: niższa średnia biomasa całego fitoplanktonu w omawianym sezonie w 2023 roku niż w 2020 roku oraz wzrost biomasy haptofitów, szczególnie w czerwcu 2023 roku. W Zatoce Puckiej zewnętrznej nastąpił wzrost biomasy sinic, szczególnie diazotroficznycy w czerwcu i lipcu 2023 roku, co mogło być spowodowane wyższą temperaturą wody i brakiem silnego jej mieszania. W badaniach przeprowadzonych w roku 2023 zastosowano metodykę pozwalającą na wykrycie obecności *Prymnesium parvum*. Obecność *P. parvum* wykryto tylko na stacjach w Zalewie Puckim w czerwcu i we wrześniu. W czerwcu, liczebność *Prymnesiales* w tej części Zatoki była ok. 4-6 razy niższa niż na stacjach Zatoki Puckiej wewnętrznej, a biomasa 4-8 razy niższa. Oznacza to, że w czerwcu *P. parvum* prawdopodobnie dominował w zbiorowisku *Prymnesiales* w Zalewie Puckim i mógł stanowić potencjalne zagrożenie w przypadku zakwitów. Występowanie zagrożenia potwierdza również obecność genów kodujących enzymy związane z syntezą toksycznej prymnezyny, które zostały wykryte w czerwcowych próbkach. Niemniej jednak w okresie badań nie doszło do silnego rozwoju organizmów tego gatunku.

Badania bentosu potwierdziły z jednej strony swoistą stabilność zespołów bentosowych Zatoki Puckiej zewnętrznej, w tym brak symptomów wskazujących na negatywne zmiany w poprzednich latach (np. śmiertelność spowodowaną deficytami tlenowymi), z drugiej strony dużą zmienność zespołów

bentosowych płytkowodnej części Zalewu Puckiego. Może to być efektem zmian jakie w ostatnich latach zachodzą na tym akwenie, a które związane są z poprawą warunków środowiskowych, manifestujących się m.in. ze zwiększaniem obszarów dna pokrytych roślinnością zanurzoną. Zasoby omułka w rejonie ich najliczniejszego występowania (zachodnia część Zatoki Puckiej zewnętrznej) uległy istotnemu zmniejszeniu w stosunku do lat 2019-20 i swym poziomem zbliżyły się do wartości notowanych w roku 2007.

Wykonana ocena stanu zasobów storni i okonia prowadzi do wniosku, że śmiertelność połowowa storni w roku 2023 nieco zmalała w porównaniu do ocen otrzymanych na podstawie badań w okresie 2019-2021, ale nadal jest zbyt wysoka w stosunku do śmiertelności  $F_{msy}$ , prowadzącej do maksymalnych zrównoważonych połowów. Natomiast śmiertelność połowowa okoni nieco wzrosła w porównaniu do ocen otrzymanych na podstawie badań w okresie 2019-2021, więc nadal jest zbyt wysoka w stosunku do śmiertelności  $F_{msy}$ , prowadzącej do maksymalnych zrównoważonych połowów.

**Wykonana ocena sposobu przydziału uprawnień do połowów podmiotom uprawnionym do wykonywania rybołówstwa komercyjnego na obszarze Zatoki Puckiej prowadzi do wniosku, że z uwagi na fakt, iż aktualny sposób zarządzania rybołówstwem nie zakłada limitowania nakładu połowowego na obszarze Zatoki Puckiej, obecny sposób przydziału uprawnień do połowów nie wydaje się wpływać na zarządzanie połowami i śmiertelność połowową.**

Badania dostarczyły ważnej obserwacji dotyczącej częstości występowania zewnętrznych objawów chorobowych u ryb. Liczba ryb z zewnętrznymi objawami chorobowymi rejestrowana w trakcie pomiarów połowów badawczych i komercyjnych w roku 2023 była stosunkowo niska. Podobnie jak w latach ubiegłych, u storni i babki byczej najczęściej rejestrowano zarażenie pasożytem *Cryptocotyle*, który nie zagraża bezpieczeństwu żywności.

Ważnym wnioskiem płynącym z badań chemicznych jest to, że poziomy zanieczyszczeń chemicznych badanych w rybach łowionych w Zatoce Puckiej pozostają na poziomach niskich, gwarantujących bezpieczeństwo konsumentów.

## 9 Literatura

- Bełdowska M., Mudrak-Cegiołka S., 2017. Mercury concentration variability in the zooplankton of the southern Baltic coastal zone. *Progress in Oceanography*. 159, 73-85.10.1016/j.pocan.2017.09.009.
- Bełdowska, M. Review of mercury circulation changes in the coastal zone of Southern Baltic Sea. In M. Marghany (Ed.), *Applied studies of coastal and marine environments*, 2016, ISBN 978-953-51-2549-5, str. 109–124.
- Beverton, R.J.H., and Holt, S.J. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. *Fishery Investigations Series 2*, Vol. 19. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, London, UK.
- Bielecka L., Gaj, M., Mudrak S., Żmijewska, M.I., 2000. The seasonal and short-term variability of zooplankton taxonomic composition in the shallow coastal of the gulf of Gdańsk. *Oceanological Studies*. 29. 57-76.
- Boalt, E., Miller, A., Dahlgren, H. Distribution of cadmium, mercury, and lead in different body parts of Baltic herring (*Clupea harengus*) and perch (*Perca fluviatilis*): Implications for environmental status assessments. *Mar Poll Bull* 2014, 78, 130-136.
- Bobrowska-Korczak, B., Stawarska, A., Szterk, A., K Ofiara, K. Determination of pharmaceuticals, heavy metals, and oxysterols in fish muscle. *Molecules* 2021, 26(5), 1229.
- Bolałek J., Burska D., (red.), 2022. Zatoka Pucka. Tom I. Aspekty geologiczne i fizyczne. Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk, ISBN: 978-83-8206-232-8, 338 pp.
- Bolałek J., Burska D., (red.), 2022. Zatoka Pucka. Tom II. Aspekty chemiczne. Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk, ISBN: 978-83-8206-345-5, 292 pp.
- Bolałek J., Burska D., (red.), 2022. Zatoka Pucka. Tom III. Aspekty świata ożywionego. Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk, ISBN: 978-83-8206-237-3, 460 pp.
- Bolałek, J., Falkowska, L., Korzeniewski, K., 1993. *Hydrochemia Zatoki*, [W:] Korzeniewski, K. (red.), *Zatoka Pucka*, Instytut Oceanografii Uniwersytetu Gdańskiego, str. 222-302.
- Boszke, L., Siepak, J., Falandysz, J. Total mercury contamination of selected organisms in Puck Bay, Baltic Sea, Poland. *Pol Environ Stud*, 2003, 12, No. 3, 275-285.
- Bralewska J.M., 1992. Cycling seasonal fluctuations of the phytoplankton biomass and composition in the Gdansk Basin in 1987–1988. *Proceedings of the 1992 ICES Meeting, Biological Committee*. Copenhagen
- Broecker, W.S., Peng, T.H., 1982. *Tracers in the sea*, New York Eldigio Press, 690 pp.
- Brzezinski, M.A., Nelson, D.M., 1989. Seasonal changes in the silicon cycle with a Gulf Stream warm-core ring. *Deep Sea Res.*, 36:1009-1030.
- Burska, D., Pryputniewicz-Flis, D., Gaffke, J., Bolałek, J., 2022. Wieloletnie zmiany parametrów fizykochemicznych w rejonie zrzutu z Grupowej Oczyszczalni Ścieków „Dębogórze” [W: Bolałek J, Burska D (eds). *Zatoka Pucka*, Tom 2, Aspekty chemiczne. Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego, str. 61-75.
- Chapman, D.G., D.S. Robson. 1960. The analysis of catch curve. *Biometrics*, 16:354-368

- Chlost, I., Cieśliński, R., 2022. Bilans wodny Zatoki Puckiej In: Bolałek J, Burska D (eds) Zatoka Pucka, Tom 1, Aspekty geologiczne i fizyczne. Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego, str 94-109
- Cieśliński, R., Krajewska, Z., Chlost, I., 2022a. Warunki fizyczno-geograficzne zlewiska Zatoki Puckiej [W:] Bolałek, J., Burska, D. (red.), Zatoka Pucka, Tom 1, Aspekty geologiczne i fizyczne str. 70-80.
- Cieśliński, R., Krajewska, Z., Chlost, I., Jędrasik, J., 2022b. Hydrologia zlewiska Zatoki Puckiej. [W:] Bolałek, J., Burska, D. (red.), Zatoka Pucka, Tom 1, Aspekty geologiczne i fizyczne str. 81-98.
- Cięgielewicz, W., Załachowski, W., Szypuła, J., Krzykawski, S., Krzykawska, I. 1972. Odżywianie się ryb przemysłowych południowego Bałtyku.[Feeding of commercial fishes of the southern Baltic]. Ekosystemy morskie, 2: 363-450.
- Conley, D.J., 1997. Riverine contribution of biogenic silica to the oceanic silica budget. *Limnol. Oceanogr.*, 42:774-777.
- Conley, D.J., Humborg, C., Smedberg, E., Rahm, L., Papuch, L., Danielsson, Å., Clarke, A., Pastuszak, M., Aigars, J., Ciuffa, D, Mörth C-M., 2008. Past, present and future state of the biogeochemical Si cycle in the Baltic Sea. *J. Mar. Syst.*, 73:338-346.
- Cyberski, J., 1993. Hydrologia zlewiska. [W:] Korzeniewski, K. (red.), Zatoka Pucka, Instytut Oceanografii Uniwersytetu Gdańskiego, str.40-70.
- Dąbrowska, H., Kopko, O., Lehtonen, K., Lang, T., Waszak, I., i inni. An integrated assessment of pollution and biological effects in flounder, mussels and sediment in the southern Baltic Sea coastal area. *Environmental Science and Pollution Research* 2017, 24, 3626–3639.
- Del Amo, Y., Brzezinski, M.A., 1999. The chemical form of dissolved Si taken up by marine diatoms. *J. Phycol.*, 35(6):1162-1170.
- Delworth, T.L., Zeng, F., Vecchi, G., Yang, X., Zhang, L., Zhang, R. 2016. The North Atlantic Oscillation as a driver of rapid climate change in the Northern Hemisphere. *Nature Geosci* 9, 509–512. <https://doi.org/10.1038/ngeo2738>.
- Dietz, R., Fort, J., Sonne, Ch. et al. A risk assessment of the effects of mercury on Baltic Sea, Greater North Sea and North Atlantic wildlife, fish and bivalves. *Environ Intern.* 2021, 146, 106178.
- Domine, L.M., Vanni, M.J., Renwick, W.H., 2010. New and regenerated primary production in the productive reservoir ecosystem. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 67:278-287.
- Doney, S.C., Ruckelshaus, M., Duffy, J.E., Barry, J.P., Chan, F., English, C.A., Galindo, H.M., Grebeiner, J.M., Hollowed, A.B., Knowlton, N., Polovina, J., Rabalais, N.N., Sydeman, W.J., Talley, L.D., 2012. Climate Change Impacts on Marine Ecosystems. *Annu Rev Mar Sci* 4:11-37. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-041911-111611>
- Dudgale, R.C., Wilkerson, F.P., Minas, H.J., 1995. The role of a silicate pump in driving new production. *Deep-Sea Res.*, 42:697-719.
- Dúrr, H.H., Meybeck, M., Hartmann, J., Laruelle, G.G., Roubéix, V., 2009. Global spatial distribution of natural riverine silica inputs to the coastal zone. *Biogeosciences. Discuss.*, 6:1345-1401.

Dyrektywa 2013/39/UE: Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2013/39/UE z dnia 12 sierpnia 2013 r. zmieniająca dyrektywy 2000/60/WE i 2008/105/WE w zakresie substancji priorytetowych w dziedzinie polityki wodnej. Dz.U. L 226 z 24.8.2013, s. 1.

Dzierzbicka-Glowacka L., Kalarus M., Musialik M., Lemieszek A., Żmijewska M., 2015. Seasonal variability in the population dynamics of the main mesozooplankton species in the Gulf of Gdańsk (southern Baltic Sea): Production and mortality rates. *Oceanologia*. 44. 10.1016/j.oceano.2014.06.001.

Dzierzbicka-Glowacka L., Musialik M., Kalarus M., Lemieszek A., Prątnicka P., Janecki M., Żmijewska M., 2019. The Interannual Changes in the Secondary Production and Mortality Rate of Main Copepod Species in the Gulf of Gdańsk (The Southern Baltic Sea). *Applied Sciences*. 9. 2039.

FAO/WHO, Food and agriculture organization World health organization. Safety evaluation of certain contaminants in food, prepared by the seventy-second meeting of the Joint FAO/WHO Expert committee on food Additives (JECFA), 2011. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/44520>.

file:///C:/Users/mzalewski/Downloads/MONITORING\_W%C3%93D\_ZATOKI\_PUCKIEJ\_w\_2021\_roku-1.pdf (on-line 15/11/2023)

Folch, J., Lees, M., Stanley, G.H.S. A simple method for the isolation and purification of total lipides from animal tissues. *J. Biol. Chem.*, 1957, 226, 497-509.

Freitag M., Beszteri S., Vogel H., John U., 2011. Effects of physiological shock treatments on toxicity and polyketide synthase gene expression in *Prymnesium parvum* (Prymnesiophyceae). *European Journal of Phycology*, 46(3), 193-201

Galluzzi, L., Bertozzini, E., Penna, A., Perini, F., Pigalarga, A., Graneli, E. and Magnani, M., 2008. Detection and quantification of *Prymnesium parvum* (Haptophyceae) by real-time PCR. *Letters in Applied Microbiology*, 46: 261-266. <https://doi.org/10.1111/j.1472-765X.2007.02294.x>

Garcia-Soto C, Cheng L, Caesar L, Schmidtko S, Jewett EB, Cheripka A, Rigor I, Caballero A, Chiba S, Báez JC, Zielinski T, Abraham JP (2021) An Overview of Ocean Climate Change Indicators: Sea Surface Temperature, Ocean Heat Content, Ocean pH, Dissolved Oxygen Concentration, Arctic Sea Ice Extent, Thickness and Volume, Sea Level and Strength of the AMOC (Atlantic Meridional Overturning Circulation). *Front. Mar. Sci.*, 21 September 2021, Sec. Global Change and the Future Ocean Volume 8 – 2021. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.642372>

Gerard, F., Ranger, J., 2002. Silicate weathering mechanisms in a forest soil. *Oceanis*, 28:384-415.

Główny Inspektorat Ochrony Środowiska (GIOŚ): Monitoring i ocena jednolitych części wód przybrzeżnych; Klasyfikacja wskaźników i grup wskaźników w jednolitych częściach wód przejściowych i przybrzeżnych za rok 2022; publ. 2023. [https://wody.gios.gov.pl/pjwp/publication/COAST\\_WATERS/108](https://wody.gios.gov.pl/pjwp/publication/COAST_WATERS/108).

Goldman, J.C., 1993. Potential role of large oceanic diatoms in new primary production. *Deep Sea Res.*, 40:159-186.

González-Pola, C., Larsen, K.M.H., Fratantoni, P., Beszczyńska-Möller, A., (Eds.) 2019. ICES Report on Ocean Climate 2018. ICES Cooperative Research Report No. 349, 122 pp. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.5461>.

- Grasshoff, K., Erhardt M., Kremling K. (red.), 1983. Methods of sea water analysis, Verlag Chemie, Weinheim, 317pp.
- Gruber, N., 2011. Warming up, turning sour, losing breath: Ocean biogeochemistry under global change. *Philos Trans R Soc A* 369:1980–1996. doi:10.1098/rsta.2011.0003
- Haase, K., Orio, A., Pawlak, J., Pachur, M., Casini, M. 2020. Diet of dominant demersal fish species in the Baltic Sea: is flounder stealing benthic food from cod?. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 645, 159-170.
- Hansen, P.J., Bjornsen P.K., Hansen, B.W., 1997. Zooplankton grazing and growth: Scaling within the 2-2,000  $\mu\text{m}$  body size range. *Limnol. Oceanogr.*, 42:687:704.
- HELCOM, 1988. Guidelines for the Baltic Monitoring Programme for the Third Stage. *Baltic Sea Environment Proc.* No. 27.
- HELCOM, 2017. Manual for marine monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM. Part C. Programme for monitoring of eutrophication and its effects. Annex C-6: Guidelines concerning phytoplankton species composition, abundance and biomass. Helsinki. <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2020/02/Manual-for-Marine-Monitoring-in-the-COMBINE-Programme-of-HELCOM.pdf>. Online [2023.11.14].
- HELCOM, 2018a: Cyanobacterial bloom index HELCOM pre-core indicator 2018. HELCOM pre-core indicator report. Available at: <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/Cyanobacterial-bloom-index-HELCOM-pre-core-indicator-2018.pdf> Online [10.11.2023]
- HELCOM, 2018b. Seasonal succession of functional phytoplankton groups. HELCOM core indicator report. Online. [10.11.2023], <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/Seasonal-succession-of-dominating-phytoplankton-groups-HELCOM-core-indicator-2018.pdf>
- HELCOM, 2019. HELCOM indicators. Threshold and status evaluation. <http://www.helcom.fi>>Baltic Sea trends > Indicators.
- Horbowy, J., Hommik, K. 2020. Survey-based estimates of  $F_{\text{msy}}$  and its proxies. *Fisheries Research* 229 (2020) 105607, <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2020.105607>
- Horbowy, J., Hommik, K. 2022. Analysis of  $F_{\text{msy}}$  in light of life-history traits—Effects on its proxies and length-based indicators. *Fish and Fisheries*, 00, 1–17. <https://doi.org/10.1111/faf.12640>
- Horbowy, J., Luzeńczyk, A. 2012. The estimation and robustness of  $F_{\text{MSY}}$  and alternative fishing mortality reference points associated with high long-term yield. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 69: 1468–1480
- Houghton, R. A., 2003. The Contemporary Carbon Cycle [In: Schlesinger, W. H. (Ed.), Holland, H.D., Turekian, K.K. Executive Editors) *Treatise on Geochemistry*, Volume 8. pp. p.473-513. DOI: 10.1016/B0-08-043751-6/08168-8.
- Humborg, C., Pastuszak, M., Aigars, J., Siegmund, H., Mörth, C.M., Ittekkot, V., 2006. Decreased silica land-sea fluxes through damming in the Baltic Sea catchment – significance of particle trapping and hydrological alterations. *Biogeochemistry*, 77:265-281.
- ICES. 2010. Report of the Working Group on Multispecies Assessment Methods (WGSAM), 4-8 October 2010, San Sebastian, Spain. ICES CM 2010/SSGSUE: 05. 95 pp.





ICES. 2012. Report of the Second ICES/HELCOM Workshop on Flatfish in the Baltic Sea, 19 - 23 March 2012, ICES Headquarters, Copenhagen. ICES CM 2012/ACOM:33. 135 pp.

ICES. 2018. ICES reference points for stocks in categories 3 and 4. ICES Technical Guidelines 16.4.3.2. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.4128>.

Irigoiien, X., Harris, R.P., Verheye, H.M., Joly, P., Runge, J., Starr, M., Pond, D., Campbell, R., Shreeve, R., Ward, P., Smith, A.N., Dam, H.G., Peterson, W., Tirelli, V., Koski, M., Smoth, T., Harbour, D., Davidson, R. 2002. Copepod hatching success in marine ecosystems with high diatom concentrations. *Nature*, 41:387-389.

Jarosiewicz, A., Obolewski, K., Ożgo, M., 2015. Long-term trends in nutrient concentrations in Polish coastal rivers. *Ocean & Coastal Management* 118:37-46 <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.04.007>

Järv L., Kotta, J., Simmet, M. Relationship between biological characteristics of fish and their contamination with trace metals: a case study of perch *Perca fluviatilis* L. in the Baltic Sea. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences*, 2013, 62, 3, 193–201.

Jędrasik, J., Cieślakiewicz, W., 2022. Cyrkulacja wod w Zatoce Puckiej. In: Bolałek J, Burska D (Eds.) Zatoka Pucka, Tom 1, Aspekty geologiczne i fizyczne. Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego, str. 183-212.

Jędruch, A., Falkowska, L., Saniewska, D., et al. Mercury in the Polish part of the Baltic Sea: A response to decreased atmospheric deposition and changing environment. *Mar Poll Bull* 2023, 186, 114426.

Józefczuk A., Guzera E., Bielecka L., 2003. Short-term and seasonal variability of mesozooplankton at two coastal stations (Gdynia, Sopot) in the shallow water zone of the Gulf of Gdańsk. *Oceanologia*. 45.

Karlson B., Cusack C., Bresnan E., Microscopic and molecular methods for quantitative phytoplankton analysis. Vol. 55. Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, IOC Manuals and Guides, Paris 2010.

Kirkwood D., Aminot A., Perttilä M., 1991. ICES Cooperative Report No. 174. ICES Report on the Results of the Fourth Intercomparison Exercise for Nutrient in Sea Water, 83 pp.

Knopf, B., Fliedner, A., Radermacher, G., i inni . Seasonal variability in metal and metalloid burdens of mussels: using data from the German Environmental Specimen Bank to evaluate implications for long-term mussel monitoring programs. *Environmental Sciences Europe*, 2020, 32, 7, 1-13.

Korzeniewski, K. (red.), 1993. Zatoka Pucka. Instytut Oceanografii Uniwersytetu Gdańskiego, 532 pp.

Kowalkowski, T., Pastuszek, M., Igras, J., Buszewski, B., 2012. Differences in emission of nitrogen and phosphorus into the Vistula and Oder basins in 1995-2008 – Natural and anthropogenic causes (MONERIS model). *J Mar Syst* 89: 48-60. DOI: 10.1016/j.marsys.2011.07.011

Kownacka J., Edler L., Gromisz S., Łotocka M., Olenina I., Ostrowska M., Piwosz K., 2013. Non-indigenous species *Chaetoceros* cf. *lorenzianus* Grunow 1863 – A new, predominant component of autumn phytoplankton in the southern Baltic Sea, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 119: 101–111

Kownacka, J., Busch, S., Göbel, J., Gromisz, S., Hällfors, H., Högländer, H., Huseby, S., Jaanus, A., Jakobsen, H.H., Johansen, M., Johansson, M., Jurgensone, I., Liebeke, N., Kobos, J., Kraśniewski, W.,

Kremp, A., Lehtinen, S., Olenina, I., v.Weber, M., Wasmund, N., 2022. Cyanobacteria biomass 1990-2021. HELCOM Baltic Sea Environment. Fact Sheets 2022. Online. [26.10.2023], <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2023/03/BSEFS-Cyanobacteria-biomass-1990-2021.pdf>

Kwaśniak, J. Rozprawa doktorska. Dystrybucja narządowa, kumulacja i detoksykacja rtęci w rybach poławianych w południowym Bałtyku”. Wydział Oceanografii i Geografii Uniwersytetu Gdańskiego, 2012.

Lacis, A. A., Schmidt, G. A., Rind, D., Ruedy, R. A., 2010. Atmospheric CO<sub>2</sub>: Principal control knob governing Earth’s temperature. *Science*, 330(6002), 356-359.

Lappalainen, A.; Rask, M.; Koponen, H.; Vesala, S. 2001. Relative abundance, diet and growth of perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) at Tvärminne, northern Baltic Sea, in 1975 and 1997: responses to eutrophication? *Boreal Env. Res.* 6(2): 107-108.

Latała, A., 1993. Chlorofil a. [W:] Korzeniewski, K. (red.), *Zatoka Pucka*, Instytut Oceanografii Uniwersytetu Gdańskiego, str. 366-377.

Latała, A., Dąbrowska, J., 1980. Krótkoterminowe zmiany zawartości chlorofilu *a* w wodach Zatoki Puckiej. *Zeszyty Naukowe BiNoZ Uniwersytetu Gdańskiego, Oceanografia*, 7, 91-97.

Lehmann, A., Myrberg, K., Post, P., Chubarenko, I., Dailidienė, I., Hinrichsen, H-H., Hüseyin, K., Liblik, T., Meier HEM., Lips, U., Bukanova, T. 2022. Salinity dynamics of the Baltic Sea. *Earth Syst Dynam* 13:373–392. <https://doi.org/10.5194/esd-13-373-2022,2022>.

Li, G., Cheng, L., Zhu, J., Trenberth, K.E., Mann, M.E., Abraham, J.P., 2020. Increasing ocean stratification over the past half-century. *Nature Climate Change*, Vol.10. pp 1116-1123. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-00918-2>

Majaneva, M., Rintala, J.-M., Hajdu, S., Hällfors, S., Hällfors, G., Skjevik, A-T., Gromisz, S., Kownacka, J., Busch S., & Blomster, J., 2012. The extensive bloom of alternate-stage *Prymnesium polylepis* (Haptophyta) in the Baltic Sea during autumn–spring 2007–2008, *European Journal of Phycology*, 47:3, 310-320

Maksymowska-Brossard, D., Piekarek-Jaknkowska, H., 2001. Seasonal variability of benthic ammonium release in the surface sediments of the Gulf of Gdańsk (southern Baltic Sea) *OCEANOLOGIA*, 43 (1), str. 113–136.

Mania, M., Wojciechowska-Mazurek, M., Starska, K., et al. Ryby i owoce morza jako źródło narażenia człowieka na metylortęć. Fish and seafood as a source of human exposure to methylmercury. *Rocz Panstw Zakł. Hig. Anne National Institute of Hygiene*, 2012, 63, Nr 3, 257 - 264.

Marosz M, Miętus M, Biernacik D (2023) Features of Multiannual Air Temperature Variability in Poland (1951–2021). *Atmosphere*, 14, 282. <https://doi.org/10.3390/atmos14020282>

Meier, H. E., Kniebusch, M., Dieterich, C., Gröger, M., Zorita, E., Elmgren, R., Myrberg, K., Ahola, M.P., Bartosova, A., Bonsdorff, E., Börgel, F., Capell, R., Carlén, I., Carlund, T., Carstensen, J., Christensen, O.B., Dierschke, V., Frauen, C., Frederiksen, M., Gaget, E., Galatius, A., Haapala, J.J., Halkka, A., Hugelius, G., Hünicke, B., Jaagus, J., Jüssi, M., Käyhkö, J., Kirchner, N., Kjellström, E., Kulinski, K., Lehmann, A., Lindström, G., May, W., Miller, P.A., Mohrholtz, V., Müller-Karulis, B., Pavón-Jordán, D., Quante, M., Reckermann, M., Rutgersson, A., Savchuk, O.P., Stendel, M., Tuomi, L., Viitasalo, M.,

*Raport z realizacji „Programu badań zasobów ryb i ich bazy pokarmowej na obszarze Zatoki Puckiej oraz ocena sposobu przydziału uprawnień do połowów podmiotom uprawnionym do wykonywania rybołówstwa komercyjnego na obszarze Zatoki Puckiej w 2023 r.”*



Weisse, R., Zhang, W. 2022 Climate change in the Baltic Sea region: a summary. *Earth Syst Dynam* 13:457-593. <https://doi.org/10.5194/esd-13-457-2022>

Meier, H.E., Kauker, F., 2003. Modeling decadal variability of the Baltic Sea: Role of freshwater inflows and large-scale atmospheric circulation for salinity. *J Geophys Res* 108:C11, 3368. doi:10.1029/2003JC001799

Meybeck, M.-H., 1981. River inputs to ocean systems. Pathways of major elements from land to ocean through rivers. Proceedings of A Review Workshop held at FAO headquarters, Rome, Italy, 26-30 March 1979. UNEP and UNESCO, pp. 18-30.

Meybeck, M.-H., 1982. Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. *Am. J. Sci.*, 282:401-450.

MONITORING WÓD ZATOKI PUCKIEJ ZA ROK 2021, (2022). Spotkanie w sprawie stanu Zatoki Puckiej, 04/07/2022, spotkanie on-line,, Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Gdańsku, prezentacja. <https://www.gov.pl/web/wios-gdansk/spotkanie-on-line-w-sprawie-stanu-rejonu-zatoki-puckiej> (on-line 15/11/2023)

Mortatti, J., Probst, L., 2003. Silicate rock weathering and atmospheric/soil CO<sub>2</sub> uptake in the Amazon basin estimated from river water geochemistry: seasonal and spatial variations. *Chem. Geology.*, 197:177-196.

Mudrak S., Żmijewska M., 2007. Spatio-temporal variability of mesozooplankton from the Gulf of Gdańsk (Baltic Sea) in 1999-2000. *Oceanological and Hydrobiological Studies - OCEANOL HYDROBIOL STUD.* 36. 10.2478/v10009-007-0007-4. 1998-1999

Mulicki Z. 1947. Odżywianie się storni (*Pleuronectes flesus L.*) w Zatoce Gdańskiej (Food and feeding habit of the flounder [*Pleuronectes flesus L.*] in the Gulf of Gdańsk), *Arch. Hydrobiol. Ryb.*, 13: 221-259.

Mustamäki, N., Cederberg, T., Mattila, J. 2014. Diet, stable isotopes and morphology of Eurasian perch (*Perca fluviatilis*) in littoral and pelagic habitats in the northern Baltic Proper. *Environ. Biol. Fish.* 97, 675–689. <https://doi.org/10.1007/s10641-013-0169-8>

Namysłowski, B., 1924. Fitoplankton Małego Morza, *Roczniki Nauk Rolniczych*, T XII: 419–461

Norweska Agencja Środowiska: Proponowane normy jakości środowiska (EQS) dla omułka błękitnego (*Mytilus edulis*). NIVA, 2021, projekt 200284, raport nr. 7578-2021.

Nowacki, J., 1993a. Morfometria Zatoki. [W:] Korzeniewski, K. (red.), *Zatoka Pucka*, Instytut Oceanografii Uniwersytetu Gdańskiego, str.71-78.

Nowacki, J., 1993b. Hydrofizyka Zatoki - termika, zasolenie i gęstość wody In: Korzeniewski K (red) *Zatoka Pucka*, Instytut Oceanografii Uniwersytetu Gdańskiego, str.79-111 .

O'Neill, P., 1998. *Chemia Środowiska*. Wydawnictwo Naukowe PWN Warszawa-Wrocław, 308 pp.

OCENA STANU ŚRODOWISKA POLSKICH OBSZARÓW MORSKICH BAŁTYKU NA PODSTAWIE DANYCH MONITORINGOWYCH Z ROKU 2018 NA TLE DZIESIĘCIOLECIA 2008-2017. 2019, Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa 2019, pp. 223.

OCENA STANU ŚRODOWISKA POLSKICH OBSZARÓW MORSKICH BAŁTYKU NA PODSTAWIE DANYCH MONITORINGOWYCH Z ROKU 2019 NA TLE DZIESIĘCIOLECIA 2009-2018. 2020, Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa 2020, pp. 258.

Olenina I., Hajdu S., Andersson A., Edler L., Wasmund N., Busch S., Göbel J., Gromisz S., Huseby S., Huttunen M., Jaanus A., Kokkonen P., Ledaine I., Niemkiewicz E., Biovolumes and size-classes of phytoplankton in the Baltic Sea, HELCOM, Helsinki 2006, Baltic Sea Environment Proceedings, No.106.

Olenina I., Wasmund N., Hajdu S., Jurgensone I., Gromisz S., Kownacka J., Toming K., Vaiciūtė D., Olenin S., 2010. Assessing impacts of invasive phytoplankton: the Baltic Sea case, Marine Pollution Bulletin, 60 (10): 1691–1700, <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.06.046>

Oschlies, A., 2019. Ocean deoxygenation from climate change. In: Laffoley D, Baxter JM (eds) Ocean deoxygenation: Everyone's problem - Causes, impacts, consequences and solutions. Gland, Switzerland: IUCN. xxii+562pp.

OSPAR, 2010. Quality Status Report 2010. OSPAR Commission, London. 176 pp. <http://qsr2010.ospar.org/en/downloads.html>

Ostrowski J. 1997. Odżywianie się storni (*Pleuronectes flesus* L.) w południowym Bałtyku w 1996 i 1997. (Diet of the flounder [*Pleuronectes flesus* L.] in the southern Baltic in 1996-1997), Raporty MIR 1996, Gdynia, 237-247.

Parsons, T., R., Takahashi, M., Hargrave, B., 1984. Biological oceanographic processes. Pergamon Press, Third edition, 330pp.

Pastuszek, M., Bryhn, A. C., Håkanson, L., Stålnacke, P., Zalewski, M., Wodzinowski, T., 2018a. Reduction of nutrient emission from Polish territory into the Baltic Sea (1988-2014) confronted with real environmental needs and international requirements. Oceanological and Hydrobiological Studies, Vol 47, Issue 2, pp. 140-166.

Pastuszek, M., Conley, D., Humborg, C., Witek, Z., Sitek, S., 2008. Silicon dynamics in the Oder estuary, Baltic Sea. J. Mar. Syst., 73:250-262.

Pastuszek, M., Kowalkowski, T., Igras, J., 2012a. Nitrogen and phosphorus emission into the Vistula and Oder basins – modeling studies (MONERIS). In: Pastuszek M, Igras J (eds) Temporal and spatial differences in emission of nitrogen and phosphorus from Polish territory to the Baltic Sea. National Marine Fisheries Research Institute-Institute of Soil Science and Plant Cultivation – State Research Institute-Fertilizer Research Institute. Gdynia-Puławy pp 265-308

Pastuszek, M., Kowalkowski, T., Kopiński, J., Doroszewski, A., Jurga, B., Buszewski, B., 2018b. Long-term changes in nitrogen and phosphorus emission into the Vistula and Oder catchments. Environ. Sci. Pollu. Res., 25:29734-29751, DOI 10.1007/s11356-018-2945-7

Pastuszek, M., Kowalkowski, T., Kopiński, J., Stalenga, J., Panasiuk, D., 2014. Impact of forecasted changes in Polish economy (2015 and 2020) on nutrient emission into the river basins. Sci Tot Environ 493:32-43. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.124>

Pastuszak, M., Stålacke, P., Pawlikowski, K., Witek, Z., 2012b. Response of Polish rivers (Vistula, Oder) to reduced pressure from point sources and agriculture during the transition period (1988-2008). *J Mar Syst* 94:157-173. DOI:10.1016/j.jmarsys.2011.11.017

Pastuszak, M., Tans, P., Długokencky, E., Wodzinowski, T., 2021. Global changes – greenhouse effect – causes and consequences – NOAA-NMFR cooperation (1992-2011). [In:] Pastuszak, M., Kuzebski, E. (Eds.), *Longstanding Polish-American research – Oceans and atmosphere*. National Marine Fisheries Research Institute, Gdynia, str. 199-258.

Pastuszak, M., Witek, Z., 2012. Discharges of water and nutrients by the Vistula and Oder Rivers draining Polish territory. In: Pastuszak M, Igras, J. (red) *Temporal and spatial differences in emission of nitrogen and phosphorus from Polish territory to the Baltic Sea*. National Marine Fisheries Research Institute-Institute of Soil Science and Plant Cultivation – State Research Institute-Fertilizer Research Institute. Gdynia-Puławy, str. 311-354

Pastuszak, M., Zalewski, M, Wodzinowski, T., Pawlikowski, K., 2016. Eutrofizacja w Morzu Bałtyckim – konieczność holistycznego podejścia do problemu. [w:] Psuty, I. (red.) *95-lecie Morskiego Instytutu Rybackiego: Aktualne Tematy Badań Naukowych, Tom II – Stan Środowiska Południowego Bałtyku*. Wydawnictwo MIR-PIB, Gdynia, str. 13-44.

Piwoż K., 2022. Identyfikacja obecności *P. parvum* metodami genetycznymi. W: Raport z wykonania badań Zalewu Szczecińskiego i Rostoki Odrzańskiej w okresie zagrożenia spowodowanego czynnikami powodującymi masową śmiertelność ryb w rzece Odrze, w sierpniu i wrześniu 2022 r. Red. Adam Woźniczka, Morski Instytut Rybacki-Państwowy Instytut Badawczy

Pliński, M., 1993. *Fitoplankton*, s. 378–387. W: *Zatoka Pucka*. Praca zbiorowa pod red. K. Korzeniewskiego, Instytut Oceanografii Uniwersytetu Gdańskiego

Pliński, M., 1993. *Fitoplankton*, s. 378–387. W: *Zatoka Pucka*. Praca zbiorowa pod red. K. Korzeniewskiego, Instytut Oceanografii Uniwersytetu Gdańskiego

Pliński, M., Florczyk, I., Picińska, J., 1975. Composition and abundance of phytoplankton in the Gdańsk Bay Proper. *Stud. I Mat. Oceanol, KBM PAN*, 46, 23-64.

Pokorska, K., Protasowicki, M., Bernat, K., Kucharczyk, M. Content of metals in flounder, *Platichthys flesus* L., and Baltic herring, *Clupea harengus membras* L., from the southern Baltic Sea. *Arch Pol Fish*. 2012, 20, 51 - 53.

Polak-Juszczak, L. Bioaccumulation and temporal trends of trace elements in flounder from the Southern Baltic Sea for the 1996-2003 period. *J Toxicol Environ Health*, 2010, A, 3: 17, 1186 - 1193.

Polak-Juszczak, L. Bioaccumulation of mercury in the trophic chain of flatfish from the Baltic Sea. *Chemosphere*, 2012, 89 (5), 585-591.

Polak-Juszczak, L. Toxic metals (Cd, Pb) in flatfish, mollusk *Macoma balthica*, water and sediments from the southern Baltic Sea. *J. Elem.*, 2017, 22(2): 487-496.

Polak-Juszczak, L. Trace metals in flounder, (*Platichthys flesus* L), and sediments from the Baltic Sea and the Portuguese Atlantic coast. *Environ Sci Pollut Res*, 2013, 20 (10), 7424–7432.



- Polak-Juszczak, L., Szlinder Richer, J. Arsenic speciation in fish from Baltic Sea close to chemical munitions dumpsites. *Chemosphere* 2021, 284, 131326.
- Polak-Juszczak, L., Waszak, I., Szlinder-Richert, J., Wójcik, I. Levels, time trends, and distribution of dioxins and polychlorinated biphenyls in fishes from the Baltic Sea. *Chemosphere*, 2022, 306, 135614.
- Polovina, J.J., Howell, E.A., Abecassis, M., 2008 Ocean's least productive waters are expanding. *Geophys Res Lett* VOL. 35, L03618. doi:10.1029/2007GL031745
- Protasowicki, M., Dural, M., Jaremek, J. Trace metals in the shells of blue mussels (*Mytilus edulis*) from the Poland coast of Baltic sea. *Environmental Monitoring and Assessment* 2008, 141 (1-3): 329-37.
- Ragueneau, O., Conley, D.J., Leynaert, A., Longphuir, S.N., Slomp, C.P., 2006a. Role of diatoms in silica cycling and coastal marine food webs. [in:] *The Silicon Cycle: Human Perturbations and Impacts on Aquatic Systems*. V. Ittekkot, D. Unger, C. Humborg, N.T. An (eds.), Island Press, Washington, D.C., pp. 163-195.
- Reckermann, M., Omstedt, A., Soomere, T., Aigars, J., Akhtar, N., Bełdowska, M., Bełdowski, J., Cronin, T., Czub, M., Eero, M., Hyytiäinen, K.P., Jalkanen, J-P, Kiessling, A., Kjellström, E., Kuliński, K., Larsén, X.G., McCrackin, M., Meier, H.E.M., Oberbeckmann, S., Parnell, K., Pons-Seres de Brauwer, C., Poska, A., Saarinen, J., Szymczycha, B., Undeman, E., Wörman, A., Zorita, E., 2022). Human impacts and their interactions in the Baltic Sea region. *Earth Syst Dynam* 13, 1-80. <https://doi.org/10.5194/esd-13-1-2022>
- Renk, H., 1993. Produkcja pierwotna Zatoki Puckiej. [W:] Korzeniewski, K. (red.), *Zatoka Pucka*, Instytut Oceanografii Uniwersytetu Gdańskiego, 338-365.
- Renk, H., 1997. *Produkcja Pierwotna Zatoki Gdańskiej*. Gdańsk, Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego, 84pp.
- Renk, H., 2000. Produkcja pierwotna południowego Bałtyku. Gdynia, Morski Instytut Rybacki, *Studia i Materiały MIR*, Ser. A, 35, 5-78.
- Renk, H., Nakonieczny, J., Lorenz, Z., Majchrowski, R., Ficek, D., 1991. Secchi depth – chlorophyll relationship in the Baltic. *Acta Ichth. Piscat.*, 1991, vol. 21 Suppl., 203-211.
- Ricker, W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bull. Fish. Res. Board Can.* No. 191.
- Ringer Z., 1973. Fitoplankton południowego Bałtyku na tle warunków hydrologicznych (The southern Baltic Sea phytoplankton against a background of hydrological conditions), *Studia i Materiały Morskiego Instytutu Rybackiego*, Gdynia, A (11): 89.
- Ritchie, H., Roser, M., 2020. CO<sub>2</sub> and Greenhouse Gas Emissions. Published online at OurWorldInData.org. Retrieved from: '<https://ourworldindata.org/co2-and-other-greenhouse-gas-emissions>' on 21 April 2020.
- Round, F. E., Crawford, R. M., Mann, D. G., 1990. *The Diatoms*. Cambridge Univ. Press, Cambridge.



Rozporządzenie 2023/915: Rozporządzenie Komisji (UE) 2023/915 z dnia 25 kwietnia 2023 r. w sprawie najwyższych dopuszczalnych poziomów niektórych zanieczyszczeń w żywności oraz uchylające rozporządzenie (WE) nr 1881/2006. Dz. U. UE L 119 z 5.5.2023, s. 103.

Rumek, A., 1948. Lista gatunków fitoplanktonu powierzchniowego Zatoki Gdańskiej (List of surface phytoplankton species in the Gulf of Gdańsk), Biuletyn Morskiego Laboratorium Rybackiego, Gdynia, 4: 139–141

Saccone, L.D., Conley, D., Likens, G.E., Bailey, S.W., Buso, D.C., Johnson, C.E., 2008. Distribution of amorphous silica in soils of the Hubbard Brook Experimental Forest. *Soil Sci. Soc. A. J.*, 72:1637-1644.

Simpson, T.L., Volcani, B.E., 1981. Silicon and siliceous structures in biological systems, Springer, New York.

Siudziński K., 1977, Zooplankton of the Gulf of Gdansk, St. i Mat. MIR, Gdynia, 18A: 1-111,

Słomianko, P., 1974. Warunki fizyczne regionu [W:] Słomianko, P. (red.), Zatoka Pucka. *Studia i Materiały Oceanologiczne KBM PAN*, 5:7-30.

Smedes, F. Determination of total lipid using non-chlorinated solvents. *Analyst*, 1999, 124, 1711–1718.

Smetacek V., Diatoms and the ocean carbon cycle. *Protist* 1999, 150: 25–32

Smith, M.W, A. Y. Then , C. Wor , G. Ralph , K. H. Pollock and J.M. Hoenig. 2012. Recommendations for Catch-Curve Analysis, *North American Journal of Fisheries Management*, 32:5, 956-967, DOI: 10.1080/02755947.2012.711270

Stockmayer, V., Lehmann, A., 2023. Variations of temperature, salinity and oxygen of the Baltic Sea for the period 1950 to 2020. *Oceanologia* 65:466-483. <https://doi.org/10.1016/j.oceano.2023.02.002>

Struyf, E., Smis, A., Van Damme, A., Meire P., Conley D.J., 2009. The global biochemical cycle: Silicon, v. 1, p. 207-213. DOI 10.1007/s12633-010-9035-x

Suhareva, N., Aigars, J., Poikāne, R., Tunens, J. The influence of feeding ecology and location on total mercury concentrations in Eurasian perch (*Perca fluviatilis*) from the Pomeranian Bay and Szczecin Lagoon, southern Baltic. *Food Chemistry* 2021, 81, 73–83.

Szefer, P. Szefer, K., Frelek, K., Lee, Ch.B. Distribution and relationships of trace metals in soft tissue, byssus and shells of *Mytilus edulis trossulus* from the southern Baltic. *Environmental Pollution* 2002, 120(2):423-44.

Szefer, P., Domaga-Wieloszewska, M., Warzocha, J., i inni. Distribution and relationships of mercury, lead, cadmium, copper and zinc in perch (*Perca fluviatilis*) from the Pomeranian Bay and Szczecin Lagoon, southern Baltic. *Food Chemistry* 2003, 81, 73–83.

Tréguer, P., Nelson, D.M., Van Bennekom, A.J., DeMaster, D.J., Leynaert, A., Quéguiner, B., 1995. The silica in the world ocean: A re-estimate. *Science*, 268:375-379.

Tréguer, P., Pondaven, P., 2000. Global Change - Silica Control of Carbon Dioxide. *Nature*, 406:358-359.

UNESCO, 1983. Chemical methods for use in marine environmental monitoring. Manual and Guides, Intergovernmental Oceanographic Commission, 12: 1-53

Utermöhl H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Vol. 9. Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie, Schweizerbart, Stuttgart

Viitasalo, M., Blenckner, T., Gårdmark, A., Kaartokallio, H., Kautsky, L., Kuosa, H., Lindegren, M., Norkko, A., Olli, K., Wikner, J., 2015. Environmental Impacts – Marine Ecosystems. In: Bolle H-J, Menenti M, Rasool I (eds). The BACC II Author Team; Second Assessment of Climate Change for the Baltic Sea Basin. Springer Open. pp. 363-380. DOI 10.1007/978-3-319-16006-1

Viitasalo, M., Bonsdorff, E., 2022. Global climate change and the Baltic Sea ecosystem: direct and indirect effects on species, communities and ecosystem functioning. Earth Syst Dynam Discuss 13, 711–747. <https://doi.org/10.5194/esd-13-711-2022>

Wasmund N., Kownacka J., Göbel J., Jaanus A., Johansen M., Jurgensone I., Lehtinen S., Powilleit M., 2017. The Diatom/Dinoflagellate Index as an Indicator of Ecosystem Changes in the Baltic Sea 1. Principle and Handling Instruction. Front. Mar. Sci., 4: 22. doi: 10.3389/fmars.2017.00022

Węgrzyn, G., Gaffke, L., Pierzynowska, K., Cyske, Z., Grabowski, Ł., Grabski M., 2022. Analizy Genetyczne. W: Wstępny raport zespołu ds. sytuacji na rzece Odrze. Red. Agnieszka Kolada, Instytut Ochrony Środowiska-Państwowy Instytut Badawczy

Wiktor K., Żmijewska M.I., 1985. Zooplankton species composition and distribution in the waters of the inshore part of the Gulf of Gdańsk, St. i Mat. Oceanol., Biologia Morza, 46(7): 65-114.

Witek Z., Bralewska J., Chmielowski H., Drgas A., Gostkowska J., Kopacz M., Knurowski J., Krajewska-Sołtys A., Lorenz Z., Maciejewska K., Mackiewicz T., Nakonieczny J., Ochocki S., Warzocha J., Piechura J., Renk H., Stopiński M., Witek B., 1993. Structure and function of marine ecosystem in the Gdańsk Basin on the basis of studies performed in 1987. Stud. Mater. Oceanol., 63: 1–124

Witek, B., 2010. Krótkookresowe fluktuacje fitoplanktonu w przybrzeżnej strefie Zatoki Gdańskiej. Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego

Wojewódzki, T., 1990. Struktura gęstościowa wód. [W:] Majewski, A. (red.), Zatoka Gdańska. Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa, 255-269.

Załachowski, W., Szypuła, J., Krzykowski, S., Krzykawska, I. 1975. Feeding of some commercial fishes in the Southern Region of Baltic Sea – in 1971 and 1972. Polskie Archiwum Hydrobiologii 22 (3): 429–448.

Zaporowski, R., 1995. Zasoby ryb i rybołówstwo przybrzeżne Zatoki Puckiej i Zatoki Gdańskiej w 1994 roku. Raporty MIR 1993-1994, Gdynia, 514-528

Złoch, I., Sapota, M., Fijałkowska, M. 2005. Diel food composition and changes in the diel and seasonal feeding activity of common goby, sand goby and young flounder inhabiting the inshore waters of the Gulf of Gdansk, Poland. Oceanol. Hydrobiol. Stud. 34(3), 69-84.

Zastępca Dyrektora ds. Naukowych  
dr hab. inż. Joanna Szlinder-Richert